WALTER ONYEBUCHI OKPALA

RECARGA GERENCIADA DO AQÜÍFERO DO AEROPORTO
INTERNACIONAL GOVERNADOR ANDRÉ FRANCO
MONTORO, GUARULHOS/SP: ESTUDO PILOTO DO SISTEMA
SOLO-AQÜÍFERO

São Paulo
2011

WALTER ONYEBUCHI OKPALA

RECARGA GERENCIADA DO AQÜÍFERO DO AEROPORTO
INTERNACIONAL GOVERNADOR ANDRÉ FRANCO
MONTORO, GUARULHOS/SP: ESTUDO PILOTO DO SISTEMA
SOLO-AQÜÍFERO

Tese apresentada à Escola
Politécnica da Universidade de São
Paulo para obtenção do título de
Doutor em Engenharia

São Paulo
2011

Este exemplar foi revisado e alterado em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, 12 de Abril de 2011.

Assinatura do autor _____

Assinatura do orientador _____

FICHA CATALOGRÁFICA

Okpala, Walter Onyebuchi

Recarga gerenciada do aquífero do Aeroporto Internacional Governador André Franco Montoro, Guarulhos/SP: estudo piloto do sistema solo-aquífero / W.O. Okpala. -- ed.rev. -- São Paulo, 2011.

266 p.

Tese (Doutorado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária.

1. Aeroportos 2. Aquíferos (Sistemas) I. Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária II. t.

WALTER ONYEBUCHI OKPALA

RECARGA GERENCIADA DO AQÜÍFERO DO AEROPORTO
INTERNACIONAL GOVERNADOR ANDRÉ FRANCO
MONTORO, GUARULHOS/SP: ESTUDO PILOTO DO SISTEMA
SOLO-AQÜÍFERO

Tese apresentada à Escola
Politécnica da Universidade de São
Paulo para obtenção do título de
Doutor em Engenharia

Área de Concentração:
Engenharia Hidráulica e Sanitária

Orientador: Prof. Titular
Ivanildo Hespanhol

São Paulo
2011

AGRADECIMENTOS

Ao professor Prof. Dr. Ivanildo Hespanhol, pela orientação e pela paciência que teve durante todo o trabalho.

Aos professores e funcionários do Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, e a todos que colaboraram direta ou indiretamente na execução deste trabalho.

Ao CNPq pelo apoio financeiro do Edital MCT/CNPq/CT-HIDRO N° 021/2009.

RESUMO

O Aeroporto Internacional Governador André Franco Montoro (GRU), São Paulo, depende inteiramente da água subterrânea para suprir sua demanda. Entretanto, a prática de extração excessiva, que aumenta continuamente para atender à demanda de um número cada vez maior de passageiros e às dificuldades envolvidas com a recarga natural do aquífero, levou a Empresa Brasileira de Infraestrutura Aeroportuária (Infraero) a procurar outras fontes de abastecimento. Embora a busca de solução para o problema da escassez da água, passe pela opção de recarga gerenciada do aquífero, a falta da experiência nacional nessa área restringe a tomada da decisão na adoção dessa prática no país. Objetivando contribuir com estudos de viabilidade técnica da recarga gerenciada de aquíferos em geral e, em particular, do Aeroporto Internacional Governador André Franco Montoro, este trabalho tem o objetivo de verificar, em escala piloto, a capacidade do solo-aquífero do aeroporto em tratar adequadamente o esgoto gerado localmente. Para atingir esse objetivo, uma área adequada foi selecionada entre as diversas avaliadas, para a construção de uma unidade piloto de recarga de aquífero. No local selecionado, amostras indeformadas da camada não saturada foram coletadas, caracterizadas e, posteriormente, montadas em colunas experimentais especiais, pelas quais o esgoto foi infiltrado de maneira controlada. Como os resultados desta primeira fase experimental não foram adequadamente atendidos, foi decidido efetuar coletas de amostras indeformadas em uma segunda área do aeroporto, que indicou a existência de uma camada vadosa mais profunda, mas perfil de solo semelhante ao perfil anterior. Os ensaios de colunas foram efetuados com amostras de ambas as áreas, indicando que o solo superficial do aeroporto deverá ser eliminado, ou substituído por uma camada de areia grossa para permitir uma recarga gerenciada que permita a produção de águas com qualidade adequada para os usos preconizados. Os diferentes cenários utilizados nesta pesquisa envolveram a infiltração nas colunas de recarga com esgotos secundários produzidos no aeroporto, após passagem por duas lagoas de retenção, a infiltração do mesmo efluente tratado por um processo físico-químico de coagulação/floculação/sedimentação e pelo mesmo efluente das lagoas de retenção após tratamento por um sistema de membranas de ultrafiltração.

Os resultados obtidos são considerados como resultados parciais, uma vez que toda a profundidade do aquífero não foi utilizada e pelo fato de que, face às restrições acadêmicas vigentes o tempo disponível para a realização da pesquisa foi extremamente restringido.

Entretanto, considera-se este trabalho como pioneiro, pelo fato dele se constituir na primeira pesquisa sobre recarga gerenciada no Brasil e, ainda, por fornecer subsídios teóricos e práticos para suportar outros estudos semelhantes que se farão necessários para compreender e promover a prática de recarga gerenciada de aquíferos no Brasil

Palavras-chave: Reúso de água. Esgotos. Recarga de aquíferos. Sistemas Tratamento Solo-Aquífero – TSA. Aeroporto Internacional Governador André Franco Montoro.

ABSTRACT

The Governor André Franco Montoro International Airport, São Paulo, entirely depends on groundwater to meet its demand. However, excessive extraction practice which increase continuously in order to attend the demand of increasing number of passengers and the difficulty involved with natural recharge of its aquifer led the Federal Airport Administration Agency (Infraero) to search for other sources of water supply. Although the search for solution for water scarcity problem goes through managed aquifer recharge, lack of national experience in this area restricts decision making in adopting this practice in the country. Contributing to the technical feasibility studies of managed aquifer recharge in general and the Governor André Franco Montoro International Airport in particular, this research has the objective of verifying at the pilot scale level, the capacity of airport soil-aquifer in adequately treating wastewater generated locally. In order to reach this objective, an adequate location was selected within the alternatives evaluated for the construction of a pilot unit for aquifer recharge. Undeformed samples were collected from the unsaturated layer of the selected place, characterized and afterwards, recharged through special experimental columns with wastewater which was filtered in a controlled form. As the results of the first experimental phase were not adequately met, a decision was made to collect undeformed samples from a second location in the airport. The collection indicated the existence of deep unsaturated layer with the soil profile being similar to the profile of the soil layer from which the first samples were collected. The soil column tests were carried out with samples from both areas, indicating that superficial part of airport soil will be eliminated or substituted with a coarse sandy layer in order to permit a managed aquifer recharge which allows production of water that meets the quality of its required uses. Of the different scenarios verified in this research was infiltration of secondary wastewater produced at the airport through soil columns. Another was infiltration of wastewater after its pre-treatment by physical-chemical processes of coagulation/flocculation/sedimentation and still a third scenario, through pre-treatment of secondary effluent by ultrafiltration membrane. The results obtained are considered partial since the total aquifer depth was not used and the fact that academic restrictions limited excessively the time period of the research. However, considering this as a pioneer work, and the fact that it constitutes

the first research about managed aquifer recharge in Brazil, and with it, bringing theoretical and practical contributions to support other similar studies which would be necessary in understanding and promoting managed aquifer recharge practice in Brazil.

Keywords: Water reuse. Wastewater. Aquifer recharge. Soil-Aquifer Treatment Systems – SAT. Governor André Franco Montoro International Airport.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 – Esquema dos poços de injeção do projeto <i>Water factory</i> 21, OCWD, California, EUA -----	16
Figura 2.2 – Esquema de coleta da água de chuva com armazenamento no aquífero -----	18
Figura 2.3 – Esquema de filtração nas margens de rios -----	19
Figura 2.4 – A localização na Europa de projetos que utilizam infiltração nas margens de rios -----	20
Figura 2.5 – A bacia de infiltração esquematizada -----	23
Figura 3.1 – Processo de Tratamento Solo-Aquífero -----	25
Figura 3.2 – A bacia de infiltração do projeto TSA de Atlantis, África do Sul -----	28
Figura 3.3 – Localização de TSA de Dan, Israel -----	30
Figura 3.4 – O sistema de tratamento e reúso da Região de Dan, Israel -----	30
Figura 3.5 – Vista de bacia de infiltração do projeto TSA da Região de Dan, Israel durante o período de enchimento -----	31
Figura 4.1 – Tipos de estrutura do solo -----	38
Figura 4.2 – A representação gráfica do modelo de Horton -----	42
Figura 4.3 – Os estados de água do solo -----	51
Figura 4.4 – Distribuição vertical da água subterrânea -----	54
Figura 4.5 – A substituição isomórfica de Si^{+4} por Al^{+3} em argila do tipo 2:1 -----	58
Figura 4.6 – Fontes de carga variável em estrutura de argilomineral (caulinita) ---	59
Figura 4.7 – Curvas de ionização dos grupos funcionais carboxílico e fenólico ---	62
Figura 4.8 – Curva de concentração de microrganismos em função da distribuição de matéria orgânica no perfil do solo -----	65
Figura 4.9 – Exemplos dos principais microrganismos de solo -----	68
Figura 5.1 – O acúmulo do lodo desidratado e a limpeza de bacias -----	76
Figura 5.2 – Adsorção de nitrato em hidróxido de ferro -----	78
Figura 5.3 – Mecanismo de adsorção de fósforo em húmus -----	78
Figura 5.4 – Adsorção de Mg^{+2} entre unidades de montmorilonita -----	80
Figura 5.5 – Exemplo da fonte de carga negativa em células de caulinita -----	82
Figura 5.6 – O mecanismo de adsorção de cátions por húmus -----	82

Figura 5.7 – Remoção de inorgânicos pela formação de ponte de ligação entre o o húmus e argilominerais -----	83
Figura 5.8 – Remoção de inorgânicos pela formação de complexo químico -----	83
Figura 5.9 – Remoção de compostos orgânicos e inorgânicos pelas micelas -----	84
Figura 6.1 – Localização do Aeroporto Internacional Governador André Franco Montoro, Guarulhos -----	94
Figura 6.2 – Bacias hidrográficas do município de Guarulhos -----	96
Figura 6.3 – Mapa geológico do município de Guarulhos -----	97
Figura 6.4 - Localização dos principais poços tubulares profundos do Município de Guarulhos, com indicação dos poços tubulares do Aeroporto Internacional Governador André Franco Montoro -----	101
Figura 6.5 – Vista do Aeroporto Internacional Governador André Franco Montoro em Guarulhos -----	98
Figura 6.6 – As instalações existentes e áreas potenciais de reúso de água no Aeroporto Internacional Governador André Franco Montoro, em Guarulhos -----	99
Figura 6.7 – Vista de duas bancadas de colunas usadas no ensaio -----	103
Figura 6.8 – Local da coleta das amostras do solo -----	104
Figura 6.9 – Escavação de solo para a coleta das amostras -----	105
Figura 6.10 – Procedimentos empregados na coleta de solo -----	106
Figura 6.11 – Equipamentos usados na coleta de solo -----	106
Figura 6.12 – A representação esquemática do sistema de tratamento existente no aeroporto com indicação do ponto da coleta das amostra do esgoto usadas na pesquisa -----	110
Figura 6.13 – Vista da segunda lagoa de decantação -----	111
Figura 6.14 – Coleta do esgoto na saída da segunda lagoa de retenção -----	111
Figura 6.15 – Fluxograma do sistema de tratamento da primeira etapa -----	114
Figura 6.16 – Local da segunda coleta -----	115
Figura 6.17 – Processo da escavação para coleta de amostra de solo, segunda etapa -----	116
Figura 6.18 – Fluxograma do sistema de tratamento da segunda etapa -----	117
Figura 6.19 – Peneiração para separação de maior granulometria -----	120
Figura 6.20 – Fluxograma do sistema de tratamento da terceira etapa -----	121
Figura 6.21 – Unidade de mistura rápida do sistema de coagulação -----	123

Figura 6.22 – O sistema de ultrafiltração instalado no aeroporto -----	125
Figura 7.1 – Triângulo das classes texturais do solo -----	130
Figura 7.2 – Taxa de aplicação hidráulica durante a primeira etapa -----	144
Figura 7.3 – Variação do pH durante ensaio da primeira etapa -----	154
Figura 7.4 – Variação da cor da primeira etapa -----	155
Figura 7.5 – O comportamento da matéria orgânica (DQO) referente ao ensaio da primeira etapa -----	156
Figura 7.6 – Variação de coliformes totais referente à primeira etapa -----	157
Figura 7.7 – Variação de alumínio durante ensaios da primeira etapa -----	158
Figura 7.8 – Remoção de cloreto pelo sistema de tratamento da primeira etapa -	159
Figura 7.9 – Variação de ferro no infiltrado das colunas da primeira etapa -----	160
Figura 7.10 – Variação de sódio durante primeira etapa -----	161
Figura 7.11 – Remoção de N - NH_4^+ pelo sistema de tratamento da primeira etapa -----	162
Figura 7.12 – Curva de variação de nitrogênio albuminóide durante a primeira etapa -----	163
Figura 7.13 – Remoção de nitrato pelo conjunto de colunas da primeira etapa --	164
Figura 7.14 – Remoção de SDT pelo conjunto de colunas da primeira etapa -----	165
Figura 7.15 – Curva de variação de SST durante a primeira etapa -----	166
Figura 7.16 – Capacidade de infiltração da amostra do solo referente ao primeiro ensaio -----	178
Figura 7.17 – Curvas de capacidade de infiltração e da condutividade hidráulica do segundo ensaio da segunda etapa -----	180
Figura 7.18 - Variação da capacidade de infiltração e da recuperação do esgoto infiltrado durante o terceiro ensaio da segunda etapa -----	182
Figura 7.19 - Variação da capacidade de infiltração e da recuperação do esgoto infiltrado durante o quarto ensaio da segunda etapa -----	184
Figura 7.20 – Variações de alumínio e ferro durante a segunda etapa da pesquisa -----	192
Figura 7.21 – Remoção de cloreto pelo conjunto de colunas da segunda etapa	192
Figura 7.22 – Variação de nitrato durante segunda etapa -----	193
Figura 7.23 – Comportamento de SDT durante a segunda etapa da pesquisa ---	193
Figura 7.24 – Curvas de capacidade de infiltração e de condutividade hidráulica da coluna 1 da terceira etapa -----	198

Figura 7.25 - Capacidade de infiltração e condutividade hidráulica da areia da coluna 1 da terceira etapa -----	201
Figura 7.26 – Capacidade de infiltração e condutividade hidráulica da areia da coluna 1 da terceira etapa -----	203
Figura 7.27 – Curvas da capacidade de infiltração e de condutividade hidráulica da areia da coluna 1 da terceira etapa -----	205
Figura 7.28 – Curvas de capacidade de infiltração após substituir a camada superficial da areia da coluna 1 da terceira etapa -----	208
Figura 7.29 – Variação de cloreto ao longo das colunas da quarta etapa -----	218
Figura 7.30 – Variação do nitrato ao longo das colunas da quarta etapa -----	218
Figura 7.31 – Variação de SDT ao longo das colunas da quarta etapa -----	219
Figura 7.32 - Variação de ferro ao longo das colunas da quarta etapa -----	219

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Qualidade de água afluyente aos poços de injeção do projeto <i>Water Factory 21</i>	15
Tabela 2.2 – Exemplos de projetos que utilizem infiltração pelas margens de rios e características dos aquíferos correspondentes	21
Tabela 3.1 – Qualidade da água recuperada no projeto TSA de Atlantis, África do Sul, em 2002	29
Tabela 3.2 – Qualidade da água recuperada do projeto TSA da Região de Dan, Israel, em 2000	32
Tabela 4.1 – Condutividade hidráulica e porosidade de material de meio poroso não consolidado	44
Tabela 4.2 – Porosidade comparada ao rendimento específico e à retenção específica de alguns materiais	53
Tabela 4.3 – Área superficial específica (ASE) e capacidade de troca iônica de cátions (CTC) de alguns colóides do solo	62
Tabela 4.4 – População de grupos de microrganismos por grama de solo	65
Tabela 4.5 – A concentração de poluentes remanescentes após cada nível de tratamento	74
Tabela 6.1 – Vazões de contribuição de esgotos	110
Tabela 7.1 – Características físicas e químicas do solo do Aeroporto Internacional Governador André Franco Montoro, Guarulhos, comparadas com o padrão da CETESB para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo	128
Tabela 7.2 – Características microbiológicas do solo do Aeroporto Internacional Governador André Franco Montoro, Guarulhos	130
Tabela 7.3 – Qualidade do esgoto tratado no aeroporto em comparação à Portaria MS 518/2004	133
Tabela 7.4 – Qualidade dos efluentes da ETE do Aeroporto Governador André Franco Montoro, Guarulhos	137
Tabela 7.5 – Comparação da qualidade do esgoto secundário do aeroporto com a Resolução CONAMA 357/2004	140
Tabela 7.6 – Taxa de aplicação hidráulica da primeira etapa	144

Tabela 7.7 – Concentrações remanescentes de poluentes em relação à profundidade do solo (ensaio nº 1) do aeroporto Governador André Franco Montoro, Guarulhos -----	145
Tabela 7.8 – Concentrações remanescentes de poluentes referentes ao ensaio nº 2. Aeroporto Governador André Franco Montoro, Guarulhos -----	147
Tabela 7.9 – Concentrações remanescentes de poluentes referentes ao ensaio nº 3. Aeroporto Governador André Franco Montoro, Guarulhos -----	149
Tabela 7.10 – Concentrações remanescentes de poluentes referentes ao ensaio nº 4. Aeroporto Governador André Franco Montoro, Guarulhos ---	151
Tabela 7.11 – Qualidade de água produzida na primeira etapa comparada com à Portaria MS 518/2004 -----	167
Tabela 7.12 – Características hidráulicas da amostra do solo da terceira coluna da segunda etapa (ensaio nº 1) -----	176
Tabela 7.13 – Características hidráulicas da amostra do solo da terceira coluna da segunda etapa (ensaio nº 2) -----	179
Tabela 7.14 – Características hidráulicas da amostra do solo da terceira coluna da segunda etapa (ensaio nº 3) -----	181
Tabela 7.15 – Características hidráulicas da amostra do solo da terceira coluna da segunda etapa (ensaio nº 4) -----	183
Tabela 7.16 – Concentrações remanescentes de poluentes em relação à profundidade de solo da segunda etapa (ensaio nº 1) -----	186
Tabela 7.17 – Concentrações remanescentes de poluentes em relação à profundidade de solo da segunda etapa (ensaio nº 2) -----	188
Tabela 7.18 – Concentrações remanescentes de poluentes em função de profundidade de solo da segunda etapa (ensaio nº 3) -----	190
Tabela 7.19 – Concentrações remanescentes de poluentes em relação à profundidade de solo da segunda etapa (ensaio nº 4) -----	191
Tabela 7.20 - Qualidade de água produzida na segunda etapa comparada com à Portaria MS 518/2004 -----	195
Tabela 7.21 - Características hidráulicas da areia da primeira coluna da terceira etapa (ensaio nº 1) -----	197
Tabela 7.22 - Características hidráulicas da areia da primeira coluna da terceira etapa (ensaio nº 2) -----	199

Tabela 7.23 - Características hidráulicas da areia da primeira coluna da terceira etapa (ensaio nº 3) -----	202
Tabela 7.24 - Características hidráulicas da areia da primeira coluna da terceira etapa (ensaio nº 4) -----	204
Tabela 7.25 – Efeito da substituição da camada superficial na caracterização hidráulica da areia da terceira etapa -----	206
Tabela 7.26 – Concentrações remanescentes de poluentes em relação à profundidade de solo da terceira etapa (ensaio nº 1) -----	210
Tabela 7.27 – Concentrações remanescentes de poluentes em relação à profundidade de solo da terceira etapa (ensaio nº 2) -----	211
Tabela 7.28 – Concentrações remanescentes de poluentes em relação à profundidade de solo da terceira etapa (ensaio nº 4) -----	212
Tabela 7.29 - Qualidade de água produzida na terceira etapa comparada com Portaria MS 518/2004 -----	213
Tabela 7.30 – Concentrações remanescentes de poluentes em relação à profundidade de solo da quarta etapa após coagular o esgoto secundário com 10 ml/L de FeCl ₃ -----	214
Tabela 7.29 - Qualidade de água produzida na terceira etapa comparada com Portaria MS 518/2004 -----	213
Tabela 7.30 - Concentrações remanescentes de poluentes em relação à profundidade de solo da quarta etapa após coagular o esgoto secundário com 10 ml/L de FeCl ₃ -----	214
Tabela 7.31 – Concentrações remanescentes de poluentes em relação à profundidade de solo da quarta etapa após coagular o esgoto secundário com 5 ml/L de FeCl ₃ -----	215
Tabela 7.32 - Concentrações remanescentes de poluentes em relação à profundidade de solo da quarta etapa após coagular o esgoto secundário com mistura de 2,5 ml/L de FeCl ₃ e 1 ml/L de polímero catiônico -----	216
Tabela 7.33 - Concentrações remanescentes de poluentes em relação à profundidade de solo da quarta etapa após coagular o esgoto secundário com 2,5 ml/L de polímero catiônico -----	217
Tabela 7.34 - Classes de água de reúso e seus respectivos padrões de qualidade -----	220

Tabela 7.35 - Qualidade de água produzida com o polímero catiônico comparada com a Norma Técnica NBR – 13.696/1997 -----	223
Tabela 7.36 - Concentrações remanescentes de poluentes em relação à profundidade de solo da quinta etapa (ensaio nº 1) -----	223
Tabela 7.37 - Concentrações remanescentes de poluentes em relação à profundidade de solo da quinta etapa (ensaio nº 2) -----	224
Tabela 7.38 - Qualidade de água produzida na quinta etapa comparada com a NBR 13.696/1997 -----	225
Tabela 7.39 – Comparação da qualidade de água produzida em cada etapa de pesquisa com a Portaria 518/2004 -----	226

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	1
1 OBJETIVOS	9
2 RECARGA GERENCIADA DE AQÜÍFERO	10
2.1 OS TERMOS ASSOCIADOS À RECARGA DE AQÜÍFERO	9
2.2 IMPORTÂNCIA DA RECARGA GERENCIADA DE AQÜÍFERO	11
2.3 OS MÉTODOS DA RECARGA GERENCIADA DE AQÜÍFERO	13
2.3.1 Injeção direta	13
2.3.2 Coleta da água de chuva com armazenamento no aquífero	16
2.3.3 Infiltração nas margens de rios	18
2.3.4 Bacia de infiltração	22
3 RECARGA GERENCIADA DE AQÜÍFEROS ATRAVÉS DE TRATAMENTO SOLO-AQÜÍFERO - TSA	24
3.1 EXEMPLOS DE PROJETOS DE TRATAMENTO SOLO- AQÜÍFERO	26
3.1.1 O projeto TSA de Atlantis, África do Sul	27
3.1.2 O projeto TSA da Região de Dan, Israel	29
4 OS FATORES INTERVENIENTES DO PROCESSO DE PURIFICAÇÃO DE ESGOTO POR SISTEMAS TSA	34
4.1 AS CARACTERÍSTICAS DE SOLO-AQÜÍFERO	35
4.1.1 Capacidade de infiltração	37
4.1.2 Condutividade hidráulica	43
4.1.3 Rendimento específico	50
4.1.4 Capacidade de troca iônica	56
4.1.6 Os microrganismos	64
4.2 A QUALIDADE DE ESGOTOS AFLUENTES A SISTEMAS TSA	68

4.2.1 Esgoto primário	69
4.2.2 Esgoto secundário	71
4.2.3 Esgoto terciário	72
5 OS MECANISMOS DE REMOÇÃO DE POLUENTES POR	
SISTEMAS TSA	75
5.1 RETENÇÃO FÍSICA	75
5.2 BIODEGRADAÇÃO	79
5.3 ADSORÇÃO	85
6 MATERIAIS E MÉTODOS	93
6.1 AS CARACTERÍSTICAS DO AEROPORTO	94
6.2 A NECESSIDADE DE RECARREGAR O AQUÍFERO DO	
AEROPORTO	100
6.3 PRIMEIRA ETAPA	102
6.3.1 Características de colunas de ensaio	103
6.3.2 Coleta de solo	104
6.3.3 Caracterização do solo	107
6.3.4 Coleta do esgoto	109
6.3.5 Caracterização do esgoto tratado no Aeroporto	112
6.3.6 Ensaio de colunas	113
6.4 SEGUNDA ETAPA	115
6.4.1 Ensaio de colunas	118
6.5 TERCEIRA ETAPA	120
6.5.1 Ensaio de colunas	121
6.6 QUARTA ETAPA	122
6.6.1 Ensaio de colunas	124
6.7 QUINTA ETAPA	124
6.7.1 Ensaio de colunas	125
7 RESULTADOS E DISCUSSÃO	126
7.1 CARACTERIZAÇÃO DE SOLO	126

7.2 QUALIDADE DO ESGOTO TRATADO NO	
AEROPORTO -----	132
7.3 ENSAIO DE COLUNAS -----	143
7.3.1 Primeira etapa -----	143
7.3.2 Segunda etapa -----	175
7.3.2.1 Características hidráulicas das colunas -----	175
7.3.2.2 Qualidade do infiltrado das colunas de ensaio -----	185
7.3.3 Terceira etapa -----	196
7.3.3.1 Características hidráulicas -----	196
7.3.3.2 Qualidade de água produzida na terceira etapa -----	209
7.3.4 Quarta etapa -----	213
7.3.5 Quinta etapa -----	222
7.3.6 Comparação dos resultados das etapas da pesquisa -	225
8 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES -----	228
REFERÊNCIAS -----	237

INTRODUÇÃO

De toda a água disponível no planeta, apenas uma pequena porcentagem está disponível para uso do homem. Segundo Huisman *et al.* (1983), o oceano contém aproximadamente 97,25% de toda água disponível na Terra, estando o remanescente de 2,75%, distribuído entre rios e lagos, geleiras e lençóis subterrâneos. Entretanto, a água do oceano é, ainda de difícil aproveitamento, pois depende de sistemas avançados de dessalinização, que envolvem custos elevados, tornando-os economicamente inviáveis para a maioria dos países, principalmente aqueles em vias de desenvolvimento.

Por outro lado, outras fontes que poderiam suprir a demanda de água estão, em parte, poluídas, no caso dos rios e lagos; e congeladas, no caso de geleiras, o que limita seu aproveitamento. Embora seja encontrada em lençóis subterrâneos profundos, a água subterrânea constitui a maior fonte de água doce do mundo, e junto com lagos e rios que ainda não se encontram poluídos, representam em torno de 0,6% do total de água disponível na Terra, ou seja, constituem a fração de água que pode ser aproveitada para fins benéficos.

Além da pouca disponibilidade de recursos hídricos, a distribuição desigual da água na Terra contribui para a ocorrência de conflitos e falta de sustentabilidade no abastecimento. Muitas comunidades já enfrentam dificuldades de abastecimento e são obrigadas, entre outras medidas, a procurar fontes alternativas, que podem incluir compartilhamento de bacias hidrográficas com vizinhos, gerando conflitos de ordem político-institucional entre comunidades ou países vizinhos.

Entretanto, a escassez de água não se limita aos países situados em regiões áridas. Mesmo aqueles países ou cidades localizados em regiões com abundância de recursos hídricos também sofrem com a falta da água. A maioria das grandes cidades do mundo (Egito, Manila, Jacarta, Cidade do México, Nova York, Lagos, Londres, São Paulo) atrai muitas pessoas em busca de oportunidades, fator que acarreta o problema de abastecimento de água e disposição de resíduos. A principal fonte de abastecimento de água para essas cidades, ou seja, águas superficiais, é geralmente poluída, restringindo ainda mais a oferta da água.

Na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), a demanda de água é tão grande que já, há muito tempo, depende da reversão de água de outras bacias, incluindo a da bacia do Rio Piracicaba, que atualmente supre quase 50% da demanda de água na RMSP. Embora essas medidas sejam importantes a curto prazo, é necessário obter soluções sustentáveis que permitam a auto suficiência do abastecimento da RMSP.

A pretendida auto-suficiência de abastecimento de água da RMSP de forma sustentável, passa, obrigatoriamente, pela implantação da prática de reúso de água, de uma maneira macro.

Reúso de água consiste no tratamento adequado e o reaproveitamento de águas de qualidade inferior para o atendimento de usos específicos. Na RMSP, por exemplo, em torno de 50 metros cúbicos por segundo poderiam utilizar águas de reúso em substituição à água potável disponível no sistema público de abastecimento.

Esta prática tem suporte no conceito de “substituição de fontes”, estabelecido em 1958, pelo Conselho Econômico e Social das Nações Unidas, propondo uma política de gestão para áreas carentes de recursos hídricos, que se resume no seguinte conceito: “A não ser que exista grande disponibilidade, nenhuma água de boa qualidade deve ser utilizada para usos que toleram águas de qualidade inferior.”. (USEPA, 1992).

Na Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento (ECO 92), que se realizou no Rio de Janeiro, entre 3 e 14 de junho de 1992, recomendou-se aos países participantes que considerassem a implantação de políticas de gestão dirigidas para o uso e reciclagem de resíduos, integrando a proteção da saúde pública dos grupos de risco a práticas ambientais adequadas. No capítulo 18 da Agenda 21, foi estabelecido o programa para proteção da qualidade e do abastecimento dos recursos hídricos, que, entre outras medidas, recomenda (BRASIL, 2010):

- que sejam desenvolvidas fontes novas e alternativas de abastecimento de água, tais como: dessalinização da água do mar, reposição artificial de águas subterrâneas, uso de água de pouca qualidade, reciclagem de água e aproveitamento de águas residuárias;
- que sejam tratadas águas residuárias municipais para utilização segura na agricultura e aqüicultura;

- que sejam tratados e reutilizados de forma segura os resíduos líquidos domésticos e industriais em zonas urbanas e rurais.

O capítulo 21 da Agenda 21, “Gestão ambientalmente adequada de resíduos líquidos e sólidos”, inclui, sob a Área Programática B – Maximizando o reuso e a reciclagem ambientalmente adequados, os seguintes objetivos:

- vitalizar e ampliar os sistemas nacionais de reuso e reciclagem de resíduos;
- tornar disponíveis informações, tecnologias e instrumentos de gestão apropriados para encorajar e tornar operacionais os sistemas de reciclagem e uso de águas residuárias.

Algumas fontes de água que podem ser usadas para atender à *substituição de fontes* são águas residuárias provenientes de processos industriais, água de chuva coletada, água de torres de resfriamento, água de retorno agrícola e o esgoto doméstico tratado. Dessas, o esgoto doméstico tratado é o mais utilizado, por fornecer volumes importantes e por apresentar poucas alterações quantitativas e qualitativas no seu fornecimento.

A substituição de fontes com esgoto tratado é praticada em muitos países. Nesses, os efluentes de Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) são reaproveitados em projetos públicos de reuso de água. Exemplos de países onde a substituição de fontes com esgoto é praticada de forma ampla são África do Sul, Alemanha, Arábia Saudita, Austrália, Espanha, Estados Unidos, México, Índia, Egito, Senegal, Israel, França, Japão e Reino Unido. As áreas em que água potável está sendo substituída pelo esgoto nesses países são:

- usos urbanos (irrigação de jardins, gramas, lavagem de ruas, lavagem de ônibus, etc.);
- agricultura;
- indústria;
- recreação e restauração de habitats;
- complementação da água de abastecimento; e,

- recarga gerenciada de aquíferos.

No Brasil, o esgoto doméstico tratado é geralmente despejado em corpos de água, quando poderia ser tratado e aproveitado para fins benéficos. Uma das razões para isso é a falta de regulamentação da Resolução do Conselho Nacional de Recursos Hídricos Nº 54 de 28 de Novembro de 2008, que instituiu a prática de reúso direto não potável de água no país. Alguns estados (Paraná, Rio de Janeiro e São Paulo) e municípios (Curitiba) também vêm promulgando leis nesse sentido, porém, focando apenas na captação e uso das águas pluviais em imóveis novos, com o intuito, provavelmente, de diminuir enchentes. Embora considerado um avanço, é importante que se integre o reúso de água à gestão de recursos hídricos. Por conseguinte, não só a coleta da água de chuva, mas os efluentes gerados pelas ETEs também precisam ser levados em consideração.

A RMSP, por exemplo, dispõe de cinco ETEs: ABC, Barueri, Parque Novo Mundo, São Miguel e Suzano, que geram um total de 1.000.000 m³/d do esgoto secundário, dos quais menos de 1% é reutilizado. A maioria dos projetos de reúso desse volume (1%) está em fase experimental ou em fase de construção (SABESP, 2009).

A Sabesp iniciou o programa de reúso de água a partir da sua própria experiência em reutilizar água em suas instalações na limpeza de equipamentos e na manutenção de suas áreas, como na lavagem de filtros de suas ETEs. De acordo com a Sabesp (2009), o volume de água economizado com essa experiência é da ordem de 325 litros por segundo, o que representa água potável suficiente para abastecer permanentemente, cerca de 60.000 residências. Depois de utilizar este produto internamente e diante do excedente de produção e da potencialidade comercial existente, a empresa estendeu esta alternativa para comercialização – incluindo o produto no pacote Sabesp Soluções Ambientais.

Hoje, a Sabesp fornece água de reúso para várias empresas e para as prefeituras da RMSP. Algumas dessas prefeituras são as de Diadema, São Caetano, Barueri, Carapicuíba, Santo André e São Paulo. Fornecida em tanques-pipa, a água é destinada à lavagem de garagens de ônibus municipais, à irrigação de jardins, ao embelezamento

de locais públicas (fontes chafarizes), à lavagem de praças públicas e à lavagem de locais de feira.

Entre as empresas que têm contratos com a Sabesp para a compra da água de reúso estão a empresa Coats Corrente, as construtoras Camargo Corrêa, VA Engenharia, DP Barros, Comgás, por meio de suas contratadas, e Schultz Empreiteira (SABESP, 2009).

Embora reconhecendo o progresso que a Sabesp tem alcançado nessa área, a capacidade atendida atualmente está aquém do potencial de reúso e da necessidade da RMSP.

O potencial de reúso de água na RMSP é enorme. A região possui mais de 15.000 frotas de ônibus, 50.000 táxis, sistema de metrô e trem urbano que são lavados diariamente. A RMSP também possui mais de 7.000.000 de automóveis que são lavados, em sua maioria, em unidades de “lava-rápidos”. A RMSP é a mais industrializada do país e tem comércio de vários tipos. Dispõe, também, de grandes centros de lazer, tais como estádios de futebol, cujas quadras esportivas são irrigadas com água potável. Em razão da grande demanda de água, alguns desses estabelecimentos perfuram poços para abastecimento próprio.

Estima-se que o consumo da água subterrânea seja entre 7,5 e 8,0 m³/segundo na RMSP, captada por poços tubulares profundos (FIESP et al., 2005). Segundo a Cetesb (SÃO PAULO, 2004), existem mais de 13.000 poços perfurados na Bacia do Alto Tietê, dos quais 30% não se encontram mais em operação, restando aproximadamente 9.000, predominantemente em São Paulo, na região de Santo André, São Bernardo, São Caetano e Diadema - ABCD e em Guarulhos.

Um levantamento realizado pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB e pela Secretaria de Meio Ambiente - SMA (SÃO PAULO, 2004), mostra que, dos 645 municípios do estado de São Paulo, 310 dependem exclusivamente da água subterrânea para seu abastecimento, enquanto 135 municípios realizam um misto de captação superficial e subterrânea.

A dependência de água subterrânea para o abastecimento geralmente traz como conseqüência a extração de água do aquífero além da sua capacidade natural de recarga, causando o rebaixamento dos níveis de água. Um exemplo dessa situação, segundo Hirata & Ferreira (2001), pode ser encontrado na zona leste do município de

São Paulo, onde a comparação dos níveis de água do Sistema Aquífero Sedimentar em dois períodos, nas décadas de 1970 e 1980, demonstra que há processos de abatimento contínuo dos níveis de água dos aquíferos, indicando perdas de até 50% da espessura saturada do aquífero e, por conseguinte de suas reservas e disponibilidades hídricas.

Outras ocorrências internacionais associadas à extração excessiva de água subterrânea são expostas por Freeze & Cherry (1977), Leake (2009), Gelt (2009), Costa & Baker (1981) e USGS (2000).

A solução para os problemas causados pela extração excessiva de água subterrânea pode ser resolvida pela prática de recarga gerenciada de aquíferos.

A recarga gerenciada de aquíferos consiste no armazenamento e tratamento de águas em aquíferos de forma planejada. Por “recarga gerenciada de aquíferos” compreende-se, portanto, a infiltração de água ou de efluentes tratados no solo para as seguintes finalidades (UNESCO, 2005):

- armazenar água em aquíferos para uso futuro;
- amortecer variações de pico de demanda/fornecimento;
- compor, de maneira estratégica, o gerenciamento integrado de recursos hídricos;
- criar reservatórios subterrâneos em locais onde reservatórios de superfície não são adequados;
- diminuir a perda por evaporação e da chuva excedente;
- reduzir erosão do solo;
- melhorar a qualidade de água e amortecer os picos de variações de enchentes;
- manter escoamento em córregos e rios;
- controlar subsidência e penetração de cunhas salinas em aquíferos costeiros;
- reutilizar esgotos e águas de qualidade inferior ou água de chuva;
- elevar o nível do lençol freático em locais com exploração excessiva da água;
- eliminar o efeito psicológico associado ao reúso de água em situações em que o aquífero é usado para o abastecimento.

Embora possa atingir as finalidades citadas acima, a proposta de recarregar o aquífero da RMSP teria como objetivos:

- prevenir o rebaixamento dos níveis de água e elevar o nível do lençol freático em locais com extração excessiva de água (Guarulhos, Santo André, etc.);
- eliminar o efeito psicológico associado ao reúso de água em situações em que o aquífero é usado para abastecimento público;
- armazenar água para reúso posterior em agricultura.

O estudo sobre recarga de aquífero na RMSP iniciar-se-á pelo município de Guarulhos em razão da grande volume de água subterrânea extraída diariamente para atender a demanda do aeroporto.

O município de Guarulhos, o segundo maior do estado de São Paulo, com mais de 1,2 milhões de pessoas, apesar de ser industrializado, o município não possui sistemas de tratamento de água (ETA) e de esgoto (ETE). Embora disponha de uma Autarquia responsável por água e esgoto, Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE), o município depende da Sabesp para o abastecimento e tratamento de esgoto ali gerado. O crescimento do município, acelerado pela instalação do maior aeroporto do país, tornou a água comprada da Sabesp insuficiente para atender às demandas (SAAE, 2009). Por isso, o SAAE complementa a água fornecida pela Sabesp com água subterrânea. A insuficiência de abastecimento, comprovada pelo racionamento de água, levou muitas empresas e famílias a construir seus próprios poços. Levantamentos feitos por Diniz (1996) e Ambiente Brasil (2010) citam que, do total de 40.000 poços em funcionamento no estado de São Paulo, 2.000 encontram-se em operação no município de Guarulhos. No entanto, a maioria dos poços é construída de forma irregular. A construção desordenada de poços artesianos e a exploração excessiva de água subterrânea poderá causar problemas ambientais futuramente no município de Guarulhos. Uma das empresas que depende da água subterrânea para o seu abastecimento, embora tenha seus poços outorgados e planejados, é o Aeroporto Internacional Governador André Franco Montoro.

O aeroporto opera atualmente com aproximadamente 19 milhões de passageiros por ano, número que deve chegar a 41 milhões de passageiros no final do plano que prevê a construção dos terminais 3 e 4. Segundo Dalgas-Ecoltec (1984), empresa de engenharia que projetou os sistemas de tratamento de água e esgoto, o aeroporto depende inteiramente de água subterrânea para o seu abastecimento, e a demanda por água potável, que é, atualmente, de 6.000 m³/d, deve atingir 14.000 m³/d no final do plano quando os terminais 3 e 4 entram em funcionamento. Por outro lado, o aeroporto mantém uma estação de tratamento de esgoto que, atualmente, gera um efluente, em conjunto com a Base Aérea e dois hotéis construídos perto do aeroporto, vazão média de 6.865 m³/d e que apresenta condições suficientes para ser aproveitada. A dependência de água subterrânea como fonte de abastecimento, a baixa produtividade de alguns poços e o problema de impermeabilidade do solo levaram a Infraero a considerar a implantação de um sistema de reúso de água no aeroporto.

Embora uma das soluções para o problema do aeroporto seja a recarga do aquífero subjacente com esgoto produzido localmente, ou esgoto diluído com água de chuva coletada dentro do próprio estabelecimento, os parâmetros intervenientes do processo precisam ser determinados para que se verifique a viabilidade do mesmo.

O presente projeto de pesquisa originou-se em razão dessa demanda, e tem por objetivo contribuir no estudo da viabilidade de recarga do aquífero do aeroporto, o que, por sua vez, auxiliará, de forma significativa, na redução da demanda da água no município de Guarulhos.

1 OBJETIVO

Verificar, por meio de ensaios de colunas, a capacidade do solo e do aquífero do aeroporto em efetuar o tratamento complementar do esgoto secundário produzido no local. Os ensaios de colunas serão efetuados diretamente com os esgotos secundários e, posteriormente, com os esgotos secundários tratados por processo físico-químico (coagulação/floculação/sedimentação) e por um sistema de membranas de ultrafiltração.

2. RECARGA GERENCIADA DE AQÜÍFEROS

2.1 TERMOS ASSOCIADOS A RECARGAS DE AQÜÍFEROS

Recarga de aquíferos consiste na infiltração de água ou de esgotos tratados através da superfície do solo ou por injeção direta através de poços especialmente construídos para essa finalidade. A recarga pode ocorrer de forma natural ou artificial.

Recarga natural é a infiltração de água de chuva, de reservatórios superficiais ou de rios, através do solo, se constituindo em parte do ciclo hidrológico.

Recarga artificial é a infiltração de água ou esgoto pelo solo, porém, provocada pelo homem. A construção de barragens em rios tem como uma das finalidades armazenar água de forma que essa possa ser usada para recarregar aquíferos. Em outras situações, as bacias são construídas na margem de rios e córregos para aproveitar a água de transbordamento para recarga de aquífero.

A recarga de aquíferos pode também ser classificada como planejada ou não planejada, e direta ou indireta.

A *recarga planejada* refere-se às obras de engenharia que são projetadas, enquanto a *recarga não planejada* pode ser exemplificada por vazamentos que ocorrem nos sistemas de coleta de esgoto e distribuição de água, ou ainda por infiltração através de solos contaminados.

A *recarga direta* ocorre quando o aquífero recarregado é localizado junto à fonte de água ou esgoto utilizado. Na *recarga indireta*, água ou esgoto são induzidos no aquífero por meio da construção de depressão (trincheiras, poços, etc.) proporcionando carga hidráulica para permitir a infiltração.

Recarga natural, planejada e direta é utilizada atualmente, por exemplo, quando água de chuva coletada é usada para recarregar aquíferos. Esta modalidade de recarga vem aumentando, porém, ainda, concentrada em projetos residenciais ou em outros tipos de propriedades privadas. Para os grandes usuários de água, a recarga natural serve para complementar a *recarga artificial* que é geralmente feita com esgotos adequadamente tratados.

Recarga artificial planejada e direta representa a maioria dos projetos de recarga de aquíferos no mundo. Nesta, a água de rio ou de esgotos tratados, ou uma mistura de ambos é transportada para local de recarga. Exemplos deste tipo de recarga são projetos do Vale de Avra, no estado do Arizona e da região de Dan, em Israel. *Recarga artificial e não planejada* é a infiltração no solo, de água ou esgoto, que acontece por acidente. São exemplos desse tipo de recarga os vazamentos de sistemas de distribuição de água e coleta de esgotos. Na RMSP, a perda por vazamento de água, segundo Hirata & Ferreira (2001), é estimada em 27%, totalizando 1.973 Mm³/ano para toda a Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, sendo maior que o volume de recarga natural de 1.500 Mm³/ano, o que demonstra importância dessa forma de recarga, embora não esteja planejada.

A *recarga artificial indireta e planejada* ocorre quando a extração de água dos poços localizados nas margens de rios cria gradiente hidráulico que induz o escoamento. De acordo com Huisman *et al.* (1983), a *recarga artificial indireta e planejada* foi o método mais utilizado no passado para extrair uma grande quantidade de água dos rios. Exemplos são a construção do túnel na margem do rio Clyde, em 1810, para abastecer a cidade de Glasgow, na Escócia; e a construção de uma bacia aberta em Garonne, em 1820, para abastecer a cidade de Toulouse, na França. Outros projetos similares foram construídos na Inglaterra, França, Alemanha, Itália, Hungria e nos Estados Unidos. No entanto, tais sistemas entraram em declínio durante as décadas de 1950 e 1960, consideradas como as décadas correspondentes ao segundo período de industrialização, quando a poluição dos rios começou a aumentar e esse método deixou de ser considerado o mais adequado para tratar água ao nível de potabilidade.

A necessidade de pré-tratar a água superficial antes da recarga (*recarga artificial direta e planejada* ou *recarga gerenciada de aquíferos*) torna a recarga artificial indireta custosa para o abastecimento público. Entretanto, é geralmente usada no contexto geral do reúso de água. Um exemplo típico deste método é praticado na Holanda.

A recarga artificial planejada, ou recarga gerenciada de aquíferos, objeto deste estudo, é, portanto, o transporte da água ou esgoto tratado da fonte de geração para o local desejado e sua infiltração no solo. A recarga gerenciada de aquífero se mostra

uma alternativa viável de tratamento e reúso de água, e oferece benefícios mensuráveis.

2.2 IMPORTÂNCIA DA RECARGA GERENCIADA DE AQÜÍFEROS

A recarga gerenciada de aquíferos, internacionalmente designada como “Managed Aquifer Recharge – MAR” é o reabastecimento e armazenamento de água subterrânea com água potável ou água de qualidade inferior, porém, adequadamente tratada para manter o nível de qualidade do aquífero que a recebe. MAR é o termo usado de forma mais utilizada atualmente, substituindo o termo antigo de recarga artificial direta e planejada de aquífero. De acordo com a Unesco (2005), a nomenclatura artificial em recarga de aquífero não é mais adequada à situação atual, porque a sociedade está cada vez mais engajada com a prática do reúso de água. A importância deste novo conceito é atrelada à aplicação da recarga gerenciada de aquíferos em pequenas comunidades, regiões áridas e semi-áridas, e até em residências ou condomínios localizados em centros urbanos.

A difusão da modalidade da recarga gerenciada de aquíferos que utiliza métodos de baixo custo foi possibilitada pelas pesquisas científicas recentes e com a colaboração de organismos internacionais, tais como a Unesco, por meio de publicações. Os métodos de baixo custo são aqueles de fácil implementação em pequenas comunidades, residências e condomínios. Alguns desses métodos são coleta de água de chuva com armazenamento no aquífero, infiltração no solo através de trincheiras e valas e infiltração em margens de rios.

Hoje, os métodos de recarga de baixo custo estão em operação em muitos países em desenvolvimento. Exemplos são Quênia, Marrocos, Egito, Jordânia, Tunísia, Índia, China, e países do Leste Europeu, além dos países desenvolvidos. No Brasil, embora alguns estados tenham leis que disciplinam a coleta de água de chuva, nenhuma dessas menciona armazenamento em aquífero para reúso posterior.

A importância da recarga gerenciada de aquífero é que esta traz vários benefícios mensuráveis, independentemente do tamanho do projeto e do método usado. Alguns dos benefícios são (UNESCO, 2005):

- aumento no nível do lençol freático;
- aumento do escoamento de base para os rios;
- redução da entrada da água salgada;
- diminuição da subsidência do solo;
- fonte sustentada de abastecimento;
- área irrigada sustentada;
- estabilização da erosão do solo;
- análise positiva de custo-benefício;
- melhoria das condições de vida.

Entretanto, é preciso tomar todos os cuidados necessários para que a recarga não cause contaminação de aquíferos. Uma das precauções nesse sentido é escolher os métodos que criam mais barreiras contra o potencial de contaminação.

Uma das maneiras de proteger os aquíferos é pela introdução da coleta seletiva. Coleta seletiva permite que os efluentes com poluentes tóxicos sejam submetidos a tratamentos específicos, liberando o esgoto predominantemente doméstico para a recarga. O esgoto doméstico, porém, podem conter ânions que acumulam no aquífero por não serem adequadamente retidos pelo solo. Um exemplo destes é o íon nitrato, o qual pode, entretanto, ser removido antes da fase de recarga por reatores biológicos projetados para esta finalidade.

Mesmo com as medidas acima, tanto o esgoto afluente ao sistema de recarga quanto o esgoto recarregado precisam ser monitorados regularmente com a finalidade de detectar mudanças da qualidade e o acúmulo de poluentes.

2.3 OS MÉTODOS DA RECARGA GERENCIADA DE AQÜÍFERO

A recarga gerenciada de aquíferos ou infiltração de água no solo pode ser efetuada de várias formas. A escolha do método depende do objetivo da recarga, da quantidade e qualidade de água disponível para recarga, da demanda da água, de fontes de água que serão usadas, da geologia e das condições do solo do local, do custo, da disponibilidade de recursos humanos, da viabilidade técnica e econômica, e do nível da aceitação pública. Os métodos mais utilizados para recarregar aquíferos são os de injeção direta, coleta de água de chuva com armazenamento no aquífero, infiltração nas margens de rios, modificação do canal de rios, bacia de infiltração, e tratamento solo-aquífero, conforme mostrado em seguida.

2.3.1 Injeção direta

Injeção direta é o método de recarga de aquíferos em que a água é introduzida através de poços de injeção especialmente construídos para esta finalidade. Nesta modalidade, a água é introduzida diretamente na zona saturada em vez de passar pela camada vadosa de aquífero. O método de injeção é a melhor alternativa onde a geologia do local não esteja adequada para a utilização de outra forma de recarga, ou em caso de urgência em aumentar o nível de água subterrânea para evitar a entrada de água salgada no aquífero. As características de solo-aquífero para esta forma de recarga são terrenos com formato regular, camada profunda do solo impermeável, pequena espessura de zona insaturada, aquífero confinado, ou camada insaturada, que é predominantemente argilosa.

Os poços de injeção assemelham-se aos poços artesianos, porém são construídos em maior número e com profundidade limitada à camada do aquífero, objeto de recarga. Um esquema de poço de injeção é mostrado na Figura 2.1. Exemplos de países onde o método de injeção é usado são Alemanha, Austrália, Espanha, Estados Unidos da América, Índia, Israel, Noruega e Reino Unido.

No Brasil, não há legislação Federal sobre recarga de aquíferos. No entanto, um documento elaborado pela oficina de trabalho do Ministério da Saúde (SANTOS, 2005) cita que o Distrito Federal de Brasília aprovou uma lei sobre recarga de aquíferos. A Lei nº 2.978/2002 de 29 de maio de 2002 obriga a instalação de recarga artificial de aquíferos nas propriedades rurais e lotes em condomínios atendidos por poços tubulares para abastecimento de água. No entanto, não existem dados sobre projetos de recarga de aquíferos no Distrito Federal.

Embora o método de injeção seja eficiente em barrar a entrada da água salgada no aquífero de abastecimento, como no caso do projeto Water Factory 21 (Califórnia, EUA), seu alto custo de instalação e manutenção torna-o inviável em países em vias de desenvolvimento. Além disso, o método de injeção só pode ser operado com água tratada em nível de potabilidade, e a remediação do aquífero, no caso de contaminação, é muito difícil, especialmente quando o aquífero é usado para o abastecimento público. Por essas razões, o método de injeção talvez não seja uma boa alternativa para a RMSP.

Os poços de injeção do projeto de Water Factory 21 no estado da Califórnia (EUA) são ilustrados na Figura 2.1 e a exigência da qualidade da água afluyente aos poços de injeção é mostrada na Tabela 2.1.

Tabela 2.1 - Qualidade da água afluyente aos poços de injeção do projeto *Water Factory 21* comparada ao padrão de água para recarga de aquíferos

Variável	Padrão de emissão (mg/L)	Água afluyente aos poços de injeção em 1994 (mg/L)
Sódio	115	64
Sulfato	125	40
Cloreto	120	90
SDT	500	237
Dureza	180	33
pH	6,5-8,5	7,4
N-total	10	3,7
Boro	0,5	0,2
Cianeto	0,2	0,04
Fluoreto	1,0	0,5
MBAS	0,5	0,06
Arsênico	0,05	<0,002
Bário	1,0	0,006
Cádmio	0,01	0,001
Cromo	0,05	0,001
Cobalto	0,2	0,002
Cobre	1,0	0,008
Ferro	0,3	0,054
Chumbo	0,05	0,006
Manganês	0,05	0,004
Mercúrio	0,002	0,0005
Selênio	0,01	0,005
Prata	0,050	0,001
Zinco	5,0	0,057

Fonte: ASANO, 1998.

Fig. 2.1 – Esquema dos poços de injeção do projeto Water Factory 21, OCWD, Califórnia, EUA. (ASANO, 1985).

2.3.2 Coleta da água de chuva com armazenamento no aquífero

A coleta da água de chuva é uma forma antiga de conservação em locais áridos ou em áreas que não possuem sistemas de abastecimento de água. A coleta da água de chuva, ainda perdura em locais afastados de centros urbanos, tais como o sertão do nordeste brasileiro e vilarejos da África. Entretanto, por falta de conhecimento e da necessidade urgente de suprir a demanda, a água de chuva é sempre considerada pura e utilizada sem preocupação quanto a seu aspecto qualitativo. Embora não seja um método novo, avanços conquistados nas áreas da ciência e da tecnologia o tornam seguro e atrativo como um meio de conservação de água e de recarga gerenciada de aquífero.

O estado de São Paulo, através da lei 12.526 de 2 de janeiro de 2007, torna obrigatória a implantação de sistema para a captação e retenção de água coletada em telhados, coberturas, terraços e pavimentos descobertos, em lotes edificadas ou não, que tenham área impermeabilizada superior a 500 m². O município de São Paulo aprovou a lei 13.276 de 4 de janeiro de 2002 com o mesmo texto da lei do estado de São Paulo (SANTOS, 2005).

Outros estados (Rio de Janeiro e Paraná) e municípios (Campinas, Curitiba, e Maringá) editaram leis similares às de São Paulo. O que se pode notar nessas leis é a preocupação com as enchentes e como retardá-las, em vez de se pensar de forma ampla sobre o uso da água de chuva como um componente de gerenciamento de recursos hídricos. Outros benefícios da coleta de águas pluviais, além da redução de enchentes, são:

- redução do custo de sistema de distribuição de água;
- aumento do nível de lençol freático;
- melhoria na qualidade da água excedente da chuva;
- redução da salinidade da água subterrânea.

Para um melhor aproveitamento dos benefícios, será necessário armazenar a água de chuva adequadamente para que se possa formar parte do sistema de abastecimento.

O volume de água coletada durante chuva intensa é geralmente muito grande e requer espaço para armazenamento para usos futuros. A injeção em aquífero se mostra uma alternativa viável, por ocupar menor espaço, conforme mostra a Figura 2.2.

Na Figura 2.2, a água de chuva é coletada no telhado e armazenada em um reservatório. Em seguida, é tratada e passada pelo tanque de infiltração subterrâneo, ou por uma galeria com tubos perfurados, ou ainda, por uma trincheira de infiltração. A água recarregada é recuperada posteriormente pelos poços de extração. O aquífero nesse caso serve como reservatório subterrâneo e meio de transporte de água até o ponto de extração.

Embora a água de chuva seja considerada de boa qualidade é importante que esta seja analisada para determinar o tratamento adequado. A principal fonte de poluentes em água de chuva é ligada à poluição atmosférica. Os poluentes (NO_x , SO_2) se dissolvem na água para formar ácidos (HNO_3 e H_2SO_4). Portanto, dependendo do nível da poluição atmosférica local, será necessário neutralizar os ácidos, além de filtrar a água para remover partículas.

Fig. 2.2 – Esquema de coleta da água de chuva com armazenamento no aquífero

Fonte: Dillon, 2005.

2.3.3 Infiltração nas margens de rios

Infiltração nas margens de rios é o método indireto de recarga artificial de aquíferos em que a extração da água de poços localizados, paralelos aos rios, cria carga hidráulica que induz o acesso aos aquíferos. Trata-se de um método de baixo custo quando o rio utilizado se encontra com baixos níveis de poluição. No caso de um rio poluído, a infiltração nas margens ainda pode ser usada, porém com a inclusão de um sistema de pré-tratamento e armazenamento da água pré-tratada no aquífero, o que aumentaria o custo de implantação e de operação.

Uma concepção do sistema de infiltração nas margens de rios como é usado na Europa é mostrada na Figura 2.3.

Fig. 2.3 – Esquema de filtração nas margens de rios

Fonte: SHARMA & AMY, 2005.

Enquanto uma parte da água de rio infiltra das margens para os poços ou galerias para extração, outra parte é bombeada, pré-tratada e despejada em bacias construídas em dunas de onde a água tratada infiltra para os outros poços de extração. A água que

infiltra pelas margens do rio é mesclada com água pré-tratada antes de ser transportada para as ETAs.

Muitos países da Europa abastecem suas cidades com esse método da recarga de aquífero, conforme é mostrado na Figura 2.4. De acordo com Sharma & Amy (2005), a água infiltrada pelas margens de rios representa 50% da água de abastecimento da Eslováquia, 45% da Hungria, 5% da Holanda, 16% da Alemanha e 60% de Berlim.

Fig. 2.4 – A localização na Europa de projetos que utilizam infiltração nas margens de rios (SHARMA & AMY, 2005).

A eficiência da recarga através de infiltração nas margens de rios depende da fonte de água, do nível da poluição do rio, da permeabilidade do canal do rio e do aquífero adjacente, bem como da distância entre o rio e os poços de extração. Alguns rios possuem concentração elevada de sais, o que condiciona a escolha de solo com baixa concentração de sais ou sistema mecânico de pré-tratamento. Exemplo dessa situação é o Rio Colorado, que tem elevada concentração de sólidos dissolvidos totais (SDT), mas que são reduzidos pelo método de bacia de infiltração. Como foi comentado anteriormente, rios altamente poluídos demandam a construção de sistemas de pré-tratamento. Huisman & Olsthoorn (1983) recomendam a manutenção de distância

suficiente para que o tempo de percurso até os poços seja de 30 a 60 dias. As permeabilidades da margem do rio e do aquífero determinam o volume de água que pode ser extraído pelos poços. Grischek et al. (2007) recomendam que a permeabilidade seja maior que 1×10^{-3} metro por segundo e a espessura mínima do aquífero seja de 10 metros, para que se possa extrair um volume significativo de água. Alguns projetos de recarga de aquífero que utilizam o método de infiltração nas margens de rios e as propriedades dos aquíferos estão listados na tabela a seguir.

Tabela 2.2 – Exemplos de projetos que utilizam infiltração pelas margens de rios e as características dos aquíferos correspondentes

Localização do projeto	Sistema do rio	Espessura de aquífero (m)	Permeabilidade (m/s)
Jacksonville, Illinois	Illinois	15-20	2×10^{-3} - 3×10^{-3}
Lincoln, Nebraska	Platte	23-25	$1,4 \times 10^{-3}$
Boardman, Oregon	Columbia	13	$3,7 \times 10^{-3}$
Cincinnati, Ohio	Great Miami	30	$8,8 \times 10^{-4}$ – $1,5 \times 10^{-3}$
Dresden, Alemanha	Elbe	10-13	1×10^{-3}
Torgau-Ost, Alemanha	Elbe	40-55	6×10^{-4} - 2×10^{-3}
Dusseldorf, Alemanha	Reno	10-12	1×10^{-3}
Budapest, Hungria	Danúbio	5-10	6×10^{-4} - 2×10^{-3}
Linsenthal, Suíça	Toss	20-25	1×10^{-5} - 1×10^{-2}
Maribor, Eslovênia	Drava	14	2×10^{-3} - 4×10^{-3}
Karany, Republica Checa	Jizera	12	4×10^{-4}
Samorin, Eslováquia	Danúbio	90-120	3×10^{-3} - 8×10^{-3}
Cornela, Espanha	Llobregat	30-45	5×10^{-3}
Seul, Korea do Sul	Tan	5-8	$4,9 \times 10^{-5}$
Haridwar, Índia	Ganga	15-20	2×10^{-4} - 5×10^{-4}

Fonte: GRISCHEK *et al.*, (2007)

Outro método de recarga de aquífero muito utilizado é a inundação da superfície de solo, o qual inclui modificação do canal de rio, bacia de infiltração e tratamento solo-aquífero, sendo os dois últimos métodos os mais utilizados.

2.3.4 Bacia de infiltração

Bacia de infiltração é o método mais empregado para recarregar aquíferos. Permite alta taxa de infiltração, possui baixo custo de construção e manutenção, e exige menor área do solo. Por outro lado, requer um solo permeável, porém com textura adequada, que possibilite a remoção de poluentes. O método de bacia de infiltração pode ser usado como a forma de controlar enchentes, recarregando o aquífero e posteriormente extraíndo a água para o abastecimento. Essa modalidade de bacia de infiltração é utilizada nas bacias dos rios Santa Ana e Hondo, ambos localizados no estado da Califórnia. O método de bacia de infiltração é também usado junto com o método de infiltração nas margens de rios. Conforme mostrado na Figura 2.5, a água extraída, após infiltração nas margens é pré-tratada e infiltrada pelas bacias. Desta forma, a infiltração pela bacia tem finalidade de armazenar água no aquífero antes de efetuar o tratamento final. Outra finalidade do método de bacia de infiltração é o de tratar água, esgotos diluídos com água ou esgotos pré-tratados. Essa modalidade de bacia de infiltração é chamada de tratamento solo-aquífero (TSA).

O termo tratamento solo-aquífero (TSA) está sendo empregado para substituir o método de bacia de infiltração, porque quase todos os projetos de recarga de aquíferos que utilizam bacias são para remover poluentes. No entanto, a diferença entre o método de bacia de infiltração convencional e a modalidade TSA é a carga de poluentes em água afluyente ao sistema, o que, por sua vez, determina as características de solo-aquífero a serem escolhidas.

Água infiltrada pelas bacias é geralmente coletada pelos poços de extração, como mostra a Figura 2.5.

O método de bacia de infiltração é de custo baixo, de construção e operação fáceis. Entretanto, ocorre colmatção das bacias devido ao acúmulo de sólidos na superfície. A solução para esse problema é a limpeza de bacias com frequência, ou, preferencialmente praticar a recarga em bacias alternadas, procedendo-se à escarificação de uma delas, enquanto a outra está em operação de recarga. Esses são os chamados ciclos de enchimento e secagem, que permitem a aeração do solo a uma determinada profundidade das bacias, permitindo manutenção de condições aeróbias, antes de reiniciar a operação de recarga.

Fig. 2.5 – A bacia de infiltração esquematizada

Fonte: UNESCO, 2005.

Os ciclos de enchimento e secagem dependem do objetivo da recarga, o que, por seu turno, determina os parâmetros de interesse. Outro fator é a qualidade da água afluyente às bacias. Por exemplo, se o objetivo da recarga com água é maximizar a infiltração para atender à demanda de irrigação agrícola, o período de secagem será maior que o do enchimento. Por outro lado, a remoção de nitrogênio pelo processo de desnitrificação, por exemplo, exige que o período de enchimento seja maior que da secagem.

Como foi comentado anteriormente, o método de bacia de infiltração mais utilizado para tratar a água de qualidade inferior é o tratamento solo-aquífero. O presente projeto de pesquisa é direcionado ao tratamento parcial de esgotos pelo solo, o que leva a metodologia do tratamento solo-aquífero (TSA) a se constituir no objetivo básico deste estudo.

3 RECARGA GERENCIADA DE AQÜÍFEROS ATRAVÉS DE TRATAMENTO SOLO-AQÜÍFERO - TSA

Recarga gerenciada de aquífero ou infiltração controlada de água, esgotos, uma mistura de ambos no solo, além de ser uma forma de conservação, é um método natural de tratamento de água. O tratamento é efetuado pela camada não saturada do solo e parcialmente, pelo aquífero. A camada superficial de solo, além de ser menos consolidada, é caracterizada pela presença de matéria orgânica enquanto a camada mais profunda é mais consolidada e apresenta alto nível de lixiviação de íons. A camada superficial é associada à retenção de sólidos e biodegradação da matéria orgânica contida na água infiltrada. Por outro lado, a camada mais profunda remove poluentes dissolvidos por adsorção. Para diferenciar as duas camadas, a superficial é chamada de solo enquanto a segunda é tida como aquífero. “Aquífero” implica as camadas saturadas e não saturadas. Portanto, o tratamento solo-aquífero significa o aproveitamento da capacidade natural de purificação de solo e aquífero para tratar água ou efluentes infiltrados.

O TSA é a modalidade de bacia de infiltração, porém, diferencia do segundo em razão da carga de poluentes em água afluyente, o que, por sua vez, determina as características de solo-aquífero a ser escolhidas. Usepa (2006) recomenda que o solo seja franco-arenoso e a espessura mínima da camada não saturada de 3 m.

O método consiste na aplicação de água de qualidade inferior ou esgoto em bacias de infiltração, que percorrem a zona não saturada e adentra, finalmente, na zona saturada. Durante a percolação, parte significativa dos poluentes é removida. Os poluentes particulados são retidos na superfície de solo, enquanto os dissolvidos permanecem, pelo menos temporariamente. Os poluentes em suspensão são também retidos na superfície do solo pela camada biológica que se forma na superfície (Schumutzdecke), de maneira similar ao que ocorre em filtros lentos de areia. Os sólidos retidos na superfície são, durante a fase de operação em ciclos alternados, removidos para reduzir a colmatção das bacias e promover a penetração de oxigênio no solo. Os poluentes dissolvidos, por outro lado, são reduzidos, de acordo com as características de solo, dependendo da fração de matéria orgânica presente, fração e

tipo de argila, e ao pH do solo. A remoção de poluentes dissolvidos ocorre, principalmente, na camada não saturada (vadosa) de aquífero. A zona não saturada é a zona mais eficaz para a eliminação dos poluentes, por conter altas concentrações de minerais de argila, matéria orgânica, presença de oxigênio e uma maior variedade de microrganismos.

A água recuperada é extraída pelos poços localizados em volta das bacias, sendo os poços de observação situados entre as duas, conforme ilustrado na Figura 3.1.

Fig. 3.1 – Processo de Tratamento Solo-Aquífero

Fonte: Hespanhol, 2002.

Para permitir a operação das bacias, permitir a aeração e aproveitar ao máximo a capacidade de tratamento do solo, o esgoto é aplicado em ciclos de enchimento e secagem. O período de enchimento ou de secagem depende do objetivo da recarga, o que, por seu turno, determina os parâmetros de interesse, como foi comentado anteriormente.

É importante lembrar que a recarga de aquíferos é um processo que depende da capacidade natural de infiltração e condutividade do solo, que é geralmente lenta. Isto

significa que o volume de água retirado em qualquer período nunca se iguala ao volume recarregado. Portanto, uma parte da água retida no solo será armazenada e, desta forma, o solo serve como reservatório natural.

O tratamento solo-aquífero é usado em muitos países (África do Sul, Alemanha, Austrália, Estados Unidos, Israel e Inglaterra) para tratar esgoto. Segundo Idelovitch (2003) e USEPA (2004), o método de tratamento solo-aquífero oferece facilidade de operação e apresenta custos equivalentes a aproximadamente 40% de sistema convencionais de tratamento de esgotos, instalados na superfície. As vantagens relativas ao tratamento solo-aquífero o tornam atrativo como método de tratamento de esgoto para reúso agrícola. Outros problemas que poderiam ocorrer durante a infiltração são lixiviação de íons como resultado da baixa capacidade de troca iônica de solo, solubilização de metais e sodificação do solo como serão discutido posteriormente.

3.1 EXEMPLOS DE PROJETOS DE TRATAMENTO SOLO-AQUÍFERO

O baixo custo de tratamento solo-aquífero e a difusão dessa tecnologia por diversos organismos internacionais como a Unesco (UNESCO, 2005) levaram tanto países em vias de desenvolvimento como os industrializados a adotar a prática . Exemplos de países que utilizam o TSA são África do Sul, Alemanha, Austrália, Egito, Tunísia, Jordânia, Espanha, Estados Unidos, Israel e Inglaterra. O tratamento solo-aquífero é usado nesses países para diversas finalidades. Alguns sistemas servem para complementar a água de abastecimento, para irrigação agrícola enquanto que outros são direcionados para armazenar água no aquífero para uso posterior. Um exemplo de projeto de tratamento solo-aquífero direcionado para agricultura e abastecimento é apresentado a seguir.

3.1.1 O projeto TSA de Atlantis, África do Sul

O projeto TSA de Atlantis, África do Sul é localizado à 50 km da cidade do Cabo. Segundo o Departamento de Recursos Hídricos da África do Sul, (SOUTH AFRICA, 2010), o projeto TSA de Atlantis teve início no final de 70 como uma alternativa para lançamento de efluente no mar. Entretanto, a descoberta de que água subterrânea, a única fonte de abastecimento local, não seria suficiente para atender à demanda de longo prazo fez com que o foco mudasse para o reúso de água pela recarga de aquífero.

Duas bacias de infiltração com área total de 50.000 m² (Figura 3.2), localizadas à montante dos poços de abastecimento, recebem esgoto doméstico tratado e uma mistura de efluentes industriais misturadas com água pluvial. Após constatar a presença de poluentes tóxicos no solo, uma estação de tratamento de efluentes industriais foi construída, o que possibilitou a separação do efluente industrial do esgoto doméstico. O efluente industrial misturado com água pluvial coletada das regiões industriais é direcionado para as bacias de infiltração localizadas na costa, a jusante dos poços de abastecimento, com o objetivo de criar uma barreira contra entrada da água salina do mar no aquífero utilizado para abastecimento público. Atualmente, a água recarregada representa 30% do abastecimento da cidade.

Segundo Escalante (2008), o aquífero subjacente ao projeto TSA de Atlantis é do tipo livre com espessura média de 25 m, constituído, em grande parte, de solo arenoso, e em menor parte, de solo siltoso com camadas turfosas. A taxa média de infiltração é 0,15 m/d.

A qualidade da água recuperada do projeto TSA do Atlantis é apresentada na Tabela 3.1. A qualidade do esgoto afluente ao sistema TSA apresenta grande variação, o que dificulta uma análise mais precisa da eficiência do sistema. Entretanto, o sistema pode ser considerado eficiente em razão dos bons resultados obtidos durante 20 anos de operação.

Fig. 3.2 – A bacia de infiltração do projeto TSA de Atlantis, África do Sul.

Fonte: SOUTH AFRICA, 2010.

Os problemas relatados sobre o projeto TSA de Atlantis são a redução da taxa de infiltração e a qualidade do esgoto afluente. A redução da taxa de infiltração foi resultado da falta de limpeza periódica das bacias de infiltração. As bacias nunca foram limpas durante um período de 20 anos após o início de operação. A recarga foi suspensa para permitir uma completa limpeza das bacias. O problema da qualidade do esgoto afluente é relacionado à presença de compostos orgânicos tóxicos, cor, metais pesados e salinidade que são provenientes de efluentes industriais. Na constatação desse problema, todo o efluente industrial foi desviado de bacias de Atlantis para as bacias de infiltração localizadas na costa até a conclusão da estação de tratamento de efluentes industriais (SOUTH AFRICA, 2010).

Tabela 3.1 - Qualidade da água recuperada no projeto TSA de Atlantis, África do Sul, em 2002.

Variável (mg/L)	Antes TSA	Depois TSA
SDT	64 – 2.368	416 - 672
pH	6,8 -11	7,2 – 7,9
HCO ₃ ⁻	30 – 280	165 – 280
Cl ⁻	28 – 950	80 – 180
SO ₄ ⁻²	8 – 660	20 – 55
Na ⁺	9 – 530	40 – 110
K ⁺	2,8 – 93	1 – 28
Ca ⁺²	13 -130	65 – 100
Mg ⁺²	2 – 60	6 – 13
COD	1,4 – 700	1,3 – 56
N-NO ₃ ⁻	<0,1 – 100	<1 – 5,3
N-NH ₄ ⁺	<0,1 - 310	<0,1 – 34
PO ₄ ⁻²	<0,1 - 11	<0,1 – 0,7

Fonte: ESCALANTE (ED.), (2008).

3.1.2 O projeto TSA da Região de Dan, Israel

Segundo Jimenez & Asano (2008), o estado de Israel atualmente reutiliza 75% do seu esgoto e tem expectativa de atingir 100%, embora houvesse controvérsia sobre esta hipótese. A maior parte da água de reúso é direcionada ao uso agrícola após recarga através de um sistema TSA localizado no sul de Tel Aviv, distando 4 quilômetros do mar Mediterrâneo (Figura 3.3).

De acordo com Ickson-Tal et al (2003), este projeto recebe todo o esgoto tratado da Região Metropolitana de Tel Aviv. O esgoto afluente ao sistema de recarga é composto de 90% de origem doméstica e 10% de origem industrial. O sistema de tratamento e reúso de água, do qual o TSA faz parte, é constituído de um sistema anaeróbico, seguido de um sistema de lodos ativados, conforme mostrado pela a Figura 3.4.

Fig. 3.3 – Localização do TSA de Dan, Israel

Fonte: AHARONI, 2007.

Fig. 3.4 – O sistema de tratamento e reúso da Região de Dan, Israel

Fonte: CIKUREL, 2006.

Cikurel (2006) cita a que a primeira fase da recarga de aquífero por tratamento solo-aquífero começou em 1977 em Israel com base em um projeto similar desenvolvido no estado do Arizona, EUA. Atualmente, o projeto de Dan está em sua terceira fase, com expansão da área total inicial de 24 para 80 hectares, recebendo 310 m³/d de esgoto coletado e tratado na Região Metropolitana de Tel Aviv. Esse efluente é utilizado para recarregar quatro grandes bacias de infiltração dividida em sub-bacias (Figura 3.4 e Figura 3.5), totalizando uma área de 80 hectares.

Aharoni (2007) e Icekson-Tal et al (2003) afirmam que aquífero é do tipo livre, composto de dunas de areia, com espessura da camada não saturada situada entre 15m e 30 m. A carga hidráulica varia de 0,2 m/d a 0,40 m/d, com a carga maior sendo aplicada logo após a limpeza de bacias, o que ocorre a cada 15 dias.

A água recuperada é extraída através de mais de 100 poços, com profundidade de 100 m a 200 m, localizados a distâncias de 300 m a 1.500 m das bacias de infiltração. 50 poços de observação foram instalados entre as bacias de infiltração e os poços de extração. A água recarregada leva de 6 a 12 meses para atingir os poços de extração. Toda água recuperada é transportada a 100 km até o Sul de Israel, onde é reutilizada em agricultura. O esgoto é analisado antes e depois da recarga para verificar a sua adequação à legislação. A qualidade da água recuperada, em parte, atende à norma israelense do reúso agrícola, conforme representado na Tabela 3.2.

Fig. 3.5 – Vista de bacia de infiltração do projeto TSA da Região de Dan, Israel durante o período de enchimento (IDELOVITCH, 2003).

Conforme verificado na Tabela 3.2, algumas variáveis aumentam em vez de diminuir durante o tratamento. Estas variáveis são potássio, sódio, boro, manganês, ferro, e alcalinidade. Estas variáveis contribuirão no aumento da salinidade de solo, o que por vez, afetam a produção agrícola. Uma das medidas adotadas pelo governo Israelense, segundo Jimenez & Asano (2008), foi à redução da concentração desses elementos na fabricação de detergente, considerado a principal rota de entrada no esgoto produzido. Por outro lado, a presença de manganês na água recuperada é atribuída à solubilização de óxidos de manganês que ocorre na zona saturada de aquífero, por processo anaeróbico, mediante carbono orgânico dissolvido do esgoto.

Outro problema relacionado com o projeto TSA da região de Dan foi o crescimento de biofilmes na parede interna das linhas que abastecem as bacias. Icekson *et al.* (2003) notou que o problema foi resolvido por meio da limpeza mecânica e química, tendo como o resultado, a redução da perda de carga em 40%.

Tabela 3.2 – Qualidade da água recuperada do projeto TSA da região de Dan, Israel, em 2000.

Variáveis	Unidade	Antes TSA	Depois TSA	Remoção (%)	Padrão para reúso agrícola
SST	mg/L	9	0	100	*--
pH	--	7,99	8,0	--	--
Alcalinidade (CaCO ₃)	mg/L	297	337	--	--
DBO	mg/L	8	< 0,5	> 94	--
DQO	mg/L	53	5,7	89	--
COD	mg/L	12	2	83	--
N-NH ₄ ⁺	mg/L	6,97	<0,02	>97	--
N-NO ₃ ⁻	mg/L	0,28	9,37	--	--
NTK	mg/L	9,6	0,3	96	6,41
P total	mg/L	2,2	0,5	98	0,02
Detergente	mg/L	0,28	<0,1	>64	--
SDT	mg/L	--	--	--	852
Fenóis	µg/L	0,006	<0,001	>83	--
Ca	µg/L	0,2	0,2	--	99
Pb	µg/L	<3	<3	--	--
Se	µg/L	<1	<1	--	--
Cr	µg/L	4	3	>25	--
Cu	µg/L	<3	<3	--	--
Fe	µg/L	88	15	83	--
Mn	µg/L	32	409	--	--
B	µg/L	470	570	--	0,4
Co	µg/L	<2	<3	--	--
Ni	µg/L	11	6	45	--
Mo	µg/L	<4	<3	25	--

Tabela 3.2 – Qualidade da água recuperada do projeto TSA da região de Dan, Israel, em 2000 (continuação)

Variáveis	Unidade	Antes TSA	Depois TSA	Remoção (%)	Padrão para reuso agrícola
Coliformes totais	NMP/100 mL	$2,19 \times 10^5$	0	5,3 log	--
F	µg/L	540	130	76	--
Coliformes fecais	NMP/100 mL	$3,3 \times 10^4$	0	4,5 log	--
IAS		4,4	4,2	--	3,5
Na ⁺	mg/L	181	185	--	145
K ⁺	mg/L	18	24	--	12
Cl ⁻	mg/L	--	--	--	221

*-- não há dados referentes às variáveis

Fonte: ICEKSON *et al.*, 2003.

Diante dos problemas citados, o sistema TSA de Dan deverá entrar em outra fase, em que o tratamento por membrana será adicionado. Cikurel (2006) cita que já teve início o estudo piloto para que a água recuperada do TSA seja submetida à nanofiltração, com objetivo de atender à legislação de forma ampla (reuso irrestrito).

No atual estágio, Idelovitch (2003) considera o projeto TSA da região de Dan como uma tecnologia promissora. No documento apresentado ao Banco Mundial, o autor demonstra que o custo total do sistema atual de tratamento e reuso de água da região de Dan são de \$0,45 por metro cúbico, o que confirma que o TSA é uma tecnologia de baixo custo, com potencial para ser implementado em países em vias de desenvolvimento.

Para que um sistema TSA opere com eficiência é necessário que sejam conhecidos os fatores intervenientes, tanto de solo quanto de esgoto afluente a ele. Os fatores de solo que afetam sistemas TSA são aqueles relacionados às suas características física, química, e biológicas.

4 FATORES INTERVENIENTES NO PROCESSO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS POR SISTEMAS TSA.

O objetivo de sistemas TSA utilizando esgotos é o de atender às necessidades básicas locais associadas tanto à qualidade como a quantidade de água. A capacidade de atender à demanda quantitativa depende das características de solo-aqüífero, enquanto que a exigência da qualidade depende, também, da qualidade do esgoto afluyente.

As características de um solo-aqüífero refletem seu processo de formação. Por exemplo, o solo formado em região tropical apresenta características (tipo de argila, matéria orgânica, concentrações de alumínio e ferro, o pH, etc.) que diferem das características de regiões temperadas. A diferença deve-se ao clima (temperatura e precipitação). Os métodos de transporte de produtos de intemperismo também interferem na formação do solo. Enquanto o solo transportado pelo vento forma dunas, o transporte por água forma o solo aluvial, com características física e química diferentes do primeiro.

O esgoto corresponde a efluentes domésticos e industriais, com o primeiro predominando em sistemas públicos de coleta. Alguns estabelecimentos dispõem de sistemas privados que tratam esgoto predominantemente doméstico, como é o caso do Aeroporto Internacional Governador André Franco Montoro, em Guarulhos. O esgoto doméstico contém poluentes classificados como sedimentáveis, suspensos e dissolvidos, sendo os dois primeiros em porcentagens maiores. Por outro lado, os efluentes industriais contém poluentes em estados dissolvidos e, geralmente, são tóxicos. O esgoto doméstico é recomendado para recarga de aqüífero por não ser tóxico.

A qualidade do esgoto afluyente a sistemas TSA depende do nível de tratamento a que foi submetido, o que, por sua vez, reflete na qualidade da água recuperada.

As características de solo-aqüífero do futuro local de recarga e a qualidade de esgoto que será usado precisam ser verificadas antes que o sistema de TSA seja concebido.

4.1 AS CARACTERÍSTICAS DE SISTEMAS SOLO-AQUÍFEROS

Os sistemas TSA dependem das condições hidrogeológicas do local, ou seja, aquelas que permitem fornecer água recuperada em quantidade e qualidade desejada. Segundo a USEPA (1992), essa metodologia requer solo que disponha das seguintes características:

- . porosidade suficiente para permitir uma alta taxa de infiltração e transmissão de água;
- . ausência de camadas confinadas na zona não saturada do solo;
- . solo com argila suficiente para oferecer capacidade de absorver compostos inorgânicos e superfície na qual os microrganismos decompõem a matéria orgânica;
- . ausência do tipo de argila que expande ou contrai, criando fissuras pelas quais a água possa passar facilmente durante a infiltração;
- . disponibilidade de carbono, que favorece a desnitrificação rápida durante os períodos de enchimento;
- . profundidade da zona não saturada suficiente para remover os poluentes presentes;
- . rendimento específico adequado para suprir a demanda;
- . boas características físicas e permeabilidade de depósitos subterrâneos.

O principal desafio em projetar sistemas TSA é o de encontrar solos com as características acima relacionadas. Embora nenhum tipo de solo possua todas essas características, deve-se concentrar nas mais importantes, como a profundidade da zona não saturada (camada vadosa), rendimento específico, ausência de camadas não confinadas, entre outras. O manual sobre recarga de aquífero preparado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA, 1981) recomenda o solo com textura franco-arenosa e espessura mínima de camada vadosa de 3 metros.

As características de solo que determinam a quantidade de água recuperada pelo TSA são a capacidade de infiltração, a permeabilidade ou condutividade hidráulica, e o rendimento específico do aquífero. A qualidade da água recuperada depende do pH do meio, das frações de água e ar do solo, da capacidade de troca iônica e da presença de microrganismos.

Solos se constituem em sistemas abertos, o que implica troca constante de energia e material com o ambiente externo, ou seja, as características de solo são também afetadas por mudanças climáticas de longo prazo.

O fator mais importante relacionado às características de solo que afetam a recarga de aquíferos por TSA é a facilidade com que o esgoto tratado pode penetrar no solo. Essa variável é obtida experimentalmente, através de ensaios de capacidade de infiltração.

4.1.1 Capacidade de infiltração

Segundo Tucci (2010), infiltração é a passagem de água da superfície para o interior do solo, ou seja, a capacidade de infiltração refere-se à capacidade do solo em absorver água. A infiltração pode ocorrer se houver precipitação maior ou igual à uma determinada taxa. *Infiltração real* é aquela que realmente ocorre em cada intervalo de tempo, quando existe alimentação suficiente por parte da precipitação.

A capacidade de infiltração é geralmente expressa em mm/h. Inicialmente, seu valor é elevado, porém, diminui com o tempo, até se tornar constante no momento em que o solo fica saturado. A taxa de infiltração na saturação de solo é chamada de taxa constante ou taxa básica ou taxa mínima de infiltração. A taxa de aplicação hidráulica de água ou esgoto afluente a sistemas TSA é baseada na taxa da capacidade de infiltração obtida no campo. A Agência Norte-Americana de proteção do Meio Ambiente (EPA, 1981) recomenda que seja adotada uma fração da taxa mínima de infiltração medida no campo, como a taxa de aplicação hidráulica.

A Infiltração de água no solo depende de vários fatores, tais como a qualidade de água, a textura, o teor da matéria orgânica, a porosidade, o tipo de argila, a capacidade

de retenção de água, a permeabilidade, a umidade antecedente, a textura e a estrutura do solo. Embora todos os fatores sejam importantes, a entrada de água no solo (infiltração) é controlada, principalmente, pela estrutura da superfície do solo.

Estrutura é o resultado da agregação das partículas de areia, silte e argila, originando formas definidas. A estabilização de agregados se dá por agentes cimentantes, tais como carbonatos, sesquióxidos de ferro e alumínio, e sílica.

Prado (2009) cita os principais formatos de estrutura de solo:

- bloco (poliédrica): é aquela em que as três dimensões da unidade estrutural são aproximadamente iguais e podem ser subdivididas em blocos angulares e subangulares. A diferença está nas faces dessas unidades. As de blocos angulares possuem faces planas e a maioria dos vértices com ângulos vivos; as subangulares têm mistura de faces arredondadas e planas, com muitos vértices arredondados;
- prismática: apresenta forma de prisma quando as partículas do solo estão arrançadas em torno de uma linha vertical dominante. Os limites entre as superfícies verticais são relativamente planos. Esta estrutura pode ter dois subtipos: prismático e colunar;
- laminar: as partículas do solo estão arrançadas em torno de um plano horizontal. As unidades estruturais têm aspecto de lâminas de espessura variável, porém a linha horizontal é sempre maior;
- granular: característica de horizontes superficiais, ricos em matéria orgânica; apresenta partículas também arrançadas em torno de um ponto, como na estrutura em blocos (Fig. 4.1).

Embora a forma granular seja o tipo mais encontrado na superfície de solo, a estrutura laminar, geralmente localizada no horizonte B, pode limitar a capacidade de infiltração, por ser argilosa. Agregados do solo dispõem de porosidade para movimentação de água. Os poros localizados entre agregados são chamados de macroporosidade, enquanto os poros dentro do mesmo agregado são chamados de microporosidade. A macroporosidade facilita o escoamento de água enquanto que a microporosidade retém água. O tipo de solo recomendado para recarga para sistemas

TSA é aquele cuja textura é classificada como franco-arenosa. O solo franco-arenoso é preferível, porque apresenta estrutura granular, conforme ilustrado na Figura 4.1.

Fig. 4.1 — Tipos de estrutura do solo

Fonte: <ftp://ftp.fao.org/FI/CDrom/FAO> (Acesso: 17 Out. 2010).

As principais equações que modelam a infiltração foram formuladas por Horton, Philip, Green-Ampt, entre outros. Entretanto, a equação básica de escoamento de água em meio poroso é a equação de Darcy, a qual descreve o escoamento (fluxo) de água em meio saturado. A equação de Darcy foi modificada por Buckingham para incluir o efeito do potencial mátrico (capilaridade) em escoamento (fluxo) de água em meio não saturado (camada vadosa). Embora Buckingham tivesse reconhecido que a condutividade hidráulica em meio não saturado era dependente da umidade ou potencial mátrico, a modelação matemática desse fato foi realizada por Richards, que deduziu a equação de escoamento em meio não saturado a partir das equações de conservação de massa e do movimento. A equação de movimento é a equação de Darcy modificada por Buckingham. A equação de Richards é descrita a seguir (CHOW *et al.*, 1988).

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(D \frac{\partial \theta}{\partial z} \right) + \frac{\partial k}{\partial z} \text{ ----- (4.1)}$$

Θ = o volume de umidade por volume de solo

z = a profundidade

t = o tempo

k = condutividade hidráulica

D = difusividade hidráulica

A equação de Richards é uma equação de escoamento em regime não permanente, concebida em três dimensões, porém reduzida a uma dimensão para o escoamento no solo. O principal problema da aplicação da equação de Richards está no estabelecimento da relação entre a profundidade e a umidade de solo. Para tentar resolver a equação de Richards, alguns pesquisadores começaram estabelecer condições de contorno, ao passo que outros simularam o escoamento em meio poroso, como escoamento em sistema de tubos capilares. Adaptações de equação de Richards para determinar a capacidade de infiltração foram feitas por Philip e Green-Ampt.

Segundo Chow *et al.* (1988), o modelo de Philip é resultado da transformação da equação de Richards em equação diferencial ordinária, utilizando-se a transformação de Boltzmann. Dessa forma, a capacidade de infiltração poderia ser aproximada por:

$$F(t) = St^{\frac{1}{2}} + Kt \text{ ----- (4.2)}$$

$$\frac{d}{dt} F(t) = f(t) = \frac{1}{2} St^{-\frac{1}{2}} + K \text{ ----- (4.3)}$$

F = o volume infiltrado acumulado

f = a taxa da capacidade de infiltração

S = função de sucção

K = condutividade hidráulica

t = tempo

O modelo de Green & Ampt incorporou as simplificações de que o solo é saturado da superfície até a frente da onda; e na frente de umidade, a tensão capilar é sempre a mesma no tempo e espaço (TUCCI, 2010).

O modelo de Green & Ampt é descrito na equação a seguir (JURY, 2004).

$$F = \theta_{sat} - \theta_i \left[\frac{2K(h_{sat} - h_\phi)t}{\theta_{sat} - \theta_i} \right]^{\frac{1}{2}} \text{----- (4.4)}$$

$$f = \frac{dF}{dt} = \theta_{sat} - \theta_i \left[\frac{K(h_{sat} - h_\phi)}{2t(\theta_{sat} - \theta_i)} \right]^{\frac{1}{2}} \text{----- (4.5)}$$

F = o volume infiltrado acumulado

f = a taxa da capacidade de infiltração

θ_{sat} = umidade volumétrica de saturação de solo

K = condutividade hidráulica

t = tempo

θ_i = umidade volumétrica inicial de solo

h_{sat} = carga hidráulica acima do solo saturado

h_ϕ = sucção na frente de umedecimento do solo

Outro modelo de infiltração é o de Horton. A equação e a representação gráfica do modelo de Horton são apresentadas na equação (4.6) e na Figura 4.2.

$$f = f_c + (f_{0-f_c})e^{-\beta t} \text{----- (4.6)}$$

f = a taxa da capacidade de infiltração no tempo t (mm/h)

f_0 = a taxa da capacidade de infiltração inicial para $t = 0$ (mm/h)

f_c = a taxa da capacidade de infiltração básica ou final (mm/h)

β = constante de decaimento que depende do tipo de solo (h^{-1})

t = o tempo de medição de infiltração (h)

A taxa de capacidade de infiltração é máxima (f_0) no começo e diminui para f_c após o período de infiltração. Uma das razões da queda da taxa de infiltração é o entupimento da superfície de solo. Para aumentar a taxa de infiltração, o lodo que se acumula nas bacias de infiltração é constantemente removido.

Embora todos os modelos de infiltração tenham sido testados e fornecem conhecimento sobre o processo, os fatores que afetam a infiltração são complexos e diferem de um solo para outro; por esse motivo a medição de infiltração no campo se torna necessária. As duas formas principais de medir a capacidade de infiltração são aquelas baseadas, ou em inundação da superfície de solo, ou em simulação de chuva. A primeira é a mais adequada, em razão da facilidade de operação.

Fig. 4.2 – A representação gráfica do modelo de Horton

Para qualquer método a ser utilizado, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA, 2006) recomenda que o teste seja feito no local onde será implantado o futuro sistema de recarga; que seja usada uma área maior que 10 m²; que a operação seja realizada por um bom período de tempo (8 horas), nos mesmos moldes em que o sistema será operado em escala real (em ciclos de enchimento e secagem). A EPA recomenda que a taxa de aplicação hidráulica tenha um valor entre 4% a 10% da taxa básica (mínima) de infiltração.

Uma das causas da redução da capacidade de infiltração é o acúmulo de lodo na superfície de bacias de infiltração. Outras causas são precipitação de carbonato de cálcio que poderia cimentar os agregados do solo, diminuindo a infiltração de água pelo solo. Para prevenir o problema, o pH do esgoto afluyente deverá ser mantido neutro. Mesmo resolvendo o problema de carbonato de cálcio, a redução da capacidade de infiltração poderá ocorrer se tiver concentração elevada de sódio no solo. O sódio causa dispersão de colóides de solo. Os colóides dispersos poderiam entupir a microporosidade do solo, criando zonas mortas, o que diminuiria a entrada de água no solo. De acordo com Metcalf & Eddy (1991), o efeito de sódio (sodificação) é verificado através da razão de adsorção de sódio (RAS).

$$RAS = \left(\frac{[Na^+]}{\sqrt{\frac{[Ca^{+2}] + [Mg^{+2}]}{2}}} \right) \text{----- (4.7)}$$

$[Na^+]$, $[Ca^{+2}]$, $[Mg^{+2}]$ = concentrações respectivas de sódio, cálcio e magnésio. São expressas em mmol/L.

O valor máximo de razão de adsorção de sódio (RAS) permitido pela CETESB (SÃO PAULO, 2001) para aplicação de esgoto em agricultura é de 12.

O outro parâmetro relacionado à caracterização hidráulica de solo é a permeabilidade ou condutividade hidráulica relaciona-se à percolação ou escoamento de água dentro do solo aquífero.

4.1.2 Condutividade hidráulica

Segundo Tucci (2010), percolação é o processo de movimento da água dentro do solo. A velocidade com que água escoar pelo solo depende, em grande parte, da permeabilidade ou condutividade hidráulica e umidade.

De acordo com Heath (1983), condutividade hidráulica é a capacidade de uma rocha de transmitir água. É expressa como o volume de água que será movido na unidade de tempo sob gradiente hidráulico unitário, através de uma área unitária locada perpendicularmente à direção do fluxo, a uma certa viscosidade cinemática. Por outro lado, transmissividade é a taxa na qual a água com a viscosidade cinemática predominante é transmitida através de uma largura unitária de um aquífero sob um gradiente hidráulico unitário. Transmissividade é igual à condutividade hidráulica multiplicada pela espessura do aquífero.

A condutividade hidráulica é muito importante para a recarga de aquífero, por ser indicativa, junto com o rendimento específico, do volume de água que um aquífero poderá fornecer, bem como do tempo que a água levaria para chegar ao poço de extração.

Segundo Costa & Lança (2001), a condutividade hidráulica depende do tamanho e do número de poros; e da forma e distribuição dos elementos sólidos componentes do meio.

Todas as rochas possuem vazios denominados poros ou interstícios. A rocha que apresenta maior número de poros é considerada de maior porosidade em relação a outra com menos poros. Quando a porosidade é originada durante a formação da própria rocha, trata-se de uma porosidade primária - porosidade intergranular e não comunicante. Quando a porosidade ocorre depois da formação da rocha, denomina-se secundária, como é o caso das porosidades de fissuras e de canais de dissolução. O

solo com melhor porosidade é aquele com maior número de distribuição de grãos de vários tamanhos. Exemplos de porosidades e permeabilidades, ou condutividade hidráulica, representativas de materiais sedimentares são expostos na Tabela 4.1.

Como se pode observar na Tabela 4.1, maior porosidade não significa, necessariamente, maior permeabilidade. Esse fato ocorre porque uma parte da água é retida pelo solo através de capilaridade. A capilaridade de solo será analisada mais adiante, sob o item 4.1.3.

Tabela 4.1 – Condutividade hidráulica e porosidade de material de meio poroso não consolidado

Material	Porosidade η (%)	Condutividade hidráulica K (cm/s)
Argila	40 - 70	$10^{-9} - 10^{-5}$
Silte	35 - 50	$10^{-7} - 10^{-3}$
Areia	25 - 50	$10^{-5} - 1$
Cascalho	25 - 40	$10^{-1} - 10^{-2}$

Fonte: CHOW et al., 1988.

Os modelos matemáticos que descrevem a condutividade hidráulica são baseados na lei de Darcy e na equação de Hagen-Poiseulle. O modelo de Hagen-Poiseulle adotou o conceito de escoamento em tubos capilares como sendo equivalente ao escoamento em meio poroso, a partir do qual se iguala a velocidade do primeiro com a do segundo. No entanto, o maior problema de aplicação do modelo de Hagen-Poiseulle está relacionado à obtenção de diâmetro do tubo capilar equivalente ao diâmetro do meio poroso. Por essa razão, a condutividade hidráulica é geralmente obtida pelo modelo de Darcy.

O modelo ou lei de Darcy é uma equação que relaciona o fluxo de água com o gradiente hidráulico, conforme demonstrado na equação (4.8).

$$Q = KA \frac{dh}{dz} \text{-----} \quad (4.8)$$

Q = quantidade de água por unidade de tempo ($\frac{m^3}{d}$)

K = condutividade hidráulica do meio saturado ($\frac{m}{d}$)

A = a área perpendicular à direção de fluxo (m^2)

dh/dz = gradiente hidráulico ($\frac{m}{m}$)

Rearranjando a equação (4.8) e resolvendo-a para K , obteremos:

$$K = \frac{Qdz}{Adh} \text{ ----- (4.9)}$$

$$q = \frac{Q}{A} \text{ ----- (4.10)}$$

$$\therefore K = q \frac{dz}{dh} \text{ ----- (4.11)}$$

q = fluxo de água.

Todos os parâmetros da equação de Darcy são facilmente mensuráveis, e o único não conhecido é a condutividade hidráulica, K . Entretanto, o solo deve estar saturado antes de se iniciar o teste de condutividade hidráulica. O valor de K obtido dessa forma representa a condutividade hidráulica da zona saturada do solo.

Os testes de condutividade hidráulica realizados, ou no laboratório, ou pela coluna de ensaio, são geralmente conduzidos em meio saturado. Dentro dos métodos de laboratório, citam-se permeâmetros de carga constante ou com carga variável. Segundo UFSM (2010), o método de carga constante é mais utilizado para solos de granulação grossa (solos arenosos), enquanto o método da carga variável é mais adequado para solos finos (solos argilosos e siltosos).

A realização de condutividade hidráulica de carga variável é mais fácil que a de carga constante, porque esta poderá ser feita em qualquer recipiente com formato regular, onde a área superficial de corpo de prova é a mesma do reservatório da água. Este método foi usado na etapa experimental desta pesquisa.

No método de carga constante, o valor de condutividade hidráulica é obtido pela diferença entre potencial hidráulico dividido pela espessura de corpo de prova, quando a água escoar no sentido vertical. No entanto, o potencial hidráulico é a soma da carga da água mais a espessura de solo. Para escoamento no sentido horizontal, o potencial hidráulico é substituído pela diferença de pressão hidrostática entre pontos de entrada e saída de água, como mostram as equações (4.12 e 4.13).

$$\text{Para escoamento vertical, } K = q \frac{dz}{dz + b} \text{ ----- (4.12)}$$

$$\text{Para escoamento horizontal, } K = q \frac{dx}{dp} \text{ ----- (4.13)}$$

$dz+b$ = diferença de potencial hidráulico

dz = espessura de corpo de prova medida a partir do ponto de referência

$$= z_2 - z_1 = L$$

dx = comprimento de corpo de prova a partir do ponto de referência

$$= x_2 - x_1 = L$$

L = espessura ou comprimento de corpo de prova

q = fluxo de água

b = carga da lâmina da água acima de corpo de prova

dp = a diferença de pressão hidrostática

No método de carga variável, a carga de água (b) acima do solo é variável e, conseqüentemente, o fluxo de água também varia com o tempo. Nesse caso, a equação (4.12) é transformada em:

$$K = \frac{db}{dt} \cdot \frac{dz}{dz + b} \text{----- (4.14)}$$

$$dz = z_2 - z_1 = L \text{----- (4.15)}$$

Separando-se e integrando-se as variáveis das equações (4.14) e (4.15), tem-se:

$$\int_{b_0}^{b_1} \frac{db}{L + b} = - \int_0^{t_1} \frac{K}{L} dt \text{----- (4.16)}$$

e

$$K = \frac{L}{t_1} \ln \frac{b_0 + L}{b_1 + L} \text{----- (4.17)}$$

b_0 = carga inicial da lâmina da água

b_1 = carga final da lâmina da água

L = espessura de corpo de prova

t_1 = tempo correspondente à carga final da lâmina da água

Os problemas relacionados com ensaio de condutividade hidráulica no laboratório são tamanhos de corpo de prova, coleta das amostras representativas de solo, transporte e carregamento das amostras indeformadas em colunas de ensaio e a saturação de solo antes de se iniciar o teste. Embora a coleta de amostras de solo e a sua preservação sejam mais fáceis para ensaio de laboratório, a espessura de corpo de prova é muito pequeno, o que poderá prejudicar a representatividade do resultado da amostra em comparação com o tamanho da área para recarga de aquífero. Por outro lado, as colunas cujos tamanhos são bem maiores que tamanho de corpo de prova usado no laboratório, proporciona mais dificuldades durante a coleta de amostras e inserção dessas em colunas de ensaio. A preservação das amostras de solo sem deformação é

o maior desafio do teste de condutividade hidráulica através da coluna de ensaio. Uma das maneiras de enfrentar o desafio é preparar as colunas como anéis de cilindros em aço inox, com cada anel tendo dimensões de 20 cm de altura e 30 cm de diâmetro e espessura mínima de chapa de aço inox de 5 mm. Os anéis de cilindro devem ser montados um em cima de outro como uma coluna representando uma camada de solo.

O problema ligado à saturação da amostra de solo pode gerar resultado que inviabiliza projeto de recarga de aquífero. A saturação de solo, especialmente, o solo argiloso é muito demorada. Deve-se exercer paciência (em torno de 30 dias no mínimo) para que o solo argiloso atinja-se equilíbrio antes de iniciar o ensaio. A forma de saturar o solo também poderá fazer a diferença. *Dr. Hirata do Instituto de Geociências (IGC) da Universidade de São Paulo sugere que a saturação seja realizada por baixo da coluna para que haja distribuição homogênea de grãos de solo em coluna de ensaio.

Levando-se em consideração os problemas mencionados acima e tomando as devidas medidas, o teste de condutividade hidráulica, seja no laboratório ou pela coluna de ensaio, poderá aproximar os valores obtidos no campo.

Entretanto, é recomendável que os ensaios de condutividade sejam realizados no campo em razão da massa de solo seja grande em comparação a massa de solo usada no laboratório.

Embora a condutividade hidráulica forneça informação sobre a velocidade média com que a água escoar no solo nos sentidos vertical e horizontal, o parâmetro não indica o volume de água que o aquífero pode liberar para suprir a demanda. Portanto, o parâmetro relacionado à estimativa do volume de água que poderá ser retirado do poço de extração é o rendimento específico de aquífero.

* Professor Dr. Hirata. Departamento de Geologia Sedimentar e Ambiental, Instituto de Geociências da USP. (Comunicação pessoal).

4.1.3 Rendimento específico

A água do solo é classificada de acordo com a força que a move, em água higroscópica, água capilar e água gravitacional. De acordo com Leal (2010), a água higroscópica está firmemente fixada (retida) por adsorção às partículas minerais do solo. Formam delgadas ou finas camadas (capas ou filmes) em torno das partículas terrosas, principalmente pelos colóides do solo. Não se movem, nem por capilaridade, nem por gravidade; apenas se movimentam sob a forma de vapor d'água. Por outro lado, a água capilar é retida pela tensão superficial em forma de películas ou capas em torno das partículas terrosas. A água retida na franja capilar não é removida pela força gravitacional. Portanto, a água subterrânea disponível para consumo humano é aquela que escoar por força gravitacional. O potencial de gravidade atua quando a força de gravidade for maior que a força de coesão (tensão), conforme ilustrado na Figura 4.3.

A água gravitacional é medida por um parâmetro chamado de rendimento específico. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos - EPA (EPA, 2006) define o rendimento específico como o volume de água liberado de um determinado volume de solo saturado, sob influência da força gravitacional e da tensão inerente ao solo.

De acordo com EPA, a verificação do rendimento específico é muito importante no planejamento de sistemas TSA porque fornece informação sobre drenagem de aquífero e o acúmulo de água abaixo de bacias de infiltração. Os sistemas TSA são, geralmente, construídos em aquíferos livres, onde a água armazenada em poros está submetida aos efeitos da pressão atmosférica e forças gravitacional e capilar. O rendimento específico também influi na escolha de ciclos de operação (enchimento e secagem) de sistemas de recarga, porque quanto maior o volume de água que se possa drenar por gravidade, maior a frequência de enchimento de bacias.

Os fatores que afetam o volume de água fornecido por um aquífero (rendimento específico) são a porosidade, a umidade, a força de adesão de água com grãos de solo e a tensão superficial de água.

Fig. 4.3 – Os estados da água do solo

Fonte: www.cca.ufsc.br/~aaap (Acesso: 24 Out. 2010).

A porosidade relaciona o volume de vazios ao volume total da amostra. É um índice de volume de água subterrânea a qual pode ser armazenada em um meio saturado. Embora a porosidade total seja importante na obtenção da capacidade de armazenamento de solo ou aquífero, os tipos de porosidade ou a distribuição de vazios são os fatores mais importantes, por determinarem o nível de interligações entre os poros e a drenagem da água. Os tipos de porosidade diretamente ligados ao escoamento da água são microporosidade e macroporosidade. Microporosidades são vazios localizados em cada agregado que compõe a estrutura do solo. Macroporosidades, por outro lado, são vazios entre agregados de solo. Macroporosidades referem-se ao escoamento de água, enquanto as microporosidades estão relacionadas à retenção de água. Como a diferenciação do resultado de ensaio de porosidade em microporosidade e macroporosidade é demasiado difícil, associam-se estes aos formatos de estrutura de solo, conforme ilustrado na Figura 4.1.

A estrutura de formato granular possui muitas macroporosidades e menos microporosidades, enquanto a estrutura laminar mostra o contrário. Entretanto, o solo pode apresentar heterogeneidade, de forma que ocorre mistura ou intercalações de diferentes formatos de estrutura, o que prejudica o rendimento específico. Para que as

macroporosidades sejam mais eficientes, precisam ser interligadas ao mínimo de zonas mortas. O efeito da porosidade sobre o rendimento específico e sobre a retenção específica de materiais de sedimento é mostrado na Tabela 4.2.

Com exceção da argila, os outros materiais têm rendimento específico correspondente às suas porosidades. Outro fator que afeta o rendimento específico é a umidade do solo. O rendimento do aquífero é maior com o aumento da umidade. Quando a umidade é baixa, a força de atração da água por grãos é bem maior em comparação com a umidade que atinge a saturação. Outros fatores que afetam escoamento de água em solo são forças de coesão e de adesão de moléculas da água.

Tabela 4.2 – Porosidade comparada ao rendimento específico e à retenção específica de alguns materiais.

Material	Porosidade	Rendimento específico	Retenção específica
Solo	55	40	15
Argila	50	2	48
Areia	25	22	3
Cascalho	20	19	1
Carbonato	20	18	2
Arenito	11	6	5
Granito	0,11	0,09	0,01
Basalto	11	8	3

Fonte: HEATH, 1983.

No item sobre condutividade hidráulica, foi comentado o efeito de capilaridade sobre escoamento de água e as equações que a descrevem. Capilaridade é a elevação de água num tubo fino, como consequência da soma das forças que contribuem na adesão de líquido à parede de tubo. São forças de coesão entre as moléculas de água (tensão superficial) e a força de adesão de moléculas de água à parede de grãos de solo (forças capilar e higroscópica).

A capacidade de retenção de água pelo solo é atribuída à estrutura química de moléculas da água. Uma molécula de água é composta de dois átomos de hidrogênio (H_2) e um átomo de oxigênio (O). Os elétrons de hidrogênio e oxigênio são compartilhados pela ligação covalente. Embora a última camada de cada átomo seja satisfeita eletronicamente, a distribuição de elétrons não é uniforme. O átomo de oxigênio possui mais elétrons que o de hidrogênio, o que faz o primeiro (O_2) agir como um campo negativo (eletro negativo) em relação ao segundo (H_2). A distribuição não uniforme de carga ou polaridade é a origem de todas as propriedades de que a água dispõe.

A diferença de concentração de elétrons de dois átomos faz com que o oxigênio com maior concentração seja negativo e tenha tendência a atrair qualquer elemento com carga positiva, enquanto o hidrogênio faz o contrário. O mesmo princípio é válido entre as moléculas de água, estabelecendo-se o que se chama de ponte de ligação de hidrogênio. A tensão superficial ou força de coesão entre as moléculas de água é consequência direta da polarização de cargas. A adesão da água com sólidos (grãos de solo) também tem sua origem na polaridade de cargas.

A elevação da água por força de capilaridade ocorre porque a força de adesão é maior que a força de coesão de moléculas de água. Entretanto, a força de coesão da água, ou tensão superficial, também contribui para isso, na medida em que a superfície da água tenta reestabelecer a forma original planar em vez da curvatura. Através dessas forças de coesão e adesão, a água do solo sofre uma elevação até atingir o estado de equilíbrio com o seu peso. A força higroscópica também se dá pela adesão, porém ocorre mais freqüentemente pela forte ligação entre as moléculas de água e de grãos de solo para formar compostos. As ligações fortes são de tipos iônico e covalente. A força higroscópica é mais recorrente em solos com argila e matéria orgânica.

A argila e a matéria orgânica têm carga elétrica em suas superfícies que atraem cargas opostas, o que pode resultar na formação de compostos bioquímicos ou químicos por meio de ligações do tipo iônico ou covalente.

Em razão das forças de resistência ao escoamento, mencionadas anteriormente, a água subterrânea é distribuída conforme esquematizado na Figura 4.4.

Fig. 4.4 – Distribuição vertical da água subterrânea

Fonte: HEATH, 1983.

As equações usadas para determinar porosidade, rendimento específico e retenção específica são:

porosidade:
$$n = \frac{V_t - V_s}{V_t} = \frac{V_v}{V_t} \text{ ----- (4.18)}$$

rendimento específico:
$$S_y = \frac{V_d}{V_t} \text{ ----- (4.19)}$$

retenção específica:
$$S_r = \frac{V_r}{V_t} \text{ ----- (4.20)}$$

$$\eta = S_y + S_r \text{ ----- (4.21)}$$

$$S_y = \eta - \Theta \text{ ----- (4.22)}$$

η = porosidade como uma fração decimal

V_t = volume total de amostra de solo ou rocha

V_s = volume de sólidos na amostra

V_v = volume de abertura (vazios)

S_y = rendimento específico

S_r = retenção específica

V_d = volume de água drenada

V_r = volume de água retida

V_t = volume total da amostra

Θ = umidade volumétrica de água

O rendimento específico pode ser determinado pelas as equações (4.19) a (4.22). No entanto, a equação (4.19) é mais utilizada no projeto de recarga de aquíferos, por ser mais representativa e prática. Nesta, uma amostra de solo com dimensões definidas (1 m x 1 m x 1 m) é retirada indeformada da camada de solo de interesse e saturada com água. Mede-se o volume de água que foi usado até a saturação da amostra de solo. A soma do volume da amostra e da água de saturação fornece o volume total da amostra. A amostra de solo saturada é colocada acima de um recipiente (graduado) de forma a coletar a água drenada por força gravitacional. O volume de água drenada (V_d) é medido no final do ensaio, e é dividido por volume total da amostra para se obter o rendimento específico (equação 4.19). A diferença entre o volume de água usado na saturação de amostra e o volume de drenagem, dividido por volume total da amostra, é o valor da retenção específica do aquífero (equação 4.20).

Após a caracterização física do aquífero, devem-se avaliar suas propriedades biológicas e químicas para que se possa verificar a possibilidade de o aquífero atender à demanda qualitativa da água. As propriedades do aquífero que determinam a qualidade da água são, principalmente, a sua capacidade de troca iônica e os microrganismos. Estas são descritas a seguir.

4.1.4 Capacidade de troca iônica

A capacidade de troca iônica é a soma da capacidade do solo de atrair e neutralizar cargas opostas de compostos químicos e bioquímicos oriundos de esgoto. Exemplos de compostos químicos de esgoto são pesticidas, metais pesados, cloreto, nitrato, etc., ao passo que exemplo de composto bioquímico é a matéria orgânica. Os poluentes, objetos da neutralização por troca iônica, são aqueles encontrados em estado dissolvido.

A capacidade de troca iônica de solo é a soma da capacidade da troca aniônica (CTA) e da catiônica (CTC). Exemplos de ânions encontrados em esgoto são nitrato (NO_3^-), fosfato (PO_4^{3-}), cianeto (CN^-), cloreto (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}), bicarbonato (HCO_3^-) e os grupos funcionais das substâncias húmicas (R-COO^-) de esgoto. Exemplos de cátions são os metais pesados, sódio (Na^+), potássio (K^+), cálcio (Ca^{+2}), amônia (NH_4^+), entre outros.

A importância da capacidade de troca iônica de solo está relacionada à remoção de poluentes dissolvidos (SDT) de esgoto. Os sólidos dissolvidos totais (SDT) não são removidos pelos tratamentos primário e secundário. O processo TSA funciona, portanto, como um tratamento avançado de esgoto. Quanto maior a capacidade de troca iônica maior será a remoção de SDT. Entretanto, em razão de a maior parte das cargas de colóides de solo ser negativa, a capacidade de troca iônica se resume na verificação da capacidade de troca catiônica (CTC).

Os íons, neutralizados pela troca iônica, são cargas localizadas nas superfícies de colóides. Colóides são partículas pequenas cujas principais características são grandes áreas superficiais e carga negativa em condições normais do pH. Os colóides de solo são argila, óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, e substâncias húmicas. São várias as origens de cargas em colóides de solo. As causas de carga em argila são substituição isomórfica e pela quebra de ponte de ligação entre as lâminas. Por outro lado, a carga de óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio e das substâncias húmicas tem como origem a hidrólise do primeiro em água e os grupos funcionais do segundo, especialmente os carboxílicos e os hidróxidos aromáticos.

A argila apresenta carga negativa em função da substituição isomórfica, quebra da ponte de ligações de lâminas desta. A carga resultante da substituição isomórfica é chamada de carga permanente, enquanto a quebra de ponte de ligações é denominada carga variável. A substituição isomórfica é a substituição de alguns cátions pelos cátions originários da estrutura básica de lâminas de argila. Exemplos desse processo são substituições de silício pelo alumínio na célula tetraédrica e de alumínio, ferro, ou magnésio, na estrutura octaédrica, conforme mostra a Figura 4.5.

Os cátions substituintes, embora tenham seus raios iônicos muito próximos dos substituídos, dispõem de estado de oxidação menor que os segundos. Essa defasagem faz com que a carga negativa seja maior que a carga positiva, tendo como consequência, atração de carga cátions da solução de solo para neutralizar o excedente de carga negativa. Os cátions mais atraídos para essa finalidade são potássio e magnésio. A substituição isomórfica pode ser considerada como *defeito de fabricação*, e, por isso, é chamada de carga permanente, ou seja, não há variação dela quando ocorre a mudança da solução de solo (pH). A substituição isomórfica não ocorre em argila do tipo caulinita (1:1).

Fig. 4.5 – A substituição isomórfica de Si^{+4} por Al^{+3} em argila do tipo 2:1.

Fonte: <http://w3.ufsm.br/Apresentacao/4oxidoecargas.pdf> (acesso: 10/12/2009)

A estrutura básica de argila é organizada em lâminas ou folhas com formatos tetraédrico (T) e octaédrico (O). A lâmina tetraédrica é constituída de silício (SiO_4) e a octaédrica é composta de alumínio ($\text{Al}_2[\text{OH}]_6$). O arranjo das lâminas define o tipo de argila, o que, por sua vez, determina suas características. O grupo da caulinita é caracterizado por apresentar alternância entre uma lâmina tetraédrica (T) de átomos de silício e oxigênio e outra lâmina octaédrica (O), de átomos de alumínio e hidroxilas, e por isso é denominado como argila do tipo 1:1 (T - O). O grupo da illita é constituído por três lâminas, sendo uma central dioctaédrica ou trioctaédrica de alumínio e hidroxilas, ligada a duas lâminas tetraédricas de silício e oxigênio, o que lhe define como 2:1 (T – O - T). Outros grupos incluídos na argila do tipo 2:1 são vermiculita e montmorilonita. Um representante do grupo 2:2 é a clorita.

Cada tipo de argila é constituído de milhares de células básicas interligadas pela ponte de oxigênio e hidróxidos, e pelo espaço interlaminar, como é mostrado na Figura 4.6.

A ligação entre as lâminas tetraédricas é feita pelo oxigênio, enquanto a ligação das lâminas octaédricas é realizada pelo ponto de hidrogênio. Embora a ligação entre oxigênio (covalente) esteja forte, a ligação pela ponte de hidrogênio é fraca, o que resulta na quebra de ligações entre as lâminas. Além da estabilidade da ligação, a manutenção da ponte de hidrogênio depende da disponibilidade de prótons na solução de solo, o que por sua vez, depende do pH. O desequilíbrio na concentração de prótons pode resultar na entrada desses em solução, deixando a argila com excesso de carga negativa. Por essa razão, a carga negativa resultante desse processo é chamada de carga variável.

A substituição isomórfica não ocorre em argila do tipo 1:1 e por isso a fonte de ligação, tanto de pontas quanto interlaminar, ocorre pela ponte de hidrogênio. Essa limitação também reduz a concentração de carga de argila 1:1 (caulinita) e, portanto, a sua capacidade de trocar cátions. A CTC de caulinita está em torno de $3 \text{ Cm}_c\text{kg}^{-1}$ a $15 \text{ Cm}_c\text{kg}^{-1}$. A caulinita é o tipo de argila que predomina em solos tropicais.

Por outro lado, a argila do tipo 2:1 (mica) de cargas permanentes e variáveis, aumenta a concentração de carga e, conseqüentemente, a capacidade de troca catiônica desse grupo. Entretanto, três grupos que compõem argila do tipo 2:1 (mica,

vermiculita, montmorilonita) têm CTCs diferentes. A razão da diferença de carga está no cátion, que equilibra a deficiência causada pela substituição isomórfica.

Fig. 4.6 – Fontes de carga variável em estrutura de argilomineral (caulinita)

Fonte: <http://w3.ufsm.br/Apresentacao/4oxidoecargas.pdf> (Acesso: 10/12/2009).

Segundo Jury (2004), enquanto o potássio (K^+) seja o cátion mais atraído entre lâminas da mica, o magnésio é de preferência de vermiculita e montmorilonita. O magnésio é hidratado e com moléculas da água atraem outros íons da solução de solo, o que causa aumento de CTC de vermiculita e montmorilonita, como são listados na Tabela 4.3.

A origem da carga em óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio se dá pela hidrólise destes compostos em solução, gerando-se íons de hidrogênio e solução sólida, conforme ilustrado pelas equações sobre o alumínio.

Como pode ser ver nas equações acima, com exceção da equação (4.26), as espécies de alumínio disponham de carga positiva, o que implica na adsorção de ânions em pH baixo. A adsorção de cátions só poderá ocorrer em pH acima de 6,5, usando os valores de constantes de equilíbrio das espécies de alumínio. O comportamento de ferro segue os mesmos passos de alumínio, embora seu ponto da virada de sinal de carga (ponto de carga zero) seja em torno de pH 8 em vez do 6,5 do alumínio.

A capacidade de troca iônica de óxidos e hidróxidos de alumínio e ferro é baixa em razão da baixa solubilidade destes em meio aquoso, como são constatadas por seus constantes de equilíbrio. No entanto, os óxidos e hidróxidos podem servir como pontes de ligação entre argila e húmus.

Outro colóide com capacidade elevada de troca iônica é o húmus de solo. De acordo com Silva & Silva Filho (2009), o húmus ou substâncias húmicas são constituídas de matéria morta, que corresponde a resíduos animais e vegetais, formada, principalmente, pela a lignina dos tecidos vegetais seguida de proteínas re-sintetizadas na forma de plasma microbiano. As substâncias húmicas são divididas em humina e os ácidos fúlvico e húmico, com os ácidos tendo cargas. Embora seja molécula complexa, as cargas são atribuídas aos grupos funcionais de carboxílico (COOH) e fenólico (arOH). As equações (4.27 a 4.28) descrevem geração de cargas e as variações destes compostos em função de pH.

Como se pode ver na Figura 4.7, a presença de cargas em substâncias húmicas é atribuída aos carboxílicos em pH abaixo de 9, enquanto os fenólicos são atribuídos à carga negativa acima de pH 9. As substâncias húmicas são complexas no que diz respeito à sua constituição, porém, possuem elevada área superficial específica, e dispõem de carga negativa na maior parte da faixa do pH. Por essas razões, as substâncias húmicas têm maior capacidade de troca catiônica do que os outros colóides de solo, conforme comparação apresentada na Tabela 4.3.

Embora a matéria orgânica ou húmus disponha de elevada capacidade de CTC, este importante recurso nem sempre é bem aproveitado para a recarga de aquífero. Por ser localizada logo abaixo de superfície do solo (20 cm – 50 cm), a camada de húmus é geralmente retirada durante a construção de bacias de infiltração. Esse paradoxo é, portanto, um grande desafio para os gestores de sistemas de recarga de aquífero. Uma forma de contribuir para a conservação de húmus é a construção de bacias acima da superfície de solo, em vez do método usado atualmente.

Tabela 4.3 - Área superficial específica (ASE) e capacidade de troca de cátions (CTC) de alguns colóides do solo

Colóide	Área superficial (m ² g ⁻¹)	CTA (cmol _c /kg)	CTC (cmol _c /kg)
Caulinita	7-30		3 - 15
Óxidos	–	5	2 - 4
Micas	40 – 150	0	20 – 40
Vermiculita	500 – 800	0	100 – 150
Montmorilonita	600 – 800	0	80 – 150
Matéria orgânica	800 – 900	--	200 – 300

Fonte: GATBONI, 2009; UFSM, 2009.

Fig. 4.7 – Curvas de ionização dos grupos funcionais carboxílico e fenólico

Fonte: <http://www.soils.umn.edu/soil5311/> (Acesso: 31 jan. 2010)

Embora a matéria orgânica ou húmus disponha de elevada capacidade de CTC, este importante recurso nem sempre é bem aproveitado para a recarga de aquífero. Por ser localizada logo abaixo de superfície do solo (20 cm – 50 cm), a camada de húmus é geralmente retirada durante a construção de bacias de infiltração. Esse paradoxo é, portanto, um grande desafio para os gestores de sistemas de recarga de aquífero. Uma forma de contribuir para a conservação de húmus é a construção de bacias acima da superfície de solo, em vez do método usado atualmente.

A capacidade de troca iônica do solo é obtida pelo ensaio de adsorção, o qual é realizado em três etapas. A primeira etapa é a reação de amostra de solo com a solução contendo a concentração conhecida de íon metálico por determinado período de tempo. A segunda etapa envolve a separação de adsorvente da solução após reação química. A última etapa consiste no balanço de massa de íon metálico, tanto da solução quanto do adsorvente. A repetição do ensaio com variação de concentrações de íon metálico gera gráficos denominados isotermas. Segundo Sanhueza (2010), as

isotermas derivadas teórica ou empiricamente podem, freqüentemente, ser representadas por equações simples que relacionam diretamente o volume adsorvido em função da concentração do adsorvato. As isotermas mais utilizadas no estudo da CTC são as de Langmuir e de Freundlich.

O modelo de Langmuir (equação 4.29) considera o sistema ideal, em que a adsorção ou troca iônica ocorre em monocamada e em superfície homogênea, e cada sítio pode acomodar somente um íon adsorvido.

$$q_e = \left(\frac{q_{sat} K_L C_e}{1 + K_L C_e} \right) \text{----- (4.29)}$$

q_e (mol.kg⁻¹) = quantidade de íon metálico adsorvido por massa de adsorvente (peso seco)

K_L (kg.mol⁻¹) = constante de Langmuir (parâmetro de afinidade)

q_{sat} (mol.kg⁻¹) = quantidade máxima de íon metálico adsorvido por massa de adsorvente

C_e (mol.kg⁻¹) = concentração de íon metálico em solução

Os parâmetros q_{sat} e K_L são determinados a partir de dados experimentais. O valor de K_L define a afinidade do íon metálico com o adsorvente (solo).

A isoterma de Freundlich corresponde a uma distribuição exponencial de calores de adsorção, conforme representado nas equações 4.30 e 4.31.

$$q_e = q_{sat} C_e^m \text{----- (4.30)}$$

$$\log q_e = m \log C_e + \log q_{sat} \text{----- (4.31)}$$

m = o parâmetro que define a curva de isoterma de Freundlich

$$m \equiv K_L$$

Além de possuir maior capacidade de troca catiônica (CTC) em relação aos outros colóides do solo, o húmus oferece sítios onde os microrganismos são alojados. Os microrganismos do solo são importantes na purificação do esgoto infiltrado no solo.

4.1.5 Microrganismos no solo

A matéria orgânica do solo é composta de microrganismos, animais e plantas em decomposição, e o remanescente da decomposição destes. Na seção anterior, ilustrou-se a importância do remanescente da decomposição de plantas e animais, ou o que se denomina substâncias húmicas para a recarga de aquífero. Essa seção será dedicada à importância dos microrganismos do solo.

De acordo com o Serviço de Extensão da Universidade Estadual de Massachusetts (UMASS, 2009), os microrganismos do solo constituem 15% da matéria orgânica do solo, enquanto as substâncias húmicas constituem 70%. Calcula-se que somente 0,2 a 0,4% do espaço poroso do solo seja ocupado por microrganismos. Os fungos tendem a ficar restritos aos poros maiores, entre agregados, enquanto as bactérias tendem a permanecer dentro dos agregados. Os microrganismos se concentram em poros pequenos porque estes retêm água por mais tempo e evitam predadores. As fontes de nutrientes são resíduos celulares, material fecal e matéria orgânica amorfa.

Segundo a Esalq (2005), a concentração de microrganismos decresce com a profundidade de solo, em razão da localização da matéria orgânica perto da superfície, conforme ilustrado na Figura 4.8. Embora a Unidade de Extensão do Departamento da Agricultura da Universidade de Massachusetts (UMASS, 2009) cite os principais microrganismos do solo como sendo bactérias, actinomicetos, fungos, protozoários e algas, conforme mostrado na Tabela 4.4, Esalq (2005) reconhece o predomínio de fungos, bactérias e actinomicetos em número, massa e capacidade metabólica. Estes últimos serão descritos a seguir.

Fig. 4.8 – Curva de concentração de microrganismos em função da distribuição de matéria orgânica no perfil do solo (ESALQ, 2005).

Tabela 4.4 – População de grupos de microrganismos por grama de solo

Microrganismo	População
Bactéria	300.000 – 200.000.000
Actinomicetos	100.000 – 100.000.000
Fungos	20.000 – 1.000.000
Protozoários	10.000 – 100.000
Algas	100 – 50.000

Fonte: www.umass.edu/cdl (Acesso: 13/10/2009).

No entanto, cada família ou grupo de microrganismos listado na Tabela 4.4 desempenha papel fundamental na manutenção de equilíbrio do ecossistema solo.

Dos microrganismos de solo, as bactérias são os mais predominantes. São unicelulares (procarióticas), com variações de tamanhos e formas, dependendo da espécie. A maioria mede de 0,2 µm a 2,0 µm de diâmetro. Geralmente, apresentam-se sob três formas principais: esférica (coco), alongada em bastonete (bacilo) e curva

(vibriões e espirilos). Reproduzem-se por divisão celular, que pode ocorrer a cada 20 minutos, em condições ótimas. Algumas precisam de oxigênio (aeróbica) para viver, outras não precisam de oxigênio (anaeróbica), porém utilizam outros gases (NO_3^-); e há ainda um terceiro grupo para o qual a utilização do oxigênio é indiferente. Em condições desfavoráveis, alguns tipos de bactérias segregam um envoltório protetor resistente, transformando-se em esporos. Estes podem permanecer inativos durante semanas, meses e até anos, recuperando a vitalidade ao serem restabelecidas as condições adequadas. Essa versatilidade faz com que as bactérias sejam muito presentes no ecossistema; elas é que reciclam, enquanto comem nutrientes fundamentais como carbono, nitrogênio e enxofre. São mesmo as grandes responsáveis pela renovação da vida e estão na base de toda a cadeia alimentar.

A importância das bactérias para a qualidade da recarga de aquífero está ligada à decomposição da matéria orgânica do esgoto, por via aeróbica ou anaeróbica, e à remoção de nitrogênio do esgoto (desnitrificação), que poderia contaminar a água subterrânea. Bactérias saprófitas, juntamente com os fungos, são os responsáveis pela reciclagem de matéria orgânica do solo nos ecossistemas. As células bacterianas estão também envolvidas por fibrilas e mucigel (macromoléculas), que em contato com argilas iniciam a formação de agregados, que, por sua vez, melhoram a capacidade de aeração de solo.

O portal de agronegócio, <http://www.portaldoagronegocio.com.br/index.php>, define actinomicetos como microrganismos heterogêneos, com características de fungos e bactérias. Possuem morfologia similar à dos fungos, por possuírem micélio e produzirem esporos assexuais (conídios), e se assemelham às bactérias por possuírem núcleo primitivo do tipo procariótico. Produzem compostos que proporcionam ao solo um aroma típico. Os actinomicetos crescem sobre a madeira em putrefação e outros objetos úmidos. Ao fim, esta massa gelatinosa cessa de deslocar-se e emite numerosos órgãos ou pequenas cápsulas, mais ou menos arredondados, cheios de esporos, os quais são transportados a grande distância pelo vento, pela água e por outros veículos, e vão originar, onde pousam em condições apropriadas, um novo actinomiceto.

No solo, são numericamente menos dominantes do que outras populações bacterianas, porém são mais numerosos do que as populações fúngicas. Os actinomicetos são compostos de vários gêneros. O gênero *Streptomyces* predomina

(70-90% das colônias desenvolvidas em meio de cultura sólido), *Nocardia* usualmente é o segundo gênero mais abundante (5-30%), seguido do gênero *Micromonospora* (1-15%).

A predominância destes microrganismos no solo só é significativa quando os compostos prontamente disponíveis são metabolizados anteriormente, quando os nutrientes começam a ser limitantes e a pressão dos competidores mais efetivos diminui. Desta forma, degradam substâncias normalmente não decompostas pelas populações de fungos e outras bactérias, como celulose, hemiceluloses, fenóis, quitina, queratina, ligninas e húmus.

De acordo com Wagner (2010), fungos em geral se apresentam em filamentos, as chamadas hifas, com paredes rijas, ricas em quitina, o mesmo material que reveste insetos como besouros; têm características heterotróficas, isto é, não possuem clorofila e, portanto, necessitam de material orgânico para viver, sendo sua nutrição feita por absorção de nutrientes graças à presença de enzimas que são por eles produzidas e que degradam produtos como, por exemplo, celulose e amido. Os fungos são grupos mais envolvidos na decomposição de compostos resistentes (lignina). Por outro lado, os fungos são eucarióticos, isto é, possuem um núcleo típico no interior de suas células, comparável ao de plantas e animais. O crescimento da hifa através do solo ajuda sua ligação aos agregados. Outras funções de fungos são participação em decomposição (aeróbica e fermentação por leveduras), degradação de moléculas orgânicas complexas, solubilizadores de fosfato (*Aspergillus*), e agregação ao solo.

Exemplos dos principais microrganismos de solo são mostrados na Figura 4.9. Os microrganismos, especialmente as bactérias, constituem um dos parâmetros que definem a qualidade do esgoto.

Fig. 4.9 – Exemplos dos principais microrganismos de solo

Fonte: TAPIA, 2009.

4.2 QUALIDADE DE ESGOTOS AFLUENTES A SISTEMAS TSA.

A qualidade dos esgotos afluentes a sistemas de recarga é reflexo do nível de tratamento a que foi submetido. Dependendo do nível de tratamento, o esgoto é designado como primário, secundário ou biológico, e avançado. O primário inclui todo tratamento de esgoto até o primeiro tanque de sedimentação. O tratamento secundário ou biológico refere-se à remoção de matéria orgânica de fácil degradação de esgoto, enquanto avançado significa qualquer outro tratamento após tratamento biológico.

A recarga de aquífero poderia ser feita com o esgoto bruto, porém, quanto mais se submete o esgoto a barreiras de proteção, menor será o risco para a Saúde Pública dos potenciais usuários da água recuperada. Por essa razão, recomenda-se a utilização do esgoto tratado em sistemas de recarga gerenciada de aquíferos. Dentro da proposta do presente trabalho, de estudar a viabilidade de recarregar o aquífero do aeroporto de Guarulhos com esgoto secundário, o enfoque será, portanto, sobre o esgoto tratado.

O tratamento de esgoto começou na Europa, no século 19, em razão da poluição de rios e da epidemia de doenças, tais como a cólera. Segundo Bitton (1994), o

problema com relação às doenças obrigou o governo britânico a elaborar uma legislação que originou a construção de estações de tratamento de esgoto. No final daquele século, uma comissão instituída pelo governo britânico já havia estabelecido como meta reduzir as concentrações de sólidos suspensos totais (SST) para 30 mg/L, e a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) para 20 mg/L no efluente.

Embora a fase inicial de tratamento de esgoto seja motivada por problemas de doença e estética, a maior preocupação da fase atual é com os compostos químicos cancerígenos e com poluentes emergentes, tais como, os disruptores endócrinos, fármacos e cosméticos. A introdução de compostos químicos sintéticos no mercado após a Segunda Guerra Mundial tem provocado a contaminação de corpos de água. Por outro lado, as descobertas obtidas por meio da pesquisa científica têm levado os países a preparar legislações (*Clean Water Act*) que impõem limites químicos em efluentes, além de limites biológicos. Os limites exigem que as barreiras de proteção sejam cada vez maiores, o que implica no nível de tratamento maior que o biológico.

Os poluentes de esgoto são divididos em particulados ou sedimentáveis, suspensos e dissolvidos, com cada grupo sendo objeto de cada nível de tratamento. Entretanto, a escolha do nível de tratamento do esgoto afluente ao sistema de tratamento solo-aquífero (TSA) depende da finalidade do aquífero e do objetivo da recarga.

4.2.1 Esgoto primário

Esgoto primário é o esgoto que passou pelo tratamento preliminar e pelo decantador primário. O tratamento primário é direcionado à remoção de poluentes sedimentáveis ou particulados. Segundo Metcalf & Eddy (1991), os sólidos sedimentáveis são a fração de Sólidos Totais (ST) que decantam em cone de Imhoff após o tempo de detenção de 1 hora. Os sólidos totais (ST) são resíduos que permaneçam após evaporação de água ou esgoto à temperatura de 103°C a 105°C. As fontes de sólidos são produtos químicos usados no tratamento de água (coagulantes), a própria água de abastecimento

(dureza), efluentes industriais, erosão de solo, infiltração em rede de coletora de água e esgoto, e matéria orgânica do esgoto.

A matéria orgânica de origem doméstica é constituída, principalmente, de fezes, urina e restos de comida provenientes da pia. Em nível molecular, ela é composta de proteínas, carboidratos, óleos, graxas, uréia, entre outros. O material orgânico é também lançado em rede coletora pelas indústrias, tais como os batedouros. A fração da matéria orgânica removida pelo tratamento primário é constituída da parte particulada, biodegradável e não biodegradável.

Os nutrientes em sua forma orgânica são também incluídos em matéria orgânica particulada, e são removidos pelo tratamento primário. Os macronutrientes do esgoto são nitrogênio (N) e fósforo (P). A transformação do nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal, e do fósforo orgânico em fosfato inicia-se no decantador primário; porém, remanesce uma parte que não foi transformada.

Os sólidos sedimentáveis se caracterizam pelo formato de suas partículas, pela capacidade de sedimentação, e pela geração de lodo. As partículas entopem os poros, diminuindo a entrada de água e ar, que são muito importantes para a atividade microbiológica do solo. O lodo, além de consumir oxigênio, causa problemas estéticos e mau cheiro, prejudicando a população que mora perto do sistema TSA. O lodo também atrai outros organismos indesejáveis para a local de recarga de aquífero. Também promove crescimento de microrganismos que podem transmitir doenças. Os nutrientes, por outro lado, são associados ao crescimento exacerbado de algas em bacias de infiltração.

Os problemas mencionados acima são reduzidos quando o esgoto primário é utilizado para recarregar aquíferos. Entretanto, além de remanescer uma parte de poluentes particulados, o esgoto primário dispõe de poluentes em suspensão e em estado dissolvido, os quais são removidos pelo tratamento secundário e avançado, conforme ilustrado na Tabela 4.5.

4.2.2 Esgoto secundário

O esgoto secundário visa, principalmente, a remoção de matéria orgânica. O tratamento secundário tem como finalidade remover os poluentes em suspensão, embora os remanescentes do tratamento primário sejam também removidos. Os poluentes em suspensão podem ser definidos como aqueles que se situam na faixa de tamanho de 1 μm a 100 μm . As principais características desse grupo são que a maior parte dos poluentes que está em suspensão são colóides, e, portanto, dispõem de carga negativa que precisa ser neutralizada (coagulação), para que ocorra a sedimentação. Incluídos nesse grupo estão os sólidos suspensos totais (SST), a matéria orgânica de fácil degradação e solúvel e os microrganismos.

Os sólidos suspensos totais (SST), segundo Metcalf & Eddy (1991), são a fração de sólidos totais que não passa pelo o filtro de Whitman com diâmetro de 1,2 μm . Os sólidos suspensos totais entram no esgoto por meio dos produtos químicos usados no tratamento de água de abastecimento (coagulação, desinfecção, abrandamento), da erosão e da infiltração de água com compostos químicos no solo (húmus, óxidos, argilominerais), em rede coletora. A decomposição do material orgânico também produz sólidos suspensos totais.

A importância dos SST está na formação de lodo biológico, que causa mau cheiro, conforme já foi comentado anteriormente.

A matéria orgânica predominante nesse grupo é a de fácil degradação, porém solúvel (DQO biodegradável e solúvel). Por ser encontrada em estado solúvel e de fácil degradação, a matéria orgânica proporciona maior crescimento de bactérias, o que aumenta a demanda pelo oxigênio. Além disso, a transformação de nitrogênio amoniacal em nitrogênio nitrato, processo que também consome oxigênio, ocorre nessa fase, embora o nitrato seja encontrado em estado dissolvido.

A origem, a importância e a remoção de material orgânico já foram tratadas anteriormente. Entretanto, os microrganismos, que removem a matéria orgânica, se não forem bem controlados, podem causar problemas de saúde para os funcionários do sistema TSA e para a população em geral.

Uso do esgoto secundário para recarregar aquíferos gera menos lodo em bacias de infiltração, aumentando a capacidade de infiltração do solo. O esgoto secundário é o mais utilizado na recarga pelo TSA, por apresentar equilíbrio entre a preservação do aquífero e o custo do tratamento.

Após tratamento biológico, a maior parte dos poluentes encontrados no esgoto está sob forma dissolvida e será removida com tratamento avançado.

4.2.3 Esgoto terciário

O esgoto terciário é aquele que passa por sistemas de tratamento que são aplicados após o tratamento biológico ou secundário. O tratamento terciário ou avançado não segue as mesmas seqüências do tratamento primário ou do secundário, mas pode constituir um processo isolado ou um conjunto de processos com o objetivo de remover poluentes específicos. Exemplos desses processos são a coagulação e a filtração do esgoto secundário para remover a cor e SST, antes de ser usado na recarga de aquífero, ou ainda os sistemas de membranas. O esgoto terciário geralmente é recomendado para a recarga de aquífero pelos os poços de injeção. Alguns tratamentos avançados, tais como osmose reversa, produzem água em nível de potabilidade.

O último grupo de poluentes removidos por tratamento terciário é classificado como dissolvidos. Os sólidos dissolvidos são poluentes encontrados em solução. Incluídos nesse grupo estão a matéria orgânica de difícil degradação e solúvel (DQO não biodegradável e solúvel), os nutrientes (nitrogênio e fósforo), e os compostos inorgânicos e orgânicos.

A matéria orgânica de difícil degradação e solúvel é a fração que atravessa a membrana dos microrganismos sem sofrer alteração. Essa fração não consome oxigênio, por ser o remanescente da degradação, porém, pode formar compostos organoclorados, quando o esgoto ou água são desinfetados. Os nutrientes dissolvidos são nitrogênio na forma de nitrato e fósforo na forma de fosfato. Estes eram parte de matéria orgânica do esgoto e sofreram oxidação durante os processos de tratamento

primário e secundário. Embora o fósforo não seja nocivo ao homem adulto, o nitrato é relacionado à doença chamada metamoglobinemia em crianças.

Os inorgânicos são compostos químicos que se dissociam de forma completa para formar íons em solução. Exemplos de compostos inorgânicos presentes em esgoto são sódio, cálcio, magnésio, alumínio, ferro, cloro, boro, arsênico, bário, chumbo, cádmio, mercúrio-cromo, selênio, prata e níquel. As fontes de compostos inorgânicos são provenientes de indústrias de galvanoplastia, de baterias; de indústrias químicas que produzem compostos orgânicos, couros, peles e produtos similares, e inorgânicos; de indústrias farmacêuticas, de produtoras de ferro e aço, de lavanderias industriais, da indústria do petróleo, de indústrias de formulação de corantes e pigmentos (MORITA, 2005).

As características dos compostos inorgânicos são a condutividade elétrica e o acúmulo no solo após a evaporação de água de solução. Através dessas características, os inorgânicos podem ser medidos coletivamente sem a necessidade de análise de cada composto individualmente. Os ensaios usados são de condutividade elétrica (CE) e de sólidos dissolvidos totais (SDT), sendo o último o mais utilizado.

Os compostos inorgânicos, em geral, não são biodegradáveis, portanto persistem no meio ambiente por tempo indeterminado. Alguns dos metais pesados (Pb, Cd, e Hg) têm a capacidade de se acumular na cadeia alimentar, de tal forma que os predadores apresentam as maiores concentrações.

Outro grupo classificado como poluentes tóxicos e dissolvidos são os compostos orgânicos. Os orgânicos são compostos químicos que têm o carbono em sua estrutura. Segundo Morita (2005), exemplos dos compostos orgânicos são fenol, cloreto de metileno, 1,1,1-Tricloroetano, chumbo e seus compostos, tolueno, benzeno, etil benzeno, tricloroetileno, tetracloroetileno, clorofórmio, ftalato de bis-2-etil hexila, 2,4-dimetil fenol e naftaleno. Os orgânicos entram em esgoto dos efluentes provenientes de indústrias químicas especializadas em compostos orgânicos, plásticos, produtos mecânicos, farmacêuticos, em formulação de pesticidas, em produção de ferro e aço, petróleo, bem como de lavanderias industriais e indústrias da madeira.

Além de serem tóxicos e cancerígenos como os metais pesados, os orgânicos podem causar problemas na rede de abastecimento de bacias de infiltração e prejudicar os técnicos que operam sistemas TSA.

O uso de esgoto terciário para recarregar aquíferos é muito caro e não é viável para a maioria dos países em desenvolvimento. Em locais onde o esgoto terciário é usado, como o caso da *Water Factory 21*, na Califórnia, a qualidade do esgoto é ótima e não há ocorrência de entupimento de poços de injeção.

Entretanto, não há necessidade de se utilizar esgotos terciários em sistemas TSA, porque a camada vadosa pode servir como sistema de tratamento avançado. As condições necessárias para que isso ocorra são aquíferos com camada vadosa profunda, presença dos argilominerais e elevada concentração de substâncias húmicas. A Tabela 4.5 mostra as concentrações que se devem esperar quando o esgoto doméstico é usado para recarregar aquíferos por sistemas TSA.

Tabela 4.5 – Concentração de poluentes remanescentes após cada nível de tratamento.

Parâmetro	Unidade	Esgoto bruto	Esgoto primário	Esgoto secundário (lodo ativado)
DBO	mg/L	220	132	15
DQO	mg/L	500	310	86
SST	mg/L	220	110	41
SDT	mg/L	500	500	500
NH ₃ ⁺ - N	mg/L	25	20	10
Colif. totais	NMP/100 mL	8 x 10 ⁶	7,2 x 10 ⁶	8 x 10 ⁴
Sólido sed.	ml/L	10	--	--

Fonte: USEPA, 1992.

Um dos desafios da recarga de aquíferos com esgotos é o de determinar a carga de cada poluente que pode ser lançada num aquífero por um longo período sem comprometê-lo. Para tanto, exige-se o conhecimento de mecanismos ou caminhos pelos quais cada poluente será removido ou acumulado no solo e do efeito a longo prazo do acúmulo desses, bem como a avaliação do risco correspondente e a análise do custo-benefício do projeto.

5 MECANISMOS DE REMOÇÃO DE POLUENTES POR SISTEMAS TSA

Sistemas TSA são tratamentos nos quais as reações ocorrem a taxas naturais, ou seja, sem influência externa, ou pela introdução de produtos químicos ou a sua aceleração por processos físicos. O tratamento solo-aqüífero faz uso de zona vadosa onde existem ar, grãos, água e microrganismos para remover poluentes. Os mecanismos de remoção de poluentes dependem do estado em que o poluente é encontrado. Trata-se dos estados em que os poluentes são, como foi comentado anteriormente, classificados em sedimentáveis, suspensos e dissolvidos, com cada grupo seguindo mecanismos diferentes para sua remoção. Os poluentes classificados como sedimentáveis são constituídos de matéria orgânica particulada, sólidos sedimentáveis, microrganismos e nutrientes em forma particulada. Os poluentes em suspensão são matéria orgânica de fácil degradação, microrganismos (bactérias e vírus) e sólidos suspensos. Os poluentes classificados como dissolvidos em esgoto doméstico são matéria orgânica solúvel e de difícil degradação (húmus), íons de boro, cloreto, nitrato, fósforo, sódio e sulfato. Outros poluentes dissolvidos são os compostos inorgânicos (metais pesados) e orgânicos (pesticidas). Os metais pesados e compostos orgânicos são provenientes de efluentes industriais lançados na rede coletora de esgoto.

Além do estado (sedimentável, suspenso, dissolvido, volátil), o potencial redox do meio também influi na transformação ou na remoção de poluentes. Outros fatores que determinam os mecanismos de remoção de poluentes são variedades de microrganismos, teor de solo argiloso, e a fração da matéria orgânica de solo. Os sedimentáveis e suspensos são removidos pela retenção física, seguida por biodegradação. Os poluentes voláteis são removidos por processo natural de volatilização para a atmosfera ou acumulam-se no vapor do solo no caso da inundação. Os dissolvidos, de origem inorgânica, podem ser transformados em poluentes menos perigosos por processos de oxidação e redução (FeS , $\text{Fe}[\text{OH}]_3$), adsorvidos em argila, ou formam complexos com húmus do solo. Os dissolvidos, da origem orgânica, são removidos por adsorção em, tanto de argila quanto de húmus de solo.

Embora um mecanismo de remoção possa predominar para um determinado grupo de poluentes, a purificação de esgoto pelo solo geralmente ocorra pela mistura de processos de oxidação-redução, volatilização, retenção física, biodegradação e adsorção, com os dois últimos sendo os mais importantes.

5.1 RETENÇÃO FÍSICA

O principal mecanismo de remoção de poluentes sedimentáveis é a retenção física. Na operação de sistemas TSA, os sedimentáveis decantam e se acumulam na superfície da bacia de infiltração, em razão de seu tamanho ser maior que o dos poros de solo. Dentre os mecanismos de filtração destacam-se: a ação física de coar, a sedimentação, a difusão, o impacto inercial, a interceptação e a ação hidrodinâmica. Pelas próprias características do escoamento e do meio filtrante, alguns mecanismos podem ser dominantes em relação a outros, especialmente o da ação física de coar.

O lodo, desidratado durante períodos de secagem, é removido, para que se normalize a entrada de oxigênio no solo. Um exemplo de acúmulo de lodo em bacias de infiltração e sua remoção pode ser visto no projeto de Dan, em Israel, conforme ilustrado na Figura 5.1.

Enquanto fica acumulado na superfície de bacias de infiltração, o lodo está sujeito à biodegradação. A parte do lodo onde há oxigênio disponível é degradada pela via aeróbica, enquanto a parte sem oxigênio é decomposta via anaeróbica. Os mecanismos biológicos serão ilustrados mais adiante.

Os sólidos em suspensão podem também ser retidos fisicamente pela camada biológica superficial designada por Schumutzdecke. Os sólidos em suspensão não decantam livremente, em razão de seu peso ser menor que o da água; porém, descem junto com a lâmina da água no início do período de secagem. Dessa forma, os poluentes em suspensão são retidos pela camada fina de lodo localizado acima dos sólidos sedimentáveis formados no processo anterior. A remoção de poluentes em suspensão segue o mesmo princípio de funcionamento de filtração lenta. Uma parte da

matéria orgânica de fácil degradação é removida pelos microrganismos, enquanto a de difícil degradação (solúvel) infiltra-se no solo.

Fig. 5.1 – O acúmulo do lodo desidratado e a limpeza de bacias

Fonte: IDELOVITCH, 2003.

Uma parte de poluentes que se infiltram no solo com o efluente é interceptada pelos grãos e adsorvida no húmus, reduzindo a concentração de microrganismos com a profundidade do solo. Os microrganismos retidos nas bacias de infiltração são removidos por predação microbiológica, estresse, respiração endógena, desidratação, e pela limpeza e remoção do lodo.

Em resumo, os poluentes particulados e em suspensão são removidos na superfície e subsuperfície das bacias de infiltração, remanescendo os poluentes dissolvidos. Os poluentes dissolvidos podem ser removidos por processos de oxidação-redução, biodegradação e adsorção.

5.2 BIODERGRADAÇÃO

A remoção biológica de poluentes pelo solo é efetuada por microrganismos. As frações da matéria orgânica, particulada e em suspensão, são retidas na superfície e na subsuperfície das bacias de infiltração, enquanto a fração de difícil degradação é dissolvida e transportada pela água para dentro de solo. A matéria orgânica de fácil degradação é removida pelo metabolismo bacteriano, ao passo que a matéria orgânica de difícil degradação é removida por adsorção e formação de complexo químico com os compostos orgânicos e inorgânicos.

Biodegradação é um processo de oxidação-redução mediado por microrganismos. Em Engenharia Sanitária, o principal composto oxidado (doador de elétrons) é geralmente matéria orgânica do esgoto afluente ao TSA ou a matéria orgânica existente no solo enquanto os compostos reduzidos (aceptores de elétrons) são, em ordem decrescente, oxigênio, nitrato, manganês, ferro, sulfato, dióxido de carbono. A classificação de aceptores de elétrons segue os valores de potencial redox destes. Segundo Stumm & Morgan (1996) e Sposito (2008), os valores de potencial redox dos aceptores de elétrons (O_2 , NO_3^- , Mn^{+4} , Fe^{+3} , SO_4^{-2} , CO_2) são, respectivamente, 1,229V, 0,957V, 0,95V, 0,771V, -0,22V, e -0,49V. Os aceptores de elétrons, além de fazerem parte de esgoto, também constituem as fases sólida, líquida e gasosa de solo, o que torna o processo de biodegradação complexa. A escolha de acceptor de elétron depende do potencial redox do meio.

Na superfície e subsuperfície das bacias de infiltração onde oxigênio se encontra em equilíbrio com atmosfera, a remoção da matéria orgânica ocorre por processo aeróbio. Em meio aeróbio, o crescimento das bactérias heterotróficas aeróbicas é bem maior que as anaeróbicas. Com alta taxa de crescimento bacteriano, a matéria orgânica (de fácil degradação) do esgoto é rapidamente degradada para suprir a demanda pelos os principais elementos (C, N, O, P, S) usados no metabolismo. Segundo Metcalf & Eddy (1991), a taxa de decaimento (k), que mede a facilidade de degradação da matéria orgânica ($DBO_{5,20^\circ C}$), em base logarítmica ($\log_e$), está em torno de $0,23\ d^{-1}$. Entretanto, a remoção da matéria orgânica de difícil degradação (húmus), embora seja termodinamicamente favorável, é cineticamente lenta. Isso faz com que o húmus seja

predominantemente removido por adsorção e pela formação de complexo químico com os compostos iônicos e a argila.

A biodegradação via aeróbia é um processo complexo, de oxidação-redução, e que tem oxigênio como o aceptor final de elétrons liberados por matéria orgânica. O processo pode ser dividido em 3 etapas bem definidas: glicólise, ciclo de Krebs e cadeia transportadora de elétrons.

Na etapa glicólise, constituída de 10 subdivisões, a matéria orgânica (glicose) é transformado em ácido pirúvico, ou seja, há quebra de uma molécula de glicose (6 átomos de carbono) em duas moléculas de 3 átomos de carbono cada. A etapa de glicólise ocorre tanto na respiração aeróbica quanto na anaeróbica, porque essa etapa não necessita oxigênio. Tal etapa ocorre no citoplasma das células.

No início do processo, a energia de reação de glicose é ativada através da hidrólise de 2 ATP. No final, a energia de 4 ATP é gerada, totalizando um saldo de 2 ATP. Como a glicólise ocorre pelo processo anaeróbico (fermentação), o processo de oxidação-redução se procede com o NAD sendo o aceptor de elétrons. O NAD, uma abreviação de nicotinamida adenina dinucleotídeo, é um nucleotídeo cuja função é transportar elétrons em forma de hidrogênio, cedendo-os ao oxigênio, que é o aceptor final de hidrogênios. Os elétrons são finalmente usados na cadeia respiratória para gerar o ATP. Cada NADH regenerado produz energia de 3 ATP. No entanto, embora a glicólise seja um processo anaeróbico, a produção de ATP através da regeneração de NADH acontece pela respiração aeróbica, em razão da presença de cadeia respiratória localizada na mitocôndria. Portanto, a glicólise via respiração aeróbica tem rendimento energético total de 8 ATP, sendo o restante de energia armazenada em ácido pirúvico (piruvato). A primeira etapa da biodegradação da matéria orgânica pode ser resumida pelas seguintes equações (LEHNINGER *et al.*, 1993):

Cancelando-se os termos comuns de dois lados, tem-se:

As duas últimas etapas de biodegradação, ciclo de Krebs e cadeia transportadora de elétrons, requerem a presença de oxigênio e ocorrem dentro das mitocôndrias em eucarióticas e dentro do citosol em procarióticas. A degradação de ácido pirúvico, produzido na glicólise, continua no ciclo do ácido cítrico (ciclo de Krebs). No entanto, o ácido pirúvico (piruvato) precisa ser transportado para dentro da mitocôndria, para que possa entrar no ciclo de Krebs. A entrada de piruvato na mitocôndria é facilitada pela coenzima A (CoA), formando o acetil-CoA (acetato) e dióxido de oxigênio (CO₂), ou seja, a transformação de duas moléculas de 3 átomos cada em duas moléculas de 2 átomos cada, conforme demonstrado pela equação (5.3).

O processo de transformação de piruvato em acetil-CoA transfere 2 elétrons na forma de hidrogênio para o NAD⁺, gerando 6 ATP. O ciclo do ácido cítrico (ciclo de Krebs) é uma etapa em que todos os carbonos de acetil-CoA (C₂) são transformados em dióxido de carbono (CO₂), e hidrogênio em NADH e FADH₂. A FAD, flavina adenina dinucleotídeo, é um nucleotídeo que atua junto às enzimas ligadas à vitamina B₂ (riboflavina) e que participa da transferência de elétrons. A degradação de glicose é completada durante duas voltas do ciclo de Krebs, produzindo 4 CO₂, 2 ATP, 6 NADH e 2 FADH₂. O ciclo também tem a finalidade de fornecer os precursores para a síntese celular, tais como oxaloacético e α-ketoglutarato; já 6 NADH (18 ATP) e 2 FADH₂ (4 ATP) são produzidos na segunda etapa, porém oxidados na terceira etapa, para formar ATP, conforme ilustrado pela equação (5.4).

A soma de energia gerada no ciclo do ácido cítrico é, portanto, 24 ATP.

A terceira e última etapa é a cadeia respiratória, também chamada de fosforilação oxidativa. Trata-se de um sistema de transferência de elétrons provenientes de transportadoras de elétrons na forma de hidrogênio, a NADH e a FADH₂, até a molécula de oxigênio, com o objetivo de gerar e armazenar o ATP. A NADH é produzida durante a glicólise, na transformação de ácido pirúvico em acetil-CoA, e no ciclo cítrico, enquanto a FADH₂ é produzida pelo succinato do ciclo cítrico.

A cadeia de transporte é localizada na membrana interna da mitocôndria, e é composta por quatro complexos protéicos, I a IV, e duas moléculas conectoras móveis, a coenzima Q (ubiquinona) e o citocromo C. A coenzima Q é solúvel em lipídeos, e, portanto, está associada à transferência de elétrons pela membrana. A principal característica do citocromo é a presença de ferro ligado aos compostos de nitrogênio. O ferro pode estar presente na forma reduzida (Fe⁺²) ou oxidada (Fe⁺³), dependendo do estado de oxidação do ambiente.

A seqüência de reações que ocorrem nessa fase é dividida em 4 passos. Os elétrons chegam até a ubiquinona (Q) através dos complexos protéicos I e II. No primeiro passo, ou complexo protéico I, a NADH transfere elétron para a ubiquinona, conforme a equação (5.5).

No passo seguinte, ou complexo protéico II, os elétrons de FADH₂ são transferidos para a ubiquinona, conforme representado pela equação (5.6).

No complexo III, os elétrons de ubiquinona são transferidos para o citocromo C, como mostra a equação (5.7).

No último passo, ou complexo IV, os elétrons são transferidos do citocromo C para o oxigênio, e assim, reduzindo-os para a água (equação 5.8).

Além da transferência de elétrons, a cadeia respiratória simultaneamente bombeia prótons para o espaço intermembrana através dos complexos protéicos I, III e IV, estabelecendo-se o potencial ou gradiente eletroquímico (força próton-motriz) que fornece energia para a síntese de ATP. Acredita-se que o gradiente eletroquímico faz com que os prótons retornem ao interior da mitocôndria através de um canal específico, onde estes são acoplados à enzima ATP sintase, que ativa a formação de ATP.

A biodegradação da matéria orgânica via aeróbia, como foi delineada acima, pode ser resumidamente representada pelas as equações (Metcal & Eddy, 1991):

Durante a biodegradação da matéria orgânica por via aeróbia, os nutrientes são transformados em seus estados mais estáveis. O nitrogênio amoniacal é transformado em nitrito por *nitrossomonas*, enquanto *nitrobacter* transforma nitrito em nitrato, conforme ilustrado pelas seguintes equações (5.11 e 5.12).

Entretanto, a transformação de fósforo em fosfato ocorre por processo contrário ao do nitrogênio. O fosfato é gerado pelo processo anaeróbico e, subsequente, removido pelo processo aeróbico (equações 5.13 e 5.14). Segundo o relatório técnico da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA, 2008), os microrganismos acumuladores de fosfato (MAF) quebram o polifosfato acumulado internamente, sendo a matéria orgânica consumida na forma de ácidos graxos voláteis (AGV) durante o processo, com a liberação de fosfato. Quando os microrganismos são submetidos às condições aeróbicas, estes incorporam o fosfato e formam moléculas de polifosfato, como é mostrado nas equações que seguem. No entanto, os microrganismos consomem mais fosfato em condição aeróbica do que aquele produzido em condição anaeróbica. Dessa forma, a concentração de fosfato em solução é reduzida.

(processo anaeróbico)

(processo aeróbico)

Em situações em que o solo é desprovido de oxigênio, tais como ocorre com inundação de superfície durante o ciclo de enchimento de bacias de infiltração, a biodegradação ainda continua, porém, por processo anaeróbico. Segundo Sposito (2008), o processo anaeróbico se inicia quando a concentração de oxigênio se encontra abaixo de 0,1 atmosfera.

A respiração anaeróbia inicia-se com o processo de fermentação, em que o ácido pirúvico é transformado em alcoóis (etanol), com o aceptor de elétron sendo o NAD^+ . Os produtos finais desse processo são alcoóis ($\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$), hidrogênio (H_2) e dióxido de carbono (CO_2). O segundo estágio da respiração anaeróbia é a transformação de alcoóis em ácidos orgânicos (CH_3COOH), dióxido de carbono (CO_2) e hidrogênio (H_2). Nesse, os aceptores externos de elétrons, em ordem decrescente de potencial redox, são nitrato (NO_3^-), manganês (Mn^{+4}), íon férrico (Fe^{+3}), sulfato (SO_4^{-2}) e dióxido de carbono (CO_2).

Na presença de nitrato como fonte de energia (desnitrificação), a respiração é chamada de anóxica. Na respiração anóxica, as bactérias desnitrificantes (*Thiobacillus desnitrificans*, *Pseudomonas*, *Achromobacter*) usam nitrato como aceptor de elétrons na degradação de matéria orgânica. Os produtos finais dessa via de respiração são nitrogênio molecular (N_2), dióxido de carbono (CO_2) e água (H_2O), conforme delineado nas equações (5.15 e 5.16).

Em situações em que o esgoto afluyente ou o solo onde a recarga é efetuada dispõe de manganês ou ferro (Mn^{+4} , Fe^{+3}) ou em contato com os minerais de solo (MnO_2 , FeOOH), estes podem ser fontes de energia, sendo reduzidos em manganês (II) e ferroso. Exemplos de bactérias que reduzem manganês são *Altemonas Putrafiuxiens* e *Carnobactéria* enquanto de ferro são *Thiobacillus ferroxidans* e *Leptospirillum*

ferrooxidans.. As reduções de manganês e ferro são mostradas pelas as equações (5.17 e 5.18).

O composto férrico pode também reduzir sulfato (SO_4^{-2}) em sulfeto (S^{-2}). Entretanto, na presença de sulfato e ausência de ferro, o acetato, produzido durante o segundo estágio do processo anaeróbico, reduz sulfato em sulfeto, tendo seus produtos finais como dióxido de carbono (CO_2) e sulfeto (H_2S). Exemplos de bactérias que reduzem sulfato são *desulfuromonas acetoxidans* e *Geobacter metallireducens*. A redução de sulfato é mostrada pela equação (5.19). O gás H_2S liberado quando sobe para a superfície do solo reage com o ar para formar o ácido sulfúrico (equação 5.20).

Em ambientes desprovidos dos aceptores de elétrons descritos anteriormente, as bactérias metanogênicas transformam os produtos finais do segundo estágio da respiração anaeróbica (CH_3COOH , CO_2 , H_2) em gás metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2). Segundo Bitton (1994) e Chernicharo (1997), existem dois grupos de bactérias metanogênicas: metanogênicas hidrogenotróficas e metanogênicas acetoclásticas. As hidrogenotróficas utilizam CO_2 e H_2 para formar o gás metano, enquanto as acetoclásticas também formam o metano a partir do CH_3COOH . No primeiro, o dióxido de carbono é reduzido por hidrogênio, enquanto no ácido acético (CH_3COOH), a parte metil (CH_3) é reduzida e a parte carboxílica ($COOH$) é oxidada.

A transformação de ácido acético em metano pode ser modelada pelo ganho de elétron por CH_3 doado pela NADH , e pela perda de elétron do COOH para o NAD^+ , conforme mostram as equações (5.21- 5.23).

Somando-se equações (5.21) e (5.23), tem-se:

O processo completo de respiração anaeróbia termina com a liberação de gás metano e dióxido de carbono (equação 5.24), com o gás metano subindo para a superfície do solo e reagindo com o oxigênio para formar dióxido de carbono e água (equação 5.25).

Enquanto a matéria orgânica de fácil degradação segue os caminhos delineados acima, os mecanismos de remoção de matéria orgânica de difícil degradação seguem os mesmos caminhos da matéria orgânica (húmus) do solo. Uma parte é degradada, principalmente, por fungos, enquanto outra parte forma complexa

química estável com os argilominerais, compostos inorgânicos (Ca^{+2} , Fe^{+2}) e orgânicos (pesticidas).

5.3 ADSORÇÃO

Os mecanismos químicos de remoção de poluentes pelo solo são oxidação-redução, troca iônica (adsorção) e formação de quelatos (complexos químicos). Destes, a troca iônica e a formação de quelatos são os mais importantes. A troca iônica ou adsorção é a troca de íons nativos de solo pelos íons do esgoto afluyente a sistemas TSA. Exemplos de íons do esgoto afluyente, objeto de remoção, são matéria orgânica de difícil degradação (húmus), íons de boro (B), cloreto (Cl^-), nitrato (NO_3^-), fósforo (PO_4^{-3}), sódio (Na^+), potássio (K^+), cálcio (Ca^{+2}), sulfato (SO_4^{-2}) e metais pesados. Outros poluentes dissolvidos, embora não sejam íons, são os compostos orgânicos.

A troca iônica é a soma das trocas aniônica e catiônica. No entanto, quase todos os colóides de solo dispõem de carga negativa, o que diminui a capacidade do solo em remover os compostos aniônicos. Os mais importantes ânions de esgoto doméstico são cloreto (Cl^-), nitrato (NO_3^-), bicarbonato (HCO_3^-), fósforo (PO_4^{-3}) e sulfato (SO_4^{-2}). Os ânions, por terem carga negativa, são adsorvidos em óxidos e hidróxidos de alumínio e ferro. Os óxidos e hidróxidos de alumínio e ferro são colóides que têm carga positiva numa determinada faixa de pH, situada entre 3 e 8,5. Nessa faixa do pH, os ânions são removidos, conforme ilustrado pelas equações e figuras que seguem.

Na equação (5.26), ilustrada pela Figura 5.2, os íons hidróxidos são trocados pelos íons de nitrato. Os íons hidróxidos que eram ligados por ponte de hidrogênio são substituídos pela ligação iônica. Na equação (5.27), o fósforo reage com cálcio para formar o fósforo cálcio (apatita) e com o húmus para formar monoéster 2- fosfato (Figura 5.3).

Fig. 5.2 – Adsorção de nitrato em hidróxido de ferro

Fonte: <http://www.chemicalbook.com/ProductChemical> (Acesso: 2/11/200).

Fig. 5.3 – Mecanismo de adsorção de fósforo em húmus (monoéster 2- fosfato)

Fonte: DOMINGOS *et al.*, 2003.

Da mesma forma, os outros ânions são adsorvidos. No entanto, o fosfato é considerado o mais reativo dos ânions. Segundo Sposito (2008), a forte adsorção é relacionada à sua unidade de valência (1,25), menor em comparação com os outros ânions, ou seja, a sua ligação com os átomos de oxigênio é fraca. A unidade de valência de nitrato é 1,67, mostrando maior força de ligação com os átomos de oxigênio que compõem o hidroxônio. O limite de unidade de valência é 2, o que representa a força de ligação entre dois átomos de oxigênio. Portanto, quanto mais a unidade de valência aproxima-se de 2, maior será a sua força de ligação com os átomos de

oxigênio que compõem o hidroxônio, em comparação com outros compostos. De acordo com o autor, a unidade de valência de nitrato é maior (1,67) e, portanto, torna-se menos reativa com os compostos químicos externos ao seu núcleo.

Embora a remoção de ânions seja feita pelo solo bem intemperizado, como é o caso do Brasil, todos os estudos sobre solo são geralmente dedicados à remoção de cátions. Como foi comentado anteriormente, essa opção se faz em razão de os colóides do solo, em sua maioria, possuírem carga negativa. As fontes de carga negativa de colóides são excedentes ligados à substituição isomórfica entre argilominerais do tipo 2:1, e provenientes de quebra de ligações nas bordas de argilominerais, hidrólise de grupos funcionais de húmus, e hidrólise de óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio em pH maior que 8.

Durante substituição isomórfica, o cátion com menor carga geralmente substitui outro cátion de maior carga, o que gera saldo de carga negativa. Para restabelecer o equilíbrio, o cátion é atraído entre as unidades de argilominerais do tipo 2:1. Na unidade de argilomineral do grupo mica, o cátion potássio (K^+) é geralmente atraído para tal finalidade. Para argilominerais do grupo illita ou smectita, o magnésio é preferível (Figura 5.4).

Entretanto, a adsorção de magnésio depende da sua concentração em solução e de concentrações de outros cátions que poderiam substituí-lo em razão da sua posição com relação à série preferencial (equação 5.28).

A série preferencial indica a substituição de magnésio por prótons, alumínio ou cálcio, quando estes são encontrados em solução do solo, ou pela entrada em solo de esgoto contendo tais cátions. Portanto, deve-se esperar o solo com argilominerais do tipo vermiculita ou montmorilonita de remover alumínio ou cálcio do esgoto afluyente ao sistema TSA.

Mg^{+2} entre unidades de montmorilonita

Fig. 5.4 – Adsorção de Mg^{+2} entre unidades de montmorilonita

Fonte: <http://www.landfood.ubc.ca/soil200/index.htm> (Acesso: 05/11/2010).

Segundo publicação do Departamento de Agricultura da Universidade de British Columbia, <http://www.landfood.ubc.ca/soil200/index.htm>, a construção da série preferencial foi baseada na lei de Coulomb:

$$F = k \frac{e_1 e_2}{Ks^2} \text{ ----- (5.29)}$$

F = força de atração ou repulsão entre dois íons (N)

e_1, e_2 = quantidade de carga dos íons e_1 e e_2 (C)

s = distância entre dois íons (m)

k = constante de proporcionalidade (8.9×10^9 in Nm^2/C^2)

K = constante dielétrica

Outras fontes de carga negativa são as pontes de ligações entre as células básicas de todos os tipos de argilominerais. As ligações entre células tetraédricas são covalentes, enquanto as ligações entre células octaédricas são realizadas pela ponte de

hidrogênio. No entanto, as células básicas localizadas nas extremidades de cada célula básica não estão em equilíbrio, por terem carga negativa excedente de 1 nas células tetraédricas, e de 0,5 nas octaédricas.

Segundo Sposito (2008), as cargas excedentes citadas acima atraem cátions para que se possa atingir equilíbrio. Entretanto, o equilíbrio das células ligadas à ponte de hidrogênio depende do pH. Em argilomineral do tipo 1:1 (grupo caulinita), a ligação entre as unidades de células tetraédricas e octaédricas é da ponte de hidrogênio em vez de potássio, como ocorre com a mica. Em pH baixo, as pontes serão estáveis, enquanto em pH elevado, será o contrário, o que causa mais atração pelos cátions. Para atingir equilíbrio, portanto, os cátions em solução são atraídos nas pontes de ligação de células de argilominerais (Figura 5.5).

No entanto, a capacidade de troca catiônica depende do tipo de argilomineral. A capacidade de troca catiônica dos argilominerais do tipo 2:1 é maior em razão de terem maior número de camadas e área superficial interna, o que falta em argilominerais do grupo caulinita (Tabela 4.3). Em solos mais intemperizados, como é o caso do Brasil, há predominância dos argilominerais do grupo caulinita, o que representa baixa capacidade de troca catiônica destes.

Outro tipo de colóide que ocorre no solo é o húmus. O húmus ou substância húmica adquire carga negativa em razão de hidrólise de seus grupos funcionais, tais como carboxílicos e fenólicos. Ao contrário dos argilominerais, o húmus não está organizado em camadas e suas cargas são distribuídas em sua superfície. O húmus reage com os compostos inorgânicos e orgânicos. Um esquema da adsorção de cátions de solução de solo por força eletrostática é ilustrado na Figura 5.6.

Outro mecanismo de adsorção de inorgânicos por húmus é por meio da formação de ponte de ligação entre este e a argila. Os metais, tais como cálcio, ferro e magnésio, formam pontes de ligação entre húmus e argila, conforme mostrado pela figura 5.7.

Além da adsorção por neutralização de cargas, os compostos inorgânicos, especialmente, os metais pesados, são também removidos pela formação de complexo com húmus. Destes, destacam-se a forte ligação de metais com os grupos funcionais constituídos de N e O, e RS^- . Exemplo de remoção de compostos inorgânicos através da formação de complexos químicos com os grupos funcionais de substâncias húmicas é esquematizado pela Figura 5.8.

desequilíbrio de cargas nas extremidades de células

Fig. 5.5 – exemplo da fonte de carga negativa em células de caulinita

Fonte: <http://www.landfood.ubc.ca/soil200/index.htm> (Acesso: 05/11/2010).

Fig. 5.6 – O mecanismo de adsorção de cátions por húmus

Fonte: http://culter.colorado.edu:1030/Slides15_25Oc07.ppt (Acesso: 31/01/2010).

Os compostos orgânicos, embora não possuam cargas, são também removidos pelas substâncias húmicas através da formação de micelas. Enquanto os catiônicos são neutralizados por carboxílicos e fenólicos, os compostos não iônicos são alojados dentro de espaços vazios de micelas, conforme ilustrado na Figura 5.9.

Fig. 5.7 – Remoção de inorgânicos pela formação de ponte de ligação entre o húmus e argilominerais.

Fonte: <http://psas.siuc.edu/resources/Chapter8.1.ppt>. (Acesso 25 Out. 2010)

Fig. 5.8 – Remoção dos inorgânicos pela formação de complexo químico

Fontes: <http://www.soils.umn.edu/soil5311/ChemNotes/2.08.ppt> & <http://vsites.unb.br/ig/berbu/14-MobilIntemperismo1.ppt> (Acesso: 31/01/2010).

Acredita-se que este seja o principal mecanismo de remoção de compostos não iônicos, ou seja, os compostos orgânicos (ftalato de bis-2-etil hexila, pesticidas, tolueno,

PCBs), pelo tratamento solo-aquífero (TSA). Entretanto, não é recomendável remover os poluentes orgânicos pelo TSA em razão da sua toxicidade e da possibilidade de contaminar a água subterrânea.

Em resumo, as substâncias húmicas são mais reativas que outros tipos de colóides de solo. Elas removem os cátions pela neutralização, pela formação de pontes de ligação com os argilominerais, pela formação de complexos químicos com os metais pesados, e pela formação de micelas onde os compostos orgânicos são seqüestrados. Por essa gama de reações, as substâncias húmicas apresentam elevada capacidade de troca catiônica, ou seja, maior capacidade de remoção de poluentes, o que favorece o tratamento de esgoto pelo TSA.

Fig. 5.9 – Remoção de compostos orgânicos e inorgânicos pelas micelas

Fonte: <http://www.soils.umn.edu/soil5311/ChemNotes/> (Acesso: 30/01/2009).

6 MATERIAIS E MÉTODOS

Para atingir os objetivos deste trabalho, foi proposto um estudo piloto como a primeira fase na verificação da viabilidade técnica do futuro projeto de recarga do aquífero no aeroporto. O estudo piloto consiste na infiltração do esgoto tratado do aeroporto em colunas de solo coletado no local. A área com potencial para recarga foi escolhida em comum acordo com técnicos da INFRAERO, no aeroporto Franco Montoro.

As amostras de solo foram coletadas e utilizadas para preencher as colunas de ensaio localizadas no Centro Internacional de Referência em Reúso de Água (CIRRA/IRCWR) ligado à USP. Parte da amostra foi analisada para verificar as características físicas, químicas e biológicas do solo local. O esgoto tratado no aeroporto foi também caracterizado e comparado com a Portaria Conama 357 e com a Portaria MS 518.

As colunas de ensaio foram divididas em duas bancadas com 6 colunas cada, sendo uma bancada direcionada à infiltração do esgoto secundário e a outra ao permeado do sistema de ultrafiltração instalado no aeroporto (pesquisa INFRAERO/FINEP/CIRRA). O estudo piloto foi dividido em etapas, com a finalidade de verificar as características do solo e do esgoto, sob várias situações.

A primeira e a segunda etapas são relacionadas à coleta de amostra do solo do aeroporto, nos pontos identificados com maior potencial para a construção de bacias de infiltração. A terceira etapa envolve a substituição da camada superficial de solo por areia grossa, e a quarta etapa foi direcionada à coagulação e sedimentação do esgoto secundário antes do processo de infiltração. A última etapa refere-se à infiltração do permeado do sistema de ultrafiltração instalado no aeroporto. Os procedimentos adotados e os resultados obtidos são apresentados em seqüência.

6.1 AS CARACTERÍSTICAS DO AEROPORTO

O Aeroporto Internacional Governador André Franco Montoro situa-se no município de Guarulhos, distante 32 km do centro da cidade de São Paulo, e está implantado em terreno com aproximadamente 11,9 milhões de m², situado ao lado esquerdo da Rodovia Presidente Dutra em direção ao estado de Rio de Janeiro. O Aeroporto está localizado entre as coordenadas UTM 7407020 N e UTM 347640 E, conforme mostrado na Figura 6.1. Anexado ao sul do aeroporto, encontra-se a Base Aérea de São Paulo (BASP), do Ministério da Aeronáutica, a qual utiliza as mesmas pistas e ocupa um terreno de aproximadamente 2 milhões de m², compondo, do ponto de vista físico-operacional, um único conjunto (IESA, 1992).

FIGURA 6.1 – Localização do Aeroporto Internacional Governador André Franco Montoro, Guarulhos (GRAÇA et al., 2007).

O Aeroporto é instalado numa planície com declividades inferiores a 5%, com temperaturas variando entre 18°C e 22°C. A precipitação média anual é de 1.680 mm, sendo maior que a precipitação da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP)

que oscila entre 1.300 mm e 1.500 mm. A velocidade média dos ventos oscila entre 7,3 km/h e 12,5 km/h, sendo mais freqüente na direção E. As direções SE e S comparecem logo a seguir com freqüências menores (SÃO PAULO, 2008).

A inauguração do aeroporto, em 1985, incrementou a capacidade de polarização do município de Guarulhos no contexto metropolitano, contribuindo para a fixação de atividades ligadas aos serviços aeroportuários. Em razão da importância do aeroporto na expansão da economia local, O Plano Diretor de Drenagem, Diretrizes, Orientações e Propostas, elaborado pela Prefeitura de Guarulhos (GUARULHOS, 2008), prever que a população atual de 1,2 milhões crescerá para 1,6 milhões em 2025.

O parecer técnico da Secretaria Estadual do Meio Ambiente (SÃO PAULO, 2008), emitido sobre a expansão do aeroporto de Guarulhos, também cita outras vantagens que os aeroportos trazem, as quais incluem desenvolvimento econômico de uma comunidade, representado pela massa salarial paga pelas aquisições e investimentos locais, recolhimento de tributos e impostos incluídos nos preços dos produtos industrializados, circulação de mercadoria e serviços, importação e exportação, territorial urbano, receitas aduaneiras, serviços de infraestrutura, entre outras.

Hidrograficamente, o aeroporto está localizado na bacia Baquirivu-Guaçu, uma das cinco bacias do município de Guarulhos (Figura 6.2), que, por sua vez, faz parte da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI 06). As outras bacias hidrográficas do município de Guarulhos são da Jaguari, Tietê, Cabuçu de Cima, e Canal de Circunvalação, conforme demarcado no mapa a seguir (GRAÇA et al., 2007).

A característica marcante da UGRHI 06 é a escassez da água em razão da sua densidade populacional e seu alto nível de industrialização. A escassez de água tem causada a reversão de água de outras bacias. De acordo com o Relatório de Avaliação Ambiental de Programas Mananciais preparado para o banco BIRD (SÃO PAULO, 2007), a compensação do déficit da produção hídrica do Alto Tietê é atualmente suprida com importação de 31 m³/s das águas do complexo formado pelas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (UGRHI-5), 1 m³/s da bacia da Baixada Santista (UGRHI-7) e 0,5 m³/s da bacia do Litoral Norte (UGRHI-3). O relatório concluir que essas reversões representam cerca de 48% da

capacidade nominal dos oito sistemas produtores (Alto e Baixo Cotia, Cantareira, Guarapiranga, Ribeirão da Estiva, Rio Claro).

A recarga de aquífero em larga escala nessa unidade de gerenciamento de recursos hídricos (UGRHI 06) contribuirá para a solução do problema de escassez de água.

A bacia hidrográfica Baquirivu está situada entre duas unidades geológicas, separadas pela falha do Rio Jaguari, tendo outras falhas menores ocorrendo de forma indiscriminada ao norte da bacia, conforme demarcado na Figura 6.3.

Fig. 6.2 – Bacias hidrográficas do município de Guarulhos

Fonte: GRAÇA et al., 2007.

O relatório de Impacto Ambiental sobre a expansão do aeroporto, disponível no [site](http://www.jornaldaserra.com.br/CumbicaJS/Rimaonline) <http://www.jornaldaserra.com.br/CumbicaJS/Rimaonline>, cita que, ao norte da falha do Rio Jaguari, predominam rochas pertencentes ao Grupo São Roque, enquanto ao sul, predominam rochas do Complexo Embu, pertencente ao Grupo Açungui. As rochas do Complexo Embu encontram-se quase totalmente soterradas por espesso pacote de sedimentos terciários e quaternários, esses últimos associados à drenagem do Rio Baquirivu-Guaçu, no âmbito do graben ou fossa tectônica, que recebeu o seu nome, ou seja, o graben do aquífero Baquirivu-Guaçu.

Figura 6.3 - Mapa geológico do município de Guarulhos

Fonte: GRAÇA et al., 2007.

Diniz (1996) constatou o rebaixamento do nível piezométrico dos poços que abastecem o aeroporto. A Prefeitura do Município de Guarulhos (GUARULHOS, 2008), através do seu plano diretor, confirma o rebaixamento acentuado dos níveis d'água dos aquíferos. O Plano Diretor considera este como problema grave que resulta do bombeamento excessivo de água subterrânea. A localização dos principais poços tubulares cadastrados no Município de Guarulhos, o que incluir os poços do aeroporto, é destacada na Figura 6.4.

Segundo Diniz (1996), o aeroporto é abastecido por 12 poços tubulares dos quais dois se encontram desativados por falta de rendimento. O problema

relacionado com o rebaixamento do nível piezométrico dos poços pode ser atribuído às falhas destacadas na Figura 6.3. As falhas devem bloquear a entrada de água de outras bacias para dentro da bacia Baquirivu-Guaçu, o que, por sua vez, diminuiria a área de influência dos poços. A desativação de alguns poços foi compensada com aumento no volume de extração dos outros poços em funcionamento, o que acelera o rebaixamento do nível de lençol freático.

Fig. 6.4 – Localização dos principais poços tubulares profundos do Município de Guarulhos, com indicação dos poços tubulares do Aeroporto Internacional Governador André Franco Montoro (GUARULHOS, 2008).

O rebaixamento do lençol freático pode prejudicar o plano de expansão do aeroporto. Segundo o relatório de impacto ambiental (RIMA) do Aeroporto, disponibilizado na internet, nos sites http://www.aeroportosdobrasil.com.br/mapa_guarulhos.php e

<http://www.jornaldaserra.com.br/8Arquivo/CumbicaJS/Rimaonline>, Guarulhos é o aeroporto com maior movimento internacional do Brasil, transportando 66% de passageiros e 40% de carga, porém limitado pela sua infraestrutura (Figuras 6.5 e 6.6).

A infraestrutura existente no aeroporto é constituída de terminal de passageiros, terminal de carga, pátio das aeronaves cargueiras, pistas de pouso e decolagem, estacionamentos para veículos, sistemas de tratamento de água e esgoto.

Os dois terminais de passageiros (Figura 6.6) ocupam uma área total de 183.879,00 m², 260 balcões de check-in, onde as atividades operacionais funcionam 24 horas por dia. Operam 37 companhias aéreas nacionais e internacionais, voando para 23 países em mais de 100 cidades do Brasil e do mundo. O terminal de carga aérea (Teca, Infraero) dispõe de uma área de importação e exportação, pátio de carga e descarga para caminhões, edifício administrativo e armazéns estruturados, além de estacionamento de veículos. Os terminais de cargas das companhias aéreas ocupam um terreno de 65.200 m², havendo, ainda, uma área de cerca de 20.000 m², onde se encontram implantados os armazéns estruturados da TAM e da Skymaster.

O pátio das aeronaves cargueiras ocupa 112.000 m², localiza-se em posições remotas no setor frontal ao Teca da Infraero e tem capacidade para atendimento de 24 posições de estacionamento. O aeroporto conta com duas pistas de pouso e decolagem e um conjunto de pistas de taxiamento, estrutura denominada área de manobras. O estacionamento para veículos ocupa uma área de 100.800 m², enquanto o estacionamento de veículos particulares comporta 3.090 vagas destinadas ao público (passageiros, acompanhantes e visitantes) e aos funcionários da Infraero e das demais empresas que desenvolvem suas atividades no aeroporto. As instalações existentes e áreas potenciais de reúso de água no aeroporto são ilustradas na figura 6.6.

Fig. 6.5 – Vista do Aeroporto Internacional Governador André Franco Montoro em Guarulhos (Guarulhos, 2008).

O aeroporto também dispõe de sistema de tratamento de água e esgoto. O abastecimento de água é realizado por meio de captação em oito poços tubulares profundos, localizados na área do aeroporto, operando 12 horas por dia e aduzindo cerca de $6.000 \text{ m}^3/\text{dia}$ do manancial subterrâneo. Desses poços, a água é recalçada até a Estação de Tratamento de Água (ETA). A ETA é constituída por uma estação elevatória, que recalca a água até três reservatórios principais, com 1.750 m^3 cada, localizados na Vila Residencial dos Oficiais da Aeronáutica, e por 57 reservatórios secundários. Junto à estação elevatória há uma sala onde são realizadas a desinfecção e a correção dos níveis de acidez da água. Localizados junto ao topo do morro, os reservatórios abastecem todas as unidades do aeroporto por gravidade, através de tubulação em ferro fundido.

Fig. 6.6 – As instalações existentes e áreas potenciais de reúso de água no Aeroporto Internacional Governador André Franco Montoro, em Guarulhos.

A capacidade do aeroporto em manter infraestrutura existente e de atender a demandas futuras depende, em parte, da sua capacidade de implantar um sistema integrado e autônomo de abastecimento de água.

6.2 NECESSIDADE DE RECARREGAR O AQÜÍFERO DO AEROPORTO

O aeroporto opera atualmente com dois terminais de passageiros e, embora tenha sido projetado para atender 15 milhões de passageiros, este número aumentou para 18,8 milhões de passageiros em 2007. Com a implantação do terceiro terminal de passageiros, o sistema terá capacidade de atendimento de 29 milhões de passageiros/ano (SÃO PAULO, 2008). O aumento no número de passageiros diretamente aumenta a demanda por água potável. A atual demanda é de 6.000 m³/d, com expectativa de chegar a 14.000 m³/d quando os terminais 3 e 4 entrarem em operação. O suprimento dessa demanda está sendo feito inteiramente por água subterrânea, e o aumento previsto da demanda poderia, em longo prazo, colocar em risco as infraestruturas do aeroporto em razão da subsidência do solo que poderia ocorrer. Em razão do problema iminente, a procura por fontes alternativas de água tem se intensificado.

As alternativas seriam comprar água do Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE) de Guarulhos, importar a água de outras bacias ou implantar o seu próprio sistema de reúso. O SAAE depende da Sabesp para o seu fornecimento, que, por sua vez, enfrenta o problema de déficit de fornecimento, em torno de 8m³/d, para a região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Nesse cenário, a dependência do concessionário para suprir essa demanda será difícil. A segunda opção será importação de água de outras bacias. Embora possa ser viável tecnicamente, mostra-se uma opção muito cara, que envolveria problemas de ordem legal e institucional. A única opção, portanto, que depende inteiramente da Infraero, sem envolver terceiros, e conseqüentemente, mais sustentável a longo prazo, é o uso tanto do esgoto tratado quanto da água de chuva coletada no próprio estabelecimento.

Entretanto, o volume de esgoto gerado diariamente é relativamente maior que a demanda para o reúso, o que implicaria na construção de um reservatório para armazenar água. Por outro lado, água da chuva é sazonal, o que também impõe a necessidade de se armazenar água para uso posterior, como, por exemplo, para descarga sanitária, irrigação de áreas verdes, lavagem de pistas, lavagem de pátios, obras de melhoria do aeroporto, áreas dos futuros terminais 3 e 4 e torres de

resfriamento. O reúso de água através de recarga gerenciada do aquífero eliminaria a necessidade de construção de um reservatório superficial. Além disso, a recarga aumentaria o nível de água subterrânea e, conseqüentemente, diminuiria o risco de subsidência do solo no futuro.

O aeroporto dispõe de sistema de tratamento de esgoto que gera 6.865 m³/d de efluentes em condições de ser reaproveitado, eliminando ou reduzindo a descarga no córrego Baquirivu. Por outro lado, a taxa média anual de precipitação de 1.600 mm da bacia Baquirivu-Guaçu, onde está situado o aeroporto, não é aproveitada em razão da impermeabilidade do solo. De acordo com Diniz (1996), levando-se em consideração a taxa de evapotranspiração de 50%, o volume de água em torno de 11,2 x 10⁶ m³ por ano ou 30.700 m³/d (800 mm/ano x 14 km²), é perdido como excedente da chuva. Segundo o autor, esta quantidade de água é bem maior que a demanda de água no aeroporto. Em razão dessa constatação, a água de chuva não pode ser desprezada no planejamento do sistema de reúso no aeroporto. O aproveitamento dessa fonte deve ser feito através da construção de piscinões, onde a água pluvial seria coletada para, eventualmente, diluir o esgoto antes de recarregar o aquífero.

A necessidade urgente de reúso de água no aeroporto faz com que o esgoto secundário esteja sendo usado em algumas áreas, tais como irrigação de áreas verdes e lavagem de pistas. O uso deste efluente, sem considerar seus efeitos negativos, reforça a necessidade urgente de implantar o sistema de reúso no aeroporto. Embora as pistas sejam restritas aos trabalhadores, porém restritas ao público em geral, o uso de esgoto secundário pode trazer riscos aos operários e problemas ambientais diversos, condições anaeróbicas e geração de maus odores no local. O efluente bem tratado poderia ser reaproveitado para atender a essas demandas.

Embora estes motivos sejam justos e viáveis, a idéia da reutilização completa do esgoto tratado através da recarga de aquífero choca-se com a dificuldade de aceitação, provavelmente, por problemas culturais e por falta de experiência em programas dessa modalidade no país. O presente projeto de pesquisa tem o objetivo de contribuir para aumentar o conhecimento sobre o assunto.

6.3 PRIMEIRA ETAPA

Na primeira etapa de pesquisa, as amostras de solo foram coletadas do aeroporto, caracterizadas e usadas para preencher doze colunas de ensaio localizadas no Centro Internacional de Referência em Reúso de Água (CIRRA/IRCWR) ligado à USP. O esgoto secundário coletado da segunda lagoa de retenção que compõe o sistema de tratamento de esgoto do aeroporto foi infiltrado pelas as seis colunas em série. Os procedimentos adotados nesta etapa são apresentados em sequência.

6.3.1 Características de colunas de ensaio

Conforme mostrada na Figura 6.7, as colunas de ensaio usadas nesta pesquisa são divididas em duas bancadas com seis colunas cada uma. Uma das bancadas tem a finalidade de receber o esgoto secundário oriundo da segunda lagoa de retenção enquanto a outra é direcionada ao esgoto secundário, porém, pré-tratado por sistema de ultrafiltração, operado pela equipe do CIRRA sob a égide do projeto FINEP/INFRAERO/CIRRA “Conservação e Reúso de Água em Sistemas Aeroportuários”. As duas bancadas que suportam as colunas são iguais, construídas em aço, em forma trapezoidal. Cada coluna é parafusada em cada uma das bancadas e é mantida na posição vertical através do clipe feito de aço e soldado numa barra lateral, como é destacado na Figura 6.7.

As seis colunas que constituem cada bancada têm 30 cm de diâmetro e alturas que variam de 1 m a 2 m. Duas das colunas tem alturas de 2 m, outras duas têm 1,5 m, e as outras duas têm de 1 m. As colunas são operadas em série e organizadas em ordem decrescente, de 2 m a 1 m. As colunas são construídas em polipropileno (pp) com paredes internas forradas com lona (Figura 6.7) para prevenir ocorrência de caminho preferencial durante ensaio.

Os revestimentos de lona têm as mesmas alturas das colunas e diâmetro de 35 cm de forma que possam ser dobradas para fora, na parte superior das colunas, como pode ser visto na segunda foto da Figura 6.7.

sistema de suporte para às colunas

Fig. 6.7 – Vista de duas bancadas de colunas usadas no ensaio

6.3.2 Coleta de solo

As amostras de solo utilizadas no ensaio foram coletadas na área destacada na Figura 6.8. O local representa uma área em que o futuro projeto de recarga de aquífero poderia ser implantado. A coleta de solo foi efetuada no dia 15 de julho de 2010, com ocorrência de chuva leve na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) e temperatura em torno de 17°C, como pode ser constatado pela presença da água mostradas nas Figuras 6.9 e 6.11.

O solo foi escavado até a profundidade de 3 m, mostrando três camadas bem definidas. A escavação mostrou que o horizonte do solo do aeroporto até a profundidade de 3 m é composto das seguintes cores, a partir da superfície, marrom, preta e azul, como são mostradas na Figura 6.9.

Fig. 6.8 – Local da coleta das amostras do solo

preparação de terreno

a trincheira mostrando as camadas de solo

Fig. 6.9 – Escavação de solo para a coleta das amostras.

A coleta foi feita através de escavadeira para pressionar o cilindro coletor de amostras para dentro de solo, ao lado da trincheira que era escavada para visualizar o horizonte de solo. A coleta de solo ocorreu com mínimo de deformação (Figura 6.10).

As amostras de solo foram coletadas em 24 cilindros, sendo 12 cilindros para cada bancada de colunas. Os cilindros foram construídos em aço inox, com dimensões de 25 cm de altura, diâmetro de 30 cm e espessura de 5 mm (Figura 6.10). Cada cilindro dispõe de fundo móvel, também em chapa de aço, com mesmo diâmetro e espessura de cilindro. O fundo móvel é encaixado nas barras que compõem o sistema de suporte e o fundo pode, dispondo-se de uma alavanca, conforme ilustrado na Figura 6.11.

Fig. 6.10 – Procedimentos empregados na coleta de solo.

O solo coletado (aproximadamente 3 metros de espessura) foi carregado nos 24 cilindros de aço inox. Cada cilindro recebeu 0,25m de solo, disposto na sequência da retirada de modo a compor a mesma estrutura de solo original. As amostras foram transferidas para colunas de ensaio na mesma ordem, de forma que estas representam as três camadas destacadas na Figura 6.9. Dessa forma, a primeira camada é representada por 2 cilindros, a segunda por 6 cilindros, e a terceira camada por 4 cilindros.

Figura 6.11 – Equipamentos usados na coleta de solo

As amostras foram transportadas para os laboratórios do CIRRA e transferidas para as colunas. Entretanto, embora as amostras de solo tivessem sido coletadas indeformadas, a transferência dessas para as colunas não podiam ocorrer da mesma forma em razão da chuva que deixou o solo encharcado e aderente aos cilindros. Por essa razão, foi utilizada uma espátula para reduzir a aderência de solo na parede interna de cilindros. Após diminuir a resistência, os cilindros foram içados e as amostras foram introduzidas nas colunas.

Amostras de cada camada foram também coletadas simultaneamente ensaio e enviadas para o Instituto Agrônomo de Campinas (IAC) onde foram submetidas às análises física, química e microbiológica.

Após inserir as amostras nas colunas de ensaio, estas foram saturadas com água antes de dar início ao processo de infiltração.

6.3.3 Caracterização do solo

A caracterização física, química e biológica do solo visa identificar as propriedades que afetam a recarga de aquífero, permitindo comparar suas características antes e após a infiltração.

As variáveis físicas que foram analisadas são granulometria, densidade do solo, densidade de partícula, e a capacidade de retenção de água. A condutividade hidráulica que deveria ser feita durante o ensaio de colunas foi inviabilizada em razão da baixa taxa de infiltração. De acordo com os laudos enviados pelo IAC, os métodos usados na análise física de solo foram, respectivamente, o método da pipeta, o método da parafina, o método de balão volumétrico, e o método de anel volumétrico.

As variáveis químicas analisadas e os métodos usados foram pH, por método de potenciometria; matéria orgânica por colorimetria; fósforo, potássio, cálcio e magnésio pelo extrator de resina de troca iônica e determinação de P por colorimetria método do azul de molibdênio, K por fotometria de chama e Ca e Mg por espectrofotometria de Absorção Atômica. O sódio foi analisado pelo método de extração com acetato de amônio e determinação por fotometria de chama e o alumínio foi por extração com KCl e determinação por titulação ácido-base. A análise da acidez total (H + Al) foi realizada pelo método de solução tampão SMP e determinação por potenciometria.

A soma de base ($SB = Ca + Mg + K + Na$), capacidade de troca catiônica ($CTC = SB + [H+Al]$), e a porcentagem da CTC saturada por bases a pH 7 [$V\% = 100/(SB/CTC)$] foram determinadas por cálculo. A concentração de enxofre foi obtida pela extração com fosfato de cálcio e determinação turbidimétrica enquanto que o boro foi por extração com cloreto de bário em microondas e determinação por colorimetria, método da Azometina-H. Os metais cobre, ferro, manganês e zinco foram analisados por método de extração com DTPA pH 7,3 e determinação por ICP-OES. Método IME-FER-002.

O 1º laudo do laboratório de física de solo explicita que os métodos adotados são baseados no Boletim Técnico N° 106 de 2009, publicado pelo IAC, e intitulado “Métodos de análise química e física de solos”. As análises químicas seguem a

metodologia contida em “Análise Química para Avaliação da Fertilidade de Solos Tropicais”, IAC, 2001.

As variáveis microbiológicas analisadas foram respirometria, carbono de biomassa, nitrogênio de biomassa, e os números respectivos de actinomicetos, bactérias e fungos. Os métodos utilizados no ensaio microbiológico foram titulação, fumigação – extração, e diluição sucessiva.

O ¹laudo microbiológico cita que o método de titulação foi efetuado de acordo com a referência Alef e Pieri (2005) enquanto que o de fumigação-extração é baseado em Jeankinsson et al (1976). O método da diluição sucessiva foi efetuado de acordo com a metodologia exposta em Parkinson & Colerman (1991).

Após preencher as colunas de ensaio com as amostras, o solo foi saturado com água e depois, submetido à infiltração com o esgoto coletado do aeroporto.

¹ Boletins de análises referentes ao Aeroporto Internacional de São Paulo, fornecidos pelo o Instituto Agrônômico de Campinas (IAC), Campinas, em 11 de Novembro de 2010.

6.3.4 Coleta do esgoto

O esgoto usado na pesquisa foi coletado da segunda lagoa de retenção que compõe o sistema de tratamento do aeroporto. O sistema de lodos ativados, por aeração prolongada existente é composto de gradeamento, quatro lagoas aeradas em série, e duas lagoa de retenção, sendo o efluente final despejado no Rio Baquirívu. O lodo gerado pelo sistema biológico é desidratado em leito de secagem, incinerado e enterrado em aterro sanitário. Segundo o boletim técnico preparado pela empresa que projetou a ETE (DALGAS-ECOLTEC, 1984), o sistema de tratamento biológico foi subdividido em quatro tanques trapezoidais, com 7,5 m de profundidade cada, seguidos de duas lagoas de decantação. Os tanques da aeração funcionam em série, com um período de detenção de 4,3 dias para cada tanque, totalizando 17,2 dias para atingir as condições máximas do projeto (12.960 m³/d).

O sistema de tratamento de esgoto opera atualmente com a vazão média de 6.865 m³/dia; entretanto, foi projetado para uma vazão máxima de 12.960 m³/d quando os terminais 3 e 4 estiverem funcionando. O esgoto tratado no aeroporto é proveniente das aeronaves, da base aérea, dos dois hotéis construídos dentro do aeroporto, e do próprio estabelecimento, conforme apresentado na Tabela 6.1. A representação esquemática do sistema de tratamento existente no aeroporto é mostrada na Figura 6.12.

Tabela 6.1 – Vazões de contribuição de esgotos (m³ /dia)

	Etapa inicial		Etapa final	
	Vazão máxima	Vazão média	Vazão máxima	Vazão média
Aeroporto de Guarulhos	5.742	5.220	11.646	10.584
Base aérea de São Paulo	1.620	1.476	2.430	2.214
Hotéis	180	169	180	162
Total	7.542	6.865	14.256	12.960

Fonte: DALGAS-ECOLTEC, 1984.

Fig. 6.12 – A representação esquemática do sistema de tratamento existente no aeroporto com indicação do ponto da coleta das amostras do esgoto usadas na pesquisa.

A segunda lagoa de retenção, onde é efetuada a coleta de esgotos para este trabalho, está situada em frente ao Caesar Business Hotel, à distância de aproximadamente 5 km do terminal de passageiros, embora esteja dentro das dependências do aeroporto. As duas lagoas de retenção são escavações em terra, e cada uma delas cobre uma área de aproximadamente 10.000 m² e têm 1,2 m de profundidade, como se pode ver na Figura 6.13.

O esgoto foi coletado em quatro ocasiões através de bombonas de polipropileno de 60 kg. Na primeira fase foram coletados 700 litros, na segunda coleta, 400 litros, na terceira, 360 litros e na última, 360 litros. As coletas foram efetuadas no ponto de lançamento para o rio Baquirívu, como é mostrada na Figura 6.14.

O esgoto coletado foi transportado para o CIRRA. Nos mesmos dias de coleta, foram processadas as etapas de infiltração nas colunas de ensaio e amostras foram enviadas ao laboratório para a realização das análises.

Fig. 6.13 – Vista da segunda lagoa de decantação

Fig. 6.14 – Coleta do esgoto na saída da segunda lagoa de retenção

6.3.5 Caracterização do esgoto tratado no Aeroporto

O esgoto secundário do aeroporto foi caracterizado de forma completa, sendo uma feita com referência à Portaria MS 518/2004 e a outra, com base em parâmetros do Conama 357/2005, Artigos 14 e 15. O objetivo da comparação com a Portaria MS 518/2004 é o de determinar as cargas de poluentes acima dos valores permitidos pela norma, e de fornecer subsídio na análise sobre a necessidade, ou não, de tratamento complementar antes de usá-lo para recarregar o aquífero. A comparação com base em parâmetros do Conama 357/2005 teve a finalidade de verificar a adequação do esgoto secundário ao padrão de lançamento em corpos receptores de água.

Além da caracterização completa, o esgoto foi analisado após cada coleta, antes e depois de infiltrá-lo em cada uma das colunas de ensaio. As variáveis analisadas são matéria orgânica (DBO, DQO, COT), pH, cor, compostos orgânicos voláteis, coliformes totais, metais pesados, cloreto, série nitrogenada, sólidos suspensos totais (SST), sólidos dissolvidos totais (SDT), e turbidez.

O resultado de cada análise do esgoto secundário é relatado como “lagoa 2” enquanto que o infiltrado de cada coluna de solo é designado de acordo com o número da coluna correspondente (exemplo: coluna 1, 2, 3, 4, 5, e 6).

As análises do esgoto durante toda a fase experimental foi efetuada pelo laboratório Nova Ambi. Segundo os ²laudos fornecidos pela Nova Ambi, as análises foram realizadas conforme a metodologia básica descrita no "Standard Methods" 21ª edição.

²laudo de análises fornecido por Simone Prado Antonio - Coordenadora Técnica da Nova Ambi Serviços Analíticos Ltda (Comunicação pessoal).

6.3.6 Ensaio de colunas

O ensaio de colunas teve início após saturar as amostras de solo. O ensaio de colunas teve os seguintes objetivos:

- medir a capacidade de infiltração;
- obter a condutividade hidráulica;
- medir a quantidade de água que poderia ser recuperado após infiltrá-la pelo solo; e
- verificar a remoção de poluentes pelo solo.

Para obter os parâmetros destacados acima, os seguintes procedimentos foram adotados:

- marcar uma altura de 20 cm na parede interna de cada coluna, a partir da superfície;
- preencher a coluna com esgoto;
- medir o tempo que o esgoto leva para descer até a marca de 20 cm;
- calcular o volume de rebaixamento;
- medir o volume do esgoto filtrado;
- repetir o mesmo procedimento sempre que a lâmina de esgoto atinja a marca de 20 cm, até o final de ensaio;
- obter a capacidade de filtração para cada rebaixamento do esgoto;
- obter o valor da condutividade hidráulica, usando-se a fórmula da carga variável;
- obter a taxa hidráulica após cada ciclo de ensaio;
- gerar gráficos de capacidade de infiltração, da capacidade de recuperação do esgoto filtrado, e condutividade hidráulica;
- analisar o infiltrado de cada coluna de ensaio para verificar eficiência alcançada na remoção de poluentes.

Embora tivesse sido planejado adotar os procedimentos acima relacionados, em toda a fase experimental, a capacidade de infiltração e condutividade hidráulica não puderam ser medidas na primeira etapa, em razão da baixa taxa de infiltração do solo. Portanto, os dois parâmetros verificados foram remoção de poluentes e a taxa de aplicação hidráulica.

As seis colunas que compõem cada bancada são arranjadas em série; duas colunas (colunas 1 e 2) com altura de 2 m cada, seguidas de outra duas colunas (colunas 3 e 4) de 1,5 m cada, e ultimas (colunas 5 e 6) de 1 m cada. As amostras retiradas de três camadas do solo foram distribuídas em seis colunas na mesma seqüência em que foram coletadas, de maneira que cada coluna contem 50 cm da espessura de solo. As colunas foram operadas em série, obedecendo-se à mesma seqüência que ocorre na natureza, ou seja, o esgoto foi infiltrado pela coluna 1, o que representa a primeira camada de solo, e o que é filtrado da 1 passa pela coluna 2, e assim sucessivamente, até a coluna 6, conforme esquematizada na Figura 6.15.

Fig. 6.15 – Fluxograma do sistema de tratamento da primeira etapa

No primeiro ensaio, efetuado com 700 litros de esgoto, apenas só 250 litros foram filtrados durante 13 horas. De 400 litros coletados no segundo ensaio, 200 litros foram filtrados em 17 horas. Um volume de 150 litros foi filtrado em 22 horas no terceiro ensaio, enquanto que 100 litros foram filtrados durante 21 horas, no quarto ensaio. O período de secagem entre cada ciclo de ensaio é de dois dias. Os

resultados obtidos dos ensaios serão apresentados mais adiante, no item de resultados e discussão.

Em razão da baixa taxa de infiltração de solo que inviabilizaria o futuro uso deste para recarregar o aquífero, foi proposto à coleta de solo do outro local do aeroporto. A segunda coleta de solo e os ensaios correspondentes resultaram na segunda etapa desta pesquisa.

6.4 SEGUNDA ETAPA

A segunda etapa iniciou-se com a segunda coleta das amostras de solo. Estas foram adquiridas da mesma forma que na primeira etapa. A segunda coleta de solo teve por finalidade encontrar um solo que não apresentasse taxas de infiltração tão baixas, como o mostrado no solo da primeira coleta. Para essa finalidade foi escolhido a área mostrada na Figura 6.16.

Fig. 6.16 – Local da segunda coleta da amostra do solo

Embora se tenha conseguido aprofundar a escavação de 3 m efetuada na primeira coleta para 4 m, verificou-se, durante a escavação que o perfil de solo até 3 m é

similar ao do primeiro. Decidiu-se, então, coletar as amostras referentes às camadas 3 e 4 com o objetivo de verificar suas características hidráulicas e capacidade de remover poluentes, antes de colocar uma camada de areia no topo, em substituição às camadas 1 e 2. A camada 4 foi caracterizada, conforme havia sido feito em relação às amostras das camadas 1 a 3 coletadas na primeira etapa.

Abaixo da profundidade de 3,5 m, a escavação foi dificultada devido ao acúmulo de água, conforme mostrado na Figura 6.17. A escavação mostrou que o horizonte do solo do aeroporto é composto de quatro camadas até a profundidade de 4 m.

Fig. 6.17 – Processo de escavação para coleta de amostra de solo, segunda etapa.

Os horizontes são marcados com cores diferentes. As camadas são distribuídas de acordo com as seguintes espessuras e cores: a primeira (0 – 0,5m) tem cor marrom e a segunda (0,50m – 2m), cor preta. A terceira camada (2m – 3m) tem cor azul e a quarta camada (3m – 4m), tem cor cinza, conforme ilustrado pela figura 6.17.

A visualização da quarta camada é prejudicada pela presença de água.

Nessa etapa, só as amostras da terceira e da quarta camadas de solo foram coletadas. As amostras que representam a terceira camada foram retiradas da mesma forma que ocorreu na primeira etapa. No entanto, a presença de poça de água dificultou a coleta de amostras da quarta camada. Diante do obstáculo, as amostras foram coletadas com escavadeira e colocadas em 16 cilindros e levadas para o CIRRA. Em seqüência, foram inseridas em quatro das seis colunas que compõem cada uma das duas bancadas de colunas. A primeira bancada de colunas que foi usada na primeira etapa continua sendo usada até a quarta etapa enquanto que a segunda bancada só será usada na quinta etapa.

Embora a bancada de colunas da segunda etapa continua sendo a mesma da primeira etapa, as amostras de solo da primeira foram substituídas pelas amostras coletadas na segunda etapa.

Cada cilindro foi levantado e posicionado na parte superior de cada coluna, sendo o fundo móvel removido dando passagem da amostra à coluna. As colunas usadas foram aquelas com alturas de 1,5 m (colunas 3 e 4) e 1 m (colunas 5 e 6), reservando-se as duas colunas de 2 m (colunas 1 e 2) para serem posteriormente preenchidas com areia em substituição às camadas 1 e 2. O arranjo das colunas da segunda etapa é esquematizado na Figura 6.18. A substituição de camadas 1 e 2 pela areia será o objeto da terceira etapa.

Uma amostra da camada 4 foi também recolhida e enviada para o Instituto Agrônomo de Campinas (IAC) para caracterização física, química e microbiológica.

Fig. 6.18 – Fluxograma do sistema de tratamento da segunda etapa

6.4.1 Ensaio de colunas

Após inseri-las em colunas, as amostras foram, inicialmente, saturadas com água. A numeração das colunas foi a mesma utilizada na primeira etapa, sendo na seqüência; 3, 4, 5, e 6. De quatro colunas usadas nessa etapa, duas representam as amostras do solo retirado da camada 3 (colunas 3 e 4) enquanto que as outras duas representam a camada 4 (colunas 5 e 6). A medição da capacidade de infiltração e a condutividade hidráulica foi efetuada, principalmente, na coluna 3. O esgoto usado neste ensaio é o mesmo da etapa anterior, ou seja, com amostras retiradas da segunda lagoa de retenção.

Os procedimentos adotados para o ensaio de colunas foram os mesmos listados da primeira etapa (item 6.3.6), embora alguns parâmetros daquela etapa não chegassem a ser medidos em razão da baixa taxa de infiltração do solo da primeira coleta. A taxa de aplicação hidráulica de cada ciclo de ensaio foi obtida pela divisão de volume total de esgoto por área superficial de coluna e número total de horas usadas no ensaio. A capacidade de infiltração de cada ensaio foi calculada com a equação de Horton (equação 4.6).

$$f = f_c + (f_0 - f_c) e^{-\beta t} \text{ ----- (4.6)}$$

f = a taxa da capacidade de infiltração no tempo t (cm/h)

f_0 = a taxa da capacidade de infiltração inicial para $t = 0$ (cm/h)

f_c = a taxa da capacidade de infiltração básica ou final (cm/h)

β = constante de decaimento que depende do tipo de solo (h^{-1})

t = o tempo de medição de infiltração (h).

A taxa de permeabilidade ou condutividade hidráulica foi calculada com a equação (4.18).

$$K = \frac{L}{t_1} \ln \frac{b_0 + L}{b_1 + L} \text{----- (4.18)}$$

b_0 = carga inicial da lâmina da água

b_1 = carga final da lâmina da água

L = espessura de corpo de prova (amostra de solo)

t_1 = tempo que correspondente ao último ciclo de ensaio de colunas (equilíbrio)

Nesta etapa foram realizados quatro ciclos de ensaio, sendo utilizados 500 litros de esgoto em cada ciclo. Entretanto, os volumes medidos para fins de caracterização hidráulica de solo em cada ciclo de ensaio foram, respectivamente, 260 litros, 256 litros, 270 litros, e 250 litros e os tempos de duração de cada ensaio foram de 10 h, 10 h, 15 h, e 10 h. Simultaneamente, as características hidráulicas da coluna 5 (representativa da camada 4) foram verificadas com 256 litros, 180 litros, e 150 litros com duração de cada ciclo de ensaio de coluna 5 de 6 h, 4 h, e 5 h, respectivamente.

A qualidade de esgoto foi verificada em amostras de esgoto coletado da segunda lagoa de retenção, e antes e depois de esgoto ser infiltrado pela cada coluna de ensaio. As variáveis analisadas foram matéria orgânica (DBO, DQO), cloreto (Cl^-), cor, série nitrogenada, metais pesados, sólidos suspensos totais (SST), turbidez, sólidos dissolvidos totais (SDT), pH, coliformes totais, e compostos orgânicos voláteis.

Após concluir os ensaios dessa etapa, foi construído outro cenário, no qual as amostras de solo representando as camadas 1 e 2 foram substituídas por areia grossa.

6.5 TERCEIRA ETAPA

O objetivo da terceira etapa foi o de analisar a condição em que as camadas de baixa permeabilidade (camadas 1, 2, 3) foram substituídas por areia grossa, como ocorreu com o projeto de recarga de Pima, no estado do Arizona (ARIZONA, 2009). Para atingir este objetivo, a peneiração de areia foi realizada para separar as maiores granulometrias. Utilizam-se as peneiras com aberturas de 0,82 mm e 2 mm, e o processo de peneiramento foi efetuado conforme mostrado na Figura 6.19.

A areia passou, primeiramente, pela peneira de 2 mm, e depois, pela peneira de 0,82 mm. A fração retida entre as duas peneiras foi coletada e utilizada para preencher as duas primeiras colunas que não foram usadas na segunda etapa.

Fig. 6.19 – Peneiração para separação de maior granulometria

A altura total da areia peneirada na coluna é 2,5 m, distribuída da seguinte forma; 1 m na coluna 1, 1 m na coluna 2, e 0,50 m na coluna 4, no topo do solo da segunda etapa, conforme esquematizada na Figura 6.20.

A verificação de características hidráulicas das amostras foram concentradas na coluna 1, ou seja, na primeira coluna da areia. A capacidade mínima de infiltração obtida desta etapa será comparada com a da segunda etapa de modo a determinar a taxa de infiltração que limitaria o processo. A capacidade

mínima de infiltração é geralmente usada para calcular a taxa de aplicação hidráulica da água ou esgoto afluyente à bacia de infiltração.

Fig. 6.20 – Fluxograma do sistema de tratamento da terceira etapa.

6.5.1 Ensaio de colunas

O ensaio de colunas da terceira etapa foi iniciado após a saturação do solo de cada coluna com água. O processo de saturação de solo teve a duração de um dia. Cinco ciclos de ensaios foram realizados nesta etapa, sendo que em cada ciclo foram infiltrados 500 litros do esgoto proveniente da segunda lagoa de retenção. O sistema de colunas foi operado com ciclos de 1 dia de enchimento e 2 dias de secagem. A capacidade de infiltração e a condutividade hidráulica das amostras do solo foram verificadas em cada ciclo de ensaio da primeira coluna com 320 litros, 350 l, 200 l e 265 l. O quinto ciclo de ensaio foi feito com 420 litros de esgoto após substituir 5 cm da camada superficial de areia da coluna 1. A duração de cada ensaio é de acordo com a seqüência; 3 h, 12,5 h, 9 h, 8 h e 3,6 h. O esgoto usado no ensaio foi analisado antes e após infiltração através de cada coluna com o objetivo de avaliar a eficiência alcançada na remoção de poluentes. A capacidade de infiltração e a condutividade hidráulica da amostra do solo da coluna 4 foram analisadas com 175 litros em 5 h e 178 litros durante 6,5 h.

A qualidade de esgoto foi verificada no esgoto coletado da segunda lagoa de retenção, e antes e depois de esgoto ser infiltrado através de cada coluna de ensaio. As variáveis analisadas foram matéria orgânica (DBO, DQO), cloreto (Cl^-), cor, nitrato ($\text{N} - \text{NO}_3^-$), ferro (Fe^{+3}), sólidos suspensos (SST), sólidos dissolvidos totais (SDT), pH, coliformes totais, temperatura do filtrado de cada coluna, e temperatura do ar no local de ensaio.

Após concluir os ensaios, as amostras do solo foram ainda submetidas a outro tipo de avaliação conforme descrito na quarta etapa.

6.6 QUARTA ETAPA

Na quarta etapa da pesquisa, o efluente da segunda lagoa de retenção foi submetido a um tratamento físico-químico adicional através das operações e processos unitários de coagulação/floculação e de sedimentação antes de infiltrá-lo pelas mesmas amostras do solo da terceira etapa. Os objetivos desta etapa são de avaliar a contribuição dos processos de coagulação/floculação e sedimentação para atingir padrões de potabilidade do infiltrado de colunas de ensaios, identificar os tipos de coagulantes que não aumentem as concentrações naturais de alumínio e ferro, e de verificar a possibilidade de se aproveitar o esgoto pré-tratado para atender às demandas de algumas áreas específicas, tais como irrigação das áreas verdes, lavagem de pistas, etc., no próprio aeroporto.

Para atingir os objetivos, os processos de coagulação e sedimentação foram adicionados às colunas da terceira etapa, como é mostrado pelo fluxograma (Figura 6.20) e ilustrado pela foto do sistema de coagulação (Figura 6.21).

O sistema de coagulação foi operado com 2 minutos de mistura rápida, 15 minutos de mistura lenta, seguido de sedimentação por 24 horas, após o qual se iniciou a fase de infiltração. Os coagulantes usados nos ensaios foram cloreto férrico (FeCl_3) e um polímero catiônico. O cloreto férrico foi escolhido porque apresentou, durante os ensaios preliminares de “jar tests”, eficiência maior que o de sulfato de alumínio ($\text{Al}_2[\text{SO}_4]_3$). Da mesma forma, o polímero catiônico apresentou melhor resultado em comparação aos polímeros aniônicos e não-iônicos.

Quatro ciclos de ensaios foram realizados nesta etapa. O cloreto férrico foi usado no primeiro e no segundo ensaio enquanto a mistura de cloreto férrico e polímero foi testado no terceiro ensaio. No ultimo ensaio, só o polímero foi adicionado ao esgoto. O polímero catiônico usado é da marca FLOPAM. A concentração do cloreto férrico foi de 1% (10 g/L) enquanto do polímero catiônico foi de 0,3% (3 g/L), seguindo a recomendação do fabricante da marca FLOPAM.

O primeiro ensaio foi feito com a dosagem de 10 ml/L FeCl_3 enquanto o segundo foi com a dosagem de 5 ml/L. O terceiro ensaio foi com 2,5 ml/L de FeCl_3 e 1 ml/L de polímero catiônico FLOPAM 4350 e 2,5 ml/L de polímero catiônico usado no ultimo ensaio.

Fig. 6.21 – Unidade de mistura rápida do sistema de coagulação

6.6.1 Ensaio de colunas

Conforme as etapas anteriores, as amostras do solo foram saturadas antes do início dos ensaios. Cada ciclo de ensaio foi realizado com 500 litros do esgoto coagulado e sedimentado. As características hidráulicas não foram verificadas nesta etapa, assumindo-se que esse tratamento preliminar aumentaria a capacidade de infiltração em comparação com o esgoto secundário bruto. A verificação das características hidráulicas do solo com esgoto secundário é o mais importante por representar a condição limite do processo, ou seja, a capacidade mínima de infiltração. Além disso, o enfoque desta etapa é relacionado ao aspecto qualitativo, conforme delineado pelos objetivos.

A qualidade de esgoto foi verificada em cada ciclo de ensaio, antes e depois de processos de coagulação e sedimentação, e no filtrado de cada coluna de ensaio. As variáveis analisadas são as mesmas da terceira etapa.

O esgoto secundário foi, também, submetido a outro tipo de tratamento antes de ser infiltrado, como se verá na quinta etapa desta pesquisa.

6.7 QUINTA ETAPA

A quinta e última etapa refere-se à substituição de processos de coagulação e sedimentação por um sistema de ultrafiltração, que opera no aeroporto em associação com outro trabalho de pesquisa efetuado pelo CIRRA, conforme especificado anteriormente. O objetivo desta etapa é de verificar a eficiência do tratamento solo-aquífero (TSA) que poderá ser alcançada em relação ao padrão de potabilidade, utilizando o esgoto secundário previamente tratado pelo sistema de ultrafiltração. Nessa, o permeado proveniente de ultrafiltração será submetido à infiltração pelas colunas que compõem a segunda bancada com dimensões iguais às da primeira bancada (Figura 6.7). As amostras de solo contidas nas colunas da bancada 2 foram coletadas no mesmo local de onde foram retiradas as amostras da segunda etapa.

O sistema de ultrafiltração experimental (Figura 6.22) recebe como afluente o esgoto coletado na segunda lagoa de retenção do aeroporto, isto é o mesmo efluente utilizado nas etapas anteriores de infiltração nas colunas. O sistema é composto de filtro de pressão, uma unidade de cloração, e uma membrana de ultrafiltração. O sistema é automatizado, operando 24 horas por dia, gerando 450 litros do permeado por hora.

Fig. 6.22 – O sistema de ultrafiltração instalado no aeroporto.

6.7.1 Ensaio de colunas

O arranjo da bancada de colunas da primeira bancada da quarta etapa é igual à da segunda bancada desta etapa, ou seja, colunas 1 e 2 são preenchidas com 1 m de areia grossa cada, e coluna 4 é preenchida com 50 cm de areia grossa enquanto que a coluna 6 (Figura 6.20) integra a amostra que representa a camada 4 do solo do aeroporto.

Dois ensaios foram realizados nesta etapa, uma vez que a qualidade do permeado é bastante uniforme, apresentando pequena variação ao longo do tempo. As amostras de solo foram saturadas com água durante período de um dia antes de

dar início ao ensaio. Cada ensaio foi efetuado com 500 litros de esgoto. A unidade de colunas foi operado num ciclo de 1 dia de infiltração e 2 dias de secagem. Como ocorreu na quarta etapa, as características hidráulicas não foram, também, medidas nesta etapa.

Os resultados obtidos em cada etapa da pesquisa são apresentados no capítulo 7, que se segue.

7 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A pesquisa foi realizada em cinco etapas com cada etapa tendo objetivos específicos. Os objetivos são associados à obtenção de características físicas, químicas, e biológicas do solo, avaliação das características hidráulicas dos sistemas de infiltração e da eficiência das colunas de solo na remoção de poluentes específicos contidos nos esgotos secundários do aeroporto e após dois tipos de tratamentos adicionais (coagulação/floculação/sedimentação e filtração em membranas de ultrafiltração). Como o esgoto e as amostras de solo utilizado foram comuns a todas as etapas da pesquisa efetuada, os resultados desses dois elementos serão apresentados em primeiro lugar, seguidos dos resultados específicos de cada etapa.

7.1 CARACTERIZAÇÃO DO SOLO

As amostras do solo referentes às camadas 1, 2 e 3 (Figura 6.9) retiradas na primeira coleta e das camadas 3 e 4 (Figura 6.17) da segunda coleta foram caracterizadas pelo Instituto Agrônomo de Campinas (IAC). As propriedades físicas do solo do aeroporto analisadas foram: classificação da textura do solo, retenção de água na capacidade de campo, densidade de partículas, e densidade de solo. As características químicas verificadas foram: macro e micro nutrientes de solo, pH, matéria orgânica, porcentagem de saturação de base, acidez de solo, e capacidade de troca catiônica (CTC). A caracterização microbiológica está relacionada à quantificação de microrganismos de solo, medição do carbono de biomassa, e o ensaio de respirometria. Os resultados da caracterização são comparados com o padrão da CETESB para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo, conforme mostrado nas Tabelas 7.1 e 7.2.

Tabela 7.1 – Características físicas e químicas do solo do Aeroporto Internacional Governador André Franco Montoro, Guarulhos, comparadas com os padrões da CETESB para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo.

Variável	Unidade	Camada 1	Camada 2	Camada 3	Camada 4	*Padrão CETESB para solo	*Padrão CETESB para água subterrânea
Textura	--	Franco-argilosa	Franco-argilosa	Argilosa	Franco-argiloarenosa	--	--
Densidade de partículas (D_p)	g/cm ³	2,63	2,37	2,64	2,66	--	--
Retenção de água (campo)	g/g	0,41	0,70	0,37	0,22	--	--
Densidade do solo (D_s)	mg/m ⁻³	1,19	0,75	1,31	1,44	--	--
M.O.	g/dm ³	23	65	7	8	--	--
pH	--	4,4	4,3	4,2	4,3	--	--
P	mmolc/dm ³	3	3	2	7	--	--
K	mmolc/dm ³	0,6	0,4	0,9	0,8	--	--
Ca	mmolc/dm ³	4	2	1	1	--	--
Mg	mmolc/dm ³	1	1	1	2	--	--
Na	mmolc/dm ³	0,3	0,3	1,2	0,2	--	--
Al	%	6	29	18	12	--	0,2 mg/L

Tabela 7.1 – Características físicas e químicas do solo do Aeroporto Internacional Governador André Franco Montoro, Guarulhos, comparadas com os padrões da CETESB para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo (continuação).

Variável	Unidade	Camada 1	Camada 2	Camada 3	Camada 4	*Padrão CETESB para solo	*Padrão CETESB para água subterrânea
Textura	--	Franco-argilosa	Franco-argilosa	Argilosa	Franco-argiloarenosa	--	--
CTC	mmolc/dm ³	52,4	123,8	62	31,6	--	--
S	mg/dm ³	16	9	2	4	--	--
B	mg/dm ³	0,15	0,19	0,09	0,18	--	0,5
Cu	mg/dm ³	0,5	0,4	0,2	0,8	60	2
Fe	mg/dm ³	35	32	1	12	--	0,3
Mn	mg/dm ³	1,2	0,9	< 0,1	0,5	--	0,4
Zn	mg/dm ³	0,14	6,9	8	17	300	5
SDT	mg/L	96	84	109	205	--	--
Cl	mg/dm ³	8,5	11,4	5,7	4,3	--	--
N-NH ₄ ⁺	mg/kg	13,54	13,1	10,58	7,27	--	--
N-NO ₃ ⁻	mg/kg	0,25	1,32	1,83	1	--	10

*Fonte: SÃO PAULO, 2005.

Tabela 7.2 - Características microbiológicas do solo do Aeroporto Internacional Governador André Franco Montoro, Guarulhos.

Variável	Unidade	Camada 1	Camada 2	Camada 3
Textura	--	Franco-argilosa	Franco-argilosa	Argilosa
Nitrogênio de biomassa	µgN/g solo	37,27	51,77	21,18
Bactéria	UFC/g	$1,9 \times 10^4$	$2,6 \times 10^4$	$4,4 \times 10^4$
Actinomicetos	UFC/g	0	0	$5,7 \times 10^2$
Fungos	UFC/g	0	$2,3 \times 10^2$	$3,6 \times 10^2$
Respirometria	µgCO ₂ /g.dia	287,6	331,3	642,4
Carbono de biomassa	µgC/g.dia	199,67	416,88	70,09

Fig. 7.1 - Triângulo das classes texturais do solo

Fonte: FALKER, 2010.

As quatro camadas identificadas durante a coleta de solo (Figuras 6.9 e 6.17) são classificadas texturalmente, a partir da superfície, como sendo franco-argilosa, franco-argilosa, argilosa e franco-argiloarenosa, conforme ilustrado no triângulo das classes texturais da Figura 7.1. As densidades de partícula (D_p) e de solo (D_s) foram medidas com a finalidade de calcular a porosidade total de cada camada. Usando-se os valores de densidades D_p e D_s da Tabela 7.1, a porosidade total de cada camada é, respectivamente; 0,55, 0,68, 0,50, e 0,46. Entretanto, as camadas com maiores porosidades são aquelas com elevadas retenção de água, o que demonstra a maior presença de microporosidade (capilaridade), sendo resultante da alta concentração da matéria orgânica nestas.

A matéria orgânica apresenta dimensões muito menores, é mais leve, e tem maior área superficial, o que lhe possibilita adsorver mais água e retê-la por capilaridade. A primeira camada, embora seja de textura franco-argilosa, possui matéria orgânica, e, por isso, tem capacidade de retenção levemente maior que a camada argilosa. Por outro lado, a diferença da cor das duas camadas é atribuída à presença ou não de oxigênio. Enquanto a primeira camada tem oxigênio que oxida o ferro e ajuda acelerar o processo de decomposição de matéria orgânica por via aeróbica, a segunda camada não dispõe de oxigênio. Nesse cenário, o ferro fica reduzido e a decomposição de matéria orgânica torna-se lenta.

Outras características físicas do solo do aeroporto, capacidade de infiltração e condutividade hidráulica, foram verificadas durante os ensaios de coluna e serão apresentadas mais adiante em cada etapa da pesquisa.

O resultado da caracterização física do solo mostra que a camada 4 como tendo textura próxima a franco-arenosa, a textura recomendada para recarga de aquífero pelo método TSA (USEPA, 2006).

A caracterização química de solo mostra valores baixos do pH, em torno de 4 em todas as camadas, indicando que o solo é ácido. Segundo Sposito (2008), a acidez é ligada, principalmente, às elevadas concentrações dos óxidos e hidróxidos de alumínio e ferro que remanescem após lixiviação de compostos de silício que ocorre no estágio avançado de intemperismo de solo. Exemplos de solos em estágio avançado de intemperismo são aqueles localizados em regiões tropicais, tais como o Brasil.

Embora os compostos de alumínio e ferro sejam pouco solúveis em água, estes formam espécies hidrolisadas que geram íons de hidrogênio em solução, o que por

sua vez, reduz o pH. Enquanto em baixo pH, a maior parte das espécies ficam mais solúveis e produzem mais íons de hidrogênio. Além de alumínio e ferro, a matéria orgânica também contribui para acidez de solo, através da liberação de ácidos orgânicos (carboxílico e fenólico).

Baixa capacidade de troca catiônica (CTC) é a consequência direta da acidez de solo. Em pH baixo (pH 2 – pH 6), a maioria dos colóides de solo disponham de carga positiva em vez de carga negativa e, portanto, atraem compostos com carga negativa e repelem os catiônicos. Isso faz com que a CTC de solo seja reduzida.

Os valores de CTC listados na Tabela 7.1 são baixos em razão da acidez do solo do aeroporto (pH 4), porém, variam de uma camada para outra, em função da concentração de matéria orgânica.

As concentrações dos inorgânicos da Tabela 7.1 são menores que os valores orientadores (de prevenção) de compostos químicos para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo, estabelecidos pela CETESB (SÃO PAULO, 2005). No citado documento, os limites de alguns compostos, tais como, alumínio e ferro, não foram estabelecidos para solos, porém, têm seus teores restritos para água subterrânea. Os limites de alumínio e ferro para água subterrânea são, respectivamente, 0,2 mg/L e 0,3 mg/L. Como alumínio e ferro estão em concentrações elevadas no solo do aeroporto, a adequação destes aos limites permitidos em água subterrânea será verificada através dos resultados obtidos pelos ensaio de colunas.

Em relação aos outros compostos químicos, embora sejam atualmente encontrados em baixas concentrações, alguns deles, tais como, cloreto, nitrato, sulfato, poder-se-iam lixiviados e chegar à água subterrânea. Os compostos químicos que poderão contribuir para aumento de nitrato e sulfato no solo e, por consequência, em água subterrânea, são enxofre e amônia. Amônia e enxofre estão em concentrações elevadas, porém, em suas formas reduzidas, o que indica a possibilidade de oxidação destes durante escavação do solo no caso de futura adoção do sistema TSA no aeroporto. A oxidação de amônia aumentaria o teor de nitrato enquanto o enxofre se transformará em sulfato. O efeito da oxidação poderá ser minimizado pela retirada de água junto ao solo.

A caracterização microbiológica (Tabela 7.2) mostrou que a camada 3 gera mais dióxido de carbono (CO_2) que as camadas 1 e 2, onde se concentram a maior parte da matéria orgânica. Da mesma forma, a camada 3 concentra o maior número de microrganismos que as outras camadas, porém, com os microrganismos da primeira

camada tendo menor fração de matéria orgânica ativa. Isso pode ser atribuído à taxa baixa de crescimento dos microrganismos da camada 2 e que a maior parte de carbono dessa camada não está disponível para oxidação. A baixa taxa de crescimento da camada 2 é também refletida pela concentração de nitrogênio de biomassa. Quanto maior a concentração de nitrogênio de biomassa será menor a degradação de matéria orgânica, o que por sua vez, reduz a liberação de CO₂.

Da mesma maneira, o esgoto tratado gerado no aeroporto foi também caracterizado, sendo os resultados apresentados na sequência.

7.2 CARACTERÍSTICAS DO ESGOTO TRATADO NO AEROPORTO

Antes de iniciar o ensaio de colunas, o esgoto secundário do aeroporto, coletado na segunda lagoa de retenção (lagoa 2), foi caracterizado com referência aos parâmetros da Portaria MS 518/2004 com o objetivo de verificar a qualidade do efluente em relação ao padrão da potabilidade da água. Os resultados obtidos são mostrados na Tabela 7.3.

A maioria das variáveis listadas na Tabela 7.3 está abaixo dos limites permitidos pela Portaria MS 518/2004, porém, ferro, cor, turbidez, alumínio, cádmio, antimônio, microrganismos (coliformes totais), etilbenzeno, tolueno e xilenos são maiores que os permitidos. Entretanto, as concentrações de ferro, alumínio, cor, turbidez, e os microrganismos poderiam ser reduzidos se a lagoa de retenção, de onde o esgoto foi coletado, tivesse sido revestida de concreto.

O solo do aeroporto, como foi demonstrado na Tabela 7.1, dispõe de elevada concentração de matéria orgânica, alumínio e ferro, e o contato prolongado de esgoto com estes compostos, em baixo pH aumentaria a solubilidade de alumínio e ferro que podem subir para a superfície por capilaridade.

Tabela 7.3 – Qualidade do esgoto secundário do aeroporto em comparação à Portaria MS 518/2004.

Variável	Unidade	Efluente da lagoa 2	Portaria 518/2004
Bromato	mg/L	<0,01	0,025
Cloro livre	mgCl ₂ /L	<0,1	5
Clorito	mgCl/L	<0,05	0,2
Cor	mgPt/L	426	15
microcistina	µg/L	<0,3	1
Monocloramina	mg/L	<0,1	3
Odor	--	inodora	inodora
Radiotividade Alfa total	Bq/L	<0,1	0,1
Radiotividade Beta total	Bq/L	0,43	1
Sulfeto de Hidrogênio	mgS/L	<0,002	0,05
Turbidez	NTU	55	1
1,1-Dicloroetano	µg/L	<2	30
1,2-Dicloroetano	µg/L	<2	10
2,4,6-Triclorefenol	µg/L	<0,2	0,2
2,4 D	µg/L	<0,5	30
Acrilamida	µg/L	<0,5	0,5
Alaclor	µg/L	<0,5	20
Aldrin e Dieldrin	µg/L	<0,03	0,03
Alumínio total	mg/L	0,8	0,2
Antimônio total	mg/L	0,012	0,005
Arsênio	mg/L	<0,01	0,01
Atrazina	µg/L	<0,5	2
Bário total	mg/L	<0,1	0,7
Benzo(a) pireno	µg/L	<0,5	0,7
Benzeno	µg/L	<2	5
Bentazona	µg/L	<0,5	300
Cádmio	mg/L	<0,01	0,005
Chumbo	mg/L	<0,1	0,01

Tabela 7.3 – Qualidade do esgoto tratado no aeroporto em comparação à Portaria MS 518/2004 (continuação)

Variável	Unidade	Efluente da lagoa 2	Portaria MS518/2004
Cianeto	mg/L	0,006	0,07
Clordano	µg/L	<0,2	0,2
Cloreto	mg/L	43,7	250
Cloreto de Vanila	µg/L	<2	5
Cobre total	mg/L	<0,05	2
Coliformes totais	NMP/100 mL	$2,2 \times 10^5$	ausentes
Cromo	mg/L	<0,05	0,05
DDT	µg/L	<0,5	2
Diclorometano	µg/L	<2	20
Dieldrin	µg/L	<0,03	--
Dureza total	µg/L	37	500
Endossulfan	µg/L	<0,5	20
Endrin	µg/L	<0,5	0,6
E. Coli	NMP/100 mL	ausentes	ausentes
Estireno	µg/L	<2	20
Etilbenzeno	µg/L	2	0,2
Ferro total	mg/L	0,39	0,3
Fluoreto	mg/L	0,51	1,5
Glifosato	µg/L	<0,05	500
Hexaclorobenzeno	µg/L	<0,5	1
Heptacloro e seus epóxidos	µg/L	<0,03	0,03
Heptacloro	µg/L	<0,03	--
Lindano	µg/L	<0,5	2
Manganês total	mg/L	<0,05	0,1
Mercúrio	mg/L	<0,0002	0,001
Metolacoloro	µg/L	<0,5	10
Metoxicloro	µg/L	<0,5	20
Monoclorobenzeno	µg/L	<2	0,12

Tabela 7.3 – Qualidade do esgoto tratado no aeroporto em comparação à Portaria MS 518/2004 (continuação)

Variável	Unidade	Efluente da lagoa 2	Portaria MS518/2004
Molinato	µg/L	<0,5	6
NH ₄ ⁺ - N	mg/L	0,1	1,5
NO ₃ ⁻ - N	mg/L	2,02	10
NO ₂ ⁻ - N	mg/L	0,35	1
Pendimetalina	µg/L	<0,5	20
Pentaclorofenol	µg/L	<0,5	9
Permetrina	µg/L	<0,5	20
pH	--	8,57	6 – 9,5
Propanil	µg/L	<0,5	20
Selênio total	mg/L	<0,01	0,01
Simazina	µg/L	<0,5	2
Sódio total	mg/L	44,6	200
SDT	mg/L	269	1.000
Sulfato	mg/L	13	250
Surfactantes	mg/L	0,38	0,5
CCl ₄	µg/L	<2	2
Tetracloroeteno	µg/L	<2	40
Tolueno	µg/L	<2	0,17
Triclorobenzeno	µg/L	<4	20
Tricloroeteno	µg/L	<2	70
Trifluralina	µg/L	<0,5	20
Trihalometanos	µg/L	<0,011	0,1
Xilenos	µg/L	<4	0,3
Zinco	mg/L	<0,05	5

A presença de compostos orgânicos (etilbenzeno, tolueno, xileno, etc.) acima dos limites estabelecidos pela Portaria MS 518/2004, constatada em duas análises relatadas na Tabela 7.3 (Portaria 518/2004) e na Tabela 7.5 (CONAMA 357/005),

indica a necessidade de instituir a coleta seletiva de efluentes no aeroporto. A coleta seletiva reduziria entrada e contaminação do aquífero do aeroporto por estes compostos.

Além de comparar o esgoto tratado no aeroporto com a Portaria MS518/2004, a capacidade da ETE do aeroporto em fornecer esgoto da mesma qualidade regularmente foi também analisada. Os laudos do esgoto da segunda lagoa de retenção (lagoa 2) referente a cada ciclo de ensaio de colunas foram coletados e apresentados na Tabela 7.4.

Embora todos os poluentes sejam importantes na avaliação da estabilidade da ETE, porém, os poluentes dissolvidos causam maior preocupação no que diz respeito ao uso do esgoto secundário para recarregar o aquífero. A remoção de poluentes dissolvidos depende da capacidade de troca iônica do solo. Exemplos de poluentes dissolvidos são os compostos orgânicos e inorgânicos. Avaliação da estabilidade da ETE do aeroporto será feita a respeito destes.

Embora o pH seja uma medida da concentração de íon de hidrogênio em solução, os valores obtidos pelo equipamento indicam os processos físico-químicos e biológicos em andamento e aqueles que podem ocorrer num ambiente. O pH do esgoto da segunda lagoa de retenção (lagoa 2) das dez primeiras coletas variar de 6 a 9,85, com a maioria das medidas (80%) situando-se na faixa neutra (pH 6,5 – 8,5). A variação do pH deve-se à alteração da concentração de algas. O consumo de CO_2 durante a fotossíntese aumenta o pH enquanto a morte de algas libera o CO_2 , diminuindo o pH. No entanto, o efeito dessa pequena variação do pH no futuro sistema TSA será menor, porque o solo do aeroporto já é ácido, o que deverá neutralizar o pH do esgoto.

Tabela 7.4 – Qualidade dos efluentes da estação de tratamento de esgoto (ETE) do aeroporto Governador André Franco Montoro, Guarulhos (Continuação).

Variável	Unidade	Número de coleta									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Sódio total	mg/L	52,2	--	37,1	24,3	34,1	45	42,6	44,6	--	--
Zinco total	mg/L	< 0,05	0,036	0,017	0,23	<0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	--	--
Nitrogênio albuminóide	mg/l	3,4	0,3	3,7	< 0,07	1	2,7	2,1	--	--	--
N – NH ₄ ⁺	mg/L	1,7	0,6	0,14	0,6	0,5	0,4	0,5	0,1	--	--
N – NO ₃ ⁻	mg/L	7,43	7,84	7,12	1,48	0,41	2,6	2,72	2,02	1,46	1,05
N – NO ₂ ⁻	mg/L	0,49	0,34	0,40	0,11	<0,01	0,29	0,45	0,35	--	--
SDT	mg/L	241	246	212	137	247	245	212	269	251	256
SST	mg/L	60	--	49	15	14	36	713	--	16	69
Turbidez	NTU	47	--	--	31	27	47	930	55	--	--

Outra variável da Tabela 7.4 relacionada aos poluentes dissolvidos é a matéria orgânica de difícil degradação (DQO). Em 90% das amostras, a DQO do efluente se manteve estável, porém, a razão entre DQO e DBO é elevada (variar de 6 a 16). A matéria orgânica de difícil degradação e solúvel poderá contribuir para o aumento dos sólidos dissolvidos totais no solo (SDT).

A concentração de alumínio varia de 0,3 mg/L a 0,8 mg/L, com uma amostra apresentando o valor de 45,1 mg/L. Acredita-se que a concentração de 45 mg/L seja repentina e relacionada à manutenção de aviões. Por isso que será recomendada a coleta seletiva para efluentes provenientes de pátios de manutenção de aviões. Por outro lado, a concentração de ferro se situa entre 0,014 mg/L e 0,55 mg/L, com uma amostra tendo a concentração de 3,16 mg/L. Embora a concentração média de alumínio e ferro não seja muito elevadas, estes compostos já se encontram em teores elevados no solo do aeroporto. O comportamento destes durante infiltração de esgoto pelas colunas de solo será analisado mais adiante.

Os outros compostos inorgânicos listados na Tabela 7.4 (cádmio, cloreto, cobre, cromo, mercúrio, níquel, sódio, e zinco) mostraram pequena alteração durante a maior parte de tempo. Os valores da série nitrogenada mostram baixa concentração de amônia, porém, teor elevado de nitrato, o que indica uma boa nitrificação do efluente. Como foi comentado em relação ao fósforo, a redução de nitrato será promovida pela modificação do sistema de tratamento de esgoto existente no aeroporto. Os sólidos dissolvidos totais (SDT), parâmetro que mede íons, também teve poucas alterações na maior parte de ensaio de colunas, o que por sua vez, confirma pouca variação dos compostos inorgânicos.

Como se pode verificar na Tabela 7.4, de modo geral, o sistema de tratamento existente no aeroporto é estável, e com pouca modificação, pode produzir efluente em condições de ser reaproveitado.

O efluente de lagoa de retenção foi também comparado ao padrão de qualidade instituído pelo CONAMA 357/2005, Artigo 16, para o rio classe 3, categoria em que se enquadra o córrego Baquirívu. A comparação é demonstrada na Tabela 7.5. A comparação é importante porque, mesmo implantando-se o sistema de reúso de água no aeroporto no futuro, será mantida a descarga mínima que deve regularizar a vazão do córrego Baquirívu.

Tabela 7.5 – Comparação da qualidade do esgoto secundário do aeroporto com a Resolução CONAMA 357/2005.

Variável	Unidade	Efluente da lagoa 2	CONAMA 357/2005 (Artigo 16)
Cor aparente	mgPt/L	84	75
Paration	µg/L	<0,04	35
Odor	--	inodora	ausente
Sulfeto de Hidrogênio	mgS/L	0,005	0,3
Turbidez	NTU	48	100
Tribulestano	µg/L	<0,007	2
1,1-Dicloroetano	µg/L	<2	30
1,2-Dicloroetano	µg/L	<2	10
2,4,5 TP	µg/L	<0,05	10
2,4,5 T	µg/L	<0,05	2
2,4,6-Triclorefenol	µg/L	<0,2	10
2,4 D	µg/L	<0,05	30
Aldrin e Dieldrin	µg/L	<0,005	0,03
Alumínio solúvel	mg/L	0,02	0,2
Arsênio	mg/L	<0,01	0,033
Atrazina	µg/L	<0,5	2
Bário total	mg/L	0,02	1
Benzeno (a) pireno	µg/L	<0,05	0,7
Benzeno	µg/L	<2	0,005
Berílio total	mg/L	<0,01	0,1
Boro total	mg/L	<0,005	0,75
Cádmio	mg/L	<0,001	0,01
Chumbo	mg/L	<0,01	0,033
Cabaril	µg/L	<0,02	70
Cianeto	mg/L	<0,005	0,022
Cianobactéria	cel/mL	5x10 ⁵	1x10 ⁵
Clordano	µg/L	0,04	0,3

Tabela 7.5 – Comparação da qualidade do esgoto secundário do aeroporto com a Resolução CONAMA 357/2005 (continuação).

Variável	Unidade	Efluente da lagoa 2	CONAMA 357/2005 (Artigo 16)
Cloreto	mg/L	47	250
Clorofila-a	µg/L	12	60
Cobalto	mg/L	<0,005	0,2
Cobre solúvel	mg/L	<0,005	0,013
Coliformes termotolerantes	NMP/100 mL	$4,90 \times 10^2$	$2,5 \times 10^3$
Cromo total	mg/L	0,005	0,05
DBO	mg/L	26	10
DDT	µg/L	0,002	1
Dodecacloro Pentaciclodecano	µg/L	<0,001	0,001
Endossulfan	µg/L	<0,05	0,22
Endrin	µg/L	<0,004	0,2
Ferro solúvel	mg/L	0,014	5
Fenóis totais	mg/L	0,002	0,01
Fósforo	mg/L	5,71	0,05
Fluoreto	mg/L	0,31	1,4
Glifosato	µg/L	0,34	280
Gution	µg/L	<0,005	0,005
Heptacloro e seus epóxidos	µg/L	<0,01	0,03
Lindano	µg/L	<0,02	2
Lítio total	mg/L	<0,01	2,5
Malation	µg/L	0,1	100
Manganês total	mg/L	0,04	0,5
Mercúrio	mg/L	<0,0002	0,002
Metolacloro	µg/L	<0,5	20
NH ₄ ⁺ - N	mg/L	0,6	13,3

Tabela 7.5 – Comparação da qualidade do esgoto secundário do aeroporto com a Resolução CONAMA 357/2005 (continuação).

Variável	Unidade	Efluente da lagoa 2	CONAMA 357/2005 (Artigo 16)
NO ₃ ⁻ - N	mg/L	7,84	10
NO ₂ ⁻ - N	mg/L	0,34	1
Níquel	mg/L	<0,005	0,025
Óleos e graxas	mg/L	<10	ausentes
O ₂ dissolvido	mg/L	9,2	4
Pentaclorofenol	µg/L	<0,5	9
PCBs	µg/L	<0,001	0,001
pH	--	6	6 - 9
Prata total	mg/L	<0,002	0,05
Selênio total	mg/L	<0,01	0,05
SDT	mg/L	246	500
Sulfato	mg/L	22	250
CCl ₄	µg/L	<2	3
Tetracloroetano	µg/L	<2	10
Toxafeno	µg/L	<0,01	0,21
Tricloroetano	µg/L	<2	30
Urânio	µg/L	<0,003	0,02
Vanádio total	µg/L	<0,01	0,1
Zinco	mg/L	0,036	5

Com exceção da cor, benzeno, cianobacteria, matéria orgânica (DBO), fósforo, óleos e graxas, as outras variáveis têm suas concentrações menores que os limites permitidos pelo CONAMA 357/2005 para corpos hídricos de classe 3. O fósforo é ligado ao crescimento excessivo de algas em efluentes, o que pode ser comprovada pela coloração verde do esgoto de lagoas de retenção.

A concentração elevada de fósforo no efluente é resultado do tipo do sistema de tratamento biológico existente no aeroporto. O sistema biológico do aeroporto é composto de quatro lagoas aeradas em série. A eficiência de processo aeróbio na

remoção de fósforo é baixa, e por essa razão junto com a remoção de nitrato, que já se recomendou, sugere-se a modificação da ETE do aeroporto para incluir os tanques anaeróbio e anóxico (OKPALA, 2005).

Tomando-se as medidas relacionadas à modificação da ETE do aeroporto e a coleta seletiva, a qualidade do efluente será melhor que a atual.

Após a caracterização do solo e do esgoto tratado no aeroporto, o esgoto foi infiltrado pelas amostras do solo contidas em colunas de ensaio, visando avaliar a eficiência que poderia ser alcançada pelo sistema tratamento solo-aquífero (TSA), a ser, eventualmente, instalado no aeroporto.

7.3 ENSAIO DE COLUNAS

O objetivo geral da pesquisa foi o de verificar a capacidade do solo de remover poluentes, avaliando-se diversas etapas nas quais diferentes condições de esgoto e solo e de tratamentos complementares foram estudados. Os resultados obtidos em cada etapa da pesquisa são apresentados na seqüência.

7.3.1 Primeira etapa

Na primeira etapa da pesquisa, o esgoto coletado da segunda lagoa de retenção (lagoa 2) foi infiltrado pelas colunas contendo amostras de solo da primeira coleta. Quatro ensaios foram realizados nesta etapa. No total, 700 litros de esgoto foram infiltrados em 73 horas, sendo a taxa média de aplicação hidráulica equivalente a 9,56 litros por hora. A taxa de aplicação hidráulica de cada ciclo de ensaio é mostrada na Tabela 7.6 e ilustrada na Figura 7.2.

A taxa de aplicação hidráulica se mostra em declínio constante em razão da baixa capacidade de infiltração das amostras de solo, em especial, a segunda camada que contém elevada concentração de matéria orgânica.

Tabela 7.6 – Taxa de aplicação hidráulica da primeira etapa

Ciclo de ensaio	Taxa de aplicação hidráulica ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)
1	0,27
2	0,17
3	0,1
4	0,07

Fig. 7.2 – Taxa de aplicação hidráulica durante a primeira etapa de pesquisa.

A baixa capacidade de infiltração inviabilizou a continuação de ensaio de colunas, de forma que as amostras de solo foram substituídas na segunda etapa.

Os resultados referentes à capacidade de remoção de poluentes pelas amostras de solo da primeira etapa são apresentados nas Tabelas 7.7, 7.8, 7.9, e 7.10. O comportamento de cada variável é mais bem ilustrado através das Figuras 7.3 a Figura 7.15.

Tabela 7.7 – Concentrações remanescentes de poluentes em relação à profundidade do solo (ensaio nº 1) do aeroporto Governador André Franco Montoro, Guarulhos – (continuação)

Variável	Unidade	Efluente da lagoa 2	Profundidade a partir da superfície de solo					
			0 m - 0,5 m franco- argilosa (coluna 1)	0,5 m - 1 m franco- argilosa (coluna 2)	1 m - 1,5 m franco- argilosa (coluna 3)	1,5 m - 2 m franco- argilosa (coluna 4)	2 m - 2,50m argilosa (coluna 5)	2,5 m - 3m argilosa (coluna 6)
Níquel total	mg/l	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Sódio total	mg/L	52,2	53,1	60,1	57,1	40,7	28,2	17,6
Zinco total	mg/L	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,07	0,05
Nitrogênio albuminóide	mg/l	3,4	2,3	1,7	1,2	1,2	1,2	1,2
N – NH ₄ ⁺	mg/L	1,7	1,2	0,6	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07
N – NO ₃ ⁻	mg/L	7,43	6,95	6,66	6,46	5,11	1,62	2,36
N – NO ₂ ⁻	mg/L	0,49	0,22	0,22	0,23	0,19	< 0,01	0,08
SDT	mg/L	241	222	212	187	138	107	82
SST	mg/L	60	51	180	121	< 10	75	18
Turbidez	NTU	47	92	360	188	28	54	43
Temperatura de esgoto	°C	20	20	20	20	20	20	20
Temperatura do ar	°C	21	21	21	21	21	21	21

Tabela 7.8 – Concentrações remanescentes de poluentes referentes ao ensaio nº 2. Aeroporto Governador André Franco Montoro, Guarulhos.

Profundidade a partir da superfície de solo								
Variável	Unidade	Efluente da lagoa 2	0 - 0,5 m (coluna 1)	0,5 m – 1 m (coluna 2)	1 m – 1,5 m (coluna 3)	1,5 m – 2 m (coluna 4)	2 m - 2,5 m (coluna 5)	2,5 m - 3 m (coluna 6)
pH	--	6	7,10	7,41	7,37	7,51	6,95	6,98
Cor	mg Pt/L	84	215	1,62x10 ³	93	9	64	17
DBO	mg/L	26	6	7	< 2	< 2	< 2	< 2
COT	mg/L		7	9,9	3	2,1	2,4	2,6
DQO	mg/L	--	19	61	13	14	14	14
Alumínio	mg/L	0,02	2,1	11,2	0,9	< 0,01	1,8	0,1
Cádmio	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Cloreto	mg/L	47	36,9	36,2	35,8	34,6	25,4	19,1
Cobre total	mg/L	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Cromo total	mg/L	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Ferro total	mg/L	0,014	0,48	0,61	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Mercurio total	mg/L	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002
Níquel total	mg/l	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Sódio total	mg/L	--	40,3	45,3	39,4	31,3	19,7	12,8

Tabela 7.8 - Concentrações remanescentes de poluentes referentes ao ensaio n° 2. Aeroporto Governador André Franco Montoro, Guarulhos. (Continuação).

Variável	Unidade	Esgoto secundário (lagoa 2)	Profundidade a partir da superfície de solo					
			0 - 0,5 m (coluna 1)	0,5 m – 1 m (coluna 2)	1 m – 1,5 m (coluna 3)	1,5 m – 2 m (coluna 4)	2 m - 2,5 m (coluna 5)	2,5 m - 3 m (coluna 6)
Zinco total	mg/L	0,036	< 0,05	0,06	< 0,05	< 0,05	0,08	< 0,05
COV	µg/L	nd*	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Nitrogênio albuminóide	mg/l	--	0,7	0,4	0,3	0,4	0,3	0,3
N – NH ₄ ⁺	mg/L	0,6	0,43	0,29	0,14	0,14	0,14	0,14
N – NO ₃ ⁻	mg/L	7,84	5,27	5,52	5,73	6,03	4,26	2,34
N – NO ₂ ⁻	mg/L	0,34	0,6	0,6	0,6	0,59	0,58	0,62
Coliformes totais	NMP/100 mL	--	1,6x10 ⁴	1,6x10 ⁵	1,6x10 ⁵	3,3x10 ²	1,6x10 ⁴	1,6x10 ⁴
SDT	mg/L	246	197	223	159	133	98	73
SST	mg/L	--	26	185	18	13,1	34	< 10
Temperatura de esgoto	°C	19	20	20	20	20	20	20
Temperatura do ar	°C	21	21	21	21	21	21	21

*nd – concentração abaixo do nível de detecção.

Tabela 7.9 – Concentrações remanescentes de poluentes referentes ao ensaio nº 3. Aeroporto Governador André Franco Montoro, Guarulhos. (continuação)

Variável	Unidade	Efluente da lagoa 2	Profundidade a partir da superfície do solo							
			0 - 0,5 m (coluna 1)	0,5m - 1 m (coluna 2)	1m - 1,50 m (coluna 3)	1,5m - 2 m (coluna 4)	2m - 2,5 m (coluna 5)	2,5m - 3 m (coluna 6)		
Sódio total	mg/L	37,1	36,5	41,1	43,4	38,2	29,8	18,8		
Zinco total	mg/L	0,017	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,07	0,06		
Nitrogênio albuminóide	mg/l	3,7	0,8	0,9	0,1	0,2	0,1	0,1		
N – NH ₄ ⁺	mg/L	0,14	0,6	0,6	0,10	0,6	0,1	0,07		
N – NO ₃ ⁻	mg/L	7,12	0,63	2,2	3,46	4,24	4,44	2,63		
N-NO ₂	mg/L	0,40	0,10	0,9	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01		
SDT	mg/L	212	180	168	155	142	132	90		
SST	mg/L	49	< 10	94	< 10	< 10	66	< 10		
Turbidez	NTU	--	14	252	11	< 1	9	< 1		
Temperatura de esgoto	20	20	20	20	20	20	20	20		
Temperatura do ar	22	22	22	22	22	22	22	22		

*n.d – concentração abaixo do nível de detecção.

Tabela 7.10 - Concentrações remanescentes de poluentes referentes ao ensaio nº 4. Aeroporto Governador André Franco Montoro, Guarulhos. (continuação)

Variável	Unidade	Efluente da lagoa 2	Profundidade a partir da superfície do solo					
			0 - 0,5 m franco- argilosa (coluna 1)	0,5 m - 1 m franco- argilosa (coluna 2)	1 m - 1,5 m franco- argilosa (coluna 3)	1,5 m - 2 m franco- argilosa (coluna 4)	2 m- 2,5 m argilosa (coluna 5)	2,5 m - 3 m argilosa (coluna 6)
Ferro total	mg/L	0,6	1,06	1,60	0,71	0,14	0,44	0,14
Cromo total	mg/L	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Mercurio total	mg/L	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002
Níquel total	mg/l	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Sódio total	mg/L	24,3	32,6	31,5	28,4	30,4	27,1	19,8
Zinco total	mg/L	0,23	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,11	0,07
Cloreto de metileno	µg/L	2,1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Clorodibromometano	µg/L	*n.d	2,1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Clorofórmio	µg/L	8,5	6,7	n.d.	5,9	n.d.	n.d.	n.d.
Bromodiclorometano	µg/L	2,6	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
1,1,2-Tricloroetano	µg/L	2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
1,1,2,2,- Tetracloroetano	µg/L	5,5	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

Tabela 7.10 – Concentrações remanescentes de poluentes referentes ao ensaio nº 4. Aeroporto Governador André Franco Montoro, Guarulhos. (continuação).

Profundidade a partir da superfície do solo								
Variável	Unidade	Esgoto secundário (lagoa 2)	0,50 m (coluna 1)	1 m (coluna 2)	1,50 m (coluna 3)	2 m (coluna 4)	2,50 m (coluna 5)	3 m (coluna 6)
Tolueno	µg/L	n.d.	24	n.d.	n.d.	n.d.	4,1	n.d.
Nitrogênio albuminóide	mg/l	< 0,07	0,4	0,5	0,2	0,1	0,1	0,1
N – NH ₄ ⁺	mg/L	0,6	0,7	30,7	14,9	0,5	9,1	0,2
N – NO ₃ ⁻	mg/L	1,48	< 0,10	0,45	0,84	1,8	2,22	2
N-NO ₂	mg/L	0,11	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
SDT	mg/L	137	156	135	121	128	124	105
SST	mg/L	15	13	151	126	< 10	83	< 10
Turbidez	NTU	31	13	280	190	9	44	4
Temperatura do esgoto	°C	21	21	21	21	21	21	21
Temperatura do ar	°C	23	23	23	23	23	23	23

*n.d – abaixo de nível de detecção.

Fig. 7.3 – Variação do pH durante os ensaios relativos à primeira etapa

Fig. 7.4 – Variação da cor durante os ensaios da primeira etapa

Fig. 7.5 – O comportamento da matéria orgânica (DQO) durante os ensaios relativos à primeira etapa.

Fig. 7.6 – Variação de coliformes totais durante os ensaios relativos à primeira etapa

Fig. 7.7 – Variação de alumínio durante os ensaios relativos à primeira etapa

Fig. 7.8 – Remoção de cloreto pelo sistema de tratamento durante os ensaios relativos à primeira etapa

Fig. 7.9 – Variação de ferro no infiltrado das colunas durante os ensaios relativos à primeira etapa

Fig. 7.10 – Variação de sódio durante os ensaios relativos à primeira etapa

Fig. 11 – Remoção de N - NH_4^+ pelo sistema de tratamento durante os ensaios relativos à primeira etapa

Fig. 7.12 – Curva de variação de nitrogênio albuminóide durante os ensaios relativos à primeira etapa

Fig. 7.13 – Remoção de nitrato pelo conjunto de colunas durante os ensaios relativos à primeira etapa

Fig. 7.14 – Remoção de SDR pelo conjunto de colunas durante os ensaios relativos à primeira etapa

Fig. 7.15 – Curva de variação de SST durante os ensaios relativos à primeira etapa

Tabela 7.11 – Qualidade de água produzida na primeira etapa, comparada com a Portaria MS 518/2004.

Variável	Ensaio nº 1 (coluna 6)	Ensaio nº 2 (coluna 6)	Ensaio nº 3 (coluna 6)	Ensaio nº 4 (coluna 6)	Concentração remanescente (C _F)	Portaria 518/2004
pH	5,63	6,98	6,69	5,8	6,3	6 – 9,5
Cor	294	17	11	24	116	15
DQO	38	14	8	9	21	--
Coliformes totais	1,6x10 ⁵	1,6x10 ⁴	5,4x10 ⁴	5,4x10 ⁴	8,1X10 ⁴	ausentes
Alumínio	1,3	0,1	0,2	0,2	0,6	0,2
Cádmio	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,005
Cloreto	16,4	19,1	25,9	24,2	20	250
Cobre total	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	2
Cromo total	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,05
Ferro total	0,18	<0,05	0,14	0,14	0,1	0,3
Mercúrio total	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	0,001
Níquel total	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	--
Sódio	17,6	12,8	18,8	19,8	16,8	200

Tabela 7.11 – Qualidade de água produzida na primeira etapa comparada à Portaria MS 518/2004 (continuação).

Variável	Ensaio nº 1 (coluna 6)	Ensaio nº 2 (coluna 6)	Ensaio nº 3 (coluna 6)	Ensaio nº 4 (coluna 6)	Concentração média remanescente	Portaria MS518/2004
Zinco total	<0,05	<0,05	0,06	0,07	0,05	5
Nitrogênio albuminóide	1,2	0,3	0,1	0,1	0,6	--
N – NH ₄ ⁺	0,07	0,14	0,07	0,2	0,1	1,5
N – NO ₃ ⁻	2,36	2,34	2,63	2	2,4	10
N – NO ₂ ⁻	0,08	0,62	<0,01	<0,01	0,2	1
SDT	82	73	90	105	84	1.000
SST	18	<10	<10	<10	13	--
Turbidez	43	--	<1	4	16	1

A qualidade do infiltrado ou água recuperada da primeira etapa foi comparada com o padrão de potabilidade (Portaria MS 518/2004), com a finalidade de avaliar a eficiência alcançada nesta etapa. A comparação é mostrada na Tabela 7.11. Para obter a concentração remanescente de cada variável (sexta coluna da Tabela 7.11) usada na comparação com o padrão da potabilidade, foi considerada a situação hipotética em que todo o efluente filtrado durante a primeira etapa é coletado após três metros de profundidade de solo e encaminhado a um reservatório.

A concentração final de cada variável após mistura foi calculada com a equação de conservação de massa:

$$C_F = \frac{C_1V_1 + C_2V_2 + C_3V_3 + C_4V_4}{V_T} \text{ ----- (7.1)}$$

C_F = concentração final de cada variável;

$C_{1,2,3,4}$ = concentração de variável referente à coluna 6 dos ensaios nº 1, 2, 3, e 4;

$V_{1,2,3,4}$ = volume do efluente infiltrado em ensaios nº 1, 2, 3, e 4;

V_T = volume total do efluente infiltrado na primeira etapa.

A sexta coluna da Tabela 7.11 foi construída com base na Equação (7.1).

A análise das tabelas 7.7 a 7.10 mostra que algumas variáveis, tais como cádmio, cobre, cromo, mercúrio, níquel, e zinco são encontradas em concentrações abaixo do nível de quantificação, tanto no efluente da segunda lagoa de retenção como no infiltrado de cada coluna. Entretanto, as concentrações de cobre e zinco que no solo são de 0,5 mg/L e 8 mg/L respectivamente (Tabela 7.1), se mostraram abaixo do nível de quantificação nos infiltrados das colunas, indicando que não ocorreu lixiviação em relação a esses elementos. A comparação destes compostos inorgânicos com os da Portaria MS 518/2004 (Tabela 7.11) mostra que todos apresentam valores numéricos inferiores aos limites estabelecidos, com exceção do cádmio, cujo valor mínimo de quantificação é maior do que o limite permitido.

A variação do pH reflete o processo da equalização que ocorreu face à mistura do efluente da segunda lagoa de retenção com o solo ácido (pH=4) durante o ensaio de colunas. Nos três dos quatro ensaios realizados, o pH do efluente da lagoa 2 foi

maior do que o do infiltrado. No entanto, o pH do infiltrado da primeira etapa está dentro do limite permitido pela Portaria MS 518/2004 (Tabela 7.11).

A variação da concentração da cor do infiltrado de cada coluna é a consequência de lixiviação que ocorreu durante infiltração do esgoto pelas colunas. A razão entre cor e turbidez (SST) é elevada, o que demonstra a maior presença de materiais dissolvidos do que aqueles em suspensão, ou seja, maior concentração de cor verdadeira do que cor aparente. As variáveis que contribuem para o aumento da cor verdadeira são o ferro e a matéria orgânica, com o último sendo a principal causa. Tendo a maior concentração da matéria orgânica, o efluente da coluna 2 mostra teor muito elevado da cor, em comparação com os das outras colunas, como pode ser constatado na Figura 7.4. A remoção da cor ocorreu em colunas nas quais os óxidos e hidróxidos de alumínio e ferro sofreram menos recobrimento por matéria orgânica. Os óxidos e hidróxidos de alumínio e ferro têm carga negativa, o que possibilita a adsorção da matéria orgânica, a causa da cor verdadeira. A matéria orgânica de solo possui a mesma carga elétrica (negativa) que a da matéria orgânica do esgoto, o que causa repulsão entre estes, facilitando a sua lixiviação durante a infiltração. A parte da cor relacionada à turbidez (cor aparente) é removida pela retenção física. Embora as últimas colunas de ensaio removam a cor, o infiltrado não atende à Portaria MS 518/2004, conforme a comparação feita em relação ao padrão da potabilidade e ilustrada na Tabela 7.11.

A concentração da matéria orgânica, medida pela DBO, DQO, COT, e representada pela DQO na Figura 7.5, varia ao longo de cada ciclo de ensaio. A razão entre DQO e DBO é alta, o que mostra que a maior parte da matéria orgânica está em forma solúvel e é de difícil degradação. Os mecanismos de remoção de matéria orgânica são biodegradação e adsorção, sendo o último, o mecanismo principal. O mesmo princípio usado nas considerações efetuadas sobre a cor se aplica à matéria orgânica.

Não há um valor limite estabelecido para a matéria orgânica. No entanto, a matéria orgânica está, indiretamente, restringida pela Portaria MS 518/2004, que estabelece a concentração limite de cor aparente em 15 mg Pt/L.

Os microrganismos, medidos através de coliformes totais, fazem parte de sólidos em suspensão (SST), os quais são, geralmente removidos fisicamente, pela camada biológica chamada *Schmutzdecke*. Entretanto, os microrganismos (bactérias) possuem carga elétrica, da mesma polaridade da matéria orgânica de

solo. Isso faz com que ocorra a repulsão e maior lixiviação de microrganismos pela camada de matéria orgânica. Por outro lado, a remoção de microrganismos ocorreu em camadas de solo com menor cobertura de matéria orgânica, onde estes são adsorvidos pelos óxidos e hidróxidos de alumínio e ferro.

Segundo Evangelou (1998), Os hidróxidos de alumínio têm seu ponto de carga zero em pH 6,5 enquanto a dos óxidos de ferro ocorre no entorno de 8,5. Portanto, na faixa dos valores citados de pH, a carga elétrica dos óxidos e hidróxidos de alumínio e ferro é positiva. Por essa razão, os microrganismos são removidos nas colunas 4, 5, 6 conforme mostrado pelos dois primeiros ensaios. Entretanto, nos dois últimos ensaios, as mesmas colunas apresentaram aumento na concentração de microrganismos (coliformes totais), que pode ser atribuído ao processo de desorção.

Em comparação com o padrão de potabilidade, o infiltrado ou água recuperada não atende à Portaria MS 518/2004, que estabelece ausência total de coliformes totais.(Tabela 7.11).

O solo do aeroporto apresenta elevada concentração de alumínio, principalmente na segunda camada, o que resulta em teor elevado de alumínio no infiltrado de colunas 2 e 3 (Figura 7.7). A concentração de alumínio da camada representada pela coluna 2 está acima da concentração de equilíbrio de adsorção, e é por isso que as espécies remanescentes são lixiviadas durante o processo de infiltração. Dentro da faixa de pH (5,5 a 7,5) medido durante o ensaio de coluna, as principais espécies solúveis de alumínio são $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{+4}$ e Al^{+3} . Estas espécies são, portanto, lixiviadas do solo. A redução de alumínio que ocorreu nas colunas 4, 5, e 6 é atribuída ao menor volume do esgoto infiltrado em comparação com as colunas 1, 2, e 3.

A aplicação da Equação (7.1) para calcular a concentração final (C_F) de alumínio (Tabela 7.11) mostra que a concentração de alumínio no infiltrado é maior que o limite permitido pela Portaria MS 518/2004.

Outra variável avaliada e ilustrada na Figura 7.8 é o cloreto. O cloreto é um dos anions que geram maiores preocupações em razão da sua mobilidade no solo. Nos dois primeiros ensaios, houve a remoção de cloreto, especialmente, pelas colunas 4, 5, e 6. Por ser um anion, a remoção de cloreto é atribuída à adsorção em óxidos e hidróxidos de alumínio e ferro para formar cloreto de alumínio (AlCl_3) e cloreto de ferro (FeCl_3). Embora tivesse maior concentração de alumínio, a remoção de cloreto pelas colunas 1, 2, e 3 é menor por causa da concentração elevada de matéria

orgânica que encobre a maior parte dos óxidos e hidróxidos de alumínio e ferro com potencial para remover cloretos. A remoção de cloreto poderá também ser atribuída à formação de cloreto de sódio (NaCl). Entretanto, não houve aumento da concentração de sódio total (Figura 7.10) e nem de SDT (Figura 7.13) no período correspondente. Isso mostra que o principal mecanismo de remoção de cloreto foi por adsorção, o que contribui para o aumento de alumínio total (Figura 7.7) e ferro total (Figura 7.9) relatado no período correspondente.

No terceiro ensaio, houve adsorção de cloreto embora a taxas menores do que nos dois primeiros ensaios. Os dados do terceiro ensaio (Figura 7.8) mostram que ocorreu aumento de cloreto no infiltrado, o que indica a ocorrência de desorção.

Embora tenha ocorrido desorção de cloreto durante o último ensaio, a concentração final dessa variável no infiltrado é menor que o limite estabelecido pela Portaria MS 518/2004, como mostra a Tabela 7.11.

A variação das concentrações de ferro é similar à que ocorre com o alumínio, embora a concentração de ferro no solo seja bem menor que a de alumínio. A elevada concentração de ferro no infiltrado em relação ao esgoto afluyente é resultado da lixiviação das camadas de solo, que possuem alto teor de ferro (Tabela 7.1 e Figura 7.9). Como ocorreu com o alumínio, o ferro dispõe de espécies hidrolisadas. As espécies hidrolisadas são adsorvidas em matéria orgânica até atingir a condição de equilíbrio. As espécies remanescentes do processo de adsorção são lixiviadas durante a infiltração através das colunas de ensaio. O ferro também forma compostos químicos com nitrato, cloreto, e sulfato.

Entretanto, a concentração final de ferro no filtrado desta etapa está abaixo do limite permitido pela Portaria MS 518/2004 (Tabela 7.11).

O sódio é removido por adsorção em matéria orgânica presente no solo. A remoção também poderá ocorrer por reação com cloreto para formar NaCl. No último ensaio, a remoção de sódio continuou ocorrendo, porém, em taxa mais baixa. O comportamento do sódio durante o ensaio de primeira etapa é mostrado na Figura 7.10. A remoção significativa de sódio faz com que a concentração final deste elemento fique menor do que o limite estabelecido pela Portaria MS 518/2004 (Tabela 7.11).

O comportamento de série nitrogenada será analisado em conjunto, considerando cada uma de suas formas. A amônia (Figura 7.11), a fração albuminóide (Figura 7.12), e o nitrato (Figura 7.13) foram removidos, sendo a

remoção de albuminóide mais consistente em todos os quatro ensaios. A remoção de nitrogênio albuminóide pode ser atribuída à presença de cargas negativas e positivas de amino ácidos do tipo alfa. Como possui cargas negativa e positiva, os amino-ácidos são removidos tanto pela matéria orgânica como pelos óxidos e hidróxidos de alumínio e ferro.

Nos dois primeiros ensaios, a remoção de amônia (Figura 7.11) e de nitrato (Figura 7.13) foram acentuados, embora em colunas diferentes. A remoção de amônia é atribuída à sua adsorção à matéria orgânica até atingir o equilíbrio, enquanto o nitrato é adsorvido em óxidos e hidróxidos de alumínio e ferro. Outro mecanismo de remoção de amônia, dentro das faixas de pH que ocorrem nas colunas, é a nitrificação, no início de cada ensaio, quando há disponibilidade de oxigênio livre. O crescimento das concentrações de amônia e nitrato no último ensaio indica que ocorre desorção ao longo das colunas. A remoção de nitrato é também relacionada ao processo de desnitrificação. Durante o ensaio de colunas desta etapa, as amostras de solo foram saturadas e submetidas à carga de esgoto por longo período de tempo (acima de 12 horas), o que tornou o sistema anóxico e posteriormente, anaeróbico.

Segundo Sposito (2008), as concentrações de oxigênio à profundidade de 20 cm abaixo da superfície de solo inundado com água, podem chegar a zero após 2 horas do início da recarga, tornando o sistema anóxico, ocorrendo a redução das concentrações de nitrato (NO_3^-), e, posteriormente de ferro (Fe^{+3}), e, finalmente, de enxofre (S).

Na ausência de oxigênio, as bactérias usam nitrato, ferro, e o enxofre como aceptores de elétrons, e dessa forma, reduzindo-os. O nitrato é reduzido em nitrito e, posteriormente, em nitrogênio gasoso (N_2), que é liberado para a atmosfera.

A remoção de nitrogênio, em suas varias formas, até 3 metros de profundidade de solo é significativa. Embora o nitrogênio albuminóide não esteja regulamentado, as concentrações finais de amônia e nitrato são menores que os limites da Portaria MS 518/2004, como pode ser constatado na Tabela 7.11.

A remoção dos sólidos dissolvidos totais (SDT) é mostrada na Figura 7.14. Ocorreu remoção durante os quatro ensaios, embora a taxa de remoção do último tenha sido menor. A Figura 7.14 mostra que o solo é eficiente na remoção de poluentes dissolvidos em esgoto. A concentração final de SDT no infiltrado se mostrou abaixo do limite da Portaria MS 518/2004, como é indicado na Tabela 7.11.

O comportamento de sólidos em suspensão (Figura 7.15) segue o mesmo comportamento da cor. A lixiviação da cor das amostras de solo ocorreu durante todo o período de ensaio, com a cor oriunda da camada de matéria orgânica sendo a mais intensa. Como foi exposto anteriormente, a cor é composta de sólidos em suspensão (cor aparente) e sólidos dissolvidos (cor verdadeira). Os sólidos suspensos (SST) são removidos por retenção física.

Não há limite estabelecido pela Portaria MS 518/2004 para SST, porém, turbidez, outra variável que mede a concentração de cor aparente, tem seu limite estabelecido em 1 NTU. Em comparação com a Portaria MS 518/2004, a concentração de turbidez é maior que o limite permitido, conforme mostrado na Tabela 7.11.

O resultado da primeira etapa mostra que até 3 metros de profundidade, a remoção de algumas variáveis atinge o nível de potabilidade enquanto outras variáveis, não. Entretanto, a baixa permeabilidade causada pela concentração elevada de matéria orgânica inviabilizou o aproveitamento das amostras de solo, referentes às camadas 1 e 2, em outros estágios de ensaio. Em razão dessa deficiência, as amostras de solo da primeira etapa foram substituídas pelas amostras de solo oriundas da segunda coleta, dando origem aos trabalhos da segunda etapa da pesquisa.

7.3.2 Segunda etapa

Nesta etapa foram realizados quatro ciclos de ensaio, sendo utilizados 500 litros de esgoto em cada ciclo de ensaio. As características hidráulicas verificadas na segunda etapa foram a taxa de aplicação hidráulica e a capacidade de infiltração. A qualidade do esgoto foi também verificada em amostras coletadas da segunda lagoa de retenção, e no infiltrado de cada coluna de ensaio. As variáveis analisadas foram: matéria orgânica (DBO, DQO), cloreto (Cl^-), cor, série nitrogenada, metais pesados, sólidos suspensos (SST), turbidez, sólidos dissolvidos totais (SDT), pH, coliformes totais, e compostos orgânicos voláteis. Os resultados obtidos são apresentados em seguida.

7.3.2.1 Características hidráulicas das colunas

As Figuras 7.16 a 7.19 mostram os resultados da capacidade de infiltração referentes à primeira coluna de ensaio (coluna 3). Cada curva da capacidade de infiltração medida foi posteriormente ajustada à equação de infiltração Horton. As duas curvas que mostram os valores medidos e ajustados são mostradas nas legendas de cada figura como medida e ajustada, respectivamente. As amostras de solo de colunas 3 e 4 são classificadas como argilosa. A capacidade de infiltração do primeiro ensaio tem a taxa de decaimento mais acentuada do que dos outros ensaios, o que demonstra o efeito do acúmulo de sólidos na superfície da coluna 3, em função de tempo de ensaio.

Entretanto, embora cada curva da capacidade de infiltração medida tivesse uma boa correlação com a curva ajustada, nenhuma das curvas tem sua capacidade mínima (f_c) de infiltração bem definida, ou seja, não chegaram a atingir condições de equilíbrio. Essa condição é devida ao fato de que solos argilosos necessitam maior tempo de saturação do que o período de 12 horas dedicado a cada ciclo de ensaio.

Tabela 7.12 – Características hidráulicas da amostra do solo da terceira coluna da segunda etapa (ensaio nº 1)

Altura da coluna (m)	Área superficial (m ²)	Material de enchimento	Espessura do enchimento (m)	Duração de ensaio (h)	Volume de esgoto filtrado (m ³)	Taxa de aplicação hidráulica (m ³ .m ⁻² .h ⁻¹)
1,5	0,071	Solo argiloso	0,50	9	0,260	0,40

Ciclo	Tempo decorrido (min)	Tempo decorrido (h)	Tempo acumulado (h)	Carga inicial (cm)	Carga final (cm)	Carga filtrada (cm)	Capacidade de infiltração (cm/h)
1	9	0,15	0,15	100	80	20	133,33
2	16	0,12	0,27	100	80	40	148,15
3	25	0,15	0,42	100	80	60	142,86
4	51	0,43	0,85	100	80	80	94,12
5	66	0,25	1,10	100	80	100	90,91
6	81	0,25	1,35	100	80	120	88,89
7	96	0,25	1,6	100	80	140	87,5
8	112	0,27	1,87	100	80	160	85,56
9	137	0,41	2,28	100	80	180	78,95
10	165	0,47	2,75	100	80	200	72,73
11	189	0,4	3,15	100	80	220	69,84
12	229	0,67	3,82	100	80	240	62,83
13	262	0,55	4,37	100	80	260	59,5

Tabela 7.12 – Características hidráulicas da amostra do solo da terceira coluna da segunda etapa (ensaio nº 1 – continuação)

Ciclo	Tempo decorrido (min.)	Tempo decorrido (h)	Tempo acumulado (h)	Carga inicial (cm)	Carga final (cm)	Carga filtrada (cm)	Capacidade de infiltração (cm/h)
14	305	0,71	5,08	100	80	280	55,12
15	354	0,82	5,9	100	80	300	50,85
16	411	0,95	6,85	100	80	320	46,72
17	463	0,87	7,72	100	80	340	44,04
18	526	1,05	8,77	100	80	360	41,05

Figura 7.16 – Capacidade de infiltração da amostra do solo referente ao primeiro ensaio da segunda etapa.

Tabela 7.13 – Características hidráulicas da amostra do solo da terceira coluna da segunda etapa (ensaio nº 2)

Altura da coluna (m)	Área superficial (m ²)	Material de enchimento	Espessura do enchimento (m)	Duração de ensaio (h)	Volume de esgoto filtrado (m ³)	Taxa de aplicação hidráulica (m ³ .m ⁻² .h ⁻¹)
1,5	0,071	Solo argiloso	0,50	4,5	0,20	0,6

Ciclo	Tempo decorrido (min.)	Tempo decorrido (h)	Tempo acumulado (h)	Carga inicial (cm)	Carga final (cm)	Carga filtrada (cm)	Capacidade de infiltração (cm/h)
1	17	0,28	0,28	100	80	20	71,43
2	25	0,14	0,42	100	80	40	95,24
3	40	0,25	0,67	100	80	60	89,55
4	66	0,43	1,1	100	80	80	72,73
5	82	0,27	1,37	100	80	100	73
6	99	0,28	1,65	100	80	120	72,73
7	121	0,37	2,02	100	80	140	69,31
8	143	0,36	2,38	100	80	160	67,23
9	164	0,35	2,73	100	80	180	65,93
10	189	0,42	3,15	100	80	200	63,49
11	204	0,25	3,4	100	80	220	64,71
12	217	0,22	3,62	100	80	240	66,30
13	229	0,20	3,82	100	80	260	68,06

Fig. 7.17 – Curvas de capacidade de infiltração do segundo ensaio da segunda etapa.

Tabela 7.14 – Características hidráulicas da amostra do solo da terceira coluna da segunda etapa (ensaio nº 3)

Altura da coluna (m)	Área superficial (m ²)	Material de enchimento	Espessura do enchimento (m)	Duração de ensaio (h)	Volume de esgoto filtrado (m ³)	Taxa de aplicação hidráulica (m ³ .m ⁻² .h ⁻¹)
1,5	0,071	Solo argiloso	0,50	8	0,160	0,28

Ciclo	Tempo decorrido (min.)	Tempo decorrido (h)	Tempo acumulado (h)	Carga inicial (cm)	Carga final (cm)	Carga filtrada (cm)	Capacidade de infiltração (cm/h)
1	28	0,47	0,47	100	80	20	42,55
2	48	0,33	0,8	100	80	40	50
3	85	0,62	1,42	100	80	60	42,25
4	123	0,63	2,05	100	80	80	39,02
5	163	0,67	2,72	100	80	100	36,77
6	205	0,7	3,42	100	80	120	35,09
7	246	0,68	4,1	100	80	140	34,15
8	288	0,7	4,8	100	80	160	33,33
9	335	0,78	5,58	100	80	180	32,26
10	366	0,52	6,1	100	80	200	32,79
11	436	1,17	7,27	100	80	220	30,26

Fig. 7.18 - Variação da capacidade de infiltração durante o terceiro ensaio da segunda etapa.

Tabela 7.15 – Características hidráulicas da amostra do solo da terceira coluna da segunda etapa (ensaio nº 4).

Altura da coluna (m)	Área (m ²)	Textura de solo	Espessura da amostra (m)	Duração de ensaio (h)	Volume de esgoto filtrado (m ³)	Taxa hidráulica (m ³ .m ⁻² .h ⁻¹)
1,5	0,071	argila	0,50	6	0,175	0,41

Ciclo	Tempo decorrido (min.)	Tempo decorrido (h)	Tempo acumulad o (h)	Carga inicial de esgoto (cm)	Carga final de esgoto (cm)	Carga filtrado (cm)	Carga recuperada após infiltração (cm)	Capacidade de infiltração (cm/h.)	Capacidade de recuperação de esgoto filtrado (cm/h)
1	19	0,32	0,32	100	80	20	19,44	62,5	60,75
2	41	0,36	0,68	100	80	40	38,74	58,82	56,97
3	62	0,35	1,03	100	80	60	58,32	58,25	56,62
4	87	0,42	1,45	100	80	80	77,76	55,17	53,63
5	112	0,42	1,87	100	80	100	96,92	53,48	51,83
6	141	0,48	2,35	100	80	120	116,22	51,06	49,46
7	163	0,37	2,72	100	80	140	135,8	51,47	49,93
8	183	0,33	3,05	100	80	160	154,96	52,46	50,81
9	212	0,48	3,53	100	80	180	174,68	51	49,48
10	245	0,55	4,08	100	80	200	193,84	49,02	47,51
11	282	0,62	4,7	100	80	220	213	46,81	43,32
12	339	0,95	5,65	100	80	240	232,44	42,48	41,14

Fig. 7.19 - Variação da capacidade de infiltração e da recuperação do esgoto infiltrado durante o quarto ensaio da segunda etapa.

Em razão do curto período de tempo disponível para esta pesquisa, não foi possível atingir condições de equilíbrio durante os ensaios de coluna. Nesse sentido, foi assumido que a capacidade de infiltração e a condutividade hidráulica fossem obtidas na fase seguinte dos trabalhos, correspondente aos ensaios de campo.

7.3.2.2 Qualidade do infiltrado das colunas de ensaio

A qualidade do infiltrado de cada ensaio é relatada pelas Tabelas 7.16 a 7.19. Os mecanismos de remoção de poluentes pelo solo são os mesmos apresentados na primeira etapa. Uma análise do resultado mostra que os compostos inorgânicos constatados na primeira etapa, e que têm suas concentrações abaixo do nível de quantificação, continuam apresentando as mesmas concentrações na segunda etapa. Estes são cádmio, cobre, cromo, mercúrio, níquel e zinco.

Houve pouca variação do pH no primeiro, no terceiro e no quarto ensaios enquanto que, no segundo ocorreu decréscimo do pH de pH 8,4 para pH 6,4. A redução do pH pode ser relacionada ao volume do esgoto filtrado pela última coluna, que foi geralmente menor que aquele filtrado pela primeira coluna de ensaio, o que implica no menor volume de equalização da acidez da água do solo. O valor elevado do pH (pH= 9,8) do esgoto da segunda lagoa de retenção, constatado no quarto ensaio é atribuído ao crescimento excessivo de algas, devido, provavelmente ao aumento da temperatura do esgoto (Tabela 7.19).

A concentração da cor do infiltrado das colunas de ensaio foi bastante elevada, o que indica a lixiviação da matéria orgânica, além dos óxidos e hidróxidos de alumínio e ferro que predominam nas camadas 3 e 4. A remoção da cor é também prejudicada pelo fato de que foram utilizadas menos colunas de ensaio do que na primeira etapa. Há expectativa favorável de que a cor possa ser reduzida com a introdução dos processos de coagulação/floculação/sedimentação, que será objeto da quarta etapa da pesquisa.

Tabela 7.16 – Concentrações remanescentes de poluentes em relação à profundidade de solo da segunda etapa (ensaio nº 1)

Variável	Unidade	Esgoto secundário (lagoa 2)	Profundidade a partir da superfície de solo					
			2m - 2,5 m Solo argiloso (coluna 3)	2,5 m - 3 m Solo argiloso (coluna 4)	3m - 3,50 m franco- argiloarenosa (coluna 5)	3,5 m - 4 m franco- argiloarenosa (coluna 6)		
pH	--	7,6	8,16	7,91	7,7	7,54		
Cor	mg Pt/L	214	322	$2,5 \times 10^3$	$3,63 \times 10^3$	$7,68 \times 10^3$		
DBO	mg/L	14	4	n.d	n.d	9		
COT	mg/L	7,7	7,8	8	7,2	11		
DQO	mg/L	106	78	97	103	127		
Coliformes totais	NMP/100 mL	$5,4 \times 10^4$	$1,6 \times 10^5$	$1,6 \times 10^5$	$5,4 \times 10^4$	$1,6 \times 10^5$		
Alumínio	mg/L	0,3	1,4	15,5	21,9	26		
Cádmio	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01		
Cloreto	mg/L	2,5	40,8	40,8	41,3	39,3		
Cobre total	mg/L	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05		
Cromo total	mg/L	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05		
Ferro total	mg/L	0,19	0,33	2,87	2,4	2,21		
Mercúrio total	mg/L	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002		
Níquel total	mg/l	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05		
Sódio total	mg/L	34	35,8	37,2	36,9	30		

Tabela 7.16 - Concentrações remanescentes de poluentes em relação à profundidade de solo da segunda etapa (ensaio nº 1 - continuação)

Variável	Unidade	Esgoto secundário (lagoa 2)	Profundidade a partir da superfície de solo					
			2 m - 2,5 m argila (coluna 3)	2,5 m - 3 m argila (coluna 4)	3 m - 3,5 m franco- argiloarenosa (coluna 5)	3,5 m - 4 m franco- argiloarenosa (coluna 6)		
Zinco total	mg/L	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,06	0,06		
Clorofórmio	µg/L	5,5	5,8	5,4	n.d	n.d.		
N - albuminóide	mg/l	1	0,7	0,6	0,7	0,7		
N –NH ₄ ⁺	mg/L	0,5	0,5	0,5	0,6	0,5		
N – NO ₃ ⁻	mg/L	0,41	2,44	2,74	2,74	2,62		
N-NO ₂ ⁻	mg/L	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		
N-Orig.	mg/L	2,8	1,9	2	2,1	1,8		
SDT	mg/L	265	219	213	202	194		
SST	mg/L	14	34	146	255	505		
Turbidez	NTU	27	40	308	440	1,08x10 ³		
Temperatura de esgoto	°C	20	20	20	20	20		
Temperatura do ar	°C	22	22	22	22	22		

*n.d – abaixo de nível de detecção.

Tabela 7.17 – Concentrações remanescentes de poluentes em relação à profundidade de solo da segunda etapa (ensaio nº 2)

Profundidade a partir da superfície de solo						
Variável	Unidade	Esgoto secundário (lagoa 2)	2m - 2,5 m argila (coluna 1)	2,5 m - 3 m argila (coluna 2)	3m - 3,50 m franco-argiloarenosa (coluna 3)	3,5 m - 4 m franco-argiloarenosa (coluna 4)
pH	--	8,41	7,58	7,17	6,7	6,42
Cor	mg Pt/L	357	1,27x10 ³	3,16x10 ³	3,94x10 ³	7,06x10 ³
DBO	mg/L	11	10	n.d	n.d	n.d
COT	mg/L	8,6	11	13	8,5	9,4
DQO	mg/L	105	187	99	98	102
Coliformes termotolerantes	NMP/100 mL	ausentes	ausentes	ausentes	ausentes	7,82x10 ²
Coliformes totais	NMP/100 mL	4,6x10 ³	5,4x10 ⁴	9,2x10 ⁴	1,6x10 ⁴	1,6x10 ⁵
Alumínio	mg/L	0,8	7,4	19,7	39,9	62,6
Cádmio	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Cloreto	mg/L	44	44	45	44	43
Cobre total	mg/L	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Cromo total	mg/L	< 0,005	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Ferro total	mg/L	0,42	0,88	2,1	3,4	3,77
Mercurio total	mg/L	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002

Tabela 7.17 - Concentrações remanescentes de poluentes em relação à profundidade de solo da segunda etapa (ensaio nº 2 - Continuação).

Variável	Unidade	Esgoto secundário (lagoa 2)	Profundidade a partir da superfície de solo			
			2 m - 2,5 m argila (coluna 1)	2,5 m - 3 m argila (coluna 2)	3 m - 3,5 m franco- argiloarenosa (coluna 3)	3,5 m - 4 m franco- argiloarenosa (coluna 4)
Níquel total	mg/l	< 0,005	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Sódio total	mg/L	45	44,8	44,1	43,5	43,6
Zinco total	mg/L	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,06	0,06
Clorofórmio	µg/L	5,5	5,8	5,4	n.d	n.d.
N - albuminóide	mg/l	2,7	1,6	1,5	1,6	1,7
N -NH ₄ ⁺	mg/L	0,4	0,2	0,2	0,4	0,7
N - NO ₃ ⁻	mg/L	2,6	2,5	2,5	2,5	2,4
N-NO ₂	mg/L	0,29	0,29	0,27	0,29	0,25
N-Org.	mg/L	4,9	3,1	3,26	3,1	3,4
SDT	mg/L	245	236	226	212	194
SST	mg/L	36	117	348	460	953
Turbidez	NTU	47	160	400	595	1,3x10 ³

*n.d – abaixo de nível de detecção.

Tabela 7.18 – Concentrações remanescentes de poluentes em função de profundidade de solo da segunda etapa (ensaio nº 3)

Variável	Unidade	Esgoto secundário (lagoa 2)	Profundidades de solo a partir de superfície					
			2 m - 2,50 m argila (coluna 3)	2,5 m - 3 m argila (coluna 4)	3 m - 3,5 m franco- argiloarenosa (coluna 5)	3,5 m - 4 m franco- argiloarenosa (coluna 6)		
pH	--	7,76	7,41	7,26	7,08	6,58		
Cor	mg Pt/L	236	375	696	1,78x10 ³	1,06x10 ⁴		
Cloreto	mg/L	42	40	41	41	42		
Coliformes totais	NMP/100 mL	2x10 ³	2,3x10 ⁴	1,7x10 ⁴	1,3x10 ⁵	3,5x10 ⁵		
DBO	mg/L	50	49	59	59	50		
DQO	mg/L	605	573	637	652	651		
N – NO ₃ ⁻	mg/L	1,46	1,4	1,45	1,85	2,06		
SDT	mg/L	251	255	245	237	220		
SST	mg/L	16	22	47	150	1,55x10 ³		
Temperatura de esgoto	°C	20	20	19	19	19		
Temperatura do ar	°C	23	23	23	23	23		

Tabela 7.19 – Concentrações remanescentes de poluentes em relação à profundidade de solo da segunda etapa (ensaio nº 4)

Variável	Unidade	Esgoto secundário (lagoa 2)	Profundidades de solo a partir da superfície					
			2 m - 2,50 m argila (coluna 3)	2,5 m - 3 m argila (coluna 4)	3 m - 3,5 m franco- argiloarenosa (coluna 5)	3,5 m – 4 m franco- argiloarenosa (coluna 6)		
pH	--	9,80	7,58	7,45	7,42	7,2		
Cor	mg Pt/L	634	1,02x10 ³	914	1,14x10 ³	2,38x10 ³		
Cloreto	mg/L	41	39	40	39	40		
Coliformes totais	NMP/100 mL	>23	>23	>23	>23	>23		
DBO	mg/L	16	6	5	5	4		
DQO	mg/L	95	55	50	44	46		
N – NO ₃ ⁻	mg/L	0,53	0,76	1,07	1,51	1,61		
SDT	mg/L	263	254	252	247	238		
SST	mg/L	50	94	53	68	165		
Temperatura de esgoto	°C	27	22	22	22	21		
Temperatura do ar	°C	27	27	27	27	27

Fig. 7.20 – Variações de alumínio e ferro durante a segunda etapa.

Fig. 7.21 – Remoção de cloreto pelo conjunto de colunas da segunda etapa

Fig. 7.22 – Variação de nitrato durante a segunda etapa

Fig. 7.23 – Comportamento de SDT durante a segunda etapa.

Como foi comentado na primeira etapa em relação à matéria orgânica, a razão de DQO para DBO continua sendo maior que 3, o que indica a presença de matéria orgânica de difícil degradação. A relação entre os dois parâmetros é ainda muito maior no terceiro ensaio, o que pode ser relacionada à entrada repentina de compostos orgânicos na ETE do aeroporto. A remoção de matéria orgânica dissolvida (DQO) é baixa. Isso se deve à baixa capacidade de troca iônica de argilominerais do tipo óxidos e hidróxidos de alumínio e ferro.

A concentração de microrganismos, representados pelos coliformes totais, no infiltrado da coluna 6 é maior que no esgoto afluyente, mostrando a lixiviação de microrganismos de solo.

A concentração de alumínio e de ferro no infiltrado é maior que no esgoto afluyente, indicando a lixiviação destes compostos químicos de solo, como ocorreu na primeira etapa. No entanto, na faixa do pH em que as colunas foram operadas, uma parte de espécies hidrolisadas de alumínio e ferro é relativa às que possuem carga negativa $[Al(OH)_4]^{-1}$. Isso reflete na baixa remoção ou aumento de cloreto e nitrato por processo de desorção, como pode ser ilustrada pela Figura 7.20 a Figura 7.22. Por outro lado, houve a diminuição da concentração de sólidos dissolvidos totais (SDT) no filtrado das colunas de ensaio (Figura 7.23).

A concentração final de cada variável do infiltrado produzido na segunda etapa é comparada com a Portaria MS 518/2004 e mostrada na Tabela 7.20.

Tabela 7.20 - Qualidade de água produzida na segunda etapa comparada à Portaria MS 518/2004.

Variável	Ensaio nº 1 (coluna 6)	Ensaio nº 2 (coluna 6)	Ensaio nº 3 (coluna 6)	Ensaio nº 4 (coluna 6)	Concentração média remanescente	Portaria MS518/2004
pH	7,54	6,42	6,58	7,2	6,67	6-9,5
Cor	$7,68 \times 10^3$	$7,6 \times 10^3$	$1,06 \times 10^3$	$2,38 \times 10^3$	5×10^3	15
Coliformes totais	$1,6 \times 10^5$	$1,6 \times 10^5$	$3,5 \times 10^5$	23	2×10^5	ausentes
Cloreto	39,3	43	42	40	41	250
NH_4^+	0,5	0,7	--	--	0,6	1,5
$\text{N} - \text{NO}_3^-$	2,62	2,4	2,06	1,61	2,2	10
NO_2^-	0,01	0,25	--	--	0,17	1
SDT	194	194	220	238	209	1.000
SST	505	953	$1,55 \times 10^3$	165	753	--
Turbidez	$1,8 \times 10^3$	$1,3 \times 10^3$	--	--	$1,5 \times 10^3$	1
Alumínio	26	62,6	--	--	42	0,2
Ferro	2,21	3,77	--	--	2,9	0,3
Sódio	30	43,6	--	--	36	200

Algumas variáveis listadas na Tabela 7.20 e que estão abaixo dos limites da Portaria 518/2004 são pH, cloreto, amônia, nitrato, nitrito, sólidos dissolvidos totais, sódio, além dos compostos inorgânicos (cádmio, cobre, mercúrio, níquel, zinco, cromo) que estão no limite da quantificação. As outras variáveis que não são citadas estão acima dos limites da Portaria MS 518/2004, o que indica a necessidade de se pré-tratar o esgoto do aeroporto antes de efetuar a recarga de aquífero.

Outra possibilidade verificada foi de preencher as duas camadas de solo da primeira etapa com areia grossa, o que será objeto da terceira etapa.

7.3.3 Terceira etapa

Na terceira etapa, foram verificadas as características hidráulicas de um tipo de areia grossa e de sua capacidade em melhorar a capacidade das colunas em remover os poluentes que vêm sendo estudados. As características hidráulicas verificadas foram: capacidade de infiltração, condutividade hidráulica e taxa de aplicação hidráulica. As variáveis monitoradas foram: pH, cor, cloreto, coliformes totais, DBO, DQO, nitrato, SDT e SST. Os resultados obtidos são apresentados em seguida.

7.3.3.1 Características hidráulicas

As características hidráulicas foram determinadas através de cinco ensaios efetuados nesta etapa. Todos os ensaios foram efetuados com o mesmo tipo de areia. Porém, no último ensaio a camada superficial (5 cm) da areia foi removida e substituída com areia nova. Os resultados obtidos são apresentados nas Tabelas 7.21 a 7.25, e ilustrados pelas Figuras 7.24 a 7.28.

A capacidade mínima de infiltração da areia da primeira coluna varia de 118 cm/h no primeiro ensaio para 38 cm/h no último ensaio. No mesmo período, a condutividade hidráulica decresceu de 58 cm/h para 17 cm/h. O declínio dessas taxas hidráulicas refletiu na taxa de aplicação hidráulica que diminuiu de $1,5 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$ para $0,47 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$.

A redução da taxa hidráulica é relacionada ao entupimento de poros por sólidos provenientes do esgoto secundário do aeroporto.

Em razão da ocorrência de colmatção do solo, procedeu-se à substituição da camada superficial de solo após a realização de quatro ensaios. Os dados obtidos, relatados na Figura 7.28, mostram que a capacidade mínima de infiltração aumentou para 180 cm/h em comparação com 118 cm/h, o valor que foi obtido do primeiro ensaio. Da mesma forma, houve aumento da taxa de aplicação hidráulica que subiu de $1,5 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$ para $2,6 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$, demonstrando a importância desta prática na recarga de aquíferos.

Tabela 7.21 - Características hidráulicas da areia da primeira coluna da terceira etapa (ensaio nº 1)

Altura (m)	Área superficial (m ²)	Material de enchimento	Duração total de ensaio (h)	Volume de esgoto filtrado (m ³)	Taxa de aplicação (m ³ .m ⁻² .h ⁻¹)
2	0,071	1 m de areia grossa	3	0,320	1,5

Ciclo	Tempo decorrido (min.)	Tempo decorrido (h)	Tempo acumulado (h)	Carga inicial de esgoto (cm)	Carga final de esgoto (cm)	Carga do esgoto filtrado (cm)	Capacidade de infiltração (cm/h)	Condutividade hidráulica (cm/h)
1	6	0,1	0,1	100	80	20	200	105,36
2	7	0,12	0,22	100	80	40	181,82	87,80
3	8	0,13	0,35	100	80	60	171,43	81,05
4	12	0,20	0,55	100	80	80	145,46	52,68
5	10	0,17	0,72	100	80	100	138,89	61,98
6	11	0,18	0,90	100	80	120	133,33	58,53
7	12	0,20	1,1	100	80	140	127,27	52,68
8	11	0,18	1,28	100	80	160	125	58,53
9	11	0,18	1,46	100	80	180	123,29	58,53
10	12	0,20	1,66	100	80	200	120,48	52,68
11	11	0,18	1,84	100	80	220	119,57	58,53
12	11	0,18	2,02	100	80	240	118,81	58,53

Fig. 7.24 – Curvas de capacidade de infiltração e de condutividade hidráulica da primeira coluna da terceira etapa.

Tabela 7.22 - Características hidráulicas da areia da primeira coluna da terceira etapa (ensaio nº 2)

Altura (m)	Área superficial (m ²)	Material de enchimento	Duração total de ensaio (h)	Volume de esgoto filtrado (m ³)	Taxa de aplicação (m ³ .m ⁻² .h ⁻¹)
2	0,071	areia grossa	7,5	0,350	0,66

Ciclo	Tempo decorrido (min.)	Tempo decorrido (h)	Tempo acumulado (h)	Carga inicial de esgoto (cm)	Carga final de esgoto (cm)	Carga do esgoto infiltrado (cm)	Capacidade de infiltração (cm/h)	Condutividade hidráulica (cm/h)
1	6	0,1	0,1	100	80	20	200	105,36
2	13	0,22	0,32	100	80	40	125	47,89
3	24	0,4	0,72	100	80	60	83,33	26,34
4	29	0,48	1,2	100	80	80	66,67	21,95
5	31	0,52	1,72	100	80	100	58,14	20,26
6	35	0,58	2,3	100	80	120	52,17	18,17
7	31	0,52	2,82	100	80	140	49,65	20,26
8	31	0,52	3,34	100	80	160	47,90	20,26
9	30	0,50	3,84	100	80	180	46,88	21,07
10	29	0,48	4,32	100	80	200	46,30	21,95
11	28	0,47	4,79	100	80	220	45,93	22,42
12	27	0,45	5,24	100	80	240	45,80	23,41

Tabela 7.22 - Características hidráulicas da areia da primeira coluna da terceira etapa (ensaio nº 2) - continuação

Altura (m)	Área superficial (m ²)	Material de enchimento	Duração total de ensaio (h)	Volume de esgoto filtrado (m ³)	Taxa de aplicação (m ³ .m ⁻² .h ⁻¹)
2	0,071	1 m de areia grossa	12,5	0,350	0,39

Ciclo	Tempo decorrido (min.)	Tempo decorrido (h)	Tempo acumulado (h)	Carga inicial de esgoto (cm)	Carga final de esgoto (cm)	Carga do esgoto infiltrado (cm)	Capacidade de infiltração (cm/h)	Condutividade hidráulica (cm/h)
13	26	0,43	5,67	100	80	260	45,86	24,50
14	28	0,47	6,14	100	80	280	45,60	22,42
15	26	0,43	6,57	100	80	300	45,66	24,50
16	33	0,55	7,12	100	80	320	44,94	19,16

Fig. 25 - Capacidade de infiltração e condutividade hidráulica da areia da primeira coluna da terceira etapa.

Tabela 7.23 - Características hidráulicas da areia da primeira coluna da terceira etapa (ensaio nº 3)

Altura da coluna (m)	Área superficial (m ²)	Material de enchimento	Duração total de ensaio (h)	Volume de esgoto filtrado (m ³)	Taxa de aplicação (m ³ .m ⁻² .h ⁻¹)
2	0,071	1 m de areia grossa	6	0,20	0,47

Ciclo	Tempo decorrido (min.)	Tempo decorrido (h)	Tempo acumulado (h)	Carga inicial de esgoto (cm)	Carga final de esgoto (cm)	Carga do esgoto filtrado (cm)	Capacidade de infiltração (cm/h)	Condutividade hidráulica (cm/h)
1	7	0,12	0,12	100	80	20	166,67	87,80
2	10	0,17	0,29	100	80	40	137,93	61,98
3	20	0,33	0,62	100	80	60	96,77	31,93
4	43	0,72	1,34	100	80	80	59,70	14,63
5	34	0,57	1,91	100	80	100	52,36	18,48
6	44	0,73	2,64	100	80	120	45,46	14,43
7	44	0,73	3,37	100	80	140	41,54	14,43
8	50	0,83	4,2	100	80	160	38,1	12,69
9	50	0,83	5,03	100	80	180	35,79	12,69
10	45	0,75	5,78	100	80	200	34,60	14,05

Tabela 7.24 - Características hidráulicas da areia da primeira coluna da terceira etapa (ensaio nº 4)

Altura da coluna (m)	Área superficial (m ²)	Material de enchimento	Duração total de ensaio (h)	Volume de esgoto filtrado (L)	Taxa de aplicação (m ³ .m ⁻² .h ⁻¹)
2	0,071	1 m de areia grossa	6	240	0,56

Ciclo	Tempo decorrido (min.)	Tempo decorrido (h)	Tempo acumulado (h)	Carga inicial de esgoto (cm)	Carga final de esgoto (cm)	Carga do esgoto filtrado (cm)	Capacidade de infiltração (cm/h)	Condutividade hidráulica (cm/h)
1	18	0,30	0,30	100	80	20	66,67	35,12
2	22	0,37	0,67	100	80	40	59,70	28,48
3	28	0,47	1,14	100	80	60	52,63	22,42
4	32	0,53	1,67	100	80	80	47,90	19,88
5	32	0,53	2,2	100	80	100	45,46	19,88
6	35	0,58	2,78	100	80	120	43,17	18,17
7	32	0,53	3,31	100	80	140	42,30	19,88
8	36	0,60	3,91	100	80	160	40,92	17,56
9	36	0,60	4,51	100	80	180	39,91	17,56
10	38	0,63	5,14	100	80	200	38,91	16,72
11	36	0,60	5,74	100	80	220	38,33	17,56

Fig. 7.27 – Curvas da capacidade de infiltração e de condutividade hidráulica da areia da primeira coluna da terceira etapa.

Tabela 7.25 – Efeito da substituição da camada superficial na caracterização hidráulica da areia da terceira etapa

Altura (m)	Área superficial (m ²)	Material de enchimento	Duração total de ensaio (h)	Volume de esgoto filtrado (m ³)	Taxa de aplicação (m ³ .m ⁻² .h ⁻¹)	Condutividade hidráulica saturada
2	0,071	1 m de areia grossa	2,3	0,420	2,6	16,6 m/d

Ciclo	Tempo decorrido (min.)	Tempo decorrido (h)	Tempo acumulado (h)	Carga inicial de esgoto (cm)	Carga final de esgoto (cm)	Carga do esgoto filtrado (cm)	Capacidade de infiltração (cm/h)
1	4	0,067	0,067	100	80	20	298,51
2	5	0,083	0,15	100	80	40	266,67
3	4	0,067	0,217	100	80	60	274,50
4	6	0,1	0,317	100	80	80	252,37
5	8	0,133	0,45	100	80	100	222,22
6	6	0,1	0,55	100	80	120	218,18
7	7	0,117	0,667	100	80	140	209,90
8	7	0,117	0,784	100	80	160	204,08
9	5	0,083	0,867	100	80	180	207,61
10	5	0,083	0,95	100	80	200	210,53
11	6	0,1	1,05	100	80	220	209,52

Tabela 7.25 – Efeito da substituição da camada superficial na caracterização hidráulica da areia da terceira etapa (continuação)

Altura da coluna (m)	Área superficial (m ²)	Material de enchimento	Duração total de ensaio (h)	Volume de esgoto filtrado (m ³)	Taxa de aplicação (m ³ .m ⁻² .h ⁻¹)
2	0,071	1 m de areia grossa	2,3	0,420	2,6

Ciclo	Tempo decorrido (min.)	Tempo decorrido (h)	Tempo acumulado (h)	Carga inicial de esgoto (cm)	Carga final de esgoto (cm)	Carga do esgoto filtrado (cm)	Capacidade de infiltração (cm/h)
12	6	0,1	1,15	100	80	240	208,70
13	6	0,1	1,25	100	80	260	208
14	7	0,117	1,367	100	80	280	204,83
15	9	0,15	1,517	100	80	300	197,76
16	7	0,117	1,634	100	80	320	195,84
17	8	0,133	1,767	100	80	340	192,42
18	8	0,133	1,90	100	80	360	189,47
19	8	0,133	2,03	100	80	380	187,19
20	7	0,117	2,15	100	80	400	186,05

Fig. 7.28 – Curvas de capacidade de infiltração após substituir a camada superficial da areia da primeira coluna da terceira etapa.

7.3.3.2 Qualidade de água produzida na terceira etapa

A qualidade dos efluentes de cada coluna é apresentada nas Tabelas 7.26 à 7.28. Como pode ser verificado, ao contrário do esperado, ocorre aumento dos valores numéricos das variáveis medidas. A areia adicionada, embora seja constituída por uma camada de 2,5 m, não remove, evidentemente, compostos solúveis e as pequenas espessuras de camadas subjacentes (solo argiloso com 0,50 m e solo argilo-arenoso, também com 0,50m) não têm profundidade suficiente para remover os poluentes presentes.

A qualidade da água produzida na terceira etapa, comparada com a Portaria MS 518/2004, é mostrada na Tabela 7.29. As variáveis que estão acima dos limites da Portaria MS 518/2004 são cor, coliformes totais, e sólidos em suspensão (SST). Os poluentes de maior mobilidade no solo (nitrato, cloreto, SDT), embora estejam abaixo dos limites da Portaria, poderão voltar a ter seus respectivos valores numéricos aumentados ao longo do tempo face à baixa capacidade de remoção do solo.

Tabela 7.26 – Concentrações remanescentes de poluentes em relação à profundidade de solo da terceira etapa (ensaio n° 1)

Variável	Unidade	Esgoto secundário (lagoa 2)	Profundidade a partir da superfície de solo			
			0 - 1m areia grossa (coluna 1)	1 m - 2 m areia grossa (coluna 2)	2 m - 3 m areia grossa + argila (coluna 4)	3 m – 3,5 m franco- argiloarenosa (coluna 6)
pH	--	8,39	8,93	7,59	6,98	6,7
Cor	mg Pt/L	600	150	410	196	357
Cloreto	mg/L	40	41	42	43	44
Coliformes totais	NMP/100 mL	$9,2 \times 10^4$	$1,6 \times 10^5$	$1,6 \times 10^5$	$1,6 \times 10^5$	$1,6 \times 10^5$
DBO	mg/L	19	3	9	8	9
DQO	mg/L	110	38	87	69	99
N – NO ₃ ⁻	mg/L	0,26	0,62	0,71	2,34	3,74
SDT	mg/L	261	326	314	384	541
SST	mg/L	60	17	446	< 10	74
Temperatura do esgoto	°C	22	17	17	17	17
Temperatura do ar	°C	26	19	19	19	19

Tabela 7.27 – Concentrações remanescentes de poluentes em relação à profundidade de solo da terceira etapa (ensaio nº 2)

Variável	Unidade	Esgoto secundário (lagoa 2)	Profundidade de solo a partir de superfície					
			0 m - 1 m areia grossa (coluna 1)	1 m - 2 m areia grossa (coluna 2)	2 m - 3 m Areia grossa + argila (coluna 4)	3 m – 3,5 m franco- argiloarenosa (coluna 6)		
pH	--	7,96	8,39	7,98	8,01	7,63		
Cor	mg Pt/L	530	374	361	368	862		
Cloreto	mg/L	9,8	38,4	32,8	14,2	33,2		
Coliformes totais	NMP/100 mL	$1,6 \times 10^3$	$1,7 \times 10^2$	$5,4 \times 10^2$	$1,6 \times 10^3$	$1,6 \times 10^3$		
DBO	mg/L	10	11	32,8	8	5		
DQO	mg/L	110	77	8	49	57		
N – NO_3^-	mg/L	< 0,1	0,13	56	0,11	0,7		
SDT	mg/L	245	280	265	278	290		
SST	mg/L	47	34	58	40	188		
Temperatura do esgoto	°C	19	19	19	19	19		
Temperatura do ar	°C	24	24	24	24	24		

Tabela 7.28 – Concentrações remanescentes de poluentes em relação à profundidade de solo da terceira etapa (ensaio n° 4)

Profundidade de solo a partir de superfície				
Variável	Unidade	Esgoto secundário (lagoa 2)	0 m - 1 m areia grossa (coluna 1)	3 m – 3,5 m franco-argiloarenosa (coluna 6)
pH	--	6,89	7,6	7,17
Cor	mg Pt/L	206	286	1,96x10 ³
Cloreto	mg/L	31	39	38
Coliformes totais	NMP/100 mL	3,6	3,6	3,6
DBO	mg/L	5	13	5
DQO	mg/L	57	72	81
N – NO ₃ ⁻	mg/L	1,56	2,30	2,01
SDT	mg/L	133	211	270
SST	mg/L	24	19	152
Temperatura do esgoto	°C	19	19	19
Temperatura do ar	°C	19	19	19

Tabela 7.29- Qualidade de água produzida na terceira etapa comparada com Portaria MS 518/2004.

Variável	Ensaio nº 1 (coluna 6)	Ensaio nº 2 (coluna 6)	Ensaio nº 3 (coluna 6)	Concentração média remanescente	Portaria MS 518/2004
pH	6,7	7,63	7,17	7,18	6-9,5
Cor	357	862	$1,96 \times 10^3$	974	15
DQO	99	57	81	78	--
Coliformes totais	$1,6 \times 10^5$	$1,6 \times 10^3$	4	$5,7 \times 10^4$	ausentes
Cloreto	44	33,2	38	38	250
N – NO ₃ ⁻	3,74	0,7	2,01	2	10
SDT	541	290	270	373	1.000
SST	74	188	152	139	--
Turbidez	--	--	--	--	1

Para melhorar a eficiência de remoção do sistema nesta etapa, foram acrescentados outros processos de tratamento, conforme mencionado em seguida.

7.3.4 Quarta etapa

Nesta etapa foi estudada a adição de um pré-tratamento complementar, visando proporcionar melhores condições para a remoção de poluentes no sistema de colunas de infiltração. O esgoto da segunda lagoa de retenção foi pré-tratado através de coagulação/floculação/sedimentação antes de ser encaminhado às colunas de ensaio. Os coagulantes usados foram cloreto férrico e o polímero catiônico. Os resultados obtidos são apresentados nas Tabelas 7.30 a 7.33 e ilustrados pelas Figuras 7.29 a 7.32.

Tabela 7.30 – Concentrações remanescentes de poluentes em relação à profundidade de solo da quarta etapa após tratamento do esgoto secundário por coagulação/floculação sedimentação com 10 mL/L de FeCl_3

Variável	Unidade	Esgoto secundário (lagoa 2)	Coagulação com 10 mL/L de FeCl_3	Profundidades a partir da superfície de solo (simulação)				
				0 m - 1 m areia grossa (coluna 1)	1 m - 2 m areia grossa (coluna 2)	2 m - 3 m areia grossa + argila (coluna 4)	3 m - 3,5 m argila arenosa (coluna 6)	
pH	--	8,13	2,94	6,82	7,99	7,96	7,93	
Cor	mg Pt/L	590	280	21	45	88	235	
Cloreto	mg/L	57,1	98,7	97,9	97,2	75,4	55,2	
Coliformes totais	NMP/100 mL	ausentes	ausentes	2,2	5,1	3,6	5,1	
DBO	mg/L	30	2	2	2	2	2	
DQO	mg/L	84	5	18	16	9	20	
N - NO_3^-	mg/L	0,93	0,25	1,27	2,37	7,66	10,2	
SDT	mg/L	240	408	480	555	614	596	
SST	mg/L	66	74	10	10	19	50	
Fe	mg/L	0,27	25,8	0,13	0,19	0,47	0,39	
Temperatura do esgoto	°C	19	19	19	19	15	19	
Temperatura do ar	°C	22	22	22	22	22	22	

Tabela 7.31 – Concentrações remanescentes de poluentes em relação à profundidade de solo da quarta etapa após tratamento do esgoto secundário por coagulação/floculação/sedimentação com 5 mL/L de FeCl_3 .

Profundidades a partir da superfície de solo							
Variável	Unidade	Esgoto secundário (lagoa 2)	Coagulação com 5 ml/L de FeCl ₃	0 m - 1 m areia grossa (coluna 1)	1 m - 2 m areia grossa (coluna 2)	2 m - 3 m areia grossa + argila (coluna 4)	3 m – 3,5 m argila arenosa (coluna 6)
pH	--	8,13	4	7,82	8,13	8,1	7,82
Cor	mg Pt/L	590	3	29	57	77	195
Cloreto	mg/L	57,1	77,5	105	75,2	87,4	40,2
Coliformes totais	NMP/100 mL	ausentes	1,6x10 ¹	2,3x10 ¹	3,6	6,9	2,2
DBO	mg/L	30	28	5	<2	4	4
DQO	mg/L	84	52	9	<5	17	13
N – NO ₃ ⁻	mg/L	0,93	0,59	2,8	1,05	1,70	2,02
SDT	mg/L	240	300	530	393	426	446
SST	mg/L	66	<10	<10	<10	<10	27
Fe	mg/L	0,27	5,06	<0,05	0,18	0,18	0,29
Temperatura do esgoto	°C	18	18	18	18	18	18
Temperatura do ar	°C	23	23	23	23	23	23

Tabela 7.32 – Concentrações remanescentes de poluentes em relação à profundidade de solo da quarta etapa após tratamento do esgoto secundário por coagulação/floculação/sedimentação com 2,5 ml/L de FeCl_3 e 1 ml/L de polímero catiônico

Variável	Unidade	Esgoto secundário (lagoa 2)	Coagulação com 2,5 ml/L FeCl_3 + 1 ml/L polímero	Profundidades a partir da superfície de solo			
				0 m - 1 m areia grossa (coluna 1)	1 m - 2 m areia grossa (coluna 2)	2 m - 3 m areia grossa + argila (coluna 4)	3 m - 3,5 m argila arenosa (coluna 6)
pH	--	8,13	7,10	7,96	8,18	8,05	7,92
Cor	mg Pt/L	590	160	23	39	49	165
Cloreto	mg/L	57,1	33,4	49	54	54,5	52,9
Coliformes totais	NMP/100 mL	ausentes	23	13	23	13	23
DBO	mg/L	30	17	2	2	3	2
DQO	mg/L	84	79	33	55	39	38
N - NO_3^-	mg/L	0,93	0,78	0,41	2	1,58	1,13
SDT	mg/L	240	238	333	416	389	368
SST	mg/L	66	19	22	25	14	66
Ferro	mg/L	0,27	0,23	0,06	0,24	0,26	0,59
Temperatura do esgoto	°C	18	25	24	23	23	23
Temperatura do ar	°C	23	29	29	29	29	29

Tabela 7.33 – Concentrações remanescentes de poluentes em relação à profundidade de solo da quarta etapa após tratamento do esgoto secundário por coagulação/floculação/sedimentação com 2,5 ml/L de polímero catiônico.

Variável	Unidade	Esgoto secundário (lagoa 2)	Coagulação com 2,5 ml/L de polímero	Profundidades a partir da superfície de solo				
				0 m - 1 m areia grossa (coluna 1)	1 m - 2 m areia grossa (coluna 2)	2 m - 3 m areia grossa + argila (coluna 4)	3 m - 3,5 m argila arenosa (coluna 6)	
pH	--	8,13	7,60	8,04	8,18	8,22	8,08	
Cor	mg Pt/L	590	33	39	48	137	190	
Cloreto	mg/L	57,1	35,8	33,9	35,7	39,7	42,5	
Coliformes totais	NMP/100 mL	ausentes	23	8	2	13	2	
DBO	mg/L	30	6	5	2	3	4	
DQO	mg/L	84	44	56	35	38	50	
N – NO ₃ ⁻	mg/L	0,93	0,79	1,41	1,15	2	3,57	
SDT	mg/L	240	247	296	292	314	355	
SST	mg/L	66	10	10	10	10	19	
Ferro	mg/L	0,27	0,05	0,05	0,05	0,27	0,20	
Temperatura	°C	18	26	26	26	26	26	
Temperatura do ar	°C	23	28	28	28	28	28

Fig. 7.29 – Variação de cloreto ao longo das colunas da quarta etapa.

Fig. 7.30 – Variação de nitrato ao longo das colunas da quarta etapa

Fig. 7.31 – Variação de SDT ao longo das colunas da quarta etapa

Fig. 7.32 - Variação de ferro ao longo das colunas da quarta etapa

A variação do pH é significativa com a adição de cloreto férrico. A maior variação (de 8,13 para 2,94) foi notada com dosagem de 10 ml/L de cloreto férrico, aumentando para 4,0 com a dosagem de 5 ml/L e para 7,10 com 2,5 ml/L. Após as fases de coagulação/floculação, o pH do infiltrado aumentou até situar-se em torno de 8.

A remoção da cor foi obtida nos ensaios preliminares com as dosagens de 5 ml/L de cloreto férrico e 2,5 ml/L polímero catiônico. Entretanto, nos ensaios de infiltração ocorre um aumento de cor que atinge seu valor máximo na última coluna. O aumento da cor resulta da lavagem de areia e da lixiviação dos argilominerais. Entretanto, a concentração final da cor no infiltrado é bem menor do que a verificada na terceira etapa. Ocorreu aumento da concentração de cloreto após coagulação/floculação com 10 ml/L de cloreto férrico. O cloreto permaneceu inalterado nas colunas de areia, porém, diminuiu no infiltrado das colunas que contem solo argiloso (Figura 7.29). O aumento de cloreto, com 5 ml/L de cloreto férrico utilizado para flocular, foi menor que o anterior, mostrando que o cloreto que ocorre no infiltrado é originado pelo coagulante férrico. O comportamento da variável ferro é similar ao de cloreto (Figura 7.32).

Por outro lado, a mistura de cloreto férrico com polímero catiônico resultou na redução tanto de cloreto quanto de ferro após coagulação. A redução maior de ferro foi constatada com a aplicação do polímero catiônico.

A remoção de nitrato foi proporcional à dosagem de cloreto férrico. Isso se deve à formação de $\text{Fe}(\text{NO}_3)_3$. Entretanto, o aumento de sólidos dissolvidos totais (SDT) ocorre em associação ao aumento de coagulante FeCl_3 . O polímero catiônico adicionado promoveu, também, a remoção de matéria orgânica. Com a exceção da dosagem de 10 ml/L de cloreto férrico, houve a redução de sólidos em suspensão (SST) após o processo de coagulação/floculação.

De todos os coagulantes e combinações testados, o polímero catiônico se mostrou o mais eficaz, especialmente, com respeito à remoção de ferro. Este coagulante é, portanto, recomendado para ser utilizado nos ensaios de coagulação/floculação/sedimentação como pré-tratamento dos efluentes do o aeroporto.

A qualidade do efluente pré-tratado por polímero catiônico será analisada para verificar sua adequação às classes de água de reúso. Segundo Henrique et al.

(2010), o padrão de reúso instituído pela norma técnica NBR 13.696 de 1997 estabeleceu quatro classes de água de reúso, como estão listados na Tabela 7.34.

Tabela 7.34 - Classes de água de reúso e seus respectivos padrões de qualidade

Água de reúso	Aplicações	Padrões de qualidade
Classe I	Lavagem de carro e outros usos com contato direto com o usuário	Turbidez < 5 NTU Coliformes Termotolerantes < 200 NMP/100 mL SDT < 200mg/L pH entre 6 e 8 Cloro residual entre 0,5 mg/L a 1,5 mg/L
Classe II	Lavagem de pisos, calçadas e irrigação de jardim, manutenção de lagos e canais paisagísticos, exceto chafarizes	Turbidez < 5 NTU Coliformes Termotolerantes < 500 NMP/100 mL Cloro residual entre 0,5 mg/L
Classe III	Descarga em vasos sanitários	Turbidez < 10 NTU Coliformes Termotolerantes < 500 NMP/100 mL
Classe IV	Irrigação de pomares, cereais, forragens, pastagens para gado e outros cultivos através de escoamento superficial ou por sistema de irrigação pontual	Coliformes Termotolerantes < 5000 NMP/100 mL Oxigênio dissolvido < 2,0 mg/L

Fonte: HENRIQUE et al., 2010.

De todas as classes listadas na Tabela 7.34, o efluente coagulado é direcionado aos usos no aeroporto que se enquadra nas classes I, II, e IV. Reúso para descarga sanitária, embora atualmente desejado no aeroporto, está fora de consideração no

momento porque exige tempo para instalação de sistemas de tubulações que levará tempo para ser implantado. A qualidade do efluente de coagulação/floculação/sedimentação será, portanto, comparada com água de classes citadas (Tabela 7.35).

Tabela 7.35 - Qualidade de água produzida com o polímero catiônico comparada com a NBR – 13.696/1997.

Variável	Esgoto coagulado com polímero catiônico	Classe I	Classe II	Classe IV
pH	8,08	6 - 8	--	--
Cor (mg Pt/L)	190	--	--	--
DQO (mg/L)	50	--		
Coliformes totais	2	200	< 500	< 5000
Cloreto (mg/L)	42,5	--	--	--
N – NO ₃ ⁻	5,6	--	--	--
SDT (mg/L)	355	< 200	--	--
SST (mg/L)	19	--	--	--
Ferro (mg/L)	0,2	--	--	--
Turbidez (NTU)	--	5	< 5	
Cloro residual (mg/L)	--	0,5 – 1,5	< 0,5	
O ₂ dissolvido (mg/L)	--			< 2

Fonte: HENRIQUE et al., 2010.

O efluente proveniente do sistema de coagulação com o polímero catiônico tem seu pH situado no limite do permitido enquanto que a concentração de coliformes estão bem abaixo dos limites permitidos para todas as classes. Por outro lado, as concentrações de SDT e turbidez do efluente estão acima dos limites permitidos pela NBR 13.696/1997. Embora o oxigênio dissolvido não fosse analisado no efluente, a concentração de 9,2 mg/L obtido na análise referente ao CONAMA

357/2005 (Tabela 7.5) e realizado sobre o esgoto secundário indica que o esgoto coagulado terá a mesma concentração de oxigênio dissolvido.

Em resumo, o esgoto coagulado com o polímero atende a norma NBR 13.696/1997 no que diz respeito às classes II e IV, ou seja, o efluente pode ser aproveitado em algumas áreas do aeroporto, tais como, para irrigação das áreas verdes, lavagem de pistas, lavagem de pisos e calçadas, além de recarregar o aquífero.

7.3.5 Quinta etapa

Com o objetivo de proporcionar outro sistema de pré-tratamento para melhorar o desempenho das colunas, foram efetuados ensaios de infiltração utilizando os efluentes de um sistema piloto de ultrafiltração operando no aeroporto, sob a égide do projeto FINEP/INFRAERO/CIRRA-USP.

O permeado de sistema de ultrafiltração foi aplicado nas mesmas colunas de ensaio montadas conforme especificado nos testes da quarta etapa. Os resultados obtidos nesta etapa são apresentados nas Tabelas 7.36 e 7.37.

Enquanto o pH se manteve com pouca alteração, a concentração da cor aumentou no infiltrado das colunas de ensaio. Por outro lado, o cloreto apresentou pequena queda no primeiro ensaio, porém, teve aumento no segundo ensaio, o que indica o processo de desorção. Os microrganismos (coliformes totais) foram removidos nos dois ensaios. A remoção foi de 44% enquanto da segunda, 93%. A concentração de matéria orgânica que mostrava pouca alteração no primeiro ensaio apresentou 35% redução no segundo ensaio.

A qualidade de água produzida nesta etapa em relação à NBR 13.696/1997 é listada na Tabela 7.38. O pH está dentro da faixa permitida pela Portaria, enquanto a cor, coliformes totais, ferro, e turbidez estão acima dos limites. Outras variáveis, embora abaixo dos limites atualmente, podem vir a apresentar valores maiores, com a continuidade do ensaio.

Tabela 7.36 – Concentrações remanescentes de poluentes em relação à profundidade de solo da quinta etapa (ensaio n° 1)

Profundidades a partir da superfície de solo						
Variável	Unidade	Permeado	0 m - 1 m areia grossa (coluna 1)	1 m - 2 m areia grossa (coluna 2)	2 m - 3 m areia grossa + argila (coluna 4)	3 m – 3,5 m argila arenosa (coluna 6)
pH	--	7,51	7,82	7,87	7,60	7,08
Cor	mg Pt/L	20	160	82	120	91
Cloreto	mg/L	46	6	36,6	43,5	40,6
Coliformes totais	NMP/100 mL	230	20	ausentes	130	130
DBO	mg/L	5	6	4	5	4
DQO	mg/L	60	76	68	62	69
N – NO ₃ ⁻	mg/L	5,13	0,66	3,95	5,55	5,43
SDT	mg/L	290	336	335	274	309
SST	mg/L	10	10	10	15	21
Fe	mg/L	0,1	0,53	0,15	0,22	0,06
Temperatura	°C	26	23	23	23	23
Temperatura do ar	°C	29	29	29	29	29

Tabela 7.37 – Concentrações remanescentes de poluentes em relação à profundidade de solo da quinta etapa (ensaio n° 2)

Profundidades a partir da superfície de solo						
Variável	Unidade	Permeado	0 m - 1 m areia grossa (coluna 1)	1 m - 2 m areia grossa (coluna 2)	2 m - 3 m areia grossa + argila (coluna 4)	3 m – 3,5 m argila arenosa (coluna 6)
pH	--	7,51	8,40	8,53	8,37	8,02
Cor	mg Pt/L	25	49	106	166	840
Cloreto	mg/L	49	255	265	210	224
Coliformes totais	NMP/100 mL	280	20	ausentes	ausentes	20
DBO	mg/L	8	2	3	3	2
DQO	mg/L	65	36	34	21	42
N – NO ₃ ⁻	mg/L	6	5,55	6	5,63	5,68
SDT	mg/L	295	325	361	293	323
SST	mg/L	13	10	33	20	365
Fe	mg/L	0,1	0,24	0,36	0,65	1,2
Temperatura do efluente	°C	25	23	23	23	23
Temperatura do ar	°C	29	30	30	30	30

Tabela 7.38 - Qualidade de água produzida na quinta etapa comparada com a NBR 13.696/1997.

Variável	Qualidade do permeado	Classe I	Classe II	Classe IV
pH	7,5	6 - 8	--	--
Cor (mg Pt/L)	455	--	--	--
DQO (mg/L)	56	--	--	--
Coliformes totais (NMP/100 mL)	77	< 200	< 500	< 5000
Cloreto (mg/L)	130	--	--	--
N – NO ₃ ⁻ (mg/L)	5,6	--	--	--
SDT (mg/L)	316	< 200	--	--
SST (mg/L)	188	--	--	--
Ferro (mg/L)	0,6	--	--	--
Turbidez (NTU)	--	< 5	< 5	--
Cloro residual (mg/L)	--	0,5 – 1,5	< 0,5	--
O ₂ dissolvido (mg/L)	--	--	--	< 2

Fonte: HENRIQUE et al., 2010.

Uma análise da Tabela 7.38 mostra que o permeado do sistema de ultrafiltração atende os limites estabelecidos pela norma NBR 13.696/1997, como ocorreu com o efluente do sistema de coagulação (Tabela 7.35). O permeado, portanto, servirá as mesmas finalidades citadas em relação à Tabela 7.35.

Conforme observado, diferentes níveis de qualidade de água foram produzidos durante as diversas etapas do ensaio de colunas. A qualidade alcançada em cada uma das etapas será comparada com a finalidade de identificar um sistema ou combinações de sistemas compatíveis com o objetivo geral da pesquisa.

7.3.6 Comparação dos resultados das etapas da pesquisa

A qualidade final do infiltrado alcançada em cada etapa da pesquisa foi comparada com os limites estabelecidos na Portaria MS 518/2004, como é mostrada na Tabela 7.39. Nesta, só as variáveis que foram verificadas em todas as etapas da pesquisa foram incluídas. A concentração de cada variável é a mesma empregada na comparação da eficiência de cada etapa.

Embora o pH do filtrado de cada etapa esteja dentro da faixa estabelecida pela Portaria, o pH das etapas 2, 3, e 5 situam-se na faixa neutra, a mais desejável para que diminua a solubilização de alumínio e ferro. Estes se constituem no principal problema de recarga de aquífero no aeroporto. Todas as etapas geraram filtradas com cor aparente muito superior ao estabelecido pela Portaria. A primeira etapa, embora tivesse elevada concentração de matéria orgânica, se apresenta como o filtrado com menor concentração final da cor, além da matéria orgânica. A primeira etapa também apresenta melhores resultados em relação a cloreto, ferro, sólidos dissolvidos (SDT) e os sólidos em suspensão (SST).

Embora a primeira etapa apresente resultados melhores que as demais, a ocorrência de baixa taxa de condutividade hidráulica faz com que as amostras de solo dessa etapa não sejam adequadas para emprego do sistema de tratamento solo-aquífero. Em razão dessa limitação, será recomendada a substituição da camada representada pelas amostras de solo por areia, conforme efetuado na etapa 3.

Tabela 7.39 – Comparação da qualidade de água produzida em cada etapa de pesquisa com a Portaria 518/2004.

Variável	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 3	Etapa 4	Etapa 5	Portaria 518/2004
pH	6,3	6,67	7,18	8,08	7,5	6 – 9,5
Cor	116	5x10 ³	974	190	455	15
DQO	21	209	78	50	56	--
Coliformes totais	8,1X10 ⁴	2x10 ⁵	5,7x10 ⁵	2	77	ausentes
Cloreto	20	41	38	42,5	130	250
Ferro total	0,1	2,9	--	0,20	0,6	0,3
N – NO ₃ ⁻	2,4	2,2	2	3,57	5,6	10
SDT	84	209	373	355	316	1.000
SST	13	753	139	19	188	--
Turbidez	16	1,5x10 ³	--	--	--	1

8 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O projeto de recarga gerenciada do aquífero do Aeroporto Internacional Governador André Franco Montoro, em Guarulhos, São Paulo, apresenta grande potencial para atender à demanda crescente de água no aeroporto, além de proporcionar ganhos ambientais associados à redução da descarga de efluentes no rio Baquirivú e contribuir para a sustentabilidade das águas subterrâneas da região.

Entre as opções de comprar água da SAAE- Guarulhos e de procurar outras fontes, inclusive através de reversão de bacias, a prática de conservação e reúso de água se constitui na alternativa mais econômica e sustentável.

O presente projeto de pesquisa, embora tenha sido realizado em um período de tempo relativamente pequeno e tenha apresentado diversas dificuldades para ser efetuado, se constitui em uma primeira contribuição para demonstrar a viabilidade técnica do sistema Tratamento Solo Aquífero.

A pesquisa foi dividida em cinco etapas com a finalidade de verificar as alternativas de recarga e de pré-tratamentos possíveis.

A primeira etapa da pesquisa mostrou que a camada superficial do aeroporto é pouco permeável para recarga, podendo, porém, ser removida e substituída por areia. Como a areia não remove compostos solúveis e envolve grandes custos de transporte e de instalação, seria mais adequado apenas remover as camadas impermeáveis superficiais e efetuar a recarga a níveis mais profundos, onde o solo apresenta melhores características de remoção de poluentes.

Todas as etapas atenderam, de forma parcial, aos limites estabelecidos pela Portaria MS 518/2004. A pesquisa também mostrou que a lixiviação de alumínio e ferro do solo é o principal problema que o futuro sistema de tratamento solo-aquífero deverá enfrentar.

Há que se considerar que a pesquisa foi limitada à profundidade de apenas 4 m de solo. Como a camada insaturada possui aproximadamente 150 m de profundidade, certamente proporcionaria uma remoção de poluentes de forma significativa. Este aspecto poderá ser verificado através de ensaios de campo e/ou através de modelos matemáticos adequados, que extrapolem os dados obtidos para a profundidade total do aquífero.

Em virtude da importância e da necessidade de um sistema de recarga gerenciada do aquífero do aeroporto são apresentadas as seguintes recomendações:

- Considerar a remoção de uma camada de 3 m do solo nas bacias de infiltração a serem construídas. A recarga poderá ser efetuada diretamente a uma profundidade de 3m onde se dispõe de solo adequado para a remoção de poluentes;
- Considerar a repetição desta pesquisa com o solo coletado em profundidades superiores a 3m;
- Efetuar testes de infiltração e de condutividade hidráulica no próprio local determinado para a construção das bacias de infiltração;
- Realizar estudos de campo para obtenção de dados na área de infiltração, para permitir verificar com maior precisão o comportamento dos parâmetros investigados no presente estudo. Empregar, também, modelos matemáticos adequados para extrapolar os dados obtidos para a profundidade total da camada insaturada;
- Ampliar os estudos de recarga em colunas utilizando os efluentes do sistema de membranas de ultrafiltração em operação no aeroporto;
- Ampliar os estudos de coagulação/floculação/sedimentação efetuados incluindo a utilização de diversos outros floculantes e polímeros;
- Identificar as fontes e realizar coleta seletiva de compostos orgânicos e compostos químicos oriundos da manutenção de aviões, que ocasionalmente adentram o sistema de tratamento de efluentes do aeroporto;
- Efetuar o “retrofit” do sistema de tratamento de esgotos do aeroporto passando a utilizar um sistema de biomembranas, projetado para remoção conjunta de fósforo e nitrogênio;
- Efetuar o levantamento do perfil hidrogeológico do aeroporto, para subsidiar o projeto de recarga gerenciada do aquífero.

REFERÊNCIAS

AHARONI, A. SAT AS PRACTICED HISTORICALLY IN ISRAEL: PRINCIPLES, OPERATIONS AND PROBLEMS. SITCH Learning Alliance Treatment on Soil Aquifer Treatment (SAT). **Workshop....** Mekorot: Tel Aviv, 2007.

AMBIENTEBRASIL – **Portal Ambiental**. Disponível em: www.ambientebrasil.com.br/.../agua/doce (Acesso: 15 Fev. 2010).

ASANO, T. **Artificial recharge of groundwater**. Boston: Butterworth Publishers, 1985.

———. **Wastewater reclamation and reuse**. Lancaster: Technomic, 1998.

ASANO, T. et al. **Water reuse: issues, technologies, and applications**. New York: McGraw-Hill, 2007.

BITTON, G. **Wastewater microbiology**. New York: Wiley-Liss, 1994.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Agenda 21**. Disponível em: www.mma.gov.br (Acesso: 21 Março 2010).

———. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Reúso direto não potável da água - CNRH Nº 54**. Brasília: SMA, 2005.

———. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Classificação dos corpos de água e padrões de lançamento de efluentes – CONAMA 357**. Brasília: SMA, 2005.

———. Ministério da Saúde (MS). Secretaria de Vigilância em Saúde. **Portaria MS no. 518/2004**. Brasília: Editora do Ministério da Saúde, 2004.

CIKUREL, H. Future scenario's for Soil Aquifer Treatment: Responding to change. **Workshop on Learning Alliance**. December 10--11, 2006, Tel-Aviv, Israel.

CHOW, V.T. *et al.* **Applied Hydrology**. New York: McGraw-Hill 1988.

COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO (SABESP). **Tratamento de esgotos**. Disponível em: <http://www.sabesp.com.br/> (Acesso: 10 Jul. 2009).

COSTA, T.; LANÇA, R. **Escoamentos em meios porosos**. Faro: Universidade do Algarve, 2001. Disponível em: www.ualg.pt/...../ha-02-escoamento_em_meios_porosos.pdf (Acesso: 23 Out. 2010).

COSTA, J.E.; BAKER, V.R. **Surficial Geology – Building with the Earth**. New York: John Wiley & Sons, Inc., 1981.

DALGAS – ECOLTEC. **Especificação técnica do sistema de tratamento de esgoto do aeroporto de Guarulhos**. São Paulo: DALGAS – ECOLTEC, 1984.

DE BRITO L.L.A. *et al.* Amadurecimento de filtros lentos de areia e remoção de microorganismos indicadores de qualidade da água ao longo da profundidade do leito: Uma avaliação em instalação piloto. **Eng. sanit. ambient.** vol.10 - Nº 4 - out/dez 2005, 307-317.

DILLON, P. Future management of aquifer recharge. **Hydrogeology Journal** vol. 13, p. 313 - 316, 2005.

DINIZ, H.N. **Estudo do potencial hidrogeológico da bacia hidrográfica do Rio Baquirívu-Guaçu, municípios de Guarulhos e Arujá, São Paulo.** Tese (Doutorado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo. São Paulo, 1996.

DOMINGOS, J. *et al.* A química dos ésteres de fosfato. **Quím. Nova** vol.26 no. 5 São Paulo Sept./Oct. 2003.

ESCALANTE, E.F. (Ed). POSTERS OF THE 4TH INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ARTIFICIAL RECHARGE OF GROUNDWATER, ISAR-4, Adelaide, 2002. **Proceedings...** DINA-MAR: Madrid, 2008.

ESCOLA SUPERIOR DA AGRICULTURA LUIZ QUEIROZ (ESALQ). **Inter-Relações biomassa microbiana e gases do solo.** Piracicaba: ESALQ, 2005.

ESTADOS UNIDOS. Environmental Protection Agency (EPA). **Manual – Guidelines for water reuse.** Ohio: Center for Environmental Research Information, 1992.

———. **Manual – Guidelines for water reuse.** Ohio: Center for Environmental Research Information, 2004.

____. **Manual – Land treatment of municipal wastewater.** Ohio: Center for Environmental Research Information, 2006.

____. **Municipal nutrient removal technologies reference document** – Technical Report. Ohio: Center for Environmental Research Information, 2008.

____. NATIONAL AERONAUTICS AND AEROSPACE ADMINISTRATION (NASA). **Soil forming factors.** Disponível em: <http://soil.gsfc.nasa.gov/soilform> (Acesso: 25 Ago. 2009).

EVANGELOU, V.P. **Environmental soil and water chemistry – principles and applications.** New York: John Wiley & sons, Inc., 1998.

FALKER AUTOMAÇÃO AGRÍCOLA. Nota de Aplicação – HFM 2010 – N.1. **Aplicações de Hidrofarm** NAP_HFM 2010_001_A.

FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DE SÃO PAULO (FIESP). **Orientações para a utilização de águas subterrâneas no Estado de São Paulo.** São Paulo: FIESP, 2005.

FREEZE, R.A.; CHERRY, J.A. **Groundwater.** New Jersey: Prentice-Hall, 1979.

GATBONI, L.C. **Propriedades químicas do solo.** Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Disponível em: http://www.cesnors.ufsm.br/fundamentos_ciencia_solo (Acesso: 26 Dez. 2009).

GELT, J. **Land subsidence, earth fissures change Arizona's landscape.** University of Arizona, 2009. Disponível em: <http://cals.arizona.edu/> (Acesso: 05 Jan. 2009).

GRAÇA, B.A. et al. Condicionantes geoambientais no processo histórico da ocupação territorial do Município de Guarulhos, Estado de São Paulo, Brasil. **Revista UnG – Geociências** v.6, n.1, 2007, 163-190.

GRISCHEK, T. et al. What is the appropriate site for RBF? In: **Management of Aquifer Recharge for sustainability.** PROCEEDINGS OF THE 6TH INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON MANAGED ARTIFICIAL RECHARGE OF GROUNDWATER, ISMAR6, PHOENIX, ARIZONA USA OCTOBER 28 - NOVEMBER 2, 2007.

GUARULHOS (SÃO PAULO). **Plano Diretor de Drenagem Diretrizes, Orientações e Propostas.** Prefeitura de Guarulhos, 2008.

HEATH, R. C. **Hidrologia Básica de Água Subterrânea.** Denver: United Geological Survey, Information Services, 1983.

HENRIQUE, A.C. et al. Desenvolvimento sustentável e reciclagem de água. **Revista Terceiro Setor - UNG** v.4, n.1, 2010.

HESPANHOL, I., Potencial de Reúso de Água no Brasil - Agricultura, Indústria, Municípios, Recarga de Aquíferos, **Revista Brasileira de Recursos Hídricos, RBRH, vol.7 no.4, dezembro, Edição Comemorativa, pp.75-97,** Porto Alegre, 2002.

HUISMAN, L.; OLSTHORN, T.N. **Artificial groundwater recharge**. Boston: Pitman Advanced Publication Program, 1983.

HIRATA, R.C.A.; FERREIRA, L.M.R. Os aquíferos da bacia hidrográfica do Alto Tietê: disponibilidade hídrica e vulnerabilidade à poluição. **Revista Brasileira de Geociências** n. 31, v.1, p. 43-50, 2001.

ICEKSON-TAI, N; AVRAHAM, O; SACK, J; CIKUREL, H. Water reuse in Israel – the Dan Region Project: evaluation of water quality and reliability of plant's operation. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 3, n. 4, p 231–237, 2003.

IDELOVITCH, E. **Soil Aquifer Treatment (SAT) – The Long-Term Performance of the Dan Region Reclamation Project**. Washington D.C.: World Bank, 2003.

INTERNACIONAL de ENGENHARIA S.A. **Relatório de impacto ambiental do Aeroporto Internacional Governador André Franco Monteiro, Guarulhos**. São Paulo: Editora IESA, 1992.

JIMENEZ, B.; ASANO, T. (Eds.). **Water reuse: An international survey of current practice issues and needs**. London: IWA, 2008.

JURY, W.A. **Soil Physics**. New Jersey: John Wiley & Sons Inc., 2004.

LEAKE, S.A. Land subsidence from ground water pumping. United States Geological Survey (USGS), 2009. Disponível em: <http://geochange.er.usgs.gov> (Acesso: 06 Jan. 2009).

LEAL, R. **Geografia das Águas Continentais**. Disponível em: www.uefs.br/dtec/agua_no_solo.pdf (Acesso: 24 Outubro 2010).

LEHNINGER *et al.* **Principles of Biochemistry**. Madison: Worth Publishers Inc., 1993.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 3.ed. New York: McGraw-Hill, 1991.

MORITA, D.M. **Caracterização e tratamento de águas residuárias contendo poluentes perigosos**. São Paulo: EPUSP, 2005. Apostila da Disciplina de Pós-Graduação do Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, PHD-5011 – Caracterização e tratamento de águas residuárias contendo poluentes perigosos.

OKPALA, W.O. **Prospecção de tecnologias para a implantação da prática de reúso de água no Aeroporto Internacional Governador André Franco Montoro em Guarulhos, São Paulo**. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, 2005.

PRADO, H. **Arquivo do Agrônomo - Nº 1**. Campinas: Instituto Agronômico de Campinas (IAC), 2009. Disponível no sítio: <http://www.potafos.org/Pedologia1-6.pdf> (Acesso: 17 Out. 2010).

SANHUEZA, J.T. **Métodos de remoção de cromo de águas residuais**. Universidad de Talca, Chile. Disponível em: <http://www.icp.csic.es/cyted/Monografias/MonografiasTeneria/capitulo v.pdf> (Acesso: 01 Nov. 2010).

SANTOS, J.F. (coordenador). **Oficina de trabalho sobre reúso de água do Ministério da Saúde**. Brasília, Fundação Nacional de Saúde: 2005.

SÃO PAULO. Conselho Estadual de Recursos Hídricos. **Plano Estadual de Recursos Hídricos: 2004 / 2007 Resumo**. São Paulo: Departamento de Água, Esgoto e Energia (DAEE), 2006.

———. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB). **Orientação para apresentação de projeto visando a aplicação de água de reúso proveniente de estação de tratamento de esgoto doméstico na agricultura**. São Paulo: CETESB, 2001.

———. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB). **Relatório de qualidade das águas subterrâneas do estado de São Paulo 2004-2006**. São Paulo: CETESB, 2007.

———. Secretaria de Estado do Meio Ambiente (SMA). **Estudo de Impacto Ambiental da Ampliação do Aeroporto Internacional de São Paulo/Guarulhos**. Parecer técnico apresentado à INFRAERO S.A. em 2008. São Paulo: SMA, 2008.

———. Secretaria de Saneamento e Energia (SSE). **Relatório de Avaliação Ambiental dos Componentes do Programa Mananciais**. São Paulo: SSE, 2007.

———. Secretária Estadual do Meio Ambiente (SMA). **Relatório de Impacto Ambiental/Ampliações do Aeroporto Internacional de SP/Guarulhos**. Disponível em: [http://www.jornaldaserra.com.br/8Arquivo/CumbicaJS/Rimao nline](http://www.jornaldaserra.com.br/8Arquivo/CumbicaJS/Rimao%20nline) (Acesso: 11 Fev. 2010).

SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTO DE GUARULHOS (SAAE). **Sistema de água**. Disponível em: <http://www.saaeguarulhos.sp.gov.br> (Acesso: 10 jul. 2009).

SILVA FILHO, A.V.; SILVA, I.V. **Importância das Substâncias Húmicas para a Agricultura**. Disponível em: <http://www.emepa.org.br/anais/volume2/av209.pdf> (Acesso: 15 Dez. 2009).

SILVAKUGAN, N. **Clay Mineralogy**. Disponível em: <http://www.eng.jcu.edu.au/research/compgeo/claymin.pps> (Acesso: 31 Jan. 2010).

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 2008.

SOUTH AFRICA. Department of Water Affairs (DWA). **The Atlantis water resource management scheme: 30 years of artificial groundwater recharge**. Pretoria: DWA, 2010.

TAPIA, D.M.T. **Microbiologia do solo**. Victoria da Conquista: Universidade Estadual Sudoeste da Bahia (UESB), 2008. Disponível em: <http://www.uesb.br/professor/danieltapia/microbiologia/> (Acesso: 15 Nov. 2009).

TEIXEIRA *et al.* **Decifrando a Terra**. São Paulo: Oficina de textos, 2000.

TUCCI, C.E.M., CABRAL, J.J. **Qualidade da Água Subterrânea**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS): Centro de Gestão e Estudos Estratégicos (CGEE), 2003.

TUCCI, C.E.M. **Hidrologia I**. Disponível em: www.iph.ufrgs.br/posgrad/disciplinas/capitulo8.ppt (Acesso: 18 Out. 2010).

UNESCO. United Nations Education, Scientific and Cultural Organization. **Strategies for Managed Aquifer Recharge (MAR) in semi-arid areas**. Paris: UNESCO, 2005.

SHARMA, S.; AMY, G. **Implementing Managed Aquifer Recharge (MAR) for Water and Wastewater Treatment in Developing Countries**. The Netherlands: Institute for Water Education (UNESCO), 2005.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA (UFSM). **Propriedades físicas do solo**. Disponível em: <http://w3.ufsm.br/fisica> (Acesso: 15 Nov. 2009).

UNIVERSIDADE FEDERAL SANTA MARIA (UFSM) - **Mecânica dos Solos**. Disponível em: www.ufsm.br/engcivil/Material.pdf (Acesso: 23 Out. 2010).

UMASS. University of Massachussetts. **Soil organic matter**. UMASS Extension: Cambridge, 2009. Disponível em: www.umass.edu/cdl (Acesso: 5 Dez. 2009).

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY (USGS). **Land subsidence in the United States**. USGS Fact Sheet-165-00, 2000.