

Vanessa dos Santos

**DISPOSIÇÃO DE EFLUENTES TRATADOS EM UMA LAGOA  
DE EVAPOINFILTRAÇÃO**

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

Orientador: Prof. Dr. Davide Franco

Coorientador: Prof. Dr. Nilson Guiguer Jr.

Florianópolis

2018

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor  
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária  
da UFSC.

Santos, Vanessa dos

Disposição de efluentes tratados em uma lagoa de  
evapoinfiltração / Vanessa dos Santos ; orientador,  
Davide Franco, coorientador, Nilson Guiguer  
Júnior, 2018.

148 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de  
Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós  
Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis,  
2018.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. lençol freático . 3.  
modelagem de águas subterrâneas. 4. laguna costeira.  
I. Franco, Davide . II. Guiguer Júnior, Nilson .  
III. Universidade Federal de Santa Catarina.  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.  
IV. Título.



**“DISPOSIÇÃO DE EFLUENTES TRATADOS EM UMA LAGOA DE  
EVAPOINFILTRAÇÃO”**

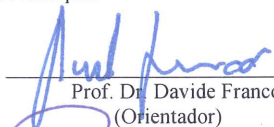
**VANESSA DOS SANTOS**

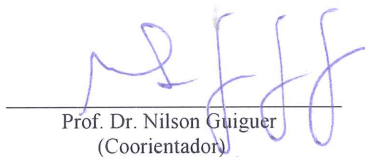
Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

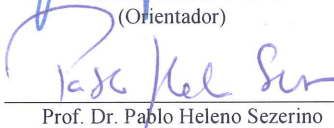
**MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

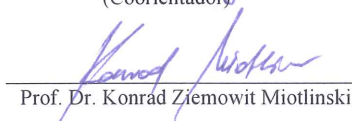
na Área de Engenharia Ambiental.

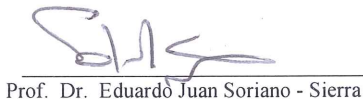
Aprovado por:

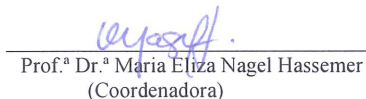
  
Prof. Dr. Davide Franco  
(Orientador)

  
Prof. Dr. Nilson Guiguer  
(Coorientador)

  
Prof. Dr. Pablo Heleno Sezerino

  
Prof. Dr. Konrad Ziemowit Miotlinski

  
Prof. Dr. Eduardo Juan Soriano - Sierra

  
Prof.ª Dr.ª Maria Eliza Nagel Hassemer  
(Coordenadora)



Este trabalho é dedicado à pequena Lis.



## AGRADECIMENTOS

Agradeço eternamente a minha família pelo carinho, apoio e paciência ao longo da trajetória do curso de pós-graduação, em especial ao meu companheiro Daniel, aos meus pais, Carlos Alberto e Maria das Dores, aos meus sogros, David e Magali e a minha irmã, Aline.

Aos colegas da CASAN que possibilitaram a execução dos trabalhos de campo e auxiliaram na confecção dos mapas e nas discussões relacionadas ao modelo numérico e aos dados de qualidade das águas, em especial ao Lauro Zanatta, Ailton Moreira, Raphael de Souza, Alexandre Trevisan e Rodrigo Prim. Aos colegas do Laboratório de Hidráulica Marítima (LaHiMar), que sempre se dispuseram a ajudar e contribuir com o trabalho, em especial a Priscilla, o Victor e Thiago.

Ao Laboratório de Oceanografia Costeira (LOC), por possibilitar a realização das análises de granulometria através da Danae.

Ao geólogo Dauzelei Benetton Pereira por despertar um interesse especial na área da hidrogeologia.

Aos orientadores Davide Franco e Nilson Guiguer Jr. pela orientação e confiança depositada e aos professores membros da banca pelo interesse na pesquisa.

Agradecimento especial a Sophia Varela, pelo auxílio na modelagem numérica.





## RESUMO

Desde o ano 1989, o SES da Lagoa da Conceição, Florianópolis/SC, dispõe seus efluentes tratados no solo, através de uma lagoa de evapoinfiltração (LEI), localizada numa área de dunas, distante aproximadamente 350m da Lagoa da Conceição. Para atender a demanda populacional crescente da região, ampliações na ETE foram necessárias, resultando num aumento crescente da LEI. Com o objetivo de determinar o comportamento do fluxo subsuperficial da LEI na sua zona de descarga (Lagoa da Conceição), procedeu-se a análise da qualidade físico-química e microbiológica dos esgotos brutos, efluentes tratados, LEI e do lençol freático. Os esgotos brutos apresentaram concentrações baixas em termos de sólidos, médias em relação à matéria orgânica e cloreto, enquanto que altas em relação a *E.coli* e nutrientes. Os efluentes tratados apresentaram características típicas médias de efluentes tratados a nível secundário e na LEI ocorre uma redução considerável de carga orgânica e *E.coli*, no entanto concentrações elevadas de nutrientes permanecem no efluente a ser infiltrado. A interação direta da LEI na qualidade das águas do lençol freático foi observada, graças a sua superficialidade e a aplicação de forma contínua do efluente no solo, onde foram verificadas concentrações médias de nitrogênio amoniacal (6,8 mg/L N). A partir de resultados de granulometria do solo, foi possível estimar a condutividade hidráulica através da aplicação das fórmulas empíricas e de *slug test* em piezômetros existentes na área de estudo. Os resultados variaram entre 0,0044 e 0,01 cm/s, coerentes com o material arenoso do aquífero livre. Para diagnosticar o comportamento do fluxo subsuperficial, foi confeccionado um modelo numérico utilizando o software Visual ModFlow. A partir da calibração do fluxo atual no estado estacionário, foram simulados os cenários do fluxo natural e do início de operação da LEI. Comparando os cenários atual e sem a LEI, foram observadas diferenças de 2,5m no nível freático. Tendo em vista o aumento crescente da LEI, procedeu-se a simulação do fluxo transiente e do transporte do cloreto. Os resultados indicaram que a pluma de 10mg/L de cloreto atingiu a Lagoa da Conceição (Av. das Rendeiras), após 3 anos do início de sua operação, devido ao maior gradiente hidráulico nessa direção em relação a direção da Av. Osni Ortiga. Verificou-se também que a pluma abrange toda a espessura do aquífero, sendo que as concentrações aumentam a medida que aumenta a profundidade.

**Palavras-chave:** LENÇOL FREÁTICO; MODELAGEM DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, LAGUNA COSTEIRA.



## ABSTRACT

Since 1989 treated effluent from Lagoa da Conceição wastewater system is disposed in the soil through an infiltration lagoon (LEI) located in a dune area about 350m away from Lagoa da Conceição. Due to the population growth, the wastewater treatment plant have been faced expansion works that entailed in a continuous basin increase. In order to establish the subsuperficial flow from the LEI into its discharge zone (Lagoa da Conceição), it was proceed the analysis of quality from the raw wastewater, treated effluent, LEI, and water table. Raw wastewater concentration of solids were in the low range, organic matter and chloride in the medium range, while *E.coli* and nutrients were both in high range. Typical effluent concentration of secondary treatment were found. Despite high efficiency of the LEI in the removal of BOD and *E.coli*, high content of nutrients remain in the wastewater discharge into the ground. Due to the superficial regional groundwater table and the continuous effluent application in the soil, straight relationship between LEI and water table and high contents of nitrogen in the groundwater, especially  $\text{NH}_3$  (about 6,8 mg/L N) in groundwater were verified. From soil granulometric composition, it was possible to estimate hydraulic conductivity using empirical formulés. Available piezometers in the study area enables to estimate it using slug test. Results varied from 0,0044 and 0,01 cm/s, which are consistent with the sandy aquifer material. Afterwards a numerical model was developed using Visual ModFlow software. From the steady state groundwater flow model, it was simulated natural flow and initial LEI operation scenarios. In the predominant groundwater flow direction (Avenida das Rendeiras) it was observed 2,5m water table difference between current flow and natural flow scenarios. Since the LEI crescent enlargment follows a growing tendency, a transient groundwater flow and contaminant transport modelling were undertaken using chloride as a conservative contaminant. Modelling indicates the plume has reached Lagoa da Conceição in Av. das Rendeiras in the year of 1992, soon after 3 years from LEI existence, due to the greatest hydraulic gradient in this direction when comparing to Av. Osni Ortiga. Besides that, the plume covers all aquifer thickness, and concentration rises as long as depth rises.

**Keywords:** Water table. Groundwater modeling. Coastal lagoon.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Aquífero livre e as zonas abaixo da superfície. ....	28
Figura 2- Triângulo USDA classe textural do solo. ....	29
Figura 3- Medição da carga hidráulica (H) em piezômetros. ....	33
Figura 4- Experimento de Darcy.....	34
Figura 5- Piezômetro parcialmente penetrante no aquífero.....	39
Figura 6- Curso d'água superficial abastecido (a) e fornecedor para o aquífero (b).....	40
Figura 7- Linhas equipotenciais e de fluxo das águas subterrâneas. ....	41
Figura 8- Processos de transporte de contaminantes. ....	43
Figura 9- Representação da interação LEI e Lagoa da Conceição. ....	44
Figura 10- Ciclo do nitrogênio no solo e nas águas subterrâneas.....	50
Figura 11- Esquema de funcionamento módulo Rio- MODFLOW.....	56
Figura 12- Localização da área de estudo. ....	60
Figura 13- Precipitação e temperatura média do ar.....	61
Figura 14-Localização e descrição litológica do poço na área de estudo. ....	62
Figura 15- Área de abrangência do SES Lagoa da Conceição. ....	64
Figura 16- Vazões médias de projeto e observadas.....	65
Figura 17- Fluxograma atual da ETE Lagoa da Conceição.....	66
Figura 18- Vista da área da LEI na década de 80 (a) e no ano 2018 (b).....	67
Figura 19- Profundidades (m) da lagoa 1 (a), lagoa 2 (b) e lagoa 3 (c). ....	67
Figura 20- Localização dos piezômetros de qualidade de água e nível. ....	71
Figura 21- Principais características dos piezômetros.....	72
Figura 22- PZ4 (a); Técnica de perfuração PZ1 (b); PZ1 e PZ2 (c).....	74
Figura 23 - Etapas da avaliação da qualidade das águas do SES Lagoa. ....	76
Figura 24- Etapas para estimativa de K na área de estudo. ....	77
Figura 25- Equipamentos utilizados nos ensaios <i>slug test</i> . ....	78
Figura 26- Coleta de amostras de solo no PZ14 (a). Coleta de amostras de solo no Ponto_alto (b). Homogeneização da amostra no laboratório (c) e analisador de partículas (d) Equipamento. ....	80
Figura 27-Pontos amostrais da granulometria do solo e dos piezômetros ( <i>slug test</i> ) utilizados para estimativa da condutividade hidráulica. ....	81
Figura 28- Etapas do modelo de fluxo e transporte de cloreto.....	81
Figura 29- Modelo conceitual da área de estudo.....	83
Figura 30- Mapa de elevação da área de estudo.....	84
Figura 31- Grade numérica em planta e corte AA'. ....	85
Figura 32- Carga hidráulica (m) observada nos piezômetros.....	86
Figura 33- Esquema da simulação do fluxo transiente.....	89

Figura 34- Resultados médios $d_{10}$ (mm) das amostras de solo. ....	98
Figura 35- Resultados de cloreto- T, LEI e lençol freático. ....	104
Figura 36- Resultados de <i>E.coli</i> - T, LEI e no lençol freático. ....	105
Figura 37 – Resultados de nitrato T, LEI e no lençol freático. ....	106
Figura 38 – Resultados da DQO- T, LEI e no lençol freático. ....	107
Figura 39- Resultados da temperatura - T, LEI e no lençol freático. ...	109
Figura 40 – Resultados do pH- T, LEI e no lençol freático. ....	110
Figura 41 – Resultados do $NH_3$ - T, LEI e no lençol freático. ....	111
Figura 42- Resultados do PT- T, LEI e no lençol freático. ....	112
Figura 43- Relação entre cargas hidráulicas calculadas e observadas. ....	114
Figura 44- Direção do fluxo das águas subterrâneas nos cenários. ....	116
Figura 45- Elevação do nível freático nos cenários. ....	118
Figura 46- Corte AA- Fluxo e nível freático em direção à Lagoa da Conceição (sentido Av. das Rendeiras). ....	120
Figura 47 – Corte BB- Fluxo e nível freático na direção da Lagoa da Conceição (sentido Av. Osni Ortiga). ....	121
Figura 48- Velocidades (V em m/d) - corte CC. ....	123
Figura 49- Velocidades (U em m/d)- corte DD. ....	124
Figura 50- Comparação das velocidades entre os cenários. ....	125
Figura 51- Trajetória das partículas nos cenários. ....	127
Figura 52- Deslocamento da pluma de cloreto- camada 4. ....	130
Figura 53- Deslocamento da pluma em direção à Lagoa da Conceição (sentido da Av. das Rendeiras). ....	131
Figura 54- Deslocamento da pluma em direção à Lagoa da Conceição (sentido da Av. Osni Ortiga). ....	132
Figura 55- Concentrações de cloreto observadas e calculadas. ....	133

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Classificação USDA do tamanho dos grãos de solo.....	29
Tabela 2: Valores típicos de porosidade total e eficaz. ....	31
Tabela 3- Valores de condutividade hidráulica K dos materiais. ....	36
Tabela 4- Composição típica dos esgotos domésticos brutos.....	45
Tabela 5- Constituintes importantes no tratamento dos esgotos. ....	46
Tabela 6- Níveis de tratamento dos esgotos.....	46
Tabela 7- Concentrações típicas médias dos efluentes pós-tratamento por lodos ativados convencional.....	47
Tabela 8- Processos de remoção no solo dos constituintes dos esgotos.....	49
Tabela 9- Pontos amostrais, parâmetros e frequência amostral.....	70
Tabela 10- Dados dos piezômetros e período da qualidade das águas. .	73
Tabela 11- Dados do modelo numérico. ....	82
Tabela 12- Valores de K (cm/s) - análise de sensibilidade.....	88
Tabela 13- Valores adotados das forçantes do modelo. ....	88
Tabela 14 – Valores <i>default</i> de dispersividade do MT3DMS. ....	90
Tabela 15- Estatística da qualidade dos efluentes brutos. ....	92
Tabela 16- Estatística da qualidade dos efluentes tratados.....	94
Tabela 17- Percentual de remoção dos constituintes na ETE.....	95
Tabela 18- Índice de conformidade às legislações- efluentes SES.....	95
Tabela 19- Estatística da qualidade da LEI. ....	96
Tabela 20- Resultados médios-Cu, Cc e n das amostras de solo.....	98
Tabela 21- Resultados de K (cm/s) - Método de Hazen.....	99
Tabela 22- Resultados de K (cm/s)- método de Konezy-Carman. ....	99
Tabela 23- Estatística da qualidade de água do lençol freático. ....	101
Tabela 24- Índice de conformidade às legislações - águas subterrâneas. .....	102
Tabela 25- Resultados dos parâmetros calibrados.....	113





## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CASAN – Companhia Catarinense de Águas e Saneamento  
CIRAM- Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina  
CONAMA- Conselho Nacional do Meio Ambiente  
CPRM- Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais  
DBO<sub>5</sub>- Demanda biológica de oxigênio  
DQO- Demanda química de oxigênio  
*E.coli- Escherichia Coli*  
EPAGRI- Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de SC  
ETE – Estação de Tratamento de Esgotos  
EPT- Engenharia e Pesquisas Tecnológicas SA  
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística  
LaHiMar – Laboratório de Hidráulica Marítima  
LEI- Lagoa de Evapoinfiltração  
LQ- Limite de Quantificação do método analítico  
MDT- Modelo Digital de Terreno  
MS- Ministério da Saúde  
NH<sub>3</sub>. Amônia não ionizável  
NH<sub>4</sub><sup>+</sup>- Amônia ionizada  
N-NH<sub>3</sub><sup>-</sup> - Nitrogênio amoniacal total na forma de nitrogênio  
NMP- Número mais provável  
NO<sub>3</sub>- Nitrato  
Norg.- Nitrogênio orgânico  
PEST- Estimador de parâmetro do software Visual MODFLOW  
PMDLC- Parque Municipal Dunas da Lagoa da Conceição  
PMF- Prefeitura Municipal de Florianópolis  
PROSAB- Programa de Pesquisas em Saneamento Básico  
PT- Fósforo Total  
SDS- Secretaria de Desenvolvimento Econômico Sustentável  
SDT- Sólidos Dissolvidos Totais  
SES- Sistema de Esgotamento Sanitário  
SIAGAS- Sistema Integrado de Águas Subterrâneas  
SMEWW- *Standard Methods for Examination of Water & Wastewater*  
SSed- Sólidos Sedimentáveis  
SST- Sólidos Suspensos Totais  
ST- Sólidos Totais  
UASB- *Upflow anaerobic sludge blanket*  
USDA- *United States Department of Agriculture*  
USEPA- *United States Environmental Protection Agency*

VMP- Valor Máximo Permitido

## Sumário

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>23</b>
1.1.1	Objetivo geral .....	25
1.1.2	Objetivos específicos .....	25
<b>2</b>	<b>FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA</b> .....	<b>27</b>
2.1	MOVIMENTO DAS ÁGUAS NO SOLO E NAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS .....	27
2.1.1	Propriedades físicas dos meios porosos.....	28
2.1.2	Propriedades hidráulicas.....	32
2.1.3	Interação água subterrânea e superficial e o transporte de contaminantes .....	39
2.2	CARACTERÍSTICAS DOS ESGOTOS SANITARIOS.....	44
2.2.1	Indicadores de poluição .....	45
2.2.2	Tratamento dos esgotos sanitários.....	46
2.3	INFILTRAÇÃO DOS EFLUENTES NO SOLO.....	47
2.3.1	Mecanismos de remoção dos constituintes no solo .....	49
2.3.2	Potenciais impactos negativos .....	51
2.4	LEGISLAÇÃO AMBIENTAL E A APLICAÇÃO DE EFLUENTES NO SOLO. ....	52
2.5	MODELAGEM DE FLUXO E TRANSPORTE DE CONTAMINANTES NAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS.....	54
<b>3</b>	<b>ÁREA DE ESTUDO</b> .....	<b>59</b>
3.1	LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	59
3.2	Uso e ocupação do solo.....	59
3.3	Aspectos climatológicos.....	61
3.4	Geologia e hidrogeologia .....	62
3.5	Sistema de esgotamento sanitário da Lagoa da Conceição ...	63
3.5.1	<b>DISPOSIÇÃO FINAL DOS EFLUENTES TRATADOS</b>	<b>66</b>
<b>4</b>	<b>METODOLOGIA</b> .....	<b>69</b>

4.1	MONITORAMENTO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DO SES LAGOA E CARGA HIDRÁULICA NOS PIEZÔMETROS .....	69
4.1.1	<b>AVALIAÇÃO DOS RESULTADOS DE MONITORAMENTO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS E DA CARGA HIDRÁULICA NOS PIEZÔMETROS.....</b>	<b>75</b>
4.2	ESTIMATIVA DA CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA ...	77
4.3	MODELO DO FLUXO E TRANSPORTE DE NITROGÊNIO AMONÍACO NAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS .....	81
4.3.1	<b>Coleta de dados:.....</b>	<b>82</b>
4.3.2	<b>Formulação do modelo conceitual.....</b>	<b>82</b>
4.3.3	<b>Definição da malha do modelo.....</b>	<b>84</b>
4.3.4	<b>Definição das propriedades do modelo .....</b>	<b>85</b>
4.3.5	<b>Processamento e calibração do modelo de fluxo .....</b>	<b>86</b>
4.3.6	<b>Análise de sensibilidade.....</b>	<b>87</b>
4.3.7	<b>Trajetória de partículas e balanço hídrico .....</b>	<b>88</b>
4.3.8	<b>Definição dos cenários .....</b>	<b>88</b>
4.3.9	<b>Modelo de fluxo transiente e de transporte de contaminante conservativo .....</b>	<b>89</b>
5	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>91</b>
5.1	ESGOTOS BRUTOS E EFLUENTES TRATADOS.....	91
5.1.1	<b>Características dos esgotos brutos.....</b>	<b>91</b>
5.1.2	<b>Características dos efluentes tratados.....</b>	<b>92</b>
5.1.3	<b>Eficiência do tratamento da ETE Lagoa.....</b>	<b>94</b>
5.1.4	<b>Características dos efluentes na lagoa de evapoinfiltração</b>	<b>96</b>
5.2	ÁGUAS SUBTERRÂNEAS .....	97
5.2.1	<b>CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA.....</b>	<b>97</b>
5.2.2	<b>QUALIDADE DAS ÁGUAS DO LENÇOL FREÁTICO</b>	<b>100</b>
5.3	MODELO DE FLUXO ESTACIONÁRIO. ....	113
5.3.1	<b>Cenário Atual- Calibração e balanço hídrico.....</b>	<b>113</b>

<b>5.3.2</b>	<b>Cenário Atual- Análise de sensibilidade.....</b>	<b>114</b>
<b>5.3.3</b>	<b>Comportamento do fluxo e no nível freático nos cenários.</b>	<b>115</b>
<b>5.3.4</b>	<b>Caminhamento das partículas nos cenários.....</b>	<b>126</b>
<b>5.4</b>	<b>MODELO DE FLUXO TRANSIENTE E O TRANSPORTE</b>	
	<b>DE CLORETO.....</b>	<b>128</b>
<b>6</b>	<b>CONCLUSÃO .....</b>	<b>135</b>
<b>7</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>139</b>



## 1 INTRODUÇÃO

A técnica de infiltração no solo através de bacias de infiltração visa aproveitar o potencial natural desse meio para remover os constituintes presentes nos esgotos através de sua passagem pela subsuperfície onde, a maior parte se infiltra e uma pequena parte evapora diretamente à atmosfera, sendo que a qualidade dos efluentes pós infiltração podem variar significativamente de acordo com as características hidrogeológicas locais e das práticas de manejo das bacias (USEPA, 2006).

Diante da crescente densidade populacional da ilha de Santa Catarina, na ordem de 624 hab./km<sup>2</sup> em contraste com a média de 65,27 hab./km<sup>2</sup> do Estado de Santa Catarina (IBGE, 2010) e das características fisiográficas peculiares locais, a disposição final dos efluentes tratados vem sendo considerada uma das principais dificuldades encontradas pela companhia responsável pelos serviços de águas e saneamento. As bacias hidrográficas da ilha possuem cursos d'água superficiais de pequeno porte, sem capacidade de receber os efluentes gerados; os maiores cursos d'água referem-se a ambientes lânticos, com baixa hidrodinâmica e, outros possuem em sua foz unidades de conservação que impossibilitam o lançamento de efluentes de qualquer natureza CASAN, 2017.

A bacia hidrográfica da Lagoa da Conceição ocupa uma área total de 82,1 km<sup>2</sup>, sendo que o corpo lagunar ocupa uma área de 20,3 km<sup>2</sup>. Considerada uma laguna sufocada, conectada ao mar através de um canal raso e meandrante com 2,8 km de extensão, Sierra de Ledo e Soriano-Serra (1999) verificaram que, após a construção dos molhes do Canal da Barra na década de 1970, o volume de água que entra durante a preamar contribui com cerca de 4% da taxa de renovação da água da Lagoa. Essa capacidade, limitada de trocas com o oceano, e o alto tempo de residência das águas no interior da laguna, são fatores que aumentam a importância de se controlar as descargas de nutrientes neste corpo de água.

O sistema de esgotamento sanitário (SES) Lagoa da Conceição, objeto do presente estudo, iniciou sua operação em 1988 e nesses 30 anos de existência, ampliações na área de abrangência da rede coletora dos esgotos e aumento da capacidade de tratamento da estação de tratamento foram necessárias para atender a demanda populacional crescente da região. O tratamento dos esgotos é do tipo secundário sem remoção de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, sendo capaz de obter, nos últimos 10 anos, efluentes com concentrações médias de sólidos suspensos totais e DBO<sub>5</sub> mg/L de 43 e 24mg/L, respectivamente.

A disposição final dos efluentes tratados acontece no solo através de uma lagoa de evapoinfiltração localizada numa área de dunas, distante aproximadamente 350m da Lagoa da Conceição.

Dada a proximidade da área de infiltração de efluentes à Lagoa da Conceição e a superficialidade do lençol freático na região, entende-se que o tempo de transmissão de contaminantes da superfície até o lençol freático são curtos, o que torna as águas subterrâneas vulneráveis a poluição e fonte de nutrientes para as águas da laguna, tendo em vista que concentrações médias, nos últimos 10 anos, na ordem de 56mg/L de nitrogênio total e 6mg/L de fósforo, permaneceram no efluente tratado.

Zanatta (2005) avaliou a qualidade das águas do lençol freático do período compreendido entre os anos 2001 a 2003, em 13 piezômetros na área de infiltração do efluente do SES Lagoa da Conceição e verificou que, as infiltrações que ocorrem através da LEI proporcionam elevados índices de remoção de compostos orgânicos, *E.coli*, estando as concentrações de nitrato abaixo dos padrões estabelecidos em legislação pertinente. Por outro lado, devido principalmente à ausência de práticas de aplicação dos efluentes e de descanso do solo, a remoção de nitrogênio amoniacal não foi verificada e o fósforo foi removido parcialmente. As maiores concentrações foram encontradas próximas a LEI e seguem a pluma de contaminação, isto é, os valores maiores estão mais próximo do fundo, enquanto que os valores menores estão mais próximo da superfície e mais distantes da LEI.

Considerando que o fluxo subsuperficial afeta o transporte e o destino dos contaminantes que se movem juntamente com a água subterrânea (SUTHERSAN, 1996), o foco principal deste estudo é quantificar as alterações provocadas no nível freático e na velocidade das águas subterrâneas decorrentes da introdução da lagoa de evapoinfiltração na área de estudo através da modelagem numérica, utilizando o software Visual ModFlow. A partir do conhecimento do fluxo das águas subterrâneas na condição atual, foram simulados cenários do ambiente natural (sem a lagoa de evapoinfiltração), bem como do início da operação da mesma.

Para avaliar o deslocamento da pluma de um contaminante conservativo proveniente da área de infiltração dos efluentes, foi adotado o cloreto como traçador e, considerando o aumento crescente da área da lagoa de evapoinfiltração ao longo do período de sua operação, seu transporte foi simulado com fluxo transiente.

Para atender os objetivos do estudo, levantamentos de dados primários e secundários para determinação da condutividade hidráulica na área de estudo foram realizados, bem como uma organização e análise



estatística dos resultados do monitoramento da qualidade físico-química e microbiológica das águas superficiais e subterrâneas do SES Lagoa, no período compreendido entre os anos 2000 a 2018.

O presente estudo servirá para preencher uma importante lacuna sobre a contribuição das águas subterrâneas no corpo lagunar e o entendimento dos impactos da urbanização não planejada na bacia hidrográfica da Lagoa da Conceição, área de interesse de diversas investigações acadêmicas, onde o LAHiMar iniciou em meados de 2004, uma linha de pesquisa sobre este sistema estuarino, tripla interface entre continente, oceano e atmosfera com o objetivo de responder perguntas básicas sobre os processos de advecção e dispersão no corpo de água lagunar, que dependem em menor ou maior grau de vários componentes possivelmente influenciados pela intervenção antrópica.

### **1.1.1 Objetivo geral**

Determinar o comportamento do fluxo subsuperficial da água na área da disposição final dos efluentes tratados na lagoa de evapoinfiltração, localizada na área das dunas da Lagoa da Conceição, Florianópolis/SC.

### **1.1.2 Objetivos específicos**

Organizar o banco de dados de qualidade das águas do Sistema de Esgotamento Sanitário da Lagoa da Conceição;

Determinar a operação e a eficiência da estação de tratamento de esgotos ao longo do período compreendido entre os anos 2000-2018, considerando o atendimento aos padrões de lançamento dos efluentes tratados preconizados por legislações aplicáveis;

Determinar a qualidade das águas do lençol freático no período compreendido entre os anos 2000-2018, a partir de observações diretas dos piezômetros na área de estudo, comparando com os valores máximos permitidos nas legislações pertinentes;

Diagnosticar o estado do fluxo subsuperficial e do transporte de um traçador conservativo (cloreto), através de modelagem numérica.



## 2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A abordagem específica ao tema refere-se aos conceitos relacionados ao movimento das águas no solo. De maneira abrangente é apresentada as características gerais dos esgotos domésticos, do tratamento dos esgotos e da disposição dos efluentes no solo através da técnica de infiltração. Por fim, apresenta-se o modelo numérico adotado para a análise do fluxo subsuperficial e do transporte de contaminantes da lagoa de evapoinfiltração em direção à Lagoa da Conceição, Florianópolis/SC.

### 2.1 MOVIMENTO DAS ÁGUAS NO SOLO E NAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

As águas abaixo da superfície do divididas em 2 categorias principais (FITTS, 2015) (Figura 1):

Zona não saturada, zona de aeração ou zona vadosa, situada acima do lençol freático, onde a pressão de água porosa é menor que a atmosférica. Na maior parte desta zona, os espaços porosos contam parte ocupada por ar e também por água;

Zona saturada, zona freática, onde todos os poros existentes solo estão preenchidos com água, situada abaixo do lençol freático. O lençol freático é definido como a superfície sobre a qual a pressão de água porosa é igual a pressão atmosférica.

O aquífero refere-se a uma região ou camada geológica permeável na zona saturada, que armazena e transmite águas subterrâneas (FITTS, 2015). Quando a superfície que limita a zona saturada coincide com o lençol freático, estando todos os seus pontos sob pressão atmosférica, os aquíferos são classificados como livre (Figura 1).

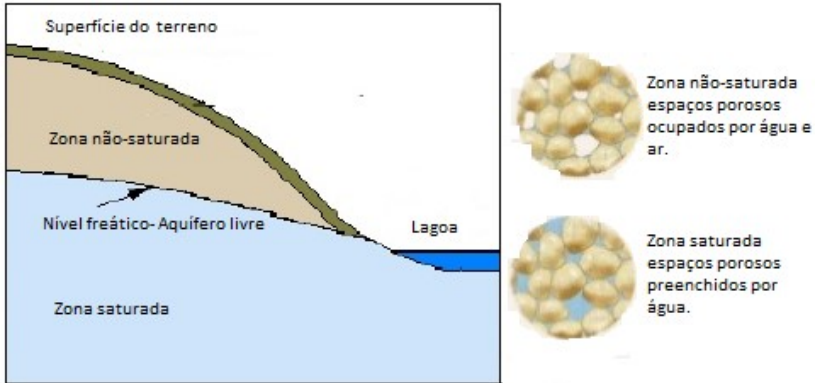


Figura 1- Aquífero livre e as zonas abaixo da superfície.

Fonte: Adaptado de Winter *et al.*, 1998.

Para o entendimento de como a água se move abaixo da superfície é necessário o conhecimento das propriedades físicas-químicas e microbiológicas dos materiais do solo através dos quais a água se move bem como importantes fatores hidráulicos que governam o fluxo das águas abaixo da superfície.

### 2.1.1 Propriedades físicas dos meios porosos

- **Textura**

Descreve o tamanho dos grãos e a distribuição das partículas no solo, apresentando a porcentagem de areia, silte e argila.

A distribuição do tamanho dos grãos determina quanto espaço de poros está disponível para conter água e com que facilidade a água é transmitida pelo material. Na Tabela 1 é apresentada a faixa de variação do tamanho dos grãos de diferentes materiais adotada pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA).

Tabela 1: Classificação USDA do tamanho dos grãos de solo.

Material	USDA (mm)
Cascalho/Pedregulho	>2,00
Areia muito grossa	1,00-2,00
Areia grossa	0,50-1,00
Areia média	0,20-0,50
Areia fina	0,10-0,20
Areia muito fina	0,05-0,10
Silte	0,002-0,05
Argila	<0,002

Fonte: Brady e Weil, 2013.

De posse das frações de areia, argila e silte de uma amostra de solo pode-se determinar a classe textural do solo, através do triângulo da USDA que reconhece 12 classes do solo (Figura 2).

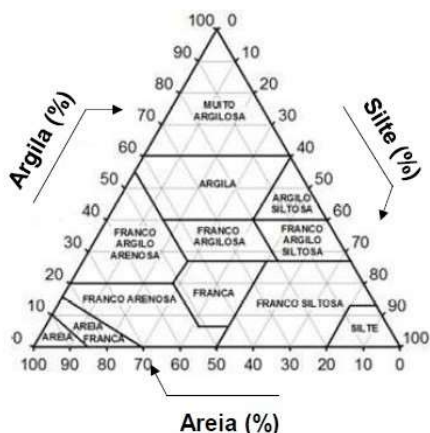


Figura 2- Triângulo USDA classe textural do solo.

Fonte: Brady e Weil, 2013.

### • Estrutura

Refere-se ao formato e ao grau de agregação da partícula, influenciando no movimento da água e do ar, a transferência de calor e a porosidade do solo (USEPA, 2006).

Através da curva granulométrica, é possível a determinação do diâmetro efetivo ( $d_{10}$ ), coeficiente de uniformidade (Cu) (Eq. 1) e

coeficiente de curvatura (Cc) (Eq. 2). O coeficiente de uniformidade mede o quão bem graduado as partículas do solo estão distribuídas (CAPUTO, 1988).

$$Cu = \frac{d_{60}}{d_{10}} \quad (1)$$

Onde:  $d_{10}$ : diâmetro de uma partícula da amostra em que 10% do peso (seco) das partículas desta amostra são mais finos e  $d_{60}$ : diâmetro de uma partícula da amostra em que 60% do peso (seco) das partículas desta amostra são mais finos.

Quanto mais uniforme a curva granulométrica, mais mal graduado será classificado o solo. A uniformidade do solo é classificada como uniforme quando  $Cu < 5$ ; uniformidade média quando  $5 < Cu < 15$  e, não uniforme quando  $Cu > 15$  (CAPUTO, 1988).

O coeficiente de curvatura permite estudar o formato da curva granulométrica, permitindo constatar descontinuidades e concentrações de grãos maiores no conjunto.

$$Cc = \frac{d_{30}^2}{d_{10} * d_{60}} \quad (2)$$

Onde:  $d_{30}$ : diâmetro de uma partícula da amostra em que 30% do peso (seco) das partículas desta amostra são mais finos.

O solo é considerado bem graduado quando o valor do coeficiente de curvatura está compreendido entre 1 e 3 (CAPUTO, 1988).

- **Porosidade total (n)**

Indica a relação entre o volume de vazios e o volume total de uma rocha ou solo (Eq. 3).

$$n = \frac{Vv}{Vt} \quad (3)$$

Onde:  $Vv$ = volume de vazios e  $Vt$ =volume total do material.

- **Porosidade efetiva ( $n_{ef}$ )**

É a porosidade que está interconectada e disponível para o fluxo atravessar (FITTS, 2015).

- **Porosidade eficaz ( $S_y$ )**

Definida como sendo a razão entre o volume de água liberado dos vazios pelas forças gravitacionais e o volume total da rocha (Eq. 4) (FEITOSA *et al.*, 2008).

$$S_y = \frac{V_{inter.}}{V_t} \quad (4)$$

Onde:  $V_{inter}$ = volume total de espaços vazios interconectados e  $V_t$ =volume total do material.

A Tabela 2 apresenta os valores típicos de porosidade total e eficaz para diferentes tipos de materiais.

Tabela 2: Valores típicos de porosidade total e eficaz.

Material	n (%)*	$S_y$ **
Argila	34-60	0-5
Silte	34-61	3-19
Areia fina	26-53	10-28
Areia grossa	31-46	20-35
Cascalho fino	25-38	21-35
Cascalho grosso	24-36	12-36

\*Fonte: baseado em Davis (1969) e Johnson e Morris (1962) *apud* Domenico e Schwartz (1997)

\*\*Fonte: Johnson (1967) *apud* Fetter (2001)

- **Coefficiente de armazenamento específico ( $S_s$ )**

Volume de água liberada do armazenamento de uma área unitária do aquífero em função de um rebaixamento unitário da carga hidráulica.

- **Coefficiente de armazenamento (S)**

Volume de água liberado de uma coluna vertical do aquífero, com área unitária, por rebaixamento da carga hidráulica (Eq. 5) (FEITOSA *et al.*, 2008).

$$S = S_y + S_s \cdot b \quad (5)$$

Onde:  $S_y$ = porosidade eficaz;  $S_s$ = armazenamento específico e  $b$ = espessura vertical do aquífero.

Em aquíferos livres, o armazenamento específico é normalmente insignificante, apresentando valores entre 0,005 a 0,00005, em comparação ao armazenamento associado a drenagem de água no lençol freático. Sendo assim, o coeficiente de armazenamento de um aquífero livre é equivalente à sua porosidade eficaz (Eq. 6).

$$S = S_y \quad (6)$$

Onde:  $S$ = coeficiente de armazenamento e  $S_y$ = porosidade eficaz.

Apesar muito pequeno, o modelo numérico tridimensional MODFLOW considera o valor de  $S_s$ .

## 2.1.2 Propriedades hidráulicas

- **Condutividade Hidráulica (K)**

A água flui de um lugar para o outro em resposta a distribuições desiguais de energia. Usando princípios hidrostáticos, é comum fazer medições diretas da carga hidráulica nos poros da zona saturada de um aquífero através da instalação de piezômetros. A carga hidráulica medida em um piezômetro (Figura 3) pode ser explicada em termos da Eq. 7.



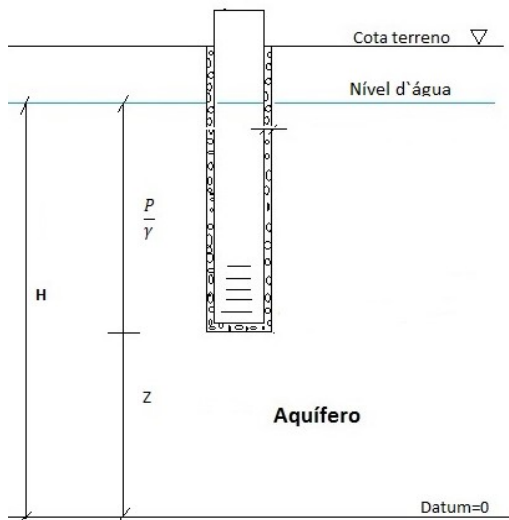


Figura 3- Medição da carga hidráulica (H) em piezômetros.

Fonte: Adaptado de Domenico e Schwartz, 1997.

$$H = z + \frac{P}{\gamma} + \frac{v^2}{2g} \quad (7)$$

Onde: H= carga hidráulica; Z= altura em relação a um referencial; P= pressão hidrostática;  $\gamma$ = densidade da água; v= velocidade e g= aceleração da gravidade.

Considerando que a velocidade das águas subterrâneas é baixa, o termo da energia cinética pode ser ignorado. Sendo assim, a carga hidráulica total em um solo saturado é função dos componentes da carga de posição e da pressão hidrostática (Eq. 8):

$$H = z + \frac{P}{\gamma} \quad (8)$$

Onde: H= carga hidráulica total; z= carga de posição e  $\frac{P}{\gamma}$ = pressão hidrostática.

A condutividade hidráulica representa a medida da facilidade com que a água se move através dos interstícios da rocha, dependendo das

características do meio e do fluido, é obtida através da Lei de Darcy Feitosa *et al.*, 2008.

O engenheiro francês Darcy em 1856 conduziu um experimento (Figura 4) com uma coluna de areia usada para filtração da água onde foi observado que o fluxo de água que passa pela área transversal da coluna de areia está relacionado à perda de carga hidráulica e ao comprimento da coluna, através da constante de proporcionalidade denominada condutividade hidráulica, expressa pela Eq. 9:

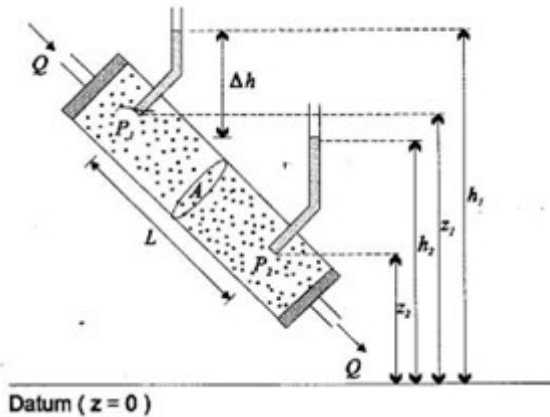


Figura 4- Experimento de Darcy

Fonte: Feitosa et al., 2008.

$$Q = -K \times A \times \left( \frac{h_1 - h_2}{L} \right) \quad (9)$$

Onde: Q= vazão; A= área transversal da coluna; K= condutividade hidráulica;  $h_1 - h_2$ = perda de carga hidráulica e L= comprimento da coluna.

O sinal negativo indica que o fluxo segue na direção da menor carga hidráulica.

A Lei de Darcy pode ser rearranjada ao termo  $q$ , chamado fluxo.

$$q = \frac{Q}{A} = -K \left( \frac{dh}{L} \right) \quad (10)$$

Onde:  $q$ = fluxo;  $K$ = condutividade hidráulica;  $dh$ = perda de carga hidráulica e  $L$ = comprimento da coluna.

Como o fluxo através do meio poroso é limitado pelos canais de poros, então a velocidade de Darcy ( $V_s$ ) pode ser apresentada através da Eq.11 (FETTER, 2001).

$$V_s = \frac{q}{n_{ef}} \quad (11)$$

Onde:  $q$ = fluxo e  $n_{ef}$ = porosidade efetiva.

No ambiente natural, as águas subterrâneas fluem em padrões tridimensionais complexos, onde o gradiente hidráulico é uma derivada parcial escrita como  $\frac{\partial h}{\partial x_i}$ , onde  $x_i = x, y, z$ , sendo comum definir o  $z$  na vertical e  $x$  e  $y$  na horizontal (Eq. 12).

$$\begin{aligned} qx &= -Kx \frac{\partial h}{\partial x} \\ qy &= -Ky \frac{\partial h}{\partial y} \\ qz &= -Kz \frac{\partial h}{\partial z} \end{aligned} \quad (12)$$

Onde:  $q$ = fluxo nas direções  $x, y, z$ ;  $K$ = condutividade hidráulica nas direções  $x, y$  e  $z$ ;  $\frac{\partial h}{\partial x_i}$ = perda de carga hidráulica nas direções  $x, y, z$ .

É comum descrever as distribuições de condutividade hidráulica usando os termos de heterogeneidade e anisotropia. Em um material heterogêneo, o valor de  $K$  varia no espaço. A anisotropia implica que o  $K$  em determinado local depende da direção. Embora os materiais geológicos reais não sejam perfeitamente homogêneos ou isotrópicos, normalmente é razoável considerar que eles o são para fins de cálculo (FITTS, 2015).

Os valores de  $K$  dependem do tamanho e da interconectividade dos poros e do material do aquífero (Tabela 3).

Tabela 3- Valores de condutividade hidráulica K dos materiais.

Material	K (cm/s)	
	Cascalho	0,03
Areia grossa	0,00009	0,6
Areia média	0,00009	0,05
Areia fina	0,00002	0,02
Silte	0,0000001	0,002
Argila	0,000000001	0,00000047

Fonte: Modificado de Domenico e Schwartz, 1997.

O fluxo das águas na zona insaturada segue os mesmos princípios físicos que no meio saturado. A diferença mais importante sobre o fluxo nesta zona é que a condutividade hidráulica não é um constante material como é na zona saturada e depende do conteúdo volumétrico de água. Essas diferenças tornam a análise do fluxo insaturado mais complexo do que no fluxo saturado.

A condutividade hidráulica pode ser determinada por meio de ensaios de laboratório (ex: permeâmetros), experimentos em campo (ex: *slug test*), e utilizando fórmulas empíricas. Existem ainda métodos disponíveis que envolvem rastreadores químicos ou a simulação do sistema de fluxo natural (FITTS, 2015).

São descritos os métodos utilizados no presente trabalho para a determinação da condutividade hidráulica na área de estudo que se referem as fórmulas empíricas de Hazen (1892) e Kozeny-Carman (1927, 1956), estas que utilizam relações do tamanho dos grãos com a condutividade hidráulica e o método de campo *slug test*, utilizado para a estimativa direta da condutividade hidráulica em piezômetros.

- **Método de Hazen**

A estimativa prévia de condutividade hidráulica (k) pode ser efetuada com base no tamanho dos poros em um material. Hazen (1892) propôs uma relação empírica baseada em experimentos com diversas amostras de areia, conforme Equação 13 (FITTS, 2015).

$$K = Ch(d_{10})^2 \quad (13)$$

Onde:  $K$  = condutividade hidráulica (cm/s);  $d_{10}$ : refere-se ao diâmetro associado a 10% do peso total, de todas as partículas com diâmetros menores e  $Ch$  = fator empírico de Hazen. O valor de  $Ch$ , em areias, normalmente é igual a 100, podendo variar de 40 a 120.

De acordo com Fetter (2001), esta fórmula pode ser utilizada desde que o diâmetro efetivo do grão ( $d_{10}$ ) esteja dentro da faixa entre 0,1 e 3,0mm.

- **Método de Kozeny-Carman**

Desenvolvida primeiramente por Kozeny (1927) e modificada posteriormente por Carman (1937, 1956), é uma das equações mais usadas e aceitas para a estimativa de condutividade hidráulica, (CARRIER, 2003; ODONG, 2007), sendo apropriada para solos com diâmetro efetivo menor que 3mm e não argilosos (ODONG, 2007). A fórmula de Kozeny-Carman é dada como (Eq. 14):

$$K = \left( \frac{\rho g}{\mu} \right) \left[ \frac{n^3}{(1-n)^2} \right] \left( \frac{d_{10}^2}{180} \right) \quad (14)$$

Onde:  $K$  = condutividade hidráulica (m/s);  $\rho$  = densidade da água ( $\text{kg/m}^3$ );  $g$  = aceleração da gravidade ( $\text{m/s}^2$ );  $\mu$  = viscosidade dinâmica da água ( $\text{kg/m.s}$ ) e  $n$  = porosidade total (%).

De acordo com Vuković e Soro (1992) para o cálculo de porosidade total ( $n$ ), a seguinte fórmula (Eq. 15) pode ser utilizada:

$$n = 0,255(1 + 0,83^{Cu}) \quad (15)$$

Onde  $Cu$  é o coeficiente de uniformidade dos grãos.

- **Método *slug test***

Consiste basicamente no lançamento de um objeto com qualquer volume dentro do piezômetro que estava previamente em equilíbrio e assim monitorar a elevação rápida e o rebaixamento do nível d'água até voltar a posição inicial (Figura 5). As medições do nível podem ser

acompanhadas manualmente, com o auxílio de medidores de nível ou automaticamente, com o auxílio de um transdutor de pressão.

Estes ensaios são considerados atrativos graças a sua simples execução, são relativamente baratos e possibilitam a replicação do ensaio. Entre as desvantagens destacam-se o resultado da estimativa de condutividade hidráulica horizontal de uma pequena região ao redor da área do piezômetro (FITTS, 2015), da necessidade que o piezômetro tenha sido bem desenvolvido e a necessidade de utilizar sensores automáticos em aquíferos muito permeáveis. Além disso, como o teste influencia apenas um volume pequeno do aquífero, a extrapolação dos resultados deve ser feita criteriosamente. (OHIO EPA, 2006).

Existem várias soluções analíticas disponíveis para o cálculo do coeficiente de  $k$ . Será descrito o método de Bouwer & Rice (1976), utilizado em poços totalmente ou parcialmente penetrantes no aquífero (OHIO EPA, 2006).

- **Solução de Bouwer & Rice**

Baseado na solução analítica de Thiem, este método assume desprezível o rebaixamento da linha d'água na vizinhança do piezômetro, sendo condutividade hidráulica ( $K$ ) obtida através da Equação 16, conforme Figura 5:

$$K = \frac{r^2 \ln\left(\frac{R_e}{R}\right)}{2L} \frac{1}{t} \ln\left(\frac{h_0}{ht}\right) \quad (16)$$

Onde  $r$ : raio do piezômetro;  $R_e$ : distância radial efetiva do poço para efeito de determinação de  $K$ ;  $R$ : raio medido do centro do piezômetro até o material não perturbado (pré-filtro);  $L$ : comprimento do filtro;  $h_0$ : nível de água no tempo inicial ( $t_0$ );  $ht$ : nível d'água no tempo  $t$  e  $t$  = tempo  $h_0$  até  $ht$ .

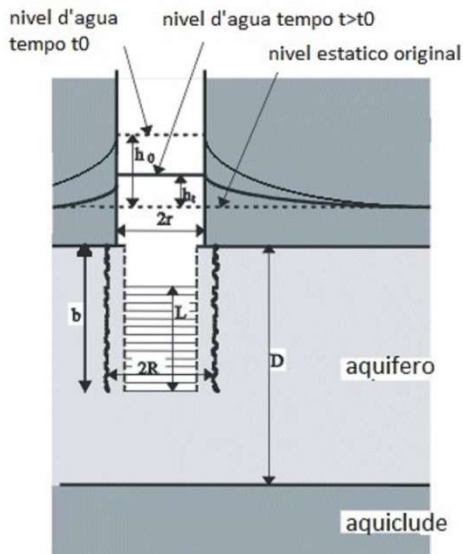


Figura 5- Piezômetro parcialmente penetrante no aquífero  
Fonte: Modificado de Fetter (2001).

Como não é possível medir o valor de  $Re$  em um poço, através de simulações e modelos matemáticos, Bouwer & Rice obtiveram equações que permitem calcular o valor da expressão  $\ln(Re/R)$  usada na equação 17.

Em poços parcialmente penetrantes, onde a base do filtro e o nível d'água ( $b$ ) é menor que a espessura saturada do aquífero ( $D$ ), tem-se:

$$\ln\left(\frac{Re}{R}\right) = \left\{ \frac{1,1}{\ln\left(\frac{b}{R}\right)} + \frac{A+B\ln\left(\frac{D-b}{R}\right)}{\frac{L}{R}} \right\}^{-1} \quad (17)$$

As constantes  $A$ ,  $B$  e  $C$  são valores adimensionais plotados em função de  $L/R$ .

### 2.1.3 Interação água subterrânea e superficial e o transporte de contaminantes

As interações entre as águas superficiais e subterrâneas podem ocorrer em todos os tipos de escoamento superficiais. A figura 6 apresenta diferentes configurações do movimento da água na interação corpo

superficial-aquífero que depende da configuração do lençol freático nas proximidades do corpo d'água, que pode fornecer ou ser abastecido pelo aquífero.

As águas subterrâneas se movem por linhas de fluxo de comprimentos diversos, das áreas de recarga para as áreas de descarga (Figura 6).

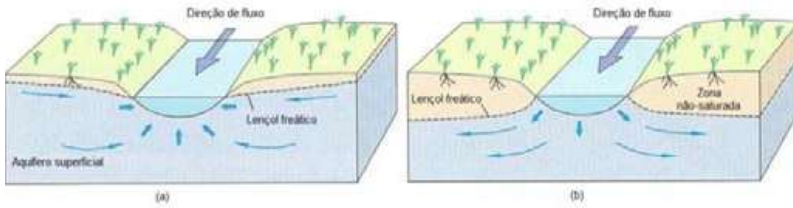


Figura 6- Curso d'água superficial abastecido (a) e fornecedor para o aquífero (b).

Fonte: adaptado de Winter *et al.*, 1998.

As descargas variam a medida que os níveis de água superficiais e subterrâneas mudam em resposta a eventos de precipitação, inundações (FITTS, 2015). Em aquíferos livres, a espessura da zona insaturada do aquífero freático é altamente variável. Normalmente, próximo de corpos d'água de superfícies permanentes sua profundidade é pequena, variando de acordo com a época, de um ano a outro, devido a recarga da água subterrânea (WINTER, *et al.*, 1998).

Quando o nível de água é medido em vários poços ao longo de uma área de estudo tendo o nível do mar como referência em comum (Figura 7A), os dados podem ser interpolados para indicar a configuração do nível água ou linhas equipotenciais (Figura 7B). As linhas perpendiculares aos contornos do nível d'água, indicam a direção do sistema de água subterrânea (Figura 7C). A superfície freática se ajusta continuamente com as mudanças da recarga e os seus padrões. Para a construção do mapa do nível d'água, devem ser feitas medidas do nível aproximadamente ao mesmo tempo, sendo o mapa resultante representativo daquele tempo específico.



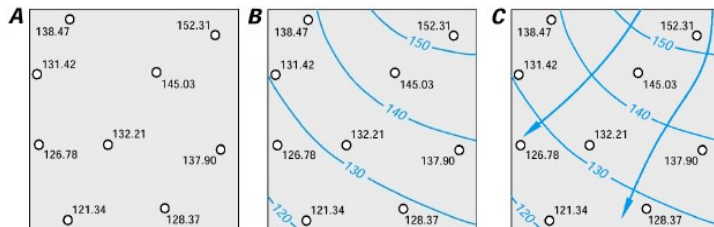


Figura 7- Linhas equipotenciais e de fluxo das águas subterrâneas.

Fonte: adaptado de Winter, *et al.*, (1998).

Eventos de precipitação trazem água para a superfície do solo. Essa água pode se infiltrar no solo e se tornar infiltração, pode fluir pela superfície do solo como escoamento superficial, pode evaporar da superfície do solo e pela transpiração das plantas, fenômeno este conhecido como evapotranspiração. A água na zona insaturada que se move para baixo e flui para a zona saturada é chamada de recarga (FITTS, 2015).

Para se estimar a recarga de um aquífero em uma região de interesse, é possível avaliar as quantidades de água que entram, saem e se armazenam num sistema e o equilíbrio hidrológico (método balanço hídrico) que se refere ao conceito básico de conservação de massa com relação aos fluxos de água (Equação 18).

$$\sum E - \sum S = \frac{dV}{dt} \quad (18)$$

Onde:  $E$  = entradas de água em um sistema;

$S$  = saídas de água de um sistema e;

$\frac{dV}{dt}$  = taxa de mudança na água armazenada no sistema.

Flutuações no nível de água em piezômetros e poços de observações podem ser resultados de vários fenômenos hidrológicos, alguns naturais e outros induzidos pelo homem onde, na maioria das vezes, operam simultaneamente. A recarga natural, a evapoinfiltração, os efeitos da maré em regiões costeiras e os efeitos da pressão atmosférica, entre outros, são considerados fenômenos naturais. Como fenômenos antrópicos citam-se a recarga artificial resultante da infiltração de bacias de infiltração, de aterros sanitários, de bombeamento de poços, poços de injeção, entre outros (FREEZE E CHERRY, 1979).

O acesso de contaminantes às águas subterrâneas depende do resultado das ações naturais de defesa que se processam na zona vadosa. O transporte de massa refere-se ao transporte de um soluto, ou seja, da massa de uma substância que se move com a água nos interstícios do meio poroso (FEITOSA *et al.*, 2008).

Os elementos que afetam o transporte e o destino dos contaminantes referem-se as suas propriedades físico-químicas e microbiológicas e as propriedades do material ou ambiente na subsuperfície. As substâncias químicas conservativas se moverão através da subsuperfície juntamente com a água subterrânea, não sendo afetadas por processos abióticos e bióticos. Já os contaminantes não conservativos podem não ser afetados durante o transporte em água subterrânea se o ambiente em subsuperfície não contribui nas reações que afetam o contaminante. Assim, para que ocorram as interações entre o ambiente em subsuperfície e o contaminante, é necessário que ambos, sejam contribuintes para estas interações (SUTHERSAN, 1996).

De acordo com Suthersan (1996), os processos que afetam o transporte de contaminantes podem ser categorizados em:

- Processos hidrodinâmicos: envolvem a advecção e dispersão hidrodinâmica;
- Processos abióticos: processos de sorção, hidrólises, precipitação e solubilização.
- Processos bióticos (biodegradação): podem ocorrer em ambientes aeróbios e anaeróbios, estando intimamente relacionados aos mecanismos de oxirredução, atuando na transformação de substâncias orgânicas e inorgânicas.

Neste trabalho, destaque será dado aos processos hidrodinâmicos.

O fenômeno da advecção se deve ao fluxo das águas subterrâneas, sendo o mecanismo preponderante na maioria dos problemas práticos de contaminação. Segundo Shackelford (1993), a advecção é o processo na qual os contaminantes são transportados com o escoamento do fluido, em resposta ao gradiente hidráulico. Por este mecanismo os solutos são transportados numa razão média igual à velocidade de infiltração do fluido, definida como a velocidade de Darcy dividida pela porosidade efetiva (Eq. 11).

A dispersão hidrodinâmica é o fenômeno pela qual ocorre o espalhamento tridimensional dos contaminantes, causando diluição pelo caminho do escoamento (Freeze e Cherry, 1979) e refere-se ao efeito combinado da dispersão mecânica e da difusão molecular.

De acordo com Domenico e Schwartz (1997), a dispersão mecânica refere-se a mistura de solutos motivada pela variação local da

velocidade no meio, sendo um aspecto puramente hidráulico. Já a difusão molecular é o processo pelo qual os constituintes iônicos ou moleculares se movem na direção dos seus gradientes de concentração, podendo ocorrer na ausência de qualquer movimento hidráulico, só deixando de existir quando se anulam seus gradientes de concentração. A Figura 8 ilustra o processo de espalhamento causado pela dispersão, fazendo com que o contaminante ocupe um volume maior do que se ocorresse apenas a advecção. Com isso o pico de concentração decresce, enquanto a frente de contaminação se move mais rápido.

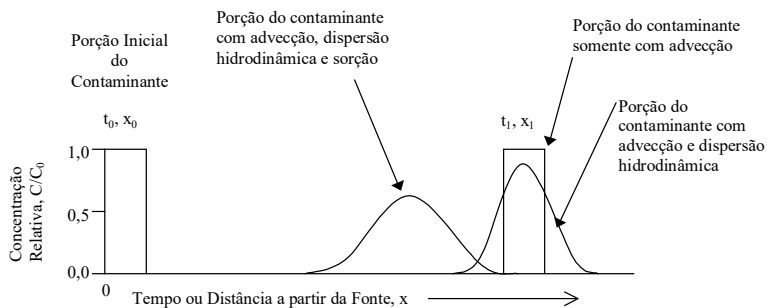


Figura 8- Processos de transporte de contaminantes.

Fonte: Guiguer (2016).

A representação esquemática da interação da lagoa de evapoinfiltração (LEI) no fluxo subsuperficial da área de estudo é apresentada na Figura 9.

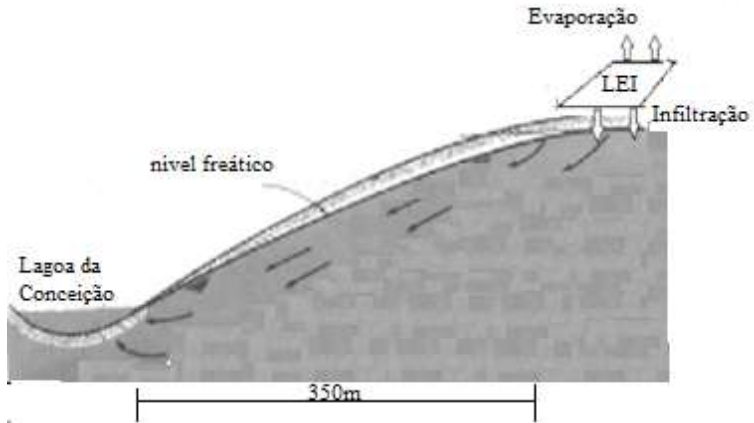


Figura 9- Representação da interação LEI e Lagoa da Conceição.  
 Fonte: Adaptado de USEPA, 2006.

## 2.2 CARACTERÍSTICAS DOS ESGOTOS SANITARIOS

As características dos esgotos é função dos usos à qual as águas foram submetidas, e variam com o clima, situação social e econômica e hábitos da população.

Devido à grande variedade de constituintes que podem ser encontrados nos esgotos sanitários, é comum a prática de caracterizá-los de acordo segundo suas propriedades físicas e de seus constituintes químicos e biológicos (Tabela 4).

Tabela 4- Composição típica dos esgotos domésticos brutos

Constituintes	Un.	Concentração <sup>*a</sup> (mg/L, exceto pH)		
		Baixa	Média	Alta
<b>Características físicas</b>				
Sólidos totais (ST)	mg/L	537	806	1612
Sólidos dissolvidos totais (SDT)	mg/L	374	560	1121
Sólidos suspensos totais (SST)	mg/L	130	195	389
Sólidos sedimentáveis (SSed)	mg/L	8	12	23
<b>Características químicas</b>				
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO <sub>5</sub> )	mg/L	133	200	400
Demanda química de oxigênio (DQO)	mg/L	339	508	1016
Óleos e Graxas (O&G)	mg/L	51	76	153
Nitrogênio total (NT)	mg/L N	23	35	69
Nitrogênio orgânico (Norg)	mg/L N	10	14	29
Amônia (NH <sub>3</sub> )	mg/L N	14	20	41
Nitratos (NO <sub>3</sub> )	mg/L N	0	0	0
Fósforo total (PT)	mg/L P	3,7	5,6	11
Cloreto <sup>*b</sup> (Cl)	mg/L	39	59	118
Sulfato <sup>*b</sup> (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	mg/L	24	36	72
<b>Características biológicas</b>				
<i>E.coli</i> (log)	NMP/ 100mL	3 a 5	4 a 6	5 a 8

Fonte: Adaptado de Metcalf & Eddy (2016).

<sup>\*a</sup> Concentrações baixa, média e alta são baseadas em vazões de esgotos de aproximadamente 570, 380 e 190L/per capita.dia, respectivamente.

<sup>\*b</sup> valores devem ser maiores pela quantidade de constituintes presentes na água de abastecimento.

### 2.2.1 Indicadores de poluição

Os constituintes mais importantes associados ao tratamento de esgotos e sua importância em relação à poluição e/ou contaminação das águas é resumida na Tabela 5.

Tabela 5- Constituintes importantes no tratamento dos esgotos.

<b>Principais constituintes</b>	<b>Razão da importância</b>
Sólidos suspensos	Podem provocar depósitos de lodo e condições anaeróbias quando lançado no ambiente aquático.
Orgânicos biodegradáveis	Contendo principalmente proteínas, carboidratos e gorduras, são mais comumente medidos em termos de DBO <sub>5</sub> e DQO. A estabilização biológica desses constituintes no ambiente aquático pode levar à depleção dos recursos de oxigênio natural e do desenvolvimento de condições sépticas.
Patogênicos	Transmissão de doenças.
Nutrientes	Associados ao carbono, tanto nitrogênio como fósforo são elementos essenciais ao crescimento de espécies aquáticas indesejáveis e provocar a poluição das águas subterrâneas e superficiais.
Poluentes prioritários	Componentes orgânicos e inorgânicos selecionados com base em suas conhecidas ou suspeitas carcinogenicidade, mutagenicidade, terotogenicidade ou elevada toxicidade aguda. Muitos desses poluentes são classificados como compostos orgânicos voláteis.
Orgânicos refratários	Compostos orgânicos que tendem a resistir aos métodos convencionais de tratamento de esgotos. Como exemplos incluem surfactantes, fenóis e pesticidas.
Metais pesados	Tendo como fonte atividades comerciais e industriais, podendo haver a necessidade de removê-los se o efluente for reutilizado.
Micropoluentes (compostos emergentes)	Compostos presentes em pequenas concentrações e derivados, em grande parte, de antibióticos humanos e veterinários, drogas humanas, produtos contidos no esgoto de origem industrial e doméstica, hormônios sexuais e esteroidais.

Fonte: Adaptado de Metcalf & Eddy, 2016.

## 2.2.2 Tratamento dos esgotos sanitários

Os constituintes encontrados nos esgotos podem ser removidos por meios físicos, químicos e biológicos. Alguns processos unitários são agrupados para formar o que é conhecido como tratamento primário, secundário, terciário ou avançado (Tabela 6).

Tabela 6- Níveis de tratamento dos esgotos.

<b>Nível de tratamento</b>	<b>Descrição</b>
Preliminar	Remoção de constituintes, como trapo, galhos, areia.
Primário	Remoção de parte de sólidos suspensos e matéria orgânica.

Nível de tratamento	Descrição
Primário avançado	Remoção superior de sólidos suspensos e de matéria orgânica do que no primário. Tipicamente efetuado pela adição de compostos químicos ou filtração.
Secundário	Remoção de matéria orgânica biodegradável (em solução ou em suspensão) e sólidos suspensos. A desinfecção é, também, tipicamente incluída.
Secundário com remoção de nutrientes	Remoção de compostos orgânicos biodegradáveis, sólidos suspensos e nutrientes.
Terciário	Remoção de sólidos suspensos residuais (pós-tratamento secundário). A desinfecção é, também, um componente típico. Remoção de nutrientes é, geralmente, incluída.
Avançado	Remoção de materiais, suspensos ou dissolvidos, que permanecem após tratamento biológico.

Fonte: Modificado de Metcalf & Eddy, 2016.

Todos os processos de tratamento, físicos, químicos e biológicos apresentam alguma margem de variabilidade com relação ao desempenho que pode ser obtido (Metcalf & Eddy, 2016).

As concentrações típicas médias esperadas para um efluente tratado a nível secundário pelo processo de lodos ativados convencional, são apresentadas na Tabela 7.

Tabela 7- Concentrações típicas médias dos efluentes pós-tratamento por lodos ativados convencional.

Parâmetro	Unidade	Concentração
SST	mg/L	30
DBO <sub>5</sub>	mg/L	25
DQO	mg/L	75
Nitrogênio total	mg/L N	30
Fósforo total (PT)	mg/L P	8

Fonte: Jordão e Pessoa, 2005.

### 2.3 INFILTRAÇÃO DOS EFLUENTES NO SOLO

A disposição final dos efluentes no solo, sob taxas de aplicação hidráulicas controladas em locais adequadamente projetados, visa aproveitar o potencial natural do solo em depurar os constituintes dos efluentes, atendendo aos objetivos do tratamento de forma econômica, eficiente e ambientalmente correta (USEPA, 2006).

Também conhecida como tratamento solo aquífero, a técnica de infiltração através de bacias de infiltração é similar aos filtros intermitentes de areia onde a maior parte dos efluentes se infiltra no solo, ou a ele incorpora-se, embora uma parte evapore diretamente à atmosfera (USEPA, 2006).

Como todas as técnicas de disposição no solo, a infiltração requer aplicação intermitente dos efluentes. Os períodos de descanso são essenciais para renovar as condições aeróbicas no solo, renovar as taxas de infiltração, permitindo a oxidação da matéria orgânica e da amônia (USEPA, 2006).

A qualidade dos efluentes pós-infiltração no solo varia significativamente de acordo com as características do solo e das práticas de manejo das bacias de infiltração. A taxa de aplicação hidráulica é dependente da capacidade de infiltração do efluente no solo, do ciclo de operação, da qualidade do efluente aplicado e da qualidade do efluente que se deseja alcançar (USEPA, 2006).

Com o objetivo de determinar os fatores que interferem na percolação de efluentes no solo, um estudo realizado na Universidade da Califórnia em 1955, dispôs os esgotos de forma contínua em 5 tipos de solo diferentes. Uma das conclusões mais importantes foi que sob aplicação contínua dos esgotos, todos os diferentes tipos de solo alcançaram, após um período de aproximadamente 240 dias, uma taxa constante de taxa de infiltração, indicando que a capacidade de infiltração no solo é essencialmente controlada pela natureza dos sólidos acumulados na superfície do solo e não pela natureza da estrutura do solo (TCHOBANOGLIOUS e ELIASSEN, 1969).

O ciclo de operação refere-se à combinação dos períodos de aplicação e secagem dos efluentes nas bacias de infiltração. Os períodos de secagem são necessários para a restauração das condições aeróbicas do solo, restaurando assim as taxas de infiltração, garantindo maior eficiência na remoção dos compostos biodegradáveis e maior eficiência no processo de desnitrificação. Ciclos de operação típicos em bacias de infiltração são apresentados pela USEPA, 2006, sendo os mesmos dependentes do objetivo da infiltração dos efluentes, do nível do tratamento dos efluentes adotado e da estação do ano. Quando o objetivo é maximizar a remoção de nitrogênio e o efluente é do tipo secundário, recomenda-se um período de aplicação entre 7 a 9 dias e de descanso entre 10 a 15 dias e, se o objetivo é maximizar a nitrificação, o período de aplicação é de 1 a 3 dias e de descanso de 4 a 5 dias.

No Brasil, a rede de pesquisas do PROSAB desenvolveu projetos de pesquisas abordando temas relacionados com a reutilização de esgotos



sanitários em diversos usos, sendo que a disposição dos efluentes sanitários no solo, através de escoamento superficial e de terras úmidas (*wetlands*), foi considerada as técnicas de maior aplicabilidade no país. A aplicação em solos invariavelmente saturados, comuns em regiões de elevado índice pluviométrico foi apontada como uma limitação (FLORENCIO *et al.*, 2006).

### 2.3.1 Mecanismos de remoção dos constituintes no solo

Os principais mecanismos de remoção dos constituintes dos efluentes sanitários ocorrem através de sua passagem pela superfície do solo (Tabela 8).

Tabela 8- Processos de remoção no solo dos constituintes dos esgotos.

<b>Constituintes</b>	<b>Processos de remoção no solo</b>
Compostos orgânicos biodegradáveis	Filtração, absorção, adsorção, redução e oxidação biológica. Grande parte ocorre na superfície e na subsuperfície, onde a atividade microbiológica é mais intensa.
Sólidos suspensos totais	Filtração através do perfil do solo.
Organismos patogênicos	Adsorção, dessecação, radiação, filtração, predação e o decaimento por exposição por raios ultravioletas bem como outras condições adversas.
Ovos de parasitas ( <i>Ascaris</i> )	Sedimentação durante o processo de tratamento dos esgotos, sendo encontrado no lodo dos esgotos.
Metais	Adsorção, precipitação, troca de íons, reações bioquímicas, assimilação pelas plantas e microorganismos e complexação.
Fósforo	Adsorção com alguma precipitação química.
Nitrogênio	Desnitrificação, volatilização, armazenamento no solo e utilização pelas plantas.

Fonte: USEPA, 2006.

Dada à complexidade e o dinamismo do ciclo do nitrogênio na biosfera, devido às muitas formas que ele pode ser encontrado bem como a facilidade de alteração do grau de oxidação de um estado para o outro (USEPA, 2006), destaque será a sua interação nas águas subterrâneas.

Nas águas subterrâneas, o nitrogênio pode ser encontrado como nitrogênio orgânico dissolvido, nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal, sendo o nitrato a forma mais comumente encontrada (Figura 10). No entanto, em ambientes fortemente redutores o nitrogênio amoniacal pode

ser a forma predominante, como resultado da decomposição anaeróbica do material orgânico (BOHLKE et al., 2006 *apud* LINDENBAUM, 2012).

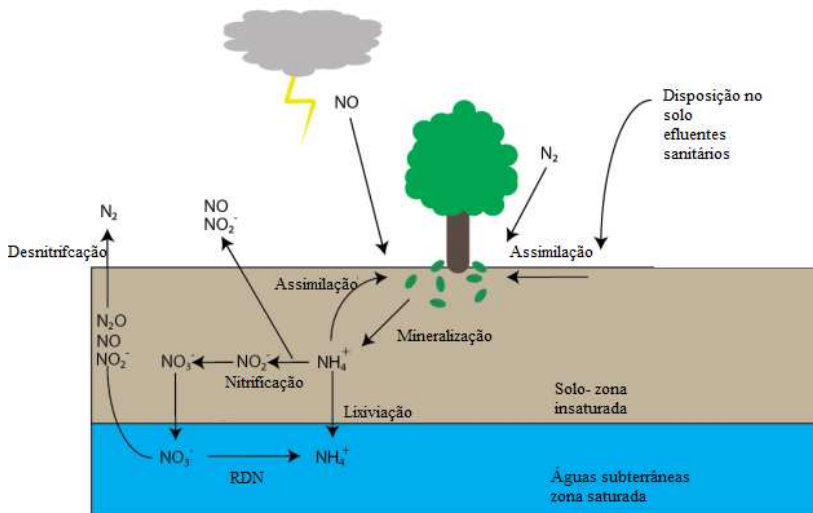
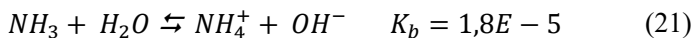


Figura 10- Ciclo do nitrogênio no solo e nas águas subterrâneas.

Fonte: Adaptado de Lindenbaum (2012).

Atividades antrópicas tem afetado profundamente este ciclo, principalmente devido a lixiviação de fertilizantes, aterros sanitários e sistemas de disposição de efluentes no solo (LINDENBAUM, 2012). Em efluentes sanitários não tratados ou parcialmente tratados, o nitrogênio pode se apresentar no ambiente de subsuperfície na forma orgânica ou como amônia (USEPA, 2006).

A amônia é altamente solúvel na água, existindo um equilíbrio existe entre a amônia não ionizada (NH<sub>3</sub>) e ionizada (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), conforme Equação 21.



Onde K<sub>b</sub>= constante de ionização de base fraca, a 25°C.

A especificação da amônia é importante a fim de se compreender sua toxicidade. Como o  $\text{NH}_3$  é mais tóxico do que o  $\text{NH}_4^+$ , sendo capaz de se difundir através das membranas biológicas mais rapidamente do que na forma da amônia ionizada, a influência do pH e da temperatura na proporção relativa da amônia é extremamente importante. Em pH próximo à neutralidade, a amônia apresenta-se praticamente na forma ionizada e, na temperatura de  $25^\circ\text{C}$ , a proporção de amônia não-ionizável é aproximadamente o dobro da relação à temperatura de  $15^\circ\text{C}$  (SPERLING, 2007).

Devido à alta volatilidade da amônia não ionizável, o método analítico recomenda que as amostras de água coletadas sejam preservadas com ácido sulfúrico, com o intuito de assegurar que a amônia não ionizável eventualmente presente possa ser convertida em íon amônio, o qual é estável em solução aquosa. Além disso, independente da técnica analítica utilizada, nenhuma delas apresenta forma de determinação direta de amônia não ionizável. Sendo assim, o termo nitrogênio amoniacal total ( $\text{N-NH}_3^-$ ) refere-se à soma das concentrações de amônia  $\text{NH}_3$  e  $\text{NH}_4^+$ .

Para se obter as concentrações de  $\text{NH}_3$  a partir dos resultados das concentrações de nitrogênio amoniacal total expressos em mg/L de  $\text{N-NH}_3$  deve-se inicialmente converter para mg/L  $\text{NH}_3$  através da multiplicação da concentração pelo valor de 1,21. Em seguida, deve-se multiplicar pela percentagem de amônia não ionizável determinadas através da Equação de Emerson *et.al* (1975) em soluções aquosas, de acordo com o pH e temperatura (SPERLING, 2007).

Com o intuito de proteger a vida aquática, a Resolução CONAMA 357/2005 estabelece o VMP de nitrogênio amoniacal total em função do pH em águas doces. Em águas salobras, apenas os valores máximos de nitrogênio amoniacal total são estabelecidos. A Portaria MS 2914/2011 estabelece a concentração de 1,5mg/L de  $\text{NH}_3$  como o valor máximo permitido em águas para consumo humano.

Com relação ao nitrito e nitrato: valores máximos de concentração desses parâmetros são especificados nas legislações brasileiras referentes às águas superficiais e subterrâneas.

### 2.3.2 Potenciais impactos negativos

O aumento induzido no lençol freático pela infiltração dos efluentes no solo, principalmente quando o mesmo é próximo a superfície é um importante aspecto a ser considerado durante a fase de projeto de um sistema de disposição no tempo. O tempo e a quantidade de recarga que alcança o lençol freático possuem consequências para os recursos

hídricos e para o movimento dos poluentes no aquífero (LEE, 2006 *apud* AISH, 2010). Além disso, pode ocorrer a saturação dos solos superficiais, ocasionando o afogamento de raízes, acarretando prejuízos à flora local, adensamento volumétrico dos solos diminuindo a capacidade de suporte do solo de carga, podendo resultar em movimentações nas fundações, potencializando danos estruturais nas edificações existentes e ainda, potencializar a vulnerabilidade natural do aquífero, pois a medida que ocorre a ascensão do lençol freático, é diminuída a espessura do horizonte não-saturado, que funciona como um filtro natural.

Em locais aonde o lençol freático é superficial, os tempos de transmissão de contaminantes da superfície até o lençol freático são curtos, tornando as águas subterrâneas vulneráveis a contaminação, tornando-as imprópria para determinado uso humano ou para o ecossistema onde está inserida. Além do aspecto patogênico, a composição química dos esgotos também deve ser considerada devido ao seu efeito sobre a saúde da população e do meio ambiente, a exemplo de metais pesados, compostos orgânicos, detergentes e nutrientes (FITTS, 2015). O conhecimento da concentração de nitrogênio nas águas subterrâneas, principalmente na forma de nitrato, é essencial nas águas subterrâneas utilizadas para abastecimento público, devido a possibilidade de acumulação nas águas e seu efeito na saúde humana como a metahemoglobinemia em lactentes e alguns tipos de câncer (WHO, 1992 *apud* USEPA, 2006).

Além disso, em áreas onde a mobilidade do fluxo das águas subterrâneas o grande desafio é a descarga de fósforo e nitrogênio em corpos d'água próximos, potencializando o fenômeno de eutrofização. O fósforo é considerado o nutriente mais importante na regulação da produtividade primária em lagos e o maior contribuinte da eutrofização nos sistemas aquáticos. A eutrofização restringe o uso das águas superficiais devido ao aumento de algas indesejáveis e a queda no oxigênio causado pela decomposição das algas (KIMBERLY *et al.*, 2015).

#### 2.4 LEGISLAÇÃO AMBIENTAL E A APLICAÇÃO DE EFLUENTES NO SOLO.

No Estado de Santa Catarina, os padrões de lançamento de efluentes sanitários tratados são regrados basicamente pela Resolução Nacional CONAMA 430/2011 e Lei Estadual SC 14.675/2009.

A Lei Estadual estabelece condições para o lançamento direto e indireto nos corpos de água interiores, lagunas, estuários e na beira-mar

enquanto que a Resolução CONAMA 430/2011 deixa claro em seu art.2º que a disposição de efluentes no solo, mesmo tratados, não está sujeita aos parâmetros e padrões de lançamento dispostos na resolução. Atualmente, encontra-se ainda em discussão no CONAMA uma proposta de resolução a fim de estabelecer as condições e padrões para o controle da disposição de efluentes em solos.

As águas subterrâneas no Estado de SC ainda não estão enquadradas de acordo com seus usos preponderantes. A Resolução CONAMA 396/2008, que dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas estabelece em seu Art. 27 que a aplicação e disposição de efluentes e de resíduos no solo deverão observar os critérios e exigências definidos pelos órgãos competentes e não poderão conferir às águas subterrâneas características em desacordo com o seu enquadramento. Em seu Anexo I são apresentados os valores máximos permitidos- VMP de diversos parâmetros de qualidade das águas subterrâneas para abastecimento humano, dessedentação de animais, irrigação e recreação.

A Resolução CONAMA 420/2009 dispõe em seu Anexo II valores orientadores de qualidade das águas subterrâneas quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.

A recarga artificial de aquíferos passou a ser regulamentada através da Resolução CONAMA 153/2013 para os seguintes objetivos: armazenamento de água para a segurança hídrica; estabilização dos níveis de água em aquíferos regularizando variações sazonais; compensação de efeitos de superexploração dos aquíferos; controle da intrusão salina e da subsidência do solo. Outros objetivos não previstos e que impliquem diretamente em recarga artificial de aquíferos devem ser analisados e deliberados pelas entidades ou órgãos gestores estaduais de recursos hídricos.

Considerando que a descarga das águas subterrâneas na área de estudo é a Lagoa da Conceição, corpo superficial de águas salobras foi utilizado como referência valores de referência de algumas substâncias preconizados pela Resolução CONAMA 357/2005. A Portaria MS 2914/2011 que estabelece padrão de potabilidade de água para consumo humano foi utilizada por estabelecer VMP para a amônia não ionizável.

No apêndice A é apresentado os VMP utilizados, relacionados à qualidade dos efluentes tratados e das águas subterrâneas.

## 2.5 MODELAGEM DE FLUXO E TRANSPORTE DE CONTAMINANTES NAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

Em termos práticos, a modelagem numérica consiste na representação do comportamento do sistema físico real, por meio de um programa computacional elaborado para resolver as equações parciais que regem os processos atuantes, com a utilização de algoritmos numéricos (BONGANHA *et al.*, 2007).

Neste estudo foi utilizado o Visual MODFLOW Classic Interface da Waterloo Hydrogeologic, um software pré e pós-processador do MODFLOW (*Modular Three- Dimensional Finite- Difference Groundwater Flow Model*). No método de diferenças finitas, os parâmetros atribuídos a um nó são considerados constantes para a célula que ele representa. A carga hidráulica é computada para cada nó e representa a média das cargas para a célula que compreende o nó.

De acordo com Fitts (2015), o MODFLOW obteve grande aceitação perante os modeladores em função da sua versatilidade, bem como por ser bem atestado e de domínio público.

A equação geral do fluxo considerada pelo modelo (Eq. 22) é a forma universal da equação do fluxo saturado que deriva dos princípios físicos relevantes do processo, que são a Lei de Darcy e o equilíbrio de massas (FITTS, 2015).

$$\frac{\partial}{\partial x}(K_x \frac{\partial h}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y}(K_y \frac{\partial h}{\partial y}) + \frac{\partial}{\partial z}(K_z \frac{\partial h}{\partial z}) = S \frac{\partial h}{\partial t} \quad (22)$$

Onde  $K_x$ ,  $K_y$ ,  $K_z$  são os valores de condutividade hidráulica nas coordenadas  $x, y, z$  [ $LT^{-1}$ ];  $h$  é a carga hidráulica [ $L$ ];  $S$  é o coeficiente de armazenamento,  $Q = \text{fonte/sumidouro}$  [ $L^3T^{-1}$ ] e  $t$  é o tempo [ $T$ ].

As entradas e saídas do fluxo dentro do sistema de fluxo de águas subterrâneas são representadas por um conjunto de condições de contorno de cargas e fluxos que retratam os limites do modelo, delineando sua solução matemática. Em termos matemáticos, as condições de contorno hidrogeológicas são representadas por três tipos distintos: tipo 1 ou condição de Dirichlet, quando o contorno é com carga especificada; tipo 2 ou condição de Neumann, quando o contorno é com fluxo especificado e tipo 3 ou Cauchy, quando o fluxo dependente da carga hidráulica de referência FRANKE *et al.* (1987).

A condição do tipo 1 é usualmente utilizada para representar grandes corpos de água como grandes lagoas ou rios, mar, etc., os quais não são afetados pelas tensões aplicadas no sistema (contorno de carga constante). Na condição de contorno do tipo 2, o fluxo de águas subterrâneas é especificado através dos contornos e pode ser uma função de espaço e de tempo. O contorno de fluxo constante pode representar uma recarga constante no espaço e tempo e o contorno de fluxo especificado é usualmente utilizado para representar recargas variáveis. A principal característica da condição do tipo 3 é que o fluxo imposto como condição vai ser dependente da carga hidráulica de referência, sendo o fluxo uma função especificada que varia na solução do problema enquanto a carga hidráulica variar, sendo que a equação básica para o cálculo da descarga de água (QD) entre o contorno e o aquífero é apresentada na Eq.23 (FILHO e COTA, 2003).

$$QD = cond. (d - h) \quad (23)$$

Onde: h é a carga hidráulica na célula com atribuição de condição de contorno; d é uma elevação relativa à condição de contorno e cond é a condutância.

A condutância descreve o grau de conectividade entre o contorno e a célula do domínio onde esta condição de contorno foi atribuída. É possível estabelecer uma relação com parâmetros físicos de um rio, tais como espessura e a condutividade do leito do rio (Eq. 24).

$$C = \frac{KxLxW}{M} \quad (24)$$

Onde: C= condutância ( $L^2/T$ ); K= condutividade hidráulica vertical do material do leito do rio ( $L/T$ ); L= comprimento do rio na célula (L); W= largura do rio na célula (L), M= espessura da camada do fundo do rio (L).

Para representar a condição do tipo 3, existem alguns pacotes disponíveis pelo software MODFLOW. O pacote utilizado neste estudo foi o rio que simula o fluxo de água entre águas superficiais e o aquífero na célula de domínio onde esta condição foi atribuída. A Figura 11 mostra de forma esquemática seu funcionamento, para diferentes valores de

carga, com a expressão para cálculo do domínio com atribuição de condição de contorno e o contorno.

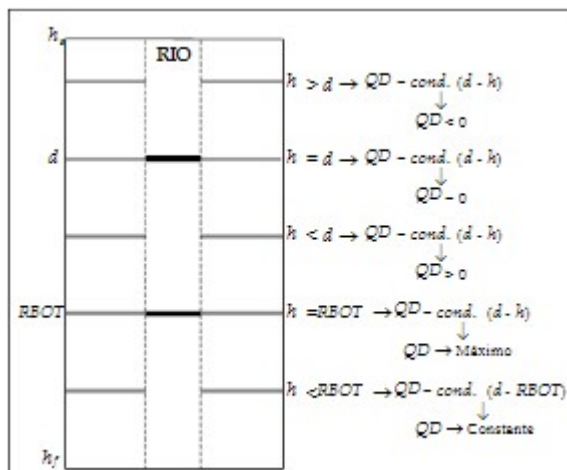


Figura 11- Esquema de funcionamento módulo Rio- MODFLOW.

Fonte: Filho e Cota, 2003.

A descarga de água trocada entre o aquífero e o contorno é proporcional à diferença entre  $d$  e  $h$ , conforme Eq. 23. Na Figura 11, verifica-se que além da elevação da água ( $d$ ) existe o parâmetro RBOT que matematicamente representa o limite para mudança da validade da Eq. 23. Estabelecendo uma correlação com fenômeno físico, é possível correlacionar o RBOT com a cota do fundo do leito do rio. Para valores de  $h$  superiores a RBOT, a relação entre a descarga e a carga para o pacote Rio utiliza a Eq. 23. Quando  $h$  se torna igual a RBOT, o valor de QD atinge seu valor máximo, representada na Eq.25.

$$QD = cond. (d - RBOT) \quad (25)$$

Para valores de carga inferiores a RBOT, a eq. 23 não é mais válida e o valor da descarga passa ser constante igual ao seu valor máximo, conforme Eq. 25, independente da carga.

Como suplementos do pacote do fluxo subterrâneo do MODFLOW existem o MODPATH, que descreve o percurso descrito pelas partículas do fluido e o ZONE BUDGET que calcula o balanço hídrico de cada zona estabelecida dentro do modelo.



Através do modelo de transporte MT3DMS, executado junto ao modelo de fluxo, é possível avaliar o fluxo de contaminantes dentro das águas subterrâneas, calculando o estado estacionário resultante e as concentrações das variáveis (Eq.26).

$$\frac{\partial(\theta C^k)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[ \theta D_{ij} \frac{\partial C^k}{\partial x_j} \right] - \frac{\partial}{\partial x_i} (\theta v_i C^k) + q_s C_s^k + \sum R_n \quad (26)$$

Onde:  $C^k$  refere-se a concentração dissolvida da espécie do contaminante  $k$  [ $ML^{-3}$ ];  $\theta$  é a porosidade do meio subsuperficial (adimensional);  $T$  é o tempo [ $T$ ];  $x_i$  é a distância do eixo da coordenada cartesiana [ $L$ ];  $D_{ij}$  é o coeficiente do tensor de dispersão hidrodinâmica [ $L^2T^{-1}$ ];  $v_i$  é a velocidade linear de Darcy [ $LT^{-1}$ ];  $q_s$  é o fluxo por unidade de volume representando a fonte ou sumidouro [ $T^{-1}$ ];  $C_s^k$  é a concentração na fonte ou sumidouro da espécie do contaminante  $k$  [ $ML^{-3}$ ] e  $\sum R_k$  refere-se ao termo das reações químicas [ $ML^{-3}T^{-3}$ ].

Mais informações sobre o modelo de fluxo e de transporte encontram-se disponível em <https://www.usgs.gov>.



### 3 ÁREA DE ESTUDO

#### 3.1 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A ilha de Santa Catarina, parte do município de Florianópolis está localizada no litoral central do Estado de Santa Catarina, Brasil. A área de estudo encontra-se inserida na região central da bacia hidrográfica da Lagoa da Conceição (lat. 27°36'51"S/ long. 48°27'8"O).

A área de estudo com aproximadamente 297 ha, limita-se ao norte e a oeste com a Lagoa da Conceição, na direção da Avenida das Rendeiras e da Avenida Osni Ortiga respectivamente, ao sul com a região das dunas e a leste com a Avenida Prefeito Acácio G. São Thiago, englobando as áreas da Estação de Tratamento de Esgotos- ETE Lagoa da Conceição e as lagoas de evapoinfiltração (LEI 1, 2 e 3) dos efluentes tratados (Figura 12 Figura 12).

#### 3.2 Uso e ocupação do solo

A Lagoa da Conceição é utilizada para pesca, turismo e diversos esportes, sendo considerado um dos maiores atrativos turísticos da Ilha de Santa Catarina (SILVA *et al.*, 2017).

Cerca de 80 ha da área de estudo apresenta característica de área antropizada, que dispõe do atendimento dos serviços de abastecimento público de água e de coleta e tratamento dos esgotos, através do sistema de esgotamento sanitário da Lagoa da Conceição. O restante da área de estudo é formado por dunas fixas e móveis que compõe o Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição (PMDLC) (Figura 12). A área total do parque é de 729,82ha, sendo que aproximadamente 38% encontram-se na área de estudo.

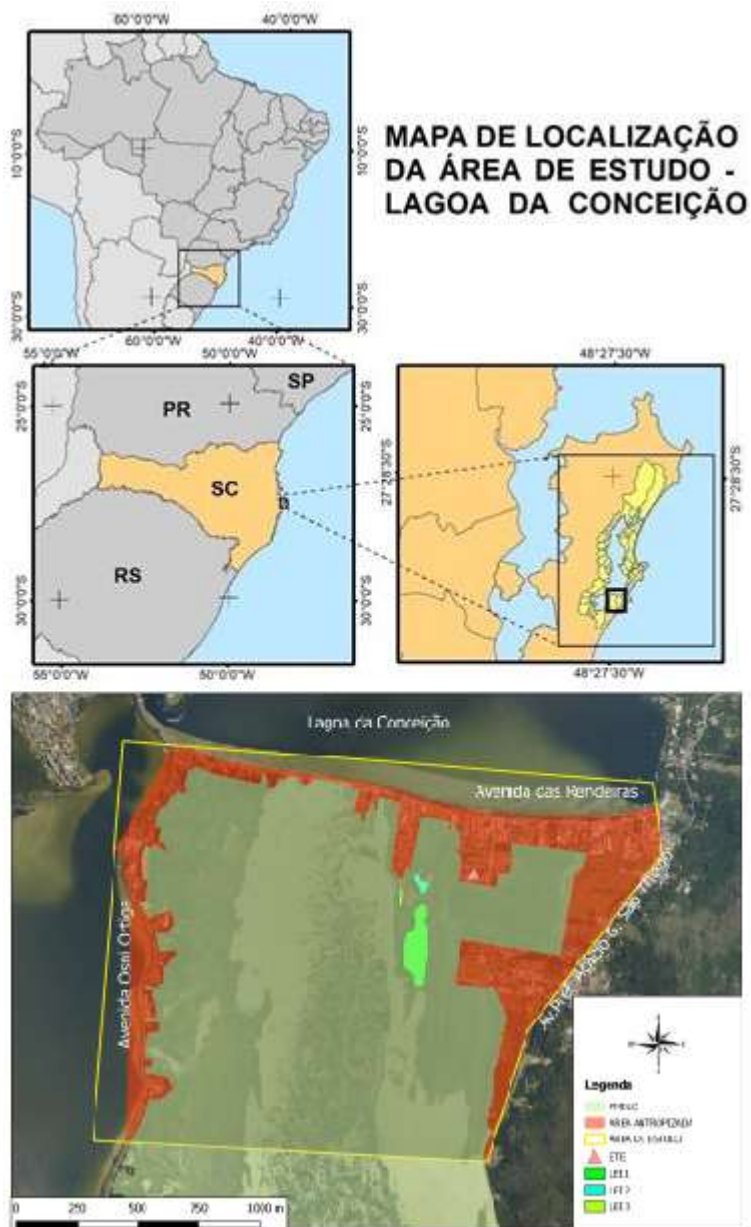


Figura 12- Localização da área de estudo.

### 3.3 Aspectos climatológicos

De acordo com a classificação de Koppen, o clima na região é mesotérmico úmido de zona intermediária subtropical. Possui elevados índices pluviométricos, com precipitações bem distribuídas durante o ano (SILVA *et al.*, 2017).

O regime pluviométrico tem uma precipitação média anual de 1562 mm, distribuídos de maneira uniforme sobre a área do aquífero Campeche, sendo esta média calculada entre os anos 1968 e 1994 (BORGES E SCHEIBE, 1996).

De acordo com dados fornecidos pela EPAGRI/CIRAM, nas estações meteorológicas 125 e 1006, localizadas no bairro Itacorubi, no município de Florianópolis, distantes aproximadamente 8 km da área de estudo, as precipitações anuais e a temperatura média anual observadas no período 2001 a 2017 são apresentadas na Figura 13.

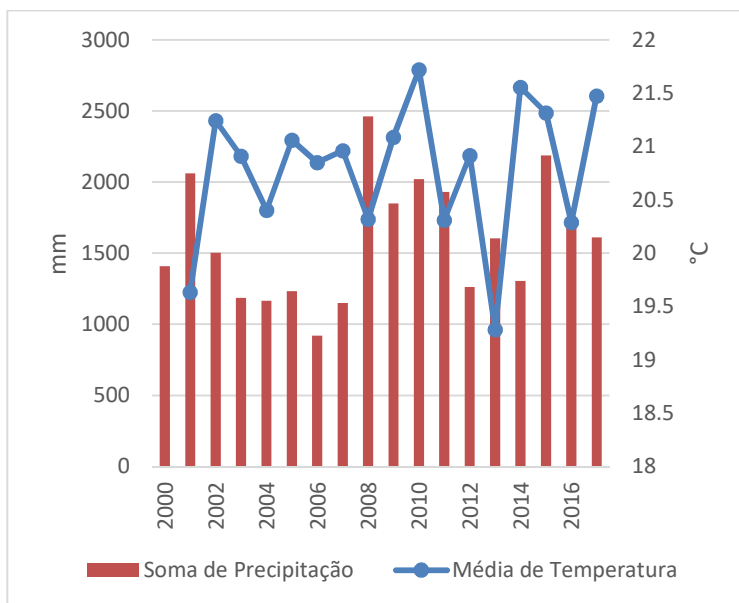


Figura 13- Precipitação e temperatura média do ar.

Fonte: Epagri/CIRAM, 2018.

### 3.4 Geologia e hidrogeologia

A área de estudo é composta basicamente pelos depósitos eólicos que são sedimentos arenosos finos, de coloração esbranquiçada, sob forma de dunas móveis ou fixas que sofreram o retrabalhamento pela ação eólica (Horn *et al*, 2013).

Conforme Silva *et al.* (2017), a região central da laguna da Lagoa da Conceição possui grandes profundidades com baixo fluxo, com a presença de um giro anticiclone que intensifica a acumulação de sedimentos e material particulado no fundo, sendo identificado vários eventos de hipoxia e anoxia durante o período compreendido entre os anos 2001 a 2015.

De acordo com a ficha técnica de um poço do SIAGAS perfurado na área de estudo, na lat. 27°36'29"S/ long. 48°27'22"O, a descrição litológica foi de 0-29m como areia fina e de 29-44m como argila esverdeada, apresentando o nível freático na profundidade de 2,10m (Figura 14).

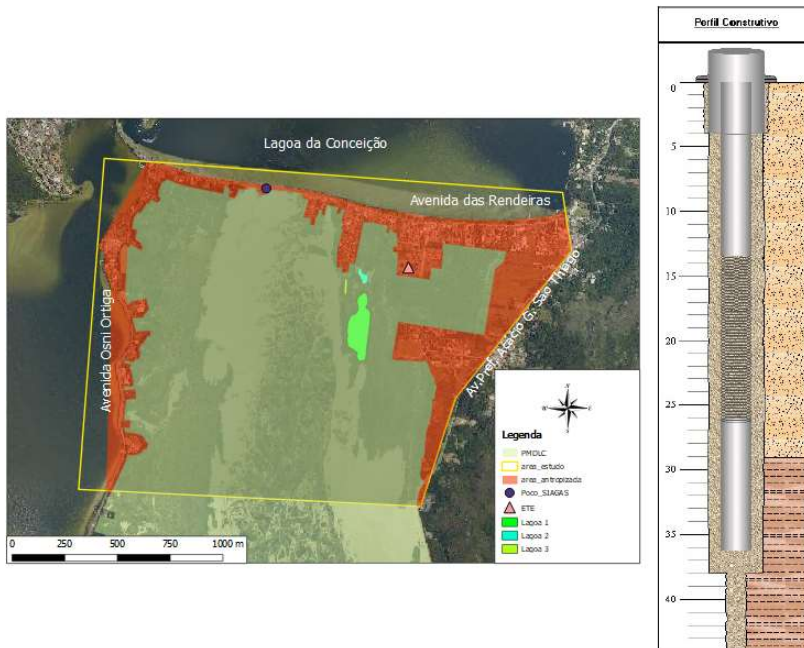


Figura 14-Localização e descrição litológica do poço na área de estudo.  
Fonte: Adaptado de SIAGAS (2017).

A área de estudo representa aproximadamente 8% da área total do aquífero do Campeche, este que ocupa uma área de 39,2Km<sup>2</sup>, abrangendo os distritos do Campeche e parte da Lagoa da Conceição. O aquífero é predominantemente livre, composto por areias finas a médias, com intercalação descontínua de níveis areno-argilosos. A espessura da zona não saturada do aquífero livre varia entre 1 a 5m e a espessura média do sistema aquífero é de aproximadamente 30m. O índice de vulnerabilidade natural deste aquífero na área de estudo foi considerado moderado a extremamente vulnerável, levando em consideração o método GOD que avalia o grau de confinamento da água subterrânea, as características litológicas, o grau de consolidação dos estratos acima da zona saturada e ainda, a profundidade do nível freático (EPT, 2002).

Toda a área de estudo é considerada área de recarga do aquífero que é composta basicamente pela região de dunas compostas quase que unicamente por partículas do tamanho areia finas, com textura uniforme, com grãos arredondados e valores de condutividade hidráulica moderada entre 0,1 a 0,0001 cm/s (CLEARY, 1989 *apud* GUEDES, 1999). De acordo com Engenharia e Pesquisas Tecnológicas SA- EPT, 2002, a condutividade hidráulica estimada foi de 0,00425 cm/s. Já Perroni *et.al* (1983) *apud* Borges (1996) adotaram, para as areias litorâneas de Santa Catarina, valor de condutividade hidráulica de 9,0m/d, equivalente a 0,01 cm/s (CLEARY, 1989 *apud* GUEDES, 1999).

Através da realização de *slug test* no aquífero Campeche, Pacheco (2015) encontrou resultado de condutividade hidráulica de 0,000518 cm/s.

A porosidade adotada por Suguio (1973) *apud* Borges (1996) foi de 40%. Valores de porosidade entre 30 e 45% foram apontados por Guedes, 1999. Zanatta (2005) adotou como porosidade total e efetiva para a área de estudo como sendo 30 e 15%, respectivamente.

Zanatta (2005) definiu que o fluxo das águas subterrâneas na área de estudo ocorre da área de infiltração dos efluentes em direção à Lagoa da Conceição, a partir do cálculo do gradiente horizontal da superfície piezométrica, medindo-se a cota da zona saturada do aquífero.

### 3.5 Sistema de esgotamento sanitário da Lagoa da Conceição

As obras do SES Lagoa iniciaram em 1983 e a ETE Lagoa da Conceição iniciou sua operação em 1988. Com aproximadamente 3380m de extensão, a rede coletora abrangeu uma área total de 69 ha, atendendo

a região central da Lagoa da Conceição, a Avenida das Rendeiras e parte da Avenida Osni Ortiga. Em 2006, a rede coletora foi ampliada com o objetivo de atender parte do Canto da Lagoa, com 11730m de extensão (Figura 15).

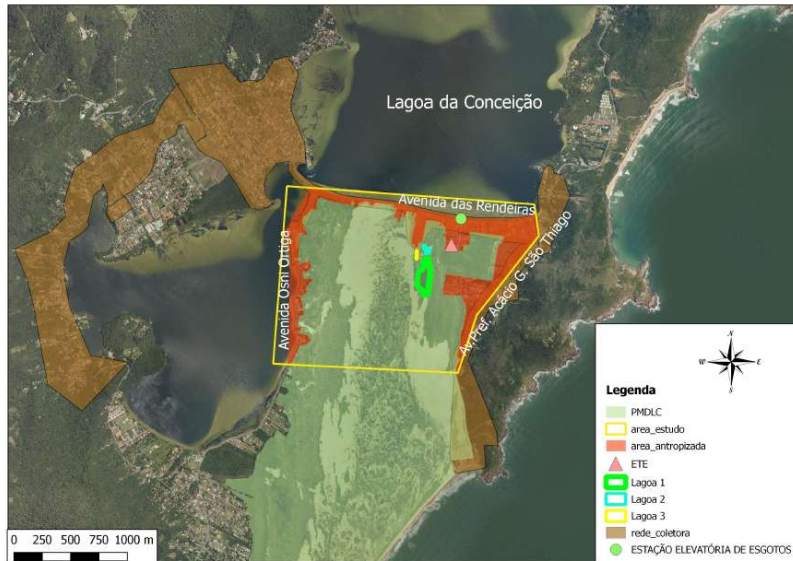


Figura 15- Área de abrangência do SES Lagoa da Conceição.

Na Avenida das Rendeiras, na região norte da área de estudo encontra-se implantada 01 estação elevatória de esgoto (Figura 15).

Inicialmente a ETE foi projetada para tratar uma vazão média de 5,72L/s. Com o incremento populacional na área já atendida pela rede coletora de esgotos ocorreram dificuldades operacionais em função da falta de capacidade da ETE e para sua adequação foi implantado um novo projeto de ampliação em 2003, que aumentou a capacidade da ETE para uma vazão média de 18,5L/s, com o objetivo de atender 10.000 habitantes. Esta ampliação iniciou sua operação no final do ano de 2004.

Com a implantação do reator UASB no final do ano de 2007, a capacidade de tratamento dos esgotos foi ampliada para uma vazão média de 50L/s, podendo atender aproximadamente 30.000 habitantes.

A evolução do aumento das vazões médias de projeto e das vazões observadas na ETE Lagoa da Conceição ao longo do período compreendido entre os anos 2000 a 2017 são apresentadas na Figura 16.



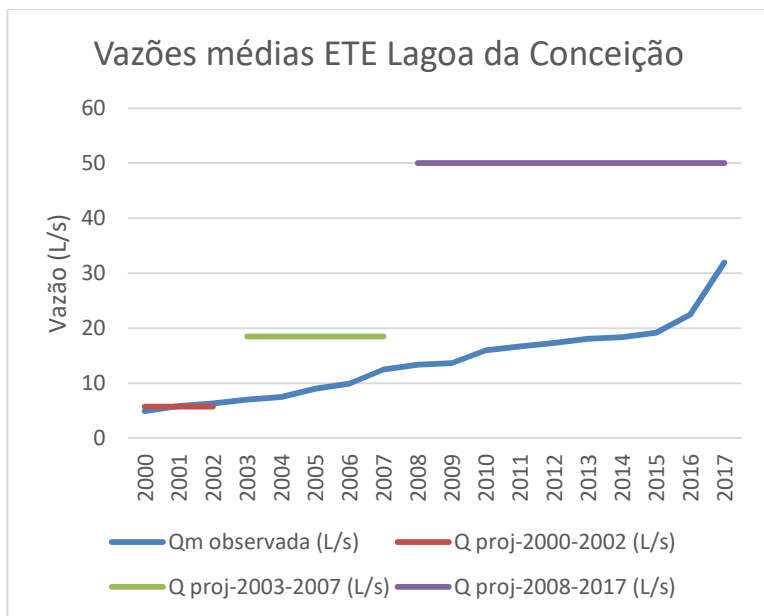


Figura 16- Vazões médias de projeto e observadas.

Fonte: CASAN, 2017.

A concepção original do tratamento dos esgotos foi baseada no tratamento biológico através de valos de oxidação com aeração prolongada, composto das seguintes unidades gradeamento, caixa de areia, calha parshall, valos de oxidação e decantador secundário do tipo Dortmund. No final do ano de 2007, foi implantado um reator anaeróbio do tipo UASB. Desde então, a maior parte dos esgotos pós gradeamento é encaminhada inicialmente para o UASB seguindo para os valos de oxidação e finalmente para o decantador secundário (Figura 17).

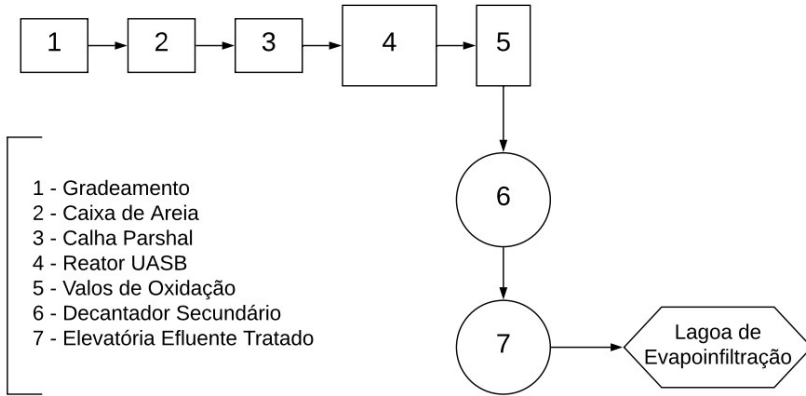


Figura 17- Fluxograma atual da ETE Lagoa da Conceição.

Fonte: CASAN, 2017.

### 3.5.1 DISPOSIÇÃO FINAL DOS EFLUENTES TRATADOS

Os efluentes tratados são dispostos numa área de depressão natural localizada entre as dunas (Figura 18A).

A concepção do projeto original de disposição dos efluentes foi baseada num sistema de aspersão composto por 42 aspersores, em uma área de aproximadamente 10.000m<sup>2</sup>. No entanto, esta técnica foi desativada em pouco tempo e a partir de 1989 iniciou-se a aplicação de forma contínua dos efluentes em um único ponto da área (CASAN, 2017). Com a perda da capacidade de infiltração no solo decorrente da ausência de operação de manejo do solo, ocorreu a formação de lagoas cujas áreas vêm aumentando ao longo dos anos. Atualmente, a lagoa de evapoinfiltração ocupa atualmente uma área de aproximadamente 30.000m<sup>2</sup> (Figura 18b).



Figura 18- Vista da área da LEI na década de 80 (a) e no ano 2018 (b)

O lançamento dos efluentes tratados ocorre na lagoa 1, tendo sido formadas novas lagoas (lagoas 2 e 3) aproximadamente 20 anos após o início da aplicação dos efluentes no solo (Figura 19).

Os resultados parciais de uma batimetria realizada em 2017 na área da LEI (lagoas 1, 2 e 3) são apresentados na Figura 19.

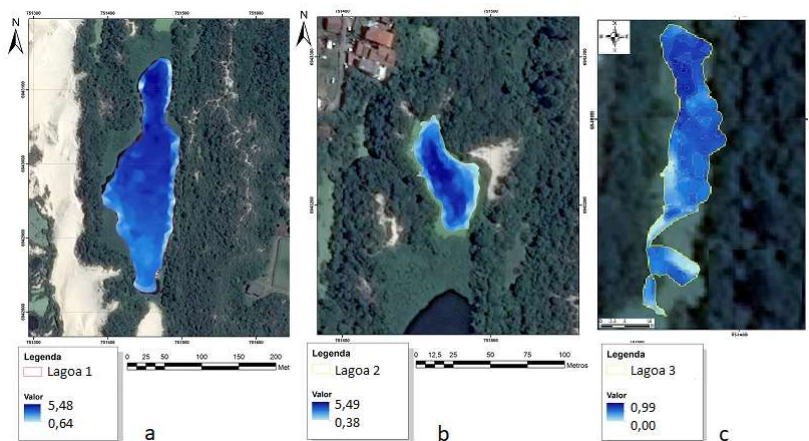


Figura 19- Profundidades (m) da lagoa 1 (a), lagoa 2 (b) e lagoa 3 (c).  
Fonte: CASAN, 2017.

Através da Figura 19 é possível verificar que as lagoas denominadas 1 e 2 possuem profundidades maiores do que a lagoa 3, tendo sido encontradas profundidades próximas a 5,5m. A lagoa 3 apresentou uma profundidade máxima de praticamente 1m.



## 4 METODOLOGIA

Para atender aos objetivos do presente estudo foram utilizadas as seguintes etapas: a) Organização e avaliação do monitoramento da qualidade das águas do SES Lagoa da Conceição no período compreendido entre os anos 2000 a 2018 e da carga hidráulica nos piezômetros no período entre os anos 2017 e 2018; B) Estimativa da condutividade hidráulica na área de estudo; C) Construção e análise do modelo de fluxo e de transporte do cloreto a partir da área da lagoa de evapoinfiltração.

### 4.1 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DO SES LAGOA E CARGA HIDRÁULICA NOS PIEZÔMETROS

O programa de monitoramento da qualidade da água do SES Lagoa da Conceição tem como objetivos a obtenção de dados operacionais de rotina da ETE; a análise do desempenho do processo de tratamento dos esgotos, a emissão de relatórios ao órgão ambiental responsável a fim de relatar o atendimento a legislação ambiental, entre outros.

A amostragem da qualidade das águas superficiais e subterrâneas é do tipo simples e as análises dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos são realizadas pelo laboratório de efluentes da CASAN. A coleta, transporte e preservação das amostras de água são realizados de acordo com a metodologia do *Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater* (APHA, 2005).

Foram compilados os resultados de monitoramento da qualidade das águas do SES Lagoa da Conceição referente ao período compreendido entre os anos 2000 a 2018 dos pontos de monitoramento listados caracterizados na Tabela 9.

Tabela 9- Pontos amostrais, parâmetros e frequência amostral.

Pontos amostrais	Parâmetros analisados	Frequência da amostragem
Esgoto Bruto (EB)	Série de sólidos, pH, DBO <sub>5</sub> , DQO, óleos e graxas, nitrogênio total, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, fósforo total, sulfato e <i>E.coli</i> .	Quinzenal
Efluente tratado (ET)	Temperatura, pH, sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos, DBO <sub>5</sub> , DQO, O&G, nitrogênio amoniacal, fósforo total, surfactantes e <i>E.coli</i> .	
Lagoa de evapoinfiltração	Temperatura, pH, sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos, DBO <sub>5</sub> , DQO, O&G, nitrogênio amoniacal, nitrato, fósforo total, surfactantes e <i>E.coli</i>	Bimestral
Lençol freático através de 14 piezômetros	Temperatura, pH, sólidos dissolvidos totais, nitrogênio amoniacal, nitrato, sulfato, cloreto, fósforo total, DQO e <i>E.coli</i> .	

A amostragem da qualidade das águas subterrâneas é realizada através piezômetros implantados a partir do ano 2001 na área da lagoa de evapoinfiltração e ao longo fluxo das águas subterrâneas até a Lagoa da Conceição.

As amostras de água nos piezômetros foram coletadas por meio de bomba de sucção ou bailer de aço. Em geral, as coletas são realizadas logo após a purga de um volume da água estagnada. A temperatura e o pH são medidas *in situ* e as amostras são condicionadas em frascos previamente preparados e mantidas nas térmicas com gelo e posteriormente encaminhadas para o laboratório para a análise dos demais parâmetros físico-químico e microbiológicos. Destaca-se que no período avaliado, o método de purga dos piezômetros não seguiu um procedimento padronizado e, em função do estado de conservação dos piezômetros

encontrado em campo, o processo da purga não era regularmente executado.

A medição da carga hidráulica (nível d'água) nos piezômetros também é realizada concomitantemente durante a coleta de água, no entanto, foi observada a falta de acurácia nas amostragens, limitada não apenas pelos diferentes instrumentos utilizados, mas principalmente pela ausência de padronização na obtenção dessa informação. Sendo assim, os resultados históricos não foram utilizados neste estudo. Durante este estudo, para a obtenção da carga hidráulica nos piezômetros foram realizadas 3 campanhas de medições pontuais com o auxílio de uma régua graduada em 12 piezômetros, no período compreendido entre os anos 2017 e 2018.

É relevante destacar que, a partir do ano de 2018, foi reestabelecido pela CASAN um procedimento padrão para a leitura da carga hidráulica e a utilização de equipamentos adequados para este fim.

Os pontos de amostragem referente ao monitoramento da qualidade dos esgotos brutos e do efluente tratado estão localizados na área da ETE. A amostragem da qualidade da água foi realizada em 14 piezômetros, de números 1 a 14 e da carga hidráulica em 12 nos piezômetros, de números 1 a 5 e 8 a 14 (Figura 20).

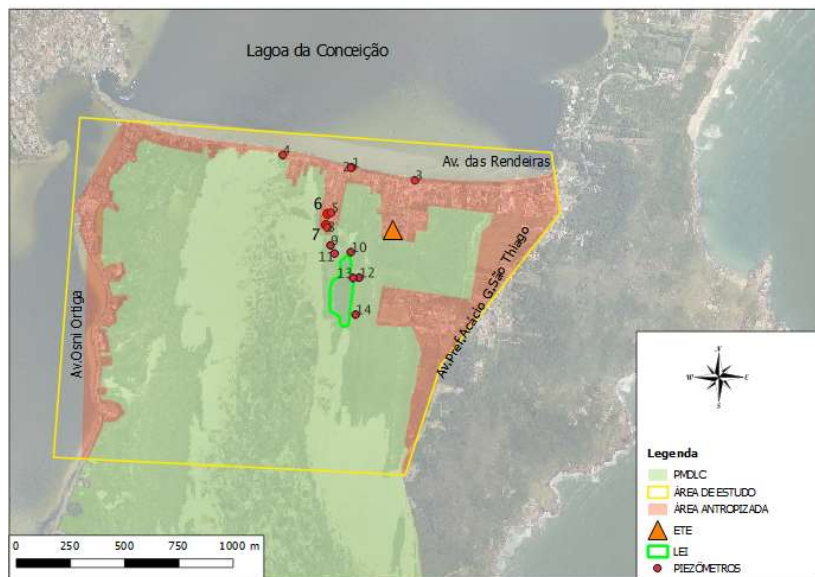


Figura 20- Localização dos piezômetros de qualidade de água e nível.

Todos os piezômetros são considerados parcialmente inseridos no aquífero, sendo o filtro instalado em uma única porção do piezômetro (tipo simples). Os piezômetros foram desenvolvidos em material PVC  $\phi$  diâmetro 200 mm. O pré-filtro possui 1 cm de espessura lateral e o comprimento do filtro com ranhuras de 0,75mm varia entre 1 e 3m.

As principais características dos piezômetros e o respectivo período de análise dos dados de qualidade de água são apresentados na Figura 21e Tabela 10.

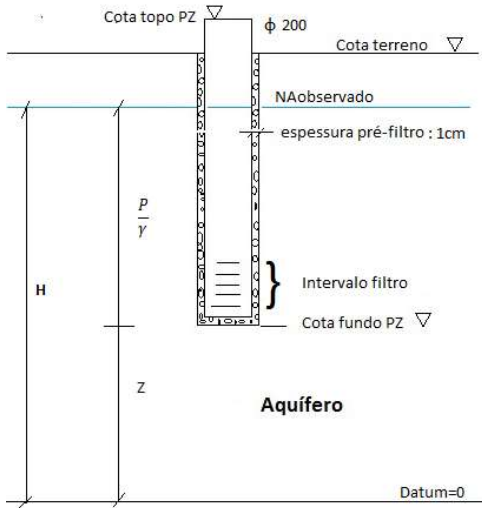


Figura 21- Principais características dos piezômetros.



Tabela 10- Dados dos piezômetros e período da qualidade das águas.

Piezômetros (PZ)	Distância da Lagoa da Conceição (m)	Coordenadas geográfica (m)		Cota Terreno (m)	Cota fundo PZ (m)	Cotas intervalo filtro- L(m)	Período Dados
		Lat. (S)	Long. (O)				
1	0,2	27°36'31.3"	48°27'6.1"	0,48	-4,52	-4,52 a -3,52	2017-2018
2	0,25	27°36'31.3"	48°27'6.3"	0,48	-1,95	-1,95 a -0,95	
3	2	27°36'33.2"	48°26'55.4"	0,72	-6,38	-6,38 a -5,38	2000-2004 e 2007-2018
4	30	27°36'29.5"	48°27'18.1"	1,5	-3,72	-3,72 a -2,72	2017-2018
5	233	27°36'38"	48°27'9.6"	4,34	1,46	1,46 a 0,46	2007-2018
6	240	27°36'38.2"	48°27'10.2"	4,15	1,15	1,15 a 2,15	2000-2004
7	275	27°36'39.8"	48°27'10.4"	4,4	1,37	1,37 a 2,37	
8	305	27°36'40.2"	48°27'10.2"	5,4	2,20	2,20 a 3,20	2007-2018
9	380	27°36'42.9"	48°27'9.7"	6,0	2,65	2,65 a 5,63	
10	395	27°36'43.9"	48°27'6.3"	10,1	4,15	4,15 a 7,15	
11	420	27°36'44.1"	48°27'9.0"	10,4	5,43	5,43 a 8,43	2000-2004 e 2007-2018
12	507	27°36'47.7"	48°27'4.9"	7,1	3,35	3,35 a 6,35	
13	515	27°36'47.7"	48°27'5.9"	9,9	4,90	4,90 a 7,90	
14	680	27°36'53.2"	48°27'5.5"	7,2	4,74	4,74 a 6,74	

Destaca-se a descontinuidade do monitoramento da qualidade das águas nos anos 2005 e 2006.

Durante a realização do presente estudo, em outubro de 2017, foram implantados pela CASAN 03 novos piezômetros na área de estudo, identificados como PZ1, PZ2 e PZ4. Os PZ1 e PZ2 foram locados na beira na Lagoa da Conceição e o PZ4 na área da Polícia Militar, na Avenida das Rendeiras (Figura 22).



Figura 22- PZ4 (a); Técnica de perfuração PZ1 (b); PZ1 e PZ2 (c).

#### 4.1.1 AVALIAÇÃO DOS RESULTADOS DE MONITORAMENTO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS E DA CARGA HIDRÁULICA NOS PIEZÔMETROS

Inicialmente, para a avaliação dos resultados do monitoramento de qualidade das águas do SES Lagoa da Conceição, foram determinados os parâmetros físico-químico e microbiológico de interesse ambiental relacionado a esgotos sanitários e/ou parâmetros com valores máximos permitidos-VMP preconizados nas legislações vigentes pertinentes a qualidade de efluentes tratados e águas superficiais e subterrâneas.

Considerando a evolução do tratamento de esgoto na ETE Lagoa e o aumento da vazão de esgotos tratados, os 18 anos do monitoramento da qualidade das águas avaliados foram separados em período 0 (anos 2000 a 2007) e 1 (anos 2008 a 2018).

Posteriormente foi realizado um pré-processamento dos dados através da identificação e eliminação de possíveis erros de análise laboratorial, coletas de campo bem como erros de digitação nos boletins de qualidade de água do SES Lagoa.

Os resultados do monitoramento da qualidade das águas do SES Lagoa da Conceição apresentaram dados ou valores censurados para determinados parâmetros. De acordo com Helsel, 2005, dados censurados ocorrem quando o valor de uma observação é apenas parcialmente conhecido, encontrando-se abaixo ou acima do limite de detecção do instrumento ou técnica de medição. Para identificar um valor censurado é comum utilizar o indicador “<LD”, o que significa que o valor medido é menor do que o limite de detecção do método de medição. Além deste fato, foi observada no período avaliado, a presença de diferentes limites de detecção para o mesmo parâmetro.

Como a presença de valores censurados impossibilita o cálculo com precisão da concentração média de uma variável foi necessária a aplicação do método de substituição dos valores censurados antes de proceder ao tratamento estatístico dos dados. Este método consiste na simples substituição dos valores não detectados por um valor constante abaixo ou acima do limite de detecção. É comum na literatura a substituição dos valores censurados por zero,  $\frac{1}{2}LD$  ou  $LD$  (HELSEL 2005). Neste estudo, optou-se por substituir pelo próprio valor do limite de detecção do método analisado.

A utilização desse método foi estimulada e recomendada pela USEPA na década de 90 (HELSEL, 2005). No entanto, nas últimas décadas vários estudos mostraram que o método de substituição gera resultados imprecisos em comparação com outros métodos,

especialmente quando o conjunto de dados possui poucas observações ( $n < 50$ ), não sendo recomendada pela USEPA sua utilização quando a série de dados com censuras for superior a 15% (SUTER *et.al.*, 1994 *apud* CHRISTOFARO e LEAO, 2014).

Após a substituição dos dados censurados, procedeu-se a análise estatística dos resultados dos parâmetros através da determinação da média ( $\bar{X}$ ) e do erro padrão da média ( $\sigma_{\bar{x}}$ ) que se refere ao desvio padrão da amostra de tamanho  $n$  de uma população (Eq. 27). O erro padrão da média foi utilizado com o objetivo de determinar o quão precisamente a média da amostra representa a média da população. Um valor menor do  $\sigma_{\bar{x}}$  indica uma estimativa mais precisa da média da população.

$$\sigma_{\bar{x}} = \frac{\sigma}{\sqrt{n}} \quad (27)$$

Onde:  $\sigma$  é o desvio padrão da amostra e  $n$  é número de dados.

Em linhas gerais, a avaliação dos resultados do monitoramento da qualidade das águas do período compreendido entre os anos 2000 a 2018 ocorreu em 8 etapas (Figura 23):

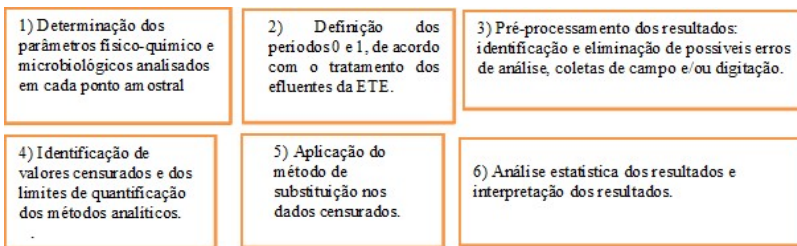


Figura 23 - Etapas da avaliação da qualidade das águas do SES Lagoa.

Posteriormente foram gerados gráficos do tipo *box-plot* para verificar o comportamento das concentrações dos principais parâmetros físico-químico e microbiológicos presentes no efluente tratado, na LEI e nas águas do lençol freático, em relação à distância da Lagoa da Conceição.

Os resultados das 3 campanhas de medição da carga hidráulica em 12 piezômetros apresentaram valores semelhantes, sendo que os resultados médios foram utilizados na calibração do modelo numérico.

## 4.2 ESTIMATIVA DA CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA

Para estimar a condutividade hidráulica na área de estudo foram utilizadas as fórmulas empíricas de Hazen e Konezy-Carman através de resultados de análises da granulometria do solo. Também foram realizadas medições em campo através de *slug test* em piezômetros instalados na área de estudo. A Figura 24 apresenta de forma sucinta as etapas realizadas:

<p>1) Análise dos resultados por peneiramento de 5 furos de sondagem para determinação dos parâmetros de granulometria e aplicação das fórmulas de Hazen e Konezy-Carman.</p>	<p>2) Realização de <i>slug test</i> em 2 piezômetros na área de estudo. A partir dos resultados obtidos foi utilizado o método de Bouwer &amp; Rice, através do software <i>Aquifer Test 7.0</i> versão trial.</p>	<p>3) Coleta de amostras de solo em 2 pontos para análise no analisador de partículas por difração a laser e determinação da condutividade hidráulica através das fórmulas de Hazen e Konezy-Carman.</p>
---	---	--

Figura 24- Etapas para estimativa de K na área de estudo.

Para a estimativa prévia deste parâmetro, foram avaliados os relatórios de sondagem realizados por peneiramento no ano de 1989 e disponibilizados pela CASAN de 5 pontos dispostos na área de infiltração dos efluentes. Deste total, 2 pontos referem-se a área do talvegue e 3 na área aonde se formou a lagoa de evapoinfiltração. As amostras foram coletadas em 4 profundidades diferentes, no intervalo de 0-2m, a cada 0,50m. De posse dos resultados da granulometria nos diferentes pontos, foram determinados os parâmetros necessários para a aplicação das fórmulas de Hazen e Konezy-Carman para a estimativa da condutividade hidráulica na área de estudo.

No mês de novembro de 2017, devido a existência de piezômetros na área de estudo foram realizados em campo o procedimento de *slug test* em 2 piezômetros (PZ2 e PZ3). Inicialmente foi confeccionado através da inserção de um tarugo confeccionado com uma tubulação de PVC DN40 preenchido com areia, com 70cm comprimento e volume equivalente a 1418 cm<sup>3</sup> (Figura 25a). Após a inserção do tarugo dos piezômetros, a medição das variações dos níveis d'água foram realizadas a partir de medidor elétrico de nível d'água com alarme e fita graduada em milímetros e um cronômetro (Figura 25b e 25c).



Figura 25- Equipamentos utilizados nos ensaios *slug test*.

A obtenção dos valores de variação de carga hidráulica a partir da inserção do tarugo foi realizada em intervalos de tempo diferentes em cada piezômetro, em função da variação da carga observada em cada medição. As leituras e o armazenamento dos dados de variação da carga hidráulica foram efetuados manualmente e o procedimento foi repetido 3 vezes.

Após o levantamento da variação da carga hidráulica, os dados de condutividade hidráulica foram interpretados pelo método de Bouwer & Rice, através da utilização do software *Aquifer Test 7.0* versão *trial* desenvolvido pela empresa *Waterloo Hydrogeologic*.

No mês de junho de 2018, foram coletadas amostras de solo em 2 pontos diferentes, denominados PZ14 e Ponto\_alto, em 2 profundidades (superfície e 1m), totalizando 4 amostras para análise granulométrica através do equipamento HORIBA LA 950, um analisador de partículas por difração a laser, pertencente ao Laboratório de Oceanografia Costeira (LOC) da UFSC.

Após a coleta das 4 amostras de solo com o auxílio de um *core sampler* de PVC, procedeu-se a análise do solo no laboratório, tendo sido realizadas 3 determinações em cada profundidade amostrada (Figura 26).

No laboratório, a amostra foi inicialmente homogeneizada, tendo sendo utilizada uma pequena alíquota da amostra, de aproximadamente 5g. Posteriormente as amostras passaram por uma peneira de 2mm pois grãos maiores poderiam interferir no resultado e também no funcionamento do aparelho, que utiliza mangueiras para circulação da amostra e no caso de grãos muito grossos estarem presentes na amostras pode ocorrer sua obstrução. Como nenhuma porção das amostras ficou retida na peneira, as amostras foram inseridas no equipamento para análise granulométrica através da difração de duas fontes de luz com diferentes comprimentos de onda. A dispersão da luz é convertida para o tamanho da partícula utilizando a solução de mie, que considera que o ângulo de difração é inversamente proporcional ao tamanho da partícula.

O equipamento é controlado através do software, onde ocorre também a conversão da dispersão de luz para tamanho da partícula, a frequência é calculada com base no volume de amostra depositada e os resultados são produzidos com informações de frequências para cada classe granulométrica, de grupo textural e das frequências cumulativas.



Figura 26- Coleta de amostras de solo no PZ14 (a). Coleta de amostras de solo no Ponto\_alto (b). Homogeneização da amostra no laboratório (c) e analisador de partículas (d) Equipamento.

Na Figura 27 é apresentada a localização geral dos pontos utilizados para o levantamento de informações.



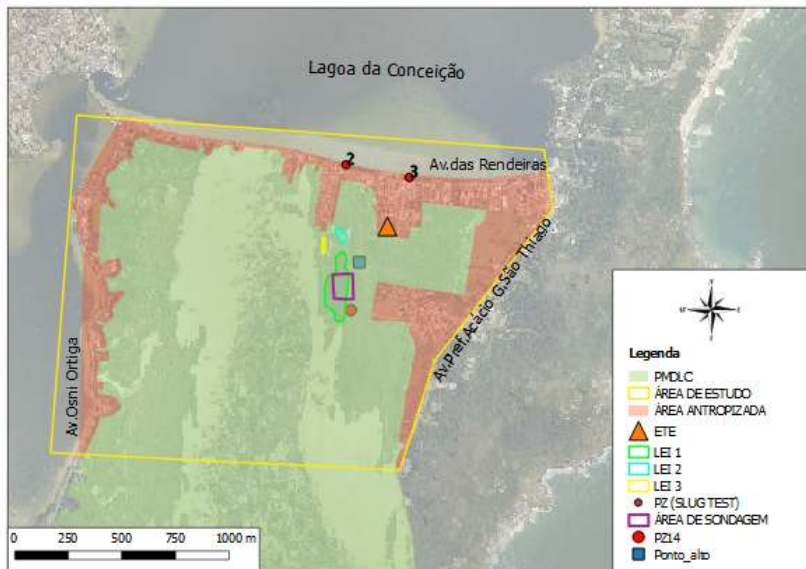


Figura 27- Pontos amostrais da granulometria do solo e dos piezômetros (*slug test*) utilizados para estimativa da condutividade hidráulica.

A partir dos resultados gerados pelo analisador de partículas do solo obtidos foi possível determinar os parâmetros necessários para a aplicação das fórmulas de Hazen e Konezy-Carman para a estimativa da condutividade hidráulica.

#### 4.3 MODELO DO FLUXO E TRANSPORTE DE NITROGÊNIO AMONÍACAL NAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

As etapas utilizadas para a construção do modelo numérico são apresentadas na Figura 28:

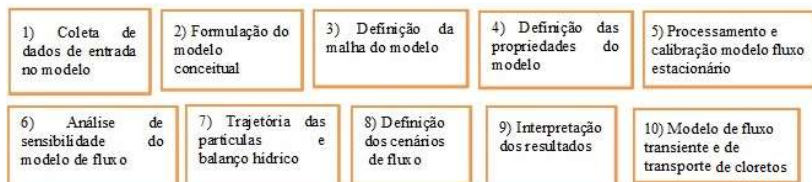


Figura 28- Etapas do modelo de fluxo e transporte de cloreto.

### 4.3.1 Coleta de dados:

Nesta etapa foram coletados os dados de entrada do modelo e realizada a adequação aos formatos requeridos pelo mesmo. As fontes e os formatos dos dados necessários para a caracterização do sistema da área de estudo são apresentados na Tabela 11.

Tabela 11- Dados do modelo numérico.

<b>Dado</b>	<b>Fonte</b>	<b>Formato</b>
Modelo digital de terreno (MDT)	SDS (2010)	TIFF
Batimetria da lagoa de evapoinfiltração	CASAN (2018)	Txt
Geologia/Hidrogeologia	UFSC, CPRM (SIAGAS), EPT	Mapa- Escala 1:10.000/ Cadastro de poço
Carga hidráulica e concentração do cloreto	CASAN (2018)	3 campanhas de levantamento da carga hidráulica (anos 2017 e 2018) e resultados do monitoramento do cloreto nas águas subterrâneas (anos 2001-2018)
Propriedades do solo	CASAN e levantamento em campo	Boletim de sondagens e do analisador de partículas a laser

### 4.3.2 Formulação do modelo conceitual

Com a finalidade de nortear o modelo numérico foi estabelecido a geometria do sistema aquífero, a camada geológica, seus contornos e sua recarga.

O domínio do modelo limita-se ao norte e a oeste com a Lagoa da Conceição, onde foi atribuída carga constante de 0,5m (condição de

contorno tipo 1- Dirichhlet). Contornos de fluxos nulos foram atribuídos na região leste, limitada pela Avenida Prefeito Acácio São Thiago, considerando a estrada como um limite físico e na região sul, limitada pelas dunas, considerada um divisor de águas subterrâneas (Figura 29). A recarga foi atribuída constante (condição tipo 2- Neumann), no valor de 1500 mm, que representa praticamente 100% da precipitação anual média da região.

Para simular a influência da lagoa de evapoinfiltração no fluxo das águas subterrâneas foi adotada a condição de contorno tipo 3- Cauchy, através do módulo rio. Foram criados 3 elementos de rio para a representação das lagoas 1, 2 e 3, sendo informado as cotas do fundo e as cotas dos níveis d'água das mesmas. A condutância foi calculada automaticamente pelo modelo através da Eq. 24, sendo a espessura da camada do leito (M) assumida com o valor de 1,0m e a condutividade hidráulica vertical do material do leito do rio (K) assumida no valor de 0,00001cm/s.

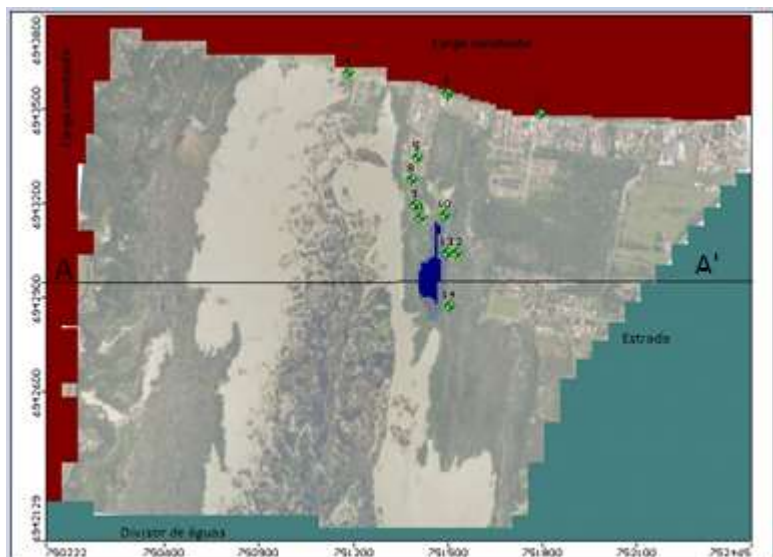


Figura 29- Modelo conceitual da área de estudo.

O modelo digital de elevação precisou ser transformado do tipo matricial (*raster*) para o tipo vetorial, como *shapefiles* de pontos. Para realizar a transformação dos dados foi utilizado o software QGis. Além disso, foi necessário diminuir a resolução do MDT, pois a resolução

inicial era aquém da resolução do modelo. Ressalta-se que a diminuição da resolução não acarretou em alteração no modelo, visto que a resolução final dos dados continuou mais detalhada do que a posterior criação da malha do modelo (Figura 30).

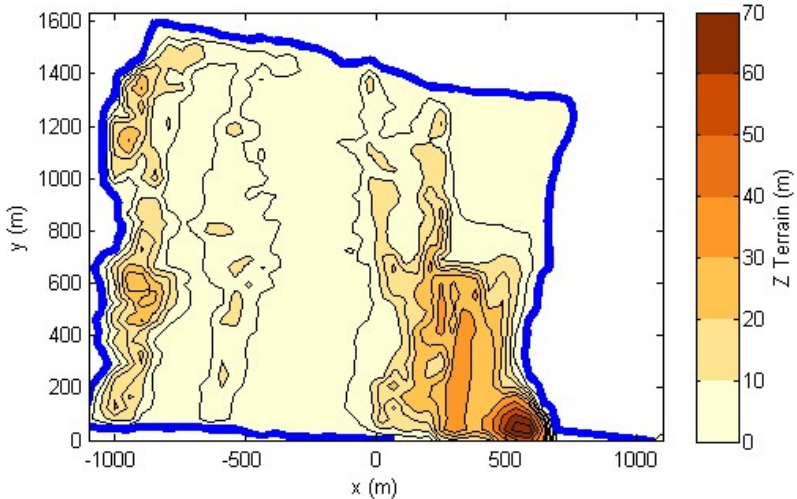


Figura 30- Mapa de elevação da área de estudo.

### 4.3.3 Definição da malha do modelo

Foi considerada uma malha (*grid*) com 132 linhas e 76 colunas, onde cada célula possui 50x50m (Figura 31). Na região da área da lagoa de evapoinfiltração a malha foi refinada por 5, apresentando cerca de 10 metros de espaçamento horizontal entre as células. A espessura do aquífero livre foi definida como 30m, considerando as informações do perfil do poço perfurado na Avenida das Rendeiras. Foram consideradas 10 camadas verticais (*layers*) com 3 m de espessura cada, suficiente para apresentar boa resolução vertical das velocidades do modelo.

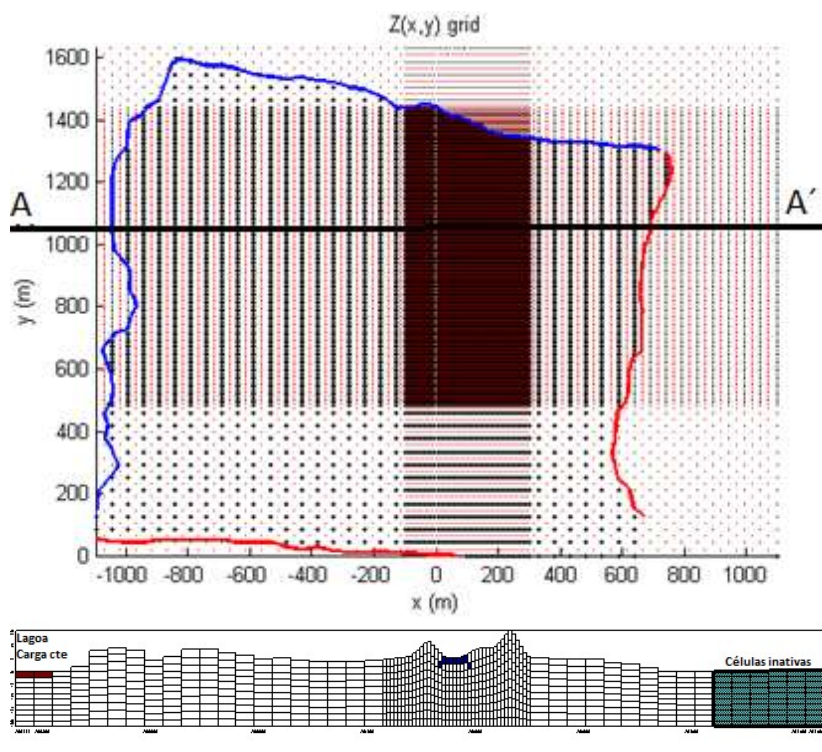


Figura 31- Grade numérica em planta e corte AA'.

#### 4.3.4 Definição das propriedades do modelo

As propriedades do aquífero referentes à condutividade hidráulica, armazenamento e a carga inicial. As cotas de elevação da superfície foram determinadas como uma entrada constante. O modelo exige que um valor de carga hidráulica inicial seja determinado em cada célula, como ponto de partida para a primeira iteração da solução. Depois da primeira iteração, a solução usa os valores modificados de carga e calcula continuamente novas cargas para cada célula individualmente até que o nível freático esteja estável dentro de uma exatidão desejada.

De acordo com ao material geológico encontrado em campo e com os resultados encontrados através das fórmulas empíricas de Hazen e Konezy-Carman, os valores de condutividade hidráulica assumidos no modelo foram  $K_x=K_y= 0,01 \text{ cm/s}$  e  $K_z= 0,001 \text{ cm/s}$ .

Em se tratando de um aquífero livre composto basicamente por areia fina foram atribuídos como  $S_s=0,001\text{cm/s}$  e  $S_y=0,20$ . Como porosidade total foi adotado o resultado médio calculado a partir da granulometria do solo, no valor de 43% e a porosidade eficaz foi assumida como de 20%.

Como poços de observação foram inseridas as características construtivas dos piezômetros e os resultados médios das cargas hidráulicas medidas em 12 piezômetros durante 3 campanhas de medição realizadas nos anos 2017 e 2018 (Figura 32).



Figura 32- Carga hidráulica (m) observada nos piezômetros.

#### 4.3.5 Processamento e calibração do modelo de fluxo

O método numérico para resolver o sistema de equações lineares gerado pela discretização espacial da equação de água subterrânea foi o GMG, um dos métodos existentes no *software*.

A calibração, por sua vez, envolveu a reprodução aproximada da situação conhecida de distribuição de cargas hidráulicas e da recarga, para que as condições simuladas se aproximem ao máximo das condições observadas em campo.

A calibração foi realizada utilizando o pacote de *Parameter Estimation- PEST* do software cuja abordagem é fundamentada no princípio da utilização do método dos mínimos quadrados, onde é definido o melhor ajuste pela minimização da diferença quadrática ponderada entre observações medidas e simuladas (DOHERTY e HUNT, 2010). Foram permitidas alterações na recarga e na condutividade

hidráulica, sendo estabelecido que  $K_x$  e  $K_y$  mantivessem os mesmos valores e que  $K_z$  poderia variar sem restrições.

O grau de precisão dos resultados simulados foi avaliado através da média residual (Eq. 28), da média residual absoluta (Eq.29), do erro quadrático médio (RMS) (Eq.30) e o RMS normalizado (*normalized RMS*) (Eq.31):

$$\text{Média residual} = \frac{\sum_{i=1}^n h_i \text{ calculada} - h_i \text{ observada}}{n} \quad (28)$$

$$\text{Média residual abs.} = \frac{\sum_{i=1}^n |h_i \text{ calculada} - h_i \text{ observada}|}{n} \quad (29)$$

$$\text{RMS} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (h_i \text{ calculada} - h_i \text{ observada})^2}{n}} \quad (30)$$

$$\text{RMS normalizado} = \frac{\text{Erro RMS}}{h_{\text{observada máx}} - h_{\text{observada mín}}} \quad (31)$$

Onde:  $h_i$  calculada= carga hidráulica calculada pelo modelo;  $h_i$  observada= carga hidráulica observada em campo;  $n$ = número de pontos de observação;  $h_{\text{observada máx}}$ = máxima carga hidráulica observada e  $h_{\text{observada mín}}$  = mínima carga hidráulica observada.

Valores de erro RMS normalizado até 10% são considerados aceitáveis (BONGANHA *et al.*, 2007).

#### 4.3.6 Análise de sensibilidade

A finalidade da análise de sensibilidade de um modelo numérico já calibrado é quantificar as incertezas das estimativas dos parâmetros (GUIGUER, 2016).

Para a verificação de alterações no fluxo das águas subterrâneas, a condutividade hidráulica na direção vertical ( $K_z$ ) do modelo calibrado foi reduzida em 90% (Tabela 12). De acordo com Fitts (2015), a razão entre a condutividade horizontal e vertical ( $K_x/K_z$ ) pode variar de 10 até mais de 100.

Tabela 12- Valores de K (cm/s) - análise de sensibilidade.

Parâmetro	Modelo calibrado	Valor adotado na análise de sensibilidade
Condutividade hidráulica (cm/s).	$K_x=K_y=K_z=0,0128$	$K_z=K_x/10=0,00128$

Foram verificadas também as respostas do modelo a partir da alteração de forçantes de recarga e do nível da Lagoa da Conceição. A partir do histórico da precipitação na região de Florianópolis que variou entre 900 e 2400 mm (Figura 13), foi assumida uma recarga de aproximadamente 109% superior ao valor da recarga do modelo calibrado (1150 mm/ano). Posteriormente, a recarga do modelo calibrado foi reduzida em 22% e por fim, o nível da Lagoa da Conceição, foi aumentado em 0,50 m em relação ao nível do modelo calibrado (0,5 m) (Tabela 13).

Tabela 13- Valores adotados das forçantes do modelo.

Forçantes	Modelo calibrado	Valor adotado
Recarga (mm)	1150	2400
Recarga (mm)	1150	900
Nível Lagoa da Conceição (m)	0,5	1,0

#### 4.3.7 Trajetória de partículas e balanço hídrico

Através do pacote MODPATH foram adicionadas partículas ao modelo com o objetivo de determinar por onde o efluente viaja. Utilizou-se a análise *backward*, onde foram inseridas partículas na beira da Lagoa da Conceição sendo gerado o traçado do caminho de volta da partícula até a lagoa de evapoinfiltração. Através deste pacote também foi possível traçar o tempo de viagem na medida em que as partículas se movem.

Para avaliar as entradas e saídas de água no sistema do aquífero livre foi utilizado o pacote ZONE BUDGET.

#### 4.3.8 Definição dos cenários

Após calibrada a condição do fluxo atual, denominada “LEI atual” foram simulados 2 cenários de fluxos diferentes:

- Condição natural na área de estudo, denominado cenário “Sem LEI”;



- Condição com a LEI no início de sua operação, quando seu nível se encontrava a 50cm acima da superfície, com 10cm de espessura da camada de fundo, denominado cenário “Início LEI”.

#### 4.3.9 Modelo de fluxo transiente e de transporte de contaminante conservativo

Considerando que a área da LEI aumentou ao longo do período de operação, foi modelado o fluxo transiente e de transporte de contaminante conservativo a partir da LEI.

Dada a inexistência de monitoramento do nível da água e do aumento da área da LEI foram adotadas as seguintes hipóteses: no ano 1989 já existia a LEI 1, sendo que depois de 15 anos ocorreu um aumento da área da LEI 1 e, somente após 20 anos de operação, surgiram as lagoas 2 e 3 (Figura 33):



Figura 33- Esquema da simulação do fluxo transiente.

As propriedades hidráulicas do aquífero e a recarga na área adotadas foram as mesmas do fluxo estacionário.

Posteriormente foi utilizado o pacote do modelo de transporte MT3DMS para simular o deslocamento da pluma de um contaminante conservativo. A escolha do cloreto como traçador deve-se ao seu monitoramento tanto nos efluentes tratados quanto nas águas subterrâneas. Simulado como um soluto conservativo, não foi especificado os parâmetros de sorção e de decaimento (reação cinética).

A concentração média do cloreto nas águas das chuvas na região de Florianópolis é de 13,95 mg/L (JAQUES, 2005). Martins (2008), encontrou concentrações nas águas de chuva coletadas no município que variaram de 2,54 a 346,4  $\mu\text{mol/L}$ , o que equivale a 2 e 12,3 mg/L de cloreto, respectivamente.

Dada a existência de cloreto nas águas da chuva na área de estudo e por se tratar de um aquífero costeiro, onde a concentração desse

parâmetro nas águas subterrâneas não é nula, foi adotado 10 mg/L como a concentração natural de cloreto para toda a área do estudo, dada a inexistência de um valor *background*, ou seja, de um valor observado nas águas subterrâneas antes da implantação da LEI.

Com o aumento gradual da LEI conforme representado na Figura 33, foram atribuídas concentrações constantes de 78mg/L de cloreto, referente aos efluentes tratados no período 1. Foram informadas também as concentrações deste parâmetro observadas nos piezômetros no período compreendido entre os anos 2001 a 2018.

Os valores de dispersividade adotados referem-se aos valores *default* fornecidos pelo pacote MT3DMS (Tabela 14).

Tabela 14 – Valores *default* de dispersividade do MT3DMS.

Dispersividade longitudinal	10m
Relação dispersividade horizontal/longitudinal	0,1
Relação dispersividade vertical/longitudinal	0,01
Coefficiente de difusão molecular	0

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

São apresentados os resultados referentes a caracterização dos esgotos brutos, dos efluentes tratados e da LEI, sendo realizada uma análise abrangente da eficiência do processo de tratamento dos esgotos nos períodos 0 e 1. Posteriormente são apresentados os resultados relacionados às águas subterrâneas (condutividade hidráulica e da qualidade das águas). Por fim, são apresentados os resultados dos modelos simulados.

### 5.1 ESGOTOS BRUTOS E EFLUENTES TRATADOS

#### 5.1.1 Características dos esgotos brutos

Dos 14 parâmetros avaliados (Tabela 15), 6 parâmetros apresentaram algum valor censurado. No período 0, 8% dos resultados de sólidos sedimentáveis foram censurados, sendo todos abaixo do limite de quantificação (LQ) do método analítico. Os valores censurados de DQO e PT corresponderam a 1% e 4%, respectivamente, sendo todos acima do LQ. No período 1: os valores censurados de sólidos sedimentáveis, DQO, O&G e PT corresponderam, respectivamente: 8%; 1%; 2% e 1% do número total de dados analisados, sendo todos abaixo do LQ. Os valores censurados de  $\text{NH}_3$  e cloreto corresponderam 1% do total das amostras, sendo estes acima do LQ dos métodos analisados.

Em termos de matéria orgânica e *E.coli*, os resultados foram superiores no período 0 em relação ao período 1. O pH manteve-se constante, indicando que os esgotos que adentram na ETE apresentam característica de esgoto fresco, pois esgotos sépticos apresentam pH inferior a 6 (JORDÃO E PESSOA, 2005). Não foram observadas diferenças significativas nos períodos analisados em relação as concentrações dos nutrientes (nitrogênio e fósforo) e sulfato.

De acordo com a classificação proposta por Metcalf & Eddy (2016), verificou-se que os esgotos afluentes a ETE da Lagoa da Conceição, em ambos os períodos, apresentaram concentrações baixas em termos de sólidos, concentrações médias de matéria orgânica e sulfato e concentrações elevadas em termos de cloreto, *E.coli* e nutrientes.

Tabela 15- Estatística da qualidade dos efluentes brutos.

Parâmetro	Período 0 (anos 2000-2007)			Período 1 (anos 2008-2018)		
	n	$\bar{X} \pm \sigma_{\bar{x}}$	% Censurado	n	$\bar{X} \pm \sigma_{\bar{x}}$	% Censurado
ST (mg/L)	96	650 ± 19	-	182	612 ± 59	-
SDT (mg/L)	93	386 ± 15	-	119	349 ± 40	-
SST (mg/L)	100	258 ± 15	-	119	182 ± 11	-
SSed (mg/L)	97	4 ± 1	8	194	3 ± 0,3	8
pH	107	7,37	-	201	7,35	-
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	81	375 ± 17	-	182	274 ± 10	-
DQO (mg/L)	97	611 ± 26	1	186	484 ± 17	1
O&G (mg/L)	-	-	-	141	46 ± 3	2
Norg. (mg/L N)	64	33 ± 4	-	33	19 ± 2	-
NH <sub>3</sub> (mg/L N)	85	35 ± 2	-	140	53 ± 2	1
PT (mg/L P)	74	18,5 ± 1,3	4	158	11 ± 1	1
Cl (mg/L)	88	67 ± 3	-	188	79 ± 9	1
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	12	66 ± 4	-	141	47 ± 8	-
<i>E.coli</i> (log <sub>10</sub> )	78	9	-	193	8	-

### 5.1.2 Características dos efluentes tratados

Dos 18 parâmetros avaliados, 10 apresentaram algum resultado censurado (Tabela 16). No período 0, valores censurados abaixo do limite de quantificação- LQ foram encontrados em 3 parâmetros- sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos totais e NO<sub>3</sub><sup>-</sup> que representaram 80%; 2% e 42% do número total de dados, respectivamente. Com relação ao PT: 3% do conjunto de dados analisados apresentaram valores acima do LQ. Com relação ao *E.coli*, 4% dos valores foram censurados, sendo que 3% apresentaram resultados abaixo do LQ e 1% acima do LQ.

No período 1: as porcentagens de valores censurados dos parâmetros SST, SSed, DBO<sub>5</sub>, O&G, surfactantes, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e PT foram, respectivamente: 7; 88; 1; 53; 3; 2; 8 e 1, sendo todos abaixo do LQ. Com relação ao NH<sub>3</sub>, 1% foram dados censurados, sendo a metade resultados abaixo do LQ e metade acima do LQ. Com relação ao cloreto, 1%

apresentou valores acima do LQ. Já no *E.coli*, 16% dos resultados foram censurados, sendo 13% abaixo e 3% acima do LQ.

Destaca-se que os resultados de nitrato do ano de 2015 foram excluídos da análise estatística, em função de erro analítico identificado no lote do kit de análises. Assumindo que quando ocorre a nitrificação completa acontece, as concentrações de nitrato variam entre 15 e 25 Metcalf & Eddy (2016), pode se verificar a nitrificação durante o tratamento é incompleta, verificando os resultados de 2,55 e 7 dos períodos 0 e 1, respectivamente.

Com relação ao nitrogênio amoniacal verificou-se, em ambos os períodos que, somente uma porção da amônia foi nitrificada, sendo que a maior fração permanece ainda no efluente tratado. Fato este já esperado em sistemas de lodo ativado do tipo convencional sem remoção de nutrientes.

Um dos principais fatores que pode estar atrelado as menores concentrações de matéria orgânica e sólidos sedimentáveis encontradas nos efluentes tratados no período 1 refere-se à implantação do reator anaeróbico. Observou-se também um acréscimo na concentração de nitrato neste período, indicando que o efluente iniciou o processo de nitrificação na ETE.

Observou-se um leve decréscimo no pH do efluente tratado no período 1 em relação ao período 0.

Levando em consideração que os processos de tratamento apresentam margem de variabilidade em relação ao desempenho que podem atingir, foi verificado que no período 1 os resultados foram semelhantes as concentrações típicas esperadas para efluentes após tratamento secundário através de lodo ativado convencional.

Tabela 16- Estatística da qualidade dos efluentes tratados.

Parâmetro	Período 0 (anos 2000-2007)			Período 1 (anos 2008-2018)		
	n	$\bar{X} \pm \sigma_{\bar{x}}$	% Censurado	n	$\bar{X} \pm \sigma_{\bar{x}}$	% Censurado
Temp. (°C)	104	24	-	178	24	-
Turbidez (NTU)	40	45 ± 8	-	187	27 ± 3	-
ST (mg/L)	98	413 ± 16	-	180	493 ± 66	-
SDT (mg/L)	90	325 ± 9	-	160	443 ± 69	-
SST (mg/L)	95	99 ± 10	2	162	43 ± 5	7
SSed (mL/L)	92	3 ± 1	80	196	1 ± 0,3	88
pH	108	6,99	-	202	7,23	-
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	78	71 ± 8	-	168	24 ± 2	1
DQO (mg/L)	100	180 ± 15	-	193	75 ± 5	-
O&G (mg/L)	-	-	-	96	17 ± 2	53
Surfactantes (mg/L)	-	-	-	134	0,81	3
Norg (mg/L N)	73	20 ± 2	-	20	15 ± 3	-
NH <sub>3</sub> (mg/L N)	86	25 ± 2	-	138	34 ± 1	1
NO <sub>3</sub> (mg/L N)	91	2,55	42	141	7,2 ± 1	8
Cl (mg/L)	89	68 ± 1,5	-	186	78 ± 6	1
PT (mg/L P)	75	9,7 ± 1	3	169	6 ± 0,5	1
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	13	59,2 ± 7	-	149	54 ± 2	-
<i>E.coli</i> (log <sub>10</sub> )	79	5,6	4	194	3,6	16

### 5.1.3 Eficiência do tratamento da ETE Lagoa

A eficiência média em termos de porcentagem de remoção (Tabela 17) de matéria orgânica (DBO<sub>5</sub> e DQO) nos períodos 0 e 1, foi de 81 e 91% e 70 e 84%, respectivamente. A remoção de sólidos suspensos foi de 61 e 77% nos períodos 0 e 1, respectivamente. A remoção do fósforo foi praticamente constante em ambos os períodos, chegando próximo de 50%. Com relação ao *E.coli*, foram encontradas remoções de 3,5 e 4,6log

nos períodos 0 e 1, respectivamente. As porcentagens de remoção de nitrogênio amoniacal total representaram 29 e 36%, respectivamente.

Em geral, a ETE Lagoa apresentou uma eficiência média superior no período 1 em relação ao período 0, no entanto, destaca-se que a carga aumentou, levando em consideração o aumento da vazão na ETE.

Tabela 17- Percentual de remoção dos constituintes na ETE.

Parâmetro	% remoção	
	Período 0 (anos 2000-2007)	Período 1 (anos 2008-2018)
DBO <sub>5</sub>	81	91
DQO	70	84
Sólidos suspensos	62	76
N-NH <sub>3</sub>	29	36
P-PT	48	46
<i>E.coli</i> (log <sub>10</sub> )	3,5	4,6

No que tange ao atendimento às legislações atualmente vigentes e pertinentes aos efluentes oriundos de sistemas de esgotamento sanitário: no período 0, os resultados de temperatura, sólidos sedimentáveis, pH, DBO<sub>5</sub> e fósforo total apresentaram um nível de conformidade de 100, 88, 96,59 e 11% respectivamente, em relação aos VMP mais restritivos preconizados nas Resolução CONAMA 430/2011 e na Lei SC 14675/2009. No período 1, os resultados de temperatura, sólidos sedimentáveis, pH, DBO<sub>5</sub>, óleos e graxas, surfactantes e fósforo total apresentaram um nível de conformidade de 100, 96, 96, 89, 83, 95 e 47% respectivamente, em relação aos VMP mais restritivos preconizados nas supracitadas resoluções (Tabela 18).

Tabela 18- Índice de conformidade às legislações- efluentes SES.

Parâmetro	% conformidade VMP	
	Período 0 (anos 2000-2007)	Período 1 (anos 2008-2018)
Temperatura (°C)	100 <sup>1</sup>	100 <sup>1</sup>
SSed (mL/L)	88 <sup>1</sup>	96 <sup>1</sup>
pH	99 <sup>1</sup> -96 <sup>2</sup>	99 <sup>1</sup> -96 <sup>2</sup>
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	83 <sup>1</sup> -59 <sup>2</sup>	99 <sup>1</sup> -89 <sup>2</sup>
O&G (mg/L)	-	99 <sup>1</sup> -83 <sup>2</sup>
Surfactantes (mg/L)	-	95 <sup>1</sup>
P-PT (mg/L)	11 <sup>2</sup>	47 <sup>2</sup>

1-Parâmetros com VMP preconizados pela Res. Conama 430/2011- art.21-

2- Parâmetros com VMP preconizados pela Lei Estadual 14675/2009- art.177.

### 5.1.4 Características dos efluentes na lagoa de evapoinfiltração

Dos 15 parâmetros avaliados na superfície da LEI (Tabela 19), 7 parâmetros apresentaram algum dado censurado. No período 0: os parâmetros SST, SSed, N-  $\text{NO}_3^-$  *E.coli* representaram 6%; 91%; 47% e 3% do conjunto de resultados analisados, respectivamente, sendo todos abaixo do LQ. Os valores censurados de cloreto, em torno de 2% apresentaram-se acima do LQ.

Com relação ao período 1: os parâmetros SSed, O&G, N –  $\text{NO}_3^-$  apresentaram 59%; 89% e 3% de dados censurados, respectivamente, sendo todos abaixo do LQ. Com relação ao  $\text{NH}_3$ : 32% foram valores censurados sendo que 29% foram abaixo do LQ e 3% acima. No *E.coli*, 9% foram valores foram censurados, sendo a metade de dados abaixo e metade acima do LQ.

Da mesma forma que no efluente tratado, os resultados médios de  $\text{DBO}_5$ , DQO, nitrogênio e fósforo no período 1 foram inferiores aos do período 0. No entanto, com relação à concentração de sólidos totais e sedimentáveis, foi observado um aumento neste período em relação ao período 0.

Os resultados de turbidez na LEI foram levemente superiores aos do efluente tratado. Esse fato pode estar atrelado a ressuspensão de sedimentos durante o lançamento do efluente tratado.

Em termos médios, foi verificado um leve decréscimo nos dados de nitrogênio amoniacal e leve acréscimo de nitrato no período 1 em relação ao período 0. Este fato pode indicar que uma pequena porção do nitrogênio amoniacal foi nitrificada na LEI, no entanto, confirma-se que a nitrificação ainda é incompleta.

Tabela 19- Estatística da qualidade da LEI.

Parâmetro	Período 0 (anos 2000-2007)			Período 1 (anos 2008-2018)		
	n	$\bar{X} \pm \sigma_{\bar{x}}$	% Censurado	n	$\bar{X} \pm \sigma_{\bar{x}}$	% Censurado
Turbidez (NTU)	31	64 ± 8	–	43	36 ± 17	–
pH	69	7,6	–	46	6,7 ± 0,1	–
ST (mg/L)	62	388 ± 15	–	40	519 ± 144	–
SDT (mg/L)	61	317 ± 10	–	39	478 ± 148	–



Parâmetro	Período 0 (anos 2000-2007)			Período 1 (anos 2008-2018)		
	n	$\bar{X} \pm \sigma_{\bar{x}}$	% Censurado	n	$\bar{X} \pm \sigma_{\bar{x}}$	% Censurado
SST (mg/L)	64	75 ± 9	6	40	47 ± 10	5
SSed (mg/L)	63	0,27	91	29	1 ± 1	59
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	46	36 ± 3	–	05	16 ± 5	–
DQO (mg/L)	60	138 ± 8	–	39	74 ± 19	–
O&G (mg/L)		–	–	09	9,5 ± 1	89
NH <sub>3</sub> (mg/L N)	58	14 ± 1,5	–	31	6,5 ± 2	32
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L N)	60	2,6 ± 0,4	47	36	10 ± 2	3
PT (mg/L P)	48	9,32 ± 0,5	–	33	6 ± 1	–
Cl (mg/L)	58	85,5 ± 16	2	43	77 ± 4	–
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	10	69 ± 1,0	–	39	51 ± 2	–
<i>E.coli</i> (log <sub>10</sub> )	68	3,86	2,94	45	2,7	9

## 5.2 ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

### 5.2.1 CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA

São apresentados os principais resultados das análises granulométricas das amostras de solo em diferentes profundidades obtidos através dos 5 furos (F1, F2, F3, F4 e F5) no ano de 1989 e das 4 amostras (PZ14 e Ponto\_alto) analisadas através do analisador de partículas a laser.

Em geral, o diâmetro efetivo do solo na área da lagoa de evapoinfiltração variou entre 0,13 e 0,19mm, com exceção do ponto PZ\_14 na superfície. Neste ponto, o d<sub>10</sub> apresentou resultado médio de 0,03mm (Figura 34).

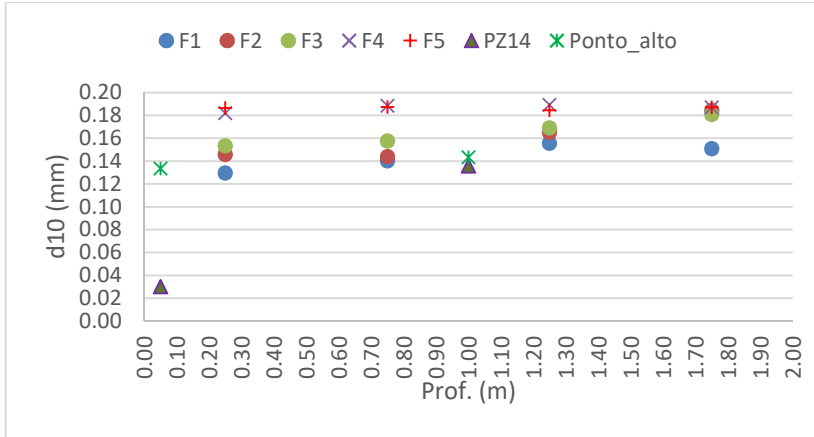


Figura 34- Resultados médios  $d_{10}$ (mm) das amostras de solo.

De acordo com a USDA, o tamanho dos grãos do  $d_{10}$  refere-se à areia fina sendo que apenas no PZ14\_superfície foi classificado como silte.

As projeções das porcentagens de areia encontradas nos resultados das amostras de solo efetuado no diagrama triangular USDA permitiram classificar a textura do solo como arenoso. Destaca-se que o solo na área do PZ14 encontra-se no limiar entre areia e areia franca.

Com relação à estrutura do solo, os resultados médios do coeficiente de uniformidade dos grãos e do coeficiente de curvatura são apresentados na Tabela 20. Tabela 20- Resultados médios-Cu, Cc e n das amostras de solo. Também são apresentados os resultados de porosidade (n) calculados através da Equação 15.

Tabela 20- Resultados médios-Cu, Cc e n das amostras de solo.

Ponto Amostral	Cu	Cc	n
F1	1,70	1,16	0,44
F2	1,60	1,08	0,45
F3	1,50	1,04	0,45
F4	1,40	0,96	0,45
F5	1,40	0,96	0,45
PZ14	4,19	1,51	0,39
Ponto_alto	1,65	1,04	0,44
Média	1,92	1,11	0,43

A partir dos resultados do coeficiente de uniformidade, verificou-se que os grãos são considerados uniformes, com exceção do PZ14 que apresentou uniformidade média. Os resultados do Cc apresentaram, de maneira geral, valores muito próximos a 1, a exceção do PZ14. Sendo assim, o solo pode ser considerado mal graduado.

Os resultados de condutividade hidráulica, através da aplicação da fórmula de Hazen, adotando o coeficiente de Hazen igual a 80 são apresentados na Tabela 21.

Tabela 21- Resultados de K (cm/s) - Método de Hazen.

	<b>F1</b>	<b>F2</b>	<b>F3</b>	<b>F4</b>	<b>F5</b>	<b>PZ14</b>	<b>Ponto alto</b>
<b>Prof. (m)</b>	<b>K (cm/s)</b>						
0-0,50	0,01	0,02	0,02	0,03	0,03		0,01
0,50-1,00	0,01	0,02	0,02	0,03	0,03		
1,00-1,50	0,02	0,02	0,02	0,03	0,03	0,01	0,02
1,50-2,00	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03		
Média	0,02	0,02	0,02	0,03	0,03	0,01	0,02

Não foi possível estimar a condutividade hidráulica do ponto PZ14 na superfície pois o valor de  $d_{10}$  encontrado foi inferior 0,10mm, não sendo recomendado a aplicação da fórmula de Hazen.

Os resultados médios de condutividade hidráulica através da fórmula de Hazen variaram entre 0,01 a 0,03 cm/s.

Os resultados de condutividade hidráulica, através da aplicação da fórmula de Kozeny-Carman são apresentados na Tabela 22.

Tabela 22- Resultados de K (cm/s)- método de Konezy-Carman.

	<b>F1</b>	<b>F2</b>	<b>F3</b>	<b>F4</b>	<b>F5</b>	<b>PZ14</b>	<b>Ponto alto</b>
<b>Prof. (m)</b>	<b>Condutividade hidráulica (cm/s)</b>						
0-0,50	0,03	0,04	0,04	0,06	0,06	0,0004	0,03
0,50-1,00	0,04	0,04	0,04	0,06	0,06		
1,00-1,50	0,04	0,05	0,05	0,06	0,06	0,03	0,03
1,50-2,00	0,04	0,06	0,06	0,06	0,06		
Média	0,03	0,04	0,04	0,06	0,06	0,01	0,03

Em geral, os resultados médios de condutividade hidráulica obtidos através do método de Konezy- Carman variaram entre 0,01 a 0,06 cm/s, a exceção do PZ14 na superfície, onde foram encontrados os grãos mais finos, resultando em uma condutividade hidráulica de 0,0004 cm/s.

Os resultados médios dos *slug test* obtidos através do software *Aquífer Test* variaram entre 0,0029 e 0,0044 cm/s, no PZ02 e P0Z3, respectivamente (Anexo A). Estes resultados foram 1 ordem de grandeza menores do que os resultados obtidos através das fórmulas de Hazen e Konezy-Carmann. Em função do estado atual de conservação dos piezômetros, principalmente pela falta de limpeza e a possibilidade de colmatação dos filtros, os resultados do *slug test* não foram utilizados no modelo numérico.

### 5.2.2 QUALIDADE DAS AGUAS DO LENÇOL FREÁTICO

Dos 11 parâmetros avaliados de qualidade das águas do lençol freático nos períodos 0 e 1, 7 apresentaram valores censurados (Tabela 23). No período 0 todos os valores censurados foram abaixo do LQ sendo relacionados aos parâmetros DQO,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_3$ , PT e *E.coli*. Os dados censurados representaram aproximadamente 2; 4; 43, 12 e 67% do conjunto de resultados dos parâmetros acima, respectivamente.

No período 1, 5 parâmetros apresentaram valores censurados. Os dados censurados de SST,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_3$  e  $\text{SO}_4^{2-}$  representaram 26; 34; 55; 20 e 4% do conjunto de resultados analisados, respectivamente, sendo todos abaixo do LQ. O parâmetro com o maior número de dados censurados foi o *E.coli*, representando 67% do total da amostra, sendo que 64% dos valores foram resultados abaixo do LQ e 3% acima do LQ.

As concentrações médias de SST foram praticamente as mesmas encontradas no efluente tratado (Tabela 16) bem como no efluente da LEI (Tabela 19).

Tabela 23- Estatística da qualidade de água do lençol freático.

Parâmetro	Período 0 (anos 2000-2007)			Período 1 (anos 2008-2018)		
	n	$\bar{X} \pm \sigma_{\bar{x}}$	% Censurado	n	$\bar{X} \pm \sigma_{\bar{x}}$	% Censurado
Temp.ar (°C)	212	24,7± 0,3	—	171	23,4± 0,3	—
Temp.água (°C)	212	23,3± 0,2	—	214	23,3± 0,3	—
pH	228	6,43	—	366	6,67	—
SDT (mg/L)	—	—	—	309	316± 40	—
SST (mg/L)	—	—	—	283	51± 8	26
DQO (mg/L)	229	102± 5	2	19	44± 9	—
NH <sub>3</sub> (mg/LN)	185	9,8± 1	4	118	6,8± 1	34
NO <sub>3</sub> (mg/LN)	181	1,8± 0,2	43	276	2,5± 0,2	20
PT (mg/LP)	33	3± 1	12	—	—	—
Cl (mg/L)	178	62± 3	—	365	71± 2	—
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	—	—	—	284	36± 2	3,5
<i>E.coli</i> (log <sub>10</sub> )	230	0,23	67	385	0,73	67

No que tange ao atendimento às legislações atualmente vigentes e pertinentes as águas subterrâneas: no período 0, os resultados de nitrato, cloretos e *E.coli* apresentaram um nível de conformidade de 99% em relação aos VMP preconizados nas Resoluções CONAMA 396/2008 e 420/2009. No período 1, os resultados de sólidos dissolvidos totais, nitrato, cloretos, sulfato e *E.coli* apresentaram um nível de conformidade de 98; 97; 99; 100 e 92% respectivamente, em relação aos VMP das supracitadas Resoluções (Tabela 24).

Tabela 24- Índice de conformidade às legislações - águas subterrâneas.

Parâmetro	VMP	% conformidade VMP	
		Período 0 (anos 2000-2007)	Período 1 (anos 2008-2018)
SDT (mg/L)	1000 <sup>2</sup>	-	98 <sup>2</sup>
NO <sub>3</sub> (mg/L N)	10 <sup>1,2,3</sup>	99 <sup>1,2,3</sup>	97 <sup>1,2,3</sup>
Cl (mg/L)	250 <sup>2</sup> - 400 <sup>1</sup>	99 <sup>1,2</sup>	99 <sup>1,2</sup>
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	250 <sup>2</sup> - 400 <sup>1</sup>	-	100 <sup>1,2</sup>
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	800 <sup>1</sup>	99 <sup>1</sup>	92 <sup>1</sup>

1- Res. CONAMA 396/2008- Uso recreação.

2- Res. CONAMA 396/2008- Uso abastecimento humano.

3- Res. CONAMA 420/2009- VMP águas subterrâneas (Anexo II).

O comportamento das concentrações de cloreto, *E. coli*, N-NO<sub>3</sub> e DQO nos efluentes tratados (T), na lagoa de evapoinfiltração (LEI) e nos piezômetros, estes identificados em relação à sua distância da Lagoa da Conceição, conforme descrito Tabela 10 e localizados na Figura 20 Figura 29, Tabela 10- Dados dos piezômetros e período da qualidade das águas. podem ser visualizados nas Figuras 35 a 38. Os piezômetros localizados na área da LEI estão destacados em vermelho, distantes a partir de 380m da Lagoa da Conceição. As linhas vermelha e verde representam os VMP para uso recreação e abastecimento humano preconizado pelas legislações pertinentes de águas subterrâneas, respectivamente.

No período 0, as concentrações do cloreto (Figura 35) nas águas do lençol freático na área da LEI foram semelhantes as encontradas no T e na LEI, sendo observado concentrações inferiores nas águas do lençol freático distantes entre 2 e 380m da Lagoa da Conceição. Dos 178 resultados avaliados, 2 foram superiores ao VMP estabelecido para fins de abastecimento humano e recreação. Já no período 1, as concentrações e o número de valores extremos aumentaram em relação ao período 0, podendo ser observado um aumento na média (Tabela 23) e na mediana nas águas do lençol distantes entre 380 e 233m da Lagoa da Conceição. Dos 365 resultados analisados, 5 foram superiores ao VMP estabelecido para fins de abastecimento humano e recreação. Foi observado também que na beira da Lagoa da Conceição, nos piezômetros distantes a 0,20 e 0,25m, as concentrações são maiores no piezômetro mais profundo, indicando que a pluma se move para uma profundidade maior.

No período 0, as concentrações de *E.coli* (Figura 36) decaem consideravelmente do T às águas do lençol freático. É verificado que na LEI ocorre a mortandade dessas bactérias graças a exposição da superfície aos raios UV. Dos 230 resultados avaliados (Tabela 23), 2 foram superiores ao VMP para o uso recreação. O fato de ter sido encontrado valores superiores nos piezômetros fora da LEI em relação aos da área da LEI pode ser atribuído à susceptibilidade a contaminação das águas dos piezômetros localizados fora da área da LEI por ações de vandalismo. No período 1, percebe-se um aumento nas concentrações e no número de valores discrepantes, indicando a interferência da LEI. Dos 385 resultados avaliados (Tabela 23), 11 foram superiores ao VMP para o uso recreação.

No período 0, foi observado um aumento do nitrato (Figura 37) nas águas do lençol freático na área da LEI em relação a T e a LEI, podendo ser encontrado resultados acima do VMP preconizado pelas legislações pertinentes. No T pode ser percebida a ausência do processo de nitrificação no processo de tratamento de esgotos. Dos 181 resultados das águas do lençol freático, foram encontrados alguns resultados superiores ao VMP somente na área da LEI. No período 1, percebe-se um aumento nos resultados no T, indicando uma nitrificação discreta dos efluentes no processo de tratamento. Resultados elevados encontrados, acima de 15, indicam que ocorreu a nitrificação completa durante o tratamento. Dos 276 resultados nas águas do lençol freático, foi observado um aumento em relação ao período 0, indicando a influência da LEI. Alguns resultados acima do VMP na área da LEI foram observados e 1 fora da área da LEI. Da mesma forma que no cloreto, foi observado que na beira da Lagoa da Conceição, os resultados de nitrato são maiores no piezômetro mais profundo, indicando que a pluma se move para uma profundidade maior.

Os resultados da DQO (Figura 38) no período 0 indicam valores médios de 180 (Tabela 14) e 138 (Tabela 16) nos T e na LEI, com valores. Dos 229 valores das águas do lençol freático, verificou-se que os resultados médios variaram entre 47 e 156 na área da LEI e de 58 a 129 na área fora da LEI, sendo também percebida a influência da LEI. No período 1 não é possível inferir o comportamento deste parâmetro devido a presença de apenas 19 observações.

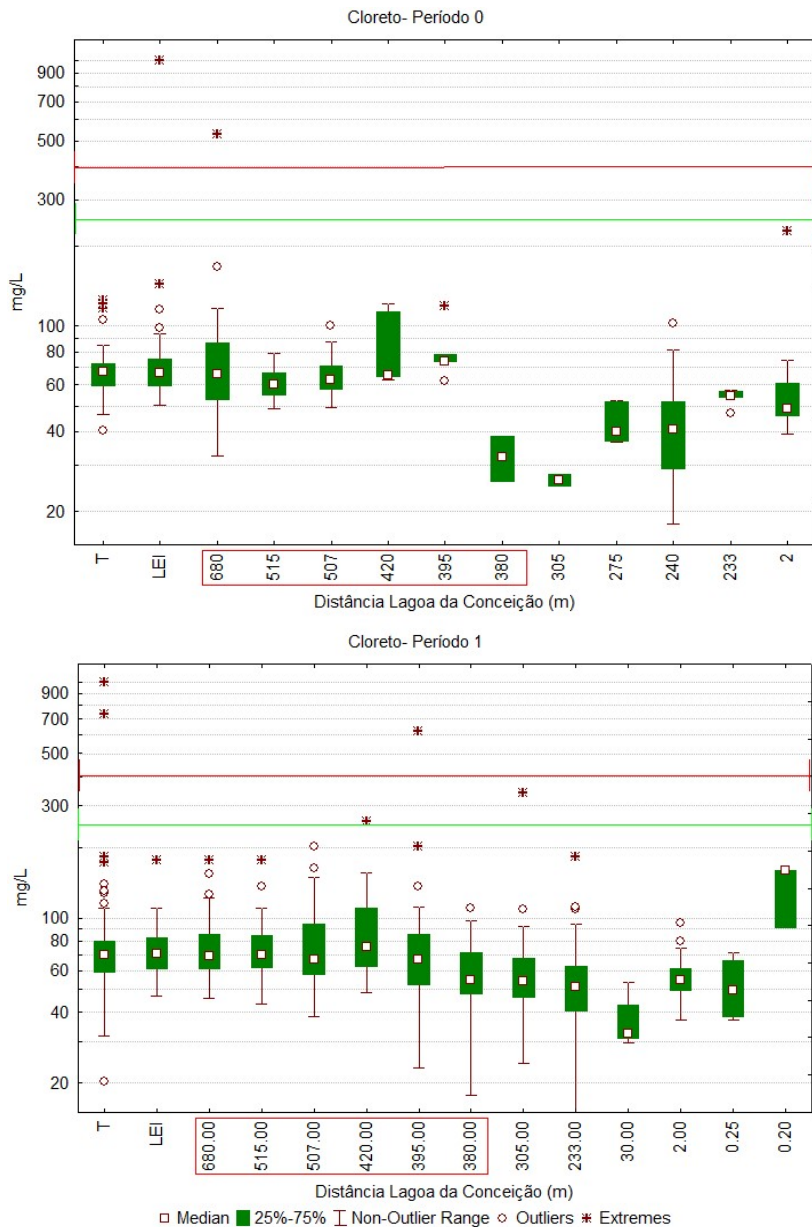


Figura 35- Resultados de cloreto- T, LEI e lençol freático.



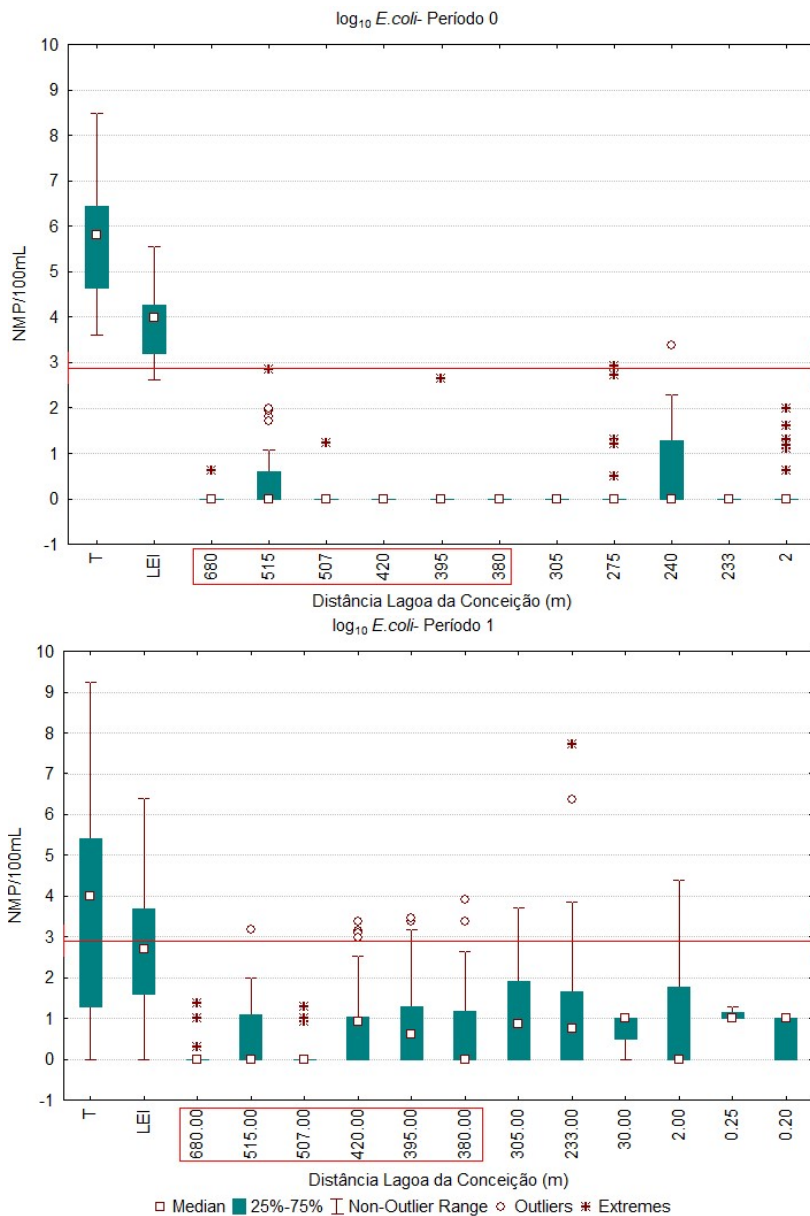


Figura 36- Resultados de *E.coli*- T, LEI e no lençol freático.

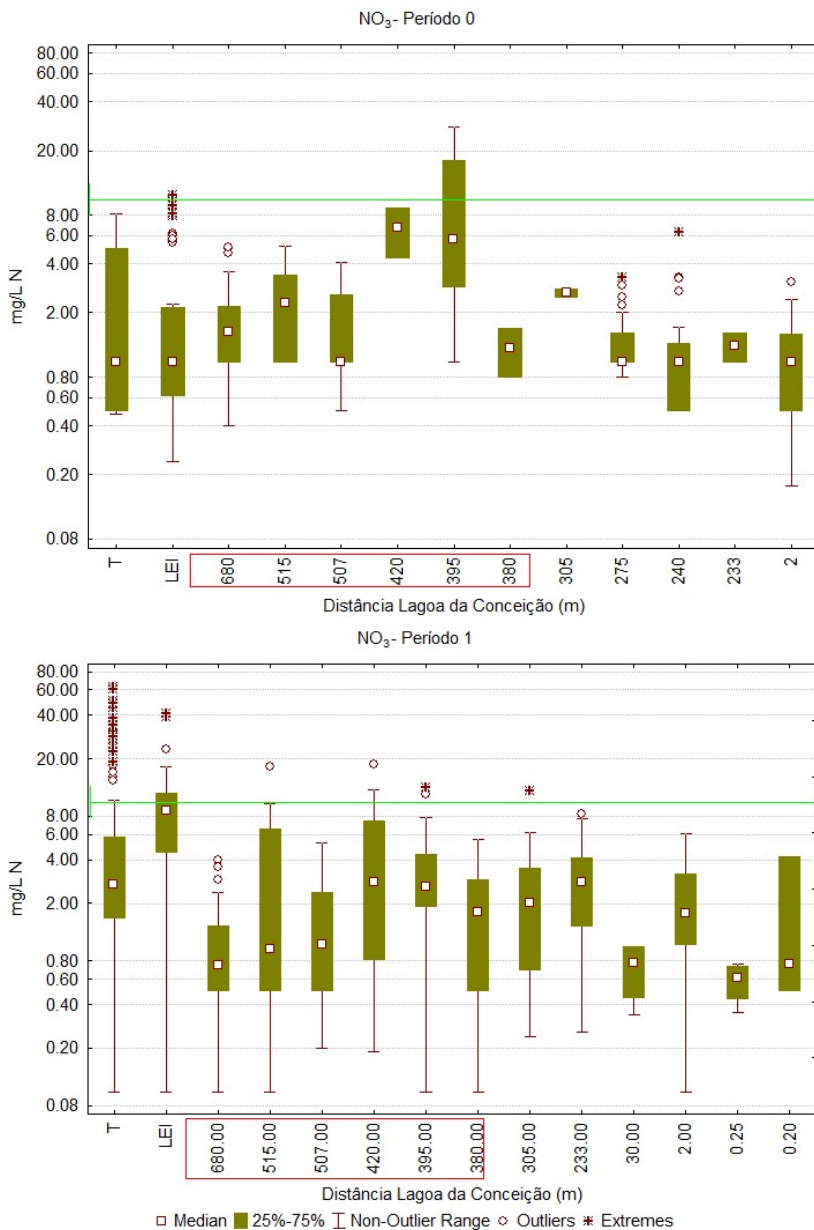


Figura 37 – Resultados de nitrato T, LEI e no lençol freático.

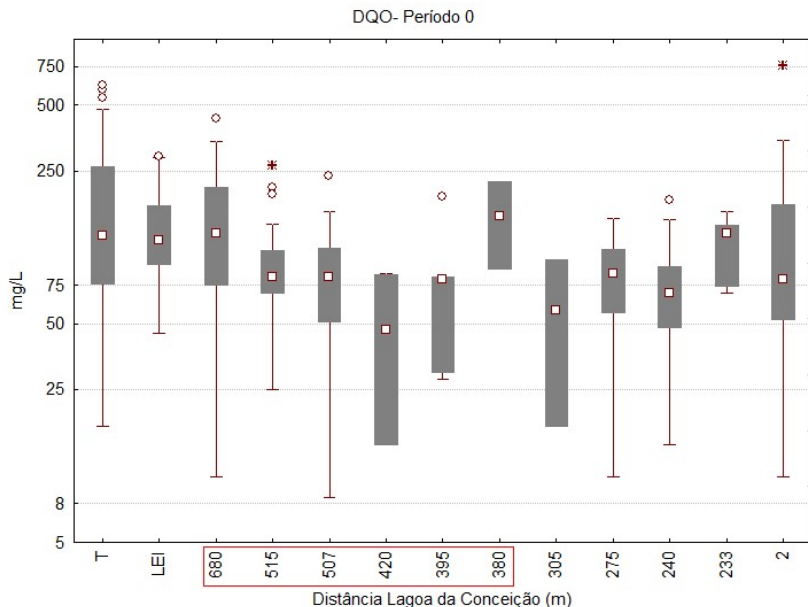


Figura 38 – Resultados da DQO- T, LEI e no lençol freático.

O comportamento médio da temperatura (Figura 39) no T e na LEI se apresentou regular variando entre 24 e 23°C, respectivamente, sendo a mesma variação observada em 6 piezômetros. Em 5 piezômetros, temperaturas médias mais baixas foram encontradas, em torno de 21°C. No período 1, as temperaturas médias no T, na LEI e nas águas do lençol freático variaram entre 24 e 22°C, tendo sido observado um aumento na temperatura média nos 5 piezômetros em relação ao período 0.

O pH no T e na LEI no período 0 (Figura 40) apresentou resultados médios de 7,1 e 7,6, respectivamente, sendo encontrado diversos valores discrepantes na LEI. Nas águas do lençol freático, estes resultados variaram entre 6,2 e 6,95. No período 1, os resultados médios no T e na LEI foram de 7,3 e 6,9, respectivamente, sendo que na LEI sua variabilidade foi maior em relação ao período 0. Nas águas do lençol freático, os valores variaram entre 5,7 a 7,3, tendo sido observado um aumento nas águas próximas da LEI e uma redução nas águas do lençol fora da LEI, em relação ao período 0.

Os valores médios no período 0 do N-NH<sub>3</sub> (Figura 41) no T e na LEI foram de 25 e 14 mg/L, respectivamente, enquanto que nas águas do lençol freático, estes valores variaram de 0,6 a 10,8 mg/L e de 1 a 19,7 mg/L na área da LEI e fora da área da LEI, respectivamente. No período

1, os valores médios foram de 34 e 6,5 mg/L no T e na LEI, respectivamente, enquanto que nas águas do lençol freático estes valores variaram de 0,4 a 14,6 mg/L e de 0,5 a 7 mg/L na área da LEI e fora da LEI, respectivamente. Pode-se confirmar que o destino do nitrogênio é incompleto, pois o nitrogênio amoniacal atinge as águas do lençol freático antes de se nitrificar, graças ao solo já saturado, sob condições anaeróbicas, que inibe a ocorrência do processo de nitrificação. A presença de nitrogênio amoniacal indica a poluição recente relacionada à disposição de efluentes domésticos.

Destaca-se o resultado médio de 6,2 mg/L de N-NH<sub>3</sub> encontrado nas águas do lençol distante a 2m da Lagoa da Conceição no período 0. Pode-se atribuir este fato a ocorrência de extravasamentos de esgotos brutos da estação elevatória localizada ao lado deste piezômetro. Percebe-se que no período 1 esse resultado diminuiu para 0,8 mg/L. Esse decaimento reflete a implantação do sistema supervisório *online* das estações elevatórias a partir do ano 2013, que permite que ações corretivas de extravasamento sejam identificadas e que providências corretivas sejam tomadas com maior agilidade (CASAN, 2017).

Conforme observado nas concentrações de cloreto e nitrato, os valores encontrados de N-NH<sub>3</sub> na beira da Lagoa da Conceição no período 1, indicaram concentrações maiores no piezômetro mais profundo (PZ1) em relação ao mais raso (PZ2), indicando que a pluma pode estar se movendo para uma profundidade maior.

Com relação à toxicidade do nitrogênio amoniacal nas águas do lençol freático: os maiores valores nos períodos 0 e 1 observados foram de 48mg/L e 41,5mg/L, respectivamente, medidos no mês de maio do ano de 2004 a uma distância de 240m da Lagoa da Conceição e no mês de dezembro de 2017 a uma distância de 380m da mesma, respectivamente. Aplicando-se a equação descrita por Emerson *et al.* 1975, verificou-se que as concentrações de amônia não ionizável resultaram em 0,07 e 1,17mg/L, respectivamente, sendo ambos os valores inferiores ao limite preconizado pela Portaria MS 2914/2011 que estabelece o valor máximo de 1,5mg/L de NH<sub>3</sub>.

Sendo que estes piezômetros se encontram na área antropizada, outras fontes pontuais também podem ter contribuído com essas concentrações elevadas, como a infiltração da rede coletora de esgotos e a existência de fossas sépticas ativas na região.

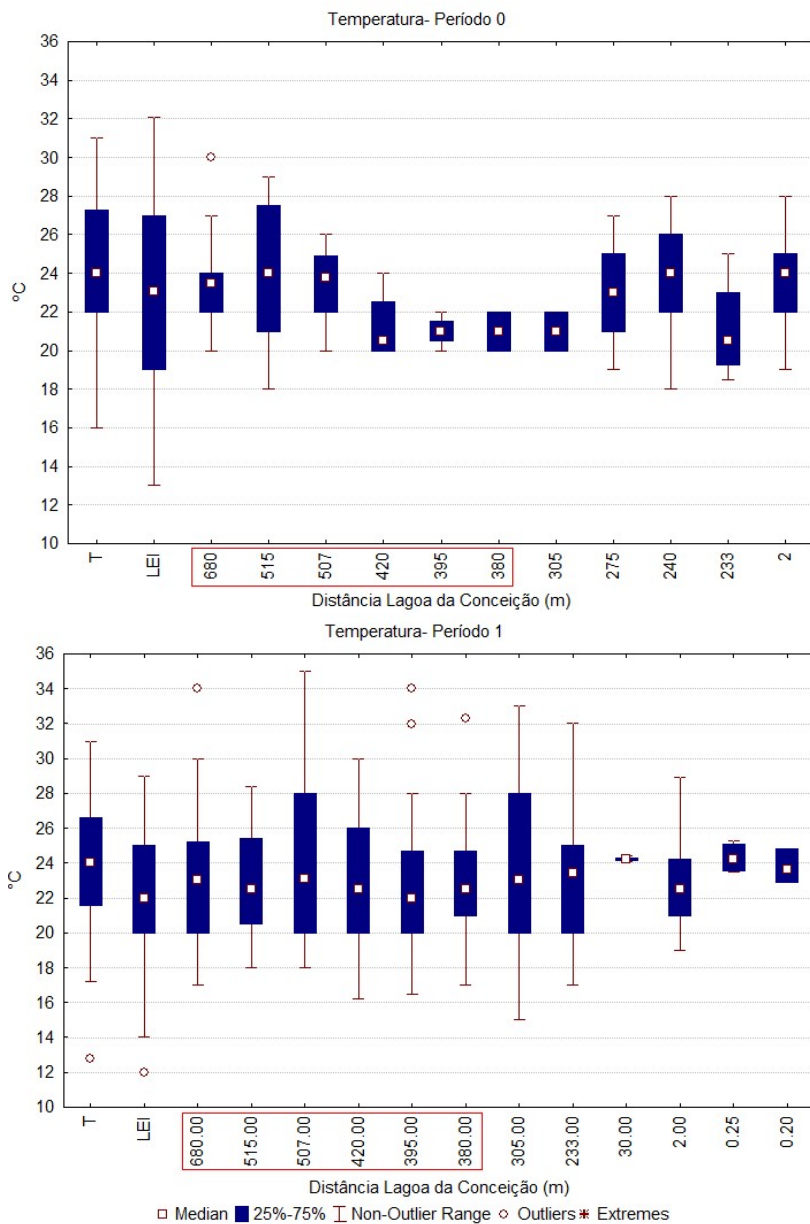


Figura 39- Resultados da temperatura - T, LEI e no lençol freático.

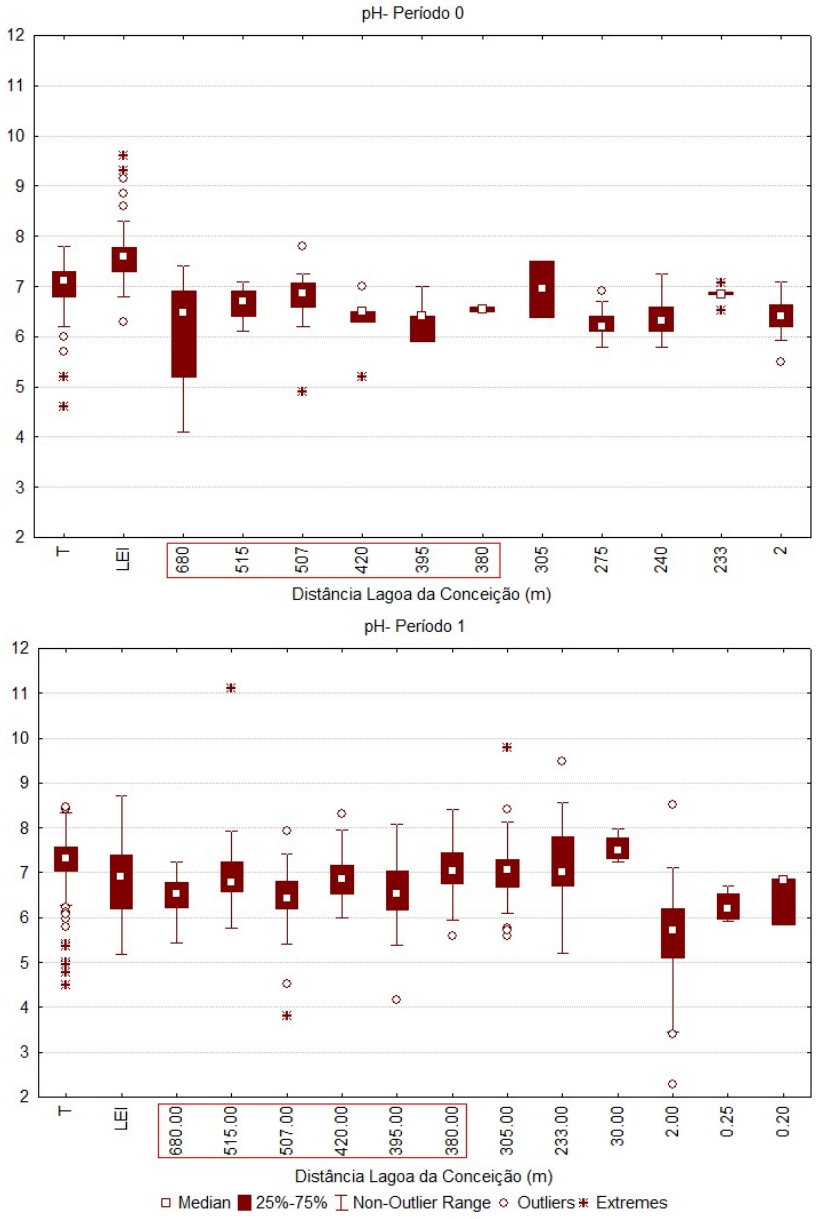


Figura 40 – Resultados do pH- T, LEI e no lençol freático.

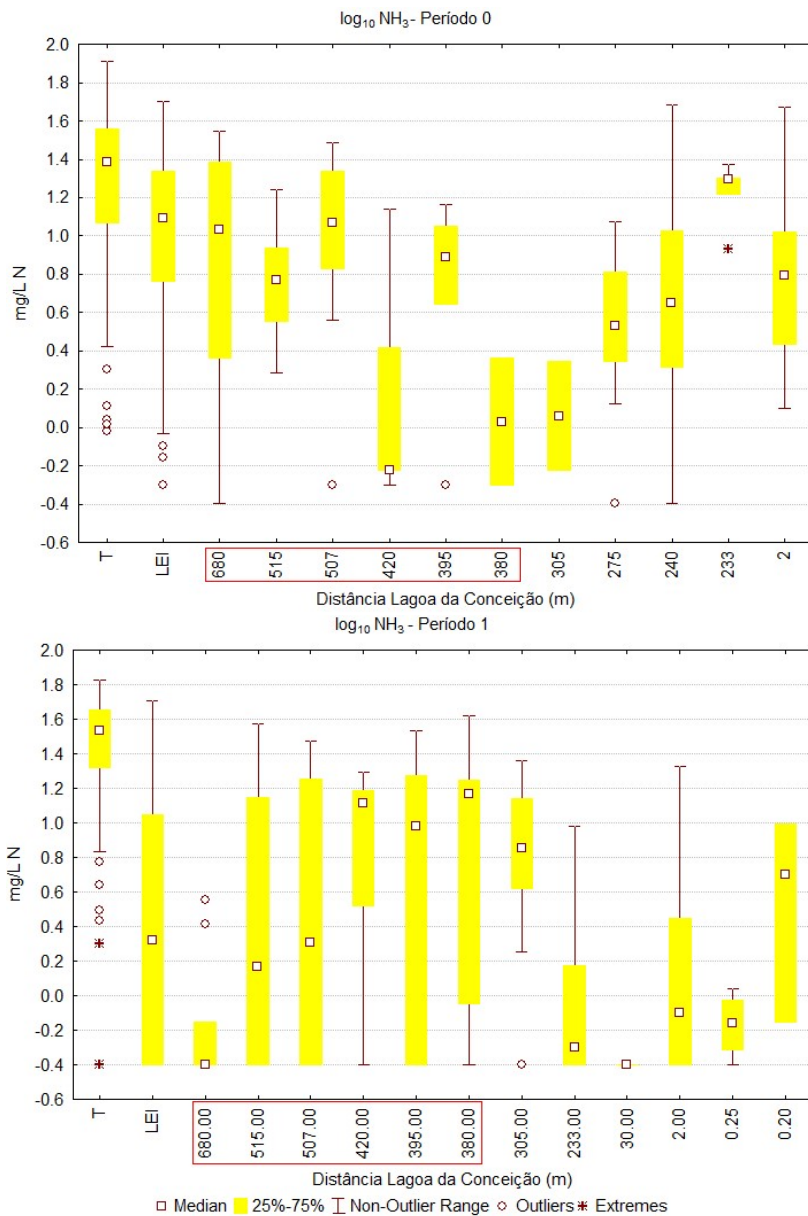


Figura 41 – Resultados do  $\text{NH}_3$ - T, LEI e no lençol freático.

Os valores médios de fósforo obtidos no período 0 foram de 8,2 e 8,7 mg/L P no T e na LEI, respectivamente (Figura 42). Nas águas do lençol freático na área da LEI, os valores médios variaram entre 6,3 e 2,3, enquanto que na área fora da LEI, de 0,5 a 0,8. Devido ao pequeno número de dados observados (33) e a descontinuidade da observação no período 1, não é possível avaliar de forma coerente seu comportamento. Apesar de ter sido observado uma atenuação nas águas do lençol em relação ao T, resultados médios superiores ao VMP de águas salobras classe 1 e 2 foram encontrados a uma distância de 2m da Lagoa.

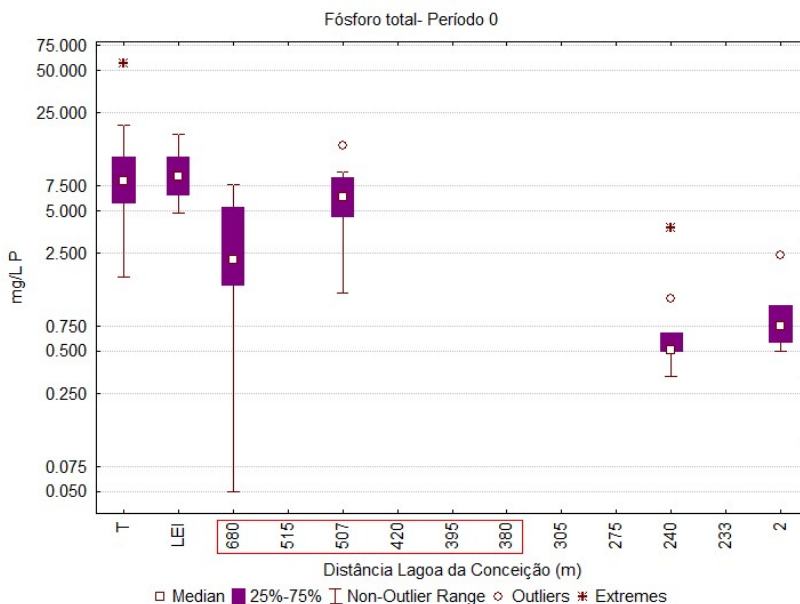


Figura 42- Resultados do PT- T, LEI e no lençol freático.

É relevante reforçar que devido a não regularidade da purga durante a amostragem de água nos piezômetros e a ausência de registro deste procedimento no boletim de amostragem, as características físico-químicas e microbiológicas das águas do lençol freático podem, em alguns momentos, não estar representando as águas do lençol freático, mas sim as águas estagnadas dentro dos piezômetros. Águas paradas interagem com a atmosfera e estão sujeitas a atividade bacteriológica, por longo período de tempo. Nestas condições o seu equilíbrio geoquímico é diferente da água do aquífero e mantém características físico-químicas como pH, potencial redox, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido,



diferente da água do aquífero. Outros fatores inerentes à ausência de manutenção dos piezômetros como: redesenvolvimento dos piezômetros, limpeza decorrente de interações químicas como às ações de incrustação ou bactérias, podem também interferir também na qualidade da água amostrada (BOTTURA, 2009).

### 5.3 MODELO DE FLUXO ESTACIONÁRIO.

Inicialmente serão apresentados os resultados da calibração e do balanço hídrico do cenário LEI atual e os resultados da análise de sensibilidade do modelo. Em seguida serão comparados os resultados de fluxo, do nível do lençol freático e do tempo de percurso das partículas nos diferentes cenários (Sem LEI, Início LEI).

#### 5.3.1 Cenário Atual- Calibração e balanço hídrico.

Os resultados dos parâmetros calculados no processo de calibração através do estimador de parâmetros- PEST do Visual Modflow são apresentados na Tabela 25.

Tabela 25- Resultados dos parâmetros calibrados.

<b>Parâmetro</b>	<b>Resultados</b>
Kx=Ky=Kz (cm/s)	0,0128
Recarga (mm/ano)	1150 mm/ano

Consideraram-se os resultados de condutividade condizentes com os valores calculados através das fórmulas empíricas de Hazen e Konezy-Carman. Além disso, o aquífero é considerado isotrópico, tendo sido atribuído valores de condutividade iguais em todas as direções. O resultado da recarga calculado foi menor do que o inicialmente previsto e refere-se a aproximadamente 73,6% da média da precipitação, o que é considerado alto, indicando área de clima úmido, solo permeável (depósito arenoso) e ausência de fluxo superficial, o que é considerado coerente com as características da área de estudo.

A calibração foi realizada através de 12 piezômetros de observação. A média de resíduos foi de 0,08m e a média residual absoluta foi de 0,63m. O erro quadrático médio de 0,72m, o erro médio quadrático normalizado de 9,9% e o coeficiente de correlação de 0,98 (Figura 43). Os resultados se apresentaram satisfatórios, sendo considerado o modelo calibrado.

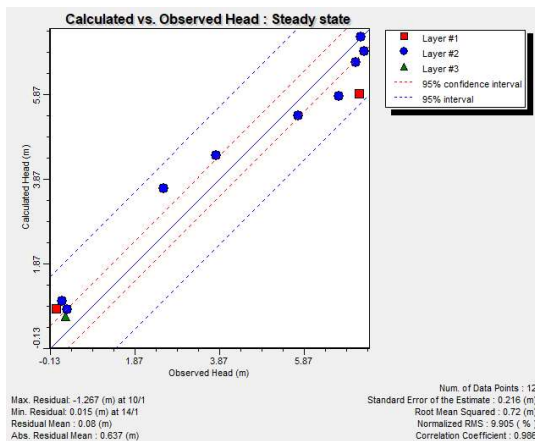


Figura 43- Relação entre cargas hidráulicas calculadas e observadas.

A qualidade numérica dos resultados obtidos foi atestada pela convergência e pelo balanço de massa onde a diferença entre as massas de água que entram e saem da área através de seu contorno, foi de 0%, indicando que a grade numérica é plenamente satisfatória para a resolução numérica de fluxo. O balanço indicou que a recarga pela precipitação e a infiltração pela LEI são as principais entradas de água no sistema, contribuindo com 7741 e 3064m<sup>3</sup>/dia respectivamente, ao passo que a Lagoa da Conceição atua como a principal saída de água, com 10791m<sup>3</sup>/dia, seguido da evaporação da LEI estimada em 14m<sup>3</sup>/dia.

### 5.3.2 Cenário Atual- Análise de sensibilidade.

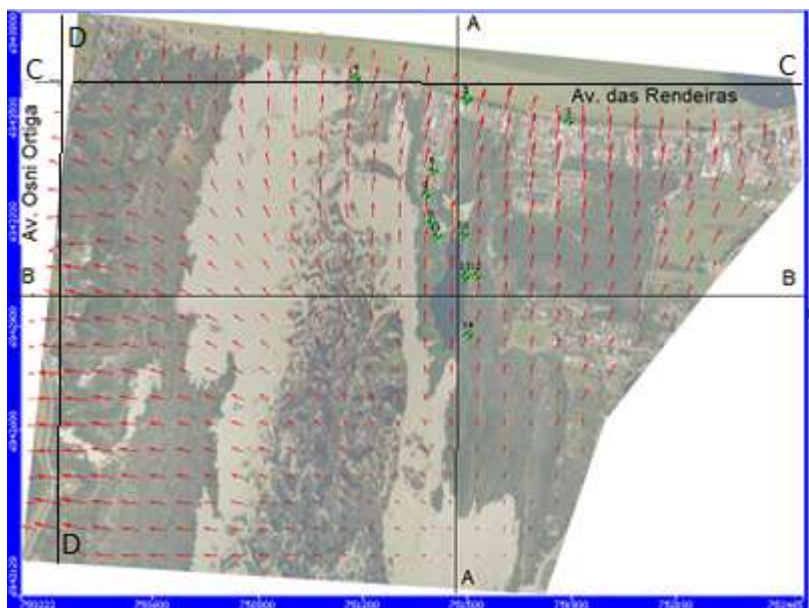
Com a redução da condutividade hidráulica vertical (Kz) em 90% do valor do Kx e Kz do modelo calibrado, as entradas de água no sistema (recarga e infiltração pela LEI) resultaram em 9004m<sup>3</sup>/dia, valor aproximadamente 17% menor do que no modelo calibrado (10805m<sup>3</sup>/dia).

As respostas do modelo em função da alteração da recarga foram: com o aumento da recarga em 109% da recarga do modelo calibrado, a entradas de água no sistema (recarga e infiltração pela LEI) somaram 17563m<sup>3</sup>/dia, valor 62,5% superior ao do modelo calibrado. Com a redução da recarga em aproximadamente 22%, as entradas resultaram em 9457m<sup>3</sup>/dia, valor 12,5% inferior ao do modelo calibrado. Com relação

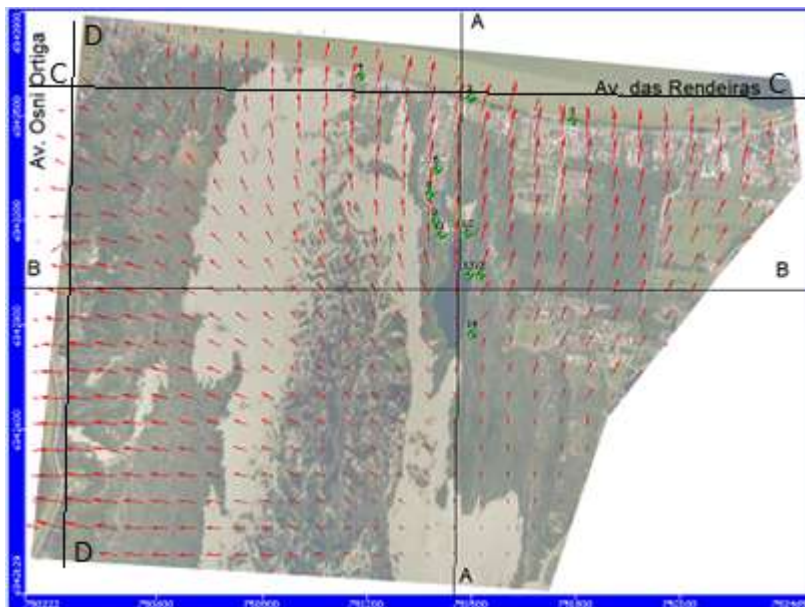
ao aumento do nível da Lagoa da Conceição em 100%, as entradas resultaram em 10577m<sup>3</sup>/d, que representa 97% do resultado do modelo calibrado.

### 5.3.3 Comportamento do fluxo e no nível freático nos cenários.

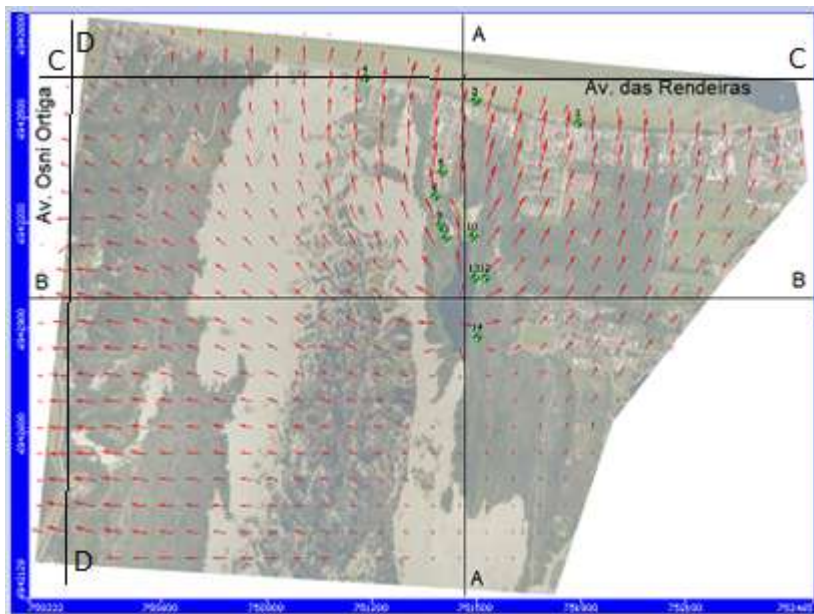
Em todos os cenários, verificou-se que as águas subterrâneas fluem para a Lagoa da Conceição, nas direções da Av. Osni Ortiga e da Av. das Rendeiras, sendo que nesta última, a intensidade do fluxo é maior (Figura 44).



Sem LEI



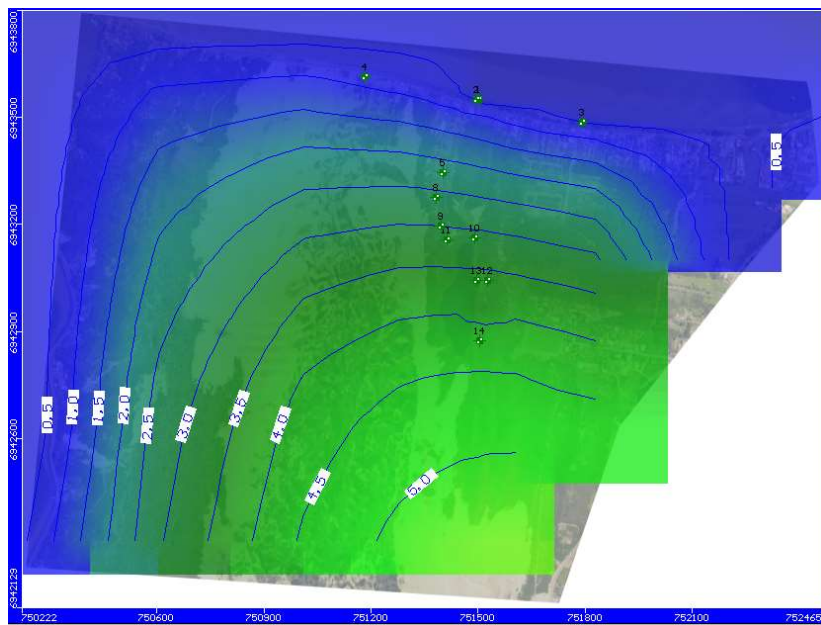
Início LEI



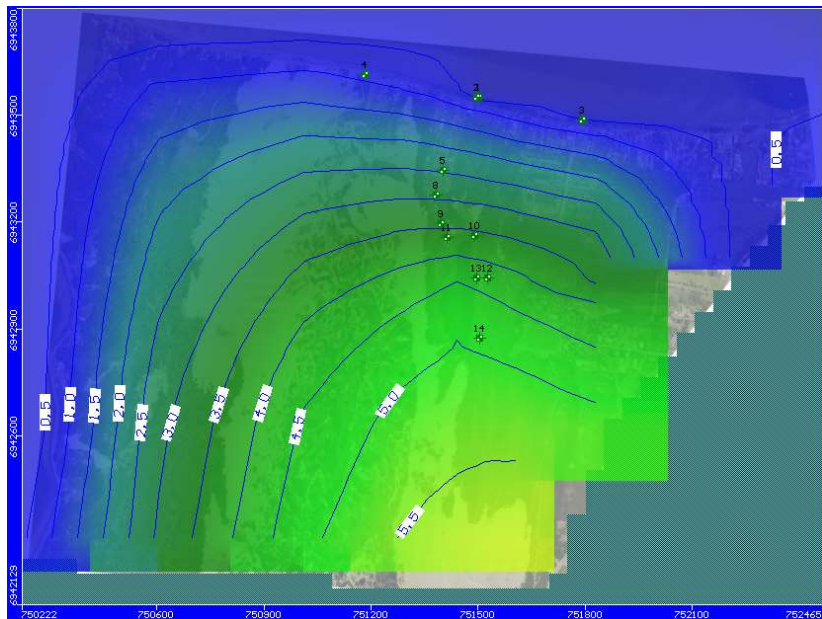
LEI atual

Figura 44- Direção do fluxo das águas subterrâneas nos cenários.

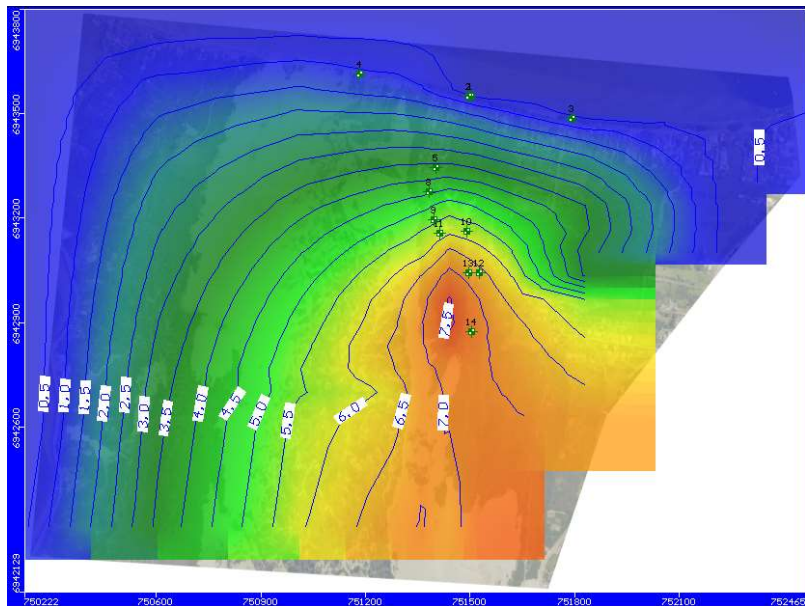
No cenário Sem LEI, a elevação do nível freático variou de 0,5 a 5,0m na área de estudo. No Início LEI, a variação foi de 0,5 a 5,5m e no LEI atual, o nível variou de 0,5 a 7,5m (Figura 45) na área de estudo. Comparando o nível freático no PZ14 nos cenários Sem LEI e LEI atual, verificou-se o aumento de 2,8m. O gradiente hidráulico é maior na direção da Av. das Rendeiras em relação a Av. Osni Ortiga.



Sem LEI



Início LEI



LEI atual

Figura 45- Elevação do nível freático nos cenários.



No corte AA da Figura 44, na direção da Av. das Rendeiras (Figura 46) é possível verificar o aumento da intensidade do fluxo das águas subterrâneas (setas vermelhas) e do nível do lençol freático (em verde) tanto na Lagoa da Conceição quanto das dunas (sentido sul), partindo do cenário Sem Lei, Início Lei e LEI atual, respectivamente. Além disso, no cenário Sem LEI, a intensidade do fluxo a montante da LEI era superior em relação ao Início LEI e LEI atual. No LEI atual, apesar do fluxo preferencial ser na direção da Av. das Rendeiras, existe um fluxo saindo da LEI e seguindo em direção as dunas a montante da LEI.

Já no corte BB, na direção da Av. Osni Ortiga (Figura 47), é verificado que o fluxo ocorre tanto na direção da Av. Osni Ortiga quanto da Av. Pref. Acácio G. São Thiago, sendo observado o aumento da intensidade das velocidades em ambas as direções, partindo do cenário Sem Lei, Início Lei e LEI atual, respectivamente.

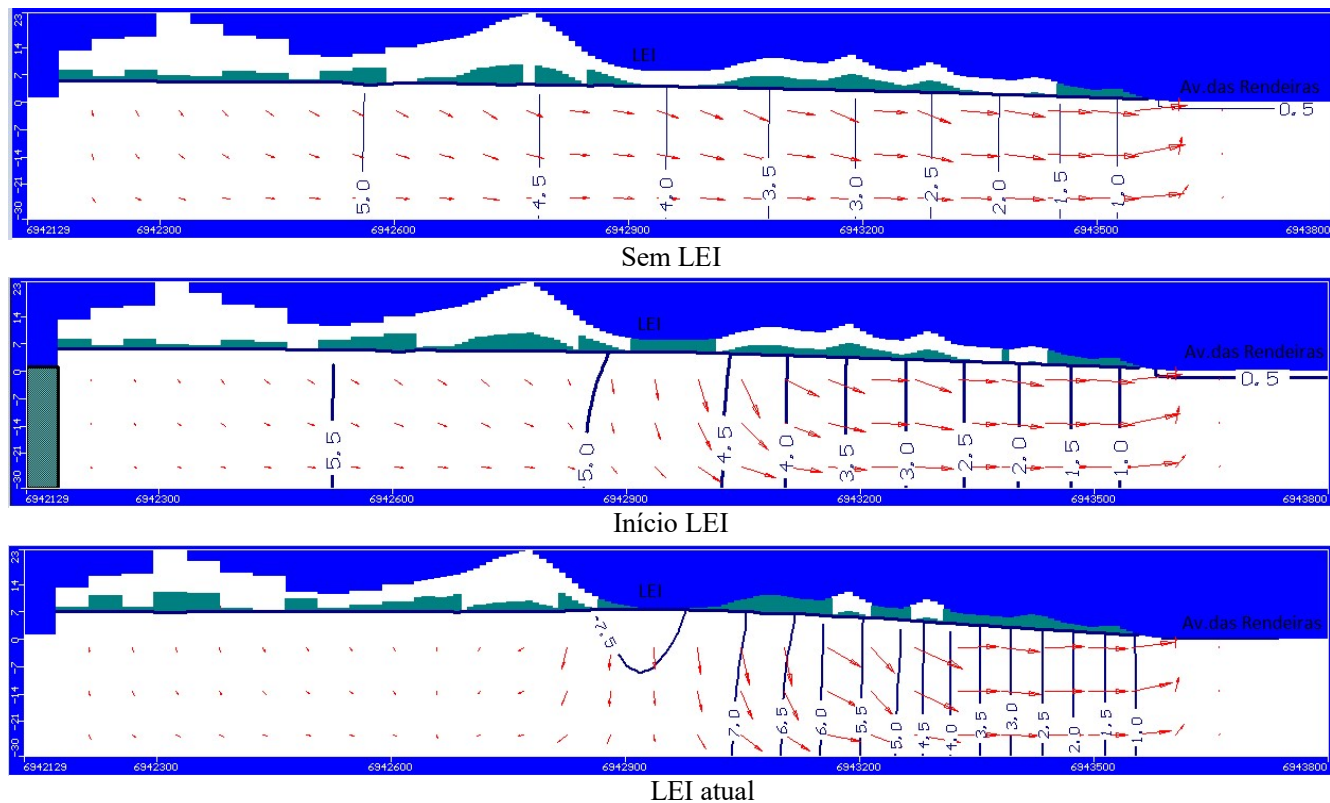


Figura 46- Corte AA- Fluxo e nível freático em direção à Lagoa da Conceição (sentido Av. das Rendeiras).



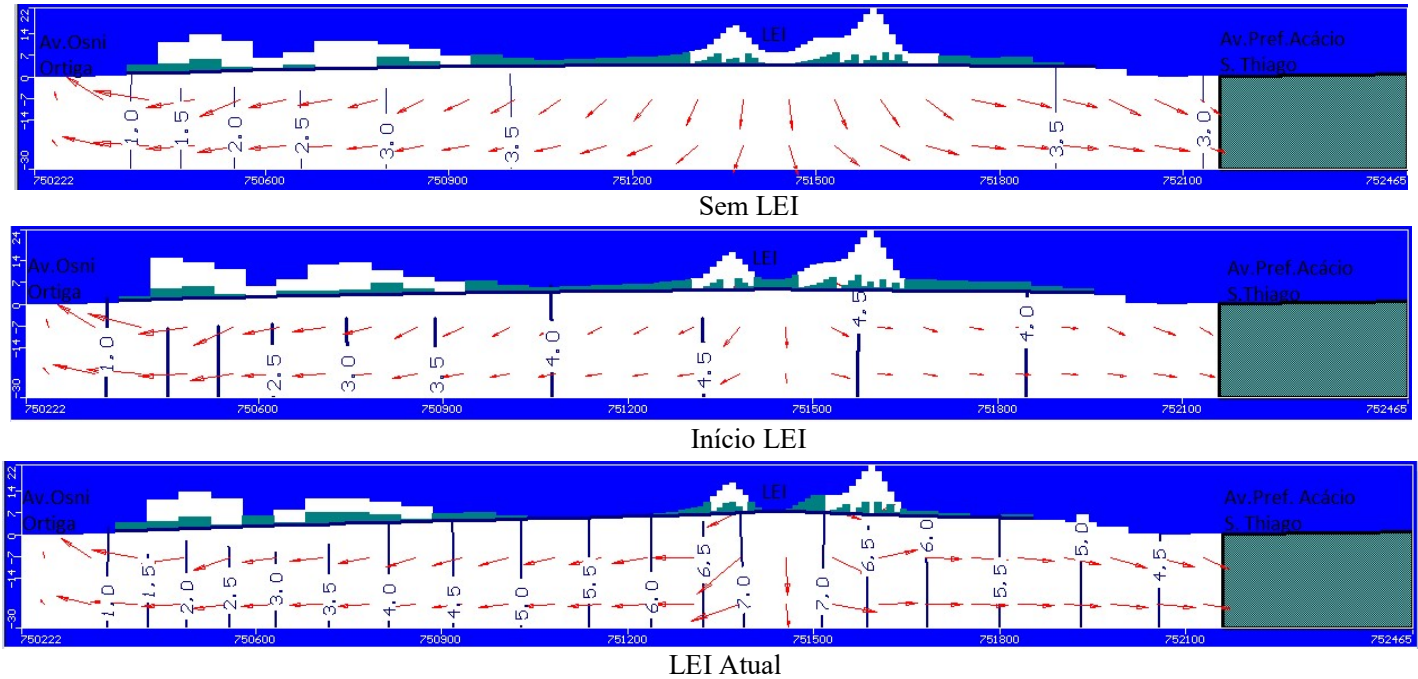


Figura 47 – Corte BB- Fluxo e nível freático na direção da Lagoa da Conceição (sentido Av. Osni Ortiga).



As velocidades das águas subterrâneas através dos cortes CC e DD identificados na Figura 44 podem ser visualizadas na Figura 48 e Figura 49, respectivamente. Na Figura 48, as maiores velocidades ( $V$  em m/d) foram de aproximadamente 0,7; 0,8 e 1,2 nos cenários sem LEI, início LEI e LEI atual, respectivamente, sendo encontradas na parte leste da Av. das Rendeiras, em direção a Av. Pref. Acácio G. São Thiago.

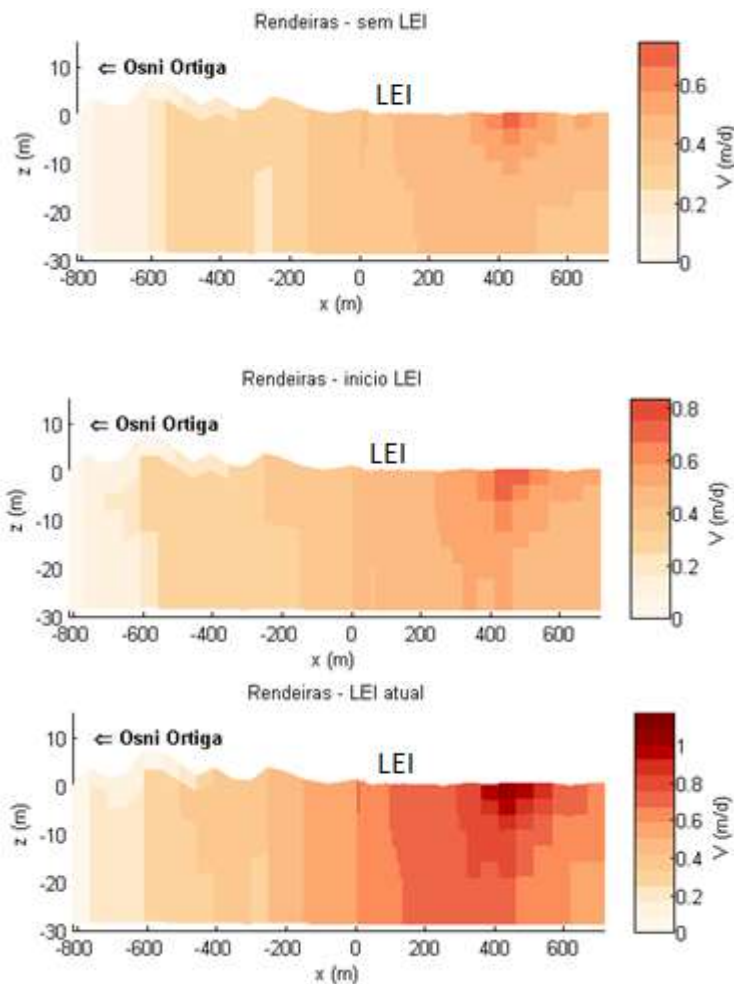


Figura 48- Velocidades ( $V$  em m/d) - corte CC.

Na Figura 49, as maiores velocidades ( $U$  em m/d) foram de aproximadamente 0,5; 0,53 e 0,65 nos cenários sem LEI, início LEI e LEI atual, respectivamente, sendo encontradas na parte sul da Av. Osni Ortiga, na direção das dunas.

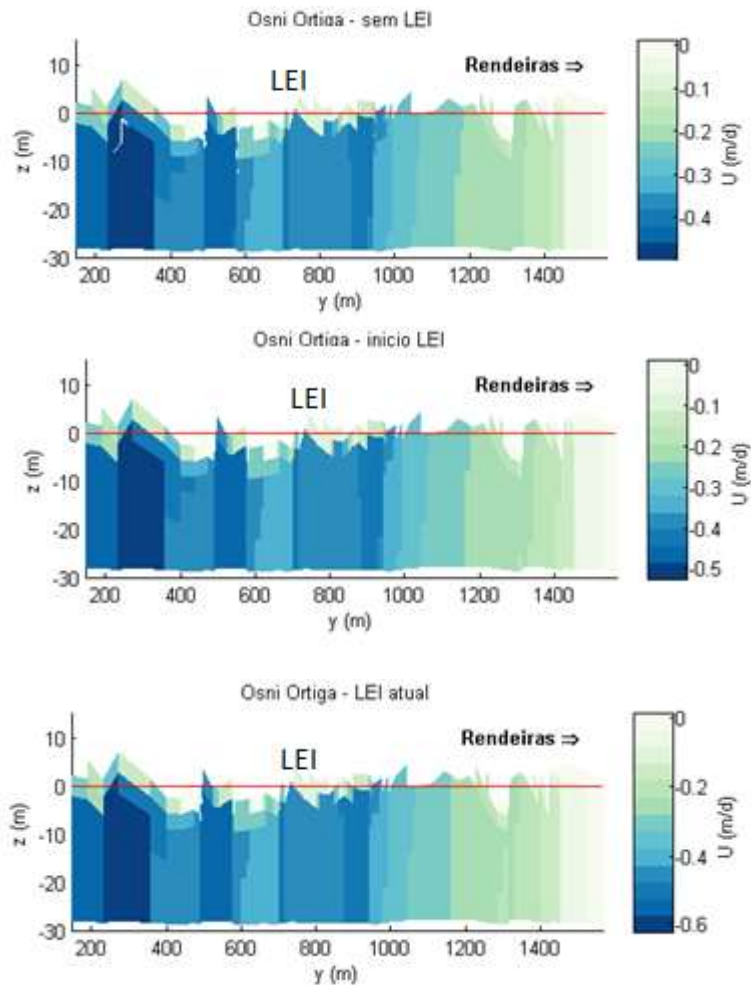


Figura 49- Velocidades ( $U$  em m/d)- corte DD.

Relacionando as velocidades (Figura 50) encontradas na Av. das Rendeiras nos cenários LEI atual e sem LEI, as velocidades aumentaram em torno de 70% na LEI, enquanto que a área de estudo o aumento médio foi em torno de 30%. Comparando os cenários Início LEI e Sem LEI verificou-se um discreto aumento, de aproximadamente 14 e 3% na LEI e na área de estudo, respectivamente.

Na Av. Osni Ortiga, comparando os nos cenários LEI atual e sem LEI, as velocidades aumentaram em torno de 30% na área de estudo. Comparando os cenários início LEI e sem LEI verificou-se um discreto aumento, em torno de 5% na área de estudo.

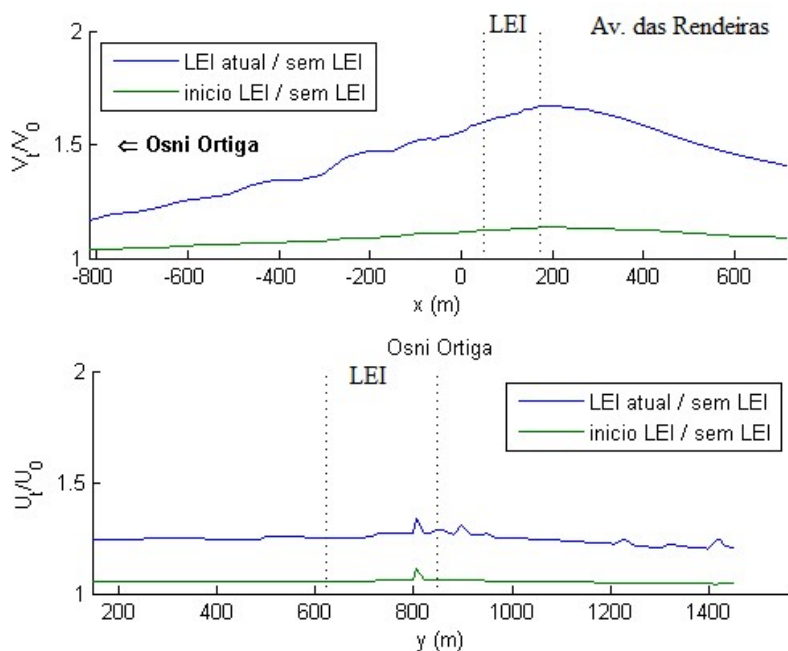
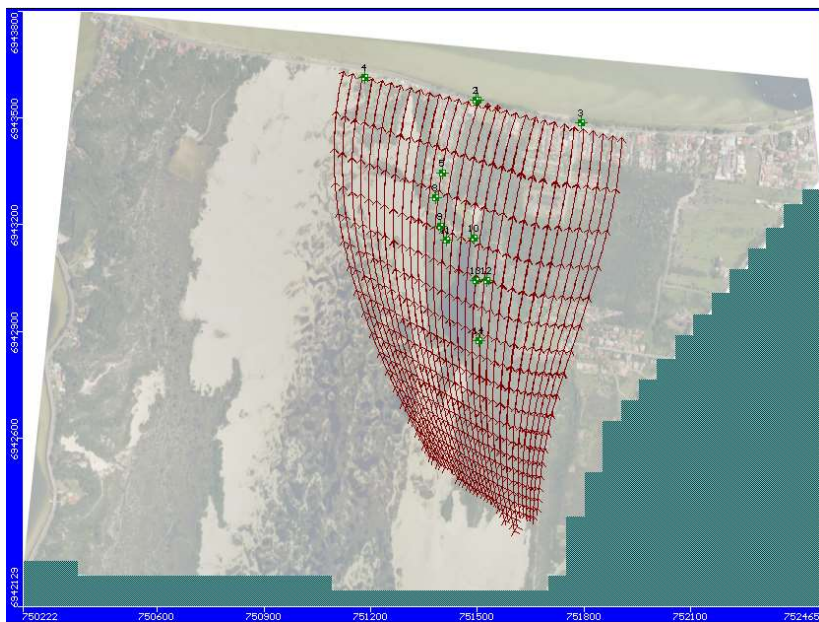


Figura 50- Comparação das velocidades entre os cenários.

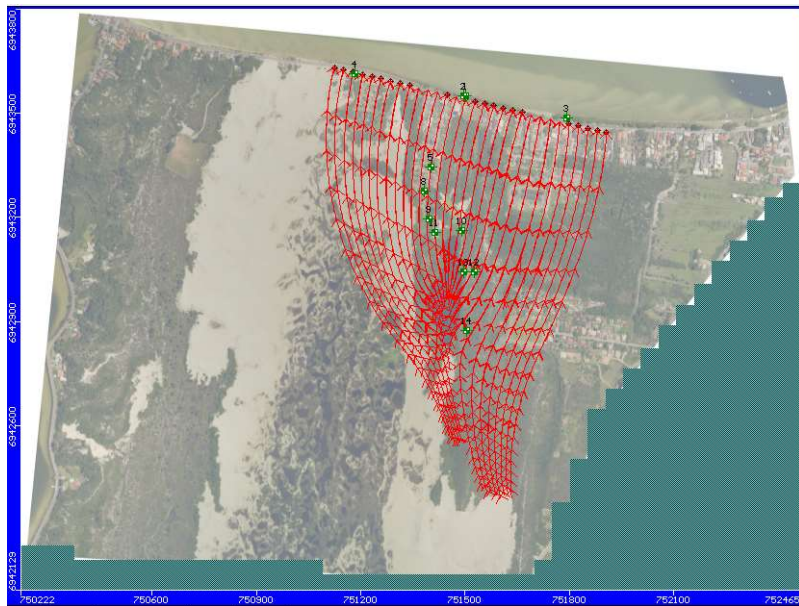
### 5.3.4 Caminhamento das partículas nos cenários.

Os vetores das trajetórias de partículas mostram como compostos conservativos na pluma das águas subterrâneas viajam devido estritamente a advecção. Considerando que cada flecha apresentada na Figura 51 representa 1 ano de percurso de uma partícula de água, pode-se verificar que no Sem LEI, uma partícula partindo do PZ13, distante aproximadamente 515m da Lagoa da Conceição, levou em torno de 4 anos para chegar na Av. das Rendeiras, enquanto que no Início LEI, o tempo de percurso foi um pouco superior a 3 anos e no LEI atual, o tempo foi superior a 2 anos.

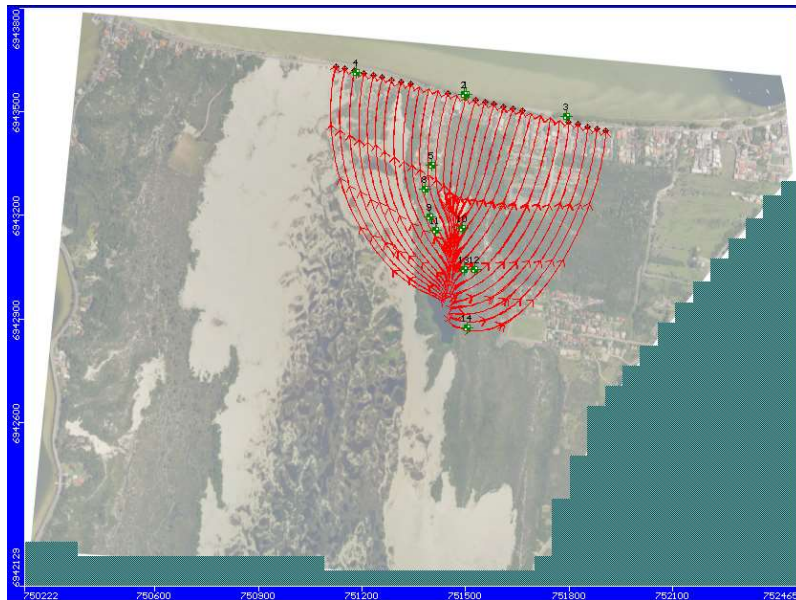


Sem LEI





Início LEI

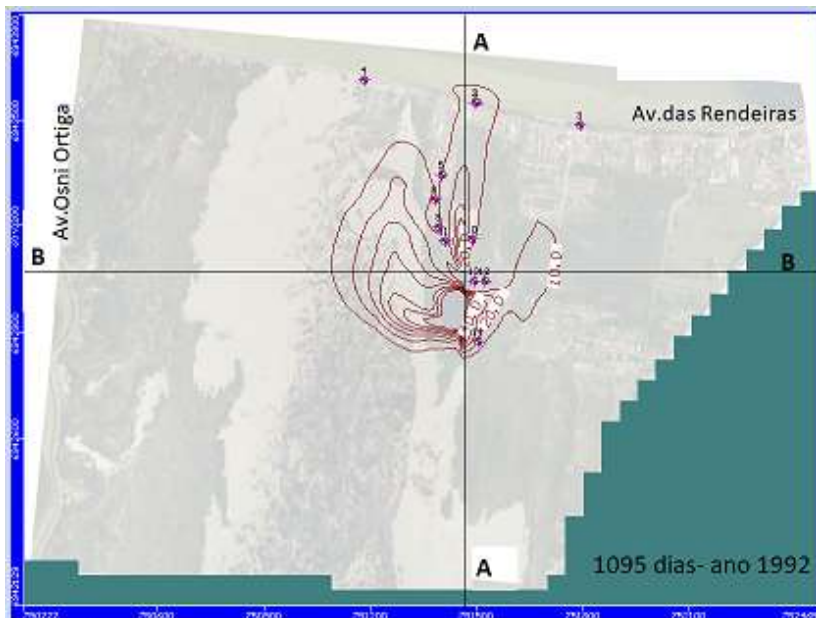


LEI atual

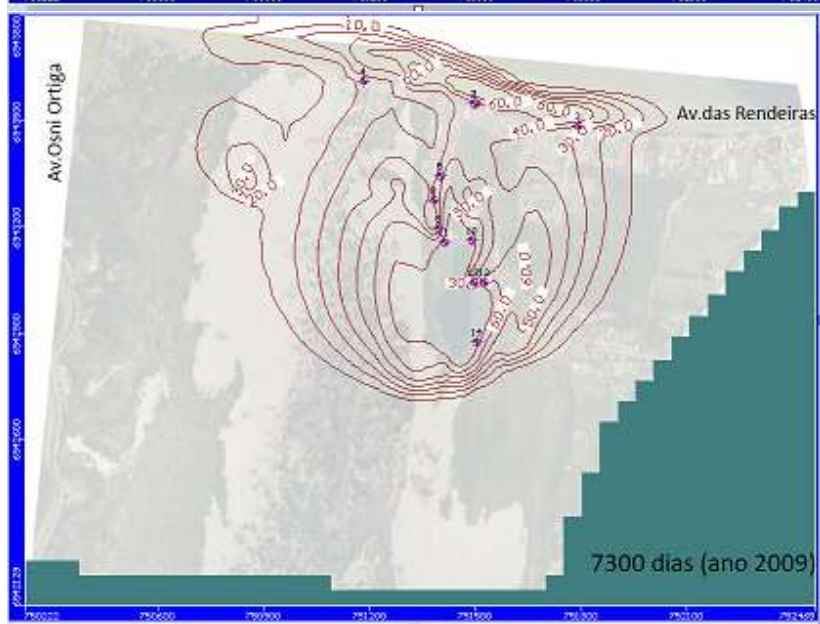
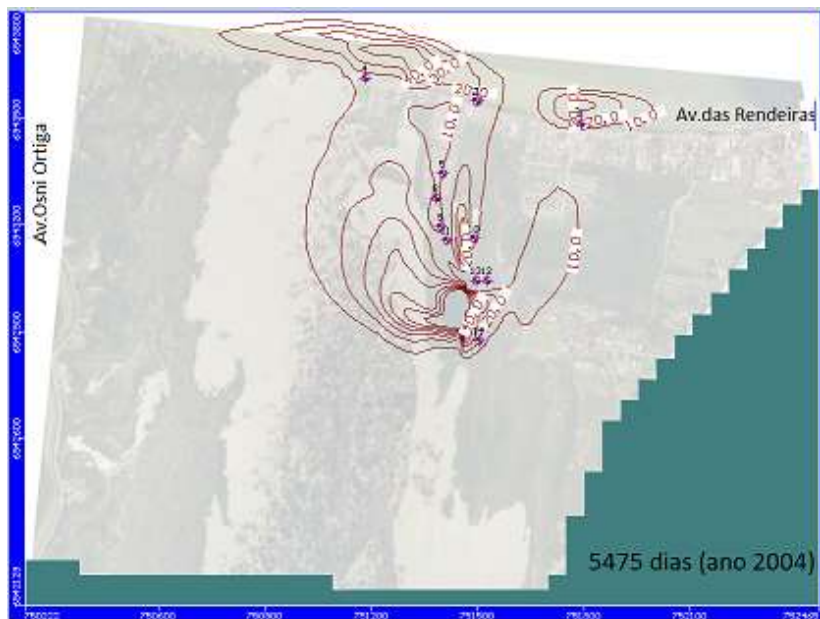
Figura 51- Trajetória das partículas nos cenários.

#### 5.4 MODELO DE FLUXO TRANSIENTE E O TRANSPORTE DE CLORETO.

Através da Figura 52 é possível verificar que após 3 anos do início da LEI (ano 1992), a pluma de cloreto com a concentração adotada como *background* nas águas subterrâneas, no valor de 10mg/L, alcançou a Lagoa da Conceição, na direção da Av. das Rendeiras. Na direção da Av. Osni Ortiga, a pluma com esta concentração atingirá a Lagoa após 30 anos de operação (ano 2019). Nos anos 2019 e 2029, o comportamento das plumas em ambas as direções foi semelhante, onde as concentrações de cloreto na Lagoa da Conceição representaram 100% e 26% da concentração de cloreto da LEI, respectivamente.







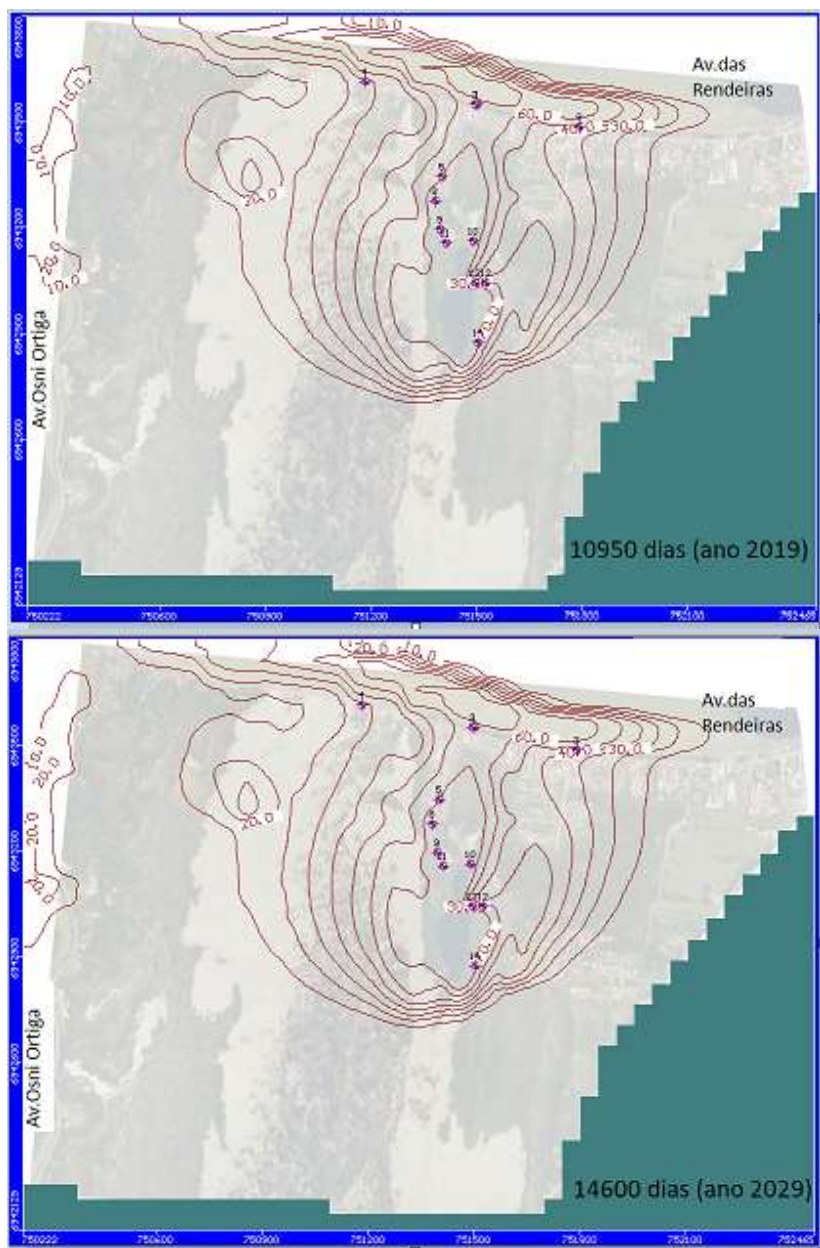


Figura 52- Deslocamento da pluma de cloreto- camada 4.

O deslocamento da pluma (corte AA) da Figura 52 é apresentado na Figura 53. É possível confirmar que a pluma atinge a Lagoa da Conceição na direção da Av. das Rendeiras com a concentração de 10mg/L em 3 anos após o início de operação da LEI. A pluma atinge toda a espessura do aquífero e concentrações superiores são encontradas a medida em se afasta do nível d'água. De acordo com Oliveira, 2016, em áreas de recarga, a componente vertical de fluxo é sempre considerável pois tende a fazer com que a pluma se mova lentamente para uma profundidade maior. As linhas de fluxo tendem a se direcionar para a camada inferior levando consigo por advecção, a pluma de contaminação. Verificou-se também que, no ano 2019, a pluma encontra-se estabilizada.

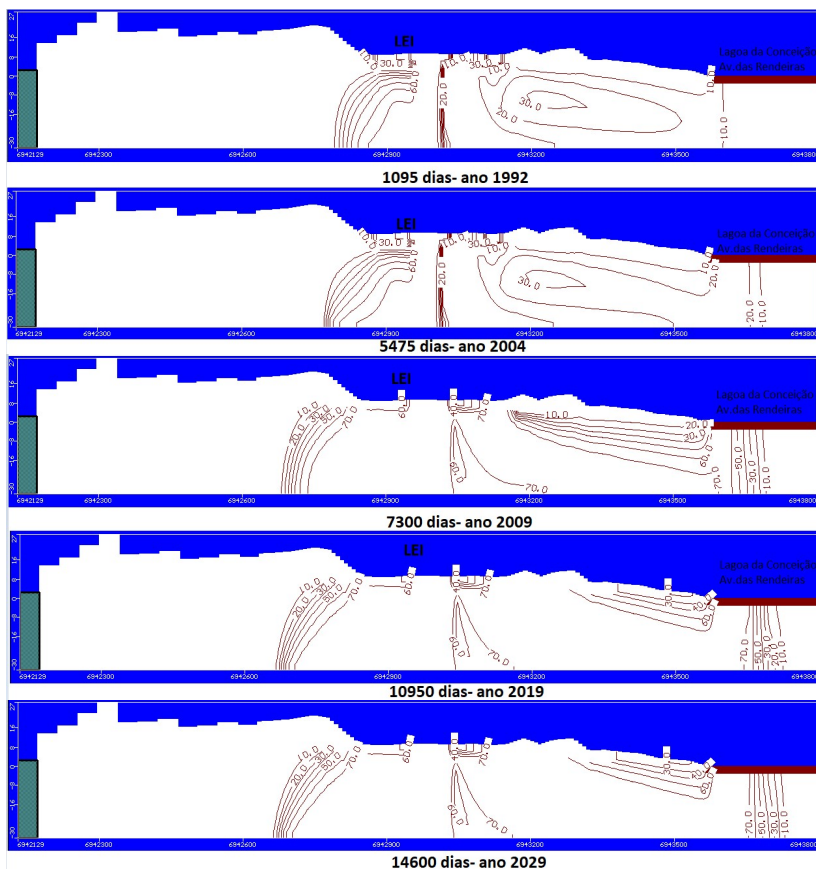


Figura 53- Deslocamento da pluma em direção à Lagoa da Conceição (sentido da Av. das Rendeiras).

Através da Figura 54 é possível confirmar que após 30 anos da LEI (ano 2019), a pluma de 10mg/L de cloreto atingiu a Lagoa da Conceição na direção da Av. Osni Ortiga (corte BB da Figura 52). Da mesma maneira que na direção da Av. das Rendeiras, verifica-se que a pluma atinge toda a espessura do aquífero e as concentrações maiores são encontradas a medida que a profundidade aumenta.

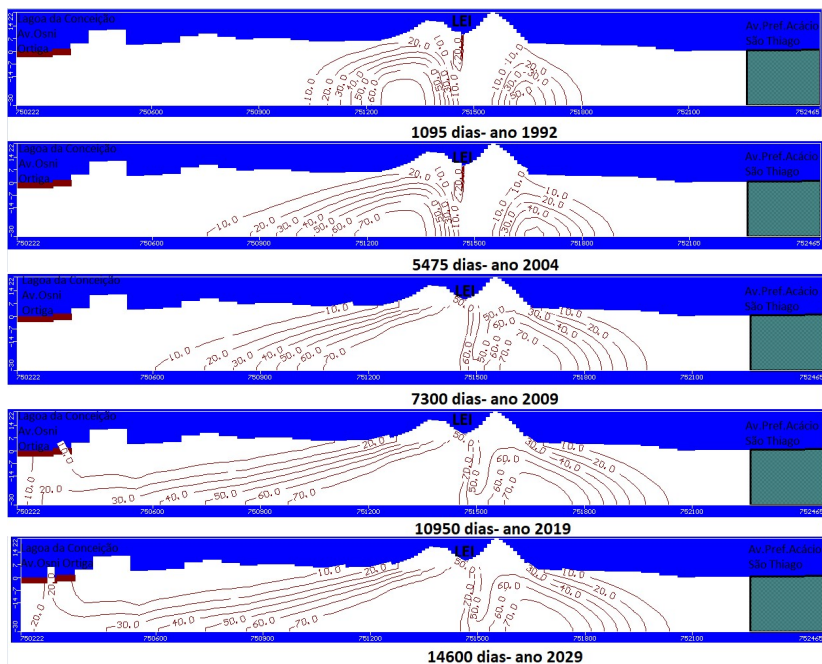


Figura 54- Deslocamento da pluma em direção à Lagoa da Conceição (sentido da Av. Osni Ortiga).

As concentrações observadas em alguns piezômetros e valores calculados pelo modelo são apresentadas na Figura 55. Em termos de concentração média, o modelo conseguiu representar as concentrações observadas em campo.

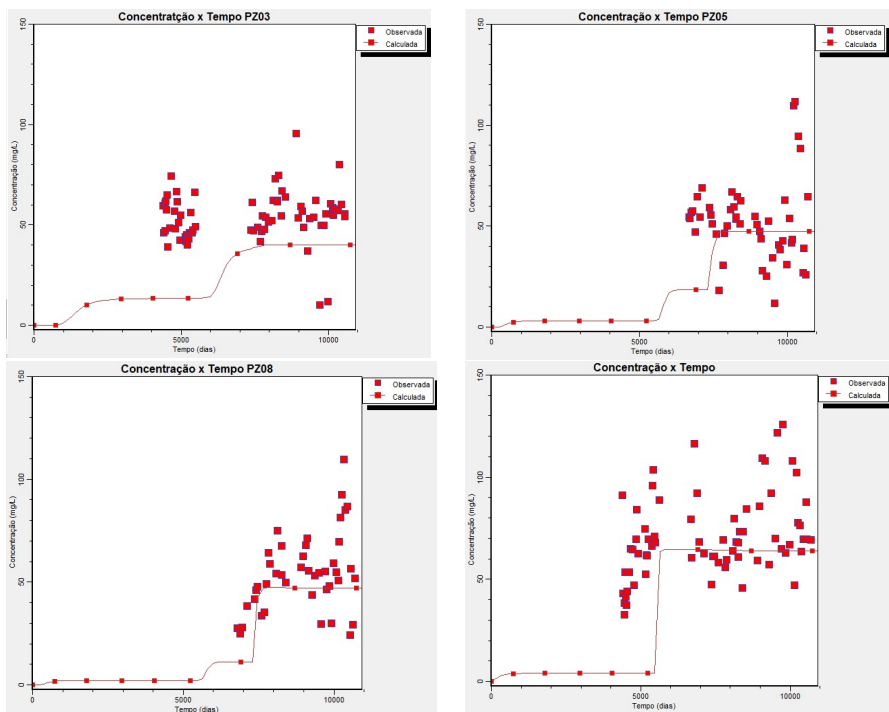


Figura 55- Concentrações de cloreto observadas e calculadas.



## 6 CONCLUSÃO

Com o objetivo de determinar o fluxo subsuperficial da disposição dos efluentes tratados na lagoa de evapoinfiltração, localizada na área de dunas na Lagoa da Conceição, Florianópolis/SC, o presente trabalho iniciou com a organização dos resultados de qualidade físico-química e microbiológica do monitoramento realizado pela CASAN, compreendido aos anos 2000 a 2018. Os resultados de qualidade foram avaliados em período 0 (anos 2000 a 2007) e período 1 (anos 2008 a 2018).

Pode-se concluir que, em ambos os períodos, os esgotos brutos apresentaram concentrações baixas em termos de sólidos (na ordem de 600mg/L), médias em relação à matéria orgânica (DBO<400mg/L) e cloreto (Cl<118mg/L), enquanto que concentrações altas em termos de *E.coli* (> 8log NMP/100mL), fósforo (>11mg/L P) e nitrogênio total (>69mg/L N). Destaca-se que os valores de nutrientes foram inclusive superiores aos máximos preconizados na literatura. Essa informação é considerada extremamente relevante para os futuros projetos de saneamento na região.

No geral, a ETE com tratamento do tipo secundário, implantada na década de 1980, apresentou uma eficiência maior nos últimos 10 anos (período 1) em relação ao período 0. Os resultados médios do efluente foram de 24 e 75 mg/L de DBO e DQO, respectivamente, 43 mg/L de sólidos suspensos e 3,6log *E.coli*, sendo que valores médios elevados de nitrogênio amoniacal (34 mg/L N) e de fósforo total (6 mg/L P) permaneceram no efluente tratado. Estes valores são semelhantes às concentrações típicas esperadas para efluentes após tratamento secundário através de lodo ativado convencional sem remoção de nutrientes. Com relação ao atendimento as legislações, os efluentes apresentaram 100% de conformidade em relação à temperatura; 96% em relação aos sólidos sedimentáveis e pH; 89% para DBO<sub>5</sub>; 83% para óleos e graxas e 95% para surfactantes e 47% para o fósforo total.

No efluente disposto na lagoa de evapoinfiltração, foi constatada a redução na carga orgânica (aproximadamente 50%) e a capacidade de redução na densidade de até 2 unidades log de *E.coli*, em relação ao efluente tratado. Estas remoções já eram esperadas em sistema de lagoa. Foi observado um decréscimo nas concentrações de nitrogênio amoniacal e um aumento no nitrato, não sendo verificada qualquer remoção de fósforo. Sendo assim, concentrações elevadas de fósforo (6 mg/L P), nitrogênio amoniacal (6,5 mg/L N) e nitrato (10 mg/L), permanecem no efluente a ser infiltrado.

A influência dos efluentes da LEI na qualidade das águas do lençol freático foi observada em ambos os períodos, sendo considerada maior no período 1, devido ao aumento das concentrações médias de cloreto (71mg/L), *E.coli* (5,37NMP/100mL), NO<sub>3</sub> (2,5mg/L N), e pH (6,67) nas águas do lençol freático na área de estudo. No que tange ao nitrogênio, foi possível concluir que o seu ciclo é incompleto, onde a resultados de nitrogênio amoniacal foram iguais aos da LEI, indicando a presença de poluição por matéria orgânica. Atribui-se esse comportamento ao aumento da carga lançada no solo no período 1; a fragilidade natural das águas do lençol que estão em contato direto com a lagoa de evapoinfiltração, bem como a ausência de períodos de descanso na aplicação dos efluentes no solo. Apesar do valor médio de nitrato estar abaixo do preconizado pela legislação, alguns resultados pontuais acima de 10 mg/L foram encontrados, em ambos os períodos. Sendo assim, não se recomenda o uso dessas águas para abastecimento humano. Devido à interrupção do monitoramento do fósforo e das poucas observações de DQO no período 1, não foi possível avaliar o comportamento desses parâmetros. No entanto, no período 0, concentrações de fósforo acima do VMP de águas salobras foram encontradas nas águas do lençol freático. Com relação ao atendimento as legislações das águas subterrâneas, os resultados de sólidos dissolvidos totais, nitrato, cloretos, sulfato e *E.coli* apresentaram um nível de conformidade de 98; 97; 99; 100 e 92% em relação aos valores máximos preconizados, respectivamente.

Foi constatado o péssimo estado de conservação dos piezômetros na área de estudo, danificados por vandalismo, entulhados de resíduos e sem tampa de proteção. Para que as águas amostradas nos piezômetros representem de forma coerente à qualidade das águas do lençol freático, recomendam-se a CASAN as seguintes ações: redesenvolvimento, limpeza e acompanhamento do estado de conservação dos piezômetros; regulamentação do procedimento de purga e amostragem das águas subterrâneas; preparação técnica da equipe de amostragem e documentação adequada das atividades de campo. O gerenciamento das incertezas é ferramenta fundamental para a interpretação dos resultados de qualidade de água.

Buscando minimizar os possíveis impactos principalmente causados pelo enriquecimento com nutrientes das águas do lençol freático da região, sugerem-se a CASAN:

- Avaliar a taxa de transferência de oxigênio nos valos de oxidação da ETE;
- Analisar a possibilidade de introdução de etapas de nitrificação/desnitrificação no tratamento dos esgotos;



- Avaliar a possibilidade de substituição do decantador por um flotador, a fim de auxiliar na remoção do fósforo do efluente tratado e;
- Incentivar a redução na fonte de fósforo através de campanhas de conscientização da população em relação ao uso de detergentes.

No que tange aos resultados do modelo numérico de águas subterrâneas gerado através do software Visual ModFlow, foi possível confirmar que as águas subterrâneas fluem em direção à Lagoa da Conceição, tanto na direção da Av. Osni Ortiga quanto da Av. das Rendeiras, sendo o fluxo preferencial em direção a Av. das Rendeiras, graças ao maior gradiente hidráulico. Verificou-se também que o efluente disposto na lagoa de evapoinfiltração se somou à componente de infiltração das águas das chuvas na recarga do aquífero livre, contribuindo para o aumento do nível freático na área de estudo. Comparando o cenário atual (com a lagoa) e o cenário natural (sem a lagoa), foi possível verificar o aumento médio do nível freático de 2,5m na área de estudo como um todo. Na área da lagoa de evapoinfiltração, pode ser verificado um aumento de até 3,5m. A elevação no nível freático, culminou no aumento do fluxo das águas subterrâneas em torno de 70% na direção a Av. das Rendeiras e, de aproximadamente de 30% na direção da Av. Osni Ortiga. Com isso, o tempo de percurso de uma partícula saindo da lagoa de evapoinfiltração até a Lagoa da Conceição (sentido Av. das Rendeiras) reduziu de 4 anos para pouco mais de 2 anos. Destaca-se que no cenário atual, apesar do fluxo preferencial ser em direção a Av. das Rendeiras, foi observado um fluxo saindo da LEI em direção a montante, na região sul do modelo.

Através do modelo de transporte, foi verificado que a pluma de 10 mg/L de cloreto atingiu a Lagoa da Conceição, na direção da Av. das Rendeiras após 3 anos do início da operação da lagoa de evapoinfiltração. A pluma abrange toda a espessura do aquífero, sendo que as concentrações aumentam a medida que aumenta a profundidade. Este fato pode ser verificado através dos valores de cloreto, nitrato e nitrogênio amoniacal observados nos piezômetros da beira da Lagoa da Conceição no período 1, onde as maiores concentrações foram encontradas no piezômetro mais profundo (PZ1).

A principal limitação do modelo numérico diz respeito à disponibilidade de dados. Sendo assim, simplificações foram adotadas nas condições de contorno adotadas bem como nas propriedades do aquífero. Durante a realização do estudo, percebeu-se a falta de padronização na obtenção do nível d'água nos piezômetros, fato este que passou a ser normalizado, a partir do ano de 2017. Outros pontos limitantes do modelo referem-se ao fato dos piezômetros encontram-se

concentrados na área da LEI, não abrangendo outras regiões da área de estudo e, a pouca profundidade dos piezômetros em relação à profundidade do aquífero livre, não sendo possível validar se as concentrações calculadas nas camadas inferiores refletem a realidade.

Diante do crescente aumento da área da lagoa de evapoinfiltração e a proximidade da área residencial e do crescente aumento da população na área já atendida pelo SES Lagoa da Conceição, aponta-se a urgência na prospecção de novas áreas para a aplicação de maneira adequada dos efluentes no solo e/ou outras formas de disposição final dos mesmos.

Para futuros estudos na área de estudo recomenda-se:

- Aplicação de outros métodos estatísticos para a consistência dos resultados censurados, principalmente devido a elevada porcentagem de dados censurados encontrada em parâmetros relevantes como sólidos sedimentáveis, nitrogênio amoniacal, nitrato e *E.coli*.

- Confecção do modelo de transporte de massa reativo para nitrogênio e fósforo;

- Ampliação da área do modelo numérico para complementar os estudos já realizados no LaHimar referentes a interação das águas subterrâneas e superficiais na Lagoa da Conceição.

## 7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AISH, A.; De SMEDT, F. **Modeling of a groundwater mound resulting from artificial recharge in the Gaza Strip, Palestine**. Acessado em Outubro de 2017. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/publication/242148622\\_MODELING\\_OF\\_A\\_GROUNDWATER\\_MOUND\\_RESULTING\\_FROM\\_ARTIFICIAL\\_RECHARGE\\_IN\\_THE\\_GAZA\\_STRIP\\_PALESTINE](https://www.researchgate.net/publication/242148622_MODELING_OF_A_GROUNDWATER_MOUND_RESULTING_FROM_ARTIFICIAL_RECHARGE_IN_THE_GAZA_STRIP_PALESTINE). 2010>.

BONGANHA, C. A. *et al.* Conceitos e fundamentos da modelagem matemática para gerenciamento de recursos hídricos subterrâneos. Revista Analytica, São Paulo, n. 30, p. 116 – 120, ago./set. 2007.

BOTTURA, J. A. **Amostragem de água subterrânea em poços de monitoramento**. Associação de empresas solos e águas subterrâneas – AESAS, 2009. 49 p. Acessado em Janeiro 2018. Disponível em: <<https://pt.scribd.com/document/166846603/Amostragem-Agua-Sub>>.

BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3.ed. Porto Alegre: Bookman, 2013. 704p.

CANTER, Larry W 1996. **Nitrates in Groundwater**. 1ª ed Lewis Publication. Boca Raton, CRC Lewis. 263p.

CAPUTO, H. P. **Mecânica dos solos e suas aplicações: Fundamentos**. 6. ed. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos. 234 p. 1988.

CARRIER, W. D. **Goodbye, Hazen; Hello, Kozeny-Carman**. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, v. 129, n. 11, p. 1054–1056, 2003.

CASAN. Companhia Catarinense de Águas e Saneamento. **Dados Operacionais**. Documento não publicado. 2017.

CHRISTOFARO, C.; LEO, M M. D. **Tratamento de dados censurados em estudos ambientais**. Acessado em Agosto de 2017. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-40422014000100019](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422014000100019)>.

FILHO, C.A.C; COTA, S.D.S. **Análise de sensibilidade para o parâmetro condutância na condição de contorno de tipo 3 do modelo MODFLOW.** 2003. Acessado em Agosto de 2018. Disponível em: <<https://aguassubterraneas.abas.org/aguassubterraneas/article/view/1309>>.

DOHERTY, J.E.; HUNT, R.J. **Approaches to highly parameterized inversion- A guide to using PEST for groundwater-model calibration.** U.S.Geological Survey Scientific Investigations Report. 2010. Acessado em Fevereiro de 2017. Disponível em: <[https://pubs.usgs.gov/sir/2010/5169/pdf/GWPEST\\_sir2010-5169.pdf](https://pubs.usgs.gov/sir/2010/5169/pdf/GWPEST_sir2010-5169.pdf)>

DOMENICO, P.A., SCHWARTZ, F.W. **Physical and Chemical Hydrogeology.** 2nd Edition, John Wiley & Sons, Inc., New York.1997.

EMERSON, K., R.C. RUSSO, R.E. LUND, and R.V. Thurston. **Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature.** Journal of the Fisheries. Research Board of Canada. 32:2379-2383. 1975.

FEITOSA, F.A.C., FILHO, J.M., FEITOSA, E.C., DEMETRIO, J.G. **Hidrogeologia Conceitos e Aplicações.** 3ª edição revisada e ampliada-Rio de Janeiro: CPRM- Serviço Geológico do Brasil: LABHID, 812p., 2008.

FETTER, C.W. **Applied Hydrogeology.** 4ª edição. 2001.

FITTS, C.R. **Águas subterrâneas.** Tradução da 2ª edição. 2015.

FRANKE, O, R.; REILLY, T.E.; BENNET, G.D. **Definition of Boundary and Initial Conditions in the Analysis of Saturated Ground-water Flow Systems- An Introduction.** 1987. Acessado em Novembro 2018. Disponível em: <[https://pubs.usgs.gov/twri/twri3-b5/pdf/twri\\_3-B5\\_a.pdf](https://pubs.usgs.gov/twri/twri3-b5/pdf/twri_3-B5_a.pdf)>

FREEZE, R.A e CHERRY, J.A. **Groundwater.** 1979. Acessado em Maio de 2017. Disponível em: <<http://hydrogeologistswithoutborders.org/wordpress/1979-english>>

GUIGUER, N., 2016. **Modelagem numérica.** Disciplina do curso de pós-graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. Notas de aula.

HELSEL, D.E. **More Than Obvious: Better Methods for Interpreting**. Non detect data. Environmental Science & Technology/ October 15, 2005.

HORN FILHO, N. O. & LIVI, N. S. **Mapa geoevolutivo da planície costeira da ilha de Santa Catarina, SC, Brasil**. In: HORN FILHO, N. O. (Org.); LEAL, P. C.; OLIVEIRA, J. S. de. Atlas geológico das praias arenosas da ilha de Santa Catarina, SC, Brasil. Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Departamento de Geociências, Programa de Pós Graduação em Geografia. 228p. 2013.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2010. Acessado em Janeiro de 2018. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sc/florianopolis/panorama>>.

JAQUES, R.C. **Qualidade da água de chuva no município de Florianópolis e sua potencialidade para aproveitamento em edificações**. Dissertação (mestrado)- Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. 102p. 2005.

JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**- 4ª edição- Rio de Janeiro, 2005. 932p.

KIMBERLY, L.; PATERSON, M.; VENEMA, H., D.; ROY, D. **MANITOBA Prairie Lakes: Eutrophication and In-Lake Remediation Treatments Literature Review**. 2015. Acessado em Agosto de 2017. Disponível em: <<https://www.iisd.org/sites/default/files/publications/manitoba-prairie-lakes-remediation-literature-review.pdf>>

LINDENBAUM, J. **Identification of sources of ammonium in groundwater using stable nitrogen and boron isotopes in Nam Du, Hanoi**. 2012. Acessado em Dezembro de 2017. Disponível em: <<https://lup.lub.lu.se/luur/download?func=downloadFile&recordId=2540239&fileId=2540240>>

METCALF & EDDY. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**; tradução: Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa.- 5ª ed. – Porto Alegre : AMGH, 2016.

NORBERTO OLMIRO HORN FILHO E NATÁLIA STEILEIN LIV. **Mapa geoevolutivo da planície costeira da Ilha de Santa Catarina, SC.** Departamento de Geociências/CFH/UFSC), 2013.

ODONG, J. **Evaluation of Empirical Formulae for Determination of Hydraulic Conductivity based on Grain-Size Analysis.** Journal of American Science, v. 3, n. 3, p. 54–60, 2007.

OHIO EPA. OHIO ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Pumping and Slug Tests in Technical Guidance Manual for Ground Water Investigations.** 2006. Acessado em Outubro de 2017. Disponível em: <[http://epa.ohio.gov/portals/28/documents/tgm-04\\_final1206w.pdf](http://epa.ohio.gov/portals/28/documents/tgm-04_final1206w.pdf)>

OLIVEIRA, Everton de. **Hidrogeologia Ambiental: Contaminação de solo e águas subterrâneas.** São Paulo, SP. 2016

OLIVEIRA, Silvia Maria Alves Corrêa. **Análise de desempenho e confiabilidade de estações de tratamento de esgotos.** Tese (doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos. 2006.

PACHECO, E.F. **Avaliação Quali-quantitativa de uma Vala de Infiltração Pluvial em Termos de Retenção de Contaminantes.** Santa Catarina. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. 170p. 2015.

PREFEITURA MUNICIPAL DE FLORIANÓPOLIS –SC. Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico – PMISB. Produto 3-Diagnóstico Social – Versão Consolidada Final. 2010. 300 p.

FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. (Coord.). **Tratamento e utilização de esgotos sanitários.** Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

SILVA, E.C.S.; FRANCO, D.; FONSECA, A.L.; DONNANGELO, A.R. **Space time evolution of the trophic state of a subtropical lagoon: Lagoa da Conceição, Florianópolis Island of Santa Catarina, Brazil.** RBRH, Porto Alegre. v. 22, e10, 2017. Acessado em Maio de 2018. Disponível em:

<[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S2318-03312017000100220&lng=en&nrm=iso&tlng=en](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2318-03312017000100220&lng=en&nrm=iso&tlng=en)>

SHACKELFORD, C.D. **Contaminant transport**. In: Daniel D.E. (eds) *Geotechnical Practice for Waste Disposal*. Springer, Boston, MA. 1993. Acessado em Setembro de 2017. Disponível em: <[https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4615-3070-1\\_3#citeas](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4615-3070-1_3#citeas)>

SIERRA DE LEDO, B.; SORIANO-SERRA, E.J. **O ecossistema da Lagoa da Conceição**. NEMAR/CCB/UFSC, SDM/FEPEMA, Florianópolis, Brasil. 1999.

SUTHERSAN, S.S. **Remediation Engineering: Design Concepts**. Lewis Publishers. CRC Press LLC. Florida, USA. 362p. 1996.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. **Process design manual: Land Treatment of Municipal Wastewater Effluents**. 2006. Acessado em março de 2017. Disponível em: <<https://nepis.epa.gov/>>

VUKOVIĆ, M.; SORO, A. **Determination of Hydraulic Conductivity of Porous Media from Grain-Size Composition**. Water Resources Publication, Littleton, Colo, 1992.

WINTER, T. C., HARVEY, J.W., FRANKE, O.L., ALLEY, W.M. **Ground Water and Surface Water A Single Resource**. US Geological Survey Circular 1139. Denver, Colorado. 1998.

TCHOBANOGLIOUS, G., ELIASSEN, R. **The indirect cycle of water use**. *Water Wastes Eng.*, Vol. 6, N° 2, 1969.

ZANATTA, L.C. **Riscos de poluição em lençol freático com infiltração de efluente tratado**. Dissertação (mestrado)- Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. 170p. 2005.

## APÊNDICE A – Listagem dos VMP utilizados como referência.

Parâmetro	VMP- Efluentes tratados
Temp. (°C)	<40 <sup>1</sup>
SSed (mL/L)	até 1 <sup>1</sup>
pH	5-9 <sup>1</sup> e 6-9 <sup>2</sup>
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	120 ou remoção de 60% <sup>1</sup> e 60 ou remoção de 80% <sup>2</sup>
O&G (mg/L)	100 <sup>1</sup> e 30 <sup>2</sup>
Surfactantes (mg/L)	2 <sup>2</sup>
NH <sub>3</sub> (mg/L N)	20 <sup>3</sup>
PT (mg/L P)	4 ou remoção de 75% <sup>2</sup>

1-Parâmetros com VMP preconizados pela Res. Conama 430/2011- art.21- efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários.

2- Parâmetros com VMP preconizados pela Lei Estadual 14675/2009- art.177.

3- Parâmetro com VMP preconizados pela Res. Conama 430/2011- art.16- efluentes.

	VMP- Águas subterrâneas
<b>Parâmetro</b>	
SDT (mg/L)	1000 <sup>2</sup>
NO <sub>3</sub> (mg/L N)	10 <sup>1,2,3</sup>
Cl (mg/L)	250 <sup>2</sup> - 400 <sup>1</sup>
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	250 <sup>2</sup> - 400 <sup>1</sup>
<i>E.coli</i> (NMP/100mL)	800 <sup>1</sup>
NH <sub>3</sub> (mg/L)	1,5 <sup>4</sup>
NH <sub>3</sub> (mg/L N)	0,70 <sup>5</sup>
PT (mg/L P)	0,186 <sup>5</sup>

1- Res. CONAMA 396/2008- Uso recreação.

2- Res. CONAMA 396/2008- Uso abastecimento humano.

3- Res. CONAMA 420/2009- VMP águas subterrâneas (Anexo II).

4- Portaria MS 2194/2011- VMP amônia não-ionizável (NH<sub>3</sub>).

5- Res. CONAMA 357/2005- VMP águas salobras- classe 2.



## APÊNDICE B – Metodologia das análises laboratoriais.

Parâmetro	Faixa	Método analítico
ST	10-10.000 mg/L	Gravimétrico (SMEWW 2540 B)
SS	5-20.000 mg/L	Gravimétrico (SMEWW 2540 D)
pH		Potenciométrico (SMEWW 4500-H+)
SSed	0,10-1.000 mL/L	Volumétrico (SMEWW 2540 F)
DBO <sub>5</sub>	2-800mg/L	Respirométrico que segue o SMEWW (MEWW 5210D)
Surfactantes	0,05-2,00mg/L	Substâncias ativas ao azul de metileno (adaptado do SMEWW 5540 C)
DQO	10-150 mg/L	Espectrofotométrico- dicromato de potássio- Merck 1.14540 (equivalente SMEWW 5220D)
	25-1500 mg/L	Espectrofotométrico- dicromato de potássio- Merck 1.14541 (equivalente SMEWW 5220D)
O&G	10 a 1.000 mg/L	Gravimétrico com n-hexano (SMEWW 5520 D)
	2 mg/L	Kit antigo
NH <sub>3</sub>	0,4-50 mg/L N	Espectrofotométrico- Salicitato- Hach 10031
	0,01-3,00mg/L N	Espectrofotométrico- Salicitato
NO <sub>3</sub>	0,30 mg/L N	—
	0,10-25 mg/L N	Espectrofotométrico (DMP) Merck 1.09713 (equivalente DIN 38405-9)
	0,5-20 mg/L N	Espectrofotométrico (ácido bezóico) Merck 1.14773
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	2-70 mg/L	Turbidimétrico (equivalente USEPA 375.4)
PT	0,32-15 mg/L P	—
	0,05-1,5 mg/L P	Espectrofotométrico (ácido ascorbico) Hach 10209 (adaptado de SMEWW 4500-P E)
	2,3-32,6 mg/L P	Espectrofotométrico (molibdovanatado) Hach 10127 (adaptado de SMEWW 4500-P C)
Cl	10-10.000 mg/L	Argentométrico- SMEWW 4500-C-B
<i>E.coli</i>	1-2400 NMP/100 mL	Substrato enzimático- SMEWW 9223



## ANEXO A- Relatórios de condutividade hidráulica- Software Aquifer Test- Pro.

