UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

PHILIPE UHLIG SIQUEIRA

ESTUDO EXPERIMENTAL DE TRANSFERÊNCIA DE MASSA ENTRE AS FASES LÍQUIDA E GASOSA NO INTERIOR DE UM TÚNEL DE VENTO PORTÁTIL UTILIZADO PARA ESTIMATIVA DAS TAXAS DE EMISSÃO PARA COMPOSTOS ODORANTES

PHILIPE UHLIG SIQUEIRA

ESTUDO EXPERIMENTAL DE TRANSFERÊNCIA DE MASSA ENTRE AS FASES LÍQUIDA E GASOSA NO INTERIOR DE UM TÚNEL DE VENTO PORTÁTIL UTILIZADO PARA ESTIMATIVA DAS TAXAS DE EMISSÃO PARA COMPOSTOS ODORANTES

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Área de concentração: Poluição do Ar

Orientadores: Prof. Dr. Bruno Furieri

Prof^a. Dr^a. Jane Meri Santos

Ficha catalográfica disponibilizada pelo Sistema Integrado de Bibliotecas - SIBI/UFES e elaborada pelo autor

Siqueira, Philipe Uhlig, 1994-

Se

Estudo experimental de transferência de massa entre as fases líquida e gasosa no interior de um túnel de vento portátil utilizado para estimativa das taxas de emissão para compostos odorantes / Philipe Uhlig Siqueira. - 2022.

117 f.: il.

Orientador: Bruno Furieri.

Coorientadora: Jane Meri Santos.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) -Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico.

1. Atmosfera. 2. Ar - Poluição. 3. Mecânica dos fluidos. 4. Turbulência atmosférica. 5. Transferência - Massa. I. Furieri, Bruno. II. Santos, Jane Meri. III. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico. IV. Título.

CDU: 628



ESTUDO EXPERIMENTAL DE TRANSFERÊNCIA DE MASSA ENTRE AS FASES LÍQUIDA E GASOSA NO INTERIOR DE UM TÚNEL DE VENTO PORTÁTIL UTILIZADO PARA ESTIMATIVA DAS TAXAS DE EMISSÃO PARA COMPOSTOS ODORANTES

Philipe Uhlig Siqueira

Ba	anca Examinadora:
	Prof. Dr. Bruno Furieri
	Orientador - PPGEA/CT/UFES
-	Prof. ^a Dr. ^a Jane Meri Santos Coorientadora – PPGEA/CT/UFES
=	Prof. Dr. Neyval Costa Reis Jr. Examinador Interno – PPGEA/CT/UFES
-	Prof. Dr. Igor Braga de Paula Examinador Externo – PUC-Rio

ELISA VALENTIM GOULART

Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

Vitória/ES, 29 de agosto de 2022



AGRADECIMENTOS

Inicialmente gostaria de agradecer a Deus, o único. Sem Ele, não seria possível concluir essa importante etapa na minha vida. Todo esse trabalho foi realizado para honra e glória d'Ele.

Agradeço aos meus pais, Francisco e Maria José, por terem me dado todo o suporte emocional necessário para seguir em frente. Cada mensagem enviada e cada telefonema serviram de combustível para minha alma. Nunca saberei recompensar tanto amor e cuidado. Agradeço à minha irmã Mylena, minha melhor amiga e maior inspiração, a pessoa que sempre esteve ao meu lado independente da situação, que ouviu meus lamentos e compartilhou as minhas crises. Obrigado pelos abraços silenciosos e cheios de afeto. Agradeço a Júlia, minha companheira, que abdicou do próprio descanso para dividir o peso dessa jornada. A vida é boa, mas é muito melhor com você. Agradeço aos meus avós Geraldo e Nauzira, que mesmo não tendo acesso a educação, criaram filhos e netos de caráter inquestionável. Aos meus avós Getúlio (*in memoriam*) e Arminda (*in memoriam*) (vítima de Covid-19), que ensinaram o verdadeiro sentido de amor e perseverança. Estarão para sempre marcados em minha memória e em minha pele.

Agradeço a todos os meus amigos e parceiros de pesquisa, que entenderam o momento em questão e sempre apostaram no meu sucesso. Em especial, gostaria de citar o Filipe Zortea e a Maressa Machado pelos cafés e desabafos, Rodrigo Metzker, Samira Araújo, Diego Gazola e Thayná Carvalho pelas boas risadas em momentos estressantes, Danilo Marques e Débora Pinheiro por abrirem a porta de casa sempre com um bom abraço e Matheus Siqueira pelos desabafos a caminho de casa.

Agradeço aos meus orientadores prof. Dr. Bruno Furieri e prof. Dra. Jane Meri Santos, que com muita paciência e dedicação compartilharam seus conhecimentos e me prestaram suporte durante todo o mestrado. Agradeço também ao prof. Dr. Ademir Abdala Prata Júnior por facilitar o entendimento de todo o processo físico estudado e a Pâmela Rossoni por ter me auxiliado durante os experimentos.

Agradeço a Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA-UFES) por toda estrutura disponibilizada. A presente pesquisa foi financiada pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

Por fim, agradeço a todos que, mesmo não citados, contribuíram para esse projeto.

"Todas as religiões, artes e ciências são ramos da mesma árvore. Todas essas aspirações se dirigem a enobrecer a vida do homem, levantando-a da esfera da mera existência física e conduzindo o indivíduo à liberdade".

(Albert Einstein)

RESUMO

Estações de tratamento de esgoto e aterros sanitários são grandes fontes de odor em ambientes urbanos e, apesar de não estar necessariamente associado com efeitos tóxicos e danosos à saúde humana, esse poluente provoca incômodo. Em estações de tratamento de esgoto é comum a presença de fontes de emissão líquida passiva, onde o método direto é uma das formas de quantificar as emissões dessas fontes. O túnel de vento portátil é um dos dispositivos aplicados no método direto e esse é caracterizado pela incidência de um gás de arraste sobre a superfície líquida através de um escoamento paralelo a superfície, porém, esse equipamento não é capaz de simular todos os fenômenos significativos para o transporte de massa. Desta forma, estudos de transferência de massa entre a interface líquido-gás, são de extrema importância para o entendimento do comportamento deste dispositivo. Portanto, este trabalho visa estudar a transferência de massa na interface líquido-gás no interior do túnel de vento portátil utilizado para a estimativa das taxas de emissão de compostos odorantes voláteis a partir de superfícies líquidas passivas através da técnica de espectrofotometria. Os resultados mostraram que, para o sulfeto de hidrogênio, o coeficiente global de transferência de massa (K_L) não se alterou com diferentes vazões devido a não perturbação da fase líquida e o mesmo obteve valor médio de $2,48\times10^{-5}~\text{m s}^{-1}$. Não foi percebida variação de K_L entre os 6 pontos amostrais analisados. Quando comparado com situações de campo, as quais foram representadas pelo modelo proposto por Prata et al. (2018), o túnel representou mesmo fluxo de massa para velocidades do vento de 5,85, 6,07 e 7,12 m s⁻¹ para rugosidades relativas a montante de, respectivamente, 0,005, 0,01 e 0,1 m, considerando o comprimento efetivo de 50 m. Já para comprimento efetivo de 300 m, notou-se menor influência das rugosidades relativas a montante, onde as mesmas respectivas rugosidades propiciaram mesmo fluxo medido no túnel para velocidades do vento de 5,30, 5,34 e 5,26 m $\rm s^{\text -1}$. Os coeficientes ($\rm K_{\rm L}$) estimados experimentalmente, foram comparados com os modelos empíricos presentes na literatura considerando as condições de escoamento aplicadas em laboratório. Por conseguinte, percebeu-se que o túnel de vento portátil, quando comparado com esses modelos, superestima a emissão entre 4,8 e 17,5 vezes. Ao comparar os valores apresentados nesse trabalho com os dados experimentais obtidos por Santos et al. (2012), também é notada a superestimação causada pelo túnel de vento portátil. Não foi possível a análise do n-butanol e do ácido acético pela metodologia proposta.

Palavras-chave: Superfície líquida passiva, volatilização, túnel de vento portátil, odor, coeficiente de transferência de massa.

ABSTRACT

Wastewater treatment plants and landfills are major sources of odor in urban environments and, despite not being necessarily associated with toxic and harmful effects on human health, this pollutant causes annoyance. In wastewater treatment plants, the presence of liquid passive emission sources is common, where the direct method is one of the ways to quantify emissions from these sources. The portable wind tunnel is one of the devices applied in the direct method and this is characterized by the incidence of a carrier gas on the liquid surface through a flow parallel to the surface, however, this equipment is not capable of simulating all the significant phenomena for mass transport. Thus, mass transfer studies between the liquid-gas interface are extremely important to understand the behavior of this device. Therefore, this work aims to study the mass transfer at the liquid-gas interface inside the portable wind tunnel used to estimate the emission rates of volatile odorant compounds from passive liquid surfaces through the spectrophotometry technique. The results showed that, for hydrogen sulfide, the global mass transfer coefficient (K_L) did not change with different flow rates due to the non-disturbance of the liquid phase, and it obtained an average value of $2,48\times10^{-5}$ m s⁻¹. No variation of K_L was noticed between the 6 sample points analyzed. When compared with field situations, which were represented by the model proposed by Prata et al. (2018), the tunnel represented the same mass flow for wind speeds of 5.85, 6.07 and 7.12 m s⁻¹ for upstream relative roughness of, respectively, 0.005.0 .01 and 0.1 "m", considering the effective length of 50 m. As for the effective length of 300 m, there was less influence of the relative roughness upstream, where the same respective roughness provided the same measured flow in the tunnel for wind speeds of 5.30, 5.34 and 5.26 m s⁻¹. The experimentally estimated coefficients (K_L) were compared with the empirical models present in the literature considering the flow conditions applied in the laboratory. Therefore, it was found that the portable wind tunnel, when compared with these models, overestimates the emission between 4.8 and 17.5 times. When comparing the values presented in this work with the experimental data obtained by Santos et al. (2012), the overestimation caused by the portable wind tunnel is also noted. It was not possible to analyze n-butanol and acetic acid by the proposed methodology.

Keywords: Liquid passive surface, volatilization, portable wind tunnel, odour, mass transfer coefficient.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Representação da teoria dos dois filmes. Fonte: Prata et al., 2018	24
Figura 2 - Dispositivos enclausurantes.	32
Figura 3 – Túneis de vento estudados por Van Belois e Anzion. Fonte: Van Belois e Anzio	on
(1992)	34
Figura 4 – PWT desenvolvido por Jiang et al. (1995). Fonte: Jiang et al. (1995)	36
Figura 5 – PWT modificado por Wang et al. (2001). Fonte: Adaptado de Wang et al. (2001).
	36
Figura 6 – PWT proposto por Capelli et al. (2009). Fonte: Capelli et al. (2009)	36
Figura 7 - (a) Esquema montado para funcionamento do túnel de vento portátil. (b) Foto o	do
túnel de vento portátil utilizado nos experimentos. (c) Vista superior do túnel de vento com	a
localização dos pontos de amostragem	12
Figura 8 – Equipamentos pertencentes ao sistema do túnel de vento portátil	12
Figura 9 – Termômetros e medidor de vazão utilizado nos experimentos	14
Figura 10 - Curva de relação entre frequência, setada no inversor de frequências, e vazão, obtic	da
no medidor de vazão tipo vórtex (a) antes e (b) após da manutenção do filtro de carvão ativad	o.
	15
Figura 11 – Funcionamento de um espectrofotômetro. Fonte: Kaflee (2020)	16
Figura 12 – (a) Cubeta e (b) espectrofotômetro utilizado neste estudo.	16
Figura 13 – Sistema de osmose reversa e deionizador.	18
Figura 14 - Variação da fração mássica com o pH para uma solução aquosa	18
Figura 15 - Resumo da metodologia utilizada para (a) calibração da medição co	m
espectrofotômetro e (b) realização do experimento.	50
Figura 16 - (a-i) Decaimento da concentração de H2S a cada ponto de amostragem com ajus	te
exponencial para todos os testes experimentais e repetições realizados.(j) Vista superior o	of
túnel de vento portátil com a localização dos pontos de amostragem	59
Figura 17 - Ajuste exponencial para média de todos os pontos para obtenção de KL	59
Figura 18 - (a-i) Ajuste linear para a a equação em forma logarítmica para cada ponto o	de
amostragem para todos os testes experimentais e repetições realizados.(j) Vista superior o	lo
túnel de vento portátil com a localização dos pontos de amostragem	51
Figura 19 - Ajuste linear para média de todos os pontos para obtenção de KL	52
Figura 20 - Ajuste linear ponto a ponto para obtenção de KL para todos os testes com interseção	ĭо
ajustada6	54

Figura 21 - Ajuste linear para média de todos os pontos para obtenção de KL com interseção
forçada65
Figura 22 - Valores médios de KL para cada ponto e teste (a) sem o ajuste do coeficiente linear
e (b) com o coeficiente linear nulo para os (c) pontos de amostragem do túnel de vento 68
Figura 23 - Valores de KL, com média de todos os testes, para cada ponto (a) sem o ajuste do
coeficiente linear e (b) com o coeficiente linear nulo
Figura 24 - Ajustes considerando todos os testes para avaliar o (a) decaimento da concentração
com ajuste exponencial, (b) a obtenção do KL com ajuste linear aplicado na equação em forma
logarítmica e (c) a obtenção do KL com ajuste linear com interseção forçada na origem,
aplicado na equação em forma logarítmica
Figura 25 - Relação entre fluxo de emissão estimado para o campo segundo Prata et al.(2018),
variando o comprimento da fonte emissora (50, 150 e 300 metros) e o fluxo de emissão
calculado experimentalmente
Figura 26 - Relação entre fluxo de emissão estimado para o campo segundo Prata et al. (2018).
variando as rugosidades relativas (0,005, 0,01 e 0,1 metros) e o fluxo de emissão calculado
experimentalmente
Figura 27 - Razão entre o fluxo de massa de campo, calculado para 3 diferentes rugosidades
relativas e comprimentos efetivos, e o fluxo de massa experimental utilizando KL médio para
todos os testes de laboratório
Figura A1 - Curvas de calibração da medição do n-butanol no espectrofotômetro realizada em 4
dias destintos
Figura A2 - Curvas de calibração da medição do n-butanol no espectrofotômetro realizadas no
mesmo período de um dia
Figura A3 - Curvas de calibração para o sulfeto de hidrogênio para (a) primeira, (b) segunda e
(c) terceira semana de experimentos.
Figura A4 - Relação entre fluxo de emissão estimado para o campo segundo Prata et al.(2018).
variando o comprimento da fonte emissora (50, 150 e 300 metros) e o fluxo de emissão
calculado experimentalmente para os testes 2 e 3
Figura A5 - Relação entre fluxo de emissão estimado para o campo segundo Prata et al.(2018),
variando as rugosidades relativas (0,005, 0,01 e 0,1 metros) e o fluxo de emissão calculado
experimentalmente117

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Tabela de modelos empíricos adotados pelo $WATER9$ (1994) para cálculo de kL e
de kG . Fonte: Adaptado de Prata et al. (2018)
Tabela 2 – Resumo dos testes realizados56
Tabela 3 - Aumento dos valores de KL com coeficiente linear nulo66
Tabela 4 - Valores médios de KL referentes a todos os pontos medidos em um dia, e média de
KL para cada vazão estudada70
Tabela 5 - Valores médios de KL para cada ponto e teste
Tabela 6 - Valores médios de KL para cada vazão estudada com coeficiente linear nulo71
Tabela 7 - Condições de uso para os modelos empíricos adotados80
Tabela 8 - Valores dos coeficientes globais de transferência de massa obtidos
experimentalmente e calculados com modelos empíricos81
Tabela 9 - Dados utilizados para aplicação dos modelos empíricos82
Tabela A1 - Valores de KL para H2S com vazão de 600 L min-1em 3 diferentes dias99
Tabela A2 - Valores de KL para H2S com vazão de 1200 L min-1em 3 diferentes dias99
Tabela A3 - Valores de KL para H2S com vazão de 1800 L min-1em 3 diferentes dias99
Tabela A4 - Valores de KL para H2S o teste 1 com a interseção forçada na origem 100
Tabela A5 - Valores de KL para H2S o teste 2 com a interseção forçada na origem 100
Tabela A6 - Valores de KL para H2S o teste 3 com a interseção forçada na origem100
Tabela A7 - Razão do fluxo calculado pelo modelo empírico e o fluxo obtido com o teste 1 para
z0M = 0,005m
Tabela A8 - Razão do fluxo calculado pelo modelo empírico e o fluxo obtido com o teste 2 para
z0M = 0,005m.
Tabela A9 - Razão do fluxo calculado pelo modelo empírico e o fluxo obtido com o teste 3 para
z0M = 0,005m104
Tabela A10 - Razão do fluxo calculado pelo modelo empírico e o fluxo obtido com o teste 1
para z0M = 0, 01m
Tabela A11 - Razão do fluxo calculado pelo modelo empírico e o fluxo obtido com o teste 2
para z0M = 0, 01m
Tabela A12 - Razão do fluxo calculado pelo modelo empírico e o fluxo obtido com o teste 3
para z0M = 0.01m

Tabela A13 - Razão do fluxo calculado pelo modelo empíric	o e o fluxo obtido com o teste 1
para z0M = 0, 1m	110
Tabela A14 - Razão do fluxo calculado pelo modelo empíric	o e o fluxo obtido com o teste 2
para z0M = 0, 1m	111
Tabela A15 - Razão do fluxo calculado pelo modelo empíric	o e o fluxo obtido com o teste 3
para z0M = 0, 1m	113

LISTA DE ABREVIATURAS

CFD – Dinâmica dos fluidos computacional

DFC – Câmara de fluxo dinâmica

PWT – Túnel de vento portátil

USEPA – Agência de proteção ambiental dos Estados Unidos

LISTA DE SÍMBOLOS

- A Ajuste da equação de parametrização da velocidade de fricção
- A_{base} Área da base do equipamento enclausurante
- b Ajuste da equação de parametrização da velocidade de fricção
- c Ajuste da equação de parametrização da velocidade de fricção
- C₀ Concentração inicial
- C_G Concentração na fase gasosa
- C_{G,i} Concentração na interface gasosa
- C_L Concentração na fase líquida
- $C_{L,i}$ Concentração na interface líquida
- C_s Concentração de saída no equipamento enclausurante
- d_G Espessura do filme na fase gasosa
- D_G Coeficiente de difusão na fase gasosa
- d_L Espessura do filme na fase líquida
- D_L Coeficiente de difusão na fase líquida
- e Número de Euler
- E Taxa de emissão
- E_a Taxa de emissão específica
- H Profundidade do tanque
- J Fluxo de massa
- J_c Fluxo de massa medido em campo
- J_e Fluxo de massa medido experimentalmente
- J_G Fluxo de massa na fase gasosa

J_L – Fluxo de massa na fase líquida

k_G – Coeficiente de transferência de massa na fase gasosa

K_H – Constante de Henry

k_L – Coeficiente de transferência de massa na fase líquida

K_L – Coeficiente global de transferência de massa

Q_{ar} - Vazão de entrada no equipamento enclausurante

R² – Coeficiente de determinação

Re* - Numero adimensional de Reynolds baseado no comprimento efetivo de incidência do vento

S – Constante da equação proposta por Sutton

Sc_G – Número adimensional de Schmidt na fase gasosa

Sc_L – Número adimensional de Schmidt na fase líquida

t-Tempo

t₀ - Tempo inicial

U – Velocidade do vento

U₁₀ – Velocidade do vento a 10 metros de altura

u* - Velocidade de fricção

 $u_{\text{in}} - Velocidade\ \text{média}$ na seção de teste do túnel de vento portátil

V – Volume do tanque

X – Comprimento efetivo de incidência do vento

X* - Comprimento efetivo de incidência do vento adimensionalizado

 z_{0M} – Rugosidade relativa a montante da fonte líquida emissora

LETRAS GREGAS

 $\rho_L - Massa$ específica da fase líquida

 $\mu_L - Viscosidade dinâmica da faze líquida <math display="inline">\,$

 $\nu_L - Viscosidade$ cinemática da fase líquida

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
2	OBJETIVOS	22
2.1	Objetivo geral	. 22
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	. 22
3	REVISÃO DA LITERATURA	23
3.1	Teoria dos dois filmes para determinação dos coeficientes de transferência de massa	NA
	ERFACE LÍQUIDO GÁS	
3.2	MODELOS EMPÍRICOS PARA DETERMINAÇÃO DOS COEFICIENTES DE TRANSFERÊNCIA DE MASSA	
	RFACE LÍQUIDO-GÁS	
3.3	MÉTODOS DIRETOS DE MEDIÇÃO DA EMISSÃO DE GASES A PARTIR DE SUPERFÍCIES LÍQUIDAS PASSIVAS	
4	METODOLOGIA	39
4.1	DETERMINAÇÃO DO COEFICIENTE DE TRANSFERÊNCIA DE MASSA	
4.2	CONFIGURAÇÃO DO APARATO EXPERIMENTAL	
4.3	MEDIÇÃO DAS CONDIÇÕES DE ESCOAMENTO NO INTERIOR DO APARATO	
4.4	PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL	
	4.4.1 Sulfeto de hidrogênio	
	4.4.2 N-butanol	
	4.4.3 Ácido acético	
4.5 EMP	Análise Comparativa entre \emph{KL} obtidos experimentalmente e \emph{KL} calculados por um modi írico	
	RESULTADOS	
5		
5.1	COEFICIENTES DE TRANSFERÊNCIA DE MASSA	
	5.1.1 Análise do ajuste de curvas (para todos os testes, repetições e pontos de amostragem)	
	5.1.2 Análise da variação do coeficiente de transferência de massa entre as repetições de cada vazã	
	cada ponto de amostragem	
	5.1.3 Análise da variação do coeficiente de transferência de massa entre os diferentes pontos	
	amostragem	
	5.1.4 Análise da variação do coeficiente de transferência de massa entre as diferentes vazões	
5.2	COMPARAÇÃO ENTRE OS COEFICIENTES DE TRANSFERÊNCIA DE MASSA OBTIDOS NO EXPERIMENTO C	
TÚN	EL DE VENTO PORTÁTIL E POR MEIO DE MODELOS EMPÍRICOS (ESCALA REAL)	
	5.2.1 Comparação com o modelo proposto por prata et al. (2018).	
	5.2.2 Comparação com outros modelos empíricos	
5.3	N-BUTANOL E ÁCIDO ACÉTICO	
6	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	85
6.1	RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	. 87
RE	FERÊNCIAS	89
AP	ÊNDICE	97
6.1	APÊNDICE A – CURVAS DE CALIBRAÇÃO PARA MENSURAR O N-BUTANOL E DO SULFETO DE HIDROGÊNIO	
	ECTROFOTÔMETRO	
6.2	APÊNDICE B – VALORES DO COEFICIENTE DE TRANSFERÊNCIA DE MASSA PARA SULFETO DE HIDROGÊ	
PAR	A CADA PONTO DE AMOSTRAGEM EM CADA TESTE REALIZADO	

6.3	APÊNDICE C – DETERMINAÇÃO DA RAZÃO DO FLUXO DE MASSA DO CAMPO COM O I	FLUXO DE MASSA
EXPERIN	MENTAL VARIANDO A ROGOSIDADE RELATIVA A MONTANTE E O COMPRIMENTO EFETIVO I	DE INCIDÊNCIA DO
VENTO I	PARA CADA TESTE REALIZADO.	101
6.4	APÊNDICE D – CURVAS DE COMPARAÇÃO ENTRE O FLUXO DE MASSA EM CAMPO E O	FLUXO DE MASSA
EXPERIN	MENTAL PARA DIVERSAS RUGOSIDADES RELATIVAS A MONTANTE E COMPRIMENTOS EFETIV	OS DE INCIDÊNCIA
DO VEN	TO	115

1 INTRODUÇÃO

Odor é a resposta percebida através de uma reação ao estímulo químico no sistema olfativo humano (BRADSTREET, 1997). Apesar de não estar necessariamente associado com efeitos tóxicos e danosos à saúde humana (TRYGG, 1982), o mesmo provoca incômodo (HAYES; STEVENSON; STUETZ, 2017a), gerando dano ao bem-estar (TRYGG, 1982).

Duas potenciais fontes de emissão de odor em regiões urbanizadas são as estações de tratamento de esgoto (AATAMILA et al., 2011; HAYES; STEVENSON; STUETZ, 2017b; TEIXEIRA; PEREIRA; FERREIRA, 2018) e aterros sanitários (BADACH et al., 2018), devido à emissão de compostos odorantes com baixo limite de percepção, dentre esses compostos sulfurados, nitrogenados e compostos orgânicos voláteis (COV), como sulfeto de hidrogênio, metanotiol, amônia e metilamina (GRZELKA; ROMANIK; MILLER, 2019; JIANG, G. et al., 2017; VITKO; COWDEN; SUFFET, 2022a). Em estações de tratamento de esgoto, é comum a presença de superfícies passivas, sendo essas caracterizadas por não haver um fluxo de gás forçado no interior da fase líquida. Devido à decomposição anaeróbica da matéria orgânica, presente em etapas do tratamento nessas estações, os principais poluentes odorantes emitidos são compostos sulfurados e nitrogenados (ANEJA et al., 1979; JEON; SON; SA, 2009; JIANG, G. et al., 2017; LATOS et al., 2011; VITKO; COWDEN; SUFFET, 2022b; WANG, T. et al., 2011).

Dentre os diversos compostos sulfurados, nitrogenados e COVs, o sulfeto de hidrogênio é comumente relacionado às emissões de odor em estações de tratamento de esgoto. Segundo a Organização Mundial de Saúde (2003) o sulfeto de hidrogênio é um composto com odor característico de ovo podre o qual possui baixo limite de percepção. Entretanto, além do incômodo causado pelo mau odor, o sulfeto de hidrogênio traz danos a saúde se inalado em altas concentrações (CHOU, C.H., 2003). Desta forma, o estudo da emissão desse composto se torna necessária para a qualidade do ar em ambientes urbanos. Além disso, o sulfeto de hidrogênio tem sido utilizado como indicador para a emissão de odor em estações de tratamento de esgoto devido ao seu baixo limite de percepção de odor e por ser de fácil monitoramento, uma vez que existem sensores específicos para esse gas, consequentemente os níveis de H₂S podem ser monitorados continuamente (SUFFET; BRAITHWAITE, 2019; VITKO; COWDEN; SUFFET, 2022b; WANG, T. et al., 2011).

A determinação da taxa de emissão de compostos odorantes é um aspecto importante para o real entendimento dos impactos ambientais e dos efeitos à saúde da população exposta as fontes

supracitadas. Existem três métodos para estimar a taxa de emissão de odor, são eles: (i) o uso de modelos empíricos ou teóricos baseados na física da transferência de massa (DEACON, 1977; GOSTELOW; PARSONS; COBB, 2001; MACKAY; YEUN, 1983; PRATA; SANTOS; et al., 2018), (ii) a aplicação de métodos indiretos com auxílio de medições meteorológicas (TRAN et al., 2018) e (iii) o método direto, utilizando um equipamento enclausurante sobre uma parte da fonte emissora (CATALAN et al., 2009; GUILLOT; CLINCKE; GUILLEMAN, 2014; PRATA; LUCERNONI; et al., 2018).

O uso de técnicas indiretas é dispendioso, devido ao grande número de amostras ou medições distribuídas espacialmente à jusante da fonte emissora para posteriormente utilizar um modelo de dispersão de forma inversa, ou seja, estimar a emissão a partir dos dados de concentração dos compostos odorantes monitorados no ambiente (CAPELLI, Laura; et al., 2013; HUDSON; AYOKO, 2008b), além da necessidade do monitoramento simultâneo das condições meteorológicas. Os modelos empíricos são desenvolvidos a partir do ajuste de uma curva de acordo com dados obtidos experimentalmente, entretanto sua aplicação é restrita às condições experimentais as quais os modelos foram ajustados, e, consequentemente, não podem ser aplicados a situações distintas a essas. Já os modelos teóricos estimam a transferência de massa através da aplicação de equações físicas que representam os efeitos da emissão, entretanto para a aplicação dessas equações, algumas hipóteses simplificadoras são adotadas, e, portanto, o uso desses modelos é válido apenas para as condições onde tais hipóteses são reais (PRATA; LUCERNONI; et al., 2018). Devido a essas limitações, os métodos diretos têm sido amplamente estudados para determinar a taxa de emissão de compostos odorantes em superfícies passivas (ANDREÃO et al., 2019; CHEN et al., 2017; LUCERNONI, F. et al., 2017; PRATA et al., 2014, 2016; PRATA; LUCERNONI; et al., 2018).

A câmara de fluxo dinâmica (do inglês, *Dynamic Flux Chamber*, DFC) é um dos equipamentos enclausurantes utilizados no método direto. Apesar da câmara de fluxo dinâmica ter sido construída visando a mistura homogênea e consequente uniformidade na distribuição da concentração no interior do equipamento (NAVARATNASAMY; FEDDES; EDEOGU, 2009), estudos apontam o acúmulo de composto no seu interior afetando a representatividade das amostras se a concentração atingir o valor de saturação (HUDSON et al., 2009; PARKER et al., 2013; PRATA; LUCERNONI; et al., 2018).

O túnel de vento portátil (do inglês, *Portable Wind Tunnel*, PWT) é outro exemplo de equipamento enclausurante utilizado no método direto (INVERNIZZI et al., 2019). Segundo

Hudson et al. (2008a), devido a relação entre a velocidade do vento e as taxas de emissão apresentadas no estudo, o túnel de vento tem o potencial de melhor simular os processos naturais de emissão. Além disto, Hudson e Ayoko (2008a) apontam que a taxa de emissão de mercúrio, amônia, produtos químicos orgânicos clorados e produtos químicos solúveis em água moderadamente polares, quando mensurada com o túnel de vento portátil, obteve resultados que se relacionam com as taxas obtidas por métodos meteorológicos, sendo preferível o uso desse equipamento ao invés das câmaras de fluxo.

Em superfícies passivas, as emissões ocorrem devido à interação entre o vento incidente na interface líquido-ar e a volatilização dos compostos odorantes, a qual é comumente descrita pela Teoria dos Dois Filmes, demonstrada por Whitman (1962). Entretanto, as formulações dos coeficientes de transferência de massa proposta pela teoria dos dois filmes não são aplicáveis para as condições práticas, uma vez que essa teoria considera o transporte de massa apenas por difusão molecular, situação a qual só ocorreria em superfícies quiescentes onde a convecção térmica e mecânica fossem consideradas nulas. Portanto, a teoria das duas resistências indica a presença de duas camadas limites conceituais nas quais os coeficientes de transferência de massa representam não apenas a difusão molecular, mas todas as outras forças convectivas presentes no processo da emissão (PRATA; SANTOS; et al., 2018).

Sendo assim, além da difusão molecular, a emissão dos de compostos odorantes em uma superfície líquida passiva dependerá das condições da sua camada limite interna, a qual é desenvolvida sobre a superfície líquida, onde parâmetros como a velocidade de fricção sobre a superfície líquida, o comprimento efetivo de incidência do vento e o número de Schmidt das fases líquida e gasosa serão responsáveis pelo transporte de massa (PRATA et al., 2021; PRATA; SANTOS; et al., 2018).

Entretanto, as pesquisas realizadas com o uso do PWT e da DFC indicam que esses dispositivos não conseguem representar todos os fatores relevantes para o processo de emissão (LIU, L. et al., 2022). Sendo assim, são necessários estudos para compreender o escoamento e a transferência de massa no interior desses dispositivos. Desta forma, certas pesquisas tem utilizado a técnica de Dinâmica dos Fluidos Computacional (*Computational Fluids Dynamics*, CFD) para a predição do escoamento no PWT e na DFC (ANDREÃO et al., 2019; ANDREÃO; FERONI, 2022a; MARTINS et al., 2018; PRATA et al., 2014, 2016; SCOTTO DI PERTA et al., 2016; SIQUEIRA, 2022). Entretanto, tais trabalhos, referentes ao PWT, apresentam uma lacuna em relação a validação de suas simulações, uma vez que grande parte desses estudos

utilizam-se dos perfis de velocidade experimental apresentados por Jiang et al. (1995), sendo ausente a explicação da metodologia para obtenção desses perfis.

Outra forma de entender o comportamento dos dispositivos enclausurantes é através da quantificação da transferência de massa em condições controladas. Portanto, a realização de experimentos em laboratório e em campo são necessários para o estudo da transferência de massa no interior desses dispositivos enclausurantes. Estudos laboratoriais de transferência de massa para compostos dominados pela fase gasosa e para compostos dominados pela fase líquida foram realizados com a câmara de fluxo dinâmica (PARKER et al., 2013; PRATA; LUCERNONI; et al., 2018). Entretanto, para o túnel de vento portátil, a literatura aponta experimentos realizados apenas para compostos dominados pela fase gasosa ou análises realizadas pela fase gasosa (LIU, Y. et al., 2015; LUCERNONI, F. et al., 2017) não havendo trabalhos que quantifiquem o transporte de massa para composto dominado pela fase líquida em ambiente controlado.

Em função disso, entendendo que o H₂S é um composto controlado pela fase líquida e comumente emitido em estações de tratamento de esgoto e normalmente utilizado como indicador para a quantificação de odor devido ao seu baixo limite de percepção e, tendo em vista que a transferência de massa foi pouco estudada no interior do túnel de vento portátil o estudo visa realizar experimentos laboratoriais de transferência de massa para compostos dominados pela fase líquida, gasosa e por ambas as fases através do uso da espectrofotometria na fase líquida. Ainda, sabe-se que não foi encontrado nenhum estudo no qual avaliasse a transferência de massa por um composto dominado pela fase líquida por medições realizadas na própria fase líquida no interior do PWT proposto por Jiang et al. (1995) e modificado por Wang et al. (2001), denominado neste trabalho como túnel de vento portátil da UFES. Além disso, pretende-se comparar os dados com um modelo empírico utilizado para estimativa de taxa de emissão para fontes líquidas passivas reais e com os principais modelos empíricos aplicados para condições semelhantes às do laboratório. Uma análise de compostos controlados pela fase gasosa e por ambas as fases será realizada. O presente estudo pode servir de benchmark para futuros trabalhos de CFD, podendo ser usado para validação de simulações numéricas de transferência de massa para escoamentos multifásicos.

2 OBJETIVOS

2.1 **Objetivo geral**

O presente trabalho visa estudar a transferência de massa na interface líquido-gás no interior do túnel de vento portátil utilizado para a estimativa das taxas de emissão de compostos odorantes voláteis a partir de superfícies líquidas passivas.

2.2 **Objetivos específicos**

- Estimar, experimentalmente, com uso de espectrofotômetro, o coeficiente de transferência de massa na interface líquido-gás de um composto odorante (H₂S) cuja resistência é dominada pela fase líquida no interior de um túnel de vento portátil utilizado para estimativa das taxas de emissão para compostos odorantes voláteis em superfícies líquidas passivas, com diferentes vazões de entrada;
- Realizar comparativo entre o coeficiente de massa do composto odorante cuja resistência é dominada pela fase líquida obtido no interior de um túnel de vento portátil e em condições operacionais e ambientais reais;
- Comparar os coeficientes de transferência de massa do composto odorante cuja resistência é dominada pela fase líquida obtido no interior de um túnel de vento portátil com modelos empíricos aplicados a situações semelhentes à laboratoriais;
- Estimar, experimentalmente, o coeficiente de transferência de massa na interface líquido-gás de compostos odorantes cuja resistência é dominada pela fase gasosa (ácido acético) e por ambas as fases (n-butanol) no interior de um túnel de vento portátil utilizado para estimativa das taxas de emissão para compostos odorantes voláteis em superfícies líquidas passivas.

3 REVISÃO DA LITERATURA

Neste capítulo, serão abordados tópicos necessários para o desenvolvimento do trabalho em questão. Em primeira instância será abordado a volatilização na superfície líquida passiva através da teoria dos dois filmes. Após isso, serão apresentados os modelos empíricos aplicáveis para quantificar os coeficientes de transferência de massa nas fases líquida e gasosa. Por fim, um breve histórico do desenvolvimento de métodos diretos aplicados a estimativa de emissão de odor será feito.

3.1 Teoria dos dois filmes para determinação dos coeficientes de transferência de massa na interface líquido gás

Esta seção objetiva apresentar o fenômeno físico de transferência de massa especificamente entre uma interface líquido-gás. Serão visitadas a teoria dos dois filmes e das duas resistências e discutidos os parâmetros importantes na transferência de massa, como os coeficientes de transferência de massa, o número de Schmidt, a velocidade de fricção, o coeficiente de Henry e a difusividade.

A transferência de massa em uma interface líquido-gás foi inicialmente descrita pela teoria dos dois filmes, proposta por Whitman (1962), que supõe a existência de duas finas camadas em cada lado da interface líquido-gás. A esquematização dos dois filmes é apresentada na Figura 1. Para a aplicação dessa teoria em uma superfície líquida passiva, três hipóteses foram aplicadas, sendo elas: (i) as concentrações externas às camadas não variam espacialmente, devido à turbulência ou ao transporte convectivo; (ii) o fluxo de massa é igual para ambas camadas; (iii) na interface líquido-gás, a concentração encontra-se em equilíbrio, sendo possível a aplicação da lei de Henry.

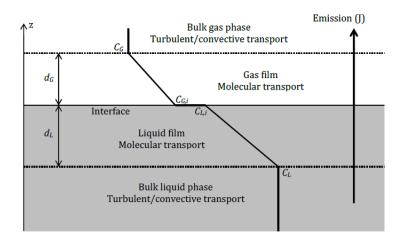


Figura 1 - Representação da teoria dos dois filmes.

Fonte: Prata et al., 2018

Ao adotar a lei de Fick para os filmes gasoso e líquido, aproximando a variação das concentrações nos filmes com um comportamento linear, obtém-se:

$$J_{G} = -D_{G} \frac{C_{G,i} - C_{G}}{d_{G}}$$
 (1)

$$J_{L} = -D_{L} \frac{C_{L} - C_{L,i}}{d_{I}}$$
 (2)

Onde J é o fluxo de massa (kg s⁻¹m⁻²), D_G e D_L são os coeficientes de difusividade mássica do composto de interesse na fase gasosa e líquida (m²s⁻¹), C_G e C_L são as concentrações do composto (kg m⁻³) nas fases gasosa e líquida. $C_{G,i}$ e $C_{L,i}$ são as concentrações do composto (kg m⁻³) na fase gasosa e líquida na interface líquido-gás e d_G e d_L são as espessuras dos filmes (m) nas fases gasosa e líquida, respectivamente. Os coeficientes de transferência de massa foram definidos como a razão entre o coeficiente de difusividade mássica e a espessura da camada, k_G = D_G d_G^{-1} e kL = D_L d_L^{-1} (WHITMAN, 1962). Entretanto, visto a aplicação da lei de Fick, essa teoria implica no transporte de massa ocasionado apenas pela difusão molecular, o que não ocorre em casos reais através do escoamento atmosférico. Portanto, a teoria das duas resistências adota os valores de k_G e k_L como coeficientes de transferência de massa que consideraram os efeitos da convecção, onde a emissão não depende apenas da difusão molecular e da espessura do filme. Desta forma as equações (1) e (2) podem ser reescritas conforme as equações (3) e (4), onde os filmes são considerados camadas conceituais próximas a superfície (PRATA; SANTOS; et al., 2018).

$$J_G = k_G(C_{G,i} - C_G) \tag{3}$$

$$J_{L}=k_{L}(C_{L}-C_{L,i})$$

$$\tag{4}$$

Onde k_G e k_L são, respectivamente, os coeficientes de transferência de massa (m s⁻¹) na fase gasosa e na fase líquida. Visto que a lei de Henry representa o equilíbrio da concentração de um composto entre dois solventes, no caso água e ar, e perante a hipótese (iii), essa lei pode ser aplicada na interface, onde:

$$C_{G,i} = K_H C_{L,i}$$
(5)

Onde K_H é a constante adimensional de Henry. Aplicando a hipótese (ii), pode-se igualar as equações (3) e (4), e substituindo o valor da concentração da interface gasosa segundo a equação (5), obtém-se a equação (6).

$$k_G(K_HC_{L,i} - C_G) = k_L(C_L - C_{L,i})$$
 (6)

Portanto, o valor da concentração na interface líquida é obtido segundo a equação (7).

$$C_{L,i} = \frac{k_L C_L + k_G C_G}{k_G K_H + k_L}$$
 (7)

Aplicando a equação (7) na equação (4), percebe-se que o fluxo pode ser escrito segundo a equação (8).

$$J = \left(\frac{k_L k_G}{k_G + \frac{k_L}{K_H}}\right) \left(C_L - \frac{C_G}{K_H}\right) \tag{8}$$

O primeiro termo após a igualdade é denominado de coeficiente global de transferência de massa (K_L), onde o fluxo pode ser reescrito conforme a equação (9), onde ao efetuar algumas manipulações algébricas, obtém-se a equação (10), também conhecida como teoria das duas resistências (PRATA; SANTOS; et al., 2018).

$$J=K_{L}\left(C_{L}-\frac{C_{G}}{K_{H}}\right) \tag{9}$$

$$\frac{1}{K_{L}} = \frac{1}{k_{L}} + \frac{1}{K_{H}k_{G}} \tag{10}$$

Ao observar a equação (10), nota-se que a transferência de massa por volatilização, ou solubilização, entre uma região gasosa e uma superfície líquida passiva ocorre segundo a resistência proporcionada pelas camadas líquida e gasosa, onde, caso o coeficiente de Henry seja muito pequeno (baixa volatilidade, K_H significativamente menor que 10^{-3}), a transferência é dominada pela fase gasosa. Caso o coeficiente de Henry seja grande (K_H significativamente maior que 10^{-3}), a transferência é dominada pela fase líquida (HUDSON; AYOKO, 2008b).

O grande desafio para a aplicação do modelo de duas resistências consiste na predição dos coeficientes de transferência de massa na fase líquida e na fase gasosa, respectivamente k_L e k_G , visto que nenhum modelo universal, teórico ou experimental, para a obtenção dessas variáveis, foi completamente estabelecido (PRATA; SANTOS; et al., 2018).

Uma vasta revisão da literatura foi apresentada por Prata et al. (2018), onde foram avaliados modelos empíricos e teóricos para a obtenção de coeficientes de transferência de massa nas fases líquida e gasosa especificamente para superfícies líquidas passivas em estações de tratamento de esgoto. Tais modelos foram comparados com dados experimentais e percebeu-se a forte influência dos ventos e da formação de ondas de microescala e macroescala na transferência de massa na interface líquido-gás (emissão de poluentes por volatilização do gás dissolvido na fase líquida). No item 3.2, serão explicitados os modelos empíricos avaliados por Prata et al. (2018) e a metodologia aplicada para a determinação destes modelos.

3.2 Modelos empíricos para determinação dos coeficientes de transferência de massa na interface líquido-gás

Conforme a teoria das duas resistências representada pelas equações (9) e (10), o fluxo de massa entre uma interface líquido-gás passiva depende da resistência à transferência em uma das fases ou em ambas as fases, dependendo das propriedades da substância de interesse. A resistência é relacionada à constante de Henry, onde grandes valores desse coeficiente indicam maior dificuldade de transporte de massa na fase líquida, ou seja, a transferência do composto é dominada pela fase líquida. O inverso acontece com valores baixos do coeficiente de Henry,

que indicam maior relevância da resistência na fase gasosa, ou seja, a transferência do composto é dominada pela fase gasosa. Outro parâmetro comumente utilizado para obtenção de modelos empíricos é o número adimensional de Schmidt ($S_c=v/D_{AB}$), onde v é a viscosidade cinemática (m^2 s⁻¹) e D_{AB} é a difusividade de massa do composto A em um meio B (m^2 s⁻¹). Portanto, o número de Schmidt representa a razão entre a difusividade de momento e a difusividade de massa.

A estimativa dos valores dos coeficientes de transferência de massa é de extrema importância para a quantificação do fluxo de massa da fase líquida para a gasosa. Existem modelos para estimar os coeficientes de transferência de massa nas fases líquida e gasosa: modelos teóricos baseados em hipóteses físicas e modelos empíricos fornecidos por ajuste de curva em diversas repetições experimentais (PRATA; SANTOS; et al., 2018).

Mackay e Matsugu (1973), realizaram experimentos através do estudo da evaporação de água, isopropilbenzeno e gasolina correlacionada a velocidade do vento, dimensões do reservatório e número de Schmidt para fase gasosa, a fim de estimar a transferência de massa para fase gasosa. Mackay e Matsugu (1973) basearam-se no modelo teórico de Sutton (1952) (equação (11)) utilizado para a estimar o coeficiente de transferência de massa na fase gasosa objetivando a obtenção de valores experimentais para a constante S apresentada.

$$k_G = S U^{0,78} X^{-0,11}$$
 (11)

Em seus experimentos, a temperatura variou de 5°C a 30°C e a velocidade do vento máxima foi de aproximadamente 6,7 m s⁻¹. Foram usados tanques de madeira pintados com resina epoxy de 1,2 m × 1,2 m e 1,2 m × 2,4 m com uma profundidade de 0,23 m, entretanto o valor do comprimento efetivo de incidência do vento (X) adotado na equação foi obtido através do cálculo do diâmetro efetivo para um tanque circular de mesma área do tanque utilizado no experimento. Os experimentos foram realizados em áreas externas com substâncias puras e as taxas de evaporação foram determinadas através da quantidade de líquido necessária para manter o mesmo nível durante as 48 horas de experimento.

Os valores obtidos com isopropilbenzeno e água foram correlacionados para obter a equação (12), entretanto, os dados coletados com experimentos feitos com gasolina não foram adotados devido a complexidade de sua medição, visto que o composto é altamente volátil e dominado pela fase líquida.

$$k_G = 0.0292U^{0.78}X^{-0.11}Sc_G^{-0.67}$$
 (12)

Prata et al. (2018) discutiram que os valores utilizados por Mackay e Matsugo para o comprimento efetivo da incidência do vento (X), foram baseados em um diâmetro relativo a um tanque circular com mesma área, entretanto Sutton (1952) utilizou o comprimento efetivo do reservatório na direção do vento incidente que pode acarretar em erros sistemáticos no cálculo de k_G devido a constante S encontrada com esse diâmetro relativo. Mesmo assim, é preferível o uso do comprimento efetivo real de incidência do vento para o cálculo do coeficiente de transferência de massa para a fase gasosa. Mackay e Matsugu (1973) também modificaram a equação (12) através da adição do número adimensional de Schmidt (Sc), que relaciona os efeitos da transferência de massa devido ao transporte de momentum.

Em 1983, Mackay e Yeun realizaram um trabalho experimental e propuseram novas equações para estimar k_G e k_L . Os experimentos foram realizados em um tanque (de 6 metros de comprimento, 0,60 metros de largura e 0, 61 metros de profundidade) no interior de um túnel de vento equipado com estruturas tipo colmeias nas extremidades, buscando inibir a vorticidade turbulenta gerada pelo ventilador. A concentração na fase líquida foi mantida constante através da circulação da mistura realizada por uma bomba.

Os testes foram feitos com 11 compostos dissolvidos em água e os experimentos tiveram duração de 8 a 50 horas, dependendo do composto utilizado. As amostras coletadas da fase líquida foram analisadas por cromatógrafo a gás. Os perfis de velocidade foram medidos em dois pontos (1,4 e 4,2 m) com o uso de tubos de Pitot, as velocidades variaram entre 5,96 e 13,2 m s⁻¹. Os perfis de velocidade foram diferentes entre o primeiro e segundo ponto, o segundo ponto apresentou um aumento, da velocidade de fricção, de 15 – 25% em relação ao primeiro.

Devido ao escoamento no interior do túnel de vento, onde as velocidades médias variaram entre 5,96 e 13,2 m s⁻¹, a concentração da fase gasosa é considerada nula, uma vez que o ar é rapidamente renovado no túnel. Portanto, com o decaimento da concentração na fase líquida ajustada a uma equação exponencial é possível determinar o coeficiente global de transferência de massa (K_L em m^2s^{-1}) segundo a equação (13) onde C é a concentração média (mol m^{-3}), C_0 é a concentração inicial (mol m^{-3}), t é o tempo (s) e H é a profundidade do tanque (m). Já o k_G foi estimado através da medição da evaporação da água. Uma metodologia semelhante a equação (13) foi aplicada no presente trabalho.

$$C = C_0 e^{\frac{K_L t}{H}}$$
 (13)

Ao analisar os dados obtidos, Mackay e Yeun (1983) ressaltaram a dependência de k_G e k_L com o número de Schmidt da fase líquida (Sc_L) e gasosa (Sc_G) e com a velocidade de fricção, onde, empiricamente, obtiveram as equações (14), (15) e (16).

$$k_G = 1,0 \times 10^{-6} + 46,2 \times 10^{-3} u_* Sc_G^{-0,67}$$
 (14)

$$k_L = 1,0 \times 10^{-6} + 34,1 \times 10^{-4} u_* Sc_L^{-0,5}$$
 $u_* > 0,3 \text{ m s}^{-1}$ (15)

$$k_L = 1,0 \times 10^{-6} + 144 \times 10^{-4} u_*^{2,2} S c_I^{-0,5}$$

$$u_* < 0,3 \text{ m s}^{-1}$$
 (16)

Nota-se que duas equações foram propostas para determinação do coeficiente de transferência de massa na fase líquida. Visto que os experimentos foram realizados com velocidade de fricção acima de 0,271 m s⁻¹, a equação (15) foi proposta. Entretanto, essa equação apresentou inacurácia para cálculos de k_L em baixas velocidades de fricção. Desta forma, Mackay e Yeun (1983) apresentaram a equação (16) baseada na modificação da equação proposta por Wolff e van der Heijde (1982) para baixas velocidades de fricção.

Gostelow et al. (2001) compilaram dados de quatro trabalhos de outros autores (COHEN; COCCHIO; MACKAY, 1978; LISS, 1973; OCAMPO-TORRES; DONELAN, 1994; WANNINKHOF; BLIVEN, 1991) para determinar um modelo de k_G e k_L . Os trabalhos utilizaram um túnel de vento com ondas para estimar uma relação dos coeficientes de transferência de massa com a velocidade de fricção e número de Schmidt, resultando nas equações (17) e (18). Vale ressaltar que o modelo obtido é aplicável apenas para superfícies entre 4,5 e 32,2 metros de comprimento e velocidades de fricção entre 0,039 e 0,993 m s⁻¹.

$$k_G = 0.04u * Sc_G^{-0.67}$$
 (17)

$$k_L = 0.003u * Sc_L^{-0.5}$$
 (18)

O *WATER9* (1994) é um modelo aplicado e recomendado pela agência de proteção ambiental dos Estados Unidos (em inglês, *United States Environmental Protection Agency* - USEPA) para

estimar emissões de compostos odorantes em estações de tratamento de esgoto. O *WATER9* (1994) utiliza um compilado de modelos para estimar os valores de k_L e utiliza o modelo de Mackay e Matasugu (1973) para estimar k_G . Prata et al (2018) apresentou uma tabela sumarizando os modelos utilizados pelo *WATER9* (1994), bem como as condições de aplicação de cada modelo, sendo elas baseadas no comprimento do tanque (X em metros), na profundidade do tanque (X em metros), na velocidade do vento a 10 metros de altura (X em metros por segundo) e na velocidade de fricção (X0 em metros por segundo). A Tabela 1 apresenta a sumarização realizada por Prata et al (2018).

Tabela 1 — Tabela de modelos empíricos adotados pelo WATER9 (1994) para cálculo de k_L e de k_G . Fonte: Adaptado de Prata et al. (2018).

	Condições		Referência	Equação	
U_{10}	X/H	u*			
$(m s^{-1})$	Λ/Π	(m s ⁻¹)			
<3,25	Todos	-	Springer	$k_{L}=2.78\times10^{-6}\left(\frac{D_{L}}{D_{L,\text{éter}}}\right)^{\frac{2}{3}}$	(19)
≥3,25	<14	>0,3	Mackay e	Equação (15)	
<u> </u>	~1∓	<i>></i> 0,3	Yeun	Equação (13)	
≥3,25	<14	≤0,3	Mackay e	Equação (16)	
_5,25	-11	_0,5	Yeun		
≥ 3,25	≥14 e ≤51,2	-	Springer	$k_{L} = \left[2,605 \times 10^{-9} \left(\frac{X}{H}\right) + 1,277 \times 10^{-7}\right] U_{10}^{2} \left(\frac{D_{L}}{D_{L,\text{éter}}}\right)^{\frac{2}{3}}$	(20)
≥ 3,25	≥ 51,2	-	Springer	$k_L = 2,611 \times 10^{-7} U_{10}^2 \left(\frac{D_L}{D_{L,\text{éter}}}\right)^{\frac{2}{3}}$	(21)
_	_	_	Mackay e	$k_G = 4.82 \times 10^{-3} U_{10}^{0.78} X^{-11}$	(22)
	-		Matasugu	K _G −4,02^10 U ₁₀ A	(22)

Na Tabela 1, nota-se que cada equação é utilizada dentro de um determinado parâmetro, o que, em teoria, promove melhor ajuste para determinadas condições meteorológicas observadas em campo. Entretanto existe uma diferença entre os modelos aplicados, onde as equações (19), (20), (21) e (22) não se utilizam da velocidade de fricção para a determinação dos coeficientes de transferência de massa.

Prata et al. (2018), após extensa análise e teste, com dados experimentais, dos modelos empíricos e teóricos para estimativa dos coeficientes de transferência de massa, propôs uma nova abordagem para quantificar k_L e k_G . A estimativa de k_G foi realizada considerando a

proporcionalidade da razão entre o coeficiente de transferência de massa na fase gasosa e a velocidade de fricção sendo proporcional a uma potência do comprimento efetivo e do número de Reynolds baseado no comprimento efetivo (equação (23)). Já para k_L, Prata et al. (2018) analisou a variação entre uma série de modelos empíricos e propôs um novo ajuste (equações (24) e (25)).

$$\frac{k_{G}}{u_{*}} = 0,0994 Re_{*}^{-0,08944} X_{*}^{0,0178} Sc_{L}^{-2/3}$$
(23)

$$k_L = 4.31 \times 10^{-3} u_* Sc_L^{-1/2}$$
 $X \ge 16 \text{ m}$ (24)

$$k_L = (1,191+2,551 \log_{10} X) \times 10^{-3} u \cdot Sc_L^{-1/2}$$
 2,4 m \le X \le 16 m (25)

Onde:

$$Re_* = \frac{u_*X}{v} \tag{26}$$

$$X_* = \frac{Xg}{u_*^2} \tag{27}$$

Nas equações (23) a (27), o comprimento efetivo de incidência do vento (X) é dado em metros (m), a gravidade (g) é dada em metros por segundo ao quadrado (m s⁻²), os coeficientes de transferência de massa na fase líquida (k_L) e na fase gasosa (k_G) e a velocidade de fricção (u_*) são dados em metros por segundo (m s⁻¹), e os números de Schmidt do composto na fase líquida (Sc_L) e gasosa (Sc_G), o número de Reynolds baseado no comprimento efetivo da incidência do vento (Re_*) e o comprimento efetivo de incidência do vento não dimensional (X_*) são números adimensionais. Os valores de Re_* e X_* representam a influência do desenvovimento da camada limite e da formação de ondas sobre a superfície líquida, o que contribuem diretamente na espessura da camada limite e, consequentemente, na emissão (PRATA et al., 2017; PRATA; SANTOS; et al., 2018). A equação (24) é aplicada para comprimentos efetivos de incidência do vento (X) maiores ou iguais a 16 metros e a equação (25) utilizada para 2,4m $\le X < 16m$. Prata et al. (2018) aponta que a equação (23) subestima os valores de k_G para velocidades de fricção maiores que 0,6 m s⁻¹.

3.3 Métodos diretos de medição da emissão de gases a partir de superfícies líquidas passivas

Nesta seção, pretende-se explicitar trabalhos apresentados na literatura científica que desenvolveram, aplicaram e compararam o túnel de vento portátil com demais métodos diretos de medição de odor.

A estimativa da taxa de emissão de odor pode ser realizada por três diferentes técnicas, sendo elas: (i) o uso de modelos de emissão através de correlações empíricas e teóricas, conforme apresentado no item 3.2; (ii) a aplicação de modelos reversos de dispersão (método indireto); (iii) e através de equipamentos enclausurantes (método direto) a fim de coletar amostras dos gases diretamente da superfície de emissão (HUDSON; AYOKO, 2008b; LAOR; PARKER; PAGÉ, 2014; PARKER et al., 2013; PRATA; LUCERNONI; et al., 2018).

O método direto, apesar de suas limitações, parece ser menos dispendioso em termos de tempo e de recursos que o método indireto, perante a necessidade de grande amostragem(HUDSON; AYOKO, 2008a). Quando comparado com modelos empíricos, os métodos diretos se mostram mais versáteis, uma vez que a aplicação de tais modelos é restrita às condições as quais os modelos empíricos foram desenvolvidos. No método direto, o procedimento mais comum de amostragem é aquele o qual um gás conhecido passa pelo sistema coletando o gás odorante da superfície passiva, para isso, uma câmara de fluxo dinâmica (Figura 2a) ou um túnel de vento portátil (Figura 2b) podem ser utilizados (LEBRERO et al., 2011).





(a) Câmara de fluxo dinâmica

(b) Túnel de vento portátil

Figura 2 - Dispositivos enclausurantes.

Capelli, Sironi e DelRosso (2013), registraram o princípio de funcionamento comumente adotado para a aplicação do método direto. Esse princípio consiste no isolamento de uma porção da superfície emissora, onde o ar neutro (com concentração nula de compostos odorantes) é

insulflado a uma vazão conhecida e a concentração dos compostos é medida na saída do equipamento. Baseado nesse princípio, pode-se calcular a taxa de emissão de gases odorantes por unidade de área segundo a equação (28), sendo essa denominada a taxa de emissão específica de odor (E_a), onde Q_{ar} é a vazão de entrada no equipamento (m s⁻¹), C_s é a concentração medida na saída (kg m⁻³) e A_{base} é a área do dispositivo em contato com a superfície emissora (m²). Dessa forma, a taxa de emissão de odor (E) pode ser estimada através do produto da taxa de emissão específica com a área emissora total. Lembrando que em superfícies de grande área, é necessário realizar as medições em diversas localizações da superfície para obter valores de taxa de emissão representativos.

$$E_a = \frac{Q_{ar}C_s}{A_{base}}$$
 (28)

A câmara de fluxo dinâmica foi desenvolvida por Klenbush (1986) e foi projetada visando uma boa mistura em seu interior, o que proporciona uniformidade da concentração dos compostos no interior do equipamento. Apesar de ser o método recomendado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*United States Environmental Protection Agency*, USEPA), a câmara de fluxo dinâmica apresenta limitações como o acúmulo de compostos odorantes na parte superior do equipamento (*headspace*), podendo subestimar a taxa de emissão mensurada pelo equipamento (HUDSON; AYOKO, 2009). Vários estudos têm sido realizados para avaliar a eficiência e acurácia da câmara de fluxo dinâmica para a medição da taxa de emissão de odor (ANDREÃO et al., 2019; ANDREÃO; FERONI, 2022b; GUILLOT; CLINCKE; GUILLEMAN, 2014; HUDSON; AYOKO, 2009; PRATA et al., 2016; PRATA; SANTOS; et al., 2018).

O túnel de vento portátil (PWT) foi desenvolvido com o objetivo de reproduzir em seu interior um escoamento estável incidente sobre a superfície líquida de maneira semelhante ao escoamento atmosférico, ou seja, um escoamento paralelo a interface emissora (WANG, X.; JIANG; KAYE, 2001). Entretanto, o túnel de vento portátil não é capaz de reproduzir todos os fenômenos que naturalmente controlam a emissão (LIU, L. et al., 2022).

Nos anos 70, o equipamento enclausurante descrito como túnel de Lindvall era utilizado para mensurar e comparar as emissões de odor oriundo de diferentes tipos de matéria orgânica (JIANG, K.; KAYE, 1996; VAN BELOIS; ANZION, 1992). Em seguida, Van Belois e Anzion (1992) compararam o túnel de Lindvall (Figura 3b) com um novo túnel de geometria retangular

(Figura 3a). Os experimentos mostraram que tanto o túnel de Lindvall, quanto o novo túnel apresentaram valores de emissão três vezes maiores do que os cálculos teóricos, entretanto, o túnel retangular apresentou velocidades altas nos cantos do dispositivo e velocidades relativamente baixas no seu interior equanto o túnel de Lindvall obteve menores velocidades próximo a região inferior do dispositivo e velocidade máxima próximo a região superior. Apesar do túnel de Lindvall apresentar um perfil mais desenvolvido, não é possível afirmar qual desses dispositivos apresentaria melhor desempenho para a quantificação da taxa de emissão de odor em superfícies passivas, visto que as zonas de aceleração do túnel retangular podem interferir na emissão devido ao aumento da velocidade de fricção e o túnel de Lindvall pode apresentar problemas de mistura durante a amostragem dos gases odorantes.

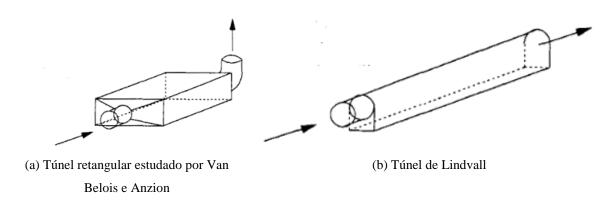


Figura 3 – Túneis de vento estudados por Van Belois e Anzion. Fonte: Van Belois e Anzion (1992).

Jiang et al. (1995) desenvolveram um PWT com o objetivo de obter perfis verticais e horizontais uniformes de velocidade no interior da seção de teste, mas a técnica de medição de velocidade utilizada no estudo não permitiu a avaliação das condições do escoamento próximo à superfície negligenciando assim a influência da velocidade de fricção no processo de volatilização. Os autores objetivavam relacionar um fator de emissão de odor com a velocidade do escoamento no interior do PWT. Em vista disso, propuseram um PWT (Figura 4), cuja estrutura é composta, por (i) flutuadores, visando a aplicação para interfaces líquidas, (ii) um duto de entrada para o desenvolvimento do escoamento do ar na entrada, (iii) uma seção de expansão, a fim de uniformizar o escoamento, (iv) uma seção principal cuja região inferior é vazada, ocorrendo, assim, o contato entre a superfície emissora e o escoamento induzido, (v) uma zona de contração, objetivando a mistura da concentração de odor, e (vi) um ponto de amostragem. Além do equipamento em si, foi necessária a instalação de um sistema de flutuação para o

sustento do equipamento em superfícies líquidas. Esse túnel foi testado por Bliss et al. (1995) através da obtenção, em ambiente laboratorial, do coeficiente de transferência de massa com solução aquosa de amônia para velocidades médias no interior do PWT de 0,3 e0,8 m s⁻¹. Os coeficientes obtidos foram comparados com os coeficientes calculados com a teoria de camada limite para escoamento laminar, onde o erro experimental foi de 10% para velocidades emtre 0,3 e 0,6 m s⁻¹ Os pesquisadores afirmaram que o equipamento possui melhor desempenho aerodinâmico (uniformidade dos perfis de velocidade) para velocidade média de 0,33 m s⁻¹. Entretanto, os autores alertaram que o escoamento no interior do PWT difere grandemente do escoamento externo, sendo necessárias adequações dos resultados para aplicação em modelos que o correlacionam com escoamentos atmosféricos.

Wang et al. (2001) propuseram uma modificação no PWT na região da coleta da amostra de gás (Figura 5), onde uma curvatura foi implantada na saída, a fim de alongar a região de mistura. Essa modificação promove a boa representatividade da amostra, ou seja, uma boa mistura dos gases na região de amostragem, evitando a alta variabilidade das medições da concentração. Além dessa modificação, Capelli et al. (2009) propuseram um novo modelo de PWT, onde não há o conceito de seções convergente/divergente mas um desenvolvimento horizontal da geometria com altura constante apresentando somente variação da largura na horizontal permitindo a conexão da tubulação de entrada do ar limpo de seção circular na zona de testes de seção retangular e da zona de testes na tubulação de saída também de seção circular (Figura 6). Com o objetivo de uniformizar os perfis de velocidade ainda foram adicionados condicionadores de fluxo na seção de entrada e seção anterior à seção de testes. Essas alterações realizadas no dispositivo resultam na melhora da uniformidade das velocidades no interior da seção de testes quando comparado com os resultados obtidos por Jiang et al. (1995), porém, Capelli et al. (2009) não descreve o método experimental nem a frequência de aquisição dos dados de velocidade além de não caracterizar a distribuição da velocidade de fricção após a inserção dos elementos condicionadores de fluxo, não permitindo uma análise crítica mais elaborada quanto ao efeitos destas alterações na performance do equipamento.

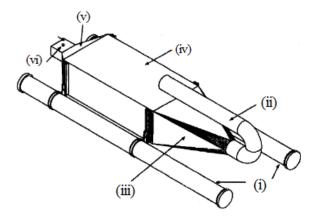


Figura 4 – PWT desenvolvido por Jiang et al. (1995). Fonte: Jiang et al. (1995)

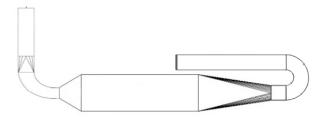


Figura 5 - PWT modificado por Wang et al. (2001). Fonte: Adaptado de Wang et al. (2001).



Figura 6 – PWT proposto por Capelli et al. (2009). Fonte: Capelli et al. (2009).

Apesar da eficácia e metodologia de uso do dispositivo não estar completamente conhecidos e desenvolvidos, diversos autores têm avaliado o funcionamento do túnel de vento portátil, por exemplo Sironi et al. (2005) utilizaram o túnel de vento portátil proposto por Jiang et al. (1995) objetivando a estimativa do fator de emissão de aterros sanitários de resíduos sólidos, entretanto os valores de velocidade do ar no interior do equipamento não puderam ser medidos em campo, sendo utilizado a velocidade medida na saída do equipamento. Além disso, os autores informam que a velocidade de medição ótima de 0,3 m s⁻¹ no interior da seção de testes, proposta por Bliss et al. (1995), não foi atingida. Sendo assim, as taxas de emissão foram normalizadas para a velocidade de 0,3 m s⁻¹, entretanto a normalização utilizada não possui embasamento na física de transferência de massa e o túnel de vento portátil ainda não foi validado para quantificação das taxas de emissão de odor de forma direta, ou seja, sem comparação com outros métodos de estimativa da taxa de emissão de odor.

Taha et al.(2005) aplicou o túnel de vento portátil proposto por Jiang et al. (1995) para realizar amostragens de bioaerosois oriundos de compostagem. Balsari et al. (2007) aplicaram diversos equipamentos enclausurantes, dentre eles o túnel proposto por Jiang et al. (1995), para a obtenção da taxa de emissão de amônia (NH₃) em poços de rejeito de chiqueiro para realização de inventário do poluente. Ambos autores afirmaram que o túnel de vento portátil pode ser aplicado para quantificação da taxa de emissão dos respectivos poluentes estudados, entretanto a aerodinâmica e a representatividade das taxas mensuradas com o PWT não são consolidadas na literatura, tornando duvidoso os resultados obtidos.

Liu et al. (2015) utilizaram o modelo proposto por Jiang et al (1995) para estimar a taxa de emissão de compostos voláteis em um aterro sanitário; Lucernoni et al. (2016) aplicaram o PWT desenvolvido por Capelli et al. (2009) para propor princípios e métodos para a amostragem de odor em superfícies passivas e Martins et al. (2018) avaliaram o escoamento no interior do túnel de vento modificado por Wang (2001) utilizando a técnica da mecânica de fluidos computacional.

Apesar dos estudos já realizados, ainda não foi possível obter uma conclusão sobre o modelo ideal de PWT para estimativa da emissão de odor. Além disso, há indicação da literatura científica que o PWT parece ser mais adequado que a câmara de fluxo dinâmica para medição das taxas de emissão em superfícies líquidas passivas (HUDSON; AYOKO, 2009), porém o dispositivo não é capaz de representar todos os fatores atmosféricos (LIU, L. et al., 2022).

Neste capítulo foram visitados os conceitos fundamentais para o entendimento da transferência de massa no interior de um túnel de vento portátil utilizado para a quantificação da emissão de odor. Além disso, os principais modelos empíricos utilizados para o cálculo dos coeficientes de transferência de massa foram mostrados, bem como o histórico do desenvolvimento de diferentes geometrias de túneis de vento portáteis aplicados para estimar a taxa de emissão de odor em superfícies líquidas passivas. Portanto entende-se, segundo a literatura vigente, que não existem modelos empíricos atuais que são capazes de representar completamente os fenômenos físicos que interferem na emissão, bem como não existem dispositivos enclausurantes que reproduzam fenômenos semelhantes ao observado no escoamento atmosférico. Entretanto, visto que o túnel proposto por Jiang et al. (1995) tem sido largamente estudado e aplicado para mensurar a taxa de emissão de odor em superfícies passivas, e sabendo que não foi encontrado estudos que apliquem o referido PWT para análise da taxa de emissão pela fase líquida, o estudo em questão visa suprir essa lacuna. Portanto, o estudo da transferência de massa no interior de um túnel de vento portátil, acrescentará no entendimento e no desenvolvimento desses dispositivos.

4 METODOLOGIA

Neste capítulo será apresentado toda a metodologia utilizada para a execução do trabalho. Por conseguinte, em primeira instância será apresentado o equacionamento teórico para obtenção do coeficiente global de transferência de massa com as devidas hipóteses aplicadas. Em sequência será descrita a configuração do laboratório bem como os equipamentos de medição instalados no aparato experimental. Por fim, será detalhado todo o procedimento experimental adotado com intuito de atingir os objetivos do trabalho.

4.1 Determinação do coeficiente de transferência de massa

Conforme descrito anteriormente, a teoria dos dois filmes, proposta por Whitman em 1923, indica que, o fluxo de massa em uma interface líquido-gás pode ser calculado utilizando as equações (9) e (10). Observando que o fluxo (J) é o transporte de massa pela área da interface, ao reescrever a equação (9) em função da taxa de variação de massa do composto, obtem-se a equação (29),(AROGO et al., 1999).

$$\frac{dM}{dt} = K_L A_{base} \left(C_L - \frac{C_G}{K_H} \right) \tag{29}$$

Onde M é a massa do composto (kg), K_L é o coeficiente global de transferência de massa (m s⁻¹), A_{base} é a área emissora enclausurada pelo equipamento (m²), C_L e C_G são as concentrações da fase líquida e gasosa (kg m⁻³), respectivamente, e K_H é a constante adimensional de Henry. Uma vez que os experimentos foram realizados para fase líquida, a variação da massa do composto com o tempo implica na variação da concentração do composto na fase líquida, sendo assim, a equação (29) pode ser reescrita em termos da concentração do composto de interesse na fase líquida e obtém-se a equação (30).

$$\frac{dC_L}{dt} = -K_L \frac{A_{base}}{V} \left(C_L - \frac{C_G}{K_H} \right) \tag{30}$$

Visto que o gás de arraste é filtrado via um sistema de carvão ativado antes da incidência na interface líquida, entende-se que o valor de concentração na fase gasosa será muito menor que a concentração na fase líquida sendo possível, por hipótese, a anulação do termo C_G. Dessa maneira, a equação (30) se desenvolve, conforme apresentado em seguida, chegando a equação (32) através da aplicação dos limites de integração para concentrações considerando uma

concentração inicial na fase líquida (C_0) e a concentração final na fase líquida após determinado tempo ($C_L(t)$), onde o tempo varia de t_0 =0 até o tempo t.

$$\frac{dC_L}{dt} = -K_L \frac{A_{base}}{V} C_L$$

$$\frac{1}{C_L} dC_L = -K_L \frac{A_{base}}{V} dt$$

$$\int_{C_0}^{C_L(t)} \frac{dC_L}{C_L} = -\int_0^t K_L \frac{A_{base}}{V} dt$$

$$\ln C_L \Big|_{C_0}^{C_L(t)} = -K_L \frac{A_{base}}{V} \Big|_0^t$$

$$\ln \Big(\frac{C_L(t)}{C_0}\Big) = -K_L \frac{A_{base}}{V} t$$

$$C_L(t) = C_0 e^{-K_L \frac{A_{base}}{V} t}$$
(31)

A equação (32) representa o decaimento da concentração na fase líquida, onde o coeficiente exponencial refere-se à velocidade na qual o decaimento ocorre. Portanto, conhecendo todas as variáveis na equação, é possível a determinação do coeficiente de transferência de massa através do ajuste de uma curva de perfil exponencial às medições periódicas realizadas a cada experimento.

Para a análise de H₂S, Arogo et al.(1999) elucida que tal composto, quando diluído em solução aquosa, se dissocia em 3 íons presentes dentro da solução, sendo eles o H⁺, o HS⁻ e o S₂⁻. Entretanto, as frações de massa desses íons variam de acordo com o pH da solução aquosa. Uma vez que, diferentemente dos íons presentes na solução, apenas o H₂S pode ser emitido para a atmosfera, é necessário garantir que apenas o sulfeto de hidrogênio esteja presente nessa solução. Portanto, ao manter o valor do pH abaixo de 5, a existência somente de H₂S na solução aquosa. A literatura aponta que, a medição por espectrofotometria desse composto é realizada através da medição do íon HS⁻, sendo assim, apenas o íon HS⁻ existe na solução aquosa, se essa for mantida com pH acima de 10 e abaixo de 14 (AROGO et al., 1999). Uma vez que o pH da solução aquosa foi mantido a aproximadamente 4, durante o experimento, é possível afirmar que a concentração de enxofre total é igual a concentração de H₂S da fase líquida.

4.2 Configuração do aparato experimental

A Figura 7a apresenta um esquema da montagem de todo o sistema que compreende o túnel de vento. Na Figura 7a, pode se ver, da esquerda para a direita, o inversor de frequências, o ventilador, o filtro de carvão ativado, o medidor de vazão tipo vórtex e o túnel de vento portátil. O túnel de vento portátil é composto por uma tubulação de desenvolvimento do escoamento, uma zona de expansão, a seção de testes, a zona de contração e a zona de amostragem. Os experimentos foram conduzidos utilizando o túnel de vento portátil da UFES, semelhente ao adaptado por Wang et al. (2001), o qual se diferencia do túnel desenvolvido por Jiang et al. (1995) pela extensão e curvatura da região de amostragem da fase gasosa, promovendo melhor mistura dos compostos emitidos pela superfície passiva com o gás de referência inserido no túnel. Visto que as amostras foram coletadas em 6 pontos discretos do túnel de vento portátil (Figura 7b), foi possível calcular o valor de KL para cada um desses locais, entretanto foi realizada a média aritmética desses coeficientes para a obtenção de um valor médio capaz de ser comparado com modelos empíricos e valores experimentais obtidos na literatura vigente.

A Figura 7c mostra uma foto do aparato no laboratório. O equipamento mostrado na Figura 7c é feito de acrílico e sua seção principal tem 250 mm de altura, 800 mm de comprimento e 400 mm de largura. O fornecimento de ar para o interior do equipamento é realizado por um exaustor centrífugo acoplado a um motor trifásico (WEG W22 - potência 2 HP - rotação de 3500 RPM - Figura 8b) e foi instalado um inversor de frequência (WEG CFW 300 - Figura 8a) para controlar a rotação do ventilador e permitir testes usando diferentes vazões de entrada. Para garantir um suprimento de ar limpo para o sistema, um filtro de carvão ativado (Figura 8c) foi utilizado. Todo o sistema foi interligado por tubulações corrugadas e durante a execução dos experimentos, o túnel de vento foi posicionado sobre um reservatório de 5 cm de profundidade, onde as extremidades do reservatório se encaixam com as extremidades da seção inferior da zona de teste. Durante os experimentos, o sistema foi insuflado de maneira que a mistura gasosa fosse lançada diretamente a atmosfera, seguindo os parâmetros de operação próximos aos previstos em campo.

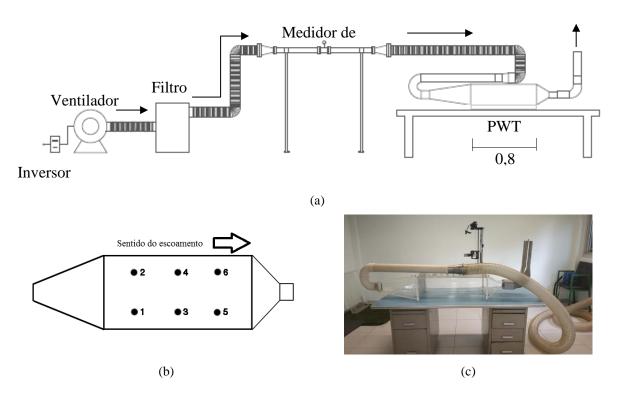


Figura 7 - (a) Esquema montado para funcionamento do túnel de vento portátil. (b) Foto do túnel de vento portátil utilizado nos experimentos. (c) Vista superior do túnel de vento com a localização dos pontos de amostragem.

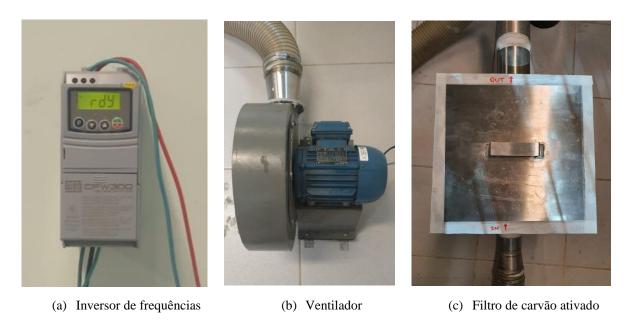


Figura 8 – Equipamentos pertencentes ao sistema do túnel de vento portátil.

4.3 Medição das condições de escoamento no interior do aparato

Um termômetro (SOMA 025) (Figura 9a) foi utilizado para a medição da temperatura da fase líquida, um termohigrômetro (Minipa MT-241) foi instalado no início da seção de amostragem para medição da temperatura e umidade da fase gasosa. Além disso, um termohigrômetro (Minipa MTH-1300) foi posicionado externamente próximo do PWT para a medição da temperatura e umidade do laboratório (Figura 9b).

Um medidor/controlador de vazão do tipo vórtex foi utilizado (Yokogawa DY050-JBLAA1-2D/SCT) (Figura 9c). O medidor de vazão do tipo vórtex funciona a partir de um corpo gerador de vórtices em sua seção, onde, esses vórtices são formados de maneira alternada com o escoamento devido a presença desse corpo. Com o aumento da vazão, maior a quantidade de vórtices formados e, consequentemente, maior a variação das pressões nesta região, visto que os vórtices são formados alternadamente. Sendo assim, um sensor nota essa diferença de pressão, onde a frequência dessa variação pressão indica a vazão do escoamento naquela região, sendo possível, através da calibração realizada na fábrica, a quantificação da vazão do escoamento.

Para a obtenção da relação entre o inversor de frequências e o medidor de vazão tipo vórtex, foi adotada a seguinte metodologia: esperou-se 3 minutos para a estabilização das medições e 5 minutos de coleta de dados a cada frequência adotada. As frequências foram discretizadas a cada 2, 5 Hz, entretanto, visto que o medidor apenas apresenta o valor da vazão medida no visor do equipamento e, consequentemente, não foi possível a aquisição dos dados de maneira automática (via *software*), foram registrados, visualmente, o valor máximo e mínimo de cada faixa, sendo adotado o valor médio para a curva de calibração do equipamento .Vale ressaltar que foram realizados 3 testes com a interface sólida e lisa (placa plana) e 3 testes com interface líquida (reservatório preenchido com água).







(a) Termômetro da fase líquida

(b) Termohigrômetros

(c) Medidor de vazão

Figura 9 – Termômetros e medidor de vazão utilizado nos experimentos.

Ao analisar a Figura 10a é perceptível a repetibilidade e a linearidade obtida entre os testes, mesmo entre a superfície sólida (placa lisa) e líquida (reservatório preenchido com água). Isto implica numa boa resposta entre a frequência inserida no inversor de frequências e a vazão fornecida pelo ventilador. Nota-se que para baixas frequências os valores destoam do ajuste linear, sendo o possível motivo a sensibilidade do medidor de vazões, visto que, para baixas frequências, o ventilador tem baixa rotação e, por conseguinte, baixa vazão, o que aumenta a variabilidade e diminui a precisão do dispositivo. Percebe-se também que para as maiores frequências (acima de 37,5 Hz) os valores apresentam leve variação entre os testes. Entretanto, posto que a faixa de operação prevista para os experimentos foi de 17,5 a 30,0 Hz, os problemas citados não afetarão diretamente no experimento. Além disso, as curvas apresentadas têm como objetivo a rápida obtenção da vazão experimental, indicada no visor do medidor de vazões, sem que ocorra emissão prévia devido a demora no ajuste da vazão. Dessa maneira, em geral, o medidor apresentou ser um excelente equipamento, onde os dados são precisos e com alta confiabilidade tanto para superfícies sólidas quanto para superfícies líquidas.

Após os testes iniciais, uma manutenção no filtro de carvão foi realizada, e, consequentemente, novas curvas de calibração foram realizadas em superfícies líquidas (Figura 10b). Novamente, é perceptível a acurácia do equipamento, trazendo dados confiáveis para a aplicação dos experimentos, visto que os dados obtiveram coeficiente de variação de 0,56% entre os testes.

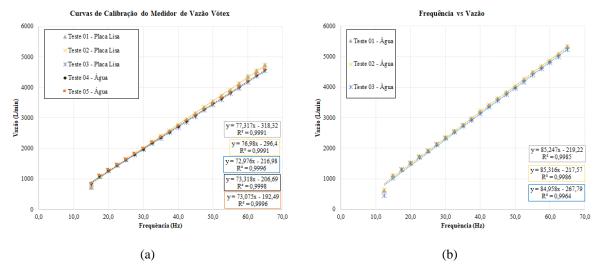


Figura 10 - Curva de relação entre frequência, setada no inversor de frequências, e vazão, obtida no medidor de vazão tipo vórtex (a) antes e (b) após da manutenção do filtro de carvão ativado.

4.4 Procedimento experimental

A espectrofotometria ultravioleta-visível (UV-VIS) com comprimentos de onda entre 185 a 2100 nm, foi utilizada para determinação da concentração do composto odorante na fase líquida. O princípio de funcionamento desta técnica, apresentado na Figura 11, se baseia na incidência de uma radiação eletromagnética conhecida, gerada pelo monocromador, sobre um composto. Visto que cada composto possui uma estrutura química diferente e, consequentemente, reage de maneira distinta a um mesmo comprimento de onda, um comprimento de onda ideal é almejado para a análise da quantidade do composto na solução aquosa. Quando essa luz, emitida a um comprimento de onda conhecido, incide sobre o composto, suas estruturas absorvem parte da energia emitida em forma de luz e transformam em energia vibracional (térmica). Desta forma, a depender da quantidade do composto presente na solução, uma determinada quantidade da energia transpassará a solução e parte será absorvida pelo composto. Portanto, ao encontrar o comprimento de onda melhor adaptável ao composto, maiores concentrações resultarão em maiores absorbâncias. Sendo assim, a absorção (ou transmitância) dessa radiação medida pelo equipamento é proporcional a concentração do composto (KAFLEE, 2020). Portanto, foi realizada a calibração do espectrofotômetro para análise de cada composto de interesse.

Para garantir que a absorbância medida é resultante apenas das interações do composto, uma cubeta com concentração nula (branco) utilizando o mesmo solvente (água deionizada) é utilizada como referência. Desta maneira, todas as medições foram comparadas com o branco antes de serem efetivamente mensuradas. Além disso, Kaflee (2020) aponta para a necessidade

do uso de cubetas de quartzo (Figura 12a) para lâmpadas de Deutério e, posto que o espectofotômetro aplicado (Figura 12b) utiliza-se de lâmpadas de deutério para comprimentos de onda adotados nesse estudo (190, 229 e 231nm), as cubetas adquiridas seguiram as recomendações indicadas.

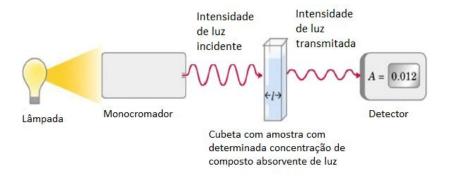


Figura 11 – Funcionamento de um espectrofotômetro.

Fonte: Kaflee (2020).

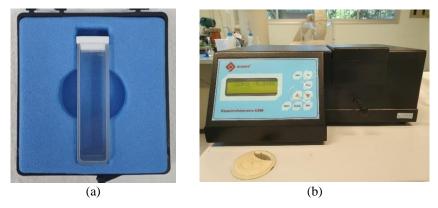


Figura 12 – (a) Cubeta e (b) espectrofotômetro utilizado neste estudo.

4.4.1 Sulfeto de hidrogênio

O sulfeto de hidrogênio (H_2S) é um composto dominado pela fase líquida, visto que seu coeficiente de Henry (K_H) , na literatura, possui valor de 3,64 $\times 10^{-1}$ para temperatura de 20°C (SANDER, 2015). Tal característica implica que as propriedades da fase líquida influenciam a transferência do composto de maneira mais significativa que a fase gasosa, desta forma, o monitoramento da solução líquida é de suma importância para o entendimento da transferência de massa desse composto odorante.

Para o H_2S foi utilizada a espectrofotometria com comprimento de onda de 231 nm (POULY et al., 1999; SANTOS et al., 2012). Entretanto o sulfeto de hidrogênio não é encontrado naturalmente na fase líquida, sendo necessária a realização de reações químicas para formar o composto na fase aquosa. A formação do H_2S (M = 34,08g mol⁻¹) se da a partir da mistura de

sulfeto de sódio (Na_2S , $M = 78,05g \text{ mol}^{-1}$) com água (H_2O) segundo a reação química descrita abaixo. Entretanto, para a realização da calibração, e do experimento subsequente, foi utilizado o sulfeto de sódio nonohidratado da Sigma-Aldrich ($Na_2S \cdot 9H_2O$, M = 240, $18g \text{ mol}^{-1}$), o qual possui diferente massa molar e, consequentemente, altera a quantidade de massa a ser utilizada para gerar a mesma concentração de H_2S .

$$Na_2S+2H_2O \leftrightarrow H_2S+2NaOH$$

Visto que a concentração inicial do experimento seria de 5 mg L⁻¹, a calibração foi realizada com 6 concentrações conhecidas, sendo elas de 1,0 a 6,0 mg L⁻¹ variando em 1,0 mg L⁻¹ entre as soluções (Figura A3). Portanto, para a elaboração dessas concentrações, uma solução mãe com concentração de 1000 mg L⁻¹ foi feita, e, em seguida, cada solução de referência foi gerada a partir da solução mãe. Vale ressaltar que cada concentração, obtida através da diluição da solução mãe, foi realizada no momento que antecedesse a medição de forma a reduzir os efeitos da degradação do composto. Além disso, a solução mãe permaneceu vedada durante os processos, sendo exposta apenas no momento de diluição das demais soluções. Sendo assim, seguindo a reação apresentada, para a formação da solução mãe, foi adicionada uma massa de 0,704g em um balão volumétrico de 100 mL juntamente com água filtrada em osmose reversa e deionizada (Figura 13). Além disso, durante antes das medições, com o H₂S, eram inseridas duas gotas de uma solução de hidróxido de sódio para garantir que apenas todo o sulfeto medido seja oriundo do íon HS⁻ (pH≈11). Tal alcalinização é necessária visto que o comprimento de onda de 231 nm é capaz de quantificar HS⁻ (POULY et al., 1999; SANTOS et al., 2012) presente na solução e, segundo Arogo et al. (1999) o pH da solução aquosa indica a fração de compostos sulfurados na solução aquosa, onde, para pH≈10 a solução contém apenas de HS⁻ como composto sulfurado (Figura 14).



Figura 13 – Sistema de osmose reversa e deionizador.

Para a execução do experimento, o laboratório deve ser previamente preparado. Sendo assim, o espectrofotômetro é ligado em primeira instância, visto que o mesmo necessita de um período mínimo de 15 minutos para sua operação, conforme indicado no manual do equipamento. Em sequência, a balança também é ligada e é esperado o tempo de 30 minutos antes da realização da pesagem do Na₂S. A mesma reação, realizada para a calibração do espectrofotômetro, foi seguida, entretanto a massa de sulfeto de sódio nonohidratado foi de 0,574 g diluída em 16,3 L (volume do reservatório), o que resulta na concentração de 5 mg L⁻¹.

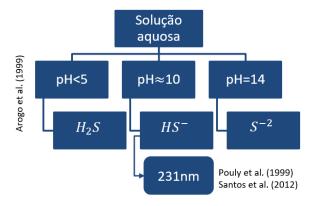


Figura 14 - Variação da fração mássica com o pH para uma solução aquosa.

Visto que a solução de H_2S pode se dissociar em HS^- e S^{2^-} , a depender do pH da solução aquosa, conforme Arogo et al. (1999) sintetizado na Figura 14, a solução foi acidificada com ácido sulfúrico (H_2SO_4) mantendo o pH 4, medido com fitas reativas, de maneira que apenas o H_2S seja presente no tanque. Entretanto, antes de cada medição, foi adicionada uma gota de uma solução de 0,3 mol L^{-1} de NaOH a fim de aumentar o pH para uma faixa acima de 10,0 (pH \approx 11), também medido com as fitas reativas, de forma que apenas os íons HS^- permaneçam na amostra. Esse procedimento foi adotado visto que o íon HS^- responde de maneira satisfatória ao comprimento de onda de 231 nm. Consequentemente, as medições foram realizadas baseadas na concentração de HS^- . Para realizar a solução de 0,3 mol L^{-1} de NaOH, foi feita uma solução mãe de 10,0 mol L^{-1} de NaOH no laboratório químico e, para cada experimento, a solução utilizada foi feita a partir da solução mãe seguindo a equação (33) em um balão volumétrico de 100 mL.

$$m_1V_1 = m_2V_2$$
 (33)

Para o H₂S foram realizados 3 testes para 3 diferentes vazões, sendo essas as de 600, 1200, e 1800 L min⁻¹, o que provê velocidades médias na tubulação de entrada de, respectivamente, $1,27, 2,55 \text{ e } 3,82 \text{ m s}^{-1}$ e velocidades médias de $0,1,0,2 \text{ e } 0,3 \text{ m s}^{-1}$ na seção de teste do PWT. Para cada teste, foi realizada uma medição inicial da concentração do sulfeto de hidrogênio na fase líquida com todo o sistema montado, porém sem a inicialização do ventilador. Após o acionamento do ventilador através do inversor de frequências, foi adotado um período de 10 minutos de estabilização antes de que as medições fossem realizadas, onde a medição foi realizada a cada 25 minutos, aproximadamente, adotando como referência o tempo da medição do primeiro ponto. O tempo de 10 minutos de estabilização foi adotado como 75 vezes o valor do tempo característico obtido pela razão entre o volume da seção principal e a menor vazão aplicada. Para a coleta das amostras foi utilizada uma pipeta volumétrica de 4 mL com diâmetro capaz de passar pelos orifícios do túnel e comprimento suficiente para coletar as amostras próximas a interface líquido-gás. A coleta foi realizada pipetando o líquido próximo da camada superficial da fase líquida e adicionando-o a cubeta logo após realizar a ambientação da mesma através da dupla lavagem da cubeta com a solução amostrada naquele instante. As amostragens foram realizadas em sequência do ponto 1 ao ponto 6, onde, em cada série, foram coletadas 2 amostras em cada ponto. As metodologias para a calibração da medição e para a execução do experimento foram sintetizadas nos fluxogramas da Figura 15.

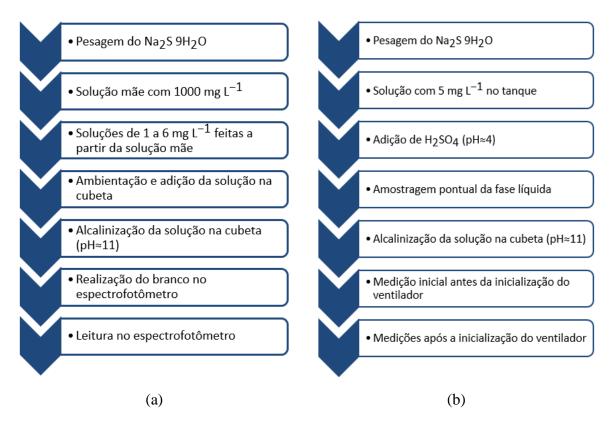


Figura 15 - Resumo da metodologia utilizada para (a) calibração da medição com espectrofotômetro e (b) realização do experimento.

Juntamente com a medição da concentração através da técnica de espectrofotometria, também foram coletados os dados de temperatura do líquido, temperatura do ar dentro do dispositivo, temperatura do ar ambiente, temperatura do ar no medidor de vazão, umidade relativa dentro do dispositivo e umidade relativa no ambiente.

4.4.2 N-BUTANOL

O N-butanol é um composto dominado por ambas as fases, o que indica que para melhor entendimento dos processos de transferência de massa, tanto a fase líquida quanto a fase gasosa devem ser monitoradas, uma vez que ambas as fases influenciam neste transporte de massa.

Não foi encontrado na literatura vigente os comprimentos de onda resultavam em uma boa resposta do composto para o uso da espectometria, sendo necessária a realização de uma varredura de comprimentos de onda. Para tal, percebeu-se que o n-butanol possui melhor absorbância entre 190 e 195 nm. Desta maneira, o comprimento de onda foi modificado para as concentrações de 1,0, 3,0 e 5,0 mL L⁻¹ de n-butanol, onde o melhor comportamento deu-se em 190nm.

Uma vez que almejava-se trabalhar em uma concentração inicial de 5,0 mL L⁻¹ de n- butanol, a curva de calibração (Figura A1 e Figura A2) foi realizada em 6 concentrações conhecidas, sendo elas de 1,0 a 6,0 mL L⁻¹ variando com variação de 1,0 mL L⁻¹. Desta maneira, o equipamento foi configurado para a obtenção de absorbância em um comprimento de 190 nm. As soluções foram realizadas no momento da calibração em balões volumétricos de 100 mL com auxílio de uma pipeta automática. Antes de iniciar as medições, vale destacar que o espectrofotômetro foi ligado pelo menos 15 minutos antes do uso seguindo a recomendação do fabricante. Para a inserção da solução no equipamento, foram utilizadas 3 cubetas de quartzo, onde uma delas foi utilizada especificamente para o branco. Antes de realizar qualquer leitura, as cubetas foram ambientadas na solução a ser medida e os dados foram obtidos em triplicatas.

Para realização dos experimentos, o mesmo procedimento de preparação do laboratório foi adotado. Em sequência, o tanque de água é preenchido com 16,3 litros de água deionizada. Tal preenchimento foi feito com balões volumétricos de 2L, até contabilizar 16 litros, e os 300 mL são adicionados com o uso de uma proveta de 500 mL. Vale ressaltar que o valor de 16,3 L foi obtido através do preenchimento total do tanque com profundidade de 5*cm*, de forma com que a parte inferior do PWT seja rente a fase líquida. Além disso, a parede interna da seção de testes foi alinhada com a parede interna do tanque. Durante o processo de enchimento do tanque, foram adicionados 81,5 mL de n-butanol, com auxílio de uma pipeta graduada, para que o composto já se misturasse com a água deionizada de forma a obter-se uma concentração de 5,0 mL L⁻¹. Entretanto a solução também foi misturada manualmente, com um bastão de vidro, para que a homogeneidade fosse garantida. Com a solução pronta, o túnel foi posicionado acima do tanque e as amostras foram coletadas nos pontos de 1 a 6.

Após a medição inicial da concentração com o uso do espectrofotômetro calibrado, foi ligado o ventilador a uma frequência na qual fosse gerada a vazão de 1800 L min⁻¹ no medidor de vazão. Após 15 min de incidência do vento na superfície líquida, foram retiradas as primeiras amostras a fim de quantificar o decaimento da concentração. Juntamente com a medição da concentração, a cada bateria de medições eram coletadas a temperatura do líquido, temperatura do ar dentro do equipamento, temperatura do ar no medidor de vazões, temperatura do laboratório, umidade relativa no interior do túnel de vento e umidade relativa no laboratório. Cada rodada de medições foi realizada a, aproximadamente, 20 minutos considerando o tempo de coleta da primeira amostra.

4.4.3 ÁCIDO ACÉTICO

O ácido acético é um composto dominado pela fase gasosa, onde as características do ar contido acima da interface líquido-gás controlam a transferência de massa dessa substância.

De forma semelhante ao n-butanol, não foi encontrado em literatura um comprimento de onda recomendado para aplicar a espectrofotometria em soluções de ácido acético (CH₃COOH), sendo necessário realizar o processo de varredura. Portanto, os comprimentos de onda entre 226 e 230 nm apresentaram boa resposta para o ácido acético, entretanto, o comprimento de 229 nm apresentou melhor ajuste de curva, sendo este utilizado para realizar a calibração do espectrofotômetro para o composto em questão.

Diferente dos demais compostos estudados, a calibração do ácido acético foi realizada em duas etapas, sendo elas uma calibração de macroescala e outra de microescala. Isto ocorreu devido a demora do decaimento do ácido acético na fase líquida, sendo necessária a identificação de pequenas variações na concentração. Portanto, a macroescala foi gerada a partir de concentrações de 1,0 a 20,0 mL L⁻¹ variando as concentrações em 5,0 mL L⁻¹. Visto que a concentração inicial do ácido acético escolhida para trabalho foi de 15,0 mL L⁻¹, a microescala originou-se de concentrações de 14,0 a 16,0 mL L⁻¹, variando a cada 0,2 mL L⁻¹, sendo a variação reduzida próximo da faixa de trabalho, ou seja, de 14,8 a 15,2 mL L⁻¹a variação foi de 0,1 mL L⁻¹.

Para a realização do experimento, foi necessário preparar o laboratório. Portanto, todo o procedimento de ligar os equipamentos e preparar a solução foram executados da mesma forma. Entretanto, a concentração de ácido acético utilizada para trabalhar foi de 15 mL L⁻¹, e, consequentemente, a quantidade de soluto pipetado foi de 244,5 mL durante o preenchimento do tanque.

Uma vez que a transferência de massa do ácido acético é controlada pela fase gasosa, o mesmo precisará de um tempo de estabilização muito maior que o n-butanol ou o sulfeto de hidrogênio. Isto ocorre devido as medições realizadas pela fase líquida, onde o ácido acético possui um coeficiente de transferência de massa com valor baixo. Desta forma, estimou-se, através da equação (32) considerando um K_L de 2, 88×10 -8 m s⁻¹ concentração inicial de 15,0 mL L⁻¹ e concentração final de 14,9 mL L⁻¹, que para o decaimento de 0,1 mL L⁻¹ da solução, seria necessário um tempo de aproximadamente 2 horas, portanto, as medições foram realizadas a

cada 4 horas, visto que o espectrofotômetro não possui sensibilidade para o decaimento de 0,1 mL L⁻¹ para o ácido acético.

Os testes foram realizados com a vazão de $1800 L \, \mathrm{min^{-1}}$ por um período de $40 \, \mathrm{horas}$, entretanto o decaimento da concentração na fase líquida não foi percebida pelo espectrofotômetro, sendo assim, não foi dado prosseguimento nos experimentos com ácido acético devido a inviabilidade das medições devido ao extenso período de execução do experimento para a percepção do decaimento da concentração na fase líquida, onde a temperatura e a umidade relativa variam muito no decorrer do experimento.

4.5 Análise Comparativa entre K_L obtidos experimentalmente e K_L calculados por um modelo empírico

Para utilização de modelos empíricos na estimativa da taxa de emissão do composto de interesse, é necessário a medição da concentração do composto na fase líquida, obtida através da amostragem do líquido e posterior análise em laboratório. Isso ocorre visto que os modelos determinam os valores dos coeficientes de transferência de massa para fase líquida e gasosa e, consequentemente, determinam o coeficiente global de transferência de massa a ser aplicado na equação (9). Desta maneira, a aplicação dos modelos empíricos não é capaz de determinar a taxa de emissão de forma imediata. Por outro lado, o uso do túnel de vento portátil permite a determinação direta da taxa de emissão a partir da medição do composto na fase gasosa, o qual é capaz de ser quantificado instantaneamente, para determinados compostos, através da aplicação dos analisadores de gás.

Entretanto, muito dos coeficientes de transferência de massa utilizados nos modelos de emissão apresentados na literatura foram obtidos para configurações em escala real e, consequentemente, são mais representativos na quantificação da taxa de emissão em casos reais. Enquanto, ainda há questões que pairam sobre a representatividade das medições utilizando o túnel de vento comparativamente a situações reais de emissão. Assim, foi realizada uma comparação entre o coeficiente de transferência de massa obtido com o túnel de vento portátil e aqueles reportados na literatura por meio de modelos empíricos.

Prata et al. (2018) propôs uma razão entre o fluxo de massa mensurado por um modelo (J_c) e o fluxo de massa obtido experimentalmente (J_e) , através de uma câmara de fluxo dinâmica, para um composto dominado pela fase gasosa. Essa razão visa estimar, em ordem de grandeza, a taxa de emissão do composto para toda a fonte líquida difusa utilizando a taxa de emissão

mensurada no interior do dispositivo. Tal comparativo é possível considerando que o fluxo de massa é igual tanto na fase líquida quanto na fase gasosa. Dessa maneira ao obter a concentração da fase gasosa no interior do equipamento enclausurante e conhecendo a vazão do gás de arraste e a área coberta por este dispositivo, é possível calcular a taxa de emissão específica do equipamento (equação (34), adaptada da equação (28))

$$J = \frac{Q_{ar}C_s}{A_{base}} \tag{34}$$

Para calcular o coeficiente de transferência de massa no campo, Prata et al. (2018) utilizou-se do modelo proposto por Gostelow et al.(2001). Entretanto, Prata et al. (2018) realizou uma extensa revisão sobre os modelos empíricos e teóricos para a obtenção dos coeficientes de transferência de massa nas fases líquida e gasosa e, após esta revisão, propôs uma nova abordagem para estimar k_L e k_G . Essa abordagem baseia-se em um ajuste utilizando um compilado de modelos empíricos que representam, de certa forma, estações de tratamento de esgoto. Os modelos de k_L e k_G são apresentados nas equações (23), (24) e (25) e replicados abaixo.

$$\frac{k_G}{u_*}$$
=0,0994Re_{*}^{-0,08944}X_{*}^{0,0178} Sc_L^{-2/3}

$$k_L = 4.31 \times 10^{-3} u_* Sc_L^{-1/2}$$

$$k_L \!\!=\!\! (1,\!191\!+\!2,\!551 \; \log_{10} X\,) \times \! 10^{\text{--}3} u_* Sc_L^{\text{--}1/2}$$

$$Re_* = \frac{u_*X}{v}$$

$$X_* = \frac{Xg}{u_*^2}$$

A velocidade de fricção possui forte relação na obtenção dos coeficientes de transferência de massa (PRATA; SANTOS; et al., 2018), entretanto tal variável não é comumente medida em campo, sendo adotados modelos que correlacionem a velocidade de fricção com a velocidade do vento a uma altura de referência (PRATA et al., 2021). Entretanto, Prata et al. (PRATA et al., 2021), elucida que os valores de velocidade do vento, aplicadas para quantificar a emissão em superfícies líquidas passivas, são mensurados sobre a superfície sólida. Isso implica que, devido a diferença de rugosidade relativa e demais características da camada limite interna (perfil vertical de temperatura e gradientes de umidade) entre a superfície sólida e a líquida, a

velocidade de fricção sobre a superfície líquida não está em equilíbrio com a velocidade do vento medida sobre a superfície sólida. Portanto, Prata et al. (PRATA et al., 2021) propõe uma nova parametrização para velocidade de fricção conside- rando os efeitos do desenvolvimento da camada limite interna sobre a superfície líquida. Apesar desta parametrização ser numérica, uma equação simplificada (equação (35)) é proposta para rugosidades relativas a montante (z_{0M}) entre 0,005 e 0,20 metros, comprimentos efetivos (X) entre 50 e 300 metros e velocidades do vento a 10 metros (U_{10}) entre 1 e 20 metros por segundo.

$$\mathbf{u}_* = \mathbf{A}\mathbf{U}_{10}^{\mathbf{b}}\mathbf{X}^{\mathbf{c}} \tag{35}$$

Onde:

$$A = -0.052 \ z_{0M}^{0.066} + 0.051 \tag{36}$$

$$b=1,24+4,1\times10^{-3}\ln z_{0M} \tag{37}$$

$$c=0,5z_{0M}^{0,38} \tag{38}$$

Onde z_{0M} (m) é a rugosidade relativa a montante da fonte emissora e A, b e c, são ajustes realizados para as condições limitantes do modelo descritas acima.

Portanto, semelhante ao apresentado por Prata et al. (2018), o estudo de similaridade realizado neste trabalho foi conduzido através da avaliação do fluxo de massa estimado em campo (J_c) e o fluxo de massa calculado com o coeficiente de transferência de massa obtido experimentalmente (J_e). Desta forma, J_c foi estimado segundo a equação (9), onde o coeficiente global de transferência foi premeditado conforme as equações (23), (24) e (25) (PRATA; SANTOS; et al., 2018) e a velocidade de fricção foi parametrizada pela equação (35) (PRATA et al., 2021). Em vista disso, os valores do comprimento efetivo de incidência do vento (X), escolhidos para aplicação do modelo empírico, foram de 50, 150 e 300 metros, além disso, as rugosidades relativas à montante da superfície líquida (z_{0M}) adotadas para o estudo, foram de 0,005, 0,01 e 0,1 metros, que representam, respectivamente, mar calmo, grama cortada e grama alta ou locais com poucas árvores (SEINFELD; PANDIS, 2006). Sendo assim, as análises foram feitas para os coeficientes de transferência de massa obtidos para cada vazão aplicada experimentalmente.

5 RESULTADOS

O presente capítulo apresenta três seções para melhor apresentação dos resultados: A seção 5.1 apresentam os valores dos coeficientes globais de transferência de massa obtidos experimentalmente e as análises referentes ao ajuste das curvas seguindo a metodologia proposta e avaliação dos coeficientes de maneira geral (todos os pontos e vazões), espacial (avaliação entre pontos) e entre diferentes vazões. Já a seção 5.2 mostra o comparativo realizado com o modelo empírico proposto por Prata et al. (2018) para situações previstas em campo, além de comparar os coeficientes de massa obtidos experimentalmente com modelos empíricos aplicados para condições semelhantes ao experimento. A seção 5.3 informa as dificuldades encontradas ao estudar os demais compostos odorantes dominados pela fase gasosa (ácido acético) e por ambas as fases (n-butanol).

5.1 Coeficientes de transferência de massa

Conforme explicitado na metodologia, foram realizados testes com 3 vazões diferentes (600, 1200 e 1800 L min⁻¹) e, para cada teste ou vazão foram realizadas 3 repetições (Tabela 2) realizadas em 3 dias consecutivos. Em cada teste e para cada repetição forma amostrados 6 pontos, conforme mostrado na Figura 7b.

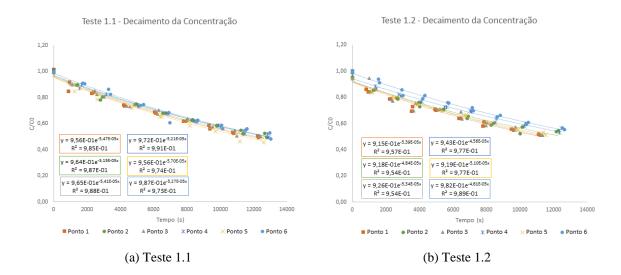
Tabela 2 – Resumo dos testes realizados.

Vazão (L min ⁻¹)	Dia	Teste	Velocidade média no interior da
	Dia	Teste	seção de teste (m s ⁻¹)
600	1	Teste 1.1	0,1
600	2	Teste 1.2	0,1
600	3	Teste 1.3	0,1
1200	4	Teste 2.1	0,2
1200	5	Teste 2.2	0,2
1200	6	Teste 2.3	0,2
1800	7	Teste 3.1	0,3
1800	8	Teste 3.2	0,3
1800	9	Teste 3.3	0,3

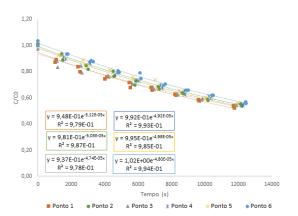
5.1.1 Análise do ajuste de curvas (para todos os testes, repetições e pontos de amostragem)

A Figura 16 apresenta o decaimento da concentração, adimensionalizada pela concentração inicial, de cada ponto de amostragem em cada teste realizado. Vale ressaltar que duas medidas foram realizadas antes da inicialização do ventilador e essas duas medições apresentam diferentes entre si, sendo considerado a primeira medida como a referência para a adimensionalização, tendo por consequência valores diferentes de 1,0 presentes na ordenada de cada gráfico.

Pode se notar que o ajuste exponencial se adequou de maneira satisfatória ao decaimento da concentração do composto na fase líquida, onde o menor coeficiente de determinação (R^2) foi observado no ponto 3 do teste 3.1 com valor de 0,943. Além disso, os demais valores de R^2 variam entre 0,954 e 0,994. Os altos valores do coeficiente de determinação para o ajuste exponencial do decaimento da concentração permitem a determinação dos valores de K_L a partir da metodologia descrita no item 0, uma vez que o ajuste segue uma equação exponencial conforme apresentada na equação (32). Observa-se, também, melhor ajuste exponencial quando efetuada a média das concentrações entre os pontos para cada teste (Figura 17), onde $R^2 \geq 0,981$.

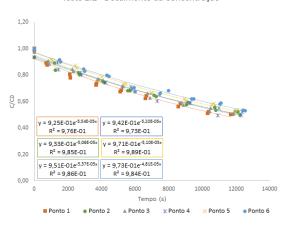


Teste 1.3 - Decaimento da Concentração



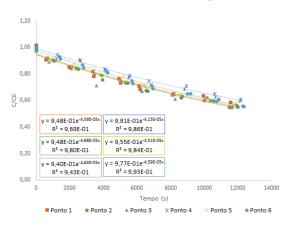
(c) Teste 1.3

Teste 2.2 - Decaimento da Concentração



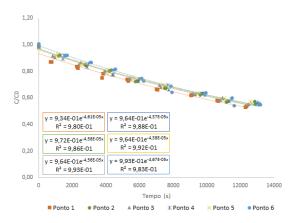
(e)Teste 2.2

Teste 3.1 - Decaimento da Concentração



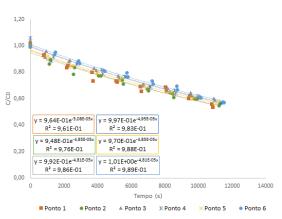
(g) Teste 3.1

Teste 2.1 - Decaimento da Concentração



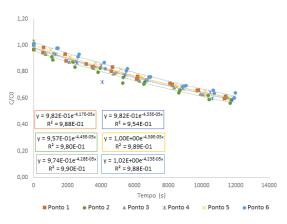
(d) Teste 2.1

Teste 2.3 - Decaimento da Concentração



(f) Teste 2.3

Teste 3.2 - Decaimento da Concentração



(h) Teste 3.2

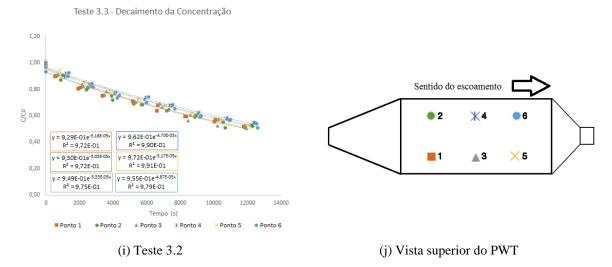


Figura 16 - (a-i) Decaimento da concentração de H₂S a cada ponto de amostragem com ajuste exponencial para todos os testes experimentais e repetições realizados.(j) Vista superior do túnel de vento portátil com a localização dos pontos de amostragem.

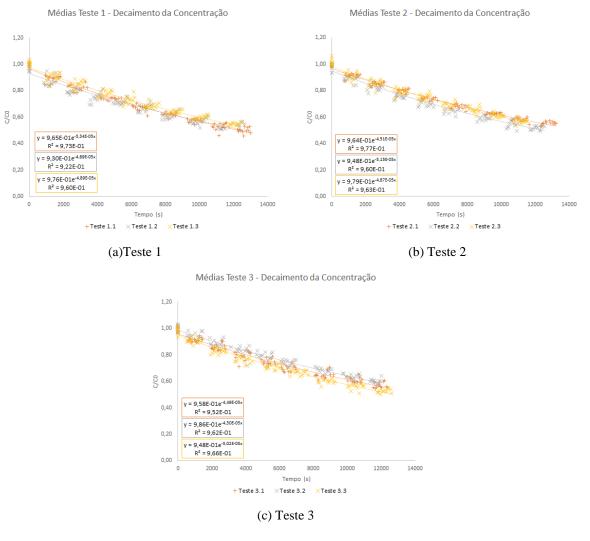
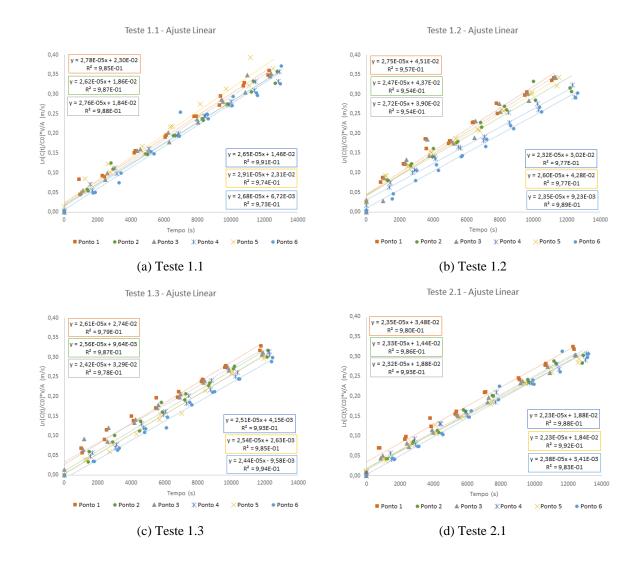


Figura 17 - Ajuste exponencial para média de todos os pontos para obtenção de $K_{\rm L}$.

Aplicando o logaritmo natural na expressão obtida com o ajuste exponencial (equação (32)), é possível realizar o ajuste linear (equação (31)), onde o coeficiente angular da reta é o valor de K_L multiplicado pela razão da área superficial e o volume da solução líquida. A Figura 18 apresenta o ajuste linear feito a cada ponto de amostragem entre cada teste realizado, bem como a Figura 19 apresenta o mesmo ajuste aplicado as médias entre os pontos para cada teste.

Para os ajustes lineares realizados com a aplicação do logaritmo natural, observa-se os mesmos valores de R² em todos os pontos quando comparados com o ajuste exponencial na curva de decaimento da concentração. Portanto, tal aplicação possibilitou a obtenção dos valores dos coeficientes de transferência de massa a cada ponto para todos os testes realizados. Tais coeficientes são apresentados na Tabela A1 a Tabela A3 contidas no Apêndice B deste trabalho.



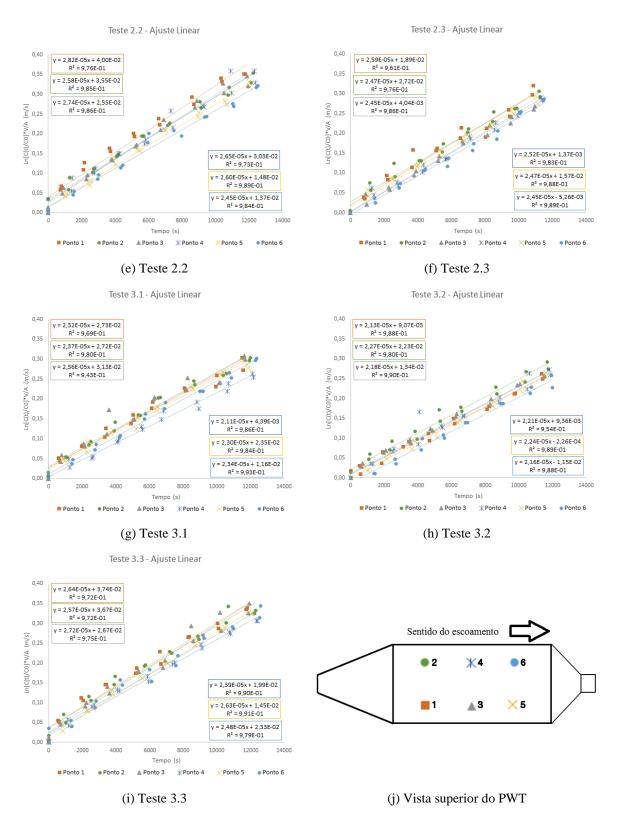


Figura 18 - (a-i) Ajuste linear para a a equação em forma logarítmica para cada ponto de amostragem para todos os testes experimentais e repetições realizados.(j) Vista superior do túnel de vento portátil com a localização dos pontos de amostragem.

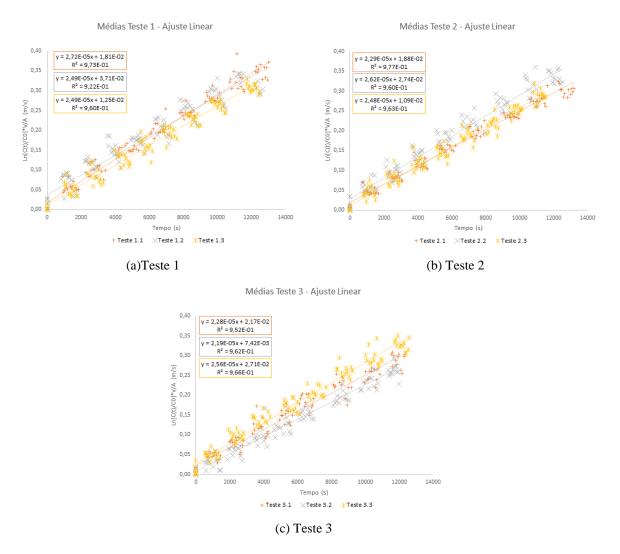
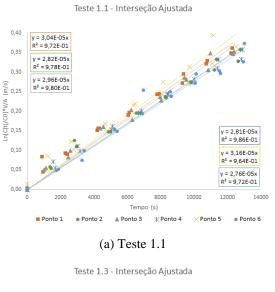
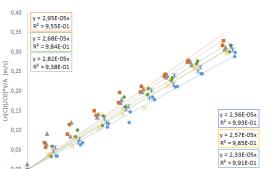


Figura 19 - Ajuste linear para média de todos os pontos para obtenção de K_L.

Conforme descrito na equação (31), esperava-se uma equação em formato y = ax, onde $y = \left(\frac{C_L(t)}{C_0}\right)\left(\frac{V}{A}\right)$ e $a = K_L$. Entretanto, os ajustes lineares realizados nos gráficos explicitados na Figura 18 apresentam um coeficiente linear em suas equações. Desta forma, o ajuste dessas equações de maneira a forçar a interseção na origem aparenta ser mais representativo segundo a metodologia proposta. Sendoa assim, as linhas de tendências foram ajustadas tornando o coeficiente linear nulo. Tais gráficos são apresentados na Figura 20 e Figura 21.





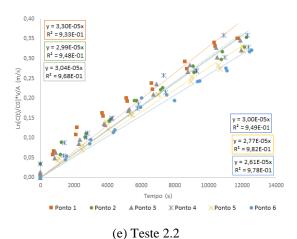


8000

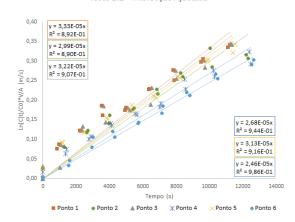
X Ponto 4

Tempo (s)

▲ Ponto 3 ※

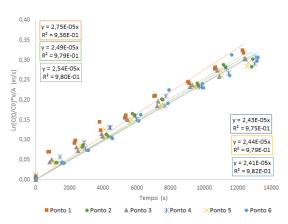






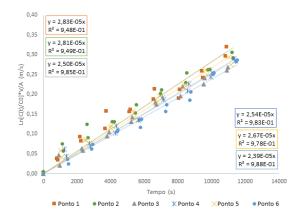
(b) Teste 1.2

Teste 2.1 - Interseção Ajustada



(d) Teste 2.1

Teste 2.3 - Interseção Ajustada



(f) Teste 2.3

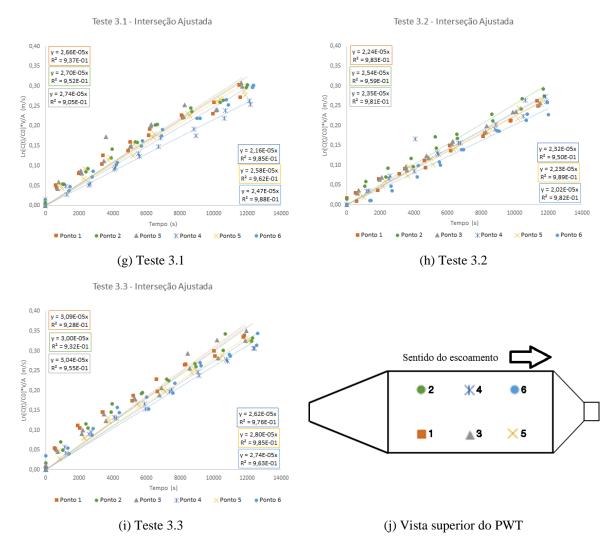


Figura 20 - Ajuste linear ponto a ponto para obtenção de $K_{\rm L}$ para todos os testes com interseção ajustada.

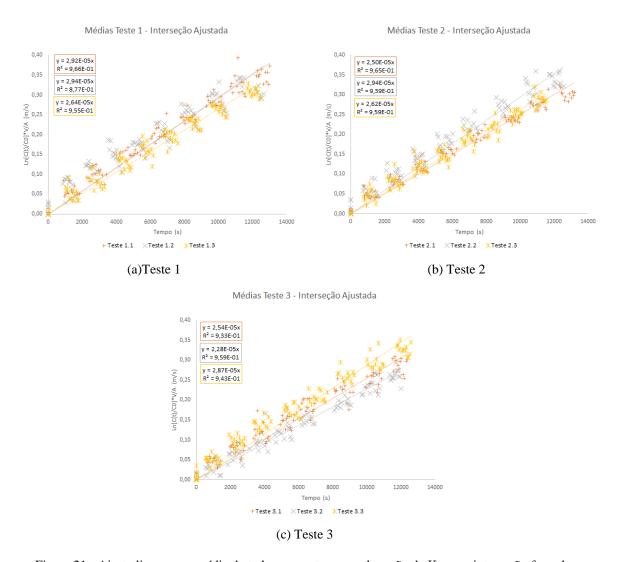


Figura 21 - Ajuste linear para média de todos os pontos para obtenção de $K_{\rm L}$ com interseção forçada.

Os valores do coeficiente de determinação foram menores para os casos de ajuste da interseção para a origem, entretanto os mesmos continuam a apresentar valores altos. O teste 1 obteve valores de R^2 entre 0,890 e 0,993 e foi o único teste a apresentar coeficiente de determinação abaixo de 0,900, onde tais valores foram notados nos pontos 1 e 2 do teste 1.2. Os pontos 3 e 4 do teste 1.2 apresentaram $R^2 = 0$, 907 e $R^2 = 0$, 916, entretanto os demais valores do teste 1 estão acima de 0,930. No teste 2, os coeficientes de determinação mínimo e máximo foram 0,933 e 0,988. No teste 3, os valores de R^2 ficaram entre 0,905 e 0,989.

5.1.2 Análise da variação do coeficiente de transferência de massa entre as repetições de cada vazão e cada ponto de amostragem

Como visto na Tabela A1, percebe-se que o coeficiente de variação no teste 1 está entre 3,1% e 7,4%, onde o maior valor foi observado no ponto 5. No teste 2 (Tabela A2), porém, apesar do baixo coeficiente de variação presente no ponto 6, nota-se o aumento da variabilidade de forma geral, onde tais coeficientes variam entre 1,8% e 9,2%, com o maior valor pertencente ao ponto 1. Os maiores coeficientes de variação são observados no teste 3 (Tabela A3), onde esses se mostram entre 6,4% e 11,3%, sendo o maior valor apresentado no ponto 3.

Após o ajuste da reta com a anulação do coeficiente linear, mostrado na Figura 20 é notável o aumento dos valores dos coeficientes angulares, e, consequentemente, dos coeficientes de transferência de massa. Os valores de K_L são apresentados na Tabela A4 a Tabela A6, presente no apêndice deste trabalho. Destaca-se que apenas os pontos 5 (teste 3.2) e 6 (teste 1.3 e 2.3) apresentaram decaimento dos coeficientes angulares. A Tabela 3 apresenta a porcentagem de aumento dos coeficientes de transferência de massa com os coeficientes lineares nulos comparados com os coeficientes sem o ajuste da interseção. Desta forma, nota-se o aumento máximo de 21%, ocorrido no ponto 1 e 2 do teste 1.2, e o aumento mínimo de 1% presente no ponto 5 do teste 1.3.

Tabela 3 - Aumento dos valores de K_L com coeficiente linear nulo.

TESTE	1	2	3	4	5	6	Média Teste
1.1	9%	7%	7%	6%	9%	3%	7%
1.2	21%	21%	18%	15%	20%	5%	17%
1.3	13%	5%	17%	2%	1%	-5%	6%
2.1	17%	7%	9%	9%	8%	3%	9%
2.2	17%	16%	11%	13%	7%	7%	12%
2.3	9%	14%	2%	1%	8%	-2%	5%
3.1	15%	14%	16%	2%	8%	10%	11%
3.2	5%	12%	8%	5%	-10%	3%	4%
3.3	17%	17%	12%	9%	4%	13%	12%

O desvio padrão para cada experimento realizado foi incrementado, onde, no teste 1, os coeficientes de variação estiveram entre 3,1% e 7,4% sem o ajuste de interseção e agora apresentam valores entre 4,7% e 11,3%. Os testes 2 e 3 também apresentaram aumento do

coeficiente de variação, onde estiveram entre 1,8% e 9,2%, 6,4% e 11,3% antes do anulamento do coeficiente linear, e com o ajuste se mostram entre 4,7% e 11,4% e entre 8,5% e 16,0%. O aumento do desvio padrão indica um maior erro na predição dos valores dos coeficientes de transferência de massa, porém o ajuste da interseção aparenta ser mais representativo, quando comparado com a equação (31). Portanto, levando em conta as hipóteses adotadas para obtenção dos coeficientes através da equação (31), é preferível o uso dos coeficientes ajustados, mesmo com maiores coeficientes de erro.

5.1.3 Análise da variação do coeficiente de transferência de massa entre os diferentes pontos de amostragem

A Figura 22 apresenta os valores médios dos coeficientes de transferência de massa para cada ponto em cada teste realizado. Observa-se que os valores médios de K_L aumentaram para todos os pontos após o ajuste da interseção para a origem (Figura 22b). Na Figura 22a, todos os valores médios obtidos pontualmente no teste 1 são maiores que o teste 2 e os do teste 2 são maiores que do teste 3. Além disso, no teste 1, os pontos 1, 3 e 5, lado direito do túnel no sentido do escoamento, apresentam maiores valores médios de K_L do que os pontos 2, 4 e 6 (lado esquerdo do PWT). Já na Figura 22b, os valores médios dos coeficientes de transferência de massa pontuais do teste 1, são maiores do que do teste 2 e 3, entretanto nos pontos 3 e 6 os valores médios de K_L do teste 3 se apresentam maiores do que o do teste 2.

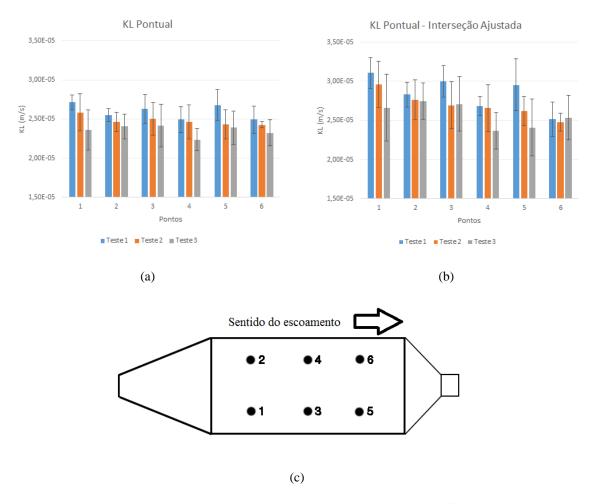


Figura 22 - Valores médios de K_L para cada ponto e teste (a) sem o ajuste do coeficiente linear e (b) com o coeficiente linear nulo para os (c) pontos de amostragem do túnel de vento.

Uma vez que os valores se apresentaram iguais entre os testes, devido ao desvio padrão representado pelas barras de erro (Figura 22), a Figura 23 apresenta os valores médios entre todos os testes para cada ponto medido, onde nota-se que os valores do coeficiente de transferência de massa médio dos pontos ímpares (lado direito do túnel) mostram-se levemente maiores do que os pontos pares (lado esquerdo do dispositivo). Observa-se também que, apesar dos valores médios serem diferentes entre si, os desvios padrão para as medições realizadas, representado pelas barras de erro da Figura 23, apresentam um intervalo que abragem todos os pontos. Sendo assim, entende-se que não houve variação espacial do coeficiente de transferência de massa, onde K_L pode ser considerado igual sobre a superfície líquida para os experimentos realizados.

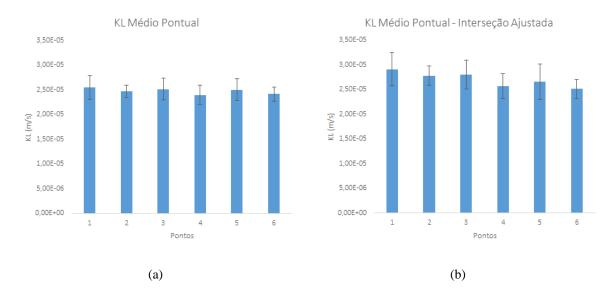


Figura 23 – Valores de K_L, com média de todos os testes, para cada ponto (a) sem o ajuste do coeficiente linear e (b) com o coeficiente linear nulo.

5.1.4 Análise da variação do coeficiente de transferência de massa entre as diferentes vazões

O coeficiente de transferência de massa médio do teste 2 (Tabela 4) apresenta diminuição de 4,4% em relação ao teste 1. Já o K_L do teste 3 apresenta redução de 5,0% em relação ao teste 2. Quando comparado os coeficientes de transferência de massa entre a maior e menor vazão, observa-se a diminuição 9,2% desse valor. Entretanto, os valores do coeficiente de variação dos valores de K_L médio crescem com o aumento da vazão, e, consequentemente, essas diferenças não são significativas uma vez que os próprios coeficientes possuem um erro superior aos valores de redução.

A maior média diária K_L foi observada no teste 1.1 com valor de 2, $73 \times 10^{-5}\,$ m s⁻¹. Já a menor média diária ocorreu no teste 3.2, onde $K_L = 2$, $19 \times 10^{-5}\,$ m s⁻¹. Entretanto, posto que a velocidade de fricção é um fator de grande influência no coeficiente de transferência de massa, e tendo em mente que maiores vazões tendem a apresentar maiores velocidades de fricção, esperava-se que os menores valores dos coeficientes de transferência de massa fossem observados no Teste 1 e, consequentemente, os maiores valores de K_L fossem notados no Teste 3, o que não foi visto considerando os valores absolutos.

Tabela 4 - Valores médios de K_L referentes a todos os pontos medidos em um dia, e média de K_L para cada vazão estudada.

Teste	Média entre	Média entre os	Desv. Pad. Entre os	Coef. de Variação entre os testes		
Teste	os pontos	testes	testes			
Teste 1.1	2,73E-05					
Teste 1.2	2,53E-05	2,59E-05	1,59E-06	6,1%		
Teste 1.3	2,51E-05					
Teste 2.1	2,31E-05					
Teste 2.2	2,64E-05	2,48E-05	1,63E-06	6,6%		
Teste 2.3	2,49E-05					
Teste 3.1	2,30E-05					
Teste 3.2	2,19E-05	2,36E-05	1,85E-06	7,9%		
Teste 3.3	2,57E-05					

Na Tabela 5 observa-se que, em todos os pontos, o desvio padrão, representado pelo coeficiente de variação, aumenta com o incremento da vazão, entretanto nota-se a diminuição dos valores de K_L . Entre os testes 2 e 1, a menor e maior diferença do coeficiente de transferência de massa médio é percebida no ponto 4 (1,2%) e no ponto 5 (9,2%), respectivamente. Entre os testes 3 e 2, essas diferenças se intensificam onde o menor e o maior valor são de 6,4% e 11,3% nos pontos 4 e 3, respectivamente. O ponto 1 é o que apresenta maior variação entre as vazões de 600 e 1800 L min^{-1} , sendo essa de 13,0%.

Tabela 5 - Valores médios de K_L para cada ponto e teste.

	Pontos	1	2	3	4	5	6
Teste 1	Média	2,71E-05	2,55E-05	2,63E-05	2,49E-05	2,68E-05	2,49E-05
	Coef. Erro	3,4%	3,1%	7,1%	6,6%	7,3%	6,9%
Tooto 2	Média	2,59E-05	2,46E-05	2,50E-05	2,47E-05	2,43E-05	2,43E-05
Teste 2	Coef. Erro	9,2%	5,0%	8,4%	8,8%	7,7%	1,7%
m	Média	2,36E-05	2,40E-05	2,42E-05	2,24E-05	2,39E-05	2,32E-05
Teste 3	Coef. Erro	11,0%	6,5%	11,3%	6,4%	9,0%	7,0%

Visto que as condições laboratoriais foram semelhantes entre os experimentos, entende- se que o aumento da vazão provocou leve perturbação na interface líquida, entretanto, essa perturbação não foi capaz de provocar ondas perceptíveis em micro e macro escala. Portanto, entende-se

que o elevado erro se decorreu na amostragem perante a necessidade de coleta bem próxima a interface líquida. O aumento do coeficiente de variação também foi notado pontualmente entre os testes, conforme apresentado na Tabela 5.

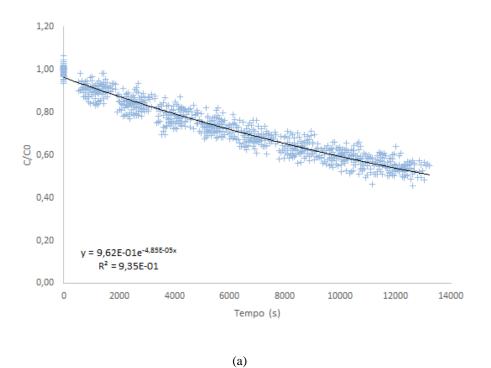
Tabela 6 - Valores médios de K_L para cada vazão estudada com coeficiente linear nulo.

Teste	Média entre os	Média entre os	Desv. pad. entre os	Coef. de variação entre os testes	
Teste	pontos	testes	testes		
Teste 1.1	2,93E-05				
Teste 1.2	2,97E-05	2,85E-05	2,74E-06	9,6%	
Teste 1.3	2,65E-05				
Teste 2.1	2,51E-05				
Teste 2.2	2,95E-05	2,70E-05	2,60E-06	9,7%	
Teste 2.3	2,62E-05				
Teste 3.1	2,55E-05				
Teste 3.2	2,28E-05	2,57E-05	3,10E-06	12,0%	
Teste 3.3	2,88E-05				

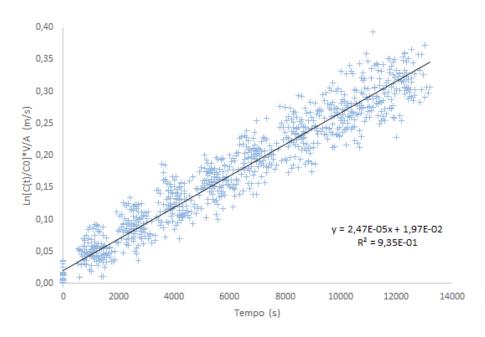
Ao analisar os valores médios do coeficiente de transferência de massa para cada teste com o coeficiente linear nulo (Tabela 6), percebe-se um aumento de 5,4% do valor de K_L do teste 1 para o teste 2 e 4,6% do teste 2 para o teste 3, totalizando um aumento de 9,7% entre os testes de menor e maior vazão. Entretanto, ao considerar o desvio padrão, os valores podem ser determinados como iguais entre os testes, visto que a margem de erro sobrepõe o acréscimo observado tanto no caso sem o ajuste do coeficiente linear (Figura 22a), quanto com tal ajuste (Figura 22b). Sendo assim, a Figura 24 apresenta a curva de decaimento da concentração de todos os testes, a qual apresenta $R^2 = 0$, 935. Portanto, fazer o ajuste linear da equação em forma logarítmica para todos os testes, se obtém o valor do coeficiente de transferência de massa de H_2S para o túnel de vento portátil para medição de compostos odorantes, onde $K_L = 2$, $48 \times 10^{-5} \pm 1$, 93×10^{-6} .

Porém, tendo em vista que as variações do coeficiente de transferência de massa entre vazões podem ser consideradas iguais devido ao desvio padrão, e, sabendo que o ajuste da interseção apresenta maior concordância com a equação deduzida (equação (31)), na Figura 24c a linha de tendência foi traçada para todos os pontos e obteve-se o valor de K_L =2,70 ×10⁻⁵ ±2,99 ×10⁻⁶, onde o erro adotado foi obtido através do desvio padrão de todos os coeficientes calculados em todos os pontos para todas as vazões.

Curva de Decaimento - Todos os Testes



Ajuste Logarítmico - Todos os Testes



Ajuste Logarítmico - Todos os Testes - Interseção Ajustada

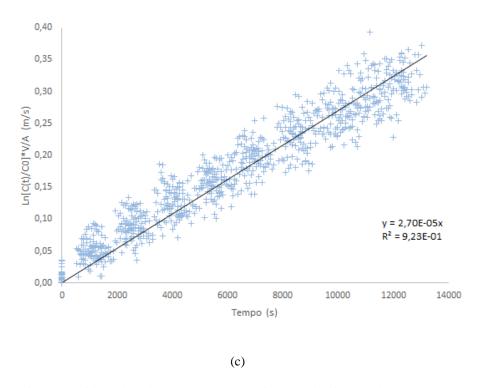


Figura 24 - Ajustes considerando todos os testes para avaliar o (a) decaimento da concentração com ajuste exponencial, (b) a obtenção do K_L com ajuste linear aplicado na equação em forma logarítmica e (c) a obtenção do K_L com ajuste linear com interseção forçada na origem, aplicado na equação em forma logarítmica.

5.2 Comparação entre os coeficientes de transferência de massa obtidos no experimento com túnel de vento portátil e por meio de modelos empíricos (escala real)

5.2.1 Comparação com o modelo proposto por prata et al. (2018).

Os modelos empíricos para obtenção dos coeficientes de transferência de massa da fase líquida (k_L) e gasosa (k_G) , apesar de serem largamente aplicados, possuem algumas limitações para aplicação em campo. Uma dessas limitações consiste nas condições nas quais os modelos foram desenvolvidos, onde cada modelo possui determinada faixa de velocidade do vento ou dimensões da fonte na qual as equações podem ser aplicadas. Outra limitação diz a respeito do comprimento efetivo da incidência do vento (X), visto que, para uma fonte não circular, a direção do vento influenciará no tamanho efetivo aplicado às equações de determinação dos coeficientes de transferência de massa. Além das dificuldades para obtenção dos coeficientes através de modelos, o próprio cálculo do fluxo de massa (equação (9)) promove uma limitação

devido a obtenção da concentração na fase líquida. Isto ocorre perante a necessidade da coleta, transporte e análise de uma amostra líquida para inserção desse dado no modelo. Entretanto, a obtenção da concentração da fase gasosa, no caso do H₂S é de fácil obtenção devido a aplicação de analisadores instantâneos desse composto.

Portanto, visto que o túnel de vento portátil foi projetado para medição da concentração da fase gasosa em campo, e entendendo que o fluxo de transferência de massa é igual na fase líquida e na fase gasosa, a realização de um comparativo entre os valores do coeficiente global de transferência de massa (K_L), obtidos experimentalmente, com os valores de K_L , calculados com um modelo, se torna interessante. Sendo assim, uma análise foi realizada visando relacionar os valores das taxas de emissão de sulfeto de hidrogênio obtidas em laboratório com as taxas de emissão calculadas com o modelo empírico proposto por Prata et al. (2018) (equação (24)).

Apesar dos valores dos coeficientes de transferência de massa experimental terem sido considerados iguais entre os testes realizados com diferentes vazões, a comparação foi realizada com o valor médio de cada teste. Além disso, a comparação foi realizada com 3 diferentes valores de rugosidade relativa a montante da fonte de emissão (z_{0M}) e 3 valores de comprimentos efetivos de fontes emissoras (X). Tais valores foram selecionados levando em consideração as condições de algumas estações de tratamento de esgoto presentes na Região da Grande Vitória – ES, além de respeitar as limitações prescritas no modelo empírico.

Visto que o sulfeto de hidrogênio é um composto dominado pela fase líquida, o valor do coeficiente global de transferência de massa pode ser aproximado ao coeficiente de transferência de massa na fase líquida, em razão da constante de Henry possuir valores acima de 10^{-3} . Portanto, uma análise de sensibilidade dos valores de K_L calculados com a aproximação de K_L = k_L foram indicadas na Tabela A7 a Tabela A15, apresentadas no apêndice. Dessa forma, percebeu-se que o valor do coeficiente global de transferência de massa calculado através do somatório das resistências da fase líquida (k_L^{-1}) e da fase gasosa $(k_G^{-1}K_H^{-1})$, aqui denominado de K_{Ltotal} , representa uma variação de, no máximo, 1,52% a mais no coeficiente de transferência de massa simplificado $(K_{Laprox} = k_L)$. Portanto, para os cálculos do fluxo de massa utilizando o modelo empírico, os valores do coeficiente global de transferência de massa foram igualados ao coeficiente de transferência de massa na fase líquida.

Perante a semelhança dos gráficos entre os testes 1, 2 e 3, apenas os gráficos referentes ao teste 1 serão apresentados, no entanto, os dados dos demais testes estão contidos no Apêndice D do

trabalho (Figura A4 e Figura A5). Por conseguinte, a Figura 25 explicita o comportamento da razão entre os fluxos de campo calculados com o modelo (J_c) e os fluxos calculados com os dados experimentais (J_e) com o K_L obtido no teste 1, onde os valores do comprimento da superfície emissora no sentido de incidência do vento (X) foi mantida fixa e apenas a rugosidade relativa (z_{0M}) foi variada em cada série de dados.

Ao observar a Figura 25, pode-se observar que as razões permanecem semelhantes entre os testes, visto que os valores de K_L experimentais variam pouco entre os testes, conforme apresentado no tópico anterior. Entretanto percebe-se a influência da rugosidade relativa na emissão, visto que a menor rugosidade ($z_{0M} = 0,\,005$ m) apresenta razões maiores para todos os casos, o que indicam o aumento da emissão em campo quando comparado com os dados experimentais. Já para a maior rugosidade relativa ($z_{0M} = 0,\,1$ m) para os comprimentos efetivos de 50 e 150 metros, nota-se a menor proporção entre J_c e J_e , entretanto, com o aumento do comprimento efetivo, os efeitos da rugosidade relativa a montante se mostram menos relevantes para mensurar a emissão, onde tal efeito pode ser visualizado ao comparar os gráficos de um mesmo teste para diferentes comprimentos, por exemplo Figura 25a, Figura 25b e Figura 25c.

Ao realizar o comparativo entre as curvas, da Figura 25a, obtém-se um aumento de aproximadamente 5%, em relação ao $z_{0M} = 0$, 005m e $z_{0M} = 0$, 01m, e 22% entre $z_{0M} = 0$, 01m e $z_{0M} = 0$, 1m. Já para a Figura 25b, o respectivo aumento é de aproximadamente 2% e 7%. No comprimento efetivo de 300 metros (Figura 25c), a diferença entre a menor rugosidade e a rugosidade intermediária é de aproximadamente 1%, porém, quando comparado os valores obtidos com $z_{0M} = 0$, 01m e $z_{0M} = 0$, 1m, o valor da razão J_c decai em aproximadamente 1%, o que reforça a proximidade dos valores e a menor influência da rugosidade relativa a montante. A diminuição da influência de z_{0M} é esperada para os maiores comprimentos efetivos, visto que a parametrização da velocidade de fricção adotada considera o efeito de formação da camada limite interna sobre a superfície líquida, sendo assim, quanto maior o valor do comprimento efetivo de incidência do vento, maior será o desenvolvimento da camada limite interna e, consequentemente, os efeitos da rugosidade no terreno anterior a fonte líquida passiva terão menor relevância, conforme discutido por Prata et al. (PRATA et al., 2021).

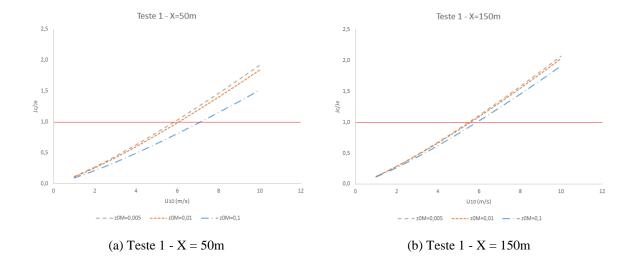
A Figura 25a (X=50m) mostra um menor desenvolvimento das curvas, quando comparado com os demais comprimentos, o que demonstra melhor representação do fluxo de massa pelo túnel de vento portátil para maiores velocidades, sendo a razão dos fluxos de massa igual a 1 na velocidade do vento (U_{10}) de 5,85, 6,07 e 7,12 m s⁻¹ respectivamente para as rugosidades de

 $0,005,\,0,01\,\,\mathrm{e}\,0,1\,\mathrm{m}$. Para o comprimento efetivo de 150 metros (Figura 25b), As velocidades do vento que correspondem ao mesmo fluxo de massa entre o túnel e o campo são respectivamente de 5,51, 5,61 e 5,91 m s⁻¹ para as mesmas rugosidades relativas a montante. Além da menor variação entre as curvas, a Figura 25c apresenta menor desenvolvimento das curvas, o que representa melhor relação do túnel de vento portátil com o modelo para menores velocidades do vento. Para $X=300\,\mathrm{m}$, $J_c/J_e=1$ para velocidades do vento de 5,30, 5,34 e 5,26 m s⁻¹.

Conforme exposto anteriormente, o aumento do comprimento efetivo no qual o vento incide na fonte difusa, influencia diretamente na emissão do composto odorante estudado no campo. Entretanto é importante o entendimento da ação da rugosidade relativa sobre o fluxo de massa da fase líquida para a fase gasosa. Portanto, a Figura 26 representa a razão entre os fluxos de massa de campo e os fluxos de massa experimentais para cada teste, onde o valor da rugosidade relativa foi fixado e apenas o comprimento da superfície emissora no sentido de incidência do vento foi alterada para cada gráfico.

Na Figura 26, observa-se a influência do X, onde para todos os casos, o maior e menor comprimento sempre apresenta maior e menor emissão em campo, respectivamente. Entretanto o aumento da rugosidade relativa intensifica a diferença entre os comprimentos efetivos. Esse efeito é ocasionado pela variação ocorrida nos menores valores de X, visto que a diferença da razão dos fluxos, com diferentes rugosidades e X = 300m, é pequena (Figura 26c).

Analisando as curvas para $z_{0M}=0$, 005m, é observado um aumento médio de 4% entre X=50m e X=150m e de 3% entre X=150m e X=300m. O aumento da rugosidade amplia as diferenças, onde as mesmas relações apresentam, respectivamente, aumento de 10% e 6% para $z_{0M}=0$, 01m, e 26% e 16% para $z_{0M}=0$, 1m.



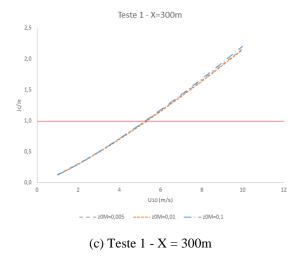


Figura 25 - Relação entre fluxo de emissão estimado para o campo segundo Prata et al.(2018), variando o comprimento da fonte emissora (50, 150 e 300 metros) e o fluxo de emissão calculado experimentalmente.

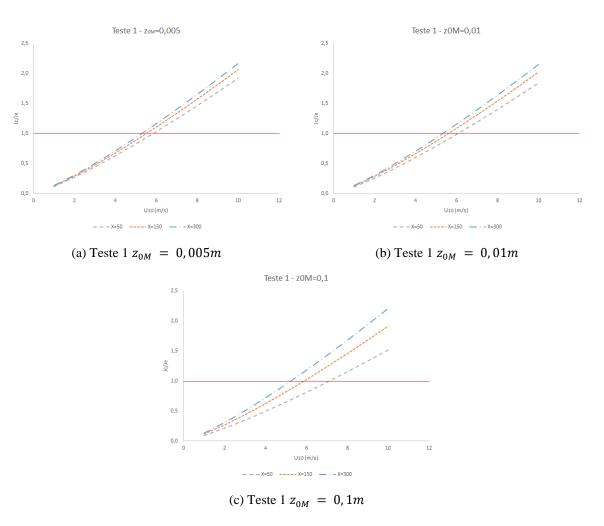


Figura 26 - Relação entre fluxo de emissão estimado para o campo segundo Prata et al. (2018), variando as rugosidades relativas (0,005, 0,01 e 0,1 metros) e o fluxo de emissão calculado experimentalmente.

Visto que os valores de K_L podem ser considerados semelhantes entre os testes, devido ao desvio padrão obtido nos experimentos, o fluxo de massa obtido experimentalmente foi calculado para o coeficiente de transferência de massa de $2,70 \times 10^{-5}$ m s⁻¹. Já para os fluxos de massa calculados para o campo, foram realizadas médias para cada caso adotado, visto que as temperaturas da fase líquida entre os experimentos não obtiveram variação significativa. Portanto, a razão entre J_c e J_e para todos as rugosidades relativas e comprimentos efetivos foram compilados no gráfico apresentado na Figura 27.

A Figura 27 compila todos os dados comparados com o modelo proposto por Prata et al. (2018), onde é perceptível a variação das taxas de emissão para diferentes situações de velocidade do vento, rugosidade relativa a montante e comprimento efetivo de incidência da velocidade do vento, por conseguinte, entende-se que o túnel de vento portátil apresentará diferentes erros a depender das condições do escoamento externo ao dispositivo.

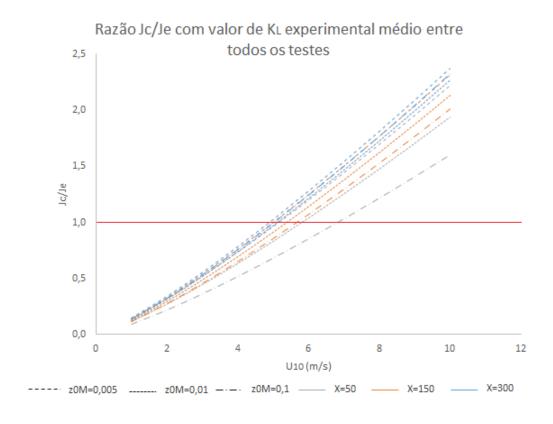


Figura 27 - Razão entre o fluxo de massa de campo, calculado para 3 diferentes rugosidades relativas e comprimentos efetivos, e o fluxo de massa experimental utilizando K_L médio para todos os testes de laboratório.

5.2.2 Comparação com outros modelos empíricos

Conforme apresentado na revisão de literatura, os modelos empíricos são aqueles nos quais os valores dos coeficientes de transferência de massa para fase líquida (k_L) e para a fase gasosa (k_G) são obtidos através de experimentos efetuados em situações controladas. Tais modelos visam a determinação de k_L e k_G para obtenção do coeficiente global de transferência de massa (K_L) , segundo equação (10) e, consequentemente, para a estimativa do fluxo de massa (J) com base na equação (9).

Buscando entender o comportamento do túnel de vento, os modelos empíricos foram utilizados com parâmetros semelhantes aos utilizados no experimento realizado em laboratório. Por conseguinte, as variáveis utilizadas para aplicação no modelo são explicitadas na

Tabela 9. Entretanto, sabendo que o sulfeto de hidrogênio (H_2S) é um composto dominado pela fase líquida, a aproximação de $K_L = k_L$ é passível de ser aplicada. Portanto, os coeficientes globais de transferência de massa dos modelos empíricos foram estimados apenas com o coeficiente de transferência de massa na fase líquida.

Siqueira (2022), realizou simulações numéricas com um túnel de vento portátil de mesma geometria e dimensões, onde a superfície de contato foi considerada uma placa plana. Tais simulações apresentaram o valor de velocidade de fricção (u*) média, sobre toda a superfície líquida, de 0,042, 0,074 e 0,097 m s⁻¹ para as vazões de entrada de 600, 1200 e 1800 L min⁻¹, respectivamente. Visto que os dados de entrada dos modelos são geralmente baseados no comprimento efetivo (X) e na velocidade do vento a 10 metros de altura (U₁₀), a velocidade U_{10aprox}. foi estimada com base na equação (39) proposta por Seinfeld (SEINFELD; PANDIS, 2006). Consequentemente, a velocidade do vento aproximada pela equação (39) auxiliou na tomada de decisão quanto ao modelo a ser aplicado, visto que um memo modelo possui diferentes equações para diferentes velocidades do vento.

$$\frac{\mathbf{u}}{\mathbf{u}_*} = \frac{1}{\mathbf{k}} \ln \left(\frac{\mathbf{z}}{\mathbf{z}_0} \right) \tag{39}$$

Na equação (39) u (m s⁻¹) é a velocidade do vento a uma altura conhecida, sendo, para este caso, u = $U_{10aprox}$, u* (m s⁻¹) é a velocidade de fricção, k é a constante de Von Karman, cujo o valor é 0, 4, z é a altura na qual a velocidade do vento foi estimada, neste caso z = 10m, e z_0 é a rugosidade relativa, sendo adotado o valor de 0,001m visto que a fase líquida não obteve formação de ondas visualmente. Os valores dos coeficientes de difusão (D), em (m² s⁻¹), foram

obtidos segundo a agência de proteção ambiental dos Estados Unidos (USEPA), e os números de Schmidt na fase líquida (Sc_L) foi calculado seguindo a equação (40)

$$Sc_{L} = \frac{v}{D} \tag{40}$$

No item 3.2.1 deste trabalho, foram apresentados 4 modelos empíricos para a obtenção do coeficiente de transferência de massa na fase líquida, sendo esses os propostos por Mackay e Yeun (1983), presente na equação (15) e (16), Gostelow et al. (2001), descrito na equação (18), o modelo adotado pelo *WATER9* (1994), explicitado na Tabela 1, e o proposto por Prata et al. (2018), indicado na equações (24) e (25). Portanto, as limitações de uso para cada equação estão descritas na Tabela 7.

Tabela 7 - Condições de uso para os modelos empíricos adotados.

	Condições de uso dos modelos empíricos									
Modelo	U_{10}	X	u*	Equação						
Mackay e Yeun	-	-	u _* > 0, 3 m s ⁻¹	(15)						
(1983)	-	-	$u_* \le 0, 3 \text{ m s}^{-1}$	(16)						
Gostelow et al. (2001)	-	2,4 a 100 m	$0,047 \leq u_* \leq 1,046\text{m s}^{\text{-}1}$	(18)						
WATER9 (1994)	$U_{10} \le 3, 25 \text{ m s}^{-1}$	-	-	(19)						
Prata et al. (2018)	-	$X \ge 16m$	-	(24)						
	-	$2, 4 \le X < 16m$	-	(25)						

O modelo proposto por Gostelow et al. (2001) e por Prata et al. (2018) não são aplicáveis para as condições trabalhadas, uma vez que o comprimento do túnel é de 0,8 metros. Entretanto as velocidades de fricção calculadas por Siqueira (2022) para os testes 2 e 3 estão dentro da faixa recomendada para o modelo de Gostelow et al. (2001) e, além disso, Prata et al. (2018) não especifica uma faixa de velocidade de fricção para o modelo, portanto esses modelos também foram calculados. Os valores de K_L experimental e dos oriundos dos modelos são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 - Valores dos coeficientes globais de transferência de massa obtidos experimentalmente e calculados com modelos empíricos.

	\mathbf{K}_{L} para cada experimento realizado									
Teste	Presente trabalho	Mackay and Yeun	Gostelow et al.	Prata et al.	WATER9					
1.1	2,73E-05	1,56E-06	-	1,66E-06	4,40E-06					
1.2	2,53E-05	1,54E-06	-	1,60E-06	4,40E-06					
1.3	2,51E-05	1,55E-06	-	1,62E-06	4,40E-06					
2.1	2,31E-05	2,94E-06	1,07E-05	2,88E-06	4,40E-06					
2.2	2,64E-05	2,95E-06	1,07E-05	2,89E-06	4,40E-06					
2.3	2,49E-05	2,97E-06	1,08E-05	2,92E-06	4,40E-06					
3.1	2,30E-05	4,50E-06	1,39E-05	3,75E-06	4,40E-06					
3.2	2,19E-05	4,55E-06	1,41E-05	3,80E-06	4,40E-06					
3.3	2,57E-05	4,57E-06	1,42E-05	3,82E-06	4,40E-06					
			K _L Teste							
Teste	Presente trabalho	Mackay and Yeun	Gostelow et al.	Prata et al.	WATER9					
1	2,59E-05	1,55E-06	-	1,63E-06	4,40E-06					
2	2,48E-05	2,95E-06	1,07E-05	2,89E-06	4,40E-06					
3	2,36E-05	4,54E-06	1,41E-05	3,79E-06	4,40E-06					

Gostelow et al. (2001) apresentou a maior proximidade com os valores encontrados experimentalmente, estando todos coeficientes na mesma ordem de grandeza. Entretanto as condições de aplicação do modelo não se enquadram nos parâmetros adotados no túnel de vento portátil, onde o comprimento efetivo mínimo para o modelo é de 2,4 metros e o dispositivo possui comprimento efetivo de 0,8 metros. O outro modelo que apresenta coeficientes próximos aos medidos em laboratório foram os obtidos pelo *WATER9* (1994). Para as condições do túnel aplicadas a esse modelo, a transferência de massa é dominada apenas pela difusão, o que justifica os valores semelhantes para as diversas vazões, porém os valores de K_L foram, aproximadamente, de 5 a 6 vezes maiores que os coeficientes obtidos nos experimentos.

Prata et al. (2018) apresenta menores valores para menores vazões, o que é esperado devido a proporcionalidade com a velocidade de fricção. Entretanto os coeficientes de transferência de massa obtidos em laboratório para o H₂S foram entre 5,8 (teste 3.2) e 16,4 (teste 1.1) vezes

maior que o K_L obtido pelo modelo empírico. Mackay e Yeun (1983) foi o modelo que apresentou a maior variação do valor de K_L , onde os valores experimentais foram de 4,8 a 17,5 vezes maior que o calculado pelo modelo.

Além dos modelos empíricos, Santos et al. (2012) obteve valores do coeficiente global de transferência de massa do sulfeto de hidrogênio através do estudo de transferência de massa em um túnel de vento para estudo de escoamento. Entretanto, a menor velocidade de fricção incidente na superfície líquida foi de 0, 11 m s⁻¹, a qual proporcionou valores de K_L iguais a 1,28, 2,79 e 2,18 (×10⁻⁶ m s⁻¹).

Portanto, os experimentos realizados no túnel de vento portátil para quantificação de odor em superfície líquida passiva, superestimou, em uma ordem de grandeza, o valor do coeficiente global de transferência de massa para o sulfeto de hidrogênio quando comparados com os modelos empíricos em questão.

Tabela 9 - Dados utilizados para aplicação dos modelos empíricos.

-			Dados d	liários a	plicados	nos modelos e	empíricos				
Teste	u _{in}	u*	$U_{10aprox}$	T	$ ho_{ m L}$	$\mu_{ m L}$	$\mathbf{v}_{\mathbf{L}}$	\mathbf{D}_{L}	Sc_{L}	X	Н
	(m s ⁻¹)	(m s ⁻¹)	$(m s^{-1})$	(°C)	(kg m ⁻³)	$(kg m^{-1} s^{-1})$	$(m^2 s^{-1})$			(m)	(m)
1.1	0,1	0,042	0,96	22,32	997,14	9,48E-04	9,50E-07	1,69E-09	562	0,8	0,05
1.2	0,1	0,042	0,96	19,14	997,84	1,02E-03	1,03E-06	1,69E-09	607	0,8	0,05
1.3	0,1	0,042	0,96	19,87	997,69	1,00E-03	1,01E-06	1,69E-09	596	0,8	0,05
2.1	0,2	0,074	1,71	20,12	997,63	9,99E-04	1,00E-06	1,69E-09	592	0,8	0,05
2.2	0,2	0,074	1,71	20,28	997,60	9,95E-04	9,97E-07	1,69E-09	590	0,8	0,05
2.3	0,2	0,074	1,71	21,08	997,43	9,76E-04	9,79E-07	1,69E-09	579	0,8	0,05
3.1	0,3	0,097	2,24	19,52	997,76	1,01E-03	1,02E-06	1,69E-09	601	0,8	0,05
3.2	0,3	0,097	2,24	20,68	997,51	9,85E-04	9,88E-07	1,69E-09	585	0,8	0,05
3.3	0,3	0,097	2,24	21,06	997,43	9,77E-04	9,79E-07	1,69E-09	579	0,8	0,05
			Dados r	nédios a	plicados	nos modelos o	empíricos				
1	0,1	0,042	0,96	20,45	997,56	9,91E-04	9,93E-07	1,69E-09	588	0,8	0,05
2	0,2	0,074	1,71	20,49	997,55	9,90E-04	9,92E-07	1,69E-09	587	0,8	0,05
3	0,3	0,097	2,24	20,42	997,57	9,92E-04	9,94E-07	1,69E-09	588	0,8	0,05

5.3 N-butanol e ácido acético

Conforme explicitado anteriormente, o n-butanol é um composto dominado tanto pela fase líquida quanto pela fase gasosa. Isto implica na necessidade do monitoramento de ambas as fases para estudar e compreender, experimentalmente, a transferência de massa entre a interface líquido-gás.

Em primeira instância foram realizadas 4 curvas para relacionar a absorbância com a concentração a ser medida, apresentada na Figura A1 do apêndice, com intuito de entender o comportamento e a sensibilidade do espectrofotômetro em relação ao composto. Portanto, foi observado que os dados obtiveram um bom ajuste linear, entretanto não foi observada boa repetibilidade dos ajustes, onde os coeficientes angulares variaram 12,4%. Além disso, nas concentrações de 3,0, 3,5 e 4,0 mL L⁻¹, a absorbância atingiu valores muito próximos e, em alguns casos, similares entre si.

Após a realização das primeiras curvas de calibração da medida, decidiu-se realizar 3 novos ajustes em um mesmo período do mesmo dia (Figura A2), visando reduzir possíveis erros provenientes de características meteorológicas. Entretanto, o mesmo comportamento linear foi observado, porém a proximidade dos valores de absorbância para diferentes concentrações foi novamente percebida e persistiu-se a ausência de repetibilidade entre as curvas de calibração, onde os coeficientes angulares variaram em 15,9%. Além disso a presença de um mesmo valor de absorbância para diferentes concentrações foi novamente notada em uma mesma curva de calibração da medição, o que impossibilitou o prosseguimento dos experimentos com o composto químico em questão.

Diferentemente do n-butanol, o ácido acético obteve excelente repetibilidade e boa linearidade na faixa de 229nm, a qual foi designada após realização de varredura entre as faixas. Entretanto o composto é dominado pela fase gasosa, o que implica em dificuldades na medição do decaimento da concentração na fase líquida. Consequentemente, os testes iniciais foram realizados com concentração de 15mL L⁻¹ e vazão de 1800 L min⁻¹, buscando visualizar uma maior queda da concentração nas horas iniciais. Porém, os primeiros testes duraram aproximadamente 40 horas sem que houvesse perceptível queda da concentração.

Portanto, buscou-se a realização de uma curva de calibração da medição visando verificar a sensibilidade do espectrofotômetro para a percepção de pequenas variações de concentração. Como resultado, confirmou-se que, para o estudo de túnel de vento portátil, não é possível a

análise do decaimento da concentração de ácido acético na fase líquida através do uso de espectrofotometria. Tal inviabilização ocorre pela demora no decaimento da concentração em um nível de sensibilidade observável pelo equipamento de leitura, sendo inseridas diversas outras variáveis, como variação da umidade relativa e grande variação da temperatura tanto na fase líquida como na fase gasosa.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

No presente trabalho, foi estudada a transferência de massa na interface líquido-gás do sulfeto de hidrogênio (H₂S) enclausurada por um túnel de vento portátil (PWT) utilizado para estimar a taxa de emissão de odor em superfícies líquidas passivas. Portanto, experimentos laboratoriais foram realizados com 3 diferentes vazões de entrada (600, 1200 e 1800 L min⁻¹) nos quais o túnel de vento portátil foi posto sobre um tanque, de mesma área que a região de teste do dispositivo e profundidade de 5 cm, preenchido com uma solução aquosa do composto (5 mL L⁻¹). As curvas de calibração para medição com o espectrofotômetro foram realizadas e obtiveram ajustes que possibilitaram a aplicação do método de espectrofotometria.

Durante os experimentos, a queda da concentração foi percebida, sendo esse decaimento ajustado por uma equação exponencial, o que se mostrou de acordo com a equação deduzida para estimar o coeficiente global de transferência de massa (K_L) experimentalmente (equação (32)). Através da análise do desvio padrão, concluiu-se que, nas condições experimentais estudadas, o valor de K_L não se alterou espacialmente entre os pontos amostrados e entre as diferentes vazões, e, consequentemente, com diferentes velocidades de fricção no interior do PWT. A constância do K_L para o sulfeto de hidrogênio também foi percebida por Santos et al. (2012) e entende-se que o coeficiente de transferência de massa não sentiu o efeito da velocidade de fricção, onde u_* não foi forte o suficiente para provocar turbulência na fase líquida a ponto de interferir diretamente na emissão. Sendo assim, o valor médio do coeficiente global de transferência de massa do H_2S no interior do túnel de vento portátil foi de $2.70 \times 10^{-5} \pm 2.99 \times 10^{-6}$ m s⁻¹.

Os coeficientes globais de transferência de massa obtidos experimentalmente para as vazões propostas foram comparados com o modelo elaborado por Prata et al. (2018), para aplicação real em campo com velocidade do vento (U_{10}) variando entre 1 e 10 m s⁻¹ para comprimentos efetivos de incidência do vento (X) de 50, 150 e 300 metros com rugosidades relativas de 0,005, 0,01 e 0,1 metros. As análises foram feitas considerando a parametrização proposta por Prata et al. (2021) a qual considera a variação da rugosidade relativa do solo (z_{0M}) com a interface líquida e o posterior desenvolvimento da camada limite interna conforme o avanço do escoamento no comprimento da superfície líquida. Sendo assim, percebeu-se que menores comprimentos efetivos proporcionam maior influência da rugosidade relativa a montante na emissão de H_2S . Tal fator implica em uma melhor representatividade do túnel de vento para velocidades do vento maiores, onde o fluxo de massa experimental foi igual ao fluxo de massa

calculado com velocidades do vento iguais a 5,85, 6,07 e 7,12 m s⁻¹ para as respectivas rugosidades a montante de 0,005, 0,01 e 0,1 (m).

Para comprimento efetivo de 300 metros, a influência da rugosidade relativa foi menor observada e o valor de emissão do H₂S mensurado pelo túnel de vento portátil representou a emissão de velocidade do vento de 5,30, 5,34 e 5,26 m s⁻¹ para as respectivas rugosidades a montante de 0,005, 0,01 e 0,1 (m). Esses resultados implicam na grande influência do comprimento efetivo para lagoas de grande comprimento. Vale ressaltar que essas análises indicam a magnificação do erro ao aplicar o método descrito para o PWT em campo. Além disso, esses comparativos podem ser realizados apenas em condições de campo semelhantes às laboratoriais, ou seja, para a análise do sulfeto de hidrogênio com superfície líquida sem perturbações aparentes na interface líquido-gás e temperatura do líquido em, aproximadamente, 20,5 °C. Entretanto, caso aplicável, o comparativo permite quantificar, em ordem de grandeza, a emissão em campo com o método direto através do uso do túnel de vento portátil.

Além do comparativo realizado com o modelo de Prata et al. (2018), os demais modelos empíricos apresentados na revisão da literatura foram comparados, entretanto, ao invés da inserção de dados com situações previstas na realidade, o preenchimento das variáveis foi realizado com os dados aplicados no experimento. O modelo de Mackay e Yeun (1983) apresentou a maior variação dos resultados, sendo valor de K_L experimental de 4,8 a 17,5 vezes maior do que o calculado pelo modelo. O modelo de cálculo proposto pelo WATER9 (1994) apresentou um coeficiente de transferência de massa constante, visto que, para velocidades baixas (U_{10} <3,25 m s⁻¹) o modelo não considera a velocidade de fricção em seu equacionamento. Consequentemente, a razão entre K_L experimental e modelado pelo WATER9 (1994) esta entre 5 e 6.

Os modelos de Gostelow et al. (2001) e Prata et al. (2018) não são aplicáveis para as condições adotadas experimentalmente, visto que a seção principal, equiparada ao comprimento efetivo de incidência do vento (X), possui 0,8 metros e, portanto, não atingem o valor mínimo de X=2,4 m recomendados para a aplicação desses modelos empíricos.

Além dos modelos empíricos, os coeficientes de transferência de massa obtidos no teste 3 (u_{*}=0,097 m s⁻¹) foram comparados com dados experimentais apresentados por Santos et al. (2012) com valores de velocidade de fricção de 0,11 m s⁻¹ e o PWT apresentou valores de 7,8 a 18,0 vezes maior que os obtidos por Santos et al. (2012). Portanto, conclui-se que, para as

condições estudadas, o túnel de vento portátil superestimou os valores dos coeficientes globais de transferência de massa em comparação com os principais modelos empíricos presentes na literatura.

Testes prévios foram realizados com o n-butanol e as curvas de calibração não apresentaran repetibilidade necessária, para medição no espectrofotômetro, que validassem a execução dos experimentos com as vazões de 600, 1200 e 1800 L min⁻¹. Além da não repetibilidade, durante a execução de curvas de calibração, notou-se que diferentes concentrações de n-butanol indicaram valores semelhantes de absorbância (Figura A2, nas concentrações entre 3,0 e 4,0 mL L⁻¹), o que impossibilita a real observação do decaimento da concentração do composto.

Para o ácido acético, a não realização dos experimentos decorreu-se do longo período necessário para perceber o decaimento da concentração na fase líquida com o uso do espectrofotômetro. Além disso, por ser um composto dominado pela fase gasosa, espera-se que medições da concentração e do escoamento nesta fase sejam feitas para o estudo de transferência de massa, o que não foi possível no presente trabalho.

6.1 Recomendações para trabalhos futuros

O presente estudo traz ganhos para o entendimento do transporte de massa no interior do túnel de vento portátil, entretanto, novos estudos devem trazer avanços a estimativa de odor em superfícies líquidas passivas. Portanto, propõe-se:

- Avaliação experimental do escoamento no interior do túnel de vento portátil com técnica de velocimetria, por exemplo a técnica de velocimetria por imagem de partícula, capaz de mensurar o campo de velocidades e identificar as estruturas turbulentas no dispositivo. Essa avaliação permitirá entender o real escoamento e a distribuição da velocidade de fricção na seção de testes do dispositivo. Além disso, o uso de técnicas ópticas de velocimetria não são intrusivas e, consequentemente, não modificam o escoamento no PWT;
- Estudo de transferência de massa com o n-butanol e com ácido acético através da quantificação por cromatografia a gás, uma vez que a literatura apresenta trabalhos que aplicaram a cromatografia a gás para o estudo de transferência de massa desses compostos, entretanto, não foi observado artigos que avaliassem a emissão com o túnel de vento portátil;

- Aplicação de métodos numéricos, com devidas validações, que avaliam a transferência de massa no interior do túnel de vento portátil e a variação da transferência de massa com diferentes geometrias e condições de contorno;
- Estudos de dispersão de poluentes tendo como base os coeficientes de transferência de massa obtidos experimentalmente com o túnel de vento portátil.

REFERÊNCIAS

AATAMILA, M. et al. Odour annoyance and physical symptoms among residents living near waste treatment centres. **Environmental Research**, v. 111, n. 1, p. 164–170, 2011. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2010.11.008>.

ANDREÃO, W. L. et al. Effects of flux chamber configuration on the sampling of odorous gases emissions. **International Journal of Heat and Mass Transfer**, v. 140, p. 918–930, 2019.

ANDREÃO, W. L.; FERONI, R. de C. CFD modeling of different mass transfer coefficients on hydrogen sulfide emission in a flux chamber. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, n. 10, p. 14961–14974, 2022a. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s11356-021-16855-2.

_____. CFD modeling of different mass transfer coefficients on hydrogen sulfide emission in a flux chamber. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, n. 10, p. 14961–14974, 2022b.

ANEJA, V. P. et al. Direct measurements of emission rates of some atmospheric biogenic sulfur compounds. **Tellus**, v. 31, n. 2, p. 174–178, 1979.

AROGO, J. et al. Mass transfer coefficient for hydrogen sulfide emission from aqueous solutions and liquid swine manure. **Transactions of the ASAE**, v. 42, n. 5, p. 1455–1462, 1999. Disponível

.">http://elibrary.asabe.org/abstract.asp??JID=3&AID=13309&CID=t1999&v=42&i=5&T=1>.

BADACH, J. et al. A case study of odour nuisance evaluation in the context of integrated urban planning. **Journal of Environmental Management**, v. 213, p. 417–424, 2018.

BALSARI, P. et al. Ammonia emissions from farmyard manure heaps and slurry stores-Effect of environmental conditions and measuring methods. **Biosystems Engineering**, v. 97, n. 4, p. 456–463, 2007.

BLISS, P. J.; JIANG, K.; SCHULZ, T. J. The development of a sampling system for the determination of odor emission rates from areal surfaces: Part II. Mathematical model. **Journal of the Air and Waste Management Association**, v. 45, n. 12, p. 989–994, 1995.

BRADSTREET, J. W. Hazardous air pollutants: Assessment, liabilities, and regulatory

compliance. [S.l.]: William Andrew, 1997. v. 54.

CAPELLI, L. et al. Design and validation of a wind tunnel system for odour sampling on liquid area sources. **Water Science and Technology**, v. 59, n. 8, p. 1611–1620, 2009.

CAPELLI, Laura; et al. Measuring odours in the environment vs.Dispersion modelling: a review.pdf. **Atmospheric Environment**, v. 79, p. 731–743, 2013.

CATALAN, L. et al. Emissions of reduced sulphur compounds from the surface of primary and secondary wastewater clarifiers at a Kraft Mill. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 156, n. 1–4, p. 37–49, 2009.

CHEN, W. H. et al. Comparing volatile organic compound emissions during equalization in wastewater treatment between the flux-chamber and mass-transfer methods. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 109, p. 410–419, 2017. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2017.04.023.

CHOU, C.H., W. H. O. **Hydrogen sulfide: human health aspects**. [S.l.]: World Health Organization, 2003. Disponível em: https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/42638/9241530537.pdf>.

COHEN, Y.; COCCHIO, W.; MACKAY, D. Laboratory Study of Liquid-Phase Controlled Volatilization Rates in Presence of Wind Waves. **Environmental Science and Technology**, v. 12, n. 5, p. 553–558, 1978.

DEACON, E. L. Gas transfer to and across an air-water interface. **Tellus**, v. 29, p. 363–374, 1977.

GOSTELOW, P.; PARSONS, S. A.; COBB, J. Development of an adorant emission model for sewage treatment works. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 9, p. 181–188, 2001.

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

GRZELKA, A.; ROMANIK, E.; MILLER, U. Odour nuisance assessment of the food industry wastewater treatment plant. **E3S Web of Conferences**, v. 100, 2019.

GUILLOT, J. M.; CLINCKE, A. S.; GUILLEMAN, M. Odour emission from liquid and solid area sources: A large intercomparison of sampling devices. **Chemical Engineering**

Transactions, v. 40, n. Special Issue, p. 151–156, 2014.

HAYES, J. E.; STEVENSON, R. J.; STUETZ, R. M. Survey of the effect of odour impact on communities. **Journal of Environmental Management**, v. 204, p. 349–354, 2017a. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.016>.

_____. Survey of the effect of odour impact on communities. **Journal of Environmental Management**, v. 204, p. 349–354, 2017b.

HEIJDE, C. J. M. W. H. B. van der. A model to assess the rate of evaporation o chemical compounds from surace waters. **Chemosphere**, v. 11, n. 2, p. 103–117, 1982.

HUDSON, N. et al. Comparison of odour emission rates measured from various sources using two sampling devices. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 1, p. 118–124, 2009.

HUDSON, N.; AYOKO, G. A. Comparison of emission rate values for odour and odorous chemicals derived from two sampling devices. **Atmospheric Environment**, v. 43, n. 20, p. 3175–3181, 2009. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.03.050>.

_____. Odour sampling. 2. Comparison of physical and aerodynamic characteristics of sampling devices: A review. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 10, p. 3993–4007, 2008a.

_____. Odour sampling 1: Physical chemistry considerations. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 10, p. 3982–3992, 2008b.

INVERNIZZI, M. et al. Assessment of the chemical-physical variables affecting the evaporation of organic compounds from aqueous solutions in a sampling wind tunnel. **Chemosphere**, v. 220, p. 353–361, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.12.124.

JEON, E. C.; SON, H. K.; SA, J. H. Emission characteristics and factors of selected odorous compounds at a wastewater treatment plant. **Sensors**, v. 9, n. 1, p. 311–329, 2009.

JIANG, G. et al. Odor emissions from domestic wastewater: A review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 17, p. 1581–1611, 2017.

JIANG, K.; BLISS, P. J.; SCHULZ, T. J. The development of a sampling system for determining odor emission rates from areal surfaces: Part i. aerodynamic performance. **Journal of the Air and Waste Management Association**, v. 45, n. 11, p. 917–922, 1995.

JIANG, K.; KAYE, R. Comparison study on portable wind tunnel system and isolation chamber for determination of vocs from areal sources. **Water Science and Technology**, v. 34, n. 3, p. 583–589, 1996. Disponível em: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0273122396005999.

KAFLEE, B. P. Chemical Analysis and Material Characterization by Spectrophotometry by Bhim Prasad Kafle (z-lib.org).pdf. . [S.l: s.n.]. , 2020

KØIE, M.; SUTTON, O. G.; KOIE, M. Micrometeorology. A Study of Physical Processes in the Lowest Layers of the Earth's Atmosphere. Oikos. [S.l: s.n.]., 1952

LAOR, Y.; PARKER, D.; PAGÉ, T. Measurement, prediction, and monitoring of odors in the environment: A critical review. **Reviews in Chemical Engineering**, v. 30, n. 2, p. 139–166, 2014.

LATOS, M. et al. Dispersion of odorous gaseous compounds emitted from wastewater treatment plants. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 215, n. 1–4, p. 667–677, 2011.

LEBRERO, R. et al. **Odor assessment and management in wastewater treatment plants: A review**. [S.l: s.n.], 2011. v. 41.

LISS, P. S. Processes of gas exchange across an air-water interface. **Deep-Sea Research and Oceanographic Abstracts**, v. 20, n. 3, p. 221–238, 1973.

LIU, L. et al. Measuring volatile emissions from biosolids: A critical review on sampling methods. **Journal of Environmental Management**, v. 317, n. December 2021, p. 115290, 2022. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115290>.

LIU, Y. et al. Estimation of volatile compounds emission rates from the working face of a large anaerobic landfill in China using a wind tunnel system. **Atmospheric Environment**, v. 111, p. 213–221, 2015. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.04.017.

LUCERNONI, F. et al. A model to relate wind tunnel measurements to open field odorant emissions from liquid area sources. **Atmospheric Environment**, v. 157, p. 10–17, 2017. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.03.004.

LUCERNONI, Federico; CAPELLI, L.; SIRONI, S. Odour sampling on passive area sources: Principles and methods. **Chemical Engineering Transactions**, v. 54, p. 55–60, 2016.

MACKAY, D.; YEUN, A. T. K. Mass Transfer Coefficient Correlations for Volatilization of Organic Solutes from Water. **Environmental Science and Technology**, v. 17, n. 4, p. 211–217, 1983.

MARTINS, R. S. et al. Evaluating the flow inside of portable wind tunnels for odour measurements. **Chemical Engineering Transactions**, v. 68, p. 55–60, 2018.

MATSUGU, D. M. and R. S. Evaporation Rates of Liquid Hydrocarbon Spills On Land and Water. **The Canadian Journal of Chemical Engineering**, v. 51, 1973.

NAVARATNASAMY, M.; FEDDES, J. J. R.; EDEOGU, I. K. Comparison of wind tunnel and vented flux chamber in measuring odour emission rates. **ASAE Annual International Meeting 2004**, v. 51, n. 2001, p. 6181–6189, 2009.

OCAMPO-TORRES, F. J.; DONELAN, M. A. Laboratory measurements of mass transfer of carbon dioxide and water vapour for smooth and rough flow conditions. **Tellus, Series B**, v. 46 B, n. 1, p. 16–32, 1994.

PARKER, D. et al. Standardization of flux chamber and wind tunnel flux measurements for quantifying volatile organic compound and ammonia emissions from area sources at animal feeding operations. **Atmospheric Environment**, v. 66, p. 72–83, 2013. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.03.068>.

POULY, F. et al. An alternative method for the measurement of mineral sulphide in wastewater. **Talanta**, v. 50, n. 4, p. 737–742, 1999.

PRATA, A. A.; SANTOS, J. M.; et al. A critical review on liquid-gas mass transfer models for estimating gaseous emissions from passive liquid surfaces in wastewater treatment plants. **Water Research**, v. 130, p. 388–406, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.001.

PRATA, A. A. et al. Dynamic flux chamber measurements of hydrogen sulfide emission rate from a quiescent surface - A computational evaluation. **Chemosphere**, v. 146, p. 426–434, 2016. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.11.123.

PRATA, A. A.; LUCERNONI, F.; et al. Mass transfer inside a flux hood for the sampling of gaseous emissions from liquid surfaces – Experimental assessment and emission rate rescaling. **Atmospheric Environment**, v. 179, n. February, p. 227–238, 2018. Disponível em:

https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.02.029.

PRATA, A. A. et al. Modelling atmospheric emissions from wastewater treatment plants: Implications of land-to-water roughness change. **Science of the Total Environment**, v. 792, p. 1–24, 2021.

_____. Use of Computational Fluid dynamics in the analysis of a portable wind tunnel for sampling of odorous emissions at liquid surfaces. **Chemical Engineering Transactions**, v. 40, n. Special Issue, p. 145–150, 2014.

_____. Wind friction parametrisation used in emission models for wastewater treatment plants: A critical review. **Water Research**, v. 124, p. 49–66, 2017. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.030>.

SANDER, R. Compilation of Henry's law constants (version 4.0) for water as solvent. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 15, n. 8, p. 4399–4981, 2015.

SANTOS, J. M. et al. An experimental determination of the H 2S overall mass transfer coefficient from quiescent surfaces at wastewater treatment plants. **Atmospheric Environment**, v. 60, p. 18–24, 2012. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.06.014>.

SCOTTO DI PERTA, E. et al. Study of aerodynamic performances of different wind tunnel configurations and air inlet velocities, using computational fluid dynamics (CFD). **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 125, p. 137–148, 2016. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1016/j.compag.2016.05.007>.

SEINFELD, J. H.; PANDIS, S. N. **ATMOSPHERIC From Air Pollution to Climate Change SECOND EDITION**. [S.l: s.n.], 2006.

SIQUEIRA, M. A. Influence of the design and operational conditions on the airflow and mass transfer phenomena inside a portable wind tunnel used to estimate odorant compounds measured over passive liquid surfaces. 2022. Universidade Federal do Espírito Santo, 2022.

SIRONI, S. et al. Odour emission factors for assessment and prediction of Italian MSW landfills odour impact. **Atmospheric Environment**, v. 39, n. 29, p. 5387–5394, 2005.

SUFFET, I.; BRAITHWAITE, S. White Paper: Odor Complaints, Health Impacts and

Monitoring Methods. **University of California**, n. 18, p. 176–200, 2019. Disponível em: https://ww2.arb.ca.gov/sites/default/files/classic/research/apr/past/18rd010.pdf>.

TAHA, M. P. M. et al. Estimating fugitive bioaerosol releases from static compost windrows: Feasibility of a portable wind tunnel approach. **Waste Management**, v. 25, n. 4 SPEC. ISS., p. 445–450, 2005.

TEIXEIRA, S. A.; PEREIRA, P. D.; FERREIRA, F. C. Atmospheric odours: Monitoring of an urban waste operator with citizen participation. **Chemical Engineering Transactions**, v. 68, p. 91–96, 2018.

TRAN, H. N. Q. et al. Emissions of organic compounds from produced water ponds II: Evaluation of flux chamber measurements with inverse-modeling techniques. **Journal of the Air and Waste Management Association**, v. 68, n. 7, p. 713–724, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1080/10962247.2018.1426654>.

TRYGG, E. The Perception of Odors. [S.l.]: New York: Academic Press, 1982. v. i.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Air emissions models for waste and wastewater - EPA Document # EPA-453/R-94-080A. n. 68, 1994. Disponível em: https://www3.epa.gov/ttnchie1/software/water/air_emission_models_waste_wastewater.pdf >.

VAN BELOIS, H. J.; ANZION, C. J. M. Measurement of emissions over surface areas using the hood method. **Studies in Environmental Science**, v. 51, n. C, p. 439–445, 1992.

VITKO, T. G.; COWDEN, S.; SUFFET, I. H. (Mel. Evaluation of bioscrubber and biofilter technologies treating wastewater foul air by a new approach of using odor character, odor intensity, and chemical analyses. **Water Research**, v. 220, n. April, p. 118691, 2022a. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118691.

_____. Evaluation of bioscrubber and biofilter technologies treating wastewater foul air by a new approach of using odor character, odor intensity, and chemical analyses. **Water Research**, v. 220, n. April, p. 118691, 2022b.

WANG, T. et al. Comparison of two dynamic measurement methods of odor and odorant emission rates from freshly dewatered biosolids. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 13, n. 6, p. 1746–1752, 2011.

WANG, X.; JIANG, J.; KAYE, R. Improvement of a wind-tunnel sampling system for odour and VOCs. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 9, p. 71–77, 2001.

WANNINKHOF, R. H.; BLIVEN, L. F. Relationship between gas exchange, wind speed, and radar backscatter in a large wind-wave tank. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, v. 96, n. C2, p. 2785–2796, 1991.

WHITMAN, W. G. THE TWO-FILM THEORY OF GAS ABSORPTION* It Seems to Explain Satisfactorily the Well-Recognized Dlflerences of Absorption Rate for Varying Concentrations.

J. Heat Mass Transfer, v. 5, n. 1916, p. 429–433, 1962.

APÊNDICE

6.1 Apêndice A – Curvas de calibração para mensurar o n-butanol e do sulfeto de hidrogênio no espectrofotômetro

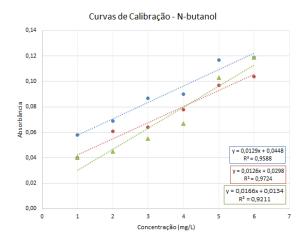


Figura A1 - Curvas de calibração da medição do n-butanol no espectrofotômetro realizada em 4 dias destintos.

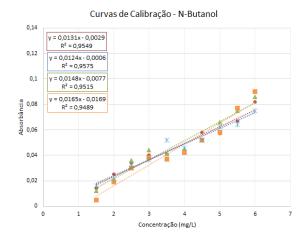


Figura A2 - Curvas de calibração da medição do n-butanol no espectrofotômetro realizadas no mesmo período de um dia.

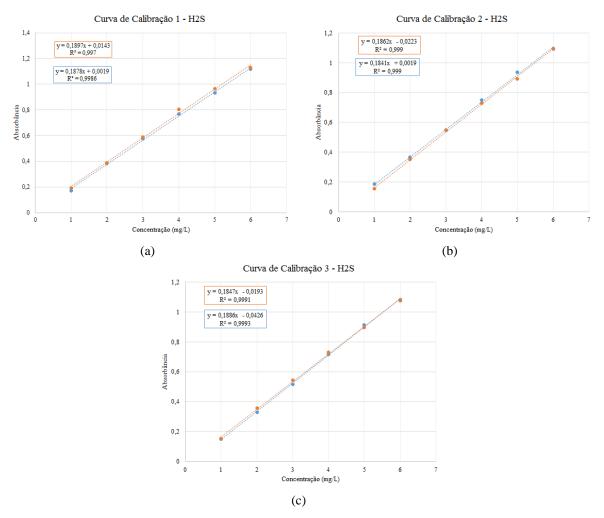


Figura A3 - Curvas de calibração para o sulfeto de hidrogênio para (a) primeira, (b) segunda e (c) terceira semana de experimentos.

6.2 Apêndice B – Valores do coeficiente de transferência de massa para sulfeto de hidrogênio para cada ponto de amostragem em cada teste realizado.

Tabela A1 - Valores de K_L para H_2S com vazão de 600 L min $^{\text{-1}}$ em 3 diferentes dias.

Ponto	Teste 1.1	Teste 1.2	Teste 1.3	Média	Desv. Pad.	Coef. de Variação
1	2,78E-05	2,75E-05	2,61E-05	2,71E-05	9,40E-07	3,5%
2	2,62E-05	2,47E-05	2,56E-05	2,55E-05	7,78E-07	3,1%
3	2,76E-05	2,72E-05	2,42E-05	2,63E-05	1,88E-06	7,1%
4	2,65E-05	2,32E-05	2,51E-05	2,49E-05	1,65E-06	6,6%
5	2,91E-05	2,60E-05	2,54E-05	2,68E-05	1,98E-06	7,4%
6	2,68E-05	2,35E-05	2,44E-05	2,49E-05	1,73E-06	6,9%

Tabela A2 - Valores de K_L para H_2S com vazão de 1200 L min $^{-1}$ em 3 diferentes dias.

Ponto	Teste 2.1	Teste 2.2	Teste 2.3	Média	Desv. Pad.	Coef. de Variação
1	2,35E-05	2,82E-05	2,59E-05	2,59E-05	2,37E-06	9,2%
2	2,33E-05	2,58E-05	2,47E-05	2,46E-05	1,25E-06	5,1%
3	2,32E-05	2,74E-05	2,45E-05	2,50E-05	2,13E-06	8,5%
4	2,23E-05	2,65E-05	2,52E-05	2,47E-05	2,17E-06	8,8%
5	2,23E-05	2,60E-05	2,47E-05	2,43E-05	1,86E-06	7,6%
6	2,38E-05	2,45E-05	2,45E-05	2,43E-05	4,27E-07	1,8%

Tabela A3 - Valores de K_L para H_2S com vazão de 1800 L min $^{-1}$ em 3 diferentes dias.

Ponto	Teste 3.1	Teste 3.2	Teste 3.3	Média	Desv. Pad.	Coef. de Variação
1	2,32E-05	2,13E-05	2,64E-05	2,36E-05	2,57E-06	10,9%
2	2,37E-05	2,27E-05	2,57E-05	2,40E-05	1,54E-06	6,4%
3	2,36E-05	2,18E-05	2,72E-05	2,42E-05	2,73E-06	11,3%
4	2,11E-05	2,21E-05	2,39E-05	2,24E-05	1,42E-06	6,4%
5	2,30E-05	2,24E-05	2,63E-05	2,39E-05	2,12E-06	8,9%
6	2,34E-05	2,16E-05	2,48E-05	2,33E-05	1,63E-06	7,0%

Tabela A4 - Valores de K_L para H_2S o teste 1 com a interseção forçada na origem.

Ponto	Teste 1.1	Teste 1.2	Teste 1.3	Média	Desv. Pad	Coef de Variação
1	3,04E-05	3,33E-05	2,95E-05	3,11E-05	1,99E-06	6,4%
2	2,82E-05	2,99E-05	2,68E-05	2,83E-05	1,55E-06	5,5%
3	2,96E-05	3,22E-05	2,82E-05	3,00E-05	2,03E-06	6,8%
4	2,81E-05	2,68E-05	2,56E-05	2,68E-05	1,25E-06	4,7%
5	3,16E-05	3,13E-05	2,57E-05	2,95E-05	3,32E-06	11,3%
6	2,76E-05	2,46E-05	2,33E-05	2,52E-05	2,21E-06	8,8%

Tabela A5 - Valores de $K_{\rm L}$ para H_2S o teste 2 com a interseção forçada na origem.

Ponto	Teste 2.1	Teste 2.2	Teste 2.3	Média	Desv. Pad	Coef de Variação
1	2,75E-05	3,30E-05	2,83E-05	2,96E-05	2,97E-06	10,0%
2	2,49E-05	2,99E-05	2,81E-05	2,76E-05	2,53E-06	9,2%
3	2,54E-05	3,04E-05	2,50E-05	2,69E-05	3,01E-06	11,2%
4	2,43E-05	3,00E-05	2,54E-05	2,66E-05	3,02E-06	11,4%
5	2,41E-05	2,77E-05	2,67E-05	2,62E-05	1,86E-06	7,1%
6	2,44E-05	2,61E-05	2,39E-05	2,48E-05	1,15E-06	4,7%

Tabela A6 - Valores de $K_{\rm L}$ para H_2S o teste 3 com a interseção forçada na origem.

Ponto	Teste 3.1	Teste 3.2	Teste 3.3	Média	Desv. Pad	Coef de Variação
1	2,66E-05	2,24E-05	3,09E-05	2,66E-05	4,25E-06	16,0%
2	2,70E-05	2,54E-05	3,00E-05	2,75E-05	2,34E-06	8,5%
3	2,74E-05	2,35E-05	3,04E-05	2,71E-05	3,46E-06	12,8%
4	2,16E-05	2,32E-05	2,62E-05	2,37E-05	2,34E-06	9,9%
5	2,47E-05	2,02E-05	2,74E-05	2,41E-05	3,64E-06	15,1%
6	2,58E-05	2,23E-05	2,80E-05	2,54E-05	2,87E-06	11,3%

6.3 Apêndice C – Determinação da razão do fluxo de massa do campo com o fluxo de massa experimental variando a rogosidade relativa a montante e o comprimento efetivo de incidência do vento para cada teste realizado.

 $Tabela\ A7 - Raz\~ao\ do\ fluxo\ calculado\ pelo\ modelo\ emp\'irico\ e\ o\ fluxo\ obtido\ com\ o\ teste\ 1\ para\ z_{0M}=0,\,005m.$

			Teste 1 - z _{0M}	=0,005m			
			X=501	n			
U ₁₀	U*	$K_{L} = \left(\frac{1}{k_{L}} + \frac{1}{k_{G}k_{H}}\right)^{-1}$	$K_{L} = \left(\frac{1}{k_{L}}\right)^{-1}$	$1 - \left(\frac{K_{Ltotal}}{K_{Laprox}}\right)$	$J_{_{\rm c}}$	$\frac{K_{Lc}}{K_{Le}}$	$\frac{\mathbf{J}_{\mathrm{c}}}{\mathbf{J}_{\mathrm{e}}}$
(m s ⁻¹)	(m s ⁻¹)	$(m s^{-1})$	(m s ⁻¹)		$(kg m^{-2} s^{-1})$		
1	0,019	3,28E-06	3,31E-06	0,93%	1,66E-08	0,12	0,12
2	0,043	7,62E-06	7,70E-06	1,04%	3,85E-08	0,27	0,27
3	0,071	1,25E-05	1,26E-05	1,10%	6,31E-08	0,44	0,44
4	0,101	1,77E-05	1,79E-05	1,15%	8,96E-08	0,63	0,63
5	0,132	2,32E-05	2,35E-05	1,19%	1,18E-07	0,83	0,83
6	0,165	2,90E-05	2,94E-05	1,22%	1,47E-07	1,03	1,03
7	0,199	3,50E-05	3,54E-05	1,25%	1,77E-07	1,24	1,24
8	0,235	4,12E-05	4,17E-05	1,28%	2,09E-07	1,46	1,46
9	0,271	4,75E-05	4,81E-05	1,30%	2,41E-07	1,69	1,69
10	0,308	5,40E-05	5,47E-05	1,32%	2,74E-07	1,92	1,92
			X=150	m			
1	0,020	3,53E-06	3,56E-06	1,02%	1,78E-08	0,13	0,13
2	0,047	8,20E-06	8,29E-06	1,13%	4,15E-08	0,29	0,29
3	0,076	1,34E-05	1,36E-05	1,20%	6,79E-08	0,48	0,48
4	0,109	1,90E-05	1,93E-05	1,26%	9,65E-08	0,68	0,68
5	0,142	2,50E-05	2,53E-05	1,30%	1,27E-07	0,89	0,89
6	0,178	3,12E-05	3,16E-05	1,33%	1,58E-07	1,11	1,11
7	0,215	3,76E-05	3,81E-05	1,37%	1,91E-07	1,34	1,34
8	0,252	4,43E-05	4,49E-05	1,39%	2,24E-07	1,58	1,58
9	0,291	5,11E-05	5,18E-05	1,42%	2,59E-07	1,82	1,82
10	0,331	5,81E-05	5,89E-05	1,44%	2,95E-07	2,07	2,07

Continuação Tabela A7 - Razão do fluxo calculado pelo modelo empírico e o fluxo obtido com o teste 1 para $z_{0\rm M}=0,\,005\rm m$

			X=30	0m			
U ₁₀	u*	$\mathbf{K}_{\mathrm{L}} = \left(\frac{1}{\mathbf{k}_{\mathrm{L}}} + \frac{1}{\mathbf{k}_{\mathrm{G}} \mathbf{k}_{\mathrm{H}}}\right)^{-1}$	$K_{L} = \left(\frac{1}{k_{L}}\right)^{-1}$	$1 - \left(\frac{K_{\text{Ltotal}}}{K_{\text{Laprox}}}\right)$	J_{c}	$\frac{K_{Lc}}{K_{Le}}$	$\frac{\mathbf{J}_{\mathrm{c}}}{\mathbf{J}_{\mathrm{e}}}$
(m s ⁻¹)	$(m s^{-1})$	$(m s^{-1})$	$(m s^{-1})$		$(kg m^{-2} s^{-1})$		
1	0,021	3,69E-06	3,73E-06	1,08%	1,87E-08	0,13	0,13
2	0,049	8,58E-06	8,68E-06	1,19%	4,34E-08	0,30	0,30
3	0,080	1,41E-05	1,42E-05	1,27%	7,12E-08	0,50	0,50
4	0,114	1,99E-05	2,02E-05	1,33%	1,01E-07	0,71	0,71
5	0,149	2,62E-05	2,65E-05	1,37%	1,33E-07	0,93	0,93
6	0,186	3,26E-05	3,31E-05	1,41%	1,66E-07	1,16	1,16
7	0,225	3,94E-05	4,00E-05	1,44%	2,00E-07	1,40	1,40
8	0,264	4,63E-05	4,70E-05	1,47%	2,35E-07	1,65	1,65
9	0,305	5,35E-05	5,43E-05	1,50%	2,71E-07	1,91	1,91
10	0,347	6,08E-05	6,17E-05	1,52%	3,08E-07	2,17	2,17

 $Tabela \ A8 - Raz\~ao \ do \ fluxo \ calculado \ pelo \ modelo \ emp\'irico \ e \ o \ fluxo \ obtido \ com \ o \ teste \ 2 \ para \ z_{0M} = 0,005m.$

			Teste 2 - z _{0N}	₁ =0,005m			
			X=50)m			
U ₁₀	u*	$K_{L} = \left(\frac{1}{k_{L}} + \frac{1}{k_{G}k_{H}}\right)^{-1}$	$K_{L} = \left(\frac{1}{k_{L}}\right)^{-1}$	$1 - \left(\frac{K_{Ltotal}}{K_{Laprox}}\right)$	J_{c}	$\frac{K_{Lc}}{K_{Le}}$	$\frac{\mathbf{J}_{\mathrm{c}}}{\mathbf{J}_{\mathrm{e}}}$
(m s ⁻¹)	(m s ⁻¹)	$(m s^{-1})$	(m s ⁻¹)		$(kg m^{-2} s^{-1})$		
1	0,019	3,28E-06	3,31E-06	0,93%	1,66E-08	0,12	0,12
2	0,043	7,63E-06	7,71E-06	1,04%	3,85E-08	0,29	0,29
3	0,071	1,25E-05	1,26E-05	1,10%	6,32E-08	0,47	0,47
4	0,101	1,77E-05	1,79E-05	1,15%	8,97E-08	0,67	0,67
5	0,132	2,33E-05	2,35E-05	1,19%	1,18E-07	0,87	0,87
6	0,165	2,90E-05	2,94E-05	1,22%	1,47E-07	1,09	1,09
7	0,199	3,50E-05	3,55E-05	1,25%	1,77E-07	1,32	1,32
8	0,235	4,12E-05	4,17E-05	1,28%	2,09E-07	1,55	1,55
9	0,271	4,75E-05	4,82E-05	1,30%	2,41E-07	1,79	1,79
10	0,308	5,40E-05	5,48E-05	1,32%	2,74E-07	2,03	2,03

Continuação Tabela A8 - Razão do fluxo calculado pelo modelo empírico e o fluxo obtido com o teste 2 para z_{0M} = 0, 005m.

	X=150m										
U ₁₀	u*	$K_{L} = \left(\frac{1}{k_{L}} + \frac{1}{k_{G}k_{H}}\right)^{-1}$	$\mathbf{K}_{\mathrm{L}} = \left(\frac{1}{\mathbf{k}_{\mathrm{L}}}\right)^{-1}$	$1 - \left(\frac{K_{\text{Ltotal}}}{K_{\text{Laprox}}}\right)$	J_{c}	$\frac{K_{Lc}}{K_{Le}}$	$\frac{\mathbf{J}_{\mathrm{c}}}{\mathbf{J}_{\mathrm{e}}}$				
(m s ⁻¹)	(m s ⁻¹)	$(m s^{-1})$	$(m s^{-1})$		$(kg m^{-2} s^{-1})$						
1	0,020	3,53E-06	3,57E-06	1,02%	1,78E-08	0,13	0,13				
2	0,047	8,20E-06	8,30E-06	1,13%	4,15E-08	0,31	0,31				
3	0,076	1,34E-05	1,36E-05	1,20%	6,80E-08	0,50	0,50				
4	0,109	1,91E-05	1,93E-05	1,26%	9,65E-08	0,72	0,72				
5	0,142	2,50E-05	2,53E-05	1,30%	1,27E-07	0,94	0,94				
6	0,178	3,12E-05	3,16E-05	1,33%	1,58E-07	1,17	1,17				
7	0,215	3,76E-05	3,82E-05	1,37%	1,91E-07	1,42	1,42				
8	0,252	4,43E-05	4,49E-05	1,39%	2,25E-07	1,67	1,67				
9	0,291	5,11E-05	5,18E-05	1,42%	2,59E-07	1,92	1,92				
10	0,331	5,81E-05	5,89E-05	1,44%	2,95E-07	2,19	2,19				
			X=300)m							
1	0,021	3,69E-06	3,73E-06	1,08%	1,87E-08	0,14	0,14				
2	0,049	8,58E-06	8,69E-06	1,19%	4,34E-08	0,32	0,32				
3	0,080	1,41E-05	1,42E-05	1,27%	7,12E-08	0,53	0,53				
4	0,114	1,99E-05	2,02E-05	1,33%	1,01E-07	0,75	0,75				
5	0,149	2,62E-05	2,65E-05	1,37%	1,33E-07	0,98	0,98				
6	0,186	3,27E-05	3,31E-05	1,41%	1,66E-07	1,23	1,23				
7	0,225	3,94E-05	4,00E-05	1,44%	2,00E-07	1,48	1,48				
8	0,264	4,63E-05	4,70E-05	1,47%	2,35E-07	1,75	1,75				
9	0,305	5,35E-05	5,43E-05	1,50%	2,71E-07	2,01	2,01				
10	0,347	6,08E-05	6,17E-05	1,52%	3,09E-07	2,29	2,29				

 $Tabela~A9 - Raz\~ao~do~fluxo~calculado~pelo~modelo~emp\'irico~e~o~fluxo~obtido~com~o~teste~3~para~z_{0M} = 0,\,005m.$

			Teste 3 - z _{0M}	=0,005m						
	X=50m									
U_{10}	u*	$K_{L} = \left(\frac{1}{k_{L}} + \frac{1}{k_{G}k_{H}}\right)^{-1}$	$K_{L} = \left(\frac{1}{k_{L}}\right)^{-1}$	$1 - \left(\frac{K_{Ltotal}}{K_{Laprox}}\right)$	\mathbf{J}_{c}	$\frac{K_{Lc}}{K_{Le}}$	$\frac{\mathbf{J}_{\mathrm{c}}}{\mathbf{J}_{\mathrm{e}}}$			
(m s ⁻¹)	(m s ⁻¹)	$(m s^{-1})$	(m s ⁻¹)		$(kg m^{-2} s^{-1})$					
1	0,019	3,28E-06	3,31E-06	0,93%	1,66E-08	0,13	0,13			
2	0,043	7,62E-06	7,70E-06	1,04%	3,85E-08	0,30	0,30			
3	0,071	1,25E-05	1,26E-05	1,10%	6,31E-08	0,49	0,49			
4	0,101	1,77E-05	1,79E-05	1,15%	8,96E-08	0,70	0,70			
5	0,132	2,32E-05	2,35E-05	1,19%	1,18E-07	0,91	0,91			
6	0,165	2,90E-05	2,94E-05	1,22%	1,47E-07	1,14	1,14			
7	0,199	3,50E-05	3,54E-05	1,25%	1,77E-07	1,38	1,38			
8	0,235	4,12E-05	4,17E-05	1,28%	2,08E-07	1,62	1,62			
9	0,271	4,75E-05	4,81E-05	1,30%	2,41E-07	1,87	1,87			
10	0,308	5,40E-05	5,47E-05	1,32%	2,74E-07	2,13	2,13			
			X=150)m						
1	0,020	3,53E-06	3,56E-06	1,02%	1,78E-08	0,14	0,14			
2	0,047	8,19E-06	8,29E-06	1,13%	4,14E-08	0,32	0,32			
3	0,076	1,34E-05	1,36E-05	1,20%	6,79E-08	0,53	0,53			
4	0,109	1,90E-05	1,93E-05	1,26%	9,64E-08	0,75	0,75			
5	0,142	2,50E-05	2,53E-05	1,30%	1,27E-07	0,98	0,98			
6	0,178	3,12E-05	3,16E-05	1,33%	1,58E-07	1,23	1,23			
7	0,215	3,76E-05	3,81E-05	1,37%	1,91E-07	1,48	1,48			
8	0,252	4,42E-05	4,49E-05	1,39%	2,24E-07	1,74	1,74			
9	0,291	5,11E-05	5,18E-05	1,42%	2,59E-07	2,01	2,01			
10	0,331	5,80E-05	5,89E-05	1,44%	2,94E-07	2,29	2,29			

Continuação Tabela A9 - Razão do fluxo calculado pelo modelo empírico e o fluxo obtido com o teste 3 para $z_{0M}=0,\,005 m.$

	X=300m									
U ₁₀	u*	$K_{L} = \left(\frac{1}{k_{L}} + \frac{1}{k_{G}k_{H}}\right)^{-1}$	$K_{L} = \left(\frac{1}{k_{L}}\right)^{-1}$	$1 - \left(\frac{K_{\text{Ltotal}}}{K_{\text{Laprox}}}\right)$	$J_{_{\rm c}}$	$\frac{K_{Lc}}{K_{Le}}$	$\frac{\mathrm{J_{_{c}}}}{\mathrm{J_{_{e}}}}$			
(m s ⁻¹)	$(m s^{-1})$	$(m s^{-1})$	$(m s^{-1})$		$(kg m^{-2} s^{-1})$					
1	0,021	3,69E-06	3,73E-06	1,08%	1,87E-08	0,15	0,15			
2	0,049	8,58E-06	8,68E-06	1,20%	4,34E-08	0,34	0,34			
3	0,080	1,40E-05	1,42E-05	1,27%	7,11E-08	0,55	0,55			
4	0,114	1,99E-05	2,02E-05	1,33%	1,01E-07	0,79	0,79			
5	0,149	2,61E-05	2,65E-05	1,37%	1,33E-07	1,03	1,03			
6	0,186	3,26E-05	3,31E-05	1,41%	1,65E-07	1,29	1,29			
7	0,225	3,94E-05	3,99E-05	1,44%	2,00E-07	1,55	1,55			
8	0,264	4,63E-05	4,70E-05	1,47%	2,35E-07	1,83	1,83			
9	0,305	5,34E-05	5,42E-05	1,50%	2,71E-07	2,11	2,11			
10	0,347	6,07E-05	6,17E-05	1,52%	3,08E-07	2,40	2,40			

 $Tabela~A10 - Raz\~ao~do~fluxo~calculado~pelo~modelo~emp\'irico~e~o~fluxo~obtido~com~o~teste~1~para~z_{0M} = 0,01m.$

	Teste 1 - $z_{0M} = 0.01$ m									
X=50m										
U ₁₀	u*	$K_{L} = \left(\frac{1}{k_{L}} + \frac{1}{k_{G}k_{H}}\right)^{-1}$	$\mathbf{K}_{\mathrm{L}} = \left(\frac{1}{\mathbf{k}_{\mathrm{L}}}\right)^{-1}$	$1 - \left(\frac{K_{\text{Ltotal}}}{K_{\text{Laprox}}}\right)$	$J_{_{\rm c}}$	$\frac{K_{Lc}}{K_{Le}}$	$\frac{\mathrm{J_{_{c}}}}{\mathrm{J_{_{e}}}}$			
(m s ⁻¹)	(m s ⁻¹)	$(m s^{-1})$	$(m s^{-1})$		$(kg m^{-2} s^{-1})$					
1	0,018	3,15E-06	3,15E-06	0,24%	1,58E-08	0,11	0,11			
2	0,041	7,33E-06	7,35E-06	0,27%	3,68E-08	0,26	0,26			
3	0,068	1,20E-05	1,21E-05	0,29%	6,03E-08	0,42	0,42			
4	0,096	1,71E-05	1,71E-05	0,30%	8,57E-08	0,60	0,60			
5	0,127	2,24E-05	2,25E-05	0,31%	1,13E-07	0,79	0,79			
6	0,158	2,80E-05	2,81E-05	0,32%	1,41E-07	0,99	0,99			
7	0,191	3,38E-05	3,39E-05	0,33%	1,70E-07	1,19	1,19			
8	0,225	3,98E-05	4,00E-05	0,34%	2,00E-07	1,40	1,40			
9	0,260	4,60E-05	4,61E-05	0,34%	2,31E-07	1,62	1,62			
10	0,295	5,23E-05	5,25E-05	0,35%	2,62E-07	1,84	1,84			

Continuação Tabela A10 - Razão do fluxo calculado pelo modelo empírico e o fluxo obtido com o teste 1 para $z_{0M}=0,\,01m.$

	X=150m									
U ₁₀	u*	$K_{L} = \left(\frac{1}{k_{L}} + \frac{1}{k_{G}k_{H}}\right)^{-1}$	$\mathbf{K}_{\mathrm{L}} = \left(\frac{1}{\mathbf{k}_{\mathrm{L}}}\right)^{-1}$	$1 - \left(\frac{K_{Ltotal}}{K_{Laprox}}\right)$	$J_{_{c}}$	$\frac{K_{Lc}}{K_{Le}}$	$\frac{\mathbf{J}_{\mathrm{c}}}{\mathbf{J}_{\mathrm{e}}}$			
(m s ⁻¹)	(m s ⁻¹)	$(m s^{-1})$	$(m s^{-1})$		$(kg m^{-2} s^{-1})$					
1	0,020	3,46E-06	3,47E-06	0,24%	1,74E-08	0,12	0,12			
2	0,046	8,07E-06	8,09E-06	0,27%	4,04E-08	0,28	0,28			
3	0,075	1,32E-05	1,33E-05	0,29%	6,64E-08	0,47	0,47			
4	0,106	1,88E-05	1,89E-05	0,30%	9,43E-08	0,66	0,66			
5	0,139	2,47E-05	2,48E-05	0,31%	1,24E-07	0,87	0,87			
6	0,174	3,08E-05	3,09E-05	0,32%	1,55E-07	1,09	1,09			
7	0,210	3,72E-05	3,74E-05	0,33%	1,87E-07	1,31	1,31			
8	0,247	4,38E-05	4,40E-05	0,33%	2,20E-07	1,54	1,54			
9	0,286	5,06E-05	5,08E-05	0,34%	2,54E-07	1,78	1,78			
10	0,325	5,75E-05	5,77E-05	0,34%	2,89E-07	2,03	2,03			
			X=300)m						
1	0,021	3,68E-06	3,69E-06	0,24%	1,84E-08	0,13	0,13			
2	0,048	8,57E-06	8,59E-06	0,27%	4,30E-08	0,30	0,30			
3	0,079	1,41E-05	1,41E-05	0,29%	7,05E-08	0,49	0,49			
4	0,113	2,00E-05	2,00E-05	0,30%	1,00E-07	0,70	0,70			
5	0,148	2,62E-05	2,63E-05	0,31%	1,32E-07	0,92	0,92			
6	0,185	3,28E-05	3,29E-05	0,32%	1,64E-07	1,15	1,15			
7	0,223	3,95E-05	3,97E-05	0,32%	1,98E-07	1,39	1,39			
8	0,263	4,65E-05	4,67E-05	0,33%	2,33E-07	1,64	1,64			
9	0,303	5,37E-05	5,39E-05	0,34%	2,70E-07	1,89	1,89			
10	0,345	6,11E-05	6,13E-05	0,34%	3,07E-07	2,15	2,15			

 $Tabela~A11 - Raz\~ao~do~fluxo~calculado~pelo~modelo~emp\'irico~e~o~fluxo~obtido~com~o~teste~2~para~z_{0M} = 0, 01m.$

			Teste 2 - z _{0N}	_M =0,01m						
	X=50m									
U ₁₀	u*	$K_{L} = \left(\frac{1}{k_{L}} + \frac{1}{k_{G}k_{H}}\right)^{-1}$	$K_{L} = \left(\frac{1}{k_{L}}\right)^{-1}$	$1 - \left(\frac{K_{Ltotal}}{K_{Laprox}}\right)$	J_{c}	$\frac{K_{Lc}}{K_{Le}}$	$\frac{\mathbf{J}_{\mathrm{c}}}{\mathbf{J}_{\mathrm{e}}}$			
(m s ⁻¹)	$(m s^{-1})$	$(m s^{-1})$	$(m s^{-1})$		$(kg m^{-2} s^{-1})$					
1	0,018	3,15E-06	3,16E-06	0,24%	1,58E-08	0,12	0,12			
2	0,041	7,34E-06	7,36E-06	0,27%	3,68E-08	0,27	0,27			
3	0,068	1,20E-05	1,21E-05	0,29%	6,03E-08	0,45	0,45			
4	0,096	1,71E-05	1,72E-05	0,30%	8,58E-08	0,64	0,64			
5	0,127	2,25E-05	2,25E-05	0,31%	1,13E-07	0,84	0,84			
6	0,158	2,80E-05	2,81E-05	0,32%	1,41E-07	1,04	1,04			
7	0,191	3,39E-05	3,40E-05	0,33%	1,70E-07	1,26	1,26			
8	0,225	3,98E-05	4,00E-05	0,34%	2,00E-07	1,48	1,48			
9	0,260	4,60E-05	4,62E-05	0,34%	2,31E-07	1,71	1,71			
10	0,295	5,23E-05	5,25E-05	0,35%	2,63E-07	1,95	1,95			
			X=150)m						
1	0,020	3,46E-06	3,47E-06	0,24%	1,74E-08	0,13	0,13			
2	0,046	8,07E-06	8,09E-06	0,27%	4,05E-08	0,30	0,30			
3	0,075	1,32E-05	1,33E-05	0,29%	6,64E-08	0,49	0,49			
4	0,106	1,88E-05	1,89E-05	0,30%	9,43E-08	0,70	0,70			
5	0,139	2,47E-05	2,48E-05	0,31%	1,24E-07	0,92	0,92			
6	0,174	3,09E-05	3,10E-05	0,32%	1,55E-07	1,15	1,15			
7	0,210	3,72E-05	3,74E-05	0,33%	1,87E-07	1,39	1,39			
8	0,247	4,38E-05	4,40E-05	0,33%	2,20E-07	1,63	1,63			
9	0,286	5,06E-05	5,08E-05	0,34%	2,54E-07	1,88	1,88			
10	0,325	5,76E-05	5,78E-05	0,34%	2,89E-07	2,14	2,14			

Continuação Tabela A11 - Razão do fluxo calculado pelo modelo empírico e o fluxo obtido com o teste 2 para $z_{0M}=0,\,01m.$

	X=300m									
U ₁₀	u*	$\mathbf{K}_{\mathrm{L}} = \left(\frac{1}{\mathbf{k}_{\mathrm{L}}} + \frac{1}{\mathbf{k}_{\mathrm{G}} \mathbf{k}_{\mathrm{H}}}\right)^{-1}$	$K_{L} = \left(\frac{1}{k_{L}}\right)^{-1}$	$1 - \left(\frac{K_{\text{Ltotal}}}{K_{\text{Laprox}}}\right)$	$J_{_{\rm c}}$	$\frac{K_{Lc}}{K_{Le}}$	$\frac{\mathrm{J_{_{c}}}}{\mathrm{J_{_{e}}}}$			
(m s ⁻¹)	$(m s^{-1})$	$(m s^{-1})$	$(m s^{-1})$		$(kg m^{-2} s^{-1})$					
1	0,021	3,68E-06	3,69E-06	0,24%	1,84E-08	0,14	0,14			
2	0,048	8,57E-06	8,60E-06	0,27%	4,30E-08	0,32	0,32			
3	0,079	1,41E-05	1,41E-05	0,29%	7,05E-08	0,52	0,52			
4	0,113	2,00E-05	2,00E-05	0,30%	1,00E-07	0,74	0,74			
5	0,148	2,62E-05	2,63E-05	0,31%	1,32E-07	0,98	0,98			
6	0,185	3,28E-05	3,29E-05	0,32%	1,64E-07	1,22	1,22			
7	0,223	3,96E-05	3,97E-05	0,32%	1,98E-07	1,47	1,47			
8	0,263	4,66E-05	4,67E-05	0,33%	2,34E-07	1,73	1,73			
9	0,303	5,38E-05	5,39E-05	0,34%	2,70E-07	2,00	2,00			
10	0,345	6,11E-05	6,13E-05	0,34%	3,07E-07	2,28	2,28			

 $Tabela~A12 - Raz\~ao~do~fluxo~calculado~pelo~modelo~emp\'irico~e~o~fluxo~obtido~com~o~teste~3~para~z_{0M} = 0,01m.$

	Teste 3 - $z_{0M} = 0.01$ m									
	X=50m									
U ₁₀	u*	$\mathbf{K}_{\scriptscriptstyle L} = \left(\frac{1}{\mathbf{k}_{\scriptscriptstyle L}} + \frac{1}{\mathbf{k}_{\scriptscriptstyle G} \mathbf{k}_{\scriptscriptstyle H}}\right)^{\scriptscriptstyle -1}$	$K_{L} = \left(\frac{1}{k_{L}}\right)^{-1}$	$1 - \left(\frac{K_{\text{Ltotal}}}{K_{\text{Laprox}}}\right)$	$J_{_{\rm c}}$	$\frac{K_{Lc}}{K_{Le}}$	$\frac{J_{c}}{J_{e}}$			
(m s ⁻¹)	(m s ⁻¹)	$(m s^{-1})$	$(m s^{-1})$		$(kg m^{-2} s^{-1})$					
1	0,018	3,15E-06	3,15E-06	0,24%	1,58E-08	0,12	0,12			
2	0,041	7,33E-06	7,35E-06	0,27%	3,68E-08	0,29	0,29			
3	0,068	1,20E-05	1,21E-05	0,29%	6,03E-08	0,47	0,47			
4	0,096	1,71E-05	1,71E-05	0,30%	8,57E-08	0,67	0,67			
5	0,127	2,24E-05	2,25E-05	0,31%	1,13E-07	0,87	0,87			
6	0,158	2,80E-05	2,81E-05	0,32%	1,41E-07	1,09	1,09			
7	0,191	3,38E-05	3,39E-05	0,33%	1,70E-07	1,32	1,32			
8	0,225	3,98E-05	3,99E-05	0,34%	2,00E-07	1,55	1,55			
9	0,260	4,60E-05	4,61E-05	0,34%	2,31E-07	1,79	1,79			
10	0,295	5,23E-05	5,25E-05	0,35%	2,62E-07	2,04	2,04			

Continuação Tabela A12 - Razão do fluxo calculado pelo modelo empírico e o fluxo obtido com o teste 3 para $z_{0M}=0,\,01m.$

	X=150m									
U ₁₀	u*	$K_{L} = \left(\frac{1}{k_{L}} + \frac{1}{k_{G}k_{H}}\right)^{-1}$	$\mathbf{K}_{\mathrm{L}} = \left(\frac{1}{\mathbf{k}_{\mathrm{L}}}\right)^{-1}$	$1 - \left(\frac{K_{Ltotal}}{K_{Laprox}}\right)$	J_{c}	$\frac{K_{Lc}}{K_{Le}}$	$\frac{\mathbf{J}_{\mathrm{c}}}{\mathbf{J}_{\mathrm{e}}}$			
(m s ⁻¹)	(m s ⁻¹)	$(m s^{-1})$	$(m s^{-1})$		$(kg m^{-2} s^{-1})$					
1	0,020	3,46E-06	3,47E-06	0,24%	1,73E-08	0,13	0,13			
2	0,046	8,06E-06	8,09E-06	0,27%	4,04E-08	0,31	0,31			
3	0,075	1,32E-05	1,33E-05	0,29%	6,63E-08	0,52	0,52			
4	0,106	1,88E-05	1,89E-05	0,30%	9,43E-08	0,73	0,73			
5	0,139	2,47E-05	2,48E-05	0,31%	1,24E-07	0,96	0,96			
6	0,174	3,08E-05	3,09E-05	0,32%	1,55E-07	1,20	1,20			
7	0,210	3,72E-05	3,73E-05	0,33%	1,87E-07	1,45	1,45			
8	0,247	4,38E-05	4,39E-05	0,33%	2,20E-07	1,71	1,71			
9	0,286	5,06E-05	5,07E-05	0,34%	2,54E-07	1,97	1,97			
10	0,325	5,75E-05	5,77E-05	0,34%	2,89E-07	2,24	2,24			
			X=300)m						
1	0,021	3,68E-06	3,68E-06	0,24%	1,84E-08	0,14	0,14			
2	0,048	8,57E-06	8,59E-06	0,27%	4,29E-08	0,33	0,33			
3	0,079	1,41E-05	1,41E-05	0,29%	7,05E-08	0,55	0,55			
4	0,113	2,00E-05	2,00E-05	0,30%	1,00E-07	0,78	0,78			
5	0,148	2,62E-05	2,63E-05	0,31%	1,31E-07	1,02	1,02			
6	0,185	3,27E-05	3,29E-05	0,32%	1,64E-07	1,28	1,28			
7	0,223	3,95E-05	3,97E-05	0,32%	1,98E-07	1,54	1,54			
8	0,263	4,65E-05	4,67E-05	0,33%	2,33E-07	1,81	1,81			
9	0,303	5,37E-05	5,39E-05	0,34%	2,69E-07	2,10	2,10			
10	0,345	6,11E-05	6,13E-05	0,34%	3,06E-07	2,38	2,38			

 $Tabela~A13 - Raz\~ao~do~fluxo~calculado~pelo~modelo~emp\'irico~e~o~fluxo~obtido~com~o~teste~1~para~z_{0M} = 0,~1m.$

	Teste 1 - z _{0M} =0,1m									
	X=50m									
U_{10}	u*	$K_{L} = \left(\frac{1}{k_{L}} + \frac{1}{k_{G}k_{H}}\right)^{-1}$	$K_{L} = \left(\frac{1}{k_{L}}\right)^{-1}$	$1 - \left(\frac{K_{\text{Ltotal}}}{K_{\text{Laprox}}}\right)$	$\mathbf{J}_{_{\mathrm{c}}}$	$\frac{K_{Lc}}{K_{Le}}$	$\frac{\mathrm{J_{_{c}}}}{\mathrm{J_{_{e}}}}$			
(m s ⁻¹)	(m s ⁻¹)	$(m s^{-1})$	$(m s^{-1})$		$(kg m^{-2} s^{-1})$					
1	0,014	2,54E-06	2,54E-06	0,24%	1,27E-08	0,09	0,09			
2	0,034	5,95E-06	5,97E-06	0,26%	2,98E-08	0,21	0,21			
3	0,055	9,80E-06	9,83E-06	0,28%	4,92E-08	0,35	0,35			
4	0,079	1,40E-05	1,40E-05	0,29%	7,00E-08	0,49	0,49			
5	0,104	1,84E-05	1,84E-05	0,30%	9,22E-08	0,65	0,65			
6	0,130	2,30E-05	2,31E-05	0,31%	1,15E-07	0,81	0,81			
7	0,157	2,78E-05	2,79E-05	0,32%	1,39E-07	0,98	0,98			
8	0,185	3,28E-05	3,29E-05	0,33%	1,64E-07	1,15	1,15			
9	0,214	3,79E-05	3,80E-05	0,33%	1,90E-07	1,33	1,33			
10	0,243	4,31E-05	4,33E-05	0,34%	2,16E-07	1,52	1,52			
			X=15	0m						
1	0,018	3,19E-06	3,20E-06	0,24%	1,60E-08	0,11	0,11			
2	0,042	7,49E-06	7,51E-06	0,27%	3,75E-08	0,26	0,26			
3	0,070	1,23E-05	1,24E-05	0,28%	6,18E-08	0,43	0,43			
4	0,099	1,76E-05	1,76E-05	0,30%	8,81E-08	0,62	0,62			
5	0,130	2,31E-05	2,32E-05	0,31%	1,16E-07	0,81	0,81			
6	0,163	2,89E-05	2,90E-05	0,32%	1,45E-07	1,02	1,02			
7	0,197	3,50E-05	3,51E-05	0,32%	1,75E-07	1,23	1,23			
8	0,232	4,12E-05	4,13E-05	0,33%	2,07E-07	1,45	1,45			
9	0,269	4,76E-05	4,78E-05	0,34%	2,39E-07	1,68	1,68			
10	0,306	5,42E-05	5,44E-05	0,34%	2,72E-07	1,91	1,91			

Continuação Tabela A13 - Razão do fluxo calculado pelo modelo empírico e o fluxo obtido com o teste 1 para $z_{0M}=0,\,1m.$

-	X=300m									
U ₁₀	u*	$\mathbf{K}_{\scriptscriptstyle L} = \left(\frac{1}{\mathbf{k}_{\scriptscriptstyle L}} + \frac{1}{\mathbf{k}_{\scriptscriptstyle G} \mathbf{k}_{\scriptscriptstyle H}}\right)^{-1}$	$K_{L} = \left(\frac{1}{k_{L}}\right)^{-1}$	$1 - \left(\frac{K_{\text{Ltotal}}}{K_{\text{Laprox}}}\right)$	$J_{_{\rm c}}$	$\frac{K_{Lc}}{K_{Le}}$	$\frac{\mathrm{J_{_{c}}}}{\mathrm{J_{_{e}}}}$			
(m s ⁻¹)	(m s ⁻¹)	$(m s^{-1})$	$(m s^{-1})$		$(kg m^{-2} s^{-1})$					
1	0,021	3,69E-06	3,70E-06	0,24%	1,85E-08	0,13	0,13			
2	0,049	8,65E-06	8,67E-06	0,27%	4,34E-08	0,30	0,30			
3	0,080	1,42E-05	1,43E-05	0,29%	7,14E-08	0,50	0,50			
4	0,114	2,03E-05	2,03E-05	0,30%	1,02E-07	0,71	0,71			
5	0,151	2,67E-05	2,68E-05	0,31%	1,34E-07	0,94	0,94			
6	0,189	3,34E-05	3,35E-05	0,32%	1,68E-07	1,18	1,18			
7	0,228	4,04E-05	4,05E-05	0,33%	2,03E-07	1,42	1,42			
8	0,269	4,76E-05	4,78E-05	0,33%	2,39E-07	1,68	1,68			
9	0,311	5,50E-05	5,52E-05	0,34%	2,76E-07	1,94	1,94			
10	0,353	6,26E-05	6,28E-05	0,34%	3,14E-07	2,21	2,21			

 $Tabela\ A14 - Raz\~ao\ do\ fluxo\ calculado\ pelo\ modelo\ emp\'irico\ e\ o\ fluxo\ obtido\ com\ o\ teste\ 2\ para\ z_{0M} = 0,\ 1m$

	Teste 2 - $z_{0M} = 0.1 m$									
X=50m										
U ₁₀	u*	$K_{L} = \left(\frac{1}{k_{L}} + \frac{1}{k_{G}k_{H}}\right)^{-1}$	$K_{L} = \left(\frac{1}{k_{L}}\right)^{-1}$	$1 - \left(\frac{K_{Ltotal}}{K_{Laprox}}\right)$	J_{c}	$\frac{K_{Lc}}{K_{Le}}$	$\frac{\mathbf{J}_{\mathrm{c}}}{\mathbf{J}_{\mathrm{e}}}$			
(m s ⁻¹)	(m s ⁻¹)	$(m s^{-1})$	$(m s^{-1})$		$(kg m^{-2} s^{-1})$					
1	0,014	2,54E-06	2,55E-06	0,24%	1,27E-08	0,09	0,09			
2	0,034	5,96E-06	5,97E-06	0,26%	2,99E-08	0,22	0,22			
3	0,055	9,81E-06	9,84E-06	0,28%	4,92E-08	0,36	0,36			
4	0,079	1,40E-05	1,40E-05	0,29%	7,01E-08	0,52	0,52			
5	0,104	1,84E-05	1,84E-05	0,30%	9,22E-08	0,68	0,68			
6	0,130	2,30E-05	2,31E-05	0,31%	1,15E-07	0,86	0,86			
7	0,157	2,78E-05	2,79E-05	0,32%	1,40E-07	1,04	1,04			
8	0,185	3,28E-05	3,29E-05	0,33%	1,64E-07	1,22	1,22			
9	0,214	3,79E-05	3,80E-05	0,33%	1,90E-07	1,41	1,41			
10	0,243	4,31E-05	4,33E-05	0,34%	2,16E-07	1,61	1,61			

Continuação Tabela A14- Razão do fluxo calculado pelo modelo empírico e o fluxo obtido com o teste 2 para $z_{0M}=0,\,1m$

X=150m									
U ₁₀	u*	$\mathbf{K}_{_{\mathrm{L}}} = \left(\frac{1}{\mathbf{k}_{_{\mathrm{L}}}} + \frac{1}{\mathbf{k}_{_{\mathrm{G}}}\mathbf{k}_{_{\mathrm{H}}}}\right)^{-1}$	$\mathbf{K}_{\mathrm{L}} = \left(\frac{1}{\mathbf{k}_{\mathrm{L}}}\right)^{-1}$	$1 - \left(\frac{K_{Ltotal}}{K_{Laprox}}\right)$	J_{c}	$\frac{K_{Lc}}{K_{Le}}$	$\frac{\mathrm{J_{_{c}}}}{\mathrm{J_{_{e}}}}$		
(m s ⁻¹)	(m s ⁻¹)	$(m s^{-1})$	$(m s^{-1})$		$(kg m^{-2} s^{-1})$				
1	0,018	3,19E-06	3,20E-06	0,24%	1,60E-08	0,12	0,12		
2	0,042	7,49E-06	7,51E-06	0,27%	3,75E-08	0,28	0,28		
3	0,070	1,23E-05	1,24E-05	0,28%	6,18E-08	0,46	0,46		
4	0,099	1,76E-05	1,76E-05	0,30%	8,81E-08	0,65	0,65		
5	0,130	2,31E-05	2,32E-05	0,31%	1,16E-07	0,86	0,86		
6	0,163	2,89E-05	2,90E-05	0,32%	1,45E-07	1,08	1,08		
7	0,197	3,50E-05	3,51E-05	0,32%	1,75E-07	1,30	1,30		
8	0,232	4,12E-05	4,13E-05	0,33%	2,07E-07	1,53	1,53		
9	0,269	4,76E-05	4,78E-05	0,34%	2,39E-07	1,77	1,77		
10	0,306	5,42E-05	5,44E-05	0,34%	2,72E-07	2,02	2,02		
X=300m									
1	0,021	3,69E-06	3,70E-06	0,24%	1,85E-08	0,14	0,14		
2	0,049	8,65E-06	8,68E-06	0,27%	4,34E-08	0,32	0,32		
3	0,080	1,42E-05	1,43E-05	0,29%	7,14E-08	0,53	0,53		
4	0,114	2,03E-05	2,04E-05	0,30%	1,02E-07	0,76	0,76		
5	0,151	2,67E-05	2,68E-05	0,31%	1,34E-07	0,99	0,99		
6	0,189	3,34E-05	3,35E-05	0,32%	1,68E-07	1,24	1,24		
7	0,228	4,04E-05	4,05E-05	0,33%	2,03E-07	1,50	1,50		
8	0,269	4,76E-05	4,78E-05	0,33%	2,39E-07	1,77	1,77		
9	0,311	5,50E-05	5,52E-05	0,34%	2,76E-07	2,05	2,05		
10	0,353	6,27E-05	6,29E-05	0,34%	3,14E-07	2,33	2,33		

 $Tabela~A15 - Raz\~ao~do~fluxo~calculado~pelo~modelo~emp\'irico~e~o~fluxo~obtido~com~o~teste~3~para~z_{0M} = 0,~1m.$

Teste 3 - z _{0M} =0,1m									
X=50m									
U_{10}	u*	$K_{L} = \left(\frac{1}{k_{L}} + \frac{1}{k_{G}k_{H}}\right)^{-1}$	$K_{L} = \left(\frac{1}{k_{L}}\right)^{-1}$	$1 - \left(\frac{K_{Ltotal}}{K_{Laprox}}\right)$	J_{c}	$\frac{K_{Lc}}{K_{Le}}$	$\frac{\mathrm{J_{_{c}}}}{\mathrm{J_{_{e}}}}$		
(m s ⁻¹)	(m s ⁻¹)	$(m s^{-1})$	$(m s^{-1})$		$(kg m^{-2} s^{-1})$				
1	0,014	2,54E-06	2,54E-06	0,24%	1,27E-08	0,10	0,10		
2	0,034	5,95E-06	5,97E-06	0,26%	2,98E-08	0,23	0,23		
3	0,055	9,80E-06	9,83E-06	0,28%	4,91E-08	0,38	0,38		
4	0,079	1,40E-05	1,40E-05	0,29%	7,00E-08	0,54	0,54		
5	0,104	1,84E-05	1,84E-05	0,30%	9,21E-08	0,72	0,72		
6	0,130	2,30E-05	2,31E-05	0,31%	1,15E-07	0,90	0,90		
7	0,157	2,78E-05	2,79E-05	0,32%	1,39E-07	1,08	1,08		
8	0,185	3,28E-05	3,29E-05	0,33%	1,64E-07	1,28	1,28		
9	0,214	3,79E-05	3,80E-05	0,33%	1,90E-07	1,48	1,48		
10	0,243	4,31E-05	4,32E-05	0,34%	2,16E-07	1,68	1,68		
			X=150)m					
1	0,018	3,19E-06	3,20E-06	0,24%	1,60E-08	0,12	0,12		
2	0,042	7,48E-06	7,50E-06	0,27%	3,75E-08	0,29	0,29		
3	0,070	1,23E-05	1,24E-05	0,28%	6,18E-08	0,48	0,48		
4	0,099	1,76E-05	1,76E-05	0,30%	8,80E-08	0,68	0,68		
5	0,130	2,31E-05	2,32E-05	0,31%	1,16E-07	0,90	0,90		
6	0,163	2,89E-05	2,90E-05	0,32%	1,45E-07	1,13	1,13		
7	0,197	3,49E-05	3,51E-05	0,32%	1,75E-07	1,36	1,36		
8	0,232	4,12E-05	4,13E-05	0,33%	2,07E-07	1,61	1,61		
9	0,269	4,76E-05	4,78E-05	0,34%	2,39E-07	1,86	1,86		
10	0,306	5,42E-05	5,44E-05	0,34%	2,72E-07	2,11	2,11		

Continuação Tabela A15 - Razão do fluxo calculado pelo modelo empírico e o fluxo obtido com o teste 3 $parz_{0M}a=0,\,1m.$

X=300m								
U ₁₀	u*	$K_{L} = \left(\frac{1}{k_{L}} + \frac{1}{k_{G}k_{H}}\right)^{-1}$	$K_{L} = \left(\frac{1}{k_{L}}\right)^{-1}$	$1 - \left(\frac{K_{\text{Ltotal}}}{K_{\text{Laprox}}}\right)$	$J_{_{\rm c}}$	$\frac{K_{Lc}}{K_{Le}}$	$\frac{\mathbf{J}_{\mathrm{c}}}{\mathbf{J}_{\mathrm{e}}}$	
(m s ⁻¹)	$(m s^{-1})$	(m s ⁻¹)	$(m s^{-1})$		$(kg m^{-2} s^{-1})$			
1	0,021	3,69E-06	3,69E-06	0,24%	1,85E-08	0,14	0,14	
2	0,049	8,65E-06	8,67E-06	0,27%	4,33E-08	0,34	0,34	
3	0,080	1,42E-05	1,43E-05	0,29%	7,14E-08	0,56	0,56	
4	0,114	2,03E-05	2,03E-05	0,30%	1,02E-07	0,79	0,79	
5	0,151	2,67E-05	2,68E-05	0,31%	1,34E-07	1,04	1,04	
6	0,189	3,34E-05	3,35E-05	0,32%	1,68E-07	1,30	1,30	
7	0,228	4,04E-05	4,05E-05	0,33%	2,03E-07	1,57	1,57	
8	0,269	4,76E-05	4,77E-05	0,33%	2,39E-07	1,86	1,86	
9	0,311	5,50E-05	5,52E-05	0,34%	2,76E-07	2,15	2,15	
10	0,353	6,26E-05	6,28E-05	0,34%	3,14E-07	2,44	2,44	

6.4 Apêndice D – Curvas de comparação entre o fluxo de massa em campo e o fluxo de massa experimental para diversas rugosidades relativas a montante e comprimentos efetivos de incidência do vento.

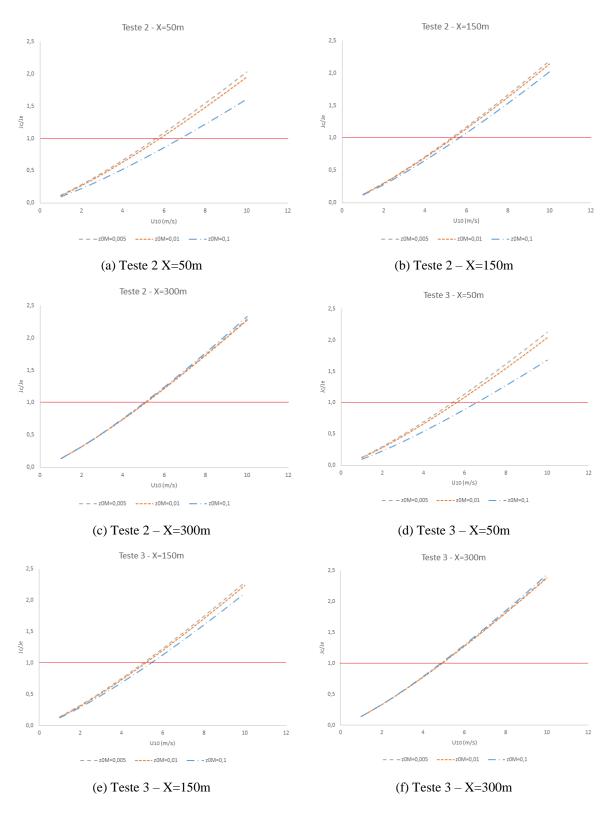


Figura A4 - Relação entre fluxo de emissão estimado para o campo segundo Prata et al.(2018), variando o comprimento da fonte emissora (50, 150 e 300 metros) e o fluxo de emissão calculado experimentalmente para os testes 2 e 3.

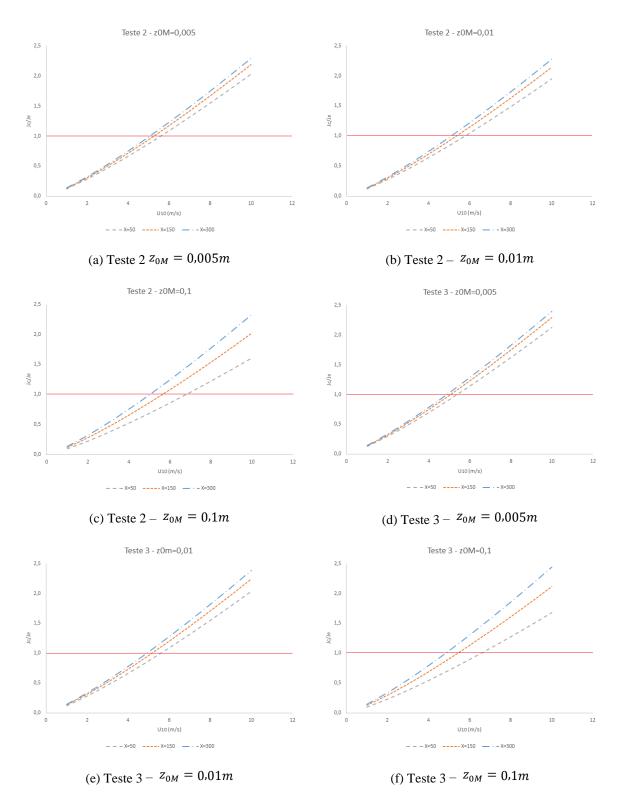


Figura A5 - Relação entre fluxo de emissão estimado para o campo segundo Prata et al.(2018), variando as rugosidades relativas (0,005, 0,01 e 0,1 metros) e o fluxo de emissão calculado experimentalmente.