

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS**

**Modelagem matemática da emissão e dispersão do gás  
sulfídrico aplicada ao tratamento anaeróbio de águas  
residuárias**

**Matheus Ribeiro Augusto**

**Itajubá, Dezembro de 2015**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS**

**Matheus Ribeiro Augusto**

**Modelagem matemática da emissão e dispersão do gás  
sulfídrico aplicada ao tratamento anaeróbio de águas  
residuárias**

**Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação  
em Meio Ambiente e Recursos Hídricos da  
Universidade Federal de Itajubá, como parte dos  
requisitos para obtenção do Título de Mestre em  
Ciências em Meio Ambiente e Recursos Hídricos.**

**Área de Concentração: Meio Ambiente e Recursos  
Hídricos**

**Orientadora: Dra. Herlane Costa Calheiros**

**Co-orientadora: Dra. Vanessa Silveira Barreto  
Carvalho**

**Dezembro de 2015  
Itajubá**

## FICHA CATALOGRÁFICA

As informações são fornecidas pela Biblioteca Mauá - BIM

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS**

**Matheus Ribeiro Augusto**

**Modelagem matemática da emissão e dispersão do gás  
sulfídrico aplicada ao tratamento anaeróbio de águas  
residuárias**

Dissertação aprovada por banca examinadora em 16 de dezembro de 2015, conferindo ao autor o título de *Mestre em Ciências em Meio Ambiente e Recursos Hídricos*

**Banca Examinadora:**

Prof. Dra. Herlane Costa Calheiros (Orientadora)

Prof. Dra. Vanessa Silveira Barreto Carvalho (Co-orientadora)

Prof. Dr. Benedito Cláudio da Silva (Examinador interno)

Prof. Dr. Neyval Costa Reis Júnior (Examinador externo)

**Dezembro de 2015  
Itajubá**

*Dedico este trabalho à minha família...*

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente aos meus pais, Angela e Rogério, por todos os bons valores transmitidos. Por terem acreditado no meu potencial e pelo apoio constante nessa caminhada. Agradeço por todas as oportunidades que eu tive na vida, graças aos esforços deles.

Agradeço a Deus, por me proporcionar a paz.

À professora Herlane, minha orientadora, por ter me dado essa oportunidade e pela excelente orientação nesses dois anos. Agradeço todos os conselhos referentes à minha pesquisa e vida profissional.

À professora Vanessa, minha co-orientadora, por toda contribuição com a modelagem e meteorologia do trabalho. Agradeço também os ótimos conselhos e excelentes ideias que enriqueceram essa pesquisa.

Aos meus irmãos, André e Thiago, por me apoiarem em todas as decisões e principalmente pelos valiosos conselhos de irmãos mais velhos.

À minha namorada, Carolina, pelo apoio, companheirismo e paciência, principalmente na reta final. Agradeço também a seus pais, Vera e Marcinho, que me acolheram como um filho e sempre me ajudaram quando precisei.

Aos meus amigos de infância e dos tempos de ensino fundamental e médio, por sempre estarem comigo. Aos amigos da graduação, especialmente: Dani, Karl e Marquinho, companheiros fiéis de trabalhos, projetos e afins. Aos amigos da república Capim, que me acolheram nesses dois anos.

Aos professores membros da banca da minha qualificação, Benedito e Flávio, pelos valiosos conselhos e sugestões.

A todos os amigos do MEMARH, professores e servidores da UNIFEI, que me auxiliaram nessa caminhada.

A Companhia de Saneamento, pela concessão de dados e informações importantes.

A CAPES, pela concessão da bolsa de mestrado.

A todos, Muito Obrigado, vocês foram fundamentais...

**"Mas é preciso ter força,  
É preciso ter raça,  
É preciso ter gana sempre..."**

**Milton Nascimento e Fernando Brant**

## RESUMO

O tratamento anaeróbico de águas residuárias pode emitir grande quantidade de sulfeto de hidrogênio ( $H_2S$ ) para atmosfera, uma vez que na presença de compostos sulfurados, um gênero específico de bactérias degrada a matéria orgânica utilizando-se o sulfato como receptor final de elétrons na cadeia respiratória e gera o  $H_2S$ . Também chamado de gás sulfídrico, o  $H_2S$  apresenta forte odor, além de ser corrosivo e tóxico. Os métodos de controle adequados para eliminação de  $H_2S$  muitas vezes demandam elevado custo de implantação e operação e, portanto, não são adotados. Dessa forma, o planejamento adequado da instalação de uma estação de tratamento de esgoto (ETE), pode auxiliar na prevenção do impacto e de possíveis problemas com a população. Modelos matemáticos de emissão e dispersão podem ser aplicados previamente para verificar o alcance do poluente e, portanto, subsidiar a definição do local mais adequado para instalação de uma ETE. Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi estudar a emissão e dispersão de  $H_2S$ , provenientes de unidades anaeróbicas de tratamento de águas residuárias, para dois diferentes estudos de caso, aplicando-se os modelos matemáticos de emissão e dispersão, WATER9 e AERMOD, respectivamente, integrados a ferramentas de geoprocessamento. O estudo de caso 1 (ETE A e ETE B) se refere a unidades de tratamento do estado do Paraná, enquanto o estudo de caso 2 foi realizado para um município de Minas Gerais (ETE C). No estudo de caso 1 foi realizada a validação do modelo de dispersão, a partir da comparação de dados preditos e observados. Os índices estatísticos – viés fracionário, erro médio quadrático normalizado, correlação, viés médio geométrico, variância geométrica e fator de dois – apresentaram os seguintes resultados: 0,078; 0,63; 0,65; 0,85; 4,79; e 0,53, respectivamente. Na simulação de emissão, verificou-se uma forte correlação ( $R^2 = 0,99$ ) entre a carga afluyente do  $H_2S$  e a emissão do composto, porém uma pequena influência de variáveis meteorológicas (temperatura e velocidade do vento) na volatilização. Na simulação de dispersão verificou-se, em geral, um amplo alcance da pluma de odor e a relação direta entre a direção predominante dos ventos e o deslocamento do poluente. No estudo de caso 2, verificou-se que a pluma de odor foi orientada pelo relevo. O vento exerceu influência direta na orientação do  $H_2S$  para o período 1 (novembro e dezembro de 2013). No entanto, para o período 2 (janeiro de 2014), não se verificou a mesma tendência. Através da análise das concentrações de pico (razão pico-média igual a 10), foi constatada a ocorrência de odor no local de estudo. Por fim, verificou-se que os modelos WATER9 e AERMOD apresentaram desempenho satisfatório para estudos de emissão e dispersão de  $H_2S$  em unidades anaeróbicas de tratamento de águas residuárias.

Palavras – chave:  $H_2S$ , odor, dispersão atmosférica, AERMOD, WATER9, UASB.

## ABSTRACT

The anaerobic treatment of wastewaters may emit a large concentration of hydrogen sulfide ( $H_2S$ ) to the atmosphere, since a particular genus of bacteria degrades the organic matter using the sulfate as the final electron receptor in the anaerobic respiration and generates  $H_2S$ . The pollutant is a gas not only with a strong odor, but also corrosive and toxic. Control methods for eliminating  $H_2S$  often require high implementation and operation costs and therefore are not used. Thus, suitable planning of wastewater treatment plant (WWTP) installation can help preventing the impact and potential problems with population. Mathematical models of emission and dispersion can be applied to verify the pollutant range and support the definition of the most appropriate place for installing a WWTP. Thus, the aim of this work was to study the emission and dispersion of  $H_2S$  from anaerobic units of wastewater treatment, for two different case studies, applying mathematical models of emission and atmospheric dispersion – WATER9 and AERMOD, respectively – integrated to geoprocessing tools. The first case study (WWTP A and WWTP B) refers to treatment units located in the state of Paraná, while the second case study was carried out for a municipality of Minas Gerais (WWTP C). In the first case study, validation of the dispersion model was performed and proposed method produced satisfactory results comparing predicted and observed data. Statistical indices – fractional bias, normalized mean square error, correlation coefficient, geometric mean bias, geometric variance and factor of two – showed the following results: 0,078; 0,63; 0,65; 0,85; 4,79; and 0,53, respectively. In the emission simulation, there was a strong correlation ( $R^2 = 0,99$ ) between the influent load of  $H_2S$  and pollutant emission, but a small influence of climate variables (wind speed and temperature) on volatilization. In the dispersion simulation, it was found a large radius of odor plume and the direct influence of wind direction in pollutant's orientation and displacement. In the second case study, it was found that the odor plume was oriented at relief. The wind had also direct influence on the direction of  $H_2S$  for the first period (November - December 2013). However, for the second study period (January 2014), the wind direction vector and the resulting polluting displacement had opposite directions. By analyzing the peak concentrations (peak-to-mean ratio of 10), it was found the occurrence of odor at the study site. Finally, it was found that WATER9 and AERMOD models showed satisfactory performance for studies of odorous gases's emission and dispersion in anaerobic WWTP.

Keywords:  $H_2S$ , odor, atmospheric dispersion, AERMOD, WATER9, UASB.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Distribuição do sulfeto na fase líquida em função do pH.....	22
Figura 3.2 – Esquema de funcionamento de um reator UASB .....	27
Figura 3.3 – Representação esquemática do processo de transferência de massa segundo a teoria dos dois filmes.....	30
Figura 3.4 – Distribuição gaussiana dos poluentes tanto na horizontal quando na vertical.....	36
Figura 3.5 – Processamento dos dados meteorológicos no módulo AERMET .....	37
Figura 3.6 – Eventos de odor: flutuações do gás odorante na atmosfera durante uma hora ....	38
Figura 4.1 – WATER9: Definição do composto que será modelado.....	41
Figura 4.2 – WATER9: Caracterização da água residuária .....	41
Figura 4.3 – WATER9: Determinação da unidade de tratamento .....	42
Figura 4.4 – WATER9: Propriedades do decantador primário .....	43
Figura 4.5 – WATER9: Informações gerais do modelo.....	44
Figura 4.6 – Fluxograma do processamento de informações no AERMOD .....	45
Figura 4.7 – Localização da ETE A e da ETE B.....	48
Figura 4.8 – Pontos da amostragem do H <sub>2</sub> S realizada por Grasel (2014) nos arredores da ETE A .....	52
Figura 4.9 – Localização da ETE C .....	54
Figura 4.10 – ETE C: Arredores do local de estudo .....	54
Figura 4.11 – Croqui da ETE C.....	55
Figura 4.12 – Unidades constituintes da ETE C .....	56
Figura 5.1 – Relação entre a carga afluyente de H <sub>2</sub> S e a taxa de emissão para ETE A (símbolos com preenchimento) e ETE B (símbolos sem preenchimento).....	64
Figura 5.2 – Valores observados de sulfeto de hidrogênio versus valores preditos.....	68
Figura 5.3 – Dispersão do H <sub>2</sub> S na ETE A: Maior média de 24 horas do período (agosto de 2013).....	69
Figura 5.4 – Dispersão do H <sub>2</sub> S na ETE A: Maior média de 24 horas do período (fevereiro e março de 2014).....	70
Figura 5.5 – Dispersão do H <sub>2</sub> S na ETE A: Média do período (agosto de 2013).....	72
Figura 5.6 – Dispersão do H <sub>2</sub> S na ETE A: Média do período (fevereiro e março de 2014)...	73
Figura 5.7 – Estudo de caso 1: Rosa dos ventos referente ao mês de agosto de 2013.....	74
Figura 5.8 – Estudo de caso 1: Rosa dos ventos referente aos meses de fevereiro e março de 2014.....	74

Figura 5.9 – Dispersão do H <sub>2</sub> S na ETE B: Maior média de 24 horas do período (agosto de 2013).....	75
Figura 5.10 – Dispersão do H <sub>2</sub> S na ETE B: Maior média de 24 horas do período (fevereiro e março de 2014).....	76
Figura 5.11 – Dispersão do H <sub>2</sub> S na ETE B: Média do período (agosto de 2013).....	78
Figura 5.12 – Dispersão do H <sub>2</sub> S na ETE B: Média do período (fevereiro e março de 2014).	79
Figura 5.13 – ETE C: Carta de uso do solo do local de estudo.....	81
Figura 5.14 – Dispersão do H <sub>2</sub> S na ETE C: Maior média horária para os meses de novembro e dezembro de 2013 (período 1).....	83
Figura 5.15 – Dispersão do H <sub>2</sub> S na ETE C: Maior média horária para o mês de janeiro de 2014 (período 2).....	84
Figura 5.16 – Dispersão do H <sub>2</sub> S na ETE C: Concentrações de pico (razão pico-média igual a 10) para os meses de novembro e dezembro de 2013 (período 1).....	85
Figura 5.17 – Dispersão do H <sub>2</sub> S na ETE C: Concentrações de pico (razão pico-média igual a 10) para o mês de janeiro de 2014 (período 2).....	86
Figura 5.18 – ETE C: Regiões de aplicação dos questionários.....	87
Figura 5.19 – Dispersão do H <sub>2</sub> S na ETE C: Média do período (novembro e dezembro de 2013 – período 1).....	88
Figura 5.20 – Dispersão do H <sub>2</sub> S na ETE C: Média do período (janeiro de 2014 – período 2)	89
Figura 5.21 – ETE C: Rosa dos ventos referente aos meses de novembro e dezembro de 2013 (período 1).....	90
Figura 5.22 – ETE C: Rosa dos ventos referente ao mês de janeiro de 2014 (período 2).....	91
Figura 5.23 – ETE C: Carta hipsométrica do local de estudo.....	92
Figura 5.24 – ETE C: Influência do relevo na dispersão.....	93

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Compostos odorantes mais relevante em SES .....	19
Tabela 3.2 – Distribuição do H <sub>2</sub> S em diferentes unidades do SES .....	20
Tabela 3.3 – Influência do sulfeto de hidrogênio na saúde humana .....	23
Tabela 3.4 – Principais vantagens e desvantagens na utilização de reatores UASB .....	26
Tabela 4.1 – Valores de Albedo em função do uso do solo e das estações do ano.....	46
Tabela 4.2 – Valores de razão de Bowen em função do uso do solo e das estações do ano ....	46
Tabela 4.3 – Valores de rugosidade, em metros, em função do uso do solo e das estações do ano .....	46
Tabela 4.4 – Dimensões dos reatores UASB da ETE A e da ETE B.....	49
Tabela 4.5 – ETE A e ETE B: Informações técnicas das unidades de tratamento.....	49
Tabela 4.6 – Dados referentes ao afluente da ETE A e ETE B.....	49
Tabela 4.7 – Localização geográfica da Estação Meteorológica do Aeroporto local .....	50
Tabela 4.8 – Limites para a validação do modelo de dispersão .....	53
Tabela 4.9 – Dimensões do reator UASB da ETE C .....	55
Tabela 4.10 – Taxa de emissão do sulfeto de hidrogênio na ETE C conforme Presotto (2014) .....	57
Tabela 4.11 – Taxa de emissão do sulfeto de hidrogênio na ETE C conforme Meira (2014). ..	57
Tabela 4.12 – Localização geográfica da Estação Meteorológica da UNIFEI .....	59
Tabela 5.1 – Resultados dos coeficientes de transferência de massa para ETE A e ETE B ....	62
Tabela 5.2 – Taxa de emissão do sulfeto para ETE A e ETE B.....	63
Tabela 5.3 – Índices estatísticos de validação do modelo de dispersão .....	66
Tabela 5.4 – Distribuição do uso do solo (porcentagem) no local de estudo.....	82
Tabela 5.5 – ETE C: Características de superfície resultantes para primavera.....	82
Tabela 5.6 – ETE C: Características de superfície resultantes para o verão .....	82

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AERMIC – AMS/EPA *Regulatory Model Improvement Comitee*  
AERMOD – AMS/EPA *Regulatory Model*  
AMS – *American Meteorological Society*  
BRS – Bactérias Redutoras de Sulfato  
CEPreMG – Centro de Estudos e Previsão de Tempo e Clima de Minas Gerais  
CLA – Camada Limite Atmosférica  
CLC – Camada Limite Convectiva  
CLE – Camada Limite Estável  
CLN – Camada Limite Noturna  
CLP – Camada Limite Planetária  
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente  
COPAM – Conselho Estadual de Política Ambiental  
CPTEC – Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos  
CSTR – *Continuous Stirred Tank Reactor*  
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio  
DEM – *Digital Elevation Model*  
DN – Deliberação Normativa  
DQO – Demanda Química de Oxigênio  
EPA – *Environmental Protection Agency*  
ESRL – *Earth System Research Laboratory*  
ETE – Estações de Tratamento de Esgoto  
EUA – Estados Unidos da América  
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística  
INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais  
LPO – Limites de Percepção de Odor  
MDE – Modelo Digital de Elevação  
MDT – Modelo Digital do Terreno  
METI – *Japan's Ministry of Economy, Trade and Industry*  
MP<sub>10</sub> – Partículas Inaláveis (diâmetro aerodinâmico menor que 10 µm)  
NASA – *U.S. National Aeronautics and Space Administration*  
NOAA – *National Oceanic & Atmospheric Administration*  
NR – Norma Regulamentadora

PFR – *Plug Flow Reactor*

pH – Potencial Hidrogeniônico

PRONAR – Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar

PTS – Partículas Totais em Suspensão

RAFA – Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente

REDEMETS – Rede de Meteorologia da Aeronáutica

RfC – *Inhalation Reference Concentration*

SES – Sistemas de Esgotamento Sanitário

SNSA – Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental

TDH – Tempo de Detenção Hidráulica

UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*

UFES – Universidade Federal do Espírito Santo

UNIFEI – Universidade Federal de Itajubá

USEPA – *U. S. Environmental Protection Agency*

USGS – *United States Geological Survey*

WATER9 – Modelo de emissão de gases em SES da USEPA

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>16</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVO.....</b>	<b>18</b>
<b>3</b>	<b>FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA .....</b>	<b>19</b>
3.1	Odor em sistemas de esgotamento sanitário.....	19
3.2	Sulfeto de Hidrogênio.....	20
3.2.1	Características e geração .....	20
3.2.2	Toxicidade.....	22
3.2.3	Corrosão microbiológica .....	24
3.2.4	Legislação brasileira.....	24
3.3	Tratamento anaeróbio: Reator Anaeróbio de Manta de Lodo .....	26
3.4	Modelagem da emissão do Sulfeto de Hidrogênio .....	28
3.4.1	Volatilização em superfícies quiescentes .....	29
3.4.2	Modelo WATER9 – USEPA.....	32
3.5	Modelagem da dispersão do Sulfeto de Hidrogênio.....	34
3.5.1	Modelo AERMOD – USEPA .....	35
3.5.2	Avaliação de eventos de pico .....	38
<b>4</b>	<b>METODOLOGIA .....</b>	<b>40</b>
4.1	Modelagem de emissão - WATER9 .....	40
4.1.1	Definição do composto.....	40
4.1.2	Caracterização da água residuária .....	41
4.1.3	Determinação da unidade de tratamento .....	42
4.1.4	Informações da unidade de tratamento.....	42
4.1.5	Informações gerais do modelo .....	43
4.1.6	Processamento das informações/resultados .....	44
4.2	Modelagem de dispersão – AERMOD .....	44
4.2.1	Pré-processador AERMET.....	45
4.2.2	Pré-processador AERMAP .....	46
4.2.3	Módulo AERMOD.....	47
4.3	Estudo de caso 1: ETE A e ETE B .....	48
4.3.1	Local de estudo.....	48
4.3.2	Emissão do Sulfeto de Hidrogênio.....	49
4.3.3	Dispersão do Sulfeto de Hidrogênio .....	50
4.3.4	Validação do modelo de dispersão atmosférica .....	51
4.4	Estudo de caso 2: ETE C .....	54

4.4.1	Local de estudo.....	54
4.4.2	Emissão do Sulfeto de Hidrogênio.....	56
4.4.3	Dispersão do Sulfeto de Hidrogênio .....	58
4.4.3.1	Velocidade de saída do sulfeto de hidrogênio .....	60
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES.....</b>	<b>62</b>
5.1	Estudo de caso 1: ETE A e ETE B .....	62
5.1.1	Simulações com o WATER9 .....	62
5.1.2	Simulações com o AERMOD .....	65
5.1.2.1	Validação dos resultados.....	65
5.1.2.2	Distribuição espacial das concentrações de sulfeto de hidrogênio .....	69
5.2	Estudo de caso 2: ETE C .....	81
5.2.1	Características de superfície.....	81
5.2.2	Estudo de dispersão atmosférica .....	83
<b>6</b>	<b>CONCLUSÃO.....</b>	<b>95</b>
	<b>APÊNDICE A .....</b>	<b>97</b>
	<b>APÊNDICE B .....</b>	<b>98</b>
	<b>APÊNDICE C .....</b>	<b>99</b>
	<b>APÊNDICE D .....</b>	<b>100</b>
	<b>APÊNDICE E .....</b>	<b>102</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>104</b>

# 1 INTRODUÇÃO

O lançamento de efluentes líquidos, industriais e domésticos, em águas superficiais, promove uma deterioração crescente dos recursos hídricos, devido, principalmente, à elevada demanda bioquímica de oxigênio (DBO) das águas residuárias.

Dessa maneira, a coleta e tratamento do efluente doméstico é uma prática essencial para manutenção da qualidade dos recursos hídricos e, conseqüentemente, das águas de abastecimento público. No entanto, segundo a Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA (2014), somente 48,6 % da população brasileira são atendidas pelo serviço de esgotamento sanitário e apenas 69,4 % do esgoto coletado apresenta algum tipo de tratamento. Até mesmo na região sudeste, onde 77,3 % da população possui acesso ao serviço de coleta de esgoto sanitário, somente 64,3 % do total coletado apresenta alguma forma de tratamento. Sendo assim, a falta de qualidade do saneamento brasileiro ainda é a causa de inúmeros problemas de saúde pública.

No Brasil, os efluentes líquidos são tratados principalmente por sistemas biológicos aeróbios e anaeróbios. Os sistemas aeróbios (baseados na aeração do efluente), geralmente caracterizam-se pela elevada eficiência de tratamento, porém exigem elevado custo de implantação e manutenção (funcionamento dos aeradores), além de gerarem uma quantidade excessiva de lodo (proliferação da biomassa), resíduo sólido que deve ser destinado/disposto de forma adequada para prevenir danos ambientais. Já os sistemas anaeróbios, normalmente não apresentam uma eficiência elevada, sendo utilizados muitas vezes como pré-tratamento de reatores aeróbios. Por outro lado, geram baixa quantidade de lodo e não demandam elevado investimento. No Brasil, a tecnologia anaeróbia é muito difundida, principalmente devido às condições climáticas que favorecem a operação dos reatores. O principal representante dos sistemas anaeróbios são os reatores de manta de lodo e fluxo ascendente, também conhecidos por UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) (CHERNICHARO, 1997).

Os sistemas de tratamento de águas residuárias, normalmente são caracterizados pela emissão de elevada quantidade de gases odorantes. Dessa forma, não devem ser instalados próximos às regiões residenciais. No entanto, muitas vezes o município cresce na direção das estações de tratamento de esgoto (ETEs). Além disso, nem sempre as unidades de tratamento são instaladas a uma distância considerada suficiente para minimizar o incômodo à população. O sistema anaeróbio, apesar de apresentar vantagens econômicas que viabilizam sua implantação, exibe maior potencial de causar incômodo aos moradores, visto que uma grande

quantidade de gases odorantes é liberada na digestão anaeróbia, como por exemplo, o gás sulfídrico ou sulfeto de hidrogênio ( $H_2S$ ) (CHERNICHARO, 1997).

O gás sulfídrico, além de apresentar um odor agressivo, semelhante a “ovo podre”, pode causar graves danos à saúde humana, dependendo da concentração e do tempo de exposição à substância, além de provocar a corrosão das estruturas dos reatores e até mesmo das paredes das tubulações de coleta das águas residuárias (BELLI FILHO et al., 2001).

Dessa forma, é muito importante monitorar e controlar a emissão do gás sulfídrico nos sistemas de tratamento de águas residuárias, principalmente para minimizar o impacto à população que vive nos arredores dessas unidades. A modelagem matemática tem sido uma ferramenta muito utilizada para quantificar a formação/emissão do sulfeto de hidrogênio e a dispersão do mesmo na atmosfera, pois os resultados são muitas vezes satisfatórios e não demanda elevado investimento. Dessa maneira, é possível aplicar estudos de emissão e dispersão de compostos odorantes em sistemas de esgotamento sanitário (SES) ainda na etapa de concepção do projeto, visando minimizar o impacto à vizinhança e conseqüentemente possíveis inconvenientes quando a unidade de tratamento já estiver instalada e operando.

A *U. S. Environmental Protection Agency* (USEPA) disponibiliza um software de licença livre, o WATER9, para modelagem da emissão do gás (apresenta um banco de dados com grande quantidade gases, entre eles o sulfeto de hidrogênio) em sistemas de esgotamento sanitário. Outro software gratuito também disponibilizado pela USEPA, mas para a modelagem da dispersão do gás na atmosfera é o AERMOD. O resultado desse modelo é uma pluma de contaminação, com diferentes níveis de concentração do poluente, indicando a abrangência do impacto da fonte de emissão na área de interesse (USEPA, 1994, 2004a).

Dessa forma, a proposta do trabalho é aplicar os modelos de emissão e dispersão atmosférica, propostos pela USEPA, para o gás sulfídrico proveniente de reatores UASB, em dois diferentes estudos de caso, com a finalidade de validar o modelo AERMOD e estudar a emissão e dispersão de odores em ETEs.

## 2 OBJETIVO

O objetivo geral da pesquisa é estudar a emissão e dispersão de sulfeto de hidrogênio, provenientes de unidades anaeróbias de tratamento de águas residuárias, para dois diferentes estudos de caso (ETE A e B; ETE C), aplicando-se modelos matemáticos integrados a ferramentas de geoprocessamento. Para isso, foram fixados os seguintes objetivos específicos:

- a. Estimar a taxa de emissão do sulfeto de hidrogênio, através do modelo WATER9, e a dispersão atmosférica do composto, através do modelo AERMOD, para a ETE A e ETE B;
- b. Comparar os resultados do modelo AERMOD com dados secundários obtidos para a ETE A, com intuito de validar o modelo de dispersão atmosférica;
- c. Analisar a emissão e a dispersão atmosférica do sulfeto de hidrogênio proveniente da ETE A e ETE B, assim como a possível influência das características meteorológicas: direção e velocidade dos ventos;
- d. Estimar e analisar a dispersão atmosférica do sulfeto de hidrogênio proveniente da ETE C, assim como a possível influência de fatores geográficos (relevo e características meteorológicas: direção e velocidade dos ventos).

### 3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

#### 3.1 Odor em sistemas de esgotamento sanitário

Diversas unidades do sistema de esgotamento sanitário (SES), desde a coleta, transporte e tratamento da água residuária, são responsáveis pela emissão de gases odorantes. Os principais gases emitidos são compostos a base de enxofre (como gás sulfídrico e mercaptanas) e de nitrogênio (como amônio e aminas), além de fenóis, aldeídos, álcoois entre outros (BELLI FILHO et al., 2001).

A tabela 3.1 apresenta algumas características dos principais gases emitidos em SES.

Tabela 3.1 - Compostos odorantes mais relevante em SES

Classe de Composto	Composto	Fórmula Química	Característica dos odores	Limite olfativo (ppm)
Enxofre	Sulfeto de Hidrogênio	$H_2S$	Ovo podre	0,00047
	Metilmercaptana	$CH_3SH$	Repolho, alho	0,0021
Nitrogênio	Amônia	$NH_3$	Picante e irritante	46,8
	Metilamina	$CH_3NH_2$	Peixe em decomposição	21,0

Fonte: Adaptado de Belli Filho et al. (2001) e Tchobanoglous, Burton e Stensel (2003)

O gás sulfídrico tem sido utilizado como indicador da presença de odor em SES, uma vez que é o gás emitido em maior quantidade e apresenta um limite olfativo muito baixo, aproximadamente 0,47 ppb, ou seja, em concentrações extremamente pequenas, na ordem de partes por bilhão, já é possível perceber o gás no ambiente. Moléculas a base de nitrogênio, como amônia, também são liberadas em quantidades elevadas, porém o limite olfativo, de aproximadamente 46,80 ppm, apresenta-se elevado comparado ao gás sulfídrico (GOSTELOW; PARSONS; STUETZ, 2001; TCHOBANOGLIOUS; BURTON; STENSEL, 2003).

A tabela 3.2 apresenta a concentração média ou faixa de variação do gás sulfídrico em diferentes unidades do SES.

Tabela 3.2 – Distribuição do H<sub>2</sub>S em diferentes unidades do SES

Unidades do SES	Concentração média ou faixa de variação de H <sub>2</sub> S	
	mg m <sup>-3</sup>	ppm
Rede coletora	0 – 556	0 – 400
Estação elevatória	0,57 – 4,80	0,40 – 3,30
Tratamento preliminar	2,80 – 51,50	2 – 37
Decantador	0,50	0,36
Sistema de lodos ativados	0,40	0,29
Sistema de tratamento do lodo	6,50 – 9,80	4,67 – 7,03
Reatores Anaeróbios - UASB	0 – 730	0 – 500

Fonte: Adaptado de Belli Filho et al. (2001) e Chernicharo et al. (2010)

Em ETEs baseadas em sistemas aeróbios, como lodos ativados, normalmente o tratamento preliminar e as unidades de tratamento do lodo são as maiores responsáveis pela emissão de gases odorantes, uma vez que os reatores aeróbios (tanques de aeração) não produzem gás sulfídrico. Já os sistemas anaeróbios, baseados na utilização de reatores UASB, podem emitir concentrações muito elevadas, como visto na tabela 3.2, apresentando maiores problemas em relação a emissões odoríferas.

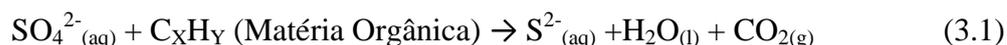
Para minimizar o impacto associado à presença do gás sulfídrico, cada vez mais tem sido adotadas medidas de prevenção da geração ou tratamento da substância odorante produzida. A própria NBR 12.209/2011 – Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários, apresenta um item separado para orientar no controle de substâncias odorantes tanto na fase líquida (antes da geração e emissão do gás) quanto na fase gasosa.

## 3.2 Sulfeto de Hidrogênio

### 3.2.1 Características e geração

O sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S), também chamado de gás sulfídrico, é uma substância química incolor, inflamável, corrosiva, tóxica e apresenta forte odor, semelhante a “ovo podre”. Apresenta densidade relativa (adotando o ar como referência) de 1,192, sendo assim, apresenta-se mais denso que o ar, propriedade que pode dificultar sua dispersão na atmosfera (USEPA, 1985).

O H<sub>2</sub>S é produzido através da redução biológica do sulfato, conhecida por sulfetogênese. Nesse processo, as bactérias redutoras de sulfato (BRS), principalmente as do gênero *Desulfovibrio*, oxidam a matéria orgânica, em condições anaeróbias, utilizando o sulfato (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) presente na água residuária como receptor final de elétrons na cadeia respiratória. As equações 3.1 e 3.2 representam a sulfetogênese (USEPA, 1985; CHERNICHARO, 1997; GOSTELOW; PARSONS; STUETZ, 2001).



A sulfetogênese, assim como a acidogênese, acetogênese e metanogênese, é uma das possíveis rotas metabólicas do tratamento anaeróbio. Os microrganismos responsáveis pelo processo (BRS) são considerados um grupo muito versátil, uma vez que são capazes de utilizar uma grande variedade de substratos, incluindo acetato e hidrogênio, substâncias também metabolizadas pelas bactérias metanogênicas. Isso faz com que esses dois diferentes grupos de bactérias sejam competidores por substrato. Um dos principais fatores que irá influenciar nessa competição é a relação DQO/SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> da água residuária. Para valores inferiores a 7, existe uma grande probabilidade do reator seguir a rota sulfetogênica (CHERNICHARO, 1997; SANTOS et al., 2013).

A formação do H<sub>2</sub>S a partir de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> ocorre segundo uma proporção estequiométrica de 1:3 em termos de massa, sendo assim, um mol de sulfeto (S<sup>2-</sup>) ou 32 gramas é gerado a partir de um mol de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> ou 96 gramas. Dessa maneira, considerando que a concentração de sulfato em águas residuárias domésticas varia normalmente entre 30 e 250 mg L<sup>-1</sup> e que aproximadamente 80% desse sulfato é reduzido a sulfeto de hidrogênio, pode-se prever uma formação média de 8 a 67 mg L<sup>-1</sup> de gás sulfídrico em reatores anaeróbios (CHERNICHARO, 1997; GLÓRIA, 2009).

Além da concentração do SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, existem outros fatores que influenciam na geração e emissão do gás sulfídrico, tais como: potencial hidrogeniônico (pH), potencial redox, temperatura e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (GOSTELOW; PARSONS; STUETZ, 2001; GLÓRIA, 2009; CHEN; SZOSTAK, 2013).

O pH influencia principalmente na distribuição do S<sup>2-</sup> na fase líquida, sendo que para valores abaixo de 6, mais de 90 % se concentra na forma não ionizada (H<sub>2</sub>S), enquanto que para valores acima de 8 mais de 90 % se concentra na forma ionizada (HS<sup>-</sup>), como apresentado na figura 3.1. Dessa maneira, a emissão do gás odorante ocorre somente em meio

ácido, visto que as formas ionizadas não são voláteis (CHERNICHARO, 1997; GLÓRIA, 2009).

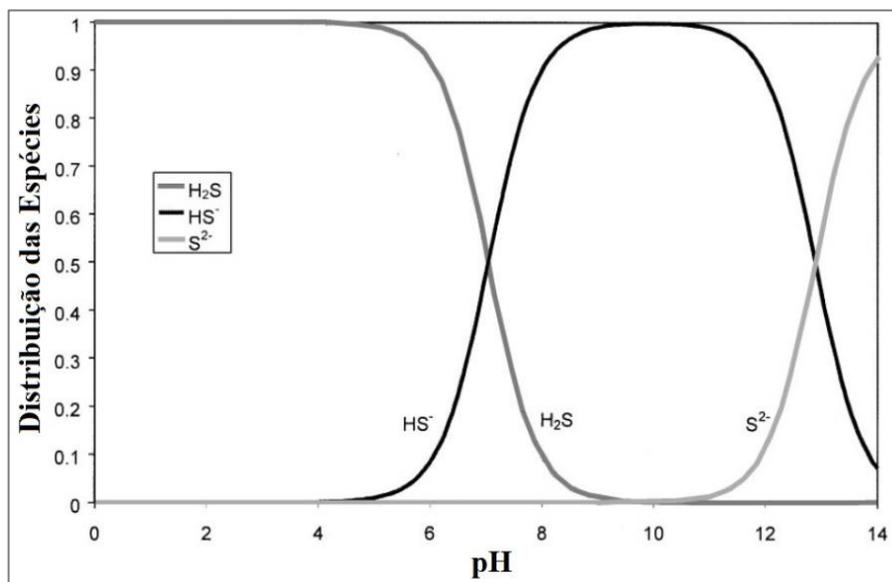


Figura 3.1 – Distribuição do sulfeto na fase líquida em função do pH  
Fonte: Adaptado de Gostelow, Parsons e Stuetz (2001)

Em relação ao potencial redox, Gostelow, Parsons e Stuetz (2001) indicaram que valores entre -200 e -300 mV são ideais para geração do gás sulfídrico. Essas condições ocorrem em ambientes anaeróbios, onde o  $\text{SO}_4^{2-}$  é um possível receptor final de elétrons para os microrganismos.

A temperatura é outro importante fator a ser considerado, pois influencia diretamente o crescimento bacteriano. Segundo Souza (2010) e Chen e Szostak (2013), temperaturas mais elevadas maximizam o metabolismo das bactérias redutoras de sulfato e diminuem a solubilidade do  $\text{H}_2\text{S}$  na fase líquida, aumentando, portanto, a geração e emissão do gás odorante. Segundo Hao (2003), a temperatura ideal para a maioria das bactérias redutoras de sulfato se encontra entre 28 e 32 °C, sendo que um acréscimo de 10 °C pode aumentar de 2 a 3,9 vezes a taxa de redução do  $\text{SO}_4^{2-}$ .

A DBO também influencia, uma vez que elevadas concentrações de material orgânico no efluente causam a depleção de oxigênio dissolvido no meio, criando-se condições anaeróbias (baixo potencial redox), situação ideal para a redução do  $\text{SO}_4^{2-}$  (GLÓRIA, 2009; CHEN; SZOSTAK, 2013).

### 3.2.2 Toxicidade

O sulfeto de hidrogênio, além de provocar intenso incômodo devido ao seu odor, pode causar também graves prejuízos à saúde humana, ocasionando até a morte quando presente

em elevadas concentrações (acima de 1000 ppm). A tabela 3.3 apresenta uma síntese dos efeitos do gás sulfídrico nos seres humanos para diferentes concentrações.

Tabela 3.3 – Influência do sulfeto de hidrogênio na saúde humana

Concentração do H <sub>2</sub> S		Efeito nos Seres Humanos
mg m <sup>-3</sup>	ppm	
0,0007	0,00047	Detecção do odor
4 – 14	3 – 10	Odor ofensivo
14 – 70	10 – 50	Irritação nos olhos, dores de cabeça e náusea
70 – 140	50 – 100	Sérios danos aos olhos
140 – 400	100 – 300	Perda do olfato
400 – 750	300 – 530	Edema pulmonar
750 – 1400	530 – 1000	Hiperpneia e forte estimulação do sistema nervoso central
1400 – 2800	1000 – 2000	Morte

Fonte: Adaptado de USEPA (1985), WHO (2000) e Tchobanoglous, Burton e Stensel (2003)

Em um estudo realizado por Liliantis e Mancuso (2003) no município de Pereira Barreto – SP sobre a percepção do odor proveniente das instalações de coleta e tratamento de água residuária, foi verificado que a população exposta ao gás sulfídrico se queixava constantemente de diversos problemas de saúde, tais como dores de cabeça, ardor nasal, náusea, alterações do estado de humor e tontura, além do incômodo do forte odor. A solução proposta pela companhia de saneamento foi adicionar nitrato de amônia ao efluente nas estações elevatórias de esgoto e lagoas de estabilização, pontos onde existia um número maior de reclamações. O nitrato de amônia inibe a produção do gás sulfídrico, pois apresenta um potencial energético superior ao do sulfato para o metabolismo microbiano, ou seja, a atividade das bactérias redutoras de sulfato é substituída pela ação das bactérias heterotróficas desnitrificantes. Após adoção desse método de controle, os sintomas decorrentes da exposição ao gás sulfídrico foram minimizados. No entanto, a utilização do nitrato de amônio deve ser controlada e a dose deve ser precisa, visto que o residual do composto pode causar complicações operacionais no tratamento e, principalmente, na disposição final, visto que o nitrato é um macronutriente assimilado pelas algas e, portanto, pode promover a eutrofização e a depleção de oxigênio dissolvido de corpos receptores (VON SPERLING; MOTA, 2009; WEF, 2010).

### 3.2.3 Corrosão microbiológica

Outro problema associado à emissão do gás sulfídrico é a corrosão microbiológica das unidades do SES. O  $H_2S$  é um ácido fraco, no entanto, em condições aeróbias, a substância pode ser metabolizada por determinado grupo de microrganismos que produzem ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$ ), extremamente corrosivo (USEPA, 1985; BELLI FILHO et al., 2001; TSUTIYA; ALEM SOBRINHO, 2011).

Os microrganismos capazes de oxidar o sulfeto de hidrogênio e formar ácido sulfúrico são as bactérias do gênero *Thiobacillus*. Esse processo ocorre quando o gás sulfídrico entra em contato com as paredes úmidas de diferentes unidades do SES, como tubulações de coleta (coletores tronco, interceptores e emissários), poços de sucção de estações elevatórias e os próprios reatores UASB, quando constituídos de concreto (CHERNICHARO, 1997; TSUTIYA; ALEM SOBRINHO, 2011).

Nas unidades de coleta e transporte do esgoto sanitário, uma forma de eliminar a corrosão microbiológica é o controle na fonte, adotando-se medidas que minimizem a produção do  $H_2S$  via sulfetogênese, processo que ocorre na própria parede dos coletores, onde as bactérias redutoras de sulfato se estabelecem e formam um biofilme. Dessa maneira, para evitar a formação do biofilme recomendam-se, através da NBR 9.649/86 – Projeto de Redes Coletoras de Esgoto Sanitário, adotar uma declividade mínima dos condutores que satisfaça a condição de tensão trativa (tensão tangencial exercida sobre as paredes da tubulação, que atua no material sedimentado, promovendo seu arraste) de 1,5 Pa (TSUTIYA; ALEM SOBRINHO, 2011).

### 3.2.4 Legislação brasileira

Ainda não existem valores de referência para o gás sulfídrico em âmbito nacional, uma vez que a resolução CONAMA 03/1990, que dispõe sobre os padrões de qualidade do ar previstos no Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar (PRONAR), legisla apenas sobre poluentes convencionais, tais como: partículas totais em suspensão (PTS), partículas inaláveis ( $MP_{10}$ ), fumaça, dióxido de enxofre ( $SO_2$ ), dióxido de nitrogênio ( $NO_2$ ), monóxido de carbono (CO) e ozônio ( $O_3$ ).

Em relação a limites para a emissão de poluentes atmosféricos, na resolução CONAMA 436/2011, que estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos associados à fontes fixas, o gás sulfídrico é citado somente no anexo VII, que trata dos poluentes atmosféricos provenientes do processo de fabricação de celulose. Dessa forma, não

existem limites de emissão para gás sulfídrico proveniente de processos de tratamento de água residuária.

Já em âmbito estadual, no estado de Minas Gerais, o Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM (órgão ambiental consultivo e deliberativo) instituiu a deliberação normativa (DN) nº 187/2013, que estabelece condições e limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas. O artigo 5º da DN determina que substâncias odoríferas emitidas por fontes de sulfeto de hidrogênio e mercaptanas, entre outras, devem ser incineradas em pós-queimadores sob determinadas condições de operação, mas não cita limites de emissão do composto.

O estado de São Paulo, através do decreto nº 8.468/1976, regulamentou a lei nº 997/1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. No decreto também se estabelece que substâncias odoríferas emitidas por fontes de sulfeto devem ser controladas em pós-queimadores. No entanto, essa lei também não determina limites de emissão para o composto odorante.

No estado do Paraná, a Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – SEMA instituiu a resolução nº 016/2014, que define critérios para controle de qualidade do ar. O artigo 12 da resolução determina que atividades geradoras de substâncias odoríferas, entre elas as ETEs, precisam seguir boas práticas de minimização de odores e devem ser implantadas a uma distância considerada suficiente para evitar o incômodo e/ou impacto à população. O órgão ambiental ainda pode exigir a instalação de equipamentos para controle das substâncias odoríferas, caso a adoção das boas práticas sejam insuficientes.

O governo do estado de Santa Catarina, através do decreto nº 14.250/1981, regulamentou a lei nº 5.793/1980, referente à proteção e melhoria da qualidade ambiental. O artigo 31 do decreto estabelece a proibição da emissão de substâncias odoríferas em quantidades que possam ser perceptíveis fora dos limites do empreendimento. O decreto ainda estabelece os Limites de Percepção de Odor (LPO) de 55 substâncias, entre elas o sulfeto de hidrogênio (LPO de 0,00047 ppm).

O governo do estado de Goiás, através do decreto nº 1.745/1979, regulamentou a lei nº 8.544/1978, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. Assim como estabelecido na legislação de Santa Catarina, o decreto goiano determina a proibição do lançamento de substâncias odoríferas na atmosfera e também estabelece LPO para 55 substâncias, entre elas novamente o sulfeto de hidrogênio (LPO de 0,00047 ppm).

Já no âmbito de saúde do trabalhador, o Ministério do Trabalho e Emprego instituiu em 1978 a norma regulamentadora 15 – NR 15, que trata das atividades e operações consideradas

insalubres, considerando também exposição a agentes químicos. Essa norma estabelece para o gás sulfídrico um limite de 8 ppm ( $12000 \mu\text{g m}^{-3}$ ) considerando um tempo de exposição máximo de 48 horas semanais. O grau de insalubridade é considerado máximo para o composto odorante.

### 3.3 Tratamento anaeróbio: Reator Anaeróbio de Manta de Lodo

O tratamento anaeróbio (ausência de oxigênio) através de reatores de manta de lodo é amplamente utilizado no país, visto que apresenta grandes vantagens no que diz respeito ao baixo custo de projeto, requisito de área e baixa geração de lodo. Esse tipo de sistema também é chamado de Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente – RAFA e em inglês a nomenclatura mais comum é *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* – UASB (CHERNICHARO, 1997).

A tabela 3.4 apresenta as principais vantagens e desvantagens do reator UASB.

Tabela 3.4 – Principais vantagens e desvantagens na utilização de reatores UASB

REATOR ANAERÓBIO DE MANTA DE LODO	
VANTAGENS	DESVANTAGENS
Baixa demanda de área	Baixa capacidade do sistema de tolerar cargas tóxicas
Baixo custo de implantação e operação	
Baixa produção de lodo	Necessidade de uma etapa de pós-tratamento para atingir um bom nível de tratamento
Baixo consumo de energia	
Razoável remoção de DBO e DQO da ordem de 65 % a 75 %	Elevado intervalo de tempo necessário para partida reator
Boa desidratabilidade do lodo	
Produção de metano (gás combustível)	Grande possibilidade de emissão de maus odores e problemas de corrosão

Fonte: Adaptado de Chernicharo (1997) e Chernicharo et al. (1999)

Comparado aos sistemas aeróbios tradicionais, o tratamento anaeróbio em reator de manta de lodo não apresenta uma eficiência de tratamento tão satisfatória (55 – 75 %, podendo ser menor em sistemas mal operados). Para atender determinados padrões ambientais muitas vezes é recomendável que as unidades anaeróbias apresentem um pós-tratamento. Dessa forma, os reatores do tipo UASB são muito utilizados como pré-tratamento de sistemas aeróbios, como lodos ativados, auxiliando na estabilização da matéria orgânica afluyente e até mesmo na digestão e estabilização do lodo secundário (proveniente do tanque de aeração). Sendo assim, o sistema combinado aeróbio/anaeróbio pode apresentar tanques de aeração de

menores volumes, o que implica em menor custo de implantação e operação (CHERNICHARO, 1997).

Em um reator UASB, a água residuária, distribuída uniformemente pela base da unidade, percorre um fluxo ascendente, passando pelo leito de lodo, onde o lodo é mais concentrado (elevada concentração de sólidos), e posteriormente pela manta de lodo, camada mais dispersa, onde os sólidos apresentam menores velocidades de sedimentação. À medida que a matéria orgânica vai sendo consumida pela biomassa constituinte do leito e da manta de lodo, ocorre a produção do biogás (CHERNICHARO et al., 1999). Esse subproduto, constituído por diferentes substâncias químicas, é conduzido a uma estrutura de coleta no interior do reator, o separador trifásico, podendo ser posteriormente aproveitado no suprimento energético ou simplesmente queimado. Na parte superior do reator existem os compartimentos de decantação das partículas de lodo ou sólidos suspensos grosseiros, além das canaletas de coleta do efluente tratado. A figura 3.2 apresenta um esquema de funcionamento do reator UASB.

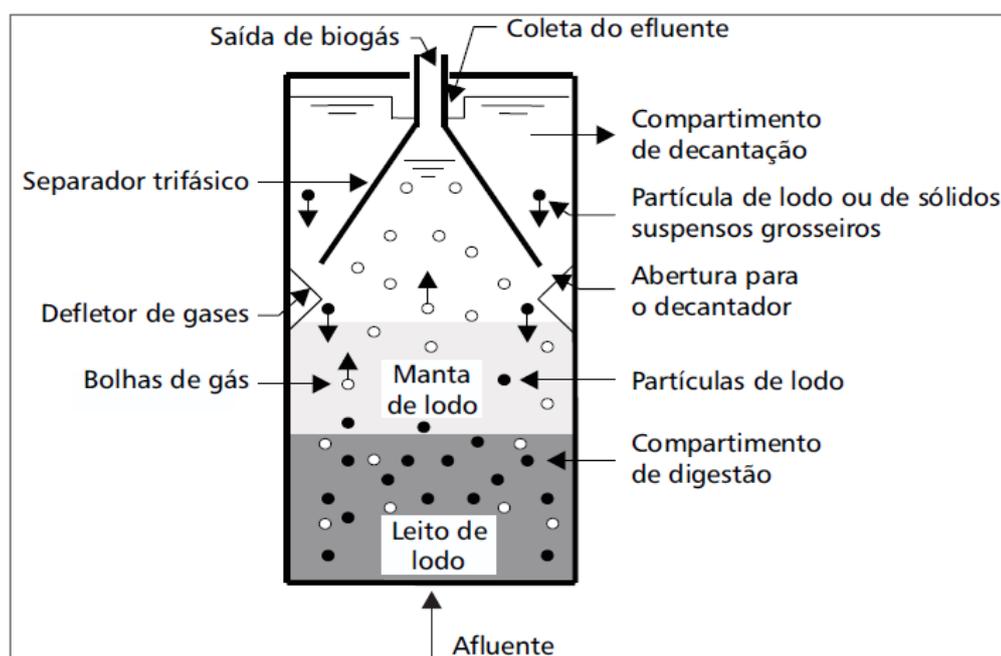


Figura 3.2 – Esquema de funcionamento de um reator UASB  
Fonte: Chernicharo et al. (1999)

Segundo Noyola, Sagastume e Hernández (2006), o biogás de reator UASB é constituído principalmente por metano (60 - 65 %) e dióxido de carbono (35 - 40 %), apresentando ainda sulfeto de hidrogênio, nitrogênio, hidrogênio, amônia e compostos orgânicos voláteis em menores proporções. Segundo Agrawal, Harada e Okui (1997), a concentração de sulfeto de hidrogênio no biogás de reatores UASB pode variar entre 0,11 e 0,39 %.

O tratamento anaeróbio apresenta diversas rotas metabólicas que ocorrem simultaneamente e promovem a conversão da matéria orgânica complexa em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico, amônia, entre outras substâncias químicas, além de novas células bacterianas. As principais rotas metabólicas são: hidrólise, acidogênese, acetogênese, metanogênese e sulfetogênese (CHERNICHARO, 1997).

Na hidrólise, as bactérias fermentativas convertem os materiais orgânicos complexos como carboidratos, proteínas e lipídeos em compostos orgânicos mais simples como açúcares, aminoácidos e peptídeos. Esses substratos mais simples são metabolizados por microrganismos acidogênicos também fermentativos e formam substâncias ainda mais simples, como ácidos orgânicos (ácido acético, propiônico e butírico), álcoois (etanol), cetonas (acetona), dióxido de carbono e hidrogênio. Na acetogênese, os ácidos orgânicos produzidos na acidogênese são convertidos em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. Esse produto é metabolizado pelas bactérias metanogênicas, responsáveis pela produção do metano. Se a água residuária apresentar sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) em sua composição, outra rota metabólica pode ser formada, a sulfetogênese, no qual o sulfato é convertido em sulfeto de hidrogênio pelas bactérias redutoras de sulfato, como explicado no subitem 3.2.1. Por apresentar um série de reações no qual os microrganismos trabalham interativamente, o tratamento anaeróbio é considerado muito sensível a qualquer alteração nas condições de operação, como mudança de pH, temperatura, carga aplicada e substâncias tóxicas. Dessa maneira, esses parâmetros devem ser bem controlados durante a operação do reator para manter a eficiência do sistema em níveis aceitáveis (CHERNICHARO, 1997).

### 3.4 Modelagem da emissão do Sulfeto de Hidrogênio

A modelagem de emissão do sulfeto de hidrogênio e outros gases é baseada na variação da concentração da substância dentro da unidade de interesse (reator UASB, lagoa de estabilização, tanque de aeração, entre outros) em função do tempo. Essa variação ocorre principalmente devido a presença de mecanismos capazes de remover e/ou formar a substância. Dessa maneira, a emissão do composto odorante pode ser obtida a partir de seu balanço de massa (considerando o volume da unidade constante), ou seja, somando-se os fluxos de massa da substância que: entra, sai, é consumida e é produzida no interior da unidade, como apresentado na equação 3.3 (SÁ, 2011).

$$V \frac{dC}{dt} = QC_0 - QC + R + F \quad (3.3)$$

onde  $V$  é o volume do reator ( $m^3$ ),  $C_0$  é a concentração afluente do composto ( $g\ m^{-3}$ ),  $C$  é a concentração efluente do composto ( $g\ m^{-3}$ ),  $t$  é o tempo (s),  $Q$  é a vazão ( $m^3\ s^{-1}$ ),  $R$  é a taxa de remoção do composto ( $g\ s^{-1}$ ) e  $F$  a taxa de formação do composto ( $g\ s^{-1}$ ).

Segundo USEPA (1994) e Santos et al. (2006), os principais mecanismos responsáveis pela remoção do composto são: volatilização, *stripping* (remoção por bolhas de ar), biodegradação (atividade microbiana), adsorção (retenção em partículas sólidas e biomassa), absorção e oxidação química (sistemas com aeração). Sendo assim, o balanço de massa proposto na equação 3.3 é reescrito da seguinte forma:

$$V \frac{dC}{dt} = QC_0 - QC + R_v + R_s + R_{bio} + R_{ad} + R_{ab} + R_q + F \quad (3.4)$$

onde  $R_v$ ,  $R_s$ ,  $R_{bio}$ ,  $R_{ad}$ ,  $R_{ab}$  e  $R_q$  representam as taxas de remoção do composto ( $g\ s^{-1}$ ) por volatilização, *stripping*, biodegradação, adsorção, absorção e oxidação química, respectivamente.

Em reatores UASB o principal mecanismo de remoção do sulfeto de hidrogênio é a volatilização da substância nas superfícies dos decantadores, que apresentam baixo grau de agitação e podem ser consideradas, portanto, superfícies quiescentes. Os outros mecanismos apresentam menor peso no balanço de massa do sulfeto de hidrogênio em reatores UASB e podem ser desconsiderados (SANTOS et al., 2006; SANTOS et al. 2012).

### 3.4.1 Volatilização em superfícies quiescentes

O processo de volatilização em superfícies quiescentes, com baixo nível de agitação na interface ar-líquido, pode ser modelado através da lei de Fick da difusão molecular, representada pela equação 3.5 (SÁ, 2011).

$$J_A = -D_{AB} \frac{\partial C_A}{\partial z} \quad (3.5)$$

Onde  $J_A$  é o fluxo de massa da substância A ( $g\ s^{-1}\ m^{-2}$ ),  $D_{AB}$  é o coeficiente de difusão molecular ( $m^2\ s^{-1}$ ),  $C_A$  é a concentração da substância A ( $g\ m^{-3}$ ) e  $z$  é a distância entre A e B (m).

Na transferência do composto da fase líquida para a gasosa, aplica-se a teoria dos dois filmes (WHITMAN, 1923; LEWIS; WHITMAN, 1924), segundo a qual existe um filme líquido na interface líquido - ar, através da qual o composto entra via difusão turbulenta e sai via difusão molecular em um filme gasoso. Do filme gasoso, o composto difunde na

atmosfera via difusão molecular. A figura 3.3 mostra uma representação esquemática da teoria dos dois filmes.

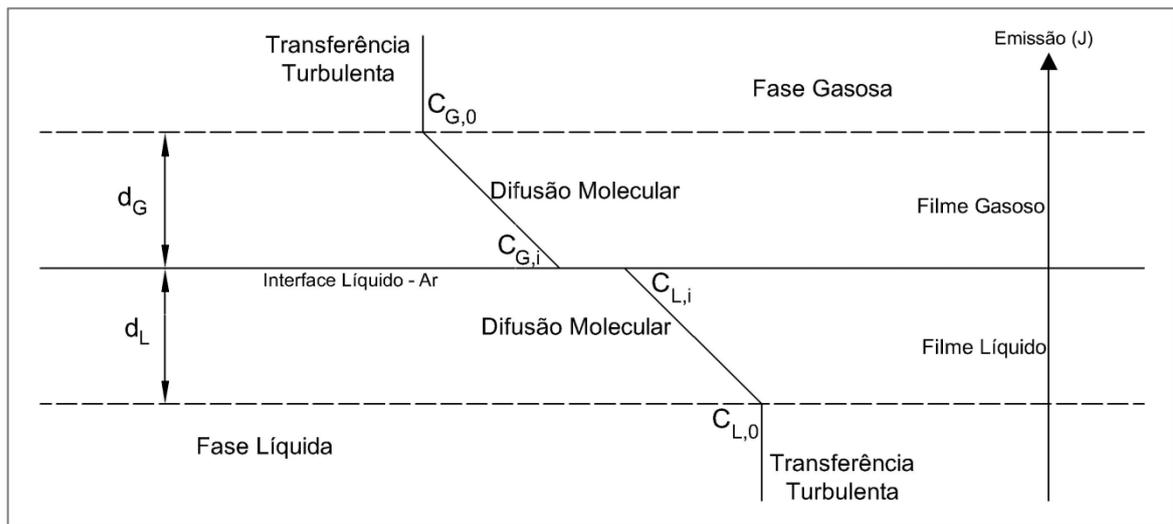


Figura 3.3 – Representação esquemática do processo de transferência de massa segundo a teoria dos dois filmes  
Fonte: Adaptado de Sá (2011)

Ocorrendo a predominância do fenômeno de transferência molecular, a lei de Fick (equação 3.5) pode ser aplicada à teoria dos dois filme. Sendo assim:

$$J_L = -D_L \frac{(C_{L,i} - C_{L,0})}{d_L} = k_L (C_{L,0} - C_{L,i}) \quad (3.6)$$

onde  $J_L$  é o fluxo de massa da substância através do filme líquido ( $\text{g s}^{-1} \text{m}^{-2}$ ),  $C_{L,i}$  é a concentração da substância na interface líquido – ar ( $\text{g m}^{-3}$ ),  $C_{L,0}$  é a concentração da substância na fase líquida ( $\text{g m}^{-3}$ ) e  $k_L = \frac{D_L}{d_L}$  é o coeficiente de transferência de massa do composto na fase líquida ( $\text{m s}^{-1}$ ).

Para o filme gasoso, aplica-se o mesmo procedimento, sendo assim:

$$J_G = k_G (C_{G,i} - C_{G,0}) \quad (3.7)$$

onde  $k_G = \frac{D_G}{d_G}$  é coeficiente de transferência de massa do composto na fase gasosa ( $\text{m s}^{-1}$ ).

Assumindo que o fluxo das substâncias através dos filmes líquido e gasoso é igual ( $J_L = J_G$ ) e a constante adimensional da lei de Henry ( $H_C$ ) é dada pela razão entre as concentrações da substância na interface das fases gasosa e líquida ( $H_C = C_{G,i}/C_{L,i}$ ), tem-se que:

$$k_L(C_{L,0} - C_{L,i}) = k_G(H_C C_{L,i} - C_{G,0}) \quad (3.8)$$

Dessa forma:

$$C_{L,i} = \frac{k_L C_{L,0} + k_G C_{G,0}}{H_C k_G + k_L} \quad (3.9)$$

Substituindo-se a equação 3.9 na equação 3.6, tem-se que:

$$J_L = \frac{k_L k_G}{k_G + k_L / H_C} \left( C_{L,0} - \frac{C_{G,0}}{H_C} \right) = K \left( C_{L,0} - \frac{C_{G,0}}{H_C} \right) \quad (3.10)$$

onde  $K = \frac{k_L k_G}{k_G + k_L / H_C}$  é o coeficiente global de transferência de massa do composto ( $\text{m s}^{-1}$ ), que também pode ser representado por:

$$\frac{1}{K} = \frac{1}{k_L} + \frac{1}{H_C k_G} \quad (3.11)$$

O termo  $1/K$  representa a resistência global à transferência de massa. Sendo assim, o primeiro e o segundo termos do lado direito da equação 3.11 representam a resistência à transferência de massas das fases líquida e gasosa, respectivamente. São esses coeficientes que determinam o fluxo do composto gasoso para a atmosfera (SÁ, 2011).

A constante adimensional da lei de Henry ( $H_C$ ), presente na equação 3.11, pode ser representada também por:

$$H_C = \frac{H}{RT_L} \quad (3.12)$$

onde  $H$  é a constante da lei de Henry para o composto ( $\text{Pa m}^3 \text{ mol}^{-1}$ ),  $R$  é a constante universal dos gases ( $8,31 \text{ Pa m}^3 \text{ mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$ ) e  $T_L$  é a temperatura do líquido (K).

A constante da lei de Henry ( $H$ ) é diferente para cada composto e varia com a temperatura. Muitas vezes é utilizada como indicador da volatilidade de uma substância: compostos altamente voláteis apresentam valores superiores a  $10^2 \text{ Pa m}^3 \text{ mol}^{-1}$ , enquanto os pouco voláteis apresentam valores inferiores a  $1 \text{ Pa m}^3 \text{ mol}^{-1}$ . Dessa forma, compostos fortemente voláteis tendem a apresentar a transferência de massa controlada pela resistência da fase líquida, já que nesses casos o segundo termo do lado direito da equação 3.11 (resistência à transferência de massa da fase gasosa) tende a zero (SANDER, 1999, SANTOS et al., 2012).

Segundo Sander (1999), o sulfeto de hidrogênio apresenta valores para o coeficiente da lei de Henry, a temperatura de  $25^\circ\text{C}$ , que variam entre  $10^3$  e  $10^5 \text{ Pa m}^3 \text{ mol}^{-1}$ . Dessa forma, o

composto é considerado altamente volátil, com a transferência de massa governada pela fase líquida.

### 3.4.2 Modelo WATER9 – USEPA

Existem diversos modelos disponíveis para estimar a emissão do gás sulfídrico em SES (WATER9, TOXCHEM+, AP-42, GPC, entre outros), sendo que cada um apresenta suas próprias equações para determinar o coeficiente global de transferência de massa.

O modelo WATER9 proposto pela USEPA (1994), fornecido gratuitamente pela agência de proteção ambiental dos Estados Unidos (*U. S. Environmental Protection Agency – USEPA*), tem sido bastante utilizado em estudos de emissão de gases odoríferos em SES e produzido resultados satisfatórios comparados aos demais modelos (SANTOS et al., 2006; SILVA, 2007; RODRIGUES, 2011; SÁ, 2011; SANTOS et al. 2012).

O software pode ser obtido gratuitamente na página da USEPA: <[http://www.epa.gov/ttnchie1/software/water/water9\\_3/index.html](http://www.epa.gov/ttnchie1/software/water/water9_3/index.html)>.

Para determinação do coeficiente de transferência de massa do composto na fase líquida ( $k_L$ ), o modelo WATER9 apresenta diferentes equações, cuja aplicação varia de acordo com a velocidade do vento (10 metros acima da fonte –  $U_{10}$ ) e a razão comprimento/profundidade ( $L/D$ ) da unidade (USEPA, 1994).

Para baixas velocidades de vento a dez metros de altura ( $U_{10} < 3,25 \text{ m s}^{-1}$ )  $k_L$  é calculado através da equação 3.13, proposta por Springer et al. (1984, apud USEPA, 1994). A equação é função apenas da difusividade molecular do composto e é válida para todas as razões  $L/D$ .

$$k_L = 2,78 \cdot 10^{-6} \left( \frac{D_L}{D_{L,eter}} \right)^{2/3} \quad (3.13)$$

onde  $D_L$  e  $D_{L,eter}$  são os coeficientes de difusão molecular do composto e do éter na água, respectivamente ( $\text{cm}^2 \text{ s}^{-1}$ ).

Para velocidades de vento mais elevadas ( $U_{10} > 3,25 \text{ m s}^{-1}$ ) e razão  $L/D$  superior a 14, aplicam-se as equações 3.14 e 3.15, também propostas por Springer et al. (1984, apud USEPA, 1994).

$$k_L = \left( 2,605 \cdot 10^{-9} \frac{L}{D} + 1,277 \cdot 10^{-7} \right) U_{10}^2 \left( \frac{D_L}{D_{L,eter}} \right)^{2/3}, \text{ para } 14 < \frac{L}{D} < 51,2 \quad (3.14)$$

$$k_L = 2,61 \cdot 10^{-7} U_{10}^2 \left( \frac{D_L}{D_{L,eter}} \right)^{2/3}, \text{ para } \frac{L}{D} > 51,2 \quad (3.15)$$

Ainda para velocidades de vento elevadas ( $U_{10} > 3,25 \text{ m s}^{-1}$ ), mas razão L/D inferior a 14 aplicam-se as equações 3.16 e 3.17, propostas por Mackay e Yeun (1983, apud USEPA, 1994).

$$k_L = 1,0 \cdot 10^{-6} + 144 \cdot 10^{-4} (U^*)^{2,2} (Sc_L)^{-0,5}, \text{ para } U^* < 0,3 \text{ m s}^{-1} \quad (3.16)$$

$$k_L = 1,0 \cdot 10^{-6} + 34,1 \cdot 10^{-4} (U^*) (Sc_L)^{-0,5}, \text{ para } U^* > 0,3 \text{ m s}^{-1} \quad (3.17)$$

onde  $U^*$  é a velocidade de fricção ( $\text{m s}^{-1}$ ) e  $Sc_L$  é o número de Schmidt do composto na fase líquida (adimensional).

A velocidade de fricção é determinada através da equação 3.18.

$$U^* = 1,0 \cdot 10^{-2} (6,1 + 0,63 U_{10})^{0,5} U_{10} \quad (3.18)$$

O número de Schmidt do composto na fase líquida é calculado através da equação 3.19.

$$Sc_L = \frac{\mu_L}{(\rho_L D_L)} \quad (3.19)$$

onde  $\mu_L$  é a viscosidade da água ( $\text{g cm}^{-1} \text{ s}^{-1}$ ) e  $\rho_L$  é a massa específica da água ( $\text{g cm}^{-3}$ ).

Já o coeficiente de transferência de massa do composto na fase gasosa ( $k_G$ ) é calculado através da equação 3.20, proposta por Mackay e Matsugu (1973, apud USEPA, 1994). Essa equação é válida pra todas as velocidades de vento e razão L/D.

$$k_G = (4,82 \cdot 10^{-3}) (U_{10})^{0,78} (Sc_G)^{-0,67} (d_e)^{-0,11} \quad (3.20)$$

onde  $Sc_G$  é o número de Schmidt do composto na fase gasosa (adimensional) e  $d_e$  é diâmetro efetivo da interface ar – líquido (m).

O número de Schmidt do composto na fase gasosa é calculado através da equação 3.21.

$$Sc_G = \frac{\mu_G}{(\rho_G D_G)} \quad (3.21)$$

Após determinar o coeficiente global de transferência de massa (K), através da equação 3.11, o modelo WATER9 estima a emissão do gás odorante para sistemas com regime de mistura completa (*Continuous Stirred Tank Reactor* - CSTR) ou fluxo pistonado (*Plug Flow Reactor* - PFR). Em regime CSTR, o composto tende a apresentar a mesma concentração em qualquer ponto da unidade, enquanto que para fluxo pistonado, a concentração do composto varia ao longo da unidade de tratamento. A equação 3.22 é utilizada no modelo WATER9 para estimar a emissão em sistemas de mistura completa (USEPA, 1994).

$$E = KAC_L \quad (3.22)$$

onde  $E$  representa a taxa de emissão do gás ( $\text{g s}^{-1}$ ),  $K$  é o coeficiente global de transferência de massa ( $\text{m s}^{-1}$ ),  $A$  é área da interface líquido – ar ( $\text{m}^2$ ) e  $C_L$  é a concentração do composto no reator de mistura completa ( $\text{g m}^{-3}$ ).

Para determinar  $C_L$  em sistemas de mistura completa, aplica-se a equação 3.23.

$$C_L = \frac{QC_i}{(KA+Q)} \quad (3.23)$$

onde  $Q$  é a vazão do líquido ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) e  $C_i$  é a concentração afluyente do composto na fase líquida ( $\text{g m}^{-3}$ ).

Já para sistemas de fluxo pistonado, o modelo WATER9 utiliza a equação 3.24 para estimar a emissão dos gases (USEPA, 1994).

$$E = f_{air}QC_i \quad (3.24)$$

onde  $f_{air}$  representa a fração do composto removida pra atmosfera (adimensional) e é determinada através da equação 3.25 (USEPA, 1994).

$$f_{air} = 1 - e^{(-K\theta_h/D)} \quad (3.25)$$

onde  $\theta_h$  é o tempo de detenção hidráulica (s) e  $D$  é a profundidade da unidade (m). O tempo de detenção hidráulica é dado pela razão entre o volume da unidade e a vazão do líquido e representa o tempo que o composto permanece na unidade de tratamento.

A principal limitação do modelo WATER9 no cálculo das taxas de emissão do sulfeto de hidrogênio é não prever a biodegradação da água residuária e a consequente formação do composto odorante via sulfetogênese (SÁ, 2011).

### 3.5 Modelagem da dispersão do Sulfeto de Hidrogênio

A modelagem matemática de dispersão de poluentes atmosféricos pode ser aplicada também para o gás sulfídrico, sendo, portanto, uma importante ferramenta para prever impactos ambientais associados à emissão de gases odorantes de forma rápida e com baixo investimento.

Normalmente, os modelos de dispersão requerem informações da fonte emissora, dados meteorológicos e a topografia do local de estudo, para estimar a concentração do poluente em uma determinada posição. Os principais parâmetros meteorológicos que influenciam a dispersão de um poluente atmosférico são: temperatura, velocidade e direção do vento, além

da estabilidade atmosférica, uma vez que a turbulência é o principal fator de dispersão vertical dos poluentes. Quanto mais instável e, portanto, mais turbulenta for a condição atmosférica, maior será a dispersão e menor será a concentração do poluente nas proximidades da fonte (USEPA, 2004a; ROSA, 2012).

A turbulência é gerada através de forçantes térmicas (aquecimento e resfriamento da superfície, que promovem a convecção de massas de ar) e mecânicas (cisalhamento do vento) na Camada Limite Planetária (CLP). Essa região, também chamada de Camada Limite Atmosférica (CLA), representa uma zona da troposfera cujo escoamento é afetado pela superfície terrestre, através dos fluxos de calor, umidade e outras forças físicas. Essa camada pode atingir entre 1 e 2 km de extensão durante o dia e menos de 100 metros durante a noite, período em que o aquecimento da superfície terrestre é menor, ocorrendo, portanto, menos movimentos verticais de massa e uma condição mais estável (STULL, 1991; USEPA, 2004a; MELO, 2011).

Segundo Rosa (2012), a CLP que se desenvolve durante o dia é chamada de Camada Limite Convectiva (CLC), caracterizada por elevada turbulência e mistura, enquanto a que se forma durante a noite é chamada de Camada Limite Estável (CLE) ou Camada Limite Noturna (CLN).

Dessa maneira, os modelos mais utilizados devem ser alimentados com informações suficientes para estimar os parâmetros da CLP e, portanto, a estabilidade da atmosfera, além de informações da fonte e dados topográficos (modelo digital do terreno), para prever situações em que o relevo pode ser uma barreira para a dispersão do poluente (MELO, 2011; ROSA, 2012).

Um dos modelos mais utilizado para dispersão de compostos odorantes atualmente é o AERMOD – *American Meteorological Society/Environmental Protection Agency Regulatory Model* (JEONG, 2011; LATOS et al., 2011; O'SHAUGHNESSY; ALTMAIER, 2011; DOURADO et al., 2012; MELO et al., 2012; OLAFSDOTTIR; GARDARSSON; ANDRADOTTIR, 2014; SOUZA, 2014).

### **3.5.1 Modelo AERMOD – USEPA**

O AERMOD, desenvolvido pela AERMIC (*AMS/EPA Regulatory Model Improvement Comitee*), é um modelo de pluma estacionária, ou seja, as condições meteorológicas não são alteradas durante o período em que o poluente é transportado da fonte ao receptor, não sendo recomendado para cenários em que o receptor está situado muito distante da fonte. O AERMOD é também um modelo de dispersão gaussiana, na qual as concentrações assumem

distribuição gaussiana tanto na horizontal quanto na vertical, quando a atmosfera se encontra estável, ou seja, a qualquer distância e direção os perfis médios de concentração do poluente na pluma são representados por uma curva Gaussiana, como apresentado na figura 3.4 (USEPA, 2004a; ROSA, 2012).

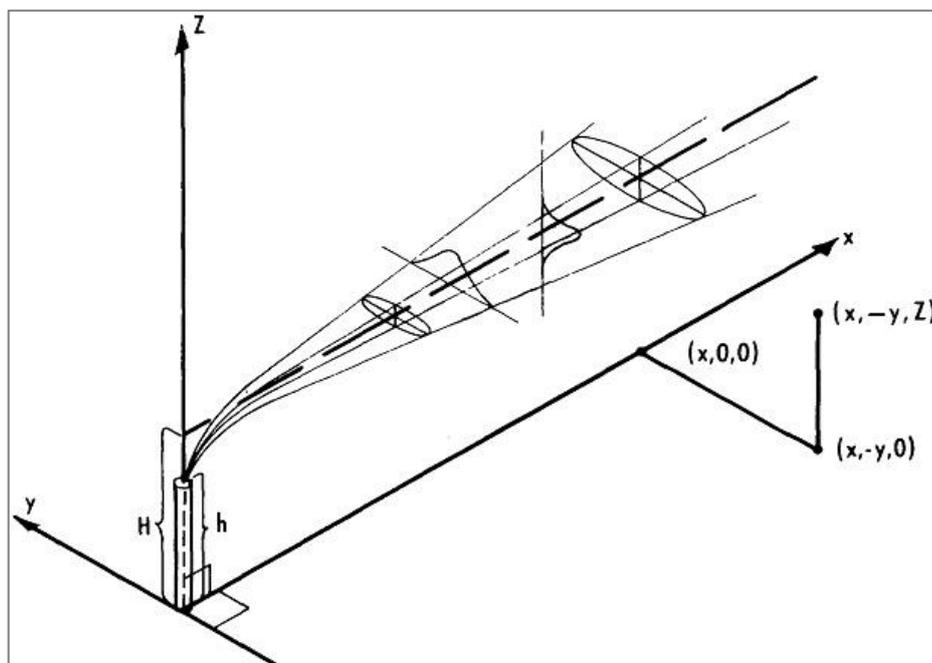


Figura 3.4 – Distribuição gaussiana dos poluentes tanto na horizontal quanto na vertical  
Fonte: Adaptado de Turner (1970)

O software pode ser obtido gratuitamente na página de modelos de dispersão atmosférica da USEPA: <[http://www.epa.gov/scram001/dispersion\\_prefrec.htm](http://www.epa.gov/scram001/dispersion_prefrec.htm)>.

O modelo conta com um módulo principal (AERMOD) e dois pré-processadores: AERMET e AERMAP. O primeiro processa informações meteorológicas e o segundo dados do terreno (topografia). Esses módulos são processados separadamente e podem ser obtidos também na página do AERMOD disponibilizado pela USEPA (USEPA, 2004a).

O AERMET calcula diversos parâmetros da CLP, tais como: velocidade de fricção, comprimento de Monin-Obukhov (medida de estabilidade da CLP), escala de velocidade convectiva, altura da camada de mistura (convectiva e mecânica) e fluxo sensível de calor na superfície, que são entradas utilizadas pelo módulo AERMOD no cálculo das concentrações. Para isso, são entradas do AERMET dados meteorológicos horários de superfície (direção e velocidade do vento, temperatura e cobertura de nuvens), características da superfície (albedo, rugosidade e razão de Bowen, definidas em função do uso do solo) e dados de altitude (dois perfis verticais diários da temperatura do ar provenientes de sondagens atmosféricas) (USEPA, 2004a; MELO, 2011).

O pré-processador AERMET compila essas informações de entrada em dois arquivos de saída com extensão “.SFC” e “.PFL”. A primeira extensão é chamada de arquivo de superfície (*Surface File*) e informa ao módulo AERMOD os parâmetros da superfície. A segunda extensão é chamada de arquivo de perfil (*Profile File*) e fornece informações de altitude e de parâmetros micrometeorológicos ao modelo. A figura 3.5 apresenta os passos de processamento do módulo AERMET, divididos em três estágios: Extração e avaliação dos dados bruto de superfície e altitude (estágio 1), os dados são mesclados em blocos de 24 horas (estágio 2) e cálculo dos parâmetros da CLP, bem como geração dos arquivos de superfície e perfil (estágio 3) (USEPA, 2004b).

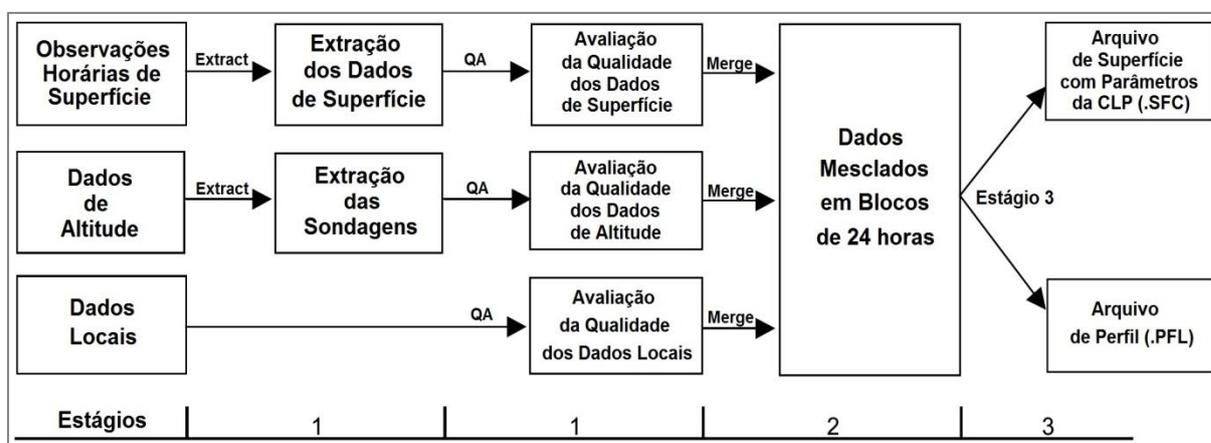


Figura 3.5 – Processamento dos dados meteorológicos no módulo AERMET  
Fonte: Adaptado de USEPA (2004b)

O AERMAP é o módulo responsável pelo processamento de informações como localização das fontes e receptores, além dos dados do terreno (topografia). Dessa forma, devem ser fornecidas ao modelo as posições geográficas da(s) fonte(s) e receptor(es) (grade cartesiana ou polar), o domínio da modelagem e o arquivo do tipo DEM (*Digital Elevation Model*), para então o AERMAP extrair a topografia do local de interesse (USEPA, 2004c).

Com os produtos dos pré-processadores AERMET e AERMAP, o módulo principal AERMOD calcula a dispersão atmosférica do poluente. As equações utilizadas para calcular as concentrações do poluente são definidas com base nas classes de estabilidade, informação obtida através do módulo AERMET. É possível modelar plumas para a atmosfera em condições estável (Camada Limite Estável - CLE) e turbulenta (Camada Limite Convectiva - CLC, condições convectivas, com comprimento de Monin-Obukhov negativo), tornando a modelagem mais próxima das condições reais (USEPA, 2004a; MELO, 2011).

Para condições estáveis (CLE), a expressão utilizada pelo modelo pra estimar a concentração do poluente na posição (x,y,z), tipicamente de uma distribuição gaussiana, é dada pela equação 3.26 (USEPA, 2004a).

$$C_S(x, y, z) = \frac{Q}{\sqrt{2\pi u \sigma_{zs}}} F_y \sum_{m=-\infty}^{\infty} \left[ \exp\left(-\frac{(z-h_{es}-2mz_{ieff})^2}{2\sigma_{zs}^2}\right) + \exp\left(-\frac{(z+h_{es}-2mz_{ieff})^2}{2\sigma_{zs}^2}\right) \right] \quad (3.26)$$

$$\text{sendo } F_y = \left[ -\frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma_y} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \right]$$

onde  $C_S$  é a concentração do poluente na posição (x,y,z),  $Q$  é a taxa de emissão da fonte,  $u$  é a velocidade do vento,  $\sigma_{zs}$  é o coeficiente de dispersão vertical total na CLE,  $h_{es}$  é a altura da pluma,  $\sigma_y$  é o coeficiente de dispersão lateral,  $x$ ,  $y$  e  $z$  representam as posições dos receptores,  $z_{ieff}$  é a altura da camada de mistura mecânica e  $m$  é o índice do somatório para fontes dentro da camada de mistura.

Para maiores detalhes das equações do modelo AERMOD recomenda-se consultar USEPA (2004a).

### 3.5.2 Avaliação de eventos de pico

O AERMOD, assim como a maioria dos modelos gaussianos de dispersão atmosférica, simula concentrações médias do poluente para um período mínimo de uma hora. No entanto, a percepção do odor pode ocorrer em apenas alguns segundos, ou seja, os valores médios preditos pelo modelo tendem a ignorar eventos de pico de odor, como apresentado na figura 3.6 (LISBOA et al., 2006; LATOS et al., 2011; SOUZA, 2014).

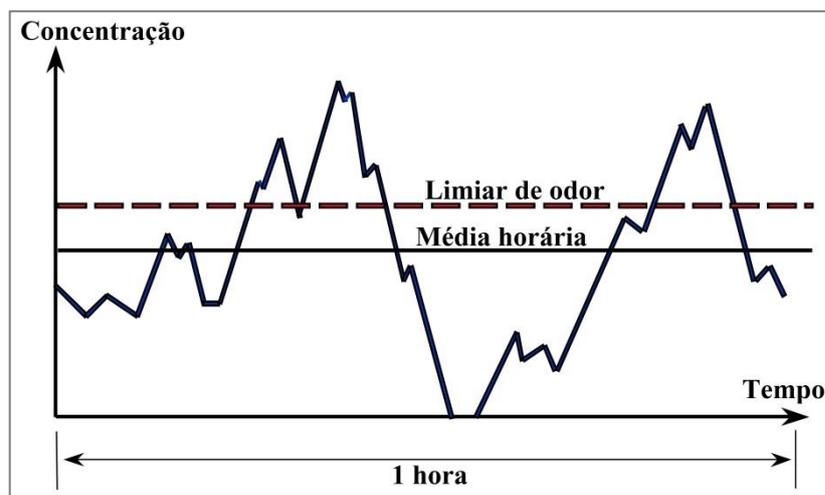


Figura 3.6 – Eventos de odor: flutuações do gás odorante na atmosfera durante uma hora  
Fonte: Adaptado de Lisboa et al. (2006)

Na figura 3.6, a linha que representa a concentração média horária está abaixo do limiar de odor (limite olfativo:  $0,655 \mu\text{g m}^{-3}$ ) e, portanto, para esse caso o modelo indicaria que não ocorreu um evento de odor. No entanto, observa-se que o limite olfativo foi ultrapassado em diferentes ocasiões durante o período analisado, contrariando a resposta média do modelo.

Dessa maneira, como solução prática para essa limitação, os valores médios preditos pelo modelo de dispersão podem ser corrigidos para concentrações de pico, correspondentes a pequenos intervalos de tempo, através da razão pico-média (“peak-to-mean ratio”), conforme a equação 3.27 (SANTOS et al., 2009; LATOS et al., 2011; DOURADO et al., 2012; MELO et al., 2012; SOUZA, 2014).

$$\frac{C_p}{C_m} = \left(\frac{t_m}{t_p}\right)^u \quad (3.27)$$

onde  $C_p$  é a concentração de pico calculada para pequenos intervalos de tempo ( $t_p$ ),  $C_m$  é a concentração média predita pelo modelo de dispersão para intervalos de tempo maiores ( $t_m$ ) e  $u$  é uma constante empírica que depende principalmente da estabilidade atmosférica e varia entre 0,35 e 0,65 (LATOS et al., 2011).

## 4 METODOLOGIA

Com intuito de verificar a viabilidade da utilização conjunta dos modelos de emissão e dispersão atmosférica (WATER9 e AERMOD, respectivamente) para o sulfeto de hidrogênio, estudaram-se três diferentes unidades anaeróbias de tratamento de águas residuárias domésticas. Duas delas no estudo de caso 1 (ETE A e ETE B – localizadas no estado do Paraná) e uma no estudo de caso 2 (ETE C – localizada no estado de Minas Gerais). Os resultados das simulações foram trabalhados em softwares de geoprocessamento com a finalidade de gerar mapas de dispersão atmosférica, cujo conteúdo é a pluma do contaminante na atmosfera para determinados cenários.

Os subitens 4.1 e 4.2 abordarão os procedimentos gerais para modelagem de emissão e dispersão atmosférica, respectivamente. Os subitens 4.3 e 4.4 abordarão de forma mais específica a metodologia aplicada no estudo das unidades de tratamento A, B e C.

### 4.1 Modelagem de emissão - WATER9

A modelagem da emissão do sulfeto de hidrogênio através do software WATER9, versão 3.0, pode ser dividida em seis principais etapas: definição do composto, caracterização da água residuária, determinação da unidade de tratamento, informações da unidade de tratamento, informações gerais do modelo e processamento das informações/resultados. Cada um desses passos será abordado nos próximos itens.

A taxa de emissão do sulfeto de hidrogênio através do software WATER9 foi estimada apenas para o estudo de caso 1 (ETE A e ETE B). Para o estudo de caso 2 (ETE C) foram utilizados dados medidos de emissão do poluente.

#### 4.1.1 Definição do composto

Nessa etapa, o composto a ser modelado é definido no software a partir de uma lista com grande número de substâncias químicas. Nesse trabalho, optou-se por modelar a emissão do sulfeto de hidrogênio ( $H_2S$ ), composto cujo número CAS é 7783-06-4. No software existe uma opção para adicionar o composto de interesse, como apresentado na figura 4.1.

Essa etapa é fundamental para que a modelagem seja bem sucedida, pois cada substância apresenta suas próprias características, tais como: difusividade na fase líquida ( $D_L$ ) e gasosa ( $D_G$ ) e constante da lei de Henry (H).

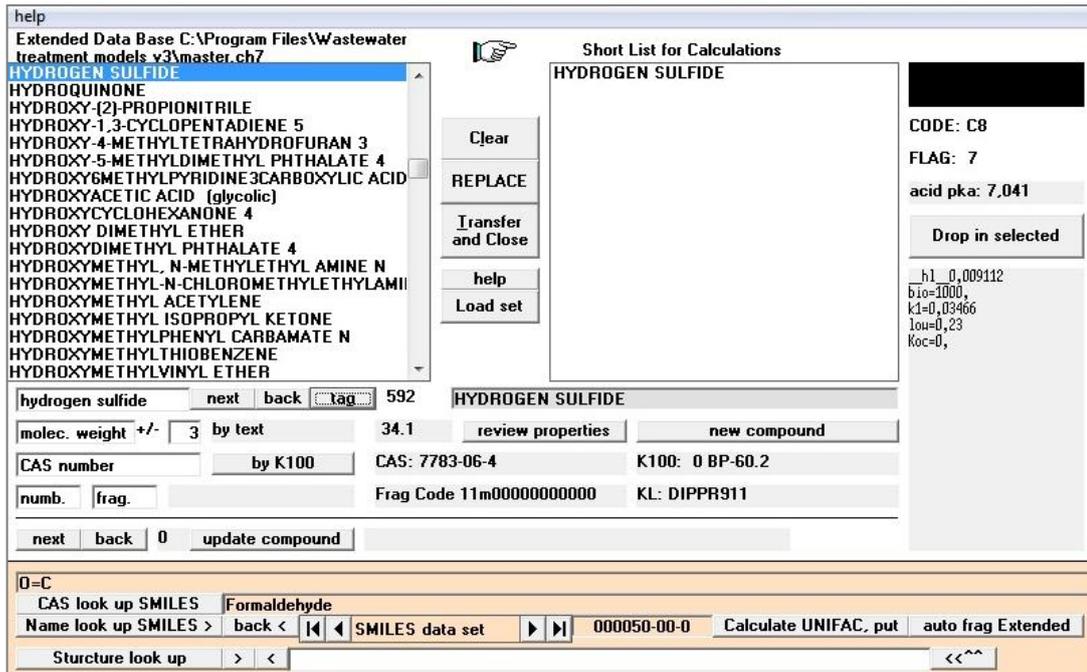


Figura 4.1 – WATER9: Definição do composto que será modelado

#### 4.1.2 Caracterização da água residuária

Nessa segunda etapa, são inseridos no modelo, dados que caracterizam a água residuária, tais como:

- Temperatura do efluente ( $^{\circ}\text{C}$ );
- Vazão ( $\text{L s}^{-1}$ );
- Concentração do composto ( $\text{ppm}$  ou  $\text{mg L}^{-1}$ ), nesse caso o sulfeto de hidrogênio.

A figura 4.2 apresenta a planilha de caracterização da água residuária presente no software. Os dados mínimos estão destacados na figura.

	Shift waste	Insert row		
	Delete the compound		HELP	
	Return from waste edit			
All compound concentrations in ppm	waste 1	waste 2	waste 3	waste 4
name				
solids (ppm)				
oil (ppm)				
dis.sol(ppm)				
color				
temp (C) ←				
flow (l/s) ←				
code				
drop (cm)				
radius (cm)				
HYDROGEN SULFIDE ←				

Figura 4.2 – WATER9: Caracterização da água residuária

Notam-se na figura 4.2 que existem mais parâmetros para serem adicionados ao modelo, no entanto, para modelar a volatilização do gás sulfídrico esses outros dados não são relevantes e seriam desconsiderados caso fossem inseridos como entrada.

### 4.1.3 Determinação da unidade de tratamento

Nessa etapa, é definida a unidade onde será modelada a emissão do gás sulfídrico. Podem ser adicionadas todas as unidades que compõem uma ETE convencional, como o sistema de lodos ativados, por exemplo, compreendendo o tratamento preliminar (gradeamento e desarenador), primário (decantador), secundário (tanques de aeração: reatores aeróbios) e a recirculação de biomassa do decantador secundário para os reatores aeróbios. Outros sistemas, como lagoas de estabilização também podem ser modelados. No entanto, não existe na base de dados do software uma unidade para representar o reator UASB. Sendo assim, considerou-se a emissão do composto em um decantador primário circular, representando a unidade de sedimentação dos sólidos, presente na parte superior do reator UASB, onde de fato ocorre o desprendimento do sulfeto de hidrogênio da fase líquida. O modelo WATER9 considera o mecanismo de volatilização em superfícies quiescentes como o principal responsável pela remoção do composto da fase líquida em unidades de sedimentação. Esse mesmo mecanismo é também predominante nos reatores UASB.

A figura 4.3 mostra como determinar a unidade de tratamento.

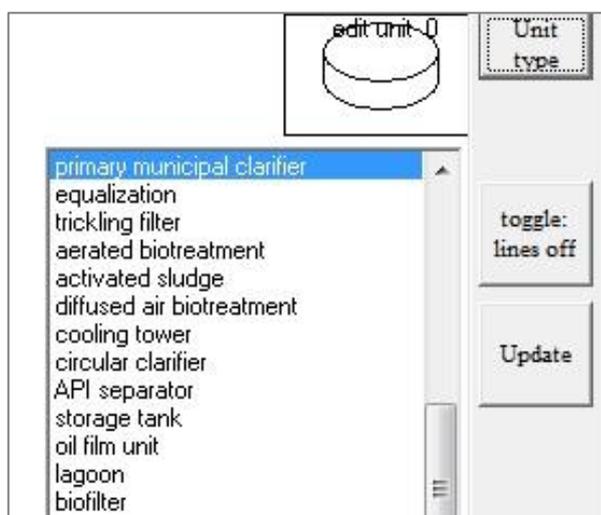


Figura 4.3 – WATER9: Determinação da unidade de tratamento

### 4.1.4 Informações da unidade de tratamento

Nessa etapa, são inseridas no modelo algumas informações relevantes da unidade geradora de gás sulfídrico, tais como:

- Diâmetro efetivo (m);

- Profundidade da unidade de sedimentação de sólidos (decantador) do reator UASB (m);
- Temperatura do efluente (°C);
- Número de unidades idênticas em paralelo;
- Potencial hidrogeniônico (pH) do efluente.

A figura 4.4 apresenta as propriedades da unidade de tratamento, nesse caso do decantador primário, que podem ser alteradas.

Description of unit	Decantador - UASB
Wastewater temperature (C)	
primary clarifier diameter (m)	
primary clarifier depth (m)	
clarifier solids removal efficiency	
waterfall drop height (cm)	
clarifier weir/circumference	
Center well present, =1	
reserved...	
number of identical units in parallel	
reserved...	
reserved...	
reserved...	
reserved...	
vent air emission control factor	
cover vent rate (m3/s per m2 surface)	
If covered, then enter 1	
reserved...	
pH (enter 0 for no pH adjustment)	

Figura 4.4 – WATER9: Propriedades do decantador primário

Na figura 4.4 nota-se que existem mais propriedades da unidade para serem alteradas, no entanto, para modelar a volatilização do gás sulfídrico esses outros dados não são relevantes e seriam desconsiderados caso fossem inseridos como entrada.

#### 4.1.5 Informações gerais do modelo

Nessa etapa algumas informações gerais, que são relevantes para a modelagem de emissão do gás sulfídrico, principalmente os dados meteorológicos, são inseridas no software, tais como:

- Temperatura do ar (°C);
- Velocidade do vento 10 metros acima da fonte ( $\text{cm s}^{-1}$ ).

A figura 4.5 apresenta outras informações que podem ser alteradas no software WATER9.

Assim como as etapas de caracterização da água residuária e unidade de tratamento, não é necessário preencher todas as opções que o software oferece, uma vez que serão desconsideradas nos cálculos de emissão do composto via volatilização.

Total water added at the unit (l/s)	
Area of openings at unit (cm <sup>2</sup> )	
Radius of drop pipe (cm)	
Drop length to conduit (cm)	
Humidity of inlet air (%)	
Temperature of air (C) ←	
Drain air velocity (ft/min)	
manhole air velocity (ft/min)	
Conduit air velocity (ft/min)	
Wind speed (cm/s at 10 m) ←	
distance to next unit (cm)	
slope of underflow conduit	
friction factor liquid	
friction factor gas	
radius of underflow conduit (cm)	
Underflow T (C)	
oscillation cycle time (min)	
design collection velocities (ft/s)	
design branch line fraction full	
fraction of wind speed on open drains	

Figura 4.5 – WATER9: Informações gerais do modelo

#### 4.1.6 Processamento das informações/resultados

Por fim, após serem adicionados todos os dados necessários ao modelo, o software realiza os cálculos para estimar a emissão do gás sulfídrico na unidade selecionada. Os principais produtos da modelagem são: coeficiente global de transferência de massa, fração da substância removida da fase líquida e taxa de emissão do composto. No entanto, o resultado de maior interesse é a taxa de emissão do composto, ou seja, a massa do composto que é liberada para a atmosfera para um dado intervalo de tempo. Esse valor (dado em  $\text{g s}^{-1}$ ) é um dos dados necessários para a modelagem de dispersão AERMOD.

## 4.2 Modelagem de dispersão – AERMOD

Na modelagem de dispersão do poluente atmosférico primeiramente realiza-se o processamento dos dados meteorológicos no pré-processador AERMET e dos dados do terreno no AERMAP, para posteriormente executar o módulo principal AERMOD, responsável por realizar os cálculos de dispersão. A figura 4.6 apresenta o fluxograma geral do processamento de informações no AERMOD.

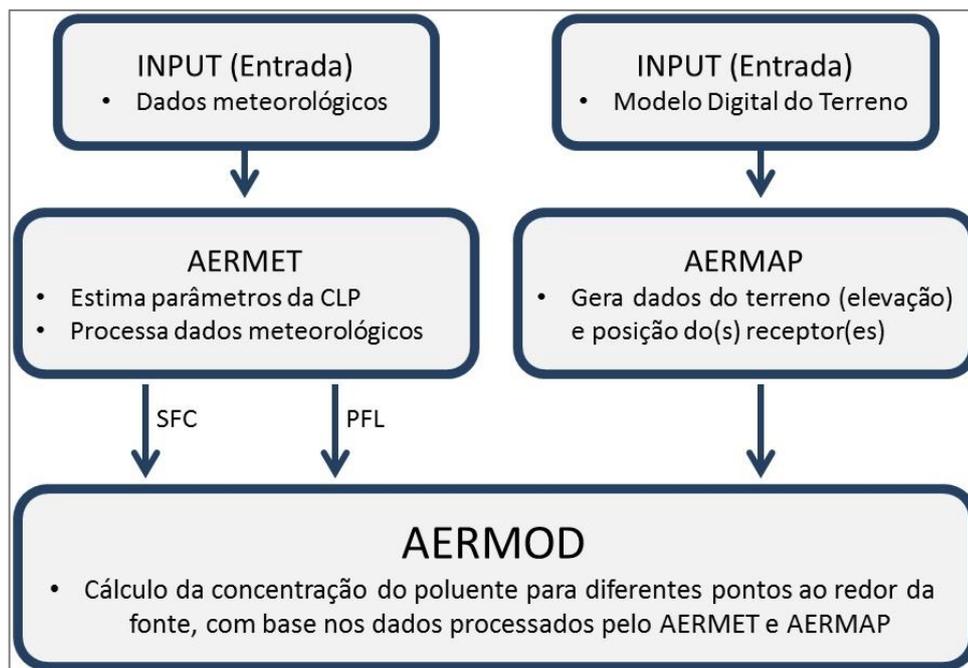


Figura 4.6 – Fluxograma do processamento de informações no AERMOD

Os próximos subitens (4.2.1, 4.2.2 e 4.3.3) abordarão as etapas apresentadas na figura 4.6. Essa abordagem ocorrerá de forma mais geral, sendo que o detalhamento de alguns dados utilizados na modelagem de dispersão, como o local a partir dos quais foram obtidos, ocorrerá nos subitens 4.3 e 4.4 (referentes aos diferentes estudos de caso).

#### 4.2.1 Pré-processador AERMET

São entradas do processador AERMET:

- Dados meteorológicos horários: Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), velocidade do vento ( $\text{m s}^{-1}$ ), direção do vento (graus), cobertura de nuvens (décimos) e altura de base das nuvens (pés – ft);
- Dados de altitude: Dois perfis verticais diários da temperatura do ar;
- Características de superfície: Razão de Bowen, Rugosidade e Albedo;

Para os estudos de caso 1 e 2 determinaram-se as características de superfície segundo classificação proposta por USEPA (2004b), que considera diferentes valores de albedo, razão de Bowen e rugosidade para as quatro estações do ano e diversos tipos de uso do solo, como apresentado nas tabelas 4.1, 4.2 e 4.3, respectivamente.

Os arquivos de saída do AERMET (PFL – *Profile File* e SFC – *Surface File*), gerados nessa etapa, apresentam as informações meteorológicas e as características da CLP, ordenados de forma que o módulo AERMOD as reconheçam.

Tabela 4.1 – Valores de Albedo em função do uso do solo e das estações do ano

Uso do Solo	Estações do Ano				Média Anual
	Primavera	Verão	Outono	Inverno	
Floresta	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12
Pastagem	0,18	0,18	0,20	0,35	0,29
Urbano	0,14	0,16	0,18	0,35	0,21

Fonte: Adaptado de USEPA (2004b, 2013)

Tabela 4.2 – Valores de razão de Bowen em função do uso do solo e das estações do ano

Uso do Solo	Estações do Ano				Média Anual
	Primavera	Verão	Outono	Inverno	
Floresta	0,70	0,30	0,80	0,80	0,65
Pastagem	0,40	0,80	1,00	1,50	0,92
Urbano	1,00	2,00	2,00	1,50	1,62

Fonte: Adaptado de USEPA (2004b, 2013)

Tabela 4.3 – Valores de rugosidade, em metros, em função do uso do solo e das estações do ano

Uso do Solo	Estações do Ano				Média Anual
	Primavera	Verão	Outono	Inverno	
Floresta	1,30	1,30	1,30	1,30	1,30
Pastagem	0,050	0,10	0,010	0,0010	0,040
Urbano	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00

Fonte: Adaptado de USEPA (2004b, 2013)

#### 4.2.2 Pré-processador AERMAP

São entradas do processador AERMAP:

- Dados de topografia: Modelo digital de elevação (*Digital Elevation Model* – DEM);
- Domínio da modelagem: Limite da área de estudo, onde estarão a fonte e os receptores.

Os modelos digitais de elevação (MDE) utilizados nos estudos de caso 1 e 2 foram obtidos a partir da *United States Geological Survey* – USGS, disponibilizados da página: <<http://earthexplorer.usgs.gov/>>. Entre os diversos tipos de MDE, optou-se pelo ASTGTM GDEM, desenvolvido pela U.S. National Aeronautics and Space Administration (NASA) e Ministério da Economia, Comércio e Indústria do Japão (*Japan's Ministry of Economy, Trade and Industry* – METI). O arquivo MDE apresenta resolução espacial de 30 metros (1 *arc-second*), ou seja, a menor separação angular ou linear entre dois objetos é de 30 metros.

O outro dado de entrada necessário, que se refere ao domínio da modelagem, deve conter o limite da área de estudo, com a posição da fonte e dos receptores (grade cartesiana ou polar de pontos, para os quais serão calculadas as concentrações do poluente).

O AERMAP produz um arquivo de saída que informa ao processador AERMOD dados de elevação da fonte e dos receptores.

### 4.2.3 Módulo AERMOD

Para implementar o modelo, os arquivos de saída dos processadores AERMET e AERMAP devem ser inseridos na mesma pasta do módulo AERMOD. É necessário criar um arquivo de entrada (extensão INP), com os seguintes conteúdos:

- a. Bloco de Controle:
  - Título da modelagem;
  - Médias temporais desejadas;
  - Poluente a ser modelado;
- b. Bloco de Fontes:
  - Localização da fonte;
  - Tipo de fonte: Pontual ou Área;
  - Parâmetros da fonte:
    - Pontual: Taxa de emissão ( $\text{g s}^{-1}$ ), altura do lançamento (m), temperatura de saída do gás (K), velocidade de saída ( $\text{m s}^{-1}$ ) e diâmetro da tubulação de saída de gás (m);
    - Área: Taxa de emissão específica ( $\text{g s}^{-1} \text{m}^{-2}$ ), altura do lançamento (m) e vértices do polígono que formam a área de emissão;
- c. Bloco de Receptores:
  - Local para indicar o arquivo de saída do processador AERMAP (dados de elevação dos receptores);
- d. Bloco de Meteorologia:
  - Local para indicar os arquivos de saída do processador AERMET (aermet.pfl e aermet.sfc);
- e. Bloco de Saída:
  - Definição dos arquivos de saída: Contêm os resultados da modelagem de dispersão.

Além dos produtos dos processadores AERMET e AERMAP, os parâmetros da fonte também são entradas fundamentais na modelagem de dispersão. Sendo assim, serão detalhados, para cada unidade de tratamento, nos subitens 4.3.3 e 4.4.3.

Os resultados gerados na modelagem de dispersão foram trabalhados no software livre de geoprocessamento Quantum GIS (QGIS) 2.8.1, com intuito de gerar as figuras contendo a distribuição espacial das concentrações do poluente.

## 4.3 Estudo de caso 1: ETE A e ETE B

### 4.3.1 Local de estudo

A ETE A e a ETE B estão situadas em um município do estado do Paraná, como apresentado na figura 4.7. A distância entre as duas ETEs é de aproximadamente 13,5 km.

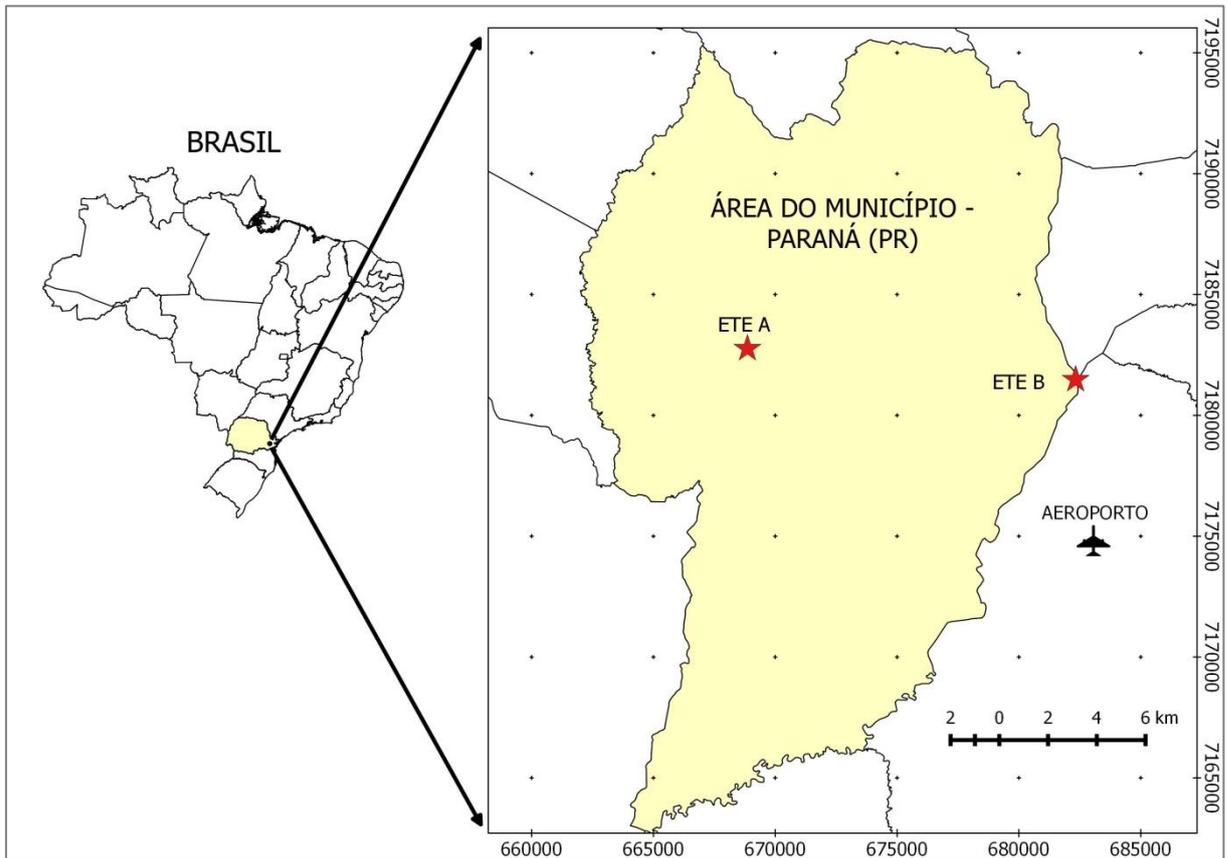


Figura 4.7 – Localização da ETE A e da ETE B

O tratamento secundário nas duas ETEs é anaeróbico através de reatores UASB de seção retangular. Em ambas as ETEs, os reatores apresentam as mesmas dimensões (tabela 4.4), no entanto, a ETE A contém seis células, enquanto a ETE B exibe maior capacidade e conta com 16 células de UASB. Outras especificações técnicas das unidades de tratamento estão apresentadas na tabela 4.5.

Tabela 4.4 – Dimensões dos reatores UASB da ETE A e da ETE B

Dimensões – Reator UASB	
Profundidade (altura) (m)	4,55
Profundidade do decantador (m)	2,25
Comprimento (m)	21,00
Largura (m)	21,00

Fonte: Companhia de saneamento operadora do sistema

Tabela 4.5 – ETE A e ETE B: Informações técnicas das unidades de tratamento

Unidades	Nº de células (UASB)	Volume unitário (m <sup>3</sup> )	Vazão média tratada (L s <sup>-1</sup> )
ETE A	6	2000	405
ETE B	16	2000	1120

Fonte: Companhia de saneamento operadora do sistema

### 4.3.2 Emissão do Sulfeto de Hidrogênio

As taxas de emissão do sulfeto de hidrogênio foram estimadas para os reatores UASB da ETE A e da ETE B, através do modelo WATER9 (etapas apresentadas no subitem 4.1) considerando-se os meses de agosto de 2013 e fevereiro e março de 2014, períodos para os quais há disponibilidade de dados do efluente.

Os dados referentes ao efluente, necessários na etapa “caracterização da água residuária” (subitem 4.1.2), tais como concentração do sulfeto total, pH e temperatura, foram fornecidos pela companhia de saneamento operadora do sistema e estão apresentados na tabela 4.6.

Os dados referentes às dimensões do UASB, necessários na etapa “informações da unidade de tratamento” (subitem 4.1.4) foram apresentados nas tabelas 4.4 e 4.5, no subitem anterior. Essas informações também foram cedidas pela companhia de saneamento operadora do sistema.

Tabela 4.6 – Dados referentes ao afluente da ETE A e ETE B

Parâmetros	ETE A			ETE B		
	Ago/13	Fev/14	Mar/14	Ago/13	Fev/14	Mar/14
Sulfeto de Hidrogênio (mg L <sup>-1</sup> )	1,76	1,09	0,56	3,84	0,46	0,72
Vazão (L s <sup>-1</sup> )	358	354	508	923	1175	1280
pH	6,26	7,05	7,15	6,89	6,86	6,73
T (°C)	14,40	23,60	21,10	18,80	25,30	23,40

Fonte: Companhia de saneamento operadora do sistema

Os dados meteorológicos, necessários na etapa “informações gerais do modelo” (subitem 4.1.5), tais como velocidade do vento e temperatura do ar, são referentes ao aeroporto local, situado não muito distante das ETEs (16 km da ETE A e 6 km da ETE B), como apresentado na figura 4.7 (subitem 4.3.1). Trabalhou-se com valores médios dessas variáveis para os períodos analisados. A posição geográfica do aeroporto está apresentada na tabela 4.7.

Tabela 4.7 – Localização geográfica da Estação Meteorológica do Aeroporto local

Dados Geográficos	
Longitude	49°10'41"O
Latitude	25°31'57"S
Altitude	908 m

### 4.3.3 Dispersão do Sulfeto de Hidrogênio

A modelagem de dispersão atmosférica das concentrações de sulfeto de hidrogênio foi realizada através do modelo AERMOD, seguindo-se as etapas apresentadas no subitem 4.2. Foram considerados os meses de agosto de 2013 e fevereiro e março de 2014, assim como na modelagem de emissão.

Os dados meteorológicos de superfície e altitude, necessários ao pré-processador AERMET, são referentes ao aeroporto local. No entanto, os dados de superfície foram obtidos a partir da base de dados do Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – CPTEC/INPE ([bancodedados.cptec.inpe.br/downloadBDM/](http://bancodedados.cptec.inpe.br/downloadBDM/)), enquanto os dados de altitude foram obtidos a partir da base de dados do *National Oceanic & Atmospheric Administration/Earth System Research Laboratory* – NOAA/ESRL ([esrl.noaa.gov/raobs/](http://esrl.noaa.gov/raobs/)). As características de superfície, informações também essenciais para essa etapa da modelagem, foram determinadas a partir das tabelas 4.1, 4.2 e 4.3, apresentadas no subitem 4.2.1, considerando o uso do solo como predominantemente urbano.

Na utilização do AERMAP, optou-se por uma grade cartesiana com 3721 receptores distribuídos ao redor das fontes, espaçados em 500 metros, tanto na vertical, quanto na horizontal. Dessa forma, foi possível cobrir um raio de aproximadamente 15 km ao redor de cada ETE. Foi realizada a extração das altitudes de cada receptor, no entanto, o terreno não deve influenciar significativamente a dispersão do poluente, visto que o local de estudo está situado em uma região relativamente plana com baixa variação de altitude (870 a 1003 metros) (TADANO et al., 2014).

Na etapa de cálculo da dispersão, no módulo AERMOD, os valores estimados da taxa de emissão ( $\text{g s}^{-1}$ ), através do modelo WATER9, foram utilizados como entrada. No entanto, como se consideraram as fontes na forma de área, foi necessário converter o valor predito pelo modelo de emissão para uma taxa específica – taxa de emissão por unidade de área ( $\text{g s}^{-1} \text{m}^{-2}$ ) – dividindo-o pela área superficial dos reatores UASB.

Foram geradas figuras com a distribuição espacial das concentrações de  $\text{H}_2\text{S}$  considerando a maior média diária (pior cenário) e a média do período (cenário médio) para as duas ETEs. Foram criados, para cada figura, quatro polígonos que representam diferentes valores limites (concentrações):

- $0,655 \mu\text{g m}^{-3}$ : limite olfativo, equivalente a 0,47 ppb a  $25^\circ\text{C}$  e 1 atm de pressão (TCHOBANOGLOUS; BURTON; STENSEL, 2003);
- $2,0 \mu\text{g m}^{-3}$ : concentração de referência para inalação (*Inhalation Reference Concentration - RfC*), abaixo da qual não se observam efeitos adversos à saúde (USEPA, 2003);
- $7,0 \mu\text{g m}^{-3}$ : limite de 24 horas para o estado da Pensilvânia nos EUA (RODRIGUES, 2011);
- $14,0 \mu\text{g m}^{-3}$ : limite de 24 horas para o estado de Idaho nos EUA (RODRIGUES, 2011).

Vale ressaltar que, no Brasil não existem valores de referência para o sulfeto de hidrogênio, e por isso, tais limites foram considerados.

A rosa dos ventos, para os períodos estudados, foi gerada a partir do software livre WRPLOT View 7.0.0, disponibilizado pela *Lakes Environmental*.

Os apêndices A, B e C apresentam as linhas de código utilizadas para implementação dos estágios 1, 2 e 3 do pré-processador AERMET, respectivamente. O apêndice D e E apresentam as linhas de código para implementação do pré-processador AERMAP e do módulo AERMOD, respectivamente.

#### **4.3.4 Validação do modelo de dispersão atmosférica**

Para validar o modelo de dispersão atmosférica, foi realizada uma análise estatística dos dados preditos pelo AERMOD e dos dados observados, medidos nos arredores da ETE A. A medição e o monitoramento do sulfeto de hidrogênio não foram efetuados nessa pesquisa, sendo assim, os dados observados foram obtidos a partir do trabalho de Grasel (2014) realizado para a mesma ETE. O autor monitorou as concentrações de  $\text{H}_2\text{S}$  em 12 diferentes pontos ao redor da ETE A, como apresentado na figura 4.8. A amostragem foi realizada entre

os dias 06 e 20 de agosto de 2013; 20 e 27 de agosto de 2013; 13 e 18 de dezembro de 2013; e 06 e 13 de fevereiro de 2014.

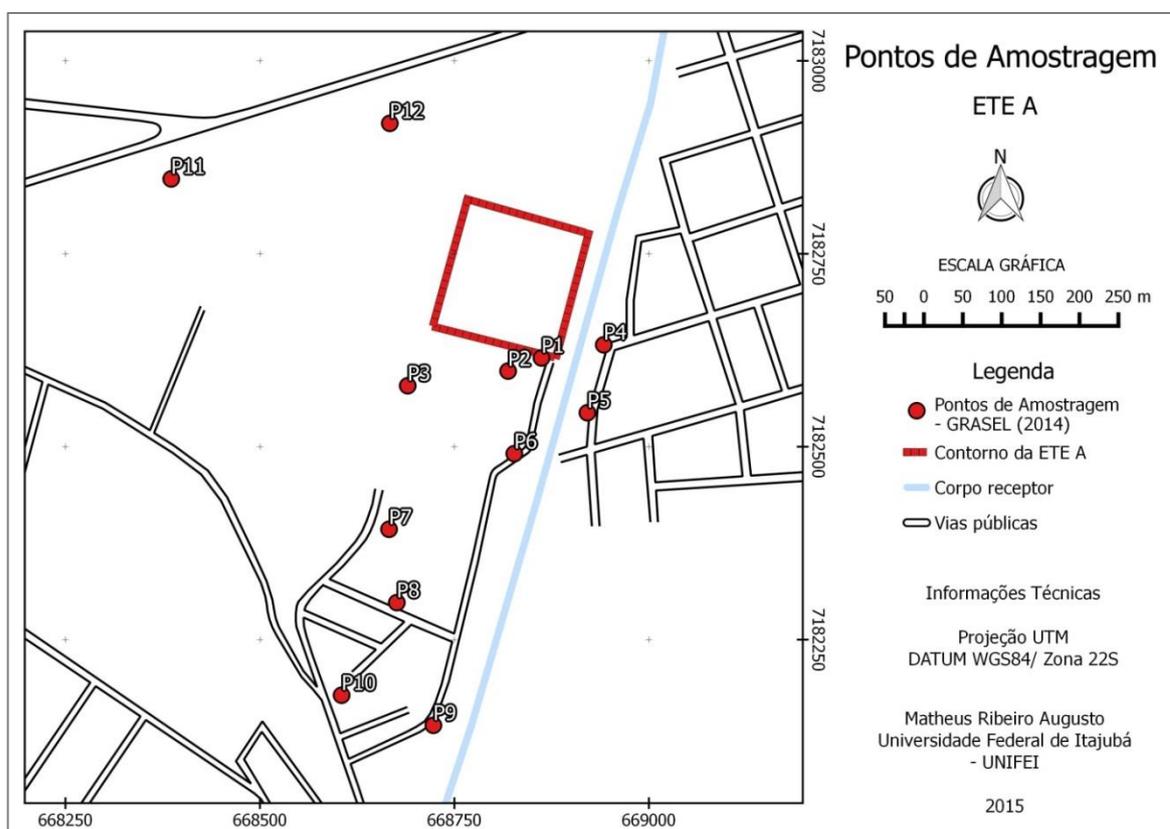


Figura 4.8 – Pontos da amostragem do  $H_2S$  realizada por Grasel (2014) nos arredores da ETE A

Grasel (2014) utilizou amostradores passivos da marca Radiello® preenchidos com material adsorvente de acetato de zinco. O poluente, adsorvido no cartucho, foi posteriormente extraído e analisado/medido através de espectrofotometria.

Sendo assim, para validação consideraram-se os dados observados de sulfeto de hidrogênio disponibilizados no trabalho de Grasel (2014) e os valores preditos pelo modelo AERMOD para a ETE A, ambos correspondentes aos mesmos períodos de tempo.

A análise estatística foi realizada através dos índices propostos por Chang e Hanna (2004), para a avaliação de modelos de dispersão atmosférica: viés fracionário (FB), erro médio quadrático normalizado (NMSE), correlação (R), viés médio geométrico (MG), variância geométrica (VG) e fator de dois (FAC2). Diversos estudos de dispersão atmosférica, para diferentes poluentes, têm utilizado a mesma metodologia para validação do modelo (HANNA; HANSEN; DHARMAVARAM, 2004; MOHAN et al., 2011; ROSA, 2012; MONTEIRO, 2014; ROOD, 2014; SILVA et al., 2014; SOUZA, 2014; GULIA; KUMAR; KHARE, 2015). As equações 4.1 – 4.6 apresentam as fórmulas dos índices propostos por Chang e Hanna (2004):

$$FB = \frac{(\overline{C_o} - \overline{C_p})}{0,5(\overline{C_o} + \overline{C_p})} \quad (4.1)$$

$$NMSE = \frac{(\overline{C_o} - \overline{C_p})^2}{\overline{C_o C_p}} \quad (4.2)$$

$$R = \frac{(\overline{C_o} - \overline{C_o})(\overline{C_p} - \overline{C_p})}{\sigma_{C_p} \sigma_{C_o}} \quad (4.3)$$

$$MG = \exp(\overline{\ln C_o} - \overline{\ln C_p}) \quad (4.4)$$

$$VG = \exp\left[\overline{(\ln C_o - \ln C_p)^2}\right] \quad (4.5)$$

$$FAC2 = \text{fração dos dados que satisfaz } 0,5 \leq \frac{C_p}{C_o} \leq 2,0 \quad (4.6)$$

onde  $C_o$  é a concentração do poluente observada,  $C_p$  é a concentração do poluente predita pelo AERMOD,  $\overline{C_o}$  é a média dos dados observados,  $\overline{C_p}$  é a média dos dados preditos e  $\sigma$  é o desvio padrão do conjunto de dados.

Para um modelo de dispersão atmosférica ser considerado ideal, o mesmo deve apresentar MG, VG, R e FAC2 igual a um, além de FB e NMSE igual a zero. No entanto, é impraticável a obtenção desses índices estatísticos, devido às inúmeras incertezas associadas à obtenção dos dados observados, bem como ao viés inerente ao modelo de dispersão atmosférica. Sendo assim, Chang e Hanna (2004), com base em diversos estudos de dispersão atmosférica, estabeleceram intervalos e limites para os índices estatísticos, dentro dos quais o modelo é considerado validado e apresenta bom desempenho. Os limites aceitáveis, bem como aqueles valores considerados ideais, estão apresentados na tabela 4.8.

Tabela 4.8 – Limites para a validação do modelo de dispersão

Índice Estatístico	Modelo ideal	Limites para validação
FB	0	- 0,3 ≤ FB ≤ 0,3
NMSE	0	≤ 1,5
R	1	Próximo de 1
MG	1	0,7 ≤ MG ≤ 1,3
VG	1	≤ 4
FAC2 (%)	100	≥ 50 %

Fonte: Adaptado de Chang e Hanna (2004) e Souza (2014)

## 4.4 Estudo de caso 2: ETE C

### 4.4.1 Local de estudo

A ETE C fica localizada em um município de Minas Gerais, como apresentado na figura 4.9. A unidade trata apenas o esgoto doméstico gerado no bairro rural onde está instalada.

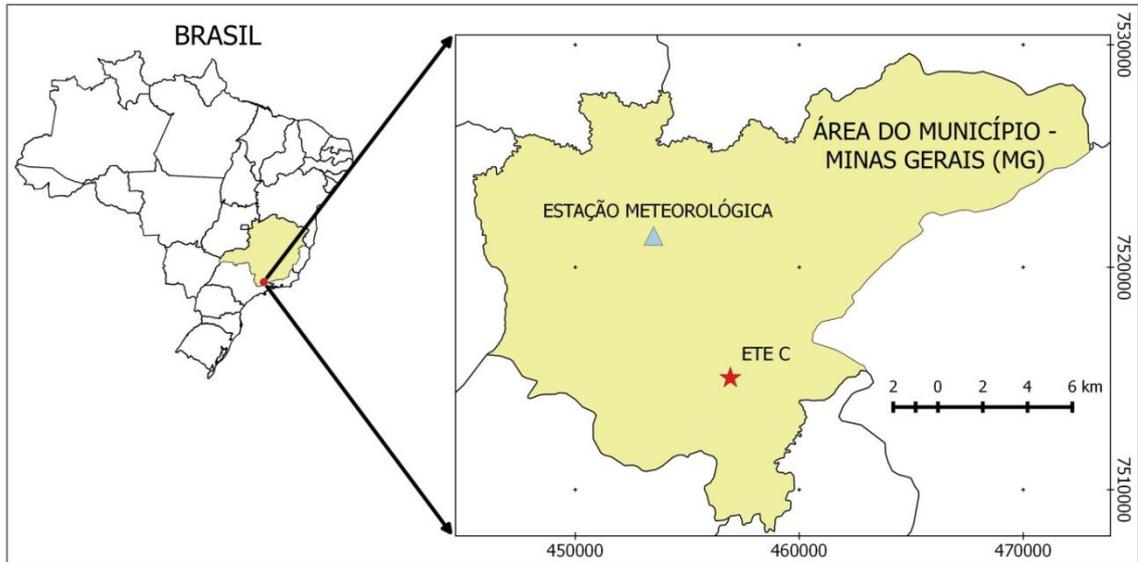


Figura 4.9 – Localização da ETE C

A figura 4.10 apresenta os arredores do local de estudo em uma escala maior.

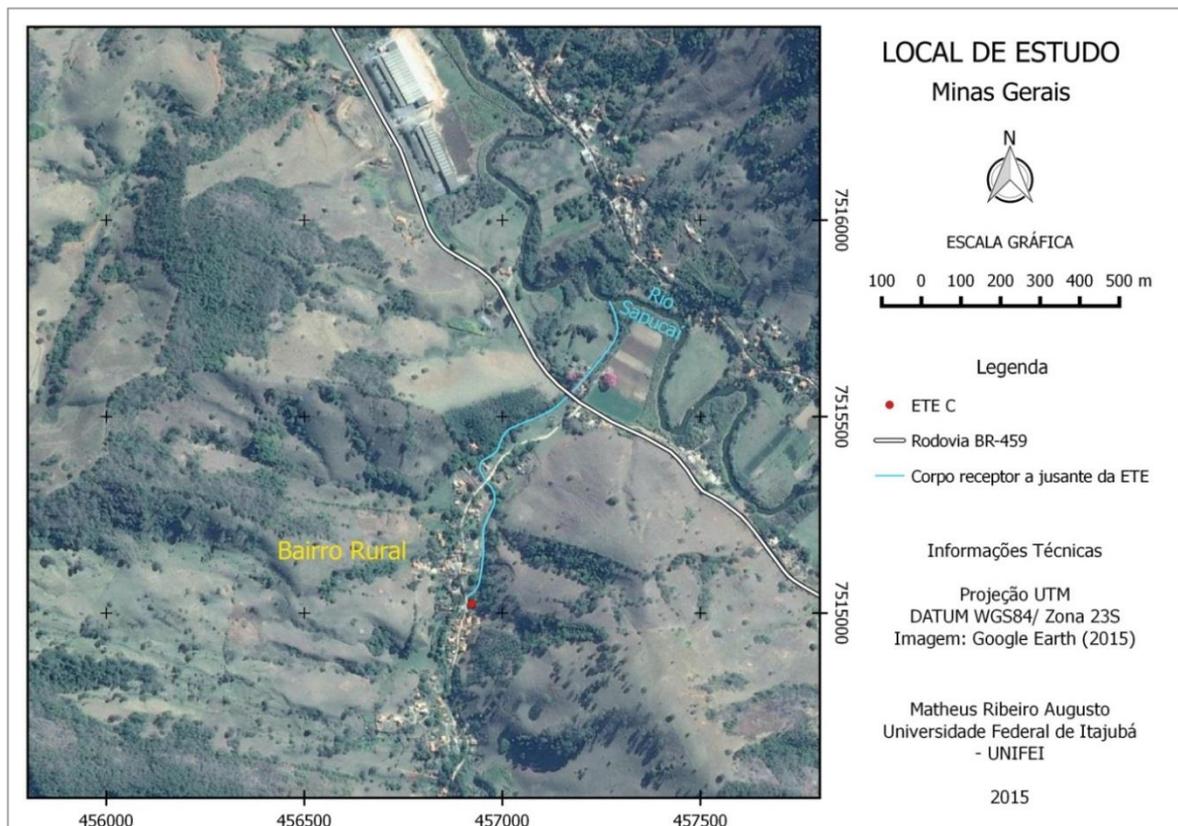


Figura 4.10 – ETE C: Arredores do local de estudo

Existem dois reatores UASB instalados para tratar o esgoto doméstico gerado no bairro, sendo um utilizado para atender a zona baixa do bairro e outro a zona alta. O primeiro está situado às margens do Rio Sapucaí e o segundo no interior do bairro, mais próximo aos domicílios, sendo responsável por um grande número de reclamações quanto ao odor emitido. Dessa forma, optou-se por realizar um estudo de dispersão de gases odorantes somente na ETE que está instalada ao lado das residências.

A ETE C é constituída por uma unidade de gradeamento (tratamento preliminar), um reator UASB de seção circular (tratamento secundário) e um filtro biológico (polimento do efluente). O sistema foi projetado para tratar um volume diário médio de 24 m<sup>3</sup>, ou seja, aproximadamente 0,28 L s<sup>-1</sup>. Um esquema com as unidades constituintes da ETE é apresentado na figura 4.11.

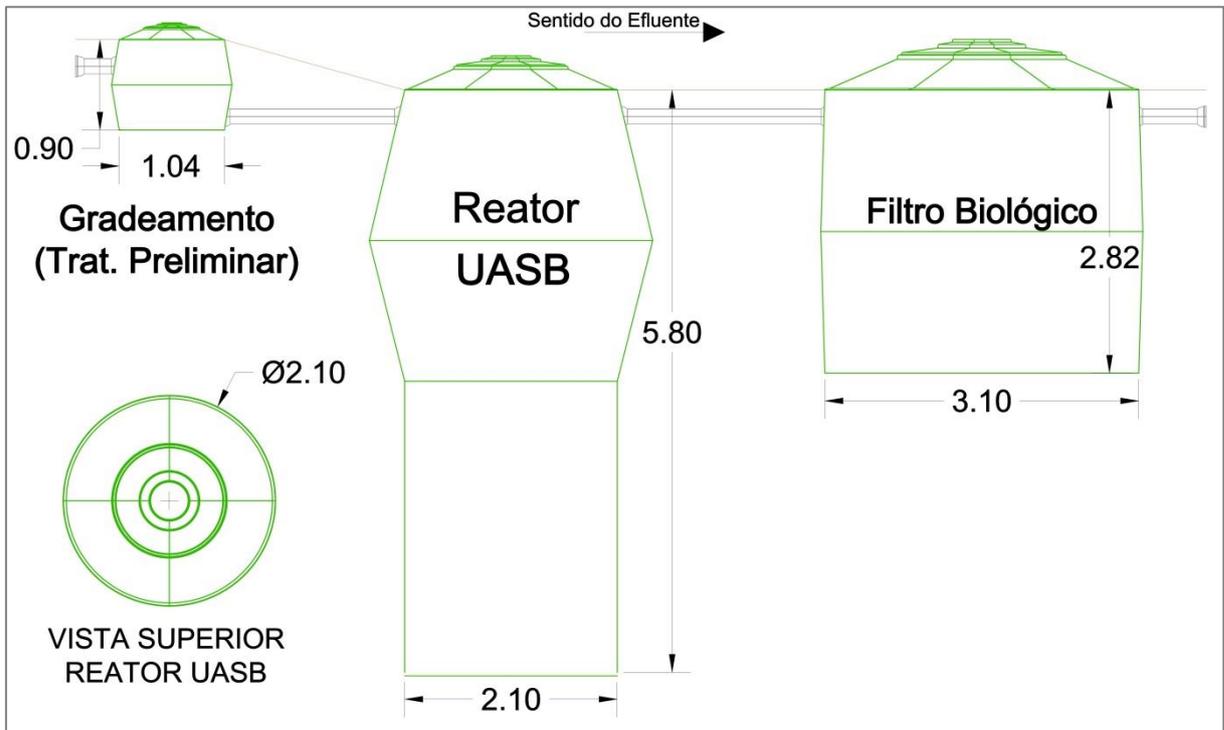


Figura 4.11 – Croqui da ETE C

As dimensões do reator UASB a ser estudado estão apresentadas na tabela 4.9.

Tabela 4.9 – Dimensões do reator UASB da ETE C

Dimensões – Reator UASB	
Profundidade (altura) (m)	5,80
Profundidade do decantador (m)	2,35
Diâmetro interno (m)	2,10
Diâmetro externo (m)	2,80

A figura 4.12 apresenta mais detalhes da ETE C.



Figura 4.12 – Unidades constituintes da ETE C

#### 4.4.2 Emissão do Sulfeto de Hidrogênio

A taxa de emissão do sulfeto de hidrogênio utilizada no estudo de dispersão atmosférica na ETE C foi obtida a partir dos trabalhos de Meira (2014) e Presotto (2014), nos quais foram realizados levantamentos em campo da concentração de saída do poluente no reator UASB para diversos dias dos meses de novembro e dezembro de 2013 e janeiro de 2014.

Meira (2014) e Presotto (2014) instalaram um compressor aspirador à vácuo protegido por um filtro de carvão ativado no duto de saída de biogás do reator UASB e estabeleceram uma vazão média de sucção de aproximadamente  $15 \text{ L min}^{-1}$ . O biogás coletado era borbulhado em solução de zinco alcalina para extração do sulfeto de hidrogênio. A substância era analisada posteriormente através do método iodométrico.

As taxas de emissão obtidas nos trabalhos de Presotto (2014), para os meses de novembro e dezembro de 2013, e de Meira (2014), para o mês de janeiro de 2014, estão apresentadas nas tabelas 4.10 e 4.11, respectivamente.

Tabela 4.10 – Taxa de emissão do sulfeto de hidrogênio na ETE C conforme Presotto (2014)

Data	Hora	Taxa de emissão (g s <sup>-1</sup> )
12/11/2013	11:00	6,97. 10 <sup>-6</sup>
	14:00	4,18. 10 <sup>-6</sup>
	16:00	1,05. 10 <sup>-5</sup>
13/11/2013	9:00	1,32. 10 <sup>-5</sup>
	13:00	9,76. 10 <sup>-6</sup>
	16:00	3,28. 10 <sup>-5</sup>
14/11/2013	09:00	1,22. 10 <sup>-5</sup>
	11:00	1,08. 10 <sup>-5</sup>
	13:00	1,67. 10 <sup>-5</sup>
	14:00	2,93. 10 <sup>-5</sup>
18/11/2013	09:00	1,26. 10 <sup>-5</sup>
	11:00	1,71. 10 <sup>-5</sup>
	13:00	1,57. 10 <sup>-5</sup>
	15:00	2,58. 10 <sup>-5</sup>
21/11/2013	09:00	2,72. 10 <sup>-5</sup>
	10:00	2,58. 10 <sup>-5</sup>
26/11/2013	09:00	2,75. 10 <sup>-5</sup>
02/12/2013	12:00	8,84. 10 <sup>-6</sup>
05/12/2013	9:00	5,33. 10 <sup>-6</sup>
Emissão média (g s <sup>-1</sup> )	-	1,64. 10 <sup>-5</sup>

Fonte: Adaptado de Presotto (2014)

Tabela 4.11 – Taxa de emissão do sulfeto de hidrogênio na ETE C conforme Meira (2014)

(continua)

Data	Hora	Taxa de emissão (g s <sup>-1</sup> )
07/01/2014	9:00	4,36. 10 <sup>-5</sup>
	10:00	8,47. 10 <sup>-6</sup>
	11:00	3,29. 10 <sup>-5</sup>
	12:00	5,99. 10 <sup>-5</sup>
	13:00	4,05. 10 <sup>-5</sup>
	14:00	3,98. 10 <sup>-5</sup>
09/01/2014	13:00	4,51. 10 <sup>-5</sup>
	14:00	5,36. 10 <sup>-5</sup>
	15:00	4,87. 10 <sup>-5</sup>

Tabela 4.11 – Taxa de emissão do sulfeto de hidrogênio na ETE C conforme Meira (2014)  
(conclusão)

Data	Hora	Taxa de emissão ( $\text{g s}^{-1}$ )
13/01/2014	8:00	$3,66. 10^{-5}$
	9:00	$2,97. 10^{-5}$
	10:00	$4,29. 10^{-5}$
15/01/2014	8:00	$1,75. 10^{-5}$
	9:00	$2,02. 10^{-5}$
	10:00	$9,75. 10^{-6}$
	11:00	$1,53. 10^{-5}$
17/01/2014	10:00	$7,53. 10^{-6}$
	11:00	$7,90. 10^{-6}$
	13:00	$1,37. 10^{-5}$
	14:00	$1,60. 10^{-5}$
20/01/2014	8:00	$4,44. 10^{-6}$
	9:00	$2,69. 10^{-6}$
	10:00	$7,26. 10^{-6}$
	11:00	$7,66. 10^{-6}$
22/01/2014	8:00	$2,83. 10^{-6}$
	9:00	$2,69. 10^{-6}$
	10:00	$2,55. 10^{-6}$
	11:00	$3,77. 10^{-6}$
24/01/2014	8:00	$1,10. 10^{-5}$
	9:00	$2,89. 10^{-5}$
	10:00	$3,21. 10^{-5}$
	11:00	$5,26. 10^{-5}$
27/01/2014	8:00	$6,85. 10^{-6}$
	9:00	$8,20. 10^{-6}$
	10:00	$6,99. 10^{-6}$
	11:00	$7,93. 10^{-6}$
Emissão média ( $\text{g s}^{-1}$ )	-	$2,25. 10^{-5}$

Fonte: Adaptado de Meira (2014)

#### 4.4.3 Dispersão do Sulfeto de Hidrogênio

A modelagem de dispersão atmosférica para ETE C também foi realizada através do software AERMOD (etapas apresentadas no subitem 4.2), considerando-se os meses de novembro e dezembro de 2013 (período 1) e janeiro de 2014 (período 2).

Os dados meteorológicos de temperatura, velocidade e direção do vento, essenciais ao pré-processador AERMET, foram obtidos através da base de dados do Centro de Estudos e

Previsão de Tempo e Clima de Minas Gerais – CEPReMG da Universidade Federal de Itajubá – UNIFEI, cuja estação meteorológica está situada a aproximadamente 7 km de distância da ETE em estudo (figura 4.9). A tabela 4.12 apresenta a localização geográfica da estação meteorológica.

Tabela 4.12 – Localização geográfica da Estação Meteorológica da UNIFEI

Dados Geográficos	
Longitude	45°27'07"O
Latitude	22°24'49"S
Altitude	849 m

Os demais dados meteorológicos de superfície – nebulosidade (cobertura de nuvens) e altura de base das nuvens – são referentes ao Aeroporto de São José dos Campos, o mais próximo do local de estudo. Esses dados estão disponibilizados na base de dados da Rede de Meteorologia da Aeronáutica - REDEMET ([www.redemet.aer.mil.br](http://www.redemet.aer.mil.br)). Não existem dados de altitude disponíveis para o município onde está localizada a ETE C, sendo assim, o pré-processador AERMET estimou a altura da camada de mistura em função dos dados meteorológicos de superfície.

As características de superfície foram determinadas a partir das tabelas 4.1, 4.2 e 4.3, apresentadas no subitem 4.2.2. No entanto, como a ETE C está situada em uma região com diferentes tipos de ocupação do solo, foi confeccionado um mapa de uso do solo para o local com as seguintes classes: floresta, pastagem e urbano. A classificação da imagem quanto ao uso do solo foi dividida em quadrantes, ou seja, o domínio de estudo foi fragmentado em quatro partes com a mesma extensão/área. Dessa forma determinaram-se, em termos de área, o quanto cada classe representa para o local de estudo. Por fim calculou-se a média ponderada das características de superfície nos quadrantes, levando-se em consideração as áreas correspondentes de cada classe. Esse procedimento foi realizado nos softwares livres de geoprocessamento QGIS 2.8.1 e Spring 5.2.7, disponibilizado pelo INPE. A imagem de satélite, de alta definição, utilizada na classificação foi obtida no software Google Earth PRO. A classificação da imagem foi realizada no Spring, enquanto o georreferenciamento, pós-tratamento da imagem e cálculo de áreas foram realizados no QGIS.

Na utilização do AERMAP, optou-se por uma grade cartesiana com 3721 receptores distribuídos ao redor das fontes, espaçados em 100 metros, tanto na vertical, quanto na horizontal. Dessa forma, foi possível cobrir um raio de aproximadamente 3 km ao redor da ETE.

Por se tratar de um local montanhoso e considerando-se a hipótese da forte influência do relevo na dispersão do sulfeto de hidrogênio na ETE C, confeccionou-se uma carta hipsométrica do local de estudo, a partir do mesmo MDE utilizado na extração das elevações dos receptores no pré-processador AERMAP. Esse procedimento foi realizado no QGIS.

Na etapa de cálculo da dispersão, no módulo AERMOD, as taxas de emissão ( $\text{g s}^{-1}$ ) utilizadas foram aquelas obtidas em campo na pesquisa de Meira (2014) e Presotto (2014), como citado no subitem 4.4.2. Não existem dados de emissão para todas as horas do dia, sendo assim, foi considerada a média dos valores para as horas que não foram monitoradas.

O reator UASB foi considerado como uma fonte pontual, sendo assim, um dos dados necessários é a velocidade de saída do sulfeto de hidrogênio. Essa informação foi estimada seguindo a metodologia proposta por Chenicharo (1997) para calcular a vazão de biogás em reatores anaeróbios. O próximo subitem (4.4.3.1) apresenta o procedimento para estimar a velocidade de saída do gás sulfídrico.

Foram geradas figuras com a distribuição espacial das concentrações de  $\text{H}_2\text{S}$  considerando-se as maiores médias horárias (pior cenário) e médias dos períodos (cenário médio).

Para verificar a ocorrência de eventos de pico de odor, os valores médios horários preditos pelo modelo foram corrigidos para um intervalo de tempo de cinco segundos (equação 3.27). Adotou-se o valor de 0,35 para o expoente “u”, conforme Latos et al. (2011). Dessa maneira, foi determinada uma razão pico-média igual a 10 (concentrações de pico 10 vezes superiores às médias horárias preditas).

#### 4.4.3.1 Velocidade de saída do sulfeto de hidrogênio

A velocidade de saída do composto foi calculada considerando-se a vazão do biogás e a área pelo qual o composto é emitido para a atmosfera, a partir da equação 4.7.

$$v = \frac{Q_{\text{Biogás}}}{A} \quad (4.7)$$

onde  $v$  é a velocidade de saída do gás ( $\text{m s}^{-1}$ ),  $Q_{\text{Biogás}}$  é a vazão de biogás ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) e  $A$  é a área pelo qual o gás é emitido para a atmosfera ( $\text{m}^2$ ), sendo  $A = \left(\frac{\pi d^2}{4}\right)$ .

A vazão do biogás foi estimada a partir da Demanda Química de Oxigênio (DQO), afluyente e efluente, segundo Chernicharo (1997):

$$DQO_{\text{CH}_4} = Q_{\text{Líquido}} \cdot [(S_0 - S) - ((Y \cdot K_{\text{Sólidos}}) \cdot (S_0 - S))] \quad (4.8)$$

onde  $DQO_{CH_4}$  é a carga de DQO convertida em metano ( $KgDQO_{CH_4} d^{-1}$ ),  $Q_{líquido}$  é a vazão média de esgoto afluente ( $m^3 d^{-1}$ ),  $S_0$  é a concentração de DQO total afluente ( $KgDQO m^{-3}$ ),  $S$  é a concentração de DQO efluente ( $KgDQO m^{-3}$ ) e  $Y$  é o coeficiente de produção de sólidos no sistema (0,11 a 0,23  $KgSVT/KgDQO_{removida}$ ) e  $K_{Sólidos}$  é o fator de conversão de STV em DQO (1,42  $KgDQO/KgSTV$ ). Os dados de DQO afluente e efluente ao reator UASB foram obtidos a partir dos trabalhos de Meira (2014) e Presotto (2014).

$$Q_{CH_4} = \frac{DQO_{CH_4}}{K(t)} \quad (4.9)$$

onde  $Q_{CH_4}$  é a vazão do gás metano ( $m^3 d^{-1}$ ) e  $K(t)$  é o fator de correção para a temperatura operacional do reator ( $KgDQO m^{-3}$ ). Esse segundo parâmetro pode ser estimado da seguinte forma:

$$K(t) = \frac{(P_{atm} \times K_{DQO})}{R \times (273+T)} \quad (4.10)$$

onde  $P$  é a pressão atmosférica (1 atm),  $K_{DQO}$  é a DQO correspondente a um mol de  $CH_4$  (64  $gDQO mol^{-1}$ ),  $R$  é a constante universal dos gases (0,08206 atm L  $mol^{-1} K^{-1}$ ) e  $T$  é a temperatura operacional do reator ( $^{\circ}C$ ).

Segundo Chernicharo (1997), a fração de metano ( $CH_4$ ) no biogás é de aproximadamente 70 %, sendo assim:

$$Q_{Biogás} = \frac{Q_{CH_4}}{0,70} \quad (4.11)$$

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo serão apresentados os resultados das simulações realizadas para os estudos de caso 1 e 2.

No estudo de caso 1 (subitem 5.1) foi realizado o estudo de emissão e dispersão do sulfeto de hidrogênio para a ETE A e ETE B, localizadas no estado do Paraná.

No estudo de caso 2 (subitem 5.2) foram estudados cenários de dispersão do sulfeto de hidrogênio para dados reais de emissão do gás na ETE C, localizada no estado de Minas Gerais.

### 5.1 Estudo de caso 1: ETE A e ETE B

#### 5.1.1 Simulações com o WATER9

Realizaram-se simulações de emissão, através do modelo WATER9, para a ETE A e ETE B, considerando-se os meses de agosto de 2013 e fevereiro e março de 2014. Os resultados dos coeficientes de transferência de massa do composto na fase gasosa ( $k_G$ ) e líquida ( $k_L$ ), bem como o coeficiente global ( $K$ ), referentes às duas ETES, estão apresentados na tabela 5.1.

Tabela 5.1 – Resultados dos coeficientes de transferência de massa para ETE A e ETE B

Parâmetros	ETE A			ETE B		
	Ago/13	Fev/14	Mar/14	Ago/13	Fev/14	Mar/14
$k_G$ ( $m s^{-1}$ )	$5,98. 10^{-3}$	$5,78. 10^{-3}$	$5,80. 10^{-3}$	$5,75. 10^{-3}$	$5,81. 10^{-3}$	$5,84. 10^{-3}$
$k_L$ ( $m s^{-1}$ )	$5,36. 10^{-5}$	$5,44. 10^{-5}$	$6,90. 10^{-5}$	$5,30. 10^{-5}$	$6,33. 10^{-5}$	$6,67. 10^{-5}$
$K$ ( $m s^{-1}$ )	$5,20. 10^{-5}$	$5,20. 10^{-5}$	$6,41. 10^{-5}$	$5,07. 10^{-5}$	$6,05. 10^{-5}$	$6,39. 10^{-5}$

Conforme a equação 3.11, o coeficiente global  $K$  é função de  $k_L$  e  $k_G$ , além da constante adimensional da lei de Henry ( $H_C$  - coeficiente que varia com a volatilidade do composto e com a temperatura do efluente). Segundo Santos et al. (2012), compostos altamente voláteis (elevado coeficiente da lei de Henry), como o sulfeto de hidrogênio, tendem a apresentar a transferência de massa governada pela fase líquida, sendo assim, os valores de  $k_G$ , não exibem peso significativo no resultado do coeficiente global para o gás odorante. Essa tendência foi confirmada nos resultados de  $K$  obtidos para a ETE A e ETE B, uma vez que todos os valores apresentaram-se próximos dos correspondentes valores de  $k_L$ .

Existe uma variação natural de  $K$ , porém não muito elevada, entre os períodos, uma vez que as condições meteorológicas (temperatura do ar e velocidade do vento) e do efluente (principalmente a temperatura) não permanecem constantes. No entanto, segundo Sá (2011),

somente a temperatura do efluente (inserida nos cálculos da constante adimensional da lei de Henry e do coeficiente de difusão molecular do composto) exibe influência significativa no valor de  $K$ , enquanto a temperatura do ar não produz efeito expressivo na volatilização e pode ser negligenciada no cálculo. Ainda segundo Sá (2011) e Santos et al. (2012), a volatilização do sulfeto de hidrogênio sofre alteração somente de ventos de elevada intensidade (superiores a  $4 \text{ m s}^{-1}$ ), sendo que para baixas velocidades, o valor de  $K$  tende a se manter praticamente constante.

Após determinar os coeficientes de transferência de massa, o modelo WATER9 estima a emissão. O resultado das taxas de emissão do sulfeto de hidrogênio, geral ( $E$ ) e específica ( $E_{\text{Esp}}$  - taxa de emissão por unidade de área), para as duas ETEs está apresentado na tabela 5.2. A taxa específica  $E_{\text{Esp}}$  considera a área superficial do reator, ou seja, seu resultado fornece a vazão mássica do composto por unidade de área. Esse dado é importante, visto que o modelo de dispersão AERMOD, para fontes do tipo área (não pontuais), requer a taxa específica como uma de suas entradas (*Inputs*).

Tabela 5.2 – Taxa de emissão do sulfeto para ETE A e ETE B

Parâmetros	ETE A			ETE B		
	Ago/13	Fev/14	Mar/14	Ago/13	Fev/14	Mar/14
$E \text{ (g s}^{-1}\text{)}$	0,201	0,124	0,0815	1,14	0,163	0,274
$E_{\text{Esp}} \text{ (g s}^{-1} \text{ m}^{-2}\text{)}$	$7,60 \cdot 10^{-5}$	$4,69 \cdot 10^{-5}$	$3,08 \cdot 10^{-5}$	$1,62 \cdot 10^{-5}$	$2,31 \cdot 10^{-5}$	$3,88 \cdot 10^{-5}$

Existe grande variação de  $E$ , entre os períodos e as ETEs, como observado na tabela 5.2. Conforme as equações do modelo WATER9 utilizadas para estimar  $E$  (equações 3.22 – 3.25), as principais variáveis envolvidas no cálculo são o coeficiente global de transferência de massa ( $K$ ) e a carga afluente do composto (vazão do líquido multiplicada pela concentração do composto –  $QC_i$ ). Como os valores de  $K$ , apresentados na tabela 5.1, não exibiram grande diferença entre os períodos, a carga efluente de sulfeto de hidrogênio pode ser a principal causa da variação de  $E$ . Para verificar essa hipótese, a figura 5.1 apresenta a relação entre a carga afluente (variável explanatória) e a taxa de emissão do sulfeto de hidrogênio (variável dependente ou resposta) para a ETE A e ETE B.

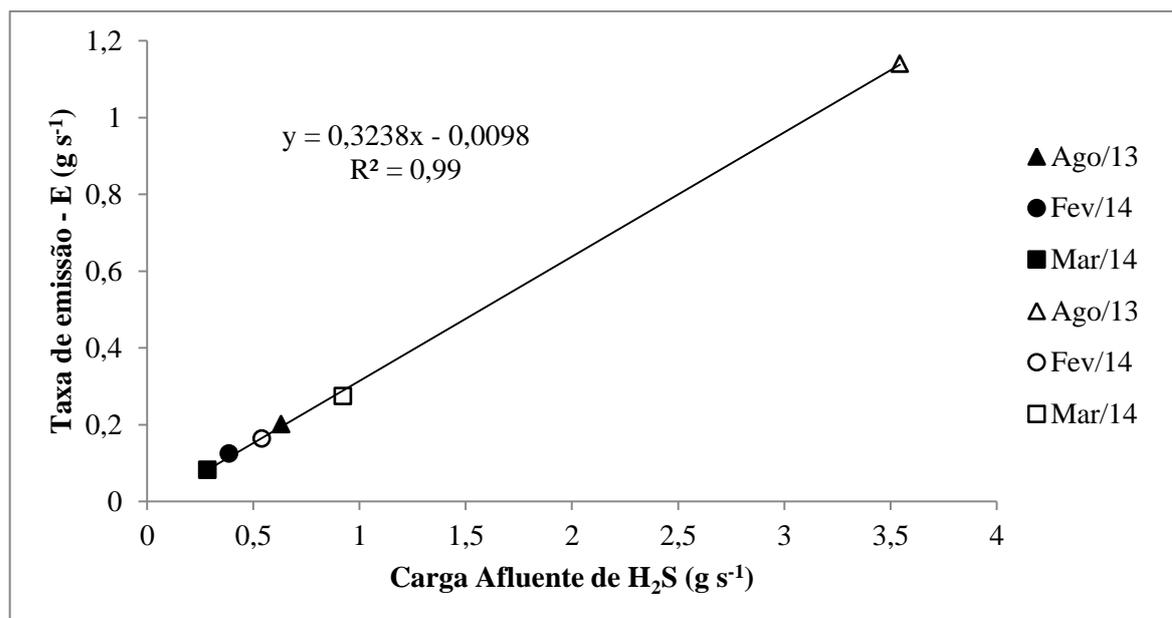


Figura 5.1 – Relação entre a carga afluyente de H<sub>2</sub>S e a taxa de emissão para ETE A (símbolos com preenchimento) e ETE B (símbolos sem preenchimento)

A relação entre as duas variáveis apresentadas na figura 5.1, foi verificada através de uma regressão linear, considerando 95 % de nível de confiança ( $p = 0,05$ ). Verificou-se uma correlação muito forte ( $R^2 = 0,99$ ) e significativa.

Esse resultado indica que a emissão do sulfeto de hidrogênio é diretamente proporcional à carga afluyente do composto e essa relação segue uma linearidade. Sendo assim, os diferentes valores de E entre os períodos se deve principalmente à variabilidade da carga afluyente de sulfeto de hidrogênio e não às divergências dos valores de K e, conseqüentemente, das condições meteorológicas e do efluente.

Sá (2011) analisou a sensibilidade do modelo WATER9, testando a variação de diversos parâmetros, entre eles a concentração afluyente do sulfeto de hidrogênio (disponível para volatilização). Foi verificada uma relação também linear entre a emissão e concentração afluyente do composto e grande sensibilidade do modelo às variações do sulfeto de hidrogênio na fase líquida.

As taxas de emissão para os meses de fevereiro e março de 2014 (verão) deveriam ser superior ao mês de agosto de 2013 (inverno), uma vez que, segundo Chen e Szostak (2013), temperaturas mais elevadas maximizam o metabolismo das BRS, aumentando, portanto, a geração do gás odorante. No entanto, o modelo WATER9 não considera a formação do composto no reator, apenas a remoção, nesse caso via volatilização. Dessa maneira, como a carga afluyente do sulfeto de hidrogênio no mês de agosto de 2013, para as duas ETEs, foi

superior aos demais períodos, como verificado na figura 5.1, a taxa de emissão estimada pelo modelo também foi superior.

Sá (2011) estimou a taxa de emissão de sulfeto de hidrogênio em um reator UASB, instalado na ETE UFES (Universidade Federal do Espírito Santo), localizada na cidade de Vitória – ES, através do modelo WATER9. A unidade de tratamento recebe uma vazão média de esgoto de aproximadamente  $1,6 \text{ L s}^{-1}$ . As taxas de emissão modeladas variaram de  $0,0001$  a  $0,0004 \text{ g s}^{-1}$ . Os valores preditos no presente trabalho (tabela 5.2) apresentaram-se muito superiores aos calculados por Sá (2011). Essa diferença se deve principalmente a magnitude das unidades de tratamento, uma vez que a ETE A e a ETE B apresentam elevada capacidade:  $405$  e  $1120 \text{ L s}^{-1}$ , respectivamente.

Silva (2007) estimou também, através do WATER9, a taxa de emissão do poluente para um reator UASB, instalado na ETE Paranoá, localizada no município de Paranoá, no Distrito Federal. A ETE é constituída por três reatores UASB em paralelo, seguidos, cada um deles, por uma lagoa de alta taxa. O sistema apresenta uma vazão de projeto de  $112 \text{ L s}^{-1}$ , mas atualmente trata uma vazão média de esgoto de  $53 \text{ L s}^{-1}$ . As taxas médias de emissão estimadas para o reator UASB, no período da manhã e da noite, foram de aproximadamente  $0,04$  e  $0,002 \text{ g s}^{-1}$ , respectivamente. Valores também inferiores aos encontrados no presente trabalho (tabela 5.2). Novamente, essas diferenças se devem principalmente aos parâmetros de projeto (TDH e vazão), além das variações da concentração do sulfeto de hidrogênio na fase líquida, que dependem da temperatura, pH, concentração de sulfato na fase líquida e, conseqüentemente, atividade das bactérias redutoras de sulfato (CHEN; SZOSTAK, 2013).

## **5.1.2 Simulações com o AERMOD**

### **5.1.2.1 Validação dos resultados**

Após estimar as taxas de emissão do sulfeto de hidrogênio, foi realizada a modelagem de dispersão do composto na atmosfera, através do modelo AERMOD, para o mesmo período.

A verificação do desempenho e validação do modelo AERMOD foi realizada, seguindo a metodologia proposta por Chang e Hanna (2004), utilizando-se as informações disponibilizadas para a ETE A, devido a maior quantidade de dados. Os resultados dos índices estatísticos, necessários à validação, estão apresentados na tabela 5.3.

Tabela 5.3 – Índices estatísticos de validação do modelo de dispersão

Índice Estatístico	ETE A	Modelo Ideal <sup>1</sup>	Limites Validação <sup>1</sup>
FB	0,078	0	$-0,3 \leq FB \leq 0,3$
NMSE	0,63	0	$\leq 1,5$
R	0,65	1	Próximo de 1
MG	0,85	1	$0,7 \leq MG \leq 1,3$
VG	4,79	1	$\leq 4,0$
FAC2 (%)	53	100	$\geq 50 \%$

<sup>1</sup>Adaptado de Chang e Hanna (2004) e Souza (2014)

Considerando-se as recomendações propostas por Chang e Hanna (2004) para caracterizar o desempenho de um modelo de dispersão como satisfatório, é possível afirmar que o modelo AERMOD encontra-se validado para o estudo de caso 1, uma vez que a maioria dos índices estatísticos encontra-se dentro dos limites estabelecidos para validação. Apenas o parâmetro VG apresentou um valor ligeiramente superior ao limite. No entanto, segundo Chang e Hanna (2005), podem-se considerar os índices VG e NMSE para validação ou apenas um deles, visto que ambos são utilizados para verificar a dispersão dos valores. O mesmo ocorre com MG e FB, podendo-se considerar os dois ou apenas um deles, visto que ambos são utilizados para verificar o viés (erro médio). Segundo Chang e Hanna (2005) e Souza (2014), FB e NMSE são considerados índices lineares e são fortemente influenciados por valores observados e preditos extremos (*outliers*), enquanto MG e VG são medidas logarítmicas e tendem a balancear os extremos, elevados ou baixos. Dessa forma, segundo Rood (2014), quando a razão entre os valores preditos e observados da maior parte dos dados satisfazem ou ficam próximos de satisfazer a relação  $0,5 \leq \frac{c_p}{c_o} \leq 2,0$ , ou seja, quando FAC2 é superior a 50 %, e a variância do conjunto de dados não é muito elevada, os índices lineares podem ser mais úteis na interpretação dos resultados. Esse é o caso, visto que FAC2 calculado é de 53 %, e os índices lineares tendem a se ajustar melhor a validação do modelo de dispersão neste trabalho.

No entanto, segundo Souza (2014), a análise de todos os índices, os lineares e logarítmicos, podem fornecer resultados e interpretações mais completas em relação ao desempenho do modelo.

O FB é uma medida linear utilizada para verificar o desvio médio dos dados preditos e observados. Segundo Mohan et al. (2011) e Rood (2014), valores positivos significam que o modelo está, em média, subestimando os valores reais, enquanto valores negativos indicam

superestimação. O valor calculado para esse índice apresenta-se próximo do ideal e dentro dos limites de validação, mas indica uma ligeira subestimação dos dados reais.

O NMSE calculado, outra medida linear, mas de dispersão dos dados, apresentou-se também dentro dos limites estabelecidos para validação.

O coeficiente de correlação R determina a relação linear entre duas variáveis. Valores mais próximos de um significam uma forte correlação, enquanto valores próximos de zero indicam ausência de correlação. Valores positivos indicam que a relação é diretamente proporcional, enquanto valores negativos indicam que a relação é inversamente proporcional (CHANG; HANNA, 2005). O resultado calculado para esse índice ( $R = 0,65$ ) não indica uma forte correlação, porém a relação linear entre os dados existe, é diretamente proporcional e apresenta significância estatística, para 95 % de confiança ( $p = 0,05$ ).

O viés médio geométrico (MG), assim como o FB, verifica o desvio médio dos dados preditos e observados, mas trata-se de uma medida logarítmica (CHANG; HANNA, 2005). O valor calculado para MG está dentro do limite aceitável para validação, que considera 30 % de erro em torno do valor ideal, sendo assim:  $0,7 \leq MG \leq 1,3$ .

O índice VG, assim como o NMSE indica a dispersão dos dados, porém trata-se de uma medida logarítmica (CHANG; HANNA, 2005). Como já citado, o valor calculado para VG excedeu o limite proposto por Chang e Hanna (2005).

O FAC2 indica a fração dos dados que estão dentro do intervalo  $0,5 \leq \frac{c_p}{c_o} \leq 2,0$ . Segundo Chang e Hanna (2005), o FAC2 é considerado um dos índices mais robustos, uma vez que não sofre grande influencia diante de valores extremos (*outliers*). O valor calculado para esse índice foi de 53 % e para melhor visualização desse resultado plotou-se o gráfico de dados observados versus preditos, apresentado na figura 5.2. A reta 2:1 indica o limite acima do qual os dados preditos são maiores do que o dobro dos observados, enquanto a reta 1:2 indica o limite abaixo do qual os dados preditos são menores do que a metade dos observados. Sendo assim, os dados encontrados no intervalo entre essas duas retas satisfazem a relação  $0,5 \leq \frac{c_p}{c_o} \leq 2,0$ .

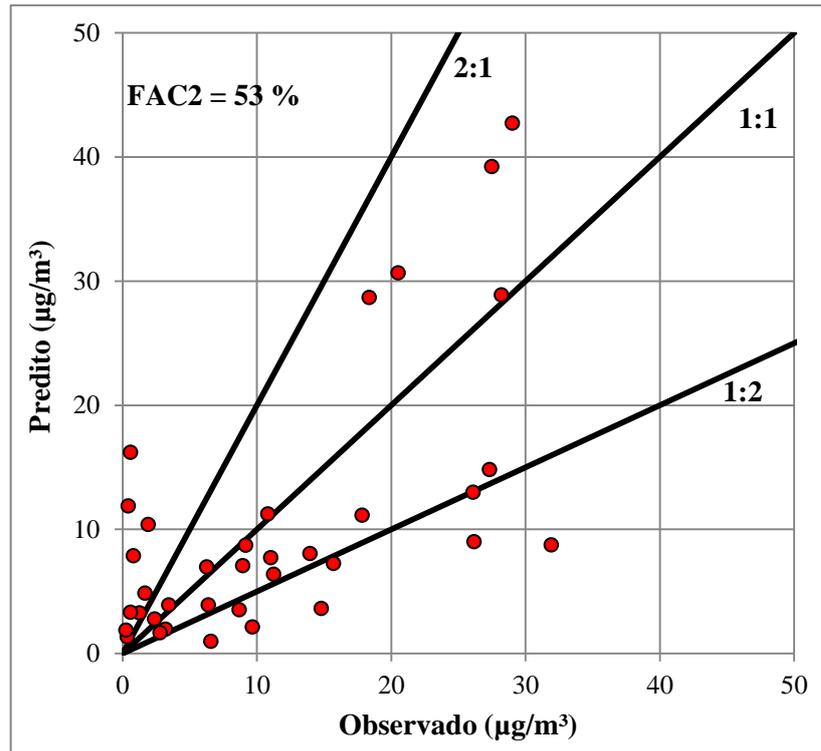


Figura 5.2 – Valores observados de sulfeto de hidrogênio versus valores preditos

A partir da análise dos índices estatísticos é possível observar que o modelo de dispersão não apresenta o desempenho ideal, ou seja, não exibe a capacidade de prever a realidade com exatidão. No entanto, esse resultado era esperado, devido às limitações comuns da modelagem. Segundo Holmes e Morawska (2006) e Chapela et al. (2014), o AERMOD, modelo gaussiano de dispersão, apresenta as seguintes limitações: por se tratar de um modelo de pluma estacionária, as condições meteorológicas são consideradas constantes durante cada hora simulada, ou seja, alguns eventos de “pico” (máximas e mínimas de velocidade do vento e temperatura) podem ser ocultados e/ou amenizados durante a simulação; o algoritmo de terreno complexo (implementado para considerar o relevo na dispersão) é simplificado; além de não incluir mecanismos de deposição úmida e seca e não considerar reações químicas na atmosfera, responsáveis pela formação de poluentes secundários.

Ainda assim, a USEPA considera o AERMOD como modelo regulatório e solicita a utilização do mesmo em estudos de dispersão atmosférica cujo raio de influência não ultrapasse 50 km (ROOD, 2014).

Existem outros fatores que podem influenciar no desempenho do modelo, principalmente associados a erros sistemáticos e aleatórios na obtenção dos dados necessários às simulações e validação. Neste trabalho, utilizaram-se apenas dados secundários, dessa forma não foi

possível realizar o controle adequado das informações para evitar e/ou minimizar erros no estudo.

Outro possível problema está relacionado à utilização de uma taxa de emissão média mensal na modelagem de dispersão. Não foi possível simular as taxas de emissão horárias, ou até mesmo diárias, através do modelo WATER9, visto que os dados referentes ao acompanhamento dos reatores UASB foram disponibilizados apenas como valores médios mensais.

### 5.1.2.2 Distribuição espacial das concentrações de sulfeto de hidrogênio

Foi verificada a distribuição espacial do sulfeto de hidrogênio na atmosfera, através do modelo AERMOD, para a ETE A e ETE B. As figuras 5.3 e 5.4 representam a dispersão do composto na ETE A para os meses de agosto de 2013 e fevereiro e março de 2014, respectivamente, e correspondem à maior média de 24 horas (pior cenário considerando a média diária).

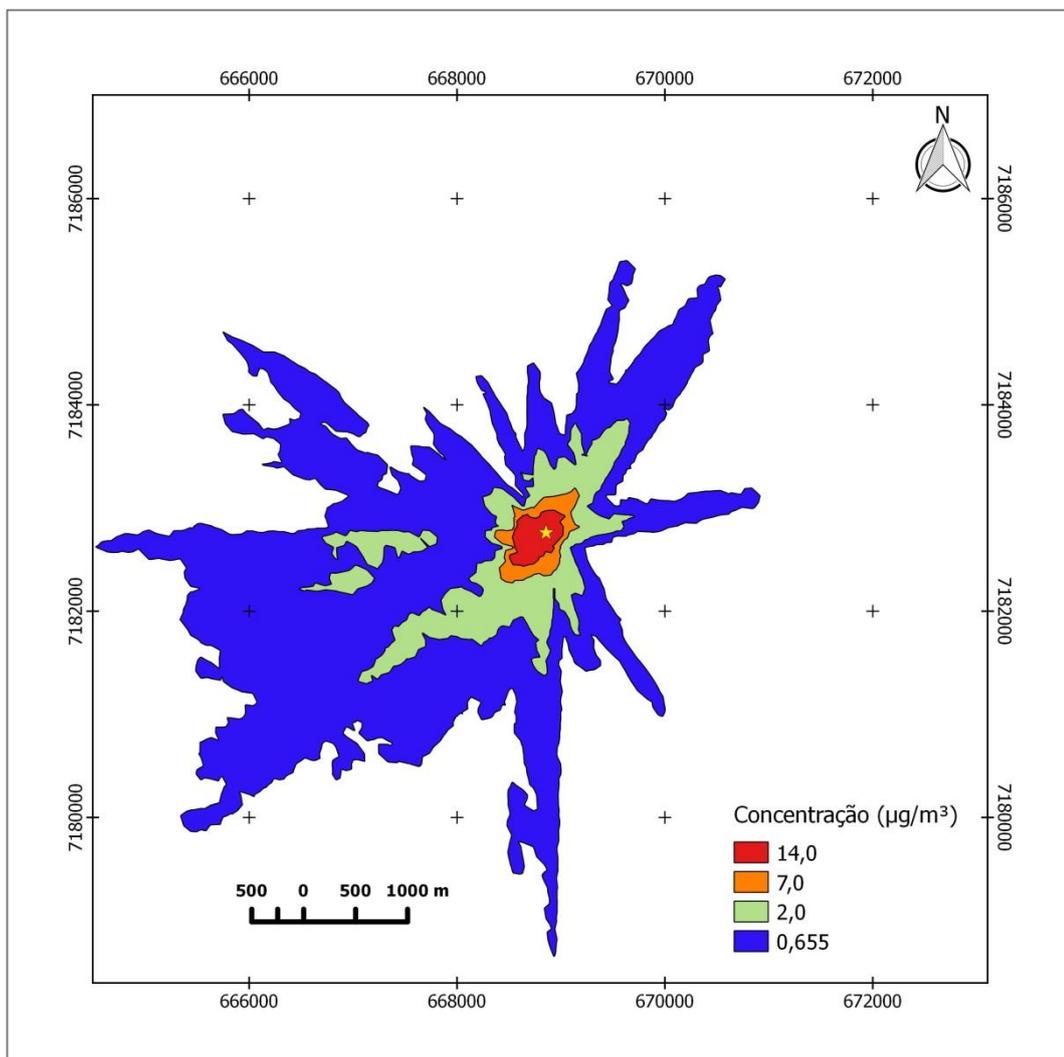


Figura 5.3 – Dispersão do  $\text{H}_2\text{S}$  na ETE A: Maior média de 24 horas do período (agosto de 2013)

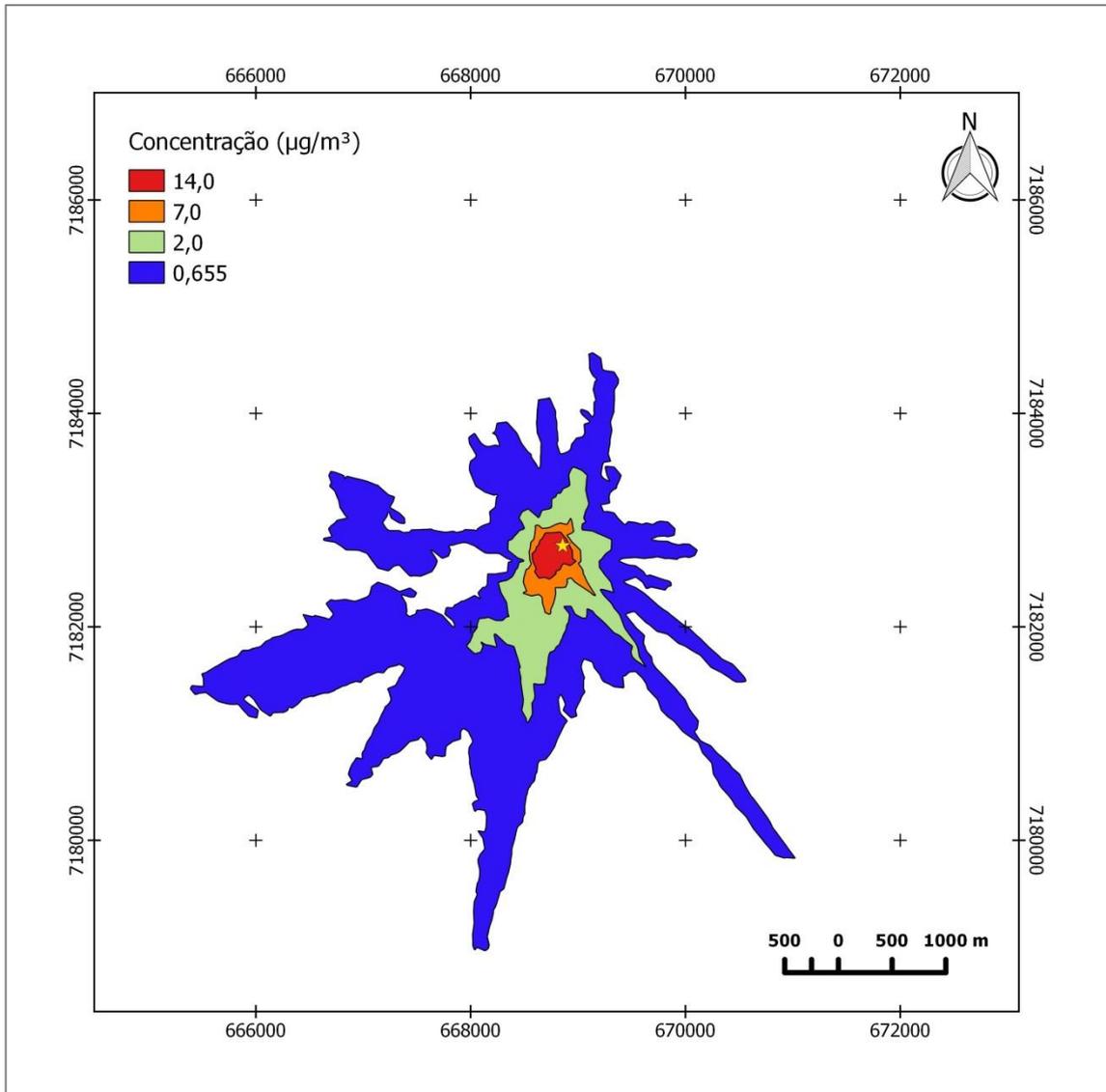


Figura 5.4 – Dispersão do H<sub>2</sub>S na ETE A: Maior média de 24 horas do período (fevereiro e março de 2014)

As concentrações do poluente, destacadas nos polígonos, estão em  $\mu\text{g m}^{-3}$  ( $1,0 \mu\text{g m}^{-3}$  é equivalente a aproximadamente 0,72 ppb).

Para a maior média diária referente ao mês de agosto de 2013, a pluma de odor (polígono de  $0,655 \mu\text{g m}^{-3}$ ) alcançou aproximadamente 4 km de distância da fonte, para alguns pontos nas direções oeste ( $270^\circ$ ), oeste-noroeste ( $292,5^\circ$ ), sudoeste ( $225^\circ$ ) e sul ( $180^\circ$ ), como apresentado na figura 5.3.

Já para os meses de fevereiro e março de 2014 (figura 5.4), a pluma de odor alcançou aproximadamente 3,5 km para as direções sudeste ( $135^\circ$ ), sul-sudoeste ( $202,5^\circ$ ), sudoeste ( $225^\circ$ ) e oeste-sudoeste ( $247,5^\circ$ ). Nas direções norte-nordeste ( $22,5^\circ$ ) e oeste-noroeste ( $292,5^\circ$ ), a pluma alcançou aproximadamente 2 km. A distribuição do poluente na atmosfera

ocorreu de forma relativamente uniforme e pode estar associada a ventos de baixa intensidade.

Verifica-se um alcance menor da pluma de odor para os meses de fevereiro e março de 2014. As condições atmosféricas do período analisado (correspondente ao verão) tendem a favorecer a dispersão vertical do poluente, devido a maior incidência de movimentos convectivos de massas de ar (turbulência térmica) e, portanto, o espalhamento (alcance) do poluente na horizontal pode ser inferior. Porém, não é possível realizar uma análise de influência das turbulências térmica e mecânica na dispersão do poluente e explicar as divergências entre os períodos a partir das simulações realizadas, visto que as taxas de emissão consideradas nos dois períodos estudados são diferentes entre si, conforme verificado na tabela 5.2 (subitem 5.1.1 – Simulações com o WATER9) (MELO, 2011; ROSA, 2012).

Também não é possível afirmar que todas as residências dentro da área demarcada pelo polígono de  $0,655 \mu\text{g m}^{-3}$  sejam impactadas pelo gás odorante, uma vez que o limiar olfativo é diferenciado entre indivíduos, variando, para o sulfeto de hidrogênio, de  $0,655$  a  $14,0 \mu\text{g m}^{-3}$  (RUTH, 1986). Além disso, como discutido no subitem 5.1.2.1, o AERMOD, apresenta limitações comuns de modelos gaussianos de dispersão atmosférica e a reprodução da realidade não é exata (HOLMES; MORAWSKA, 2006). Ainda assim, a interpretação dos resultados do modelo pode auxiliar na tomada de decisões para mitigar o impacto causado pela ETE.

Ainda analisando as figuras 5.3 e 5.4, é possível verificar que o polígono referente ao RfC ( $2 \mu\text{g m}^{-3}$ ) alcança aproximadamente 2 km na direção sudoeste ( $225^\circ$ ) e 1,6 km na direção sul-sudoeste ( $202,5^\circ$ ) para o pior cenário referente aos meses de agosto de 2013 e fevereiro e março de 2014, respectivamente. O índice RfC representa uma concentração do sulfeto de hidrogênio abaixo da qual os efeitos à saúde humana são minimizados, considerando uma exposição crônica ao poluente. No entanto, segundo USEPA (2003), ainda são necessários muitos estudos toxicológicos sobre o sulfeto de hidrogênio para determinar os reais efeitos e valores de referência para o contaminante. A Organização Mundial da Saúde – OMS, determinou um valor de referência para o sulfeto de hidrogênio de  $150 \mu\text{g m}^{-3}$  para exposição crônica (WHO, 2000). Para esse cenário avaliado (pior média diária), apenas as dependências da ETE apresentaram concentração superior a esse valor de referência para os dois períodos analisados. Nenhum receptor analisado apresentou concentração de sulfeto de hidrogênio superior a  $14 \text{ mg m}^{-3}$  ( $14 \cdot 10^3 \mu\text{g m}^{-3}$ , equivalente a 10 ppm), considerado o valor limite para exposição aguda ao contaminante, acima do qual surgem alguns efeitos negativos

na saúde humana tais como irritação nos olhos, náuseas e dores de cabeça, como apresentado na tabela 3.3 (Influência do sulfeto de hidrogênio na saúde humana).

Os polígonos de 7 e 14  $\mu\text{g m}^{-3}$ , referem-se a valores de referência de estados norte americanos. Esses limites estão sendo excedidos somente nas proximidades da ETE (aproximadamente 400 m) para ambos os períodos analisados. As residências que se encontram na área demarcada pelo polígono de 14  $\mu\text{g m}^{-3}$ , apresentam maior probabilidade de serem impactadas pelo odor proveniente da fonte.

As figuras 5.5 e 5.6 representam a dispersão do sulfeto de hidrogênio na ETE A para o mês de agosto de 2013 e fevereiro e março de 2014, respectivamente, e correspondem à média do período.

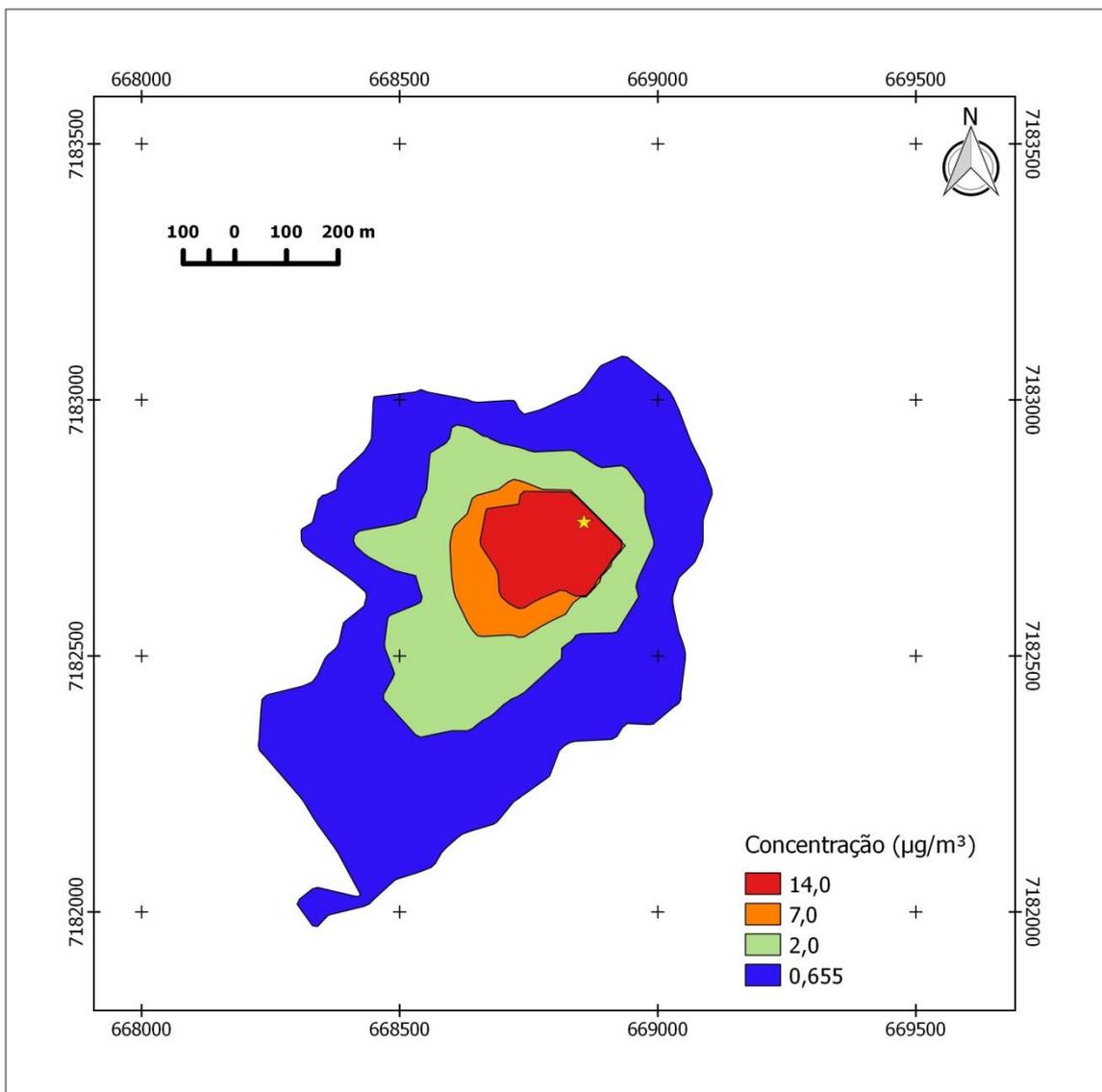


Figura 5.5 – Dispersão do H<sub>2</sub>S na ETE A: Média do período (agosto de 2013)

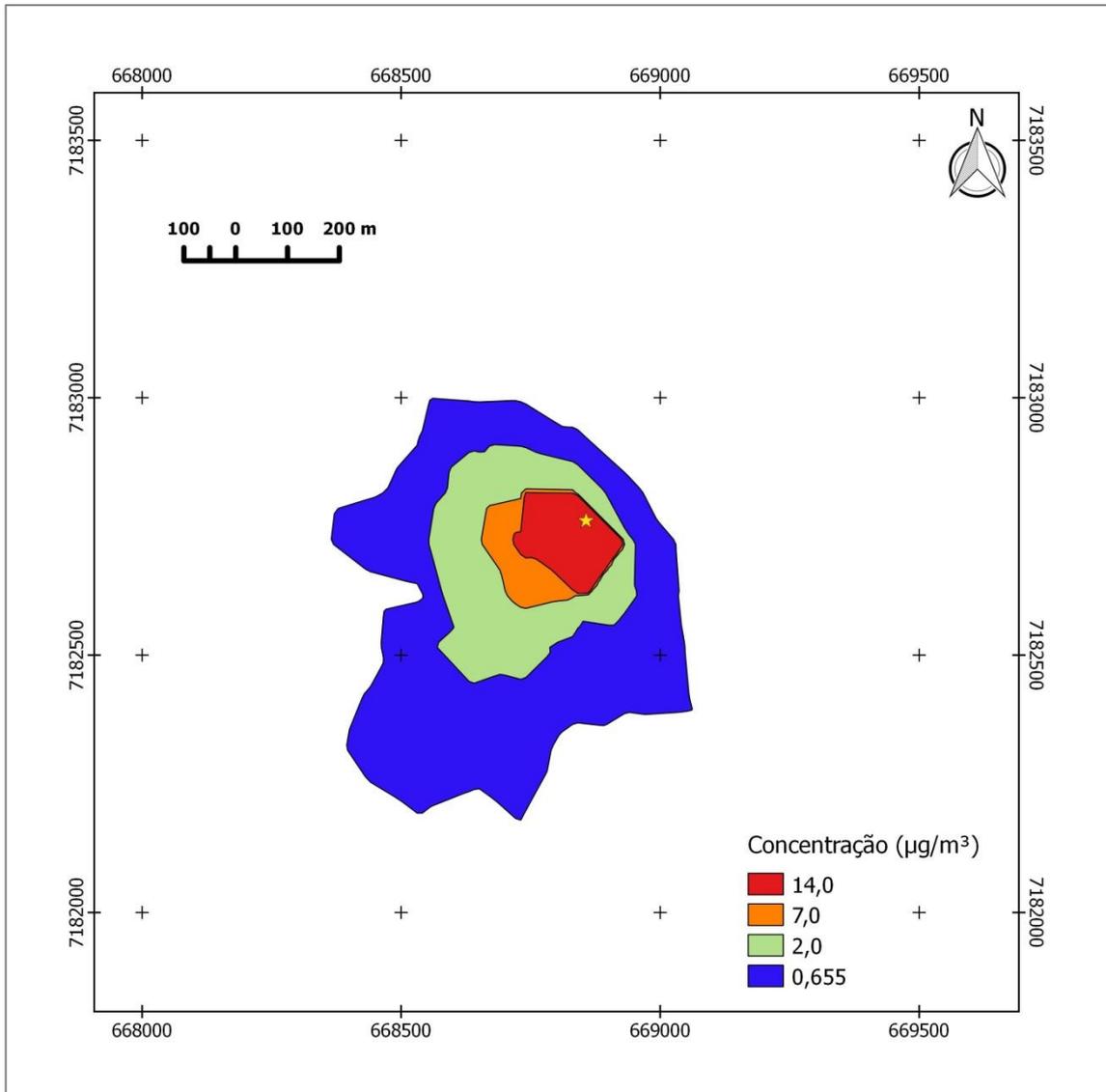


Figura 5.6 – Dispersão do  $\text{H}_2\text{S}$  na ETE A: Média do período (fevereiro e março de 2014)

Considerando-se o cenário médio, somente as residências próximas à ETE A são impactadas pelo odor característico do gás sulfídrico. No entanto, o cenário médio ameniza e oculta os dias e horários nos quais ocorreram eventos de odor com amplo alcance da pluma do poluente.

No mês de agosto de 2013 (figura 5.5) a pluma de odor apresentou uma tendência de deslocamento para sudoeste ( $225^\circ$ ), com um alcance máximo de 950 m, assim como o vetor resultante do vento médio para o período (aproximadamente  $237^\circ$ ), apresentado na figura 5.7 (rosa dos ventos para o mês de agosto de 2013).

Nos meses de fevereiro e março de 2014 (figura 5.6) a pluma de odor também apresentou um deslocamento resultante para direção sudoeste ( $225^\circ$ ), com um alcance máximo de 550 metros. Não apresenta precisamente a mesma direção do vetor resultante do vento médio para

o período (aproximadamente  $242^\circ$ ), porém segue tendência de deslocamento dos ventos de maior intensidade e frequência, como apresentado na figura 5.8 (rosa dos ventos para os meses de fevereiro e março de 2014).

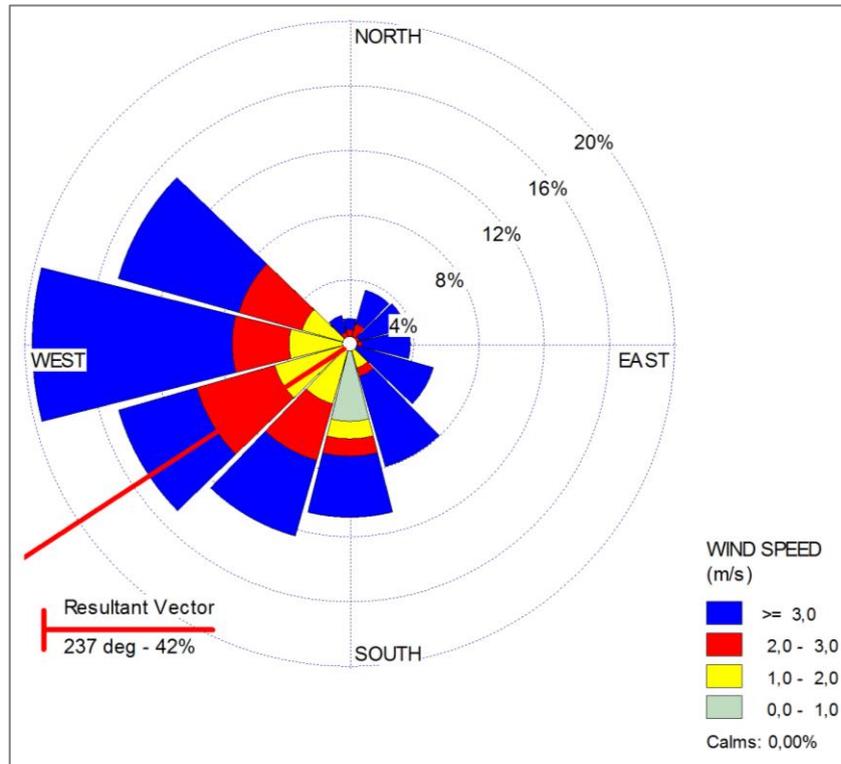


Figura 5.7 – Estudo de caso 1: Rosa dos ventos referente ao mês de agosto de 2013

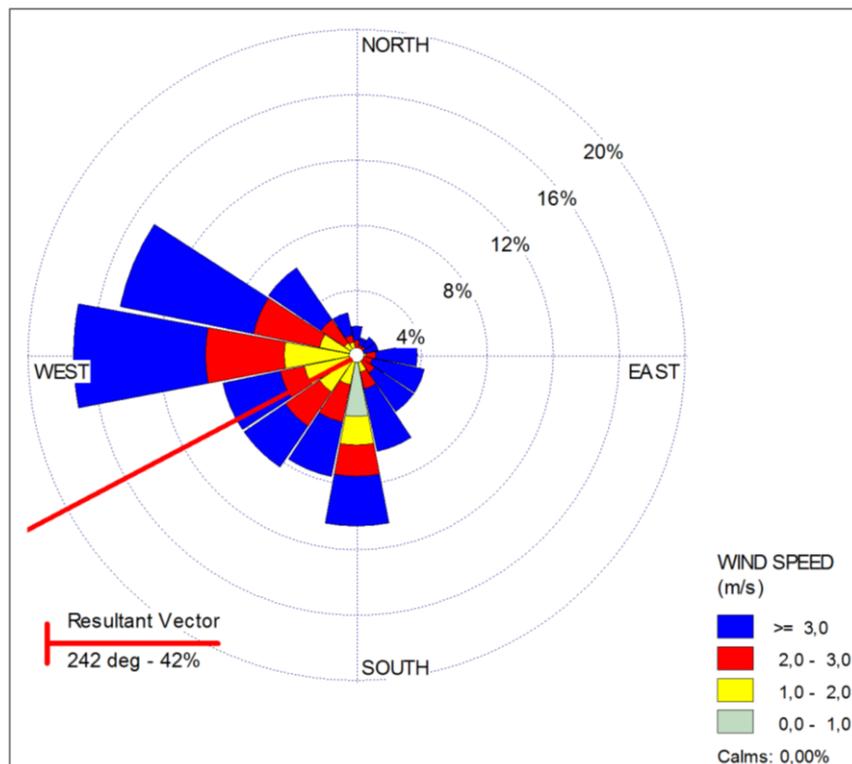


Figura 5.8 – Estudo de caso 1: Rosa dos ventos referente aos meses de fevereiro e março de 2014

Observa-se, para o cenário médio de ambos os períodos, que as residências situadas de norte a leste da ETE A, tendem a não serem muito impactadas em relação às emissões odorantes da unidade de tratamento.

Os próximos cenários analisados referem-se à ETE B, cujas unidades anaeróbias de tratamento apresentam maior capacidade, conforme tabela 4.5.

As figuras 5.9 e 5.10 representam a dispersão do sulfeto de hidrogênio na ETE B para os meses de agosto de 2013 e fevereiro e março de 2014, respectivamente, e correspondem à maior média de 24 horas (pior cenário considerando a média diária).

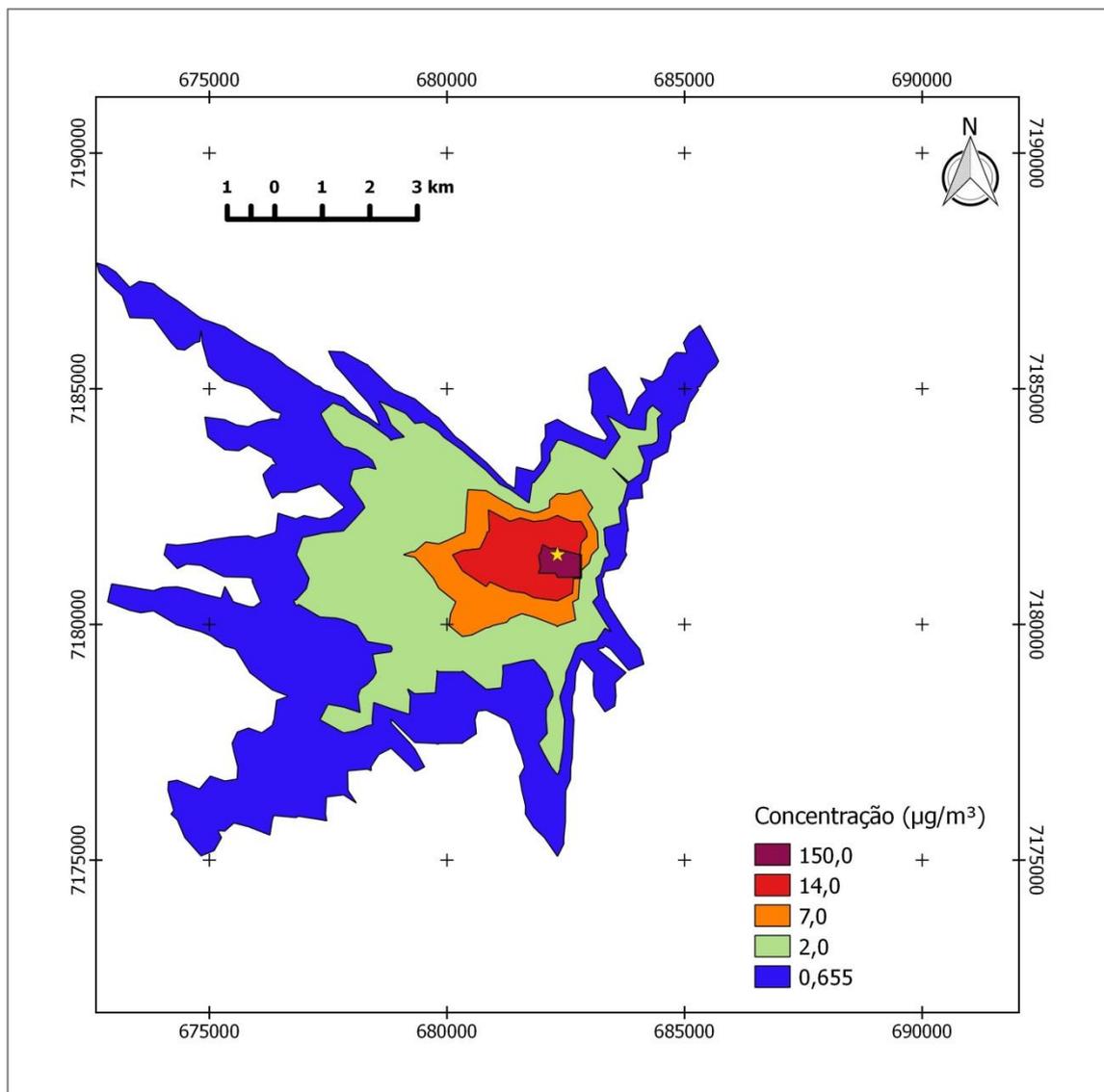


Figura 5.9 – Dispersão do  $H_2S$  na ETE B: Maior média de 24 horas do período (agosto de 2013)

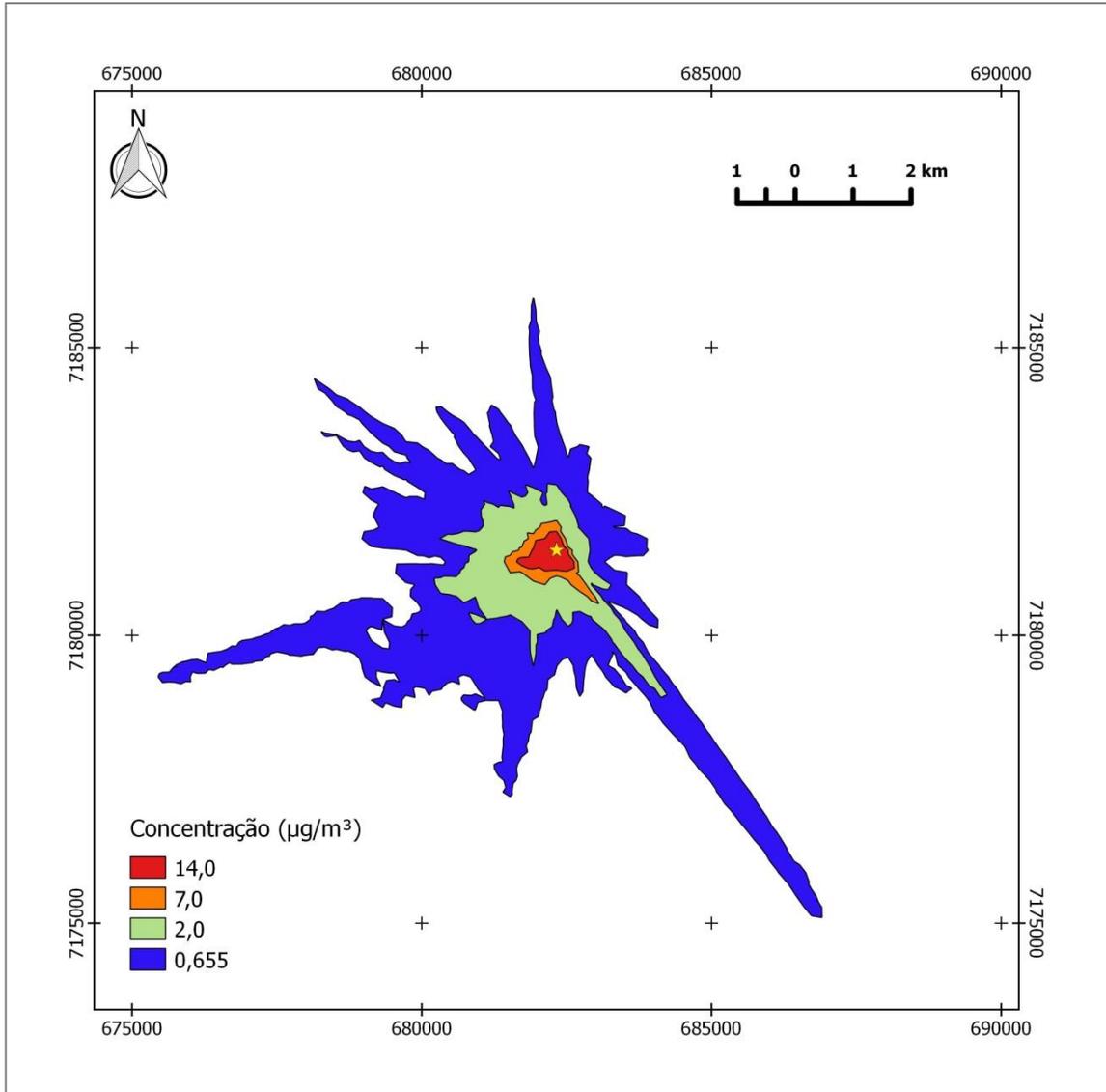


Figura 5.10 – Dispersão do  $\text{H}_2\text{S}$  na ETE B: Maior média de 24 horas do período (fevereiro e março de 2014)

A pluma de odor proveniente da ETE B para o mês de agosto de 2013 (figura 5.9), considerando o pior cenário, alcançou uma distância máxima de 11,5 km na direção noroeste (aproximadamente  $303^\circ$ ). Nas direções oeste ( $270^\circ$ ) e sudoeste ( $225^\circ$ ) apresentou um alcance de aproximadamente 9 km. Já nas direções sul ( $180^\circ$ ) e norte-nordeste ( $22,5^\circ$ ), apresentou um alcance menor, de aproximadamente 5 km.

Para os meses de fevereiro e março de 2014 (figura 5.10), a pluma de odor apresentou um alcance máximo de aproximadamente 7 km nas direções oeste-sudoeste ( $247,5^\circ$ ) e sudeste (aproximadamente  $144^\circ$ ). Nas direções norte ( $0^\circ$ ), sul (aproximadamente  $190^\circ$ ), noroeste (aproximadamente  $305^\circ$ ) e oeste-noroeste (aproximadamente  $297^\circ$ ), a pluma de odor ainda apresentou um alcance médio de 4 km.

Para os mesmos períodos analisados, a pluma de odor proveniente da ETE A referente ao pior cenário (figuras 5.3 e 5.4) apresentou um alcance mais restrito comparado a ETE B. Essa diferença entre as ETEs, para o mesmo período, se deve principalmente a magnitude das unidades de tratamento. Enquanto a ETE A apresenta 6 células de UASB com volume de 2000 m<sup>3</sup> cada, a ETE B contém 16 células de UASB de mesmas dimensões. Sendo assim, a ETE B apresenta uma capacidade de aproximadamente 1120 L s<sup>-1</sup>, enquanto a ETE A trata em média 405 L s<sup>-1</sup>. Essa diferença de magnitude das unidades de tratamento é observada também através das taxas de emissões, apresentadas na tabela 5.2. A taxa de emissão é uma variável de entrada do modelo de dispersão atmosférica, que influencia o resultado em uma proporção direta e praticamente linear.

Para o mês de agosto de 2013, o polígono de 14 µg m<sup>-3</sup> apresentou um alcance máximo de aproximadamente 2 km na direção oeste (270 °). A região no interior desse polígono, nas proximidades da ETE B, apresenta maior possibilidade de ser impactada pelo odor proveniente da unidade odorante. Já para os meses de fevereiro e março de 2014, a área demarcada pelo polígono de 14 µg m<sup>-3</sup> apresentou um alcance médio reduzido, de aproximadamente 300 m.

Para o pior cenário referente ao mês de agosto de 2013 (figura 5.9), foi criada também o polígono de 150 µg m<sup>-3</sup>, referente ao limite de exposição crônica ao poluente estabelecido por WHO (2000), abaixo do qual os efeitos à saúde são minimizados. Observa-se que o polígono apresentou um alcance máximo de 400 m na direção oeste (270 °), somente nas proximidades da ETE B. Já para o pior cenário referente aos meses de fevereiro e março de 2014, não foram determinados pontos na região externa à unidade de tratamento que excedesse o valor de 150 µg m<sup>-3</sup>.

O pior cenário referente aos meses de fevereiro e março de 2014 novamente exibiu menor abrangência quando comparado ao mês de agosto de 2013. Isso se deve principalmente às diferenças quanto à taxa de emissão do poluente: conforme a tabela 5.2, a ETE B apresentou uma taxa de emissão média para o mês de agosto de 2013 muito superior aos outros períodos.

As figuras 5.11 e 5.12 representam a dispersão do sulfeto de hidrogênio na ETE B para os meses de agosto de 2013 e fevereiro e março de 2014, respectivamente, e correspondem à média do período.

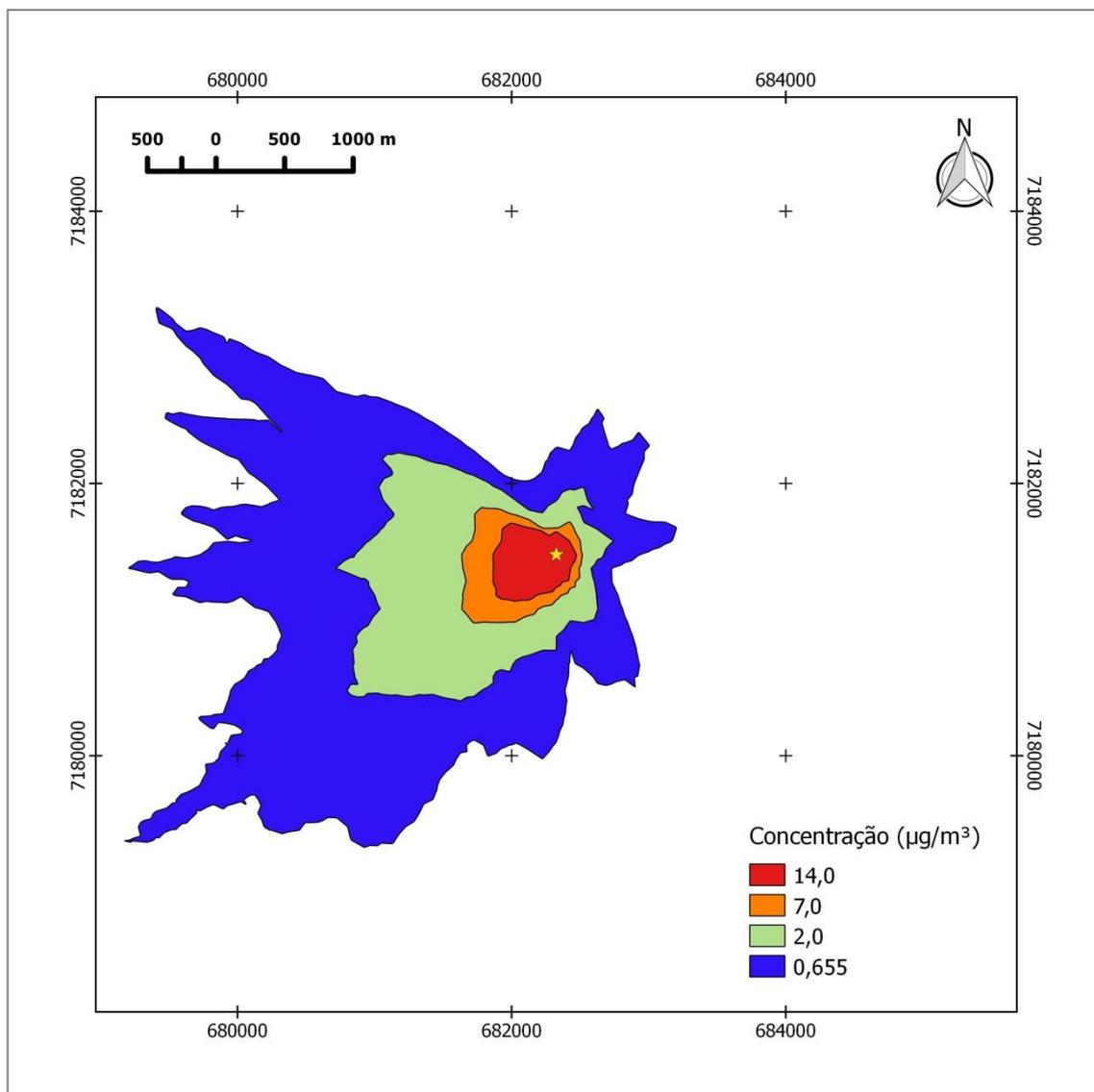


Figura 5.11 – Dispersão do  $\text{H}_2\text{S}$  na ETE B: Média do período (agosto de 2013)

A pluma de odor referente ao cenário médio do mês de agosto de 2013 (figura 5.11) apresentou um alcance máximo de 3,5 km na direção sudoeste ( $225^\circ$ ) e um alcance médio de 3 km nas direções oeste ( $270^\circ$ ), oeste-noroeste ( $292^\circ$ ) e noroeste (aproximadamente  $303^\circ$ ). Apresentou também a mesma direção de deslocamento dos ventos de maior intensidade e frequência para o período, conforme figura 5.7 (rosa dos ventos para o mês de agosto de 2013).

Considerando-se que a ETE B apresentou uma taxa média de emissão constante, de  $1,14 \text{ g s}^{-1}$ , durante todo o mês de agosto de 2013, o cenário médio de dispersão da pluma de odor é de grande abrangência, não se limitando às proximidades da unidade de tratamento.

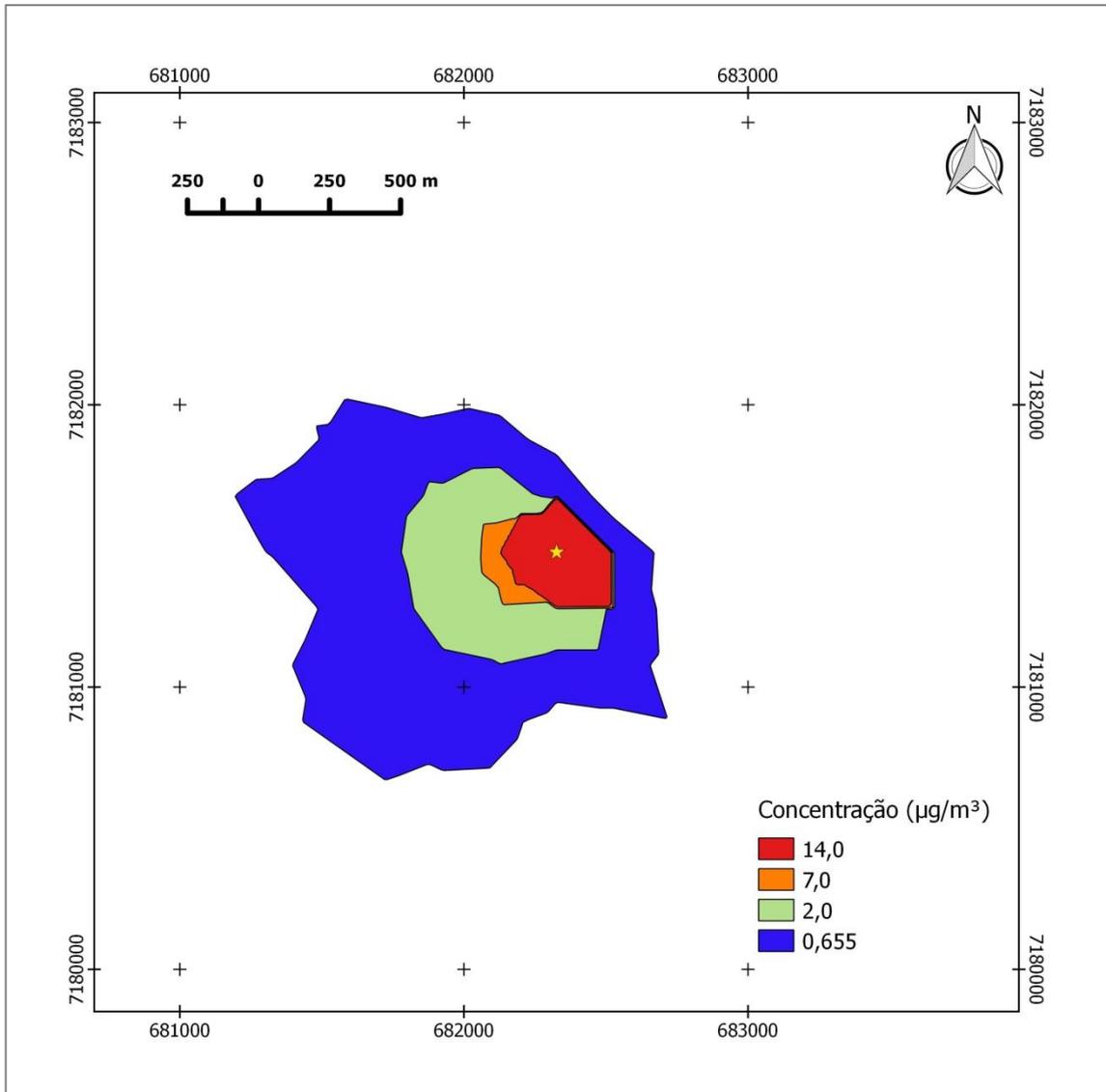


Figura 5.12 – Dispersão do H<sub>2</sub>S na ETE B: Média do período (fevereiro e março de 2014)

Já para os meses de fevereiro e março de 2014 (figura 5.12), a pluma de odor apresentou um alcance de 1 km para as direções sudoeste (225 °) e oeste (aproximadamente 280 °). As residências situadas nessas direções apresentam uma grande tendência de serem impactadas pelo gás odorante. O deslocamento predominante da pluma de odor apresentou a mesma direção que o vetor resultante do vento para o período (aproximadamente 242 °), conforme figura 5.8 (rosa dos ventos para os meses de fevereiro e março de 2014).

Para o cenário médio referente ao mês de agosto de 2013 (figura 5.11), o polígono de 14  $\mu\text{g m}^{-3}$  apresentou um alcance máximo de aproximadamente 500 m nas direções sudoeste (225 °), oeste-sudoeste (247,5 °), oeste (270°) e oeste-noroeste (292,5 °). Já para os meses de fevereiro e março de 2014 (figura 5.12), a região de odor mais intenso, demarcada pelo polígono de 14  $\mu\text{g m}^{-3}$ , se concentrou apenas nas dependências da ETE.

Os valores de referência para exposição crônica e aguda, não foram determinados no em torno da unidade de tratamento, considerando-se o cenário médio dos dois períodos analisados.

De maneira geral, analisando-se as duas ETEs e os dois períodos (agosto de 2013 e fevereiro e março de 2014), notam-se uma relação direta entre a direção predominante do vento e a dispersão e orientação do poluente, uma vez que as direções de deslocamento da pluma de odor para o cenário médio coincidiram com os vetores resultantes do vento. A mesma tendência foi observada em outros trabalhos que analisaram a dispersão do sulfeto de hidrogênio (O'SHAUGHNESSY; ALTMAIER, 2011; OLAFSDOTTIR; GARDARSSON, 2013; WAHAB et al., 2014). Dessa forma, a análise dos resultados do modelo e de forçantes meteorológicas importantes para dispersão (vento e temperatura) podem fornecer informações relevantes na tomada de decisões para gerenciamento e controle do gás. É possível verificar quais residências são mais afetadas pelo poluente e, portanto, orientar a mitigação do impacto. Além disso, uma vez que o modelo apresenta-se validado, essa metodologia pode ser utilizada para planejamento de novas ETEs para o município paranaense. Na etapa de concepção da unidade de tratamento, podem ser verificados alguns cenários de emissão e dispersão do sulfeto de hidrogênio, para previsão do impacto. Sendo assim, é possível determinar o local mais apropriado para implantação da ETE, considerando-se além dos requisitos técnicos (área, proximidade de corpos receptores, infraestrutura urbana, entre outros) e econômicos, a emissão e dispersão do gás odorante e a distância adequada das residências (CHERNICHARO, 1997).

O modelo AERMOD, ainda consegue prever o impacto do relevo na dispersão do poluente. No entanto, como as duas ETEs estão situadas em um local relativamente plano (altitude varia entre 870 e 1003 m), a influência dessa variável geofísica na orientação da pluma não é significativa (OLAFSDOTTIR; GARDARSSON; ANDRADOTTIR, 2014; WAHAB et al., 2014).

O controle do gás odorante pode ser realizado de diversas formas, tanto na fase líquida (precipitação com metais, oxidação, inibição química, entre outros), quanto na fase gasosa, depois de emitido (colunas de absorção, adsorção em carvão ativado, combustão, biofiltração, entre outros) (BELLI FILHO et al., 2001; CHERNICHARO et al., 2010). No entanto, muitas vezes essas medidas demandam elevado investimento e podem inviabilizar a continuidade do empreendimento, devido à pressão exercida pela população e pelo órgão ambiental. Medidas preventivas, tais como realizar a instalação da ETE a uma distância suficientemente elevada das residências (como previsto na resolução nº 016/2014 do estado do Paraná), visando-se

minimizar o impacto em relação ao odor, devem ser adotadas para evitar problemas futuros. A metodologia aplicada nessa pesquisa mostra-se viável para fins de planejamento e gestão, conforme verificado a partir dos resultados da validação e dos cenários estudados.

## 5.2 Estudo de caso 2: ETE C

A seguir serão apresentados os resultados do estudo de dispersão do sulfeto de hidrogênio na ETE C, para os meses de novembro e dezembro de 2013 (período 1) e janeiro de 2014 (período 2). No subitem 5.2.1 serão apresentados e discutidos os resultados da determinação das características de superfície, enquanto no subitem 5.2.2 serão discutidos os resultados das simulações de dispersão do poluente, considerando-se dados reais de emissão.

### 5.2.1 Características de superfície

A primeira etapa para determinação das características médias de superfície foi criar a carta de uso do solo do local de estudo, como apresentado na figura 5.13.

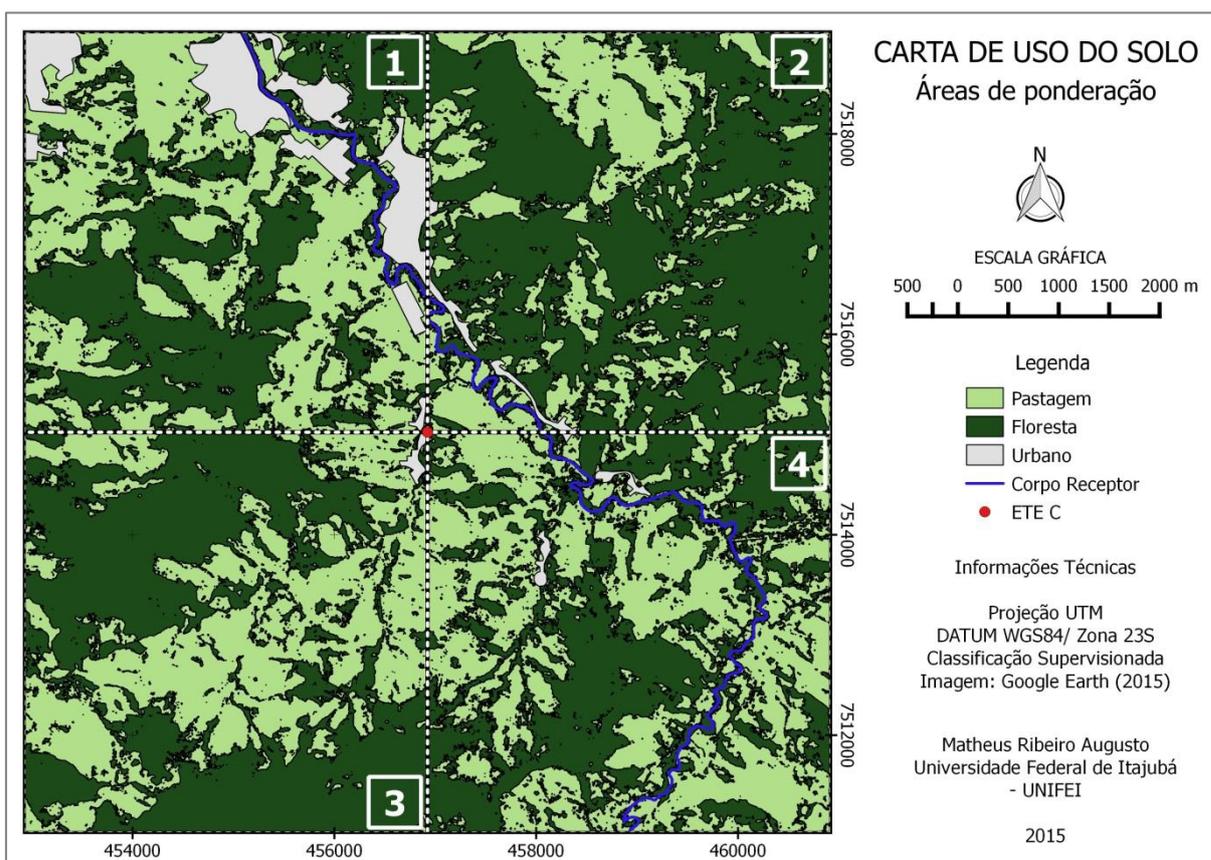


Figura 5.13 – ETE C: Carta de uso do solo do local de estudo

O local de estudo foi dividido em quatro quadrantes (figura 5.13), visto que a distribuição das diferentes classes de uso do solo (floresta, pastagem e urbano) não é homogênea no

domínio da modelagem. As porcentagens de cada classe, para os quatro quadrantes estão apresentadas na tabela 5.4.

Tabela 5.4 – Distribuição do uso do solo (porcentagem) no local de estudo

Uso do Solo	Quadrante			
	1	2	3	4
Floresta	40,7	66,4	55,2	43,5
Pastagem	47,6	32,6	44,5	56,0
Urbano	11,7	1,0	0,3	0,5

Observa-se, a partir da análise da figura 5.13 e da tabela 5.4, a predominância de pastagem/solo exposto e floresta (mata) considerando todo o domínio da modelagem. Apenas no quadrante 1, à noroeste da ETE C, existe uma mancha urbana significativa, correspondente a 11,7 % do total do quadrante.

Nos quadrantes 2 e 3 ocorre a predominância de floresta, enquanto nos quadrantes 1 e 4 a pastagem apresenta maior área. No entanto, existe um relativo equilíbrio entre essas duas categorias de uso do solo.

A partir da classificação quanto ao uso do solo, determinaram-se as características de superfície resultantes, para cada quadrante, considerando-se as estações meteorológicas primavera (referente ao mês de novembro de 2013) e verão (referente aos meses dezembro de 2013 e janeiro de 2014), como apresentadas nas tabelas 5.5 e 5.6, respectivamente. Esses valores foram utilizados como entrada para o pré-processador meteorológico AERMET.

Tabela 5.5 – ETE C: Características de superfície resultantes para primavera

Características de Superfície	Quadrante			
	1	2	3	4
Albedo	0,15	0,14	0,15	0,15
Razão de Bowen	0,59	0,61	0,57	0,53
Rugosidade (m)	0,67	0,89	0,74	0,60

Tabela 5.6 – ETE C: Características de superfície resultantes para o verão

Características de Superfície	Quadrante			
	1	2	3	4
Albedo	0,15	0,14	0,15	0,15
Razão de Bowen	0,74	0,48	0,53	0,59
Rugosidade (m)	0,69	0,91	0,77	0,63

### 5.2.2 Estudo de dispersão atmosférica

As simulações de dispersão do sulfeto de hidrogênio foram realizadas através do modelo AERMOD, para os meses de novembro e dezembro de 2013 (período 1) e janeiro de 2014 (período 2), a partir dos dados secundários de emissão do poluente. As figuras 5.14 e 5.15 representam a dispersão do sulfeto de hidrogênio na ETE C, considerando-se a maior concentração média horária (pior cenário – maiores concentrações previstas do poluente) para o período 1 e 2, respectivamente.

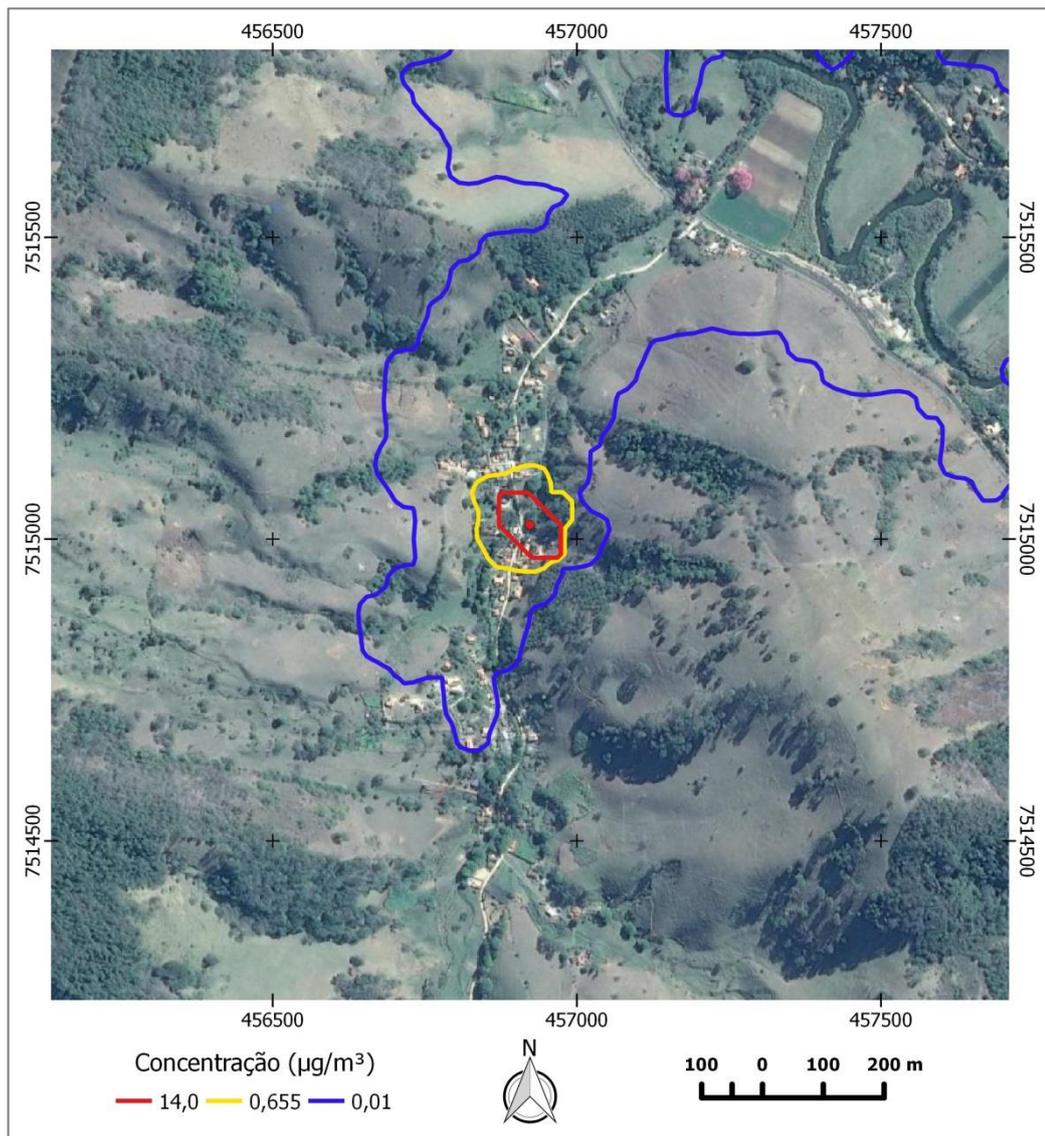


Figura 5.14 – Dispersão do H<sub>2</sub>S na ETE C: Maior média horária para os meses de novembro e dezembro de 2013 (período 1)

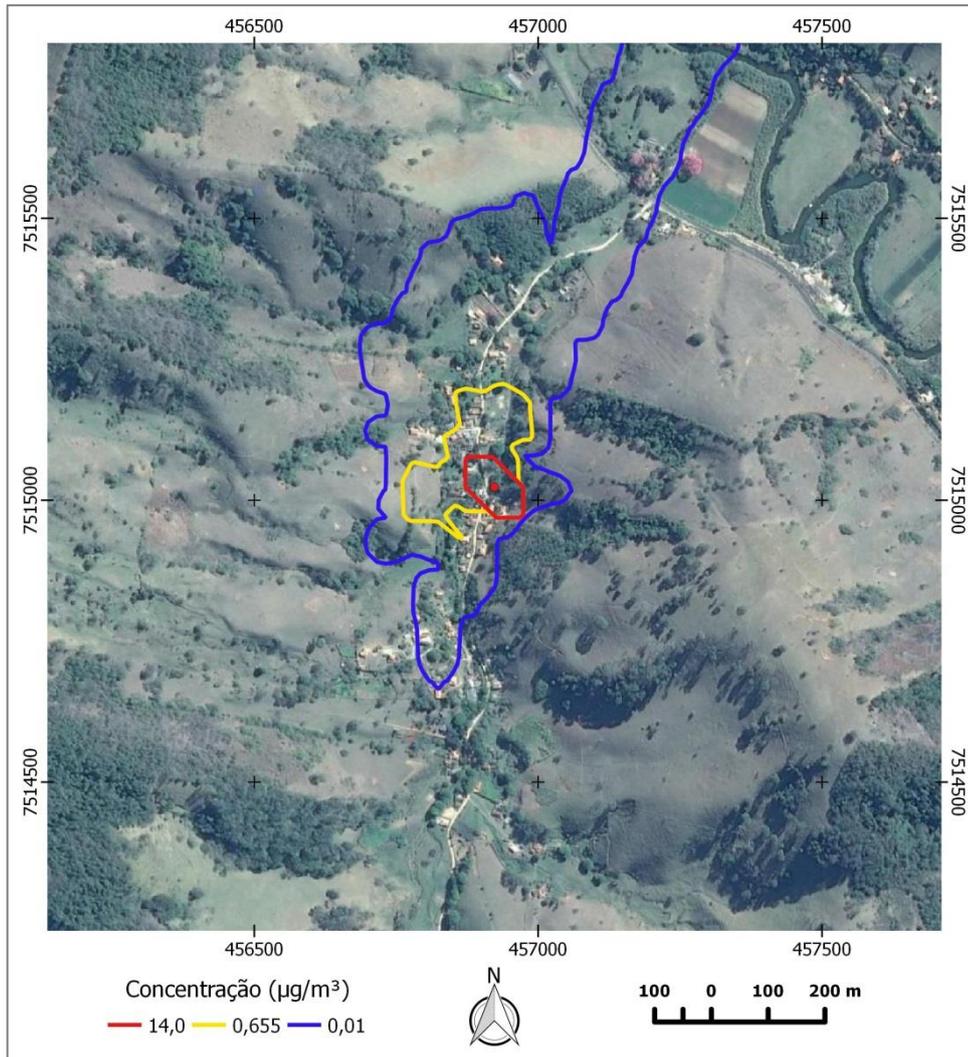


Figura 5.15 – Dispersão do  $\text{H}_2\text{S}$  na ETE C: Maior média horária para o mês de janeiro de 2014 (período 2)

Assim como apresentado no estudo de caso 1 (ETE A e ETE B), as concentrações do poluente, destacadas nas isolinhas, estão em  $\mu\text{g m}^{-3}$  ( $1,0 \mu\text{g m}^{-3}$  é equivalente a aproximadamente 0,72 ppb). A isolinha de  $0,655 \mu\text{g m}^{-3}$  representa o limite olfativo (0,47 ppb), conforme Tchobanoglous, Burton e Stensel (2003), enquanto a isolinha de  $14 \mu\text{g m}^{-3}$  representa a região de odor intenso, conforme Ruth (1986). As demais isolinhas, com concentrações inferiores, foram plotadas apenas para indicar a direção resultante de deslocamento da pluma.

Observa-se, para o pior cenário referente ao período 1 (figura 5.14), que o raio médio da pluma de odor (isolinha de  $0,655 \mu\text{g m}^{-3}$ ) foi de aproximadamente 100 m. Já para o período 2 (figura 5.15), a pluma de odor apresentou maior abrangência, alcançando aproximadamente 200 m na direção norte ( $0^\circ$ ). Ainda assim, o impacto relacionado à emissão do gás odorante para os períodos analisados foi bastante restrito às proximidades da ETE C. No entanto, não foi realizada a validação e calibração do modelo de dispersão para o local de estudo, ou seja, o

cenário apresentado da dispersão do poluente pode não expressar a realidade do local, visto que a precisão do modelo não foi avaliada.

A isolinha de  $14 \mu\text{g m}^{-3}$  (odor intenso), para os períodos 1 e 2, apresentou um alcance médio de 36 m ao redor da fonte. Observa-se ainda, para os dois períodos analisados, uma grande tendência de dispersão do poluente para região localizada a norte-nordeste ( $22,5^\circ$ ) da fonte, em direção à rodovia BR-459, às margens do rio Sapucaí.

Para os dois períodos simulados, não foram verificadas, ao redor da fonte, concentrações superiores ao valor de referência para exposição aguda ( $14 \cdot 10^3 \mu\text{g m}^{-3}$ ). No entanto, esses resultados são preditos e não eliminam a necessidade de monitoramento das proximidades da ETE C e um possível estudo epidemiológico.

Foi verificada também a distribuição espacial do gás sulfídrico na atmosfera para um intervalo de tempo de cinco segundos (razão pico-média igual a 10 – concentrações de pico 10 vezes superiores às concentrações médias), correspondente às concentrações de pico do poluente, para os períodos 1 e 2 (figura 5.16 e 5.17, respectivamente).

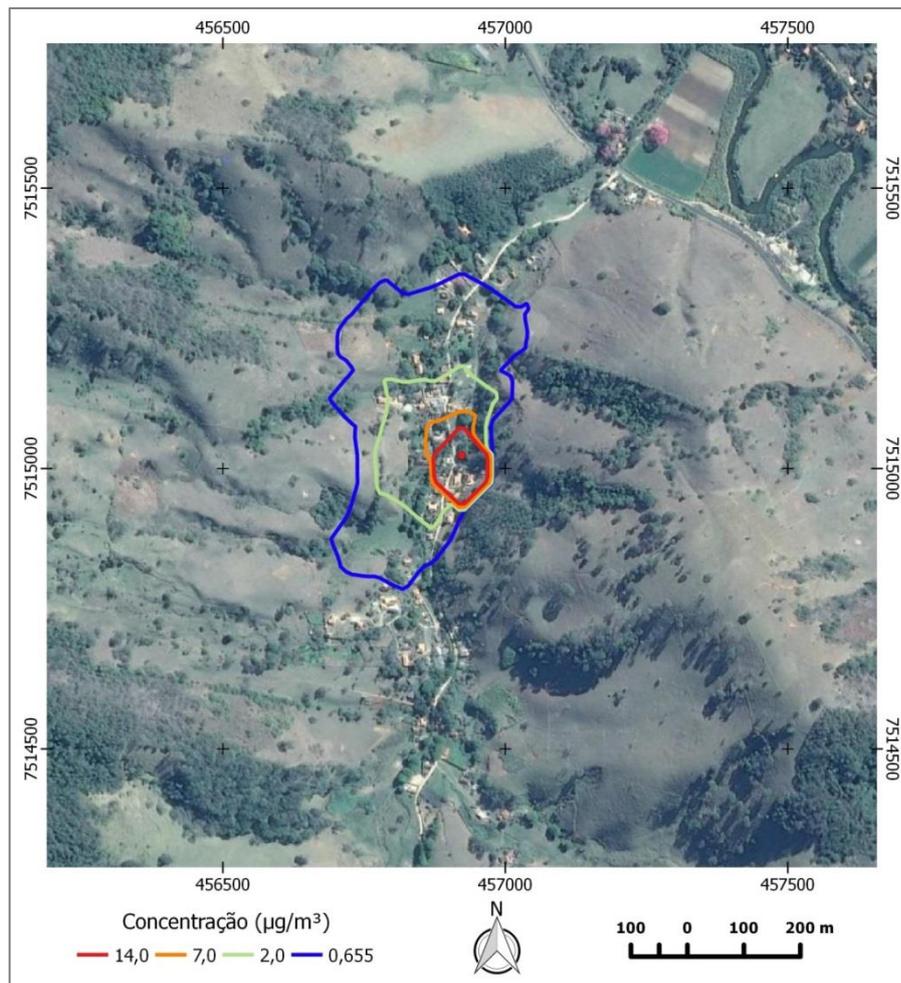


Figura 5.16 – Dispersão do  $\text{H}_2\text{S}$  na ETE C: Concentrações de pico (razão pico-média igual a 10) para os meses de novembro e dezembro de 2013 (período 1)

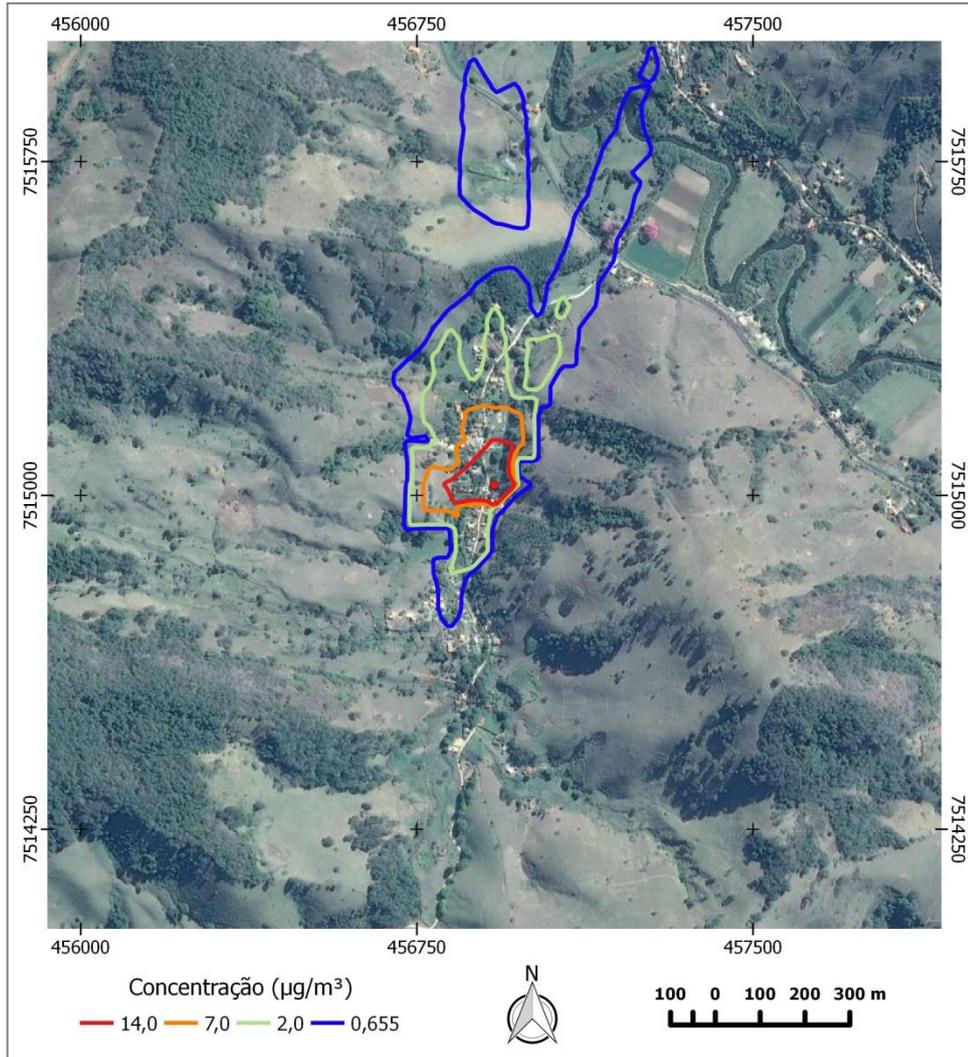


Figura 5.17 – Dispersão do H<sub>2</sub>S na ETE C: Concentrações de pico (razão pico-média igual a 10) para o mês de janeiro de 2014 (período 2)

Nas figuras 5.16 e 5.17 (concentrações de pico), foram plotadas, além da isolinha referente ao limite olfativo ( $0,655 \mu\text{g m}^{-3}$ ), as isolinhas de:  $2,0 \mu\text{g m}^{-3}$ , que representa concentração de referência para inalação (Inhalation Reference Concentration – RfC) (USEPA, 2003);  $7,0 \mu\text{g m}^{-3}$  e  $14,0 \mu\text{g m}^{-3}$ , que representam o limite de 24 horas para os estados da Pensilvânia e Idaho nos EUA, respectivamente (RODRIGUES, 2011).

Observa-se, para o primeiro período (figura 5.16), um alcance máximo da pluma de odor (isolinha de  $0,655 \mu\text{g m}^{-3}$ ) de aproximadamente 350 m na direção norte ( $0^\circ$ ). Já para o período 2 (figura 5.17), a pluma de odor apresentou maior abrangência, alcançando aproximadamente 1 km na direção norte-nordeste ( $22,5^\circ$ ). Considerando-se as concentrações de pico, referentes a um curto período de tempo (5 segundos – tempo da inalação), o impacto relacionado à emissão do gás odorante permanece restrito ao bairro onde está instalada a ETE C.

A isolinha de  $14 \mu\text{g m}^{-3}$  (odor intenso), para o primeiro período, apresentou um alcance máximo de 86 m na direção sul ( $180^\circ$ ). Já para o segundo período, o alcance foi de aproximadamente 113 m na direção oeste ( $270^\circ$ ).

Para os dois períodos simulados, também não foram verificadas, ao redor da fonte, concentrações superiores ao valor de referência para exposição aguda ( $14 \cdot 10^3 \mu\text{g m}^{-3}$ ) (WHO, 2000).

Foi constatada, através das simulações das concentrações de pico do sulfeto de hidrogênio, a ocorrência de eventos de odor no bairro onde está instalada a ETE C. Observa-se, nas figuras 5.16 e 5.17, a tendência de dispersão do poluente para direção norte-nordeste ( $22,5^\circ$ ) da fonte e, portanto, um menor impacto à população que vive na região ao sul da ETE C.

Presotto (2014) realizou um acompanhamento da mesma unidade de tratamento durante o ano de 2013, aplicando técnicas de controle do gás, para mitigar o impacto. Realizou também a aplicação de questionários para verificar a opinião dos moradores quanto à intensidade do odor emitido pela ETE. Para isso, dividiu o bairro em três regiões, como apresentado na figura 5.18.

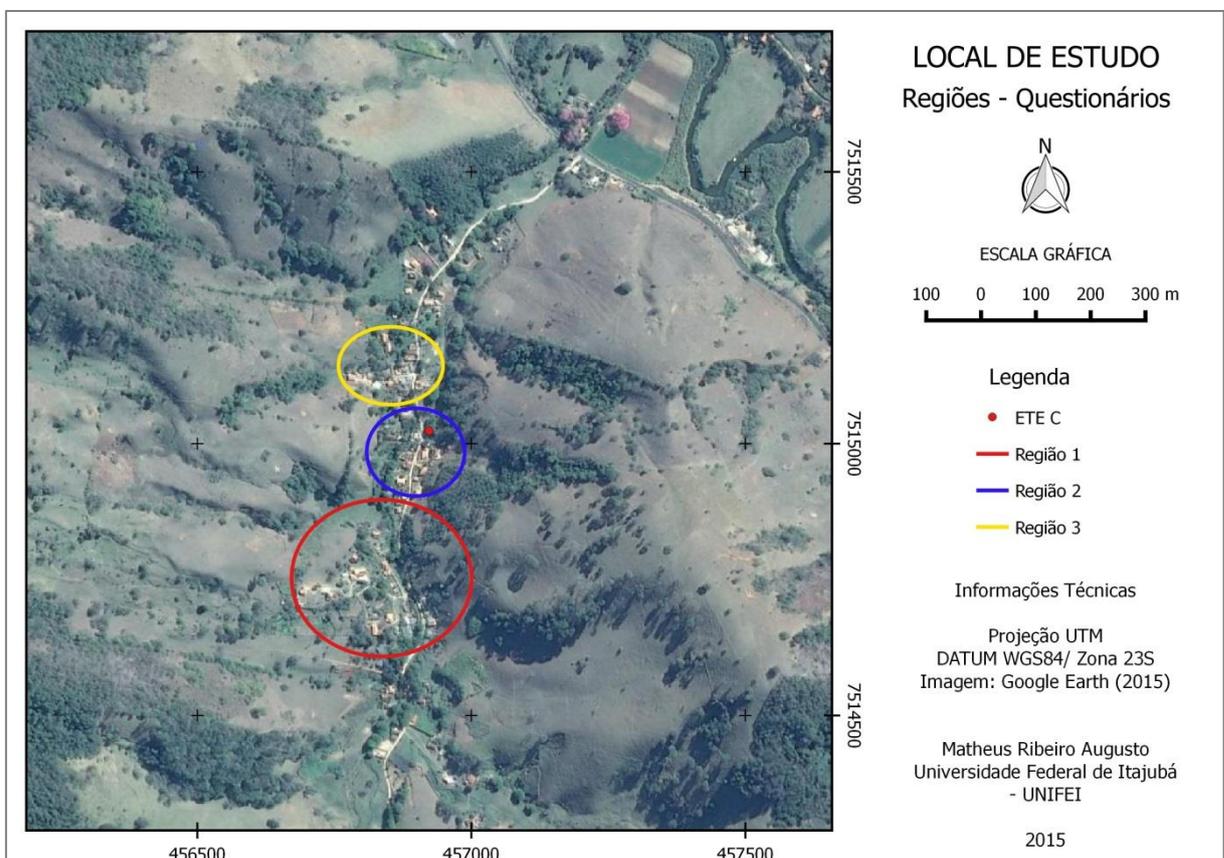


Figura 5.18 – ETE C: Regiões de aplicação dos questionários

Na região 1 (ao sul da ETE), 57 % dos entrevistados avaliaram o odor como muito forte durante todo ano, enquanto 14 % consideraram forte e 29 % fraco. Na região 2, mais próxima à ETE, 83 % dos entrevistados avaliaram o odor muito forte, enquanto 17 % consideraram fraco. Na região 3, ao norte da ETE, 67 % dos entrevistados avaliaram o odor muito forte, enquanto 33 % consideraram fraco. Dessa forma, segundo os resultados da pesquisa de Presotto (2014), o odor é mais intenso na região mais próxima à ETE. A região 3, ao norte da ETE, apresentou uma maior porcentagem de moradores que julgaram o odor como muito forte, comparada a região 1, ao sul da ETE. Essas tendências também foram observadas nas simulações de dispersão do sulfeto de hidrogênio realizadas para os períodos 1 (figuras 5.14 e 5.16) e 2 (figuras 5.15 e 5.17). No entanto, é válido ressaltar a subjetividade dos resultados dos questionários, visto que a percepção ao gás odorante varia muito entre indivíduos.

As figuras 5.19 e 5.20 representam a dispersão do sulfeto de hidrogênio na ETE C para os período 1 e 2, respectivamente, e correspondem à média do período (cenário médio).

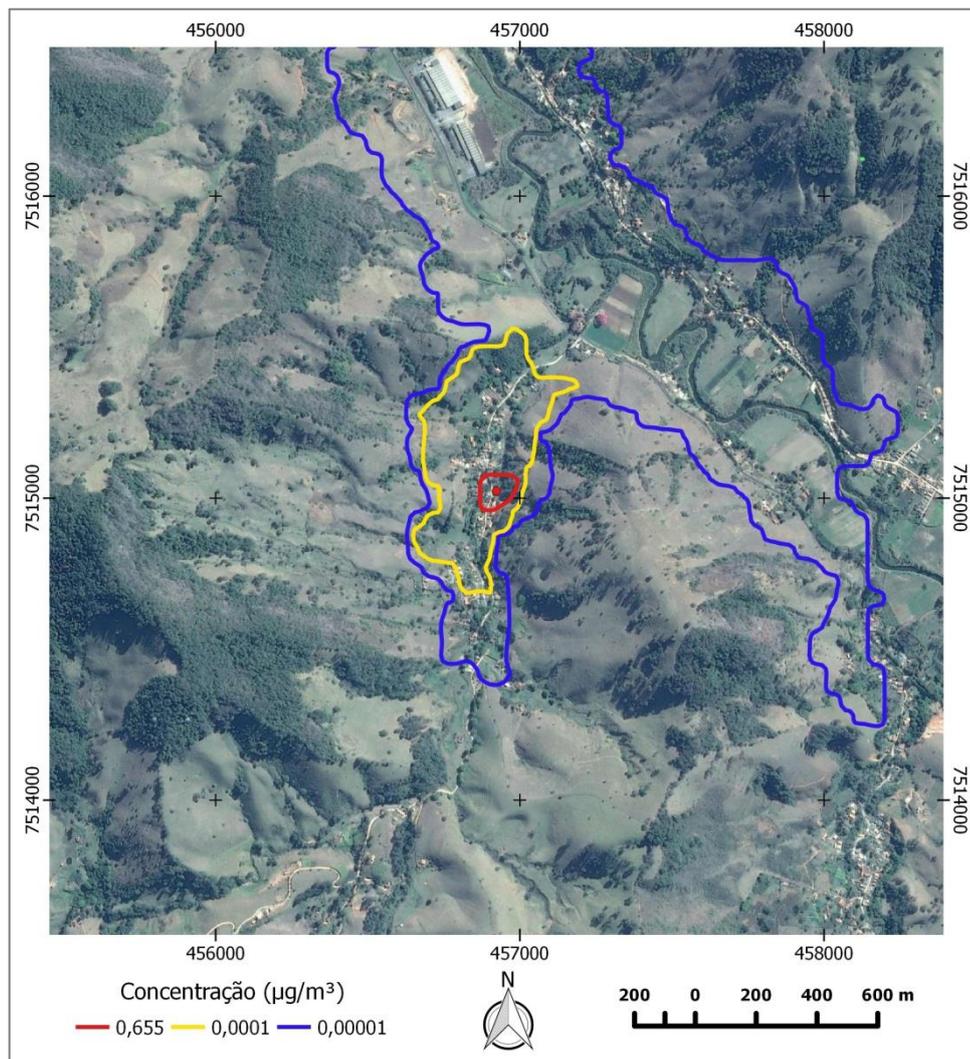


Figura 5.19 – Dispersão do  $\text{H}_2\text{S}$  na ETE C: Média do período (novembro e dezembro de 2013 – período 1)

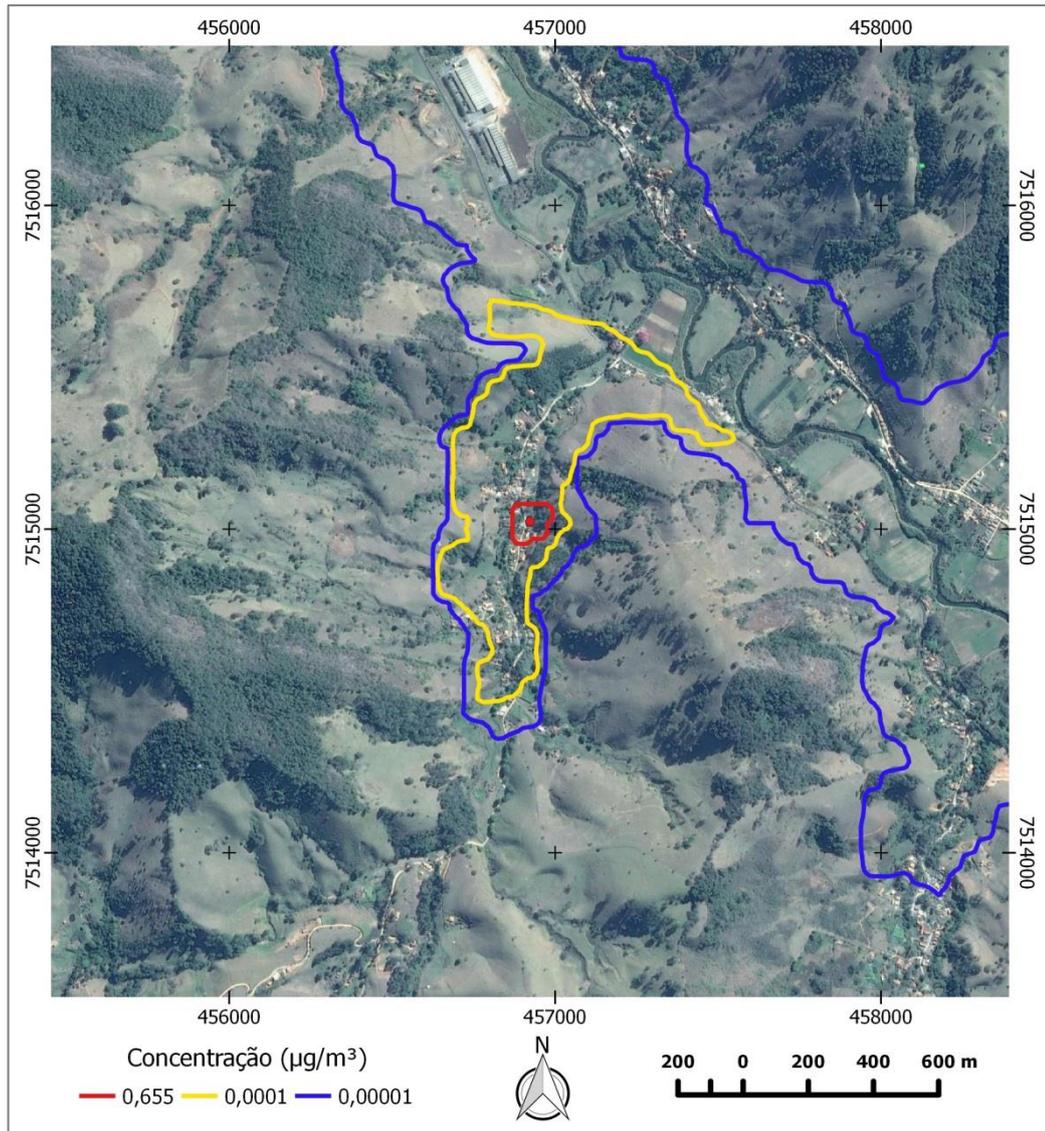


Figura 5.20 – Dispersão do  $\text{H}_2\text{S}$  na ETE C: Média do período (janeiro de 2014 – período 2)

A pluma de odor (isolinha de  $0,655 \mu\text{g m}^{-3}$ ), considerando-se o cenário médio de dispersão para o período 1 (figura 5.19), apresentou um alcance médio de 60 m ao redor da fonte. Já para o período 2 (figura 5.20), o alcance médio da pluma de odor foi ligeiramente superior: aproximadamente 65 m. Dessa forma, somente as residências vizinhas à fonte seriam impactadas na maior parte do tempo pelo forte odor do sulfeto de hidrogênio, para os dois períodos estudados.

Não foram determinados, para o cenário médio dos períodos 1 e 2, locais no exterior da unidade de tratamento que apresentaram concentrações superiores aos valores de referência para exposição crônica ( $150 \mu\text{g m}^{-3}$ ) e aguda ( $14 \cdot 10^3 \mu\text{g m}^{-3}$ ). No entanto, esses resultados são provenientes de um modelo, não validado e, portanto, não eliminam a necessidade de

monitoramento do poluente no local de estudo para verificar os reais riscos toxicológicos (USEPA, 1985; WHO, 2000).

As demais isolinhas, que representam baixas concentrações, foram plotadas apenas para indicar a direção do deslocamento da pluma. Verifica-se, para os dois períodos estudados, uma tendência de dispersão do poluente na direção norte-nordeste ( $22,5^\circ$ ) até a margem do rio Sapucaí, a partir da qual a pluma assume novas direções de deslocamento: noroeste ( $315^\circ$ ) e sudeste ( $135^\circ$ ).

Observa-se grande semelhança nas formas das plumas de sulfeto de hidrogênio considerando-se o cenário médio dos períodos 1 e 2.

As rosas dos ventos para o município onde está localizada a ETE C, referente aos meses de novembro e dezembro de 2013 (figura 5.21) e janeiro de 2014 (figura 5.22), foram plotadas com intuito de se verificar a influência da direção predominante dos ventos na orientação da pluma de sulfeto de hidrogênio.

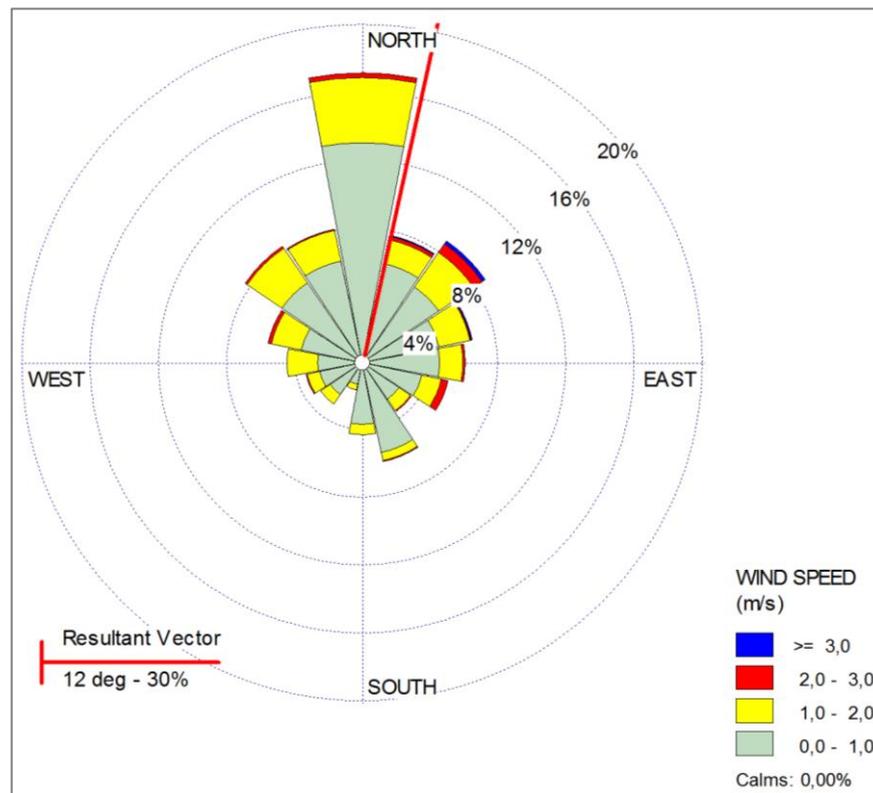


Figura 5.21 – ETE C: Rosa dos ventos referente aos meses de novembro e dezembro de 2013 (período 1)

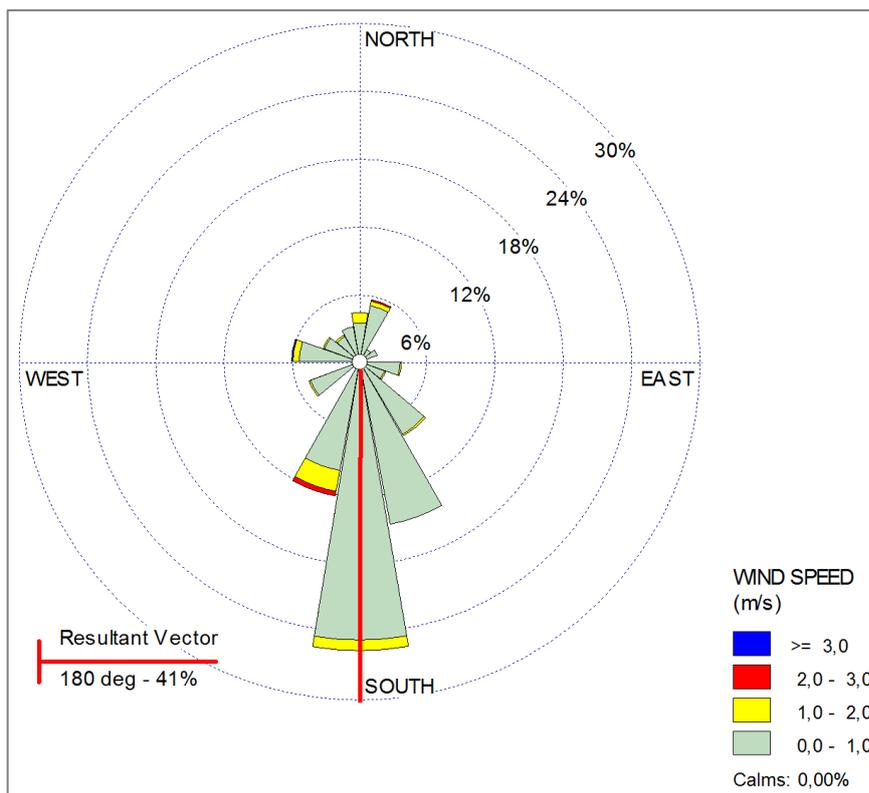


Figura 5.22 – ETE C: Rosa dos ventos referente ao mês de janeiro de 2014 (período 2)

No período 1, os ventos direcionados para o norte-nordeste (vetor resultante: aproximadamente  $12^\circ$ ) ocorreram com maior frequência. A dispersão média do poluente apresentou a mesma direção de deslocamento, ou seja, provavelmente a forçante vento apresentou influência direta na orientação da pluma de odor. Outros trabalhos que analisaram a dispersão do sulfeto de hidrogênio também constataram a influência direta do vento na orientação e deslocamento do poluente (O'SHAUGHNESSY; ALTMAIER, 2011; OLAFSDOTTIR; GARDARSSON, 2013; WAHAB et al., 2014).

No período 2, os ventos direcionados para o sul ( $180^\circ$ ) ocorreram com maior frequência. No entanto, analisando-se o deslocamento da pluma de sulfeto de hidrogênio, na figura 5.19, observa-se uma tendência de dispersão para região localizada a norte-nordeste ( $22,5^\circ$ ) da fonte. Dessa forma, segundo as simulações do modelo AERMOD, a dispersão do poluente está seguindo direção oposta ao vetor vento resultante (aproximadamente  $180^\circ$ ). Sendo assim, existem outras variáveis que possivelmente apresentam peso mais significativo na orientação da pluma para esse caso específico.

Segundo Olafsdottir, Gardarsson e Andradottir (2014) e Wahab et al. (2014), o relevo pode influenciar significativamente na orientação e deslocamento da pluma. Dessa forma, foi criada uma carta hipsométrica (figura 5.23), visando-se analisar a composição do relevo no

local de estudo e compreender a pequena ou inexistente influência do vento na dispersão do poluente para o período 2.

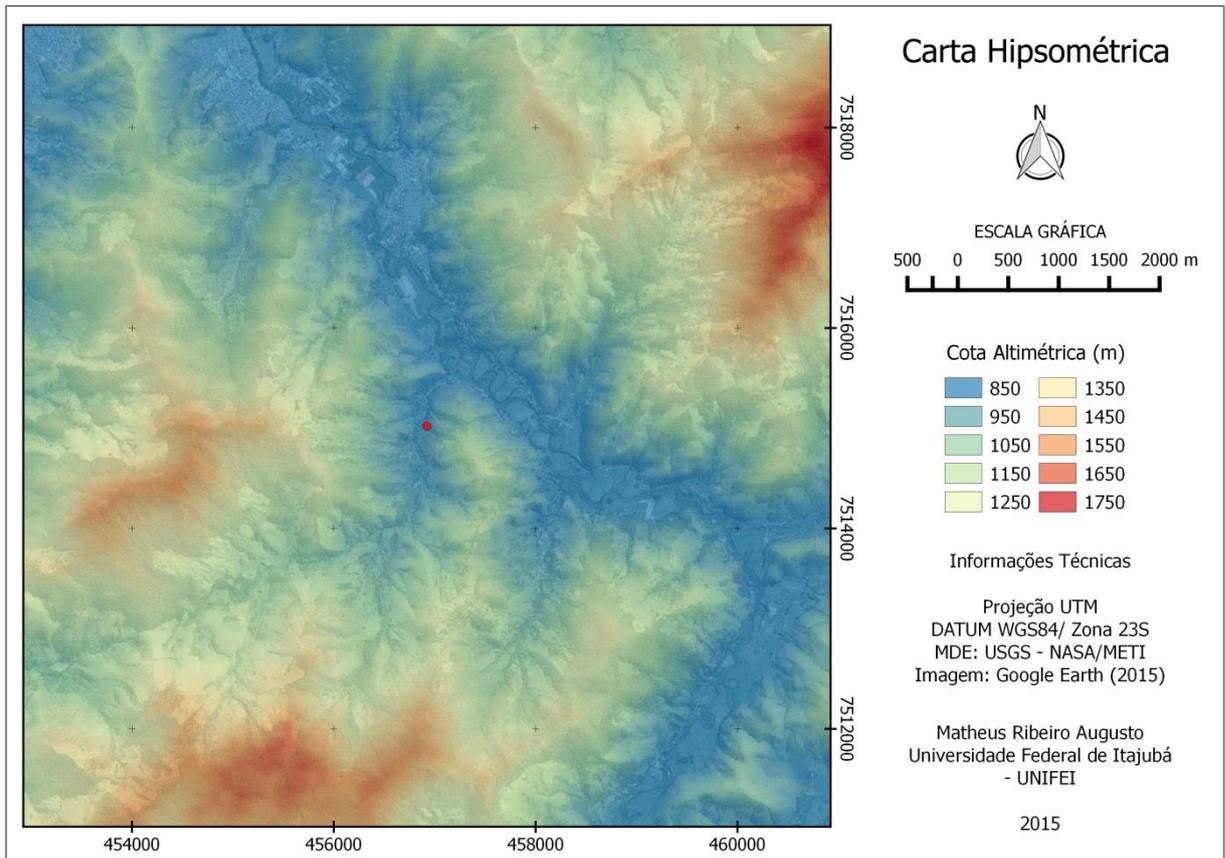


Figura 5.23 – ETE C: Carta hipsométrica do local de estudo

Observa-se que a ETE C, fonte de emissão do sulfeto de hidrogênio, está localizada em uma região de fundo de vale, ou seja, o local de estudo apresenta relevo irregular que pode influenciar significativamente na orientação do poluente.

A figura 5.24, apresenta uma carta temática, na qual foi realizada a sobreposição da isolinha de sulfeto de hidrogênio (cenário médio de dispersão para o período 2, figura 5.18) sobre a carta hipsométrica, para melhorar a visualização da influência da topografia na dispersão do poluente.

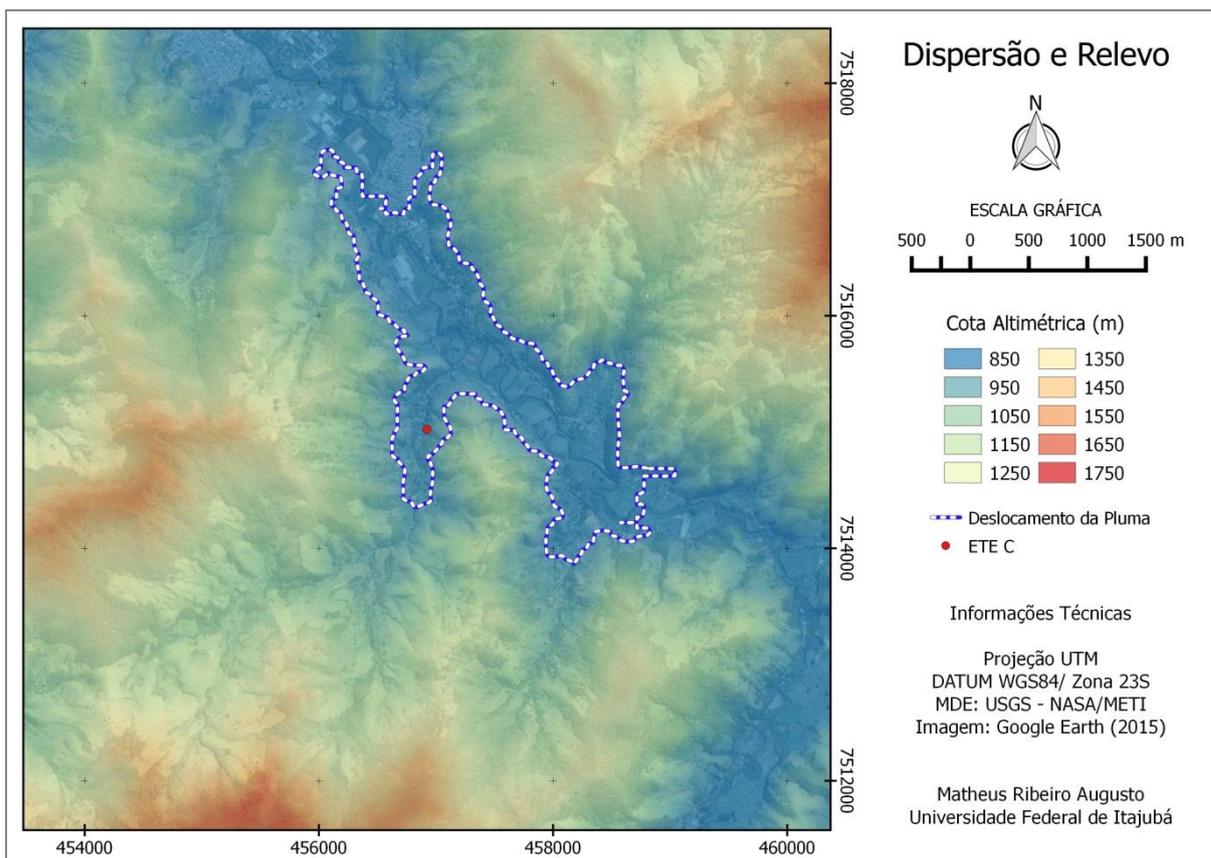


Figura 5.24 – ETE C: Influência do relevo na dispersão

Analisando-se a figura 5.24, verifica-se uma relação muito forte entre o deslocamento da pluma de sulfeto de hidrogênio e o relevo do local de estudo. O poluente tende a se concentrar nas regiões mais baixas, com altitude de 850 metros. Dessa forma, os altos topográficos (divisor de águas) que delimitam o bairro onde se localiza a ETE C atuam como barreiras que diminuem a efetividade da ação do vento e, portanto, dificultam a dispersão horizontal do poluente.

De maneira geral, analisando-se os dois diferentes períodos, nota-se que o sulfeto de hidrogênio apresenta a tendência de se concentrar nas proximidades da fonte. Dessa maneira, o impacto relacionado à emissão do gás odorante tende a ser restrito ao bairro rural. Evidentemente, um modelo não calibrado pode apresentar resultados não condizentes com a realidade. Dessa forma, a situação da ETE C quanto à emissão e dispersão de gases odorantes pode estar sendo subestimada, uma vez que o modelo AERMOD tende subestimar as concentrações (SOUZA, 2014).

Existem também outras possíveis fontes de erro na simulação de dispersão, tais como os dados meteorológicos de superfície (temperatura, nebulosidade, velocidade e direção do vento) e altitude (perfil vertical de temperatura). Os dados de vento são referentes a um

anemômetro instalado na Universidade Federal de Itajubá, localizada a aproximadamente 7 km do local de estudo. Essa grande distância pode causar um grande viés no estudo de dispersão, uma vez que o município mineiro está localizado em uma região montanhosa e as condições meteorológicas, como velocidade e direção do vento, na ETE C podem ser muito distintas do local do anemômetro. Os dados de altitude são inexistentes para a região de estudo, sendo assim, foi necessário estima-los em função dos dados de superfície. No entanto, a nebulosidade e altura de base das nuvens, informações também utilizadas na estimativa dos dados de altitude, são referentes ao aeroporto de São José dos Campos, local mais próximo da ETE C que realiza o monitoramento dessas variáveis meteorológicas.

Ainda assim, os resultados desse trabalho podem subsidiar novas pesquisas na ETE C. Através das simulações realizadas foi possível verificar quais regiões dentro do bairro possivelmente são mais impactadas pelo poluente. Dessa forma, é possível determinar pontos de monitoramento do poluente e criar estratégias de medição a partir das figuras de dispersão do gás sulfídrico criadas nesse trabalho, ou seja, novas pesquisas no local de estudo podem economizar tempo e equipamentos.

## 6 CONCLUSÃO

O trabalho comprovou a viabilidade da utilização de modelos matemáticos de emissão e dispersão para estudar o comportamento do sulfeto de hidrogênio na atmosfera. No estudo de caso 1 (ETE A e ETE B) foi realizada a validação do modelo de dispersão atmosférica, sendo assim, a metodologia utilizada pode ser empregada para projetos de futuras ETEs no município paranaense. O estudo de emissão para ETE A e ETE B revelou uma grande sensibilidade do modelo WATER9 a variações na carga afluyente de sulfeto de hidrogênio. As variáveis meteorológicas (temperatura e vento) não apresentaram grande influência na volatilização do composto para o modelo de emissão.

O estudo de dispersão para ETE A e ETE B, mostrou que o sulfeto de hidrogênio apresenta grande alcance e pode impactar significativamente a população que vive nos arredores das ETEs. Verificou-se que as plumas de odor, para o cenário médio de emissão e dispersão de ambas as ETEs, apresentaram as mesmas direções de deslocamento dos ventos.

A pluma de odor proveniente da ETE C apresentou um alcance restrito ao bairro rural e principalmente às proximidades da unidade de tratamento. No entanto, o modelo não foi validado e a situação real pode estar sendo subestimada. Ainda assim, foram verificadas as influências do relevo e da direção dos ventos na orientação da pluma. Observou-se, para o período 1 (novembro e dezembro de 2013), que o poluente e o vento apresentaram mesma direção resultante de deslocamento. No entanto, para o outro período analisado (período 2 – janeiro de 2014) o deslocamento do poluente apresentou direção oposta ao vetor resultante dos ventos. Em contrapartida, verificou-se uma grande relação entre a orientação da pluma de odor e o relevo do local de estudo.

De maneira geral, os modelos apresentaram resultados satisfatórios no estudo da emissão e dispersão do sulfeto de hidrogênio proveniente de unidades anaeróbias de tratamento de águas residuárias. Para o município paranaense o modelo foi validado e pode ser utilizados para futuros projetos. Ações preventivas podem ser estudadas ainda na fase de concepção da ETE, de forma a minimizar impactos futuros. Além disso, a definição de locais apropriados para instalação de uma ETE, levando-se em consideração a dispersão do gás odorante, pode resultar em grande economia em mitigação do impacto ambiental, que ocorreria através de equipamentos de controle, cujo custo de implantação e operação muitas vezes é elevado.

Para trabalhos futuros, recomenda-se:

- Validação do modelo de volatilização do sulfeto de hidrogênio WATER9 através de medições da taxa de emissão real do poluente na ETE A e na ETE B.

- Monitoramento do sulfeto de hidrogênio na atmosfera para pontos mais distantes da ETE A e da ETE B, uma vez que modelos gaussianos tendem a perder a precisão para domínios de modelagem muito extensos.
- Utilização de outros modelos de dispersão (por exemplo, o CALPUFF, modelo regulatório de pluma não-estacionária também recomendado pela USEPA) e comparação com os dados gerados nessa pesquisa.
- Monitoramento do poluente nos arredores da ETE C, para fins de validação do modelo de dispersão.
- Utilização de modelos que considerem a deposição úmida do poluente e mecanismos de interceptação (construções, cercas vivas, telas, entre outros).

# APÊNDICE A

```
*****
** AERMET Input File - ESTÁGIO 1 ** Produzido por: Matheus Ribeiro Augusto
** Data: 01/07/2015
** Projeto: Dispersão do Gás Sulfídrico – ETE A e ETE B
*****
```

```
*****
** JOB - Definição dos arquivos de relatórios do Estágio 1
*****
```

## JOB

```
** Resumo da compilação - Nome do arquivo de saída **
REPORT 0813_MET.RP1
** Relatório de erros e avisos da compilação - Nome do arquivo de saída **
MESSAGES 0813_MET.MG1
```

```
*****
** UPPERAIR - Extração dos dados meteorológicos de altitude
*****
```

## UPPERAIR

```
** Indicação do arquivo de entrada bem como sua extensão - Dados meteorológicos de
altitude **
DATA 08_13_AfonsoPena_Altitude.fsl FSL
** Extração dos dados **
EXTRACT 0813_MET.UAX
** Avaliação da qualidade dos dados - Preparando arquivo de entrada do Estágio 2 **
QAOUT 0813_MET.UQA
** Definição do intervalo de tempo para extração **
XDATES 2013/08/01 TO 2013/08/31
** Informações da estação meteorológica: ID - Latitude - Longitude - Fator de conversão para
horário local - Altitude**
LOCATION 83840 25.52S 49.17W 0 908.0
```

```
*****
** SURFACE - Extração dos dados meteorológicos de superfície
*****
```

## SURFACE

```
** Indicação do arquivo de entrada bem como sua extensão - Dados meteorológicos de
superfície **
DATA 0813_MET.sam SAMSON
** Extração dos dados **
EXTRACT 0813_MET.SAX
** Avaliação da qualidade dos dados - Preparando arquivo de entrada do Estágio 2 **
QAOUT 0813_MET.SQA
** Definição do intervalo de tempo para extração **
XDATES 2013/08/01 TO 2013/08/31
** Informações da estação meteorológica: ID - Latitude - Longitude - Fator de conversão para
horário local **
LOCATION 83840 25.52S 49.17W 0 908.0
```

## APÊNDICE B

\*\*\*\*\*

\*\* AERMET Input File - ESTÁGIO 2 \*\* Produzido por: Matheus Ribeiro Augusto

\*\* Data: 01/07/2015

\*\* Projeto: Dispersão do Gás Sulfídrico – ETE A e ETE B

\*\*\*\*\*

\*\*\*\*\*

\*\* JOB - Definição dos arquivos de relatórios do Estágio 2

\*\*\*\*\*

JOB

\*\* Resumo da compilação - Nome do arquivo de saída \*\*

REPORT 0813\_MET.RP2

\*\* Relatório de erros e avisos da compilação - Nome do arquivo de saída \*\*

MESSAGES 0813\_MET.MG2

\*\*\*\*\*

\*\* UPPERAIR - Entrada de dados meteorológicos de altitude

\*\*\*\*\*

UPPERAIR

\*\* Indicação do dado de entrada (arquivo de saída do Estágio 1) \*\*

QAOUT 0813\_MET.UQA

\*\*\*\*\*

\*\* SURFACE - Entrada de dados meteorológicos de superfície

\*\*\*\*\*

SURFACE

\*\* Indicação do dado de entrada (arquivo de saída do Estágio 1) \*\*

QAOUT 0813\_MET.SQA

\*\*\*\*\*

\*\* MERGE - Combinação dos dados de superfície e altitude em blocos de 24 horas

\*\*\*\*\*

MERGE

\*\* Definição do arquivo de saída do Estágio 2 \*\*

OUTPUT 0813\_MET.MRG

\*\* Definição do intervalo de tempo para a combinação dos dados \*\*

XDATES 2013/08/01 TO 2013/08/31

## APÊNDICE C

```

*****
** AERMET Input File - ESTÁGIO 3 ** Produzido por: Matheus Ribeiro Augusto
** Data: 01/07/2015
** Projeto: Dispersão do Gás Sulfídrico - ETE A e ETE B
*****

*****
** JOB - Definição dos arquivos de relatórios do Estágio 3
*****

JOB
** Resumo da compilação - Nome do arquivo de saída **
REPORT 0813_MET.RP3
** Relatório de erros e avisos da compilação - Nome do arquivo de saída **
MESSAGES 0813_MET.MG3

*****
** METPREP - Cálculo dos parâmetros da CLP
*****

METPREP
** Indicação do dado de entrada - Arquivo de saída do Estágio 2 **
DATA 0813_MET.MRG
MODEL AERMOD
** Definição dos arquivos de saída - Surface File (SFC) e Profile File (PFL) **
OUTPUT 0813_MET.SFC
PROFILE 0813_MET.PFL
** Definição do intervalo de tempo para cálculos **
XDATES 2013/08/01 TO 2013/08/31
** Informações da estação meteorológica: ID - Latitude - Longitude - Fator de conversão para
horário local **
LOCATION 83840 25.52S 49.17W 0 908.0
** METHOD - Opções avançadas do modelo **
METHOD REFLEVEL SUBNWS
METHOD WIND_DIR RANDOM
** Definição da altura do instrumento de medição **
NWS_HGT WIND 10
** DEFINIÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS DE SUPERFÍCIE **
** FREQ_SECT: Frequência da variação das características (Período) - Número de setores
classificados **
FREQ_SECT ANNUAL 1
** Divisão dos setores: ID - Início (graus) - Fim do setor (graus) **
SECTOR 1 0 360
** SITE_CHAR: Período - ID - Albedo - Razão de Bowen - Rugosidade **
SITE_CHAR 1 1 0.35 1.50 1.00

```

## APÊNDICE D

\*\*\*\*\*

\*\* AERMAP Input File \*\* Produzido por: Matheus Ribeiro Augusto

\*\* Data: 03/07/2015

\*\* Projeto: Dispersão do Gás Sulfídrico - ETE A

\*\*\*\*\*

\*\*\*\*\*

\*\* AERMAP Control Pathway (Bloco de Controle)

\*\*\*\*\*

CO STARTING

\*\* Título do projeto \*\*

TITLEONE Dispersão do Gás Sulfídrico - ETE A

TERRHGTS EXTRACT

\*\* Tipo do Modelo Digital de Elevação: NED - National Elavation Data \*\*

DATATYPE NED

\*\* Nome do arquivo DEM \*\*

DATAFILE ASTGTM2\_S26W050\_dem.TIF

\*\* Domínio da Modelagem - Longitude, Latitude e zona UTM das extremidades do retângulo envolvente \*\*

DOMAINXY 652836 7166719 -22 684836 7198719 -22

\*\* Opção de conversão de coordenadas para manter o projeto e o arquivo DEM na mesma projeção - UTM \*\*

ANCHORXY 0.0 0.0 0.0 0.0 -22 3

RUNORNOT RUN

CO FINISHED

\*\*\*\*\*

\*\* AERMAP Source Pathway (Bloco da Fonte)

\*\*\*\*\*

SO STARTING

\*\* Fonte: ID - Tipo - Longitude - Latitude \*\*

LOCATION ETEA AREAPOLY 668815.000 7182761.000 0.0

SO FINISHED

\*\*\*\*\*

\*\* AERMAP Receptor Pathway (Bloco dos Receptores)

\*\*\*\*\*

RE STARTING

\*\* Criação da grade de receptores - Grade Cartesiana \*\*

\*\* Grade: ID \*\*

GRIDCART UCART1 STA

\*\* Xinicial - nº rept. em X - Incremento - Yinicial - nº recept. em Y - Incremento \*\*

XYINC 653836 61 500.00 7167719 61 500.00

GRIDCART UCART1 END

DISCCART 668862.00 7182615.00

DISCCART 668819.00 7182598.00

DISCCART 668690.00 7182579.00

DISCCART 668942.00 7182632.00

DISCCART 668921.00 7182544.00  
DISCCART 668827.00 7182491.00  
DISCCART 668666.00 7182393.00  
DISCCART 668676.00 7182298.00  
DISCCART 668723.00 7182139.00  
DISCCART 668605.00 7182178.00  
DISCCART 668386.00 7182847.00  
DISCCART 668667.00 7182919.00  
DISCCART 668111.00 7182379.00

RE FINISHED

\*\*\*\*\*

\*\* AERMAP Output Pathway (Bloco de Saída)

\*\*\*\*\*

OU STARTING

\*\* Definição dos arquivos de saída \*\*

RECEPTOR RELEVO\_ETEA.ROU

SOURCLOC RELEVO\_ETEA.SOU

OU FINISHED

## APÊNDICE E

```
*****
** AERMOD (Módulo Principal) Input File ** Produzido por: Matheus Ribeiro Augusto
** Data: 26/07/2015
** Projeto: Dispersão do Gás Sulfídrico - ETE A
*****
```

```
*****
** AERMOD Control Pathway (Bloco de Controle)
*****
```

### CO STARTING

```
** Título do projeto **
  TITLEONE Dispersão do Gás Sulfídrico - ETE A
** Opções gerais do modelo **
  MODELOPT DFAULT CONC
** Médias temporais **
** Média horária e de todo período **
  AVERTIME 24 PERIOD
** Determinação do poluente **
  POLLUTID H2S
  RUNORNOT RUN
CO FINISHED
```

```
*****
** AERMOD Source Pathway (Bloco da Fonte)
*****
```

### SO STARTING

```
** Localização da Fonte: ID - Tipo - Longitude - Latitude - Altitude **
  LOCATION ETEA AREAPOLY 668815.000 7182761.000 891.000
** Parâmetros da Fonte: ID - Taxa de emissão específica (g/s m²) - Altura de emissão (m) -
Nº de vértices do polígono **
  SRCPARAM ETEA 0.000076 0.000 6
** Posição dos vértices do polígono: Longitude - Latitude **
  AREAVERT ETEA 668815.000 7182761.000 668857.000 7182761.000
  AREAVERT ETEA 668857.000 7182677.000 668836.000 7182677.000
  AREAVERT ETEA 668836.000 7182719.000 668815.000 7182719.000
** Definição das fontes que serão consideradas na modelagem **
  SRCGROUP ALL
SO FINISHED
```

```
*****
** AERMOD Receptor Pathway (Bloco dos Receptores)
*****
```

### RE STARTING

```
** Indicação do arquivo gerado no pré-processador AERMAP **
  INCLUDED RELEVO_ETEA.rou
RE FINISHED
```

```

*****
** AERMOD Meteorological Pathway (Bloco de Meteorologia)
*****
ME STARTING
** Indicação do Arquivo de Superfície (SFC) gerado no pré-processador AERMET **
SURFFILE 0813_MET.SFC
** Indicação do Arquivo de Perfil (PFL) gerado no pré-processador AERMET **
PROFFILE 0813_MET.PFL
** Identificação da estação meteorológica (dados de superfície): ID - Ano **
SURFDATA 83840 2013
** Identificação da estação meteorológica (dados de altitude): ID - Ano **
UAIRDATA 83840 2013
** Elevação de base da torre meteorológica em relação ao nível do mar **
PROFBASE 0 METERS
ME FINISHED

*****
** AERMOD Output Pathway (Bloco de Saída)
*****
OU STARTING
** Resultados - Médias Temporais **
** Média mais alta de todo período **
RECTABLE ALLAVE 1ST
** Média diária mais elevada **
RECTABLE 24 1ST
** Definição dos arquivos de saída **
** PLOTFILE: Média temporal - Fontes - Ordem - Pasta/nome do arquivo **
PLOTFILE 24 ALL 1ST ETE_A_PLOT\24H1.PLT
PLOTFILE PERIOD ALL ETE_A_PLOT\PE.PLT
OU FINISHED

```

## REFERÊNCIAS

AGRAWAL, L. K.; HARADA, H.; OKUI, H. Treatment of dilute wastewater in a UASB reactor at a moderate temperature: performance aspects. **Journal of fermentation and bioengineering**, v. 83, n. 2, p. 179-184, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 9469**: Projeto de redes coletoras de esgoto sanitário. Rio de Janeiro: ABNT, 2002. 24 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 12209**: Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários. 2. ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2011. 53 p.

BELLI FILHO, P.; DA COSTA, R. H. R.; GONÇALVES, R. F.; CORAUCCI FILHO, B.; LISBOA, H. M. Tratamento de odores em sistemas de esgotos sanitários. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). **Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: PROSAB/FINEP, 2001. p. 455-490.

BRASIL. **NR 15** – Atividades e Operações Insalubres. Brasília: Ministério do Trabalho e Emprego, 2011.

CHANG, J. C.; HANNA, S. R. Air quality model performance evaluation. **Meteorology and Atmospheric Physics**, Austria, v. 87, n. 1 – 3, p. 167 – 196, 2004.

CHANG, J. C.; HANNA, S. R. **Technical Descriptions and User's Guide for the BOOT Statistical Model Evaluation Software Package, Version 2.0**. 2005.

CHAPELA, F. C.; BRAVO, A. D.; SOUTO, J. A.; FILIPPI, G. R. Modeling the Odor Generation in WWTP: An Integrated Approach Review. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 225, n. 6, p. 1-15, 2014.

CHEN, D.; SZOSTAK, P. Factor analysis of H<sub>2</sub>S emission at a wastewater lift station: A case study. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrech, v. 185, n. 4, p. 3551-3560, 2013.

CHERNICHARO, C. A. L.; HAANDEL, A. V.; AISSE, M. M.; CAVALCANTI, P. F. F. Reatores Anaeróbios de Manta de Lodo. In: CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbio e disposição controlada no solo**. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 464 p.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípio do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1997. 380 p.

CHERNICHARO, C. A. L.; STUETZ, R. M.; SOUZA, C. L.; DE MELO, G. C. B. Alternativas para o controle de emissões odorantes em reatores anaeróbios tratando esgoto doméstico. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 15, n. 3, p. 229-236, 2010.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. Decreto nº 8468, de 08 de setembro de 1976. Regulamenta a Lei nº 997, de maio de 1976, que dispõe

sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, SP, 09 set. 1976.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL – COPAM. Deliberação Normativa nº 187, de 19 de setembro de 2013. Estabelece condições e limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado de Minas Gerais**, Belo Horizonte, MG, 20 set. 2013.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução nº 03, de 28 de junho de 1990. Dispõe sobre os padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 22 ago. 1990. Seção 1, p. 15937 – 15939.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução nº 436, de 22 de dezembro de 2011. Estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas instaladas ou com pedido de licença de instalação anteriores a 02 de janeiro de 2007. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 26 dez. 2011. p. 304 – 311.

DOURADO, H.; SANTOS, J.; REIS JR, N.; MELO, A. M. V. The Effects of Atmospheric Turbulence on Peak-to-Mean Concentration Ratio and its Consequence on the Odour Impact Assessment Using Dispersion Models. **Chemical Engineering Transactions**, v. 30, p. 163–168, 2012.

GLÓRIA, R. M. **Estudos dos processos de formação, acumulação, emissão e oxidação do sulfeto de hidrogênio em reatores UASB tratando esgotos domésticos**. Belo Horizonte, MG: UFMG, 2009. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, 2009.

GOSTELOW, P.; PARSONS, S. A.; STUETZ, R. M. Odour measurements for sewage treatment works. **Water Research**, v. 35, n. 3, p. 579-597, 2001.

GOVERNO DO ESTADO DE GOIÁS. Decreto nº 1.745, de 06 de dezembro de 1979. Regulamenta a Lei nº 8.544, de 17 de outubro de 1978, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. **Diário Oficial do Estado de Goiás**, Goiânia, GO, 07 dez. 1979.

GOVERNO DO ESTADO DE SANTA CATARINA. Decreto nº 14.250, de 5 de junho de 1981. Regulamenta a lei nº 5.793, de 15 de outubro de 1980, referente à Proteção e a Melhoria da Qualidade Ambiental. **Diário Oficial do estado de Santa Catarina**, Florianópolis, SC, 09 jun. 1981.

GRASEL, A. M. **Determinação de sulfeto de hidrogênio nas proximidades de estações de tratamento de esgoto em Curitiba – PR, Brasil**. Curitiba, PR: UFPR, 2014. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade Federal do Paraná, 2014.

GULIA, S.; KUMAR, A.; KHARE, M. Performance evaluation of CALPUFF and AERMOD dispersion models for air quality assessment of an industrial complex. **Journal of Scientific & Industrial Research**, v. 74, p. 302-307, 2015.

HAO, O. J. Sulphate-reducing bacteria. In: MARA, D.; HORAN, N (Ed.). **Handbook of water and wastewater microbiology**. London: Academic Press, 2003. p. 459–469.

HANNA, S. R.; HANSEN, O. R.; DHARMAVARAM, S. FLACS CFD air quality model performance evaluation with Kit Fox, MUST, Prairie Grass, and Emu observations. **Atmospheric Environment**, v. 38, n. 28, p. 4675–4687, 2004.

HOLMES, N. S.; MORAWSKA, L. A review of dispersion modelling and its application to the dispersion of particles: An overview of different dispersion models available. **Atmospheric Environment**, v. 40, n. 30, p. 5902-5928, 2006.

JEONG, S. J. CALPUFF and AERMOD Dispersion Models for Estimating Odor Emissions from Industrial Complex Area Sources. **Asian Journal of Atmospheric Environment**, v. 5-1, p. 1–7, 2011.

LATOS, M.; KARAGEORGOS, P.; KALOGERAKIS, N.; LAZARIDIS, M. Dispersion of Odorous Gaseous Compounds Emitted from Wastewater Treatment Plants. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 215, n. 1, p. 667-677, 2011.

LEWIS, W. K.; WHITMAN, W. G. Principle of gas absorption. **Industrial and Engineering Chemistry**, v. 16, n. 12, p. 1215-1220, 1924.

LILIAMTIS, T. B.; MANCUSO, P. C. S. A geração de maus odores na rede coletora de esgotos do município de Pereira Barreto: um problema de saúde pública. **Saúde e Sociedade**, São Paulo, v. 12, n. 2, p. 86-93, 2003.

LISBOA, H. M.; GUILLOT, J. M.; FANLO, J. L.; LE CLOIREC, P. Dispersion of odorous gases in the atmosphere — Part I: Modeling approaches to the phenomenon. **Science of The Total Environment**, v. 361, n. 1-3, p. 220-228, 2006.

MEIRA, L. H. R. **Estudo da remoção de sulfeto de hidrogênio e amônia utilizando resíduos alcalinos da construção civil**. Itajubá: UNIFEI, 2014. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade Federal de Itajubá, 2014.

MELO, A. M. V. **Avaliação de desempenho dos modelos AERMOD e CALPUFF associados ao modelo PRIME**. Vitória: UFES, 2011. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade Federal do Espírito Santo, 2011.

MELO, A. M. V.; SANTOS, J. M.; MAVROIDIS, I.; REIS JR, N. C. Modelling of odour dispersion around a pig farm building complex using AERMOD and CALPUFF. Comparison with wind tunnel results. **Building and Environment**, v. 56, p. 8-20, 2012.

MOHAN, M.; BHATI, S.; SREENIVAS, A.; MARRAPU, P. Performance Evaluation of AERMOD and ADMS-Urban for Total Suspended Particulate Matter Concentrations in Megacity Delhi. **Aerosol and Air Quality Research**, v. 11, p. 883–894, 2011.

MONTEIRO, V. C. **Implementação de levantamento de pluma de chaminés no modelo de dispersão de poluentes atmosféricos MODELAR**. Curitiba, PR: UFPR, 2014. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade Federal do Paraná, 2014.

NOYOLA, A.; SAGASTUME, J. M. M.; HERNANDÉZ, J. E. L. Treatment of biogas produced in anaerobic reactors for domestic wastewater: odor control and energy/resource recovery. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, n.1, p. 93-114, 2006.

OLAFSDOTTIR, S.; GARDARSSON, S. M.; ANDRADOTTIR, H. O. Spatial distribution of hydrogen sulfide from two geothermal power plants in complex terrain. **Atmospheric Environment**, v. 82, p. 60-70, 2014.

O'SHAUGHNESSY, P. T.; ALTMAIER, R. Use of AERMOD to determine a hydrogen sulfide emission factor for swine operations by inverse modeling. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 27, p. 4617-4625, 2011.

PRESOTTO, A. B. T. **Estudo do controle de emissões de sulfeto de hidrogênio em sistema de tratamento anaeróbio de esgoto doméstico através de adsorção em carvão**. Itajubá: UNIFEI, 2014. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade Federal de Itajubá, 2014.

RODRIGUES, A. C. **Estimativa da taxa de emissão de sulfeto de hidrogênio em lagoa anaeróbia no tratamento de esgotos domésticos**. Vitória: UFES, 2011. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade Federal do Espírito Santo, 2011.

ROOD, A. S. Performance evaluation of AERMOD, CALPUFF, and legacy air dispersion models using the Winter Validation Tracer Study dataset. **Atmospheric Environment**, v. 89, p. 707-720, 2014.

ROSA, A. F. M. **Modelagem da concentração de dióxido de enxofre na região de Candiota-RS utilizando o modelo AERMOD**. Porto Alegre: UFRGS, 2012. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2012.

RUTH, J. H. Odor Thresholds and Irritation Levels of Several Chemical Substances: A Review. **American Industrial Hygiene Association**, v. 46, p. 142 – 151, 1986.

SÁ, L. M. **Modelagem matemática da formação e emissão do gás sulfídrico no tratamento de esgotos domésticos**. Vitória: UFES, 2011. Originalmente apresentada como tese de doutorado, Universidade Federal do Espírito Santo, 2011.

SANDER, R. **Compilation of Henry's law constants for inorganic and organic species of potential importance in environmental chemistry**. Germany: Air Chemistry Department, Max-Planck Institute of Chemistry, 1999. 107 p.

SANTOS, J. M.; GRIFFITHS, R. F.; REIS JR, N. C.; MAVROIDIS, I. Experimental investigation of averaging time effects on building influenced atmospheric dispersion under different meteorological stability conditions. **Building and Environment**, v. 44, n. 6, p. 1295–1305, 2009.

SANTOS, J. M.; KREIM, V.; JEAN-MICHEL, G.; REIS JR., N. C.; SÁ, L. M.; HORAN, N. J. An experimental determination of the H<sub>2</sub>S overall mass transfer coefficient from quiescent surfaces at wastewater treatment plants. **Atmospheric Environment**, v. 60, p. 18-24, 2012.

SANTOS, J. M.; SÁ, L. M.; REIS JR, N. C.; GONÇALVES, R. F.; SIQUEIRA, R. N. Modelling hydrogen sulphide emission in a WWTP with UASB reactor followed by aerobic biofilters. **Water Science & Technology**, v. 54, n. 9, p. 173-180, 2006.

SANTOS, J. M.; SÁ, L. M.; REIS JR, N. C.; HORAN, N. J. Kinetic models of hydrogen sulphide formation in anaerobic bioreactors. **Environmental Technology Reviews**, v. 2, n.1, p. 45-54, 2013.

SECRETARIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS – SEMA. Resolução nº 06, de 26 de março de 2014. Estabelece padrões de emissão e critérios de atendimento para fontes industriais, comerciais e de serviços; padrões de condicionamento; e metodologias a serem utilizadas para determinação de emissões. **Diário Oficial do Estado do Paraná**, Curitiba, PR, 26 mar. 2014.

SNSA – Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2013**. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2014. 181 p.

SILVA, A. B. **Avaliação da produção de odor na estação de tratamento de esgoto Paranoá e seus problemas associados**. Brasília: UNB, 2007. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade de Brasília, 2007.

SILVA, M. S.; CUNHA, B. A.; PIMENTEL, L. C. G.; GUERRERO, J. S. P.; VICENTINI, P. C. Análise comparativa da concentração de dióxido de enxofre via modelos regulatórios AERMOD e CALPUFF e monitoramento próximo às fontes de emissão da bacia aérea III – RMRJ. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 29, n. 2, p. 281-298, 2014.

SOUZA, C. L.. **Estudo das rotas de formação, transporte e consumo dos gases metano e sulfeto de hidrogênio resultantes do tratamento de esgoto doméstico em reatores UASB**. Belo Horizonte: UFMG, 2010. Originalmente apresentada como tese de doutorado, Universidade Federal de Minas Gerais, 2010.

SOUZA, F. F. C. **Comparação dos modelos AERMOD e SYMOS'97 para o cálculo de dispersão de odores: um estudo de caso em Uttenweiller**. Florianópolis, SC: UFSC, 2014. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, 2014.

STULL, R. B. Static Stability – An Update. **Bulletin American Meteorological Society**, v. 72, n.10, p. 1521-1529, 1991.

TADANO, Y. S.; BORILLO, G. C.; GODOI, A. F. L.; CICHON, A.; SILVA, T. O. B.; VALEBONA, F. B.; ERRERA, M. R.; NETO, R. A. P.; REMPEL, D.; MARTIN, L.; YANAMOTO, C. I.; GODOI, R. H. M. Gaseous emissions from a heavy-duty engine equipped with SCR after treatment system and fuelled with diesel and biodiesel: Assessment of pollutant dispersion and health risk. **Science of the Total Environment**, v. 500-501, p. 64 – 71, 2014.

TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 4. ed. New York: McGraw-Hill, 2003.

TSUTIYA, M. T.; ALEM SOBRINHO, P. **Coleta e transporte de esgoto sanitário**. 3. ed. Rio de Janeiro: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2011. 548 p.

TURNER, D. B. **Workbook of atmospheric dispersion estimates**. North Carolina: U.S.EPA, 1970. 86 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **AERMOD: Description of Model Formulation**. North Carolina: Research Triangle Park, 2004a. 91 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **AERSURFACE User's Guide**. North Carolina: Research Triangle Park, 2013. 34 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **Air Emission Models for Waste and Wastewater**. North Carolina: Research Triangle Park, 1994. 532 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **Design Manual: Odor and Corrosion Control in Sanitary Sewerage Systems and Treatment Plants**. Cincinnati: Office of Research and Development, 1985. 132 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **Toxicological Review of Hydrogen Sulfide**. Washington, DC, 2003. 74 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **User's guide for the AERMOD meteorological processor (AERMET)**. North Carolina: Research Triangle Park, 2004b. 252 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **User's guide for the AERMOD terrain processor (AERMAP)**. North Carolina: Research Triangle Park, 2004c. 106 p.

VON SPERLING, M.; MOTA, F. S. B (Coord.). **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB), Rio de Janeiro: ABES, 2009. 428 p.

WEF – WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Nutrient Removal: WEF Manual of Practice n° 34**. USA: McGraw-Hill, 2010. 676 p.

WHITMAN, W. G. A preliminary experimental confirmation of the two-film theory of gas absorption. **Chemical & Metallurgical Engineering**, v. 29, p. 146-148, 1923.

WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO. **Air Quality Guidelines for Europe**. 2. ed. Copenhagen, 2000. 273 p.