



## **AValiação de Emissões em Estações de Tratamento de Águas Residuais: Integrando Modelagem Matemática e Experimentos Laboratoriais com Câmara de Fluxo aos Dados de Campo**

### **Kamila Furtado Cupertino<sup>(1)</sup>**

Engenharia Civil, Mestre em Engenharia Civil e Doutora em Engenharia Ambiental. Assessoria da Diretoria de Engenharia e Meio Ambiente da Companhia Espírito Santense de Saneamento (CESAN).

### **Laize Nalli de Freitas<sup>(2)</sup>**

Engenheira Sanitária e Ambiental (Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo), mestre em Engenharia Ambiental (Universidade Federal do Espírito Santo) e doutoranda em Engenharia Ambiental (Universidade Federal do Espírito Santo).

### **Bruno Furieri<sup>(3)</sup>**

Engenheiro Ambiental (Universidade Federal do Espírito Santo), doutor em Engenharia Mecânica (IMT Nord Europe) e professor adjunto do Departamento de Engenharia Ambiental (Universidade Federal do Espírito Santo).

### **Jane Meri Santos<sup>(4)</sup>**

Engenharia Mecânica, Mestre em Engenharia Mecânica e Doutora em Engenharia Química. Professora Titula do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo.

### **Ademir Abdala Prata Junior<sup>(5)</sup>**

Engenheiro Ambiental (UFES), doutor em Engenharia Ambiental (University of New South Wales) e professor adjunto do Departamento de Engenharia Ambiental (Universidade Estadual Paulista).

**Endereço<sup>(1)</sup>:** Avenida Governador Bley, 186, Edifício Bemge, 3º andar, Centro, Vitória - ES, CEP: 29010-150 - Brasil - Tel: +55 (27) 99914-7553 – kamila.cupertino@cesan.com.br

## **RESUMO**

O presente estudo teve como objetivo estimar as emissões da ETE Camburi, no sudeste do Brasil. A ETE Camburi possui três lagoas de estabilização, medindo 300 x 176 m, com profundidade média de 3,00 m. Foram coletados dados meteorológicos de 2020 do Aeroporto de Vitória, localizado a um quilômetro de distância, para velocidade e direção do vento e temperatura média. O estudo avalia duas direções do vento (260° e 345°) usando o modelo de Prata-Brutsaert. Foram aplicados diferentes valores de rugosidade com base no uso do solo. O coeficiente de transferência de massa da película gasosa foi estimado para o composto ácido acético, controlado pela fase gasosa. Em seguida, o modelo de Prata-Brutsaert foi comparado com dados experimentais obtidos por meio de uma câmara de fluxo (flux hood) em diferentes configurações (sem ventilador, ventilador grande para cima, ventilador grande para baixo, ventilador pequeno para cima e ventilador pequeno para baixo) e taxas de fluxo. Os resultados indicam variações nos desvios entre as taxas de emissão do modelo e os experimentos, influenciadas pela direção do vento e pela configuração da câmara de fluxo. A configuração com ventilador grande para cima (Large Fan Up - LFU) apresentou maior concordância com as condições de campo. A análise da razão entre os dados de campo e da câmara de fluxo para diferentes compostos revelou variações dependentes da configuração. Métodos alternativos foram explorados, como o uso de fatores de correção baseados no fluxo evaporativo da água. Foi proposto um procedimento de escalonamento utilizando modelos de emissão, considerando efeitos de acúmulo de concentração, e recomendações específicas para aplicação precisa. Por exemplo, este procedimento pode ser uma alternativa para casos em que há dificuldades operacionais para transportar a câmara de fluxo completa ao campo, incluindo a garrafa de gás de varredura de entrada. Outra limitação do uso da câmara de fluxo no campo pode estar relacionada à distância entre a fonte de emissão (ETE) e o laboratório onde será realizada a análise da concentração do composto, especialmente para unidades localizadas no interior e mais distantes de grandes centros urbanos.

**PALAVRAS-CHAVE:** Câmara de fluxo. Emissões odorantes. Estações de tratamento de esgoto.

## 1 INTRODUÇÃO

Os métodos diretos para medir as emissões de poluentes atmosféricos provenientes de fontes de área são ferramentas cruciais no estudo desse tipo de problema ambiental (Venkatram e Thiruvengatchari, 2023). Entre os dispositivos utilizados para esse fim, destacam-se a câmara de fluxo e o túnel de vento portátil, empregados em diversas situações. No entanto, é inegável que essa metodologia pode apresentar falhas de medição, pois os dispositivos podem não replicar com precisão as condições atmosféricas reais.

Para contornar esse tipo de situação, existe a opção dos métodos indiretos, que utilizam modelos matemáticos. Parker et al. (2010) propuseram três métodos de correção para aprimorar a precisão do fluxo medido em campo ao se utilizar um túnel de vento ou câmara de fluxo. Um dos métodos de correção propostos, denominado “Método de Correção da Razão do Fluxo Evaporativo” (EFRCF), envolve um procedimento baseado nas razões do fluxo evaporativo da água. O método consiste em medir o fluxo evaporativo da água dentro ( $J_{in}$ ) e fora ( $J_{out}$ ) da câmara de fluxo durante as medições no campo. Em seguida, multiplica-se o fluxo medido pela câmara não corrigido pelo fator de correção da razão do fluxo evaporativo ( $EFRCF = J_{out}/J_{in}$ ), obtendo-se um valor de fluxo corrigido e melhorando significativamente a precisão da medição. Esse procedimento de correção com base no fluxo evaporativo é semelhante ao proposto por Teye e Hautala (2008, 2010), que utilizaram o fluxo evaporativo da água para calcular o coeficiente de transferência de massa em uma câmara de fluxo recirculante em estado não estacionário (ou seja, câmara estática). Eles também mediram o coeficiente de transferência de massa em campo dentro de um edifício de criação de gado leiteiro, suspendendo um pano saturado em uma placa plana presa a uma balança eletrônica, e utilizaram o coeficiente medido com um modelo para prever emissões de  $NH_3$  da criação.

Parker et al. (2013) demonstraram uma metodologia para padronizar e comparar diferentes tipos de câmaras, medindo a evaporação da água dentro da câmara utilizando uma abordagem gravimétrica de balanço de massa em condições laboratoriais controladas. Para a câmara de fluxo da USEPA (United States Environmental Protection Agency), foi encontrada uma correlação positiva entre o fluxo de VOC e o fluxo evaporativo da água para os dados combinados de 20% e 60% de umidade relativa.

Parker et al. (2013b) demonstraram a aplicação dos fatores de correção usando o método da razão do fluxo evaporativo da água ( $EFRCF = J_{out}/J_{in}$ ) em um estudo de caso, onde a câmara de fluxo da USEPA e um túnel de vento pequeno foram usados para medir o fluxo de VOC proveniente de dejetos de suínos aplicados no solo. O fluxo evaporativo da água foi medido tanto dentro quanto fora da câmara de fluxo da USEPA e do túnel de vento. O fluxo evaporativo dentro da câmara foi de  $6,2 \text{ mm d}^{-1}$  em comparação com  $15,0 \text{ mm d}^{-1}$  fora da câmara, resultando em um  $EFRCF (J_{out}/J_{in})$  de 2,42. Anteriormente, Parker et al. (2009) relataram dados de evaporação que resultaram em  $EFRCF$  médios calculados para a câmara de fluxo da USEPA de 3,16 e 2,97 para condições médias de vento/temperatura de  $0,1 \text{ m s}^{-1}/24,5^\circ\text{C}$  e  $2,9 \text{ m s}^{-1}/31,8^\circ\text{C}$ , respectivamente. Apesar das tentativas de padronizar o método de correção das medições da câmara de fluxo, Parker et al. (2013b) recomendaram que cientistas e reguladores que utilizam dados de emissões obtidos com câmara de fluxo apliquem  $EFRCFs$  apenas se houver uma forte correlação entre o fluxo evaporativo da água e o fluxo do composto sendo medido.

Recentemente, Prata et al. (2018) propuseram o uso de modelos de emissão para escalonar as taxas de emissão medidas experimentalmente com dispositivos de amostragem enclausurados. Eles apresentaram um procedimento que permite que as taxas de emissão de compostos controlados pela fase gasosa, medidas com a câmara de fluxo da USEPA, sejam escalonadas (pelo menos na ordem de grandeza) para condições de campo diferentes daquelas impostas pelo microambiente dentro da câmara. Um modelo proposto por Prata-Brutsaert (2021) incorporou o desenvolvimento da camada limite interna (IBL) em combinação com a parametrização de  $u^*$  para o caso específico de ETEs e corpos d'água semelhantes, avaliando seus efeitos para uma variedade de tamanhos de *fetch* e velocidades do vento. Esse modelo é particularmente interessante por sua aplicabilidade em lagoas de tratamento em Estações de Tratamento de Efluentes (ETE). Essas fontes são as principais emissoras de compostos odorantes em áreas urbanas (Kulig, Szyłak-Szydlowski e Wiśniewska, 2022); portanto, medir essas emissões é imperativo. Diante dessa discussão, o presente estudo teve como objetivo quantificar a emissão de uma estação de tratamento de efluentes.

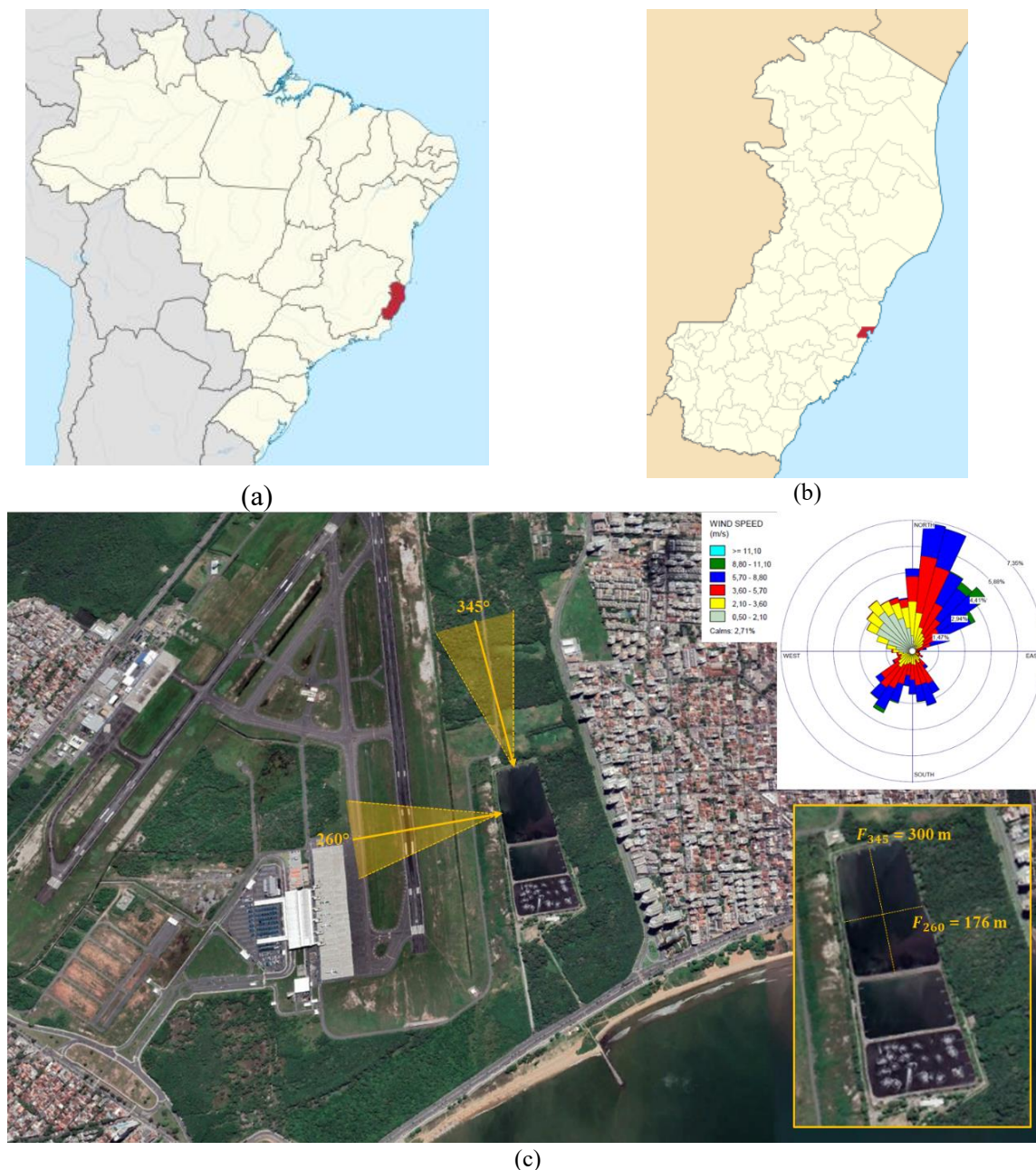
## 2 METODOLOGIA

### 2.1 ETE CAMBURI

A ETE Camburi está localizada no sudeste do Brasil (Vitória no Espírito Santo – ver Figura 1(a) e (b) para melhor identificação) e é composta por três lagoas sequenciais. Aproximadamente, elas formam uma figura

geométrica retangular medindo 300 x 176 m, com uma profundidade média de 3,00 m. Uma das lagoas é aerada com aeradores de superfície, enquanto as outras duas são lagoas de estabilização (a vista de satélite da Figura 1(c) permite uma melhor identificação das lagoas. A lagoa aerada pode apresentar borbulhamento devido à aeração, o que pode afetar significativamente as taxas de emissão de compostos voláteis (GRANT et al., 2013); no entanto, as três lagoas são consideradas no presente estudo como lagoas de estabilização.

**Figura 1. (a) Localização do estado do Espírito Santo em relação ao Brasil; (b) localização do município de Vitória em relação ao Espírito Santo; (c) vista de satélite da fonte de emissão do presente trabalho e detalhes das direções do vento simuladas.**



Dados meteorológicos (velocidade e direção do vento e temperatura média) do ano de 2020 foram coletados no Aeroporto de Vitória, localizado a cerca de um quilômetro das lagoas. Duas direções do vento foram escolhidas para a aplicação do modelo Prata-Brutsaert: 260° e 345°. Para o cenário em que a direção do vento é 260°, há um impacto potencial na vizinhança próxima à ETE. Foi adotada uma rugosidade de 0,005 m para

essa direção do vento, devido à presença de gramíneas baixas e área livre utilizada para pouso e decolagem de aviões no aeroporto local. Para o cenário em que a direção do vento é 345°, o impacto da emissão nessa direção é especialmente focado na praia, localizada na parte mais ao sul da região avaliada. Foi adotada uma rugosidade de 0,20 m para essa direção do vento, devido à presença de grandes árvores da Mata Atlântica em uma área de preservação localizada ao norte da ETE.

O modelo Prata-Brutsaert incorporou o desenvolvimento da Camada Limite Interna (IBL) em combinação com a parametrização de  $u^*$  para o caso específico da ETE e de corpos d'água semelhantes, avaliando seus efeitos para uma variedade de tamanhos de *fetch* e velocidades do vento. Sendo  $z_{0U}$ ,  $X$  e  $U_{10}$ , respectivamente, o parâmetro de rugosidade, o *fetch* total e a velocidade do vento a  $Z_{ref}=10$  m; para  $0,005 \text{ m} \leq z_{0U} \leq 0,20 \text{ m}$ ;  $50 \text{ m} \leq X \leq 300 \text{ m}$ ; e  $1 \text{ m/s} \leq U_{10} \leq 20 \text{ m/s}$ ,  $u^{Ch-RC}$  pode ser aproximado pela Equação (1).

$$u_*^{Ch-RC} \approx A_0 U_{10}^b X^c \quad (1)$$

onde:

$$A_0 = -0.052 z_{0U}^{0.066} \quad (2)$$

$$b = 1.24 + 4.1 \times 10^{-3} \ln(z_{0U}) \quad (3)$$

$$c = 0.5 z_{0U}^{0.38} \quad (4)$$

$u^{Ch-RC}$  indica o uso da relação de Charnock para parametrizar o parâmetro de rugosidade a favor do vento ( $z_{0D}$ ) sobre a superfície líquida e a consideração da mudança de rugosidade ("RC") e do desenvolvimento da IBL no cálculo do  $u^*$  médio no *fetch*, à medida que o vento sopra da terra para a água.

Neste modelo, a parte interna da camada limite turbulenta é dividida em duas subcamadas: a chamada "subcamada interfacial", que é a combinação das subcamadas viscosa e tampão, abrangendo da superfície ( $z=0$ ) até uma altura  $z=z_s$ ; e a subcamada dinâmica clássica (logarítmica), acima de  $z=z_s$ . Brutsaert (1975) propôs o valor  $z_s = 30\nu_G/u^*$  como limite da subcamada interfacial, sendo  $\nu_G$  a viscosidade do ar. Com base nessa construção, a resistência total à transferência de massa na fase gasosa ( $R_G$ ), entre a superfície ( $z=0$ ) e o topo da camada limite de transferência de massa (altura  $z=\delta_M$ , variando com o *fetch*),  $k_G$  (denominado aqui  $k_{G,field}$ ) é dada pela soma de duas resistências em série: a resistência  $R_S$ , entre  $z=0$  e  $z_s$ ; e a resistência  $R_M$ , entre  $z_s$  e  $\delta_M$ , conforme apresentado na equação (5), que pode ser definida como abordagem Prata-Brutsaert (detalhada no material suplementar (SM) de Prata et al. (2021).

$$k_{G,field} = \frac{1}{R_G} = \frac{1}{R_S} + \frac{1}{R_M} \quad (5)$$

Brutsaert (1975) derivou a seguinte expressão para a resistência  $R_S$ :

$$R_S = \frac{13.6 Sc_G^{2/3}}{u^*} \quad (6)$$

E a resistência  $R_M$  é dada pela equação (7):

$$R_M = Sc_t \frac{1}{ku^*} \ln\left(\frac{\delta_M}{z_s}\right) \quad (7)$$

Onde  $Sc_t$  é o número de Schmidt.

## 2.2 Experimentos com a câmara de fluxo





Nos experimentos com a câmara de fluxo, foi utilizado o modelo da Agência Americana de Proteção Ambiental (USEPA) e algumas modificações internas foram adicionadas. Ventiladores foram instalados dentro da câmara, e diferentes rodadas foram realizadas de acordo com a direção do fluxo. As configurações foram: sem ventilador (No Fan, NF), ventilador pequeno para cima (Small Fan Up, SFU), ventilador pequeno para baixo (Small Fan Down, SFD), ventilador grande para cima (Large Fan Up, LFU) e ventilador grande para baixo (Large Fan Down, LFD). Além do ácido acético, utilizando o mesmo procedimento proposto por Prata et al. (2018), os valores do coeficiente de transferência de massa da fase gasosa também foram estimados utilizando potências apropriadas de seus números de Schmidt.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A Tabela 1 apresenta o valor médio de  $k_G$  obtido nos experimentos realizados com a câmara de fluxo para o ácido acético e outros compostos. É importante observar que o coeficiente de transferência de massa na fase gasosa varia com a vazão de entrada (Q) e com a configuração experimental, embora permaneça na mesma ordem de magnitude.

O número de Schmidt apresentado na Tabela 1 foram estimados por Sander (1999). A Tabela 2 apresenta outros parâmetros adotados e aplicados no modelo Prata-Brutsaert para estimar a taxa de emissão (aqui referida como  $J_{mod}$ ). O coeficiente da Lei de Henry ( $K_H$ ) foi obtido, enquanto as concentrações dos compostos na fase líquida ( $C_L$ ) foram adotadas com base nas concentrações típicas desses compostos em uma ETE (CHANTARASUKON; TUKKEEREE; ROHRER, 2016). A temperatura ambiente de 20°C também foi adotada como média típica obtida ao longo de 2020.

Tabela 1. Estimativa de  $k_G$  (controle pela fase gasosa) a partir do  $k_G$  experimental

Q	Setup	Acetic acid	
		$Sc_{G1}$	$k_{G1}$ (E-04)
2	NF	1.37	1.40
2	LFD	1.37	1.09
2	LFU	1.37	1.53
2	SFD	1.37	1.04
2	SFU	1.37	1.23
5	NF	1.37	2.95
5	LFD	1.37	2.80
5	LFU	1.37	4.2
5	SFD	1.37	2.94
5	SFU	1.37	3.30
10	NF	1.37	5.94
10	LFD	1.37	6.35
10	LFU	1.37	7.97
10	SFD	1.37	6.78
10	SFU	1.37	9.54

Table 1. Aplicando a estimativa no modelo de Prata-Brutsaert

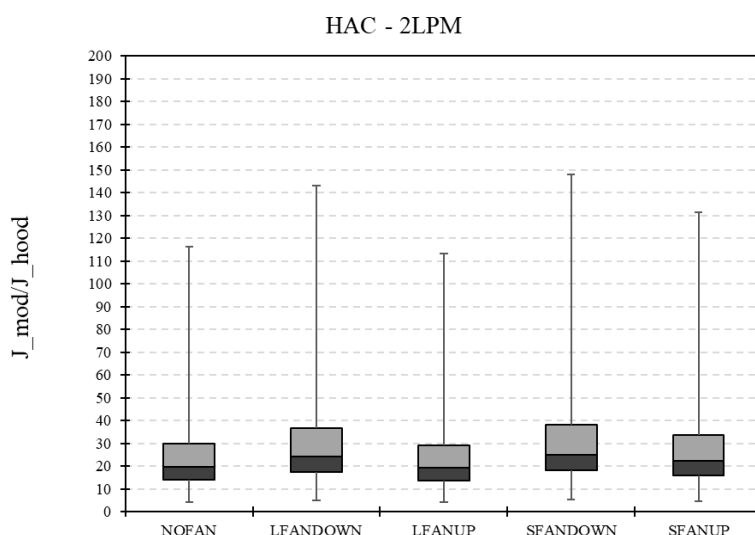
Temperature	Acetic acid	
	$K_H$ (E-05)	$C_L$ (Kg m <sup>3</sup> )
20°C	0.7194	0.0499

As Figuras 2, 3 e 4 apresentam a comparação entre a taxa de emissão do ácido acético obtida utilizando o  $k_G$  do modelo de Prata-Brutsaert e as taxas de emissão estimadas utilizando o dispositivo câmara de fluxo (com diferentes configurações: sem ventilador, LFD, LFU, SD e SFU) com Q = 2, 5 e 10 L min<sup>-1</sup>, respectivamente.

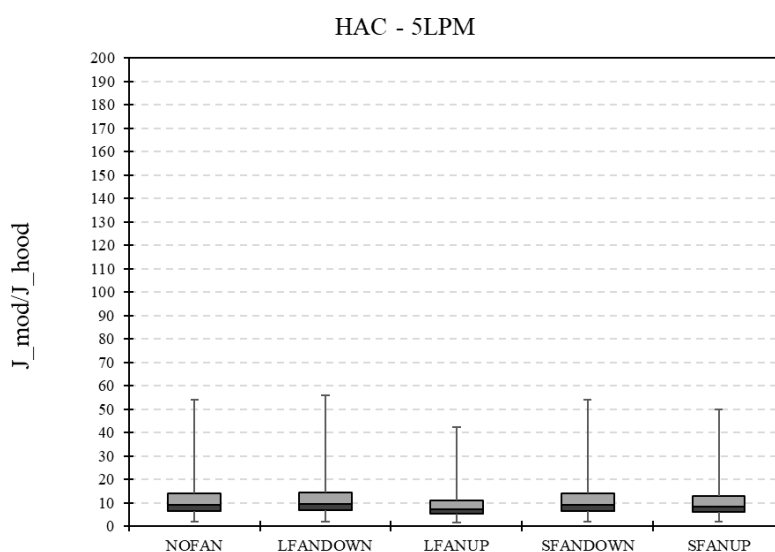
Analizando os fluxos de ar de entrada, observa-se que, à medida que o fluxo de entrada aumenta, as taxas de emissão obtidas em laboratório se aproximam das taxas de emissão esperadas em campo, especialmente para a

configuração LFanUp. Esse comportamento é esperado, uma vez que, devido ao acúmulo de concentração, a câmara de fluxo tende a subestimar a taxa de emissão do composto dominado pela fase gasosa para taxas de fluxo de ar mais baixas. O aumento de  $Q$  reflete diretamente na taxa de emissão dentro da câmara de fluxo. A configuração LFanUp (ventilador grande instalado dentro da câmara de fluxo com rotação na direção contrária ao vento) também favorece a mistura interna na câmara, apresentando um viés de até cinco vezes quando comparado com a taxa de emissão esperada em campo.

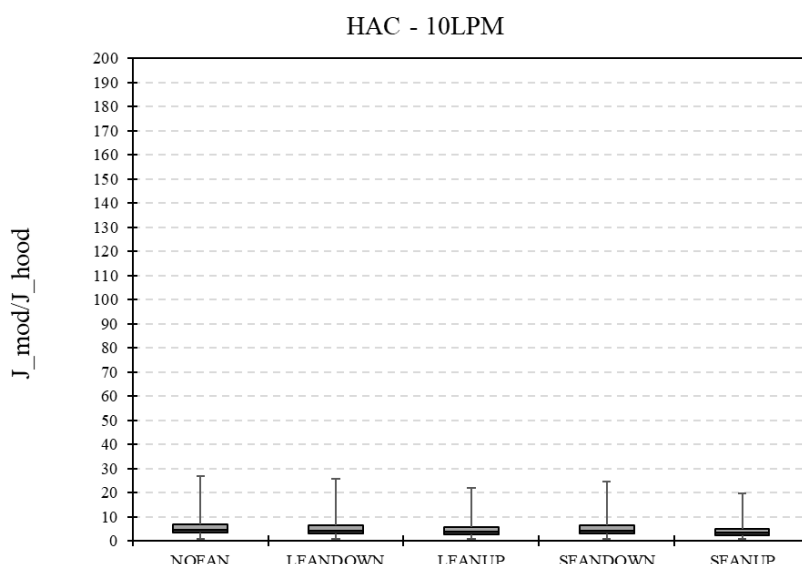
**Figura 2. Taxa de emissão de ácido acético (HAC) no caso da ETE Camburi: comparação entre os valores obtidos usando o modelo de  $k_G$  proposto por Prata et al. (2021) e os valores de  $k_G$  da câmara de fluxo com  $Q = 2 \text{ L min}^{-1}$ . Rugosidade  $0,005 \text{ m}$  e direção do vento de  $260^\circ$ .**



**Figura 3. Taxa de emissão de ácido acético (HAC) na ETE Camburi: comparação entre os valores obtidos usando o modelo de  $k_G$  proposto por Prata et al. (2021) e os valores de  $k_G$  da câmara de fluxo com  $Q = 5 \text{ L min}^{-1}$ . Rugosidade  $0,005 \text{ m}$  e direção do vento de  $260^\circ$ .**



**Figura 4. Taxa de emissão de ácido acético (HAC) na ETE Camburi: comparação entre os valores obtidos usando o modelo de  $k_G$  proposto por Prata et al. (2021) e os valores de  $k_G$  da câmara de fluxo com  $Q = 10 \text{ L min}^{-1}$ . Rugosidade  $0,005 \text{ m}$  e direção do vento de  $260^\circ$ .**



Ainda analisando as Figuras 2, 3 e 4 para o composto ácido acético, observa-se que o viés entre ( $J_{mod}$ )/( $J_{hood}$ ) é menor para a configuração com direção do vento de 260° e rugosidade de 0,005 m. Embora a velocidade do vento na direção 345° seja maior em relação à velocidade do vento na direção 260°, ao se avaliar a rosa dos ventos, vale lembrar que o modelo de Prata-Brutsaert leva em consideração, na sua parametrização, que ocorre uma camada limite interna (IBL) devido à diferença de rugosidade entre a terra e a superfície líquida, e que a velocidade de fricção sobre a superfície líquida não está em equilíbrio direto com a velocidade do vento de referência. Assim, ao adotarmos uma rugosidade de 0,005 m devido à pista de pouso ao fundo da ETE Camburi, há uma diferença relacionada à superfície líquida reduzida, implicando em maiores taxas de emissão de ácido acético na direção do vento de 260° e rugosidade de 0,005 m.

De modo geral, o  $k_G$  na configuração *LFanUp* foi o mais próximo do  $k_G$  esperado em campo, especialmente para  $Q = 2$  e  $5 \text{ L min}^{-1}$  (Figuras 5 e 6). Aqui, devido ao acúmulo de concentração no espaço livre superior da câmara (um efeito que não ocorre em superfícies abertas no campo), as taxas de volatilização dentro da câmara de fluxo serão menores do que as taxas correspondentes em campo, para o mesmo  $k_G$ . Além disso, as vazões de entrada favorecem o aumento da mistura no espaço livre superior, mitigando o efeito do acúmulo de concentração.

É interessante notar que a razão entre o coeficiente de transferência de massa da fase gasosa no campo e na câmara de fluxo para o ácido acético, que seria observada na configuração *LFanUp* operando com  $Q = 2, 5$  e  $10 \text{ L min}^{-1}$  em um cenário de vento baixo ( $U_{10} = 2,54 \text{ m s}^{-1}$ ) e direção do vento de 260°, é de 19,85, 7,10 e 3,81, respectivamente. Por outro lado, para a direção do vento de 345°, seria esperado um campo/câmara de 19,31, 6,90 e 3,71. Essas equivalências variam dependendo do composto (diferentes  $k_G$ ).

**Figura 5. Comparação dos valores de  $k_G$  para ácido acético (AC) obtidos utilizando a câmara de fluxo com  $Q = 2 \text{ L min}^{-1}$  e diferentes configurações de ventilador e aqueles obtidos utilizando o modelo Prata-Brutsaert proposto por Prata et al. (2021) para diferentes velocidades do vento. a) rugosidade 0,005 m e direção do vento de 260°. b) rugosidade 0,20 m e direção do vento de 345°.**

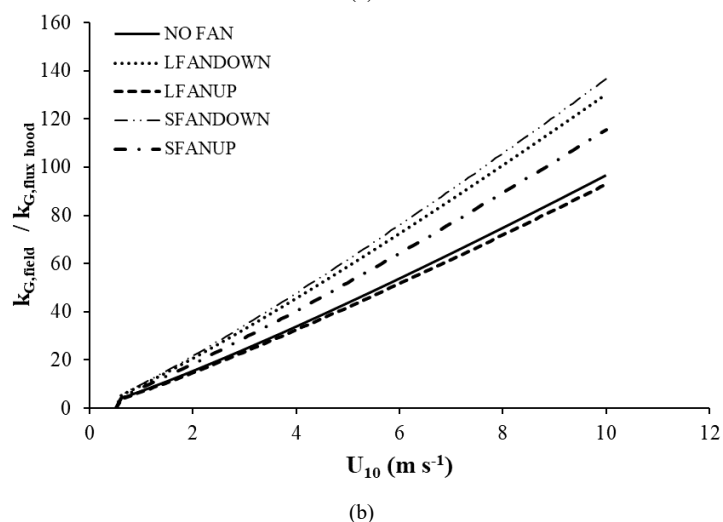
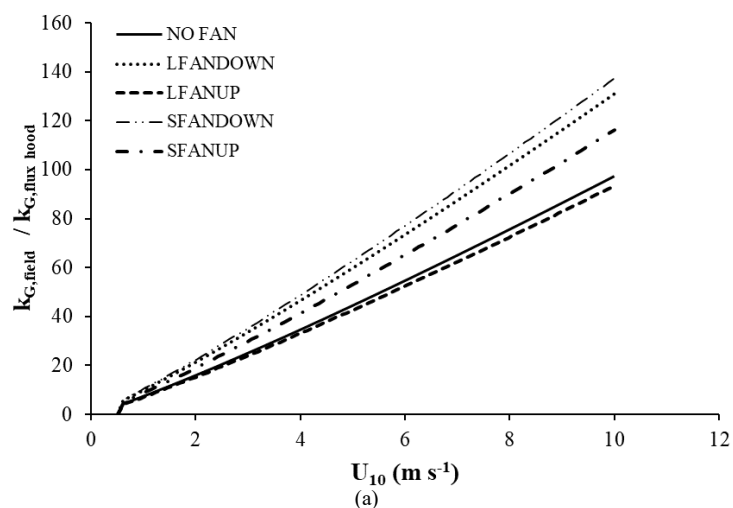
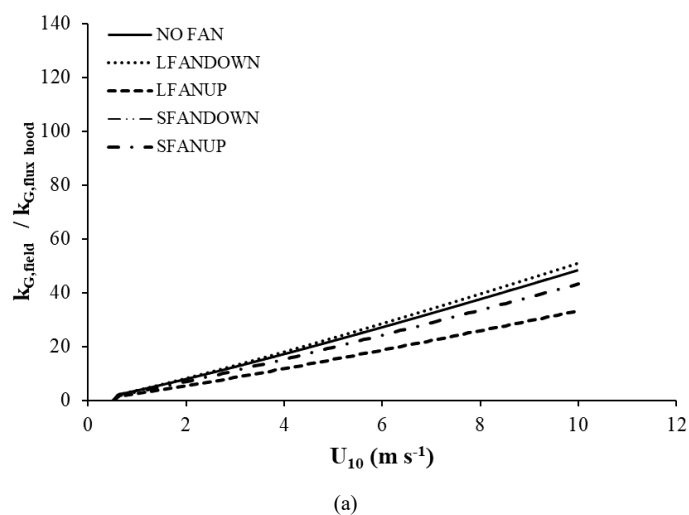
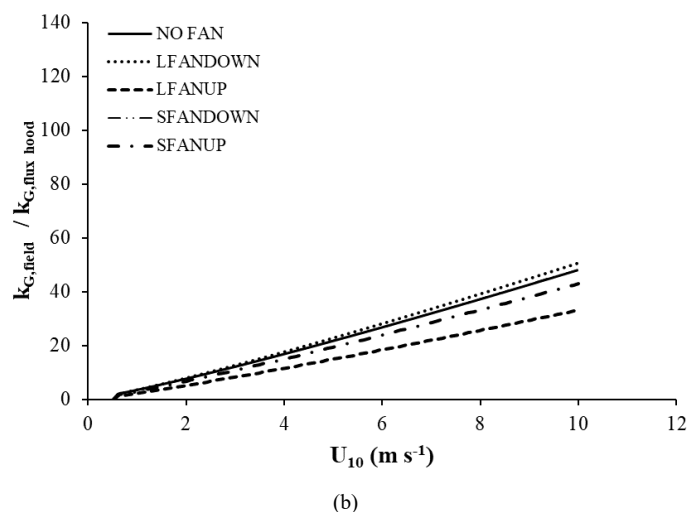


Figura 6. Comparação dos valores de  $k_G$  para ácido acético (AC) obtidos utilizando a câmara de fluxo com  $Q = 5 \text{ L min}^{-1}$  e diferentes configurações de ventilador e aqueles obtidos utilizando o modelo Prata-Brutsaert proposto por Prata et al. (2021) para diferentes velocidades do vento. a) rugosidade 0,005 m e direção do vento de 260°. b) rugosidade 0,20 m e direção do vento de 345°.



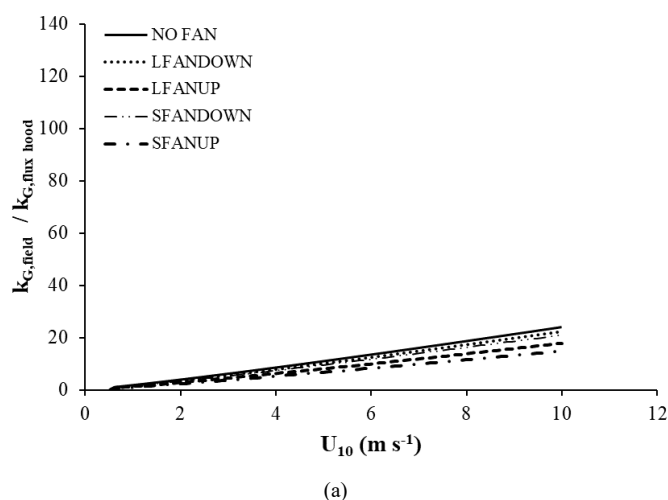


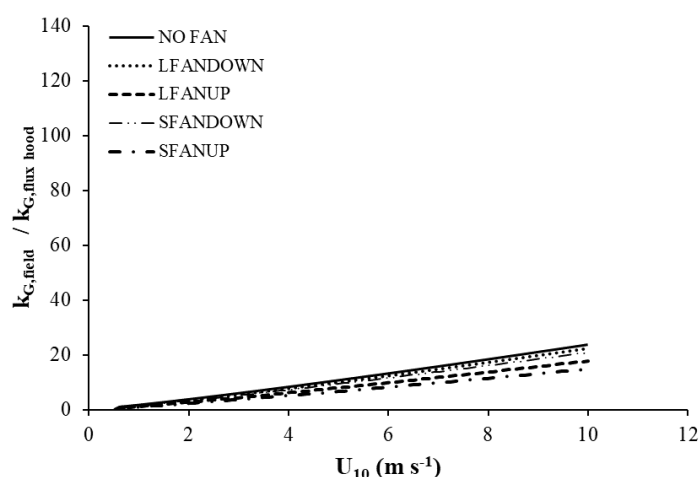


A menor razão entre campo e câmara de fluxo para o ácido acético em condições de vento baixo ( $U_{10} = 2,54$  m/s) foi observada na configuração *SFanUp* operando com  $Q = 10$  L/min, com uma razão campo/câmara de 3,18 e 3,10 para as direções de vento de  $260^\circ$  e  $345^\circ$ , respectivamente (ver Figura 7).

A avaliação do viés apresentada neste trabalho para os compostos controlados pela fase gasosa (ácido acético) permite que a taxa de emissão medida com a câmara de fluxo da USEPA em laboratório seja comparada com os modelos que estimam a taxa de emissão esperada em campo ( $J_{\text{mod}}/J_{\text{hood}}$ ), fornecendo um fator entre as partes.

**Figura 7. Comparação dos valores de  $k_G$  para ácido acético (AC) obtidos utilizando a câmara de fluxo com  $Q = 10$  L/min e diferentes configurações de ventilador e aqueles obtidos utilizando o modelo Prata-Brutsaert proposto por Prata et al. (2021) para diferentes velocidades do vento. a) rugosidade 0,005 m e direção do vento de  $260^\circ$ . b) rugosidade 0,20 m e direção do vento de  $345^\circ$ .**





(b)

Este procedimento pode ser uma alternativa, por exemplo, para casos em que há dificuldades operacionais para transportar toda a câmara de fluxo para o campo, incluindo o cilindro de gás de arraste de entrada. Outra situação que limita o uso da câmara de fluxo em campo pode estar relacionada à distância entre a fonte de emissão (ETE) e o laboratório onde será realizada a análise da concentração do composto, especialmente para unidades localizadas em áreas rurais e mais distantes de grandes centros urbanos.

Vale mencionar que, embora o acúmulo de concentração seja esperado dentro da câmara de fluxo, causando uma subestimação de  $k_G$  e, consequentemente, da taxa de emissão, ainda não há convergência nas pesquisas até o momento sobre um mecanismo para interromper esse efeito. Como o ambiente dentro de uma câmara de fluxo não é o mesmo que o ambiente em campo, alguns autores também propuseram tentativas de replicar ou escalar, conforme discutido anteriormente.

## Conclusões

Este estudo teve como objetivo estimar as emissões de ácido acético em uma estação de tratamento de esgoto operacional, empregando duas abordagens distintas: um método direto, usando a câmara de fluxo, e um método indireto, utilizando o modelo de emissão Prata-Brutsaert. Os resultados indicam discrepâncias e vieses notáveis entre as taxas de emissão experimentais e modeladas. A configuração com ventilador grande para cima (*LFU*) demonstrou melhor alinhamento com as condições reais de campo, ressaltando o impacto significativo da configuração do dispositivo e dos parâmetros operacionais nos resultados das medições. Esta observação destaca a necessidade crítica de integrar fatores de correção, especificamente aqueles baseados na taxa de fluxo evaporativo, para aprimorar a precisão das medições de campo—uma estratégia fortemente recomendada para pesquisas futuras visando aumentar a confiabilidade dos dados de emissão.

Além disso, há uma clara necessidade de expandir a aplicação do modelo para diversas condições ambientais e diferentes compostos, adaptando-o para um uso mais amplo em diversos cenários ambientais. A pesquisa contínua em técnicas de medição e modelagem de emissões é essencial, com foco no desenvolvimento de novos métodos e no aprimoramento dos já existentes. Esse refinamento contínuo é vital para se obter estimativas altamente precisas de emissões, contribuindo assim para uma gestão eficaz da qualidade do ar e para o controle da poluição tanto em ambientes urbanos quanto industriais. Em resumo, embora o modelo Prata-Brutsaert forneça uma aproximação viável das taxas de emissão em condições de campo, ele também destaca os desafios inerentes às simulações laboratoriais. Pesquisas futuras devem priorizar a implementação de estratégias de correção baseadas nas razões de fluxo evaporativo para aprimorar ainda mais a precisão das medições.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. BRUTSAERT, W. A theory for local evaporation (or heat transfer) from rough and smooth surfaces at ground level. *Water Resources Research*, Washington, v. 11, n. 4, p. 543–550, 1975.



2. CHANTARASUKON, C.; TUKKEEREE, S.; ROHRER, J. Determination of organic acids in wastewater using ion-exclusion chromatography and online carbonate removal. Sunnyvale: Thermo Fisher Scientific Inc., 2016.
3. GRANT, R. H. et al. Hydrogen sulfide emissions from sow farm lagoons across climates zones. *Journal of Environmental Quality*, Madison, v. 42, p. 1674–1683, 2013.
4. KULIG, A.; SZYŁAK-SZYDŁOWSKI, M.; WIŚNIEWSKA, M. Application of field olfactometry to monitor the odour impact of a municipal sewage system. *Energies*, Basel, v. 15, n. 11, p. 4015, 2022.
5. PARKER, D. B. et al. Effect of wind tunnel air velocity on VOC flux from standard solutions and CAFO manure/wastewater. *Transactions of the ASABE*, St. Joseph, v. 53, p. 831–845, 2010.
6. PARKER, D. B.; CARAWAY, E. et al. Effect of wind tunnel air velocity on VOC flux rates from CAFO manure and wastewater. *Transactions of the ASABE*, St. Joseph, n. June, 2013.
7. PARKER, D. B.; GILLEY, J. et al. Odorous VOC emission following land application of swine manure slurry. *Atmospheric Environment*, Oxford, v. 66, p. 91–100, 2013.
8. PRATA, A. A. et al. Modelling atmospheric emissions from wastewater treatment plants: implications of land-to-water roughness change. *Science of the Total Environment*, Amsterdam, v. 792, 20 out. 2021.
9. 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*, Oxford, v. 130, p. 388–406, 1 mar. 2018.
10. SANDER, R. Compilation of Henry's Law constants for inorganic and organic species of potential importance in environmental chemistry. *Atmospheric Chemistry and Physics*, Mainz, v. 20, n. 1, p. 107, 1999.
11. TEYE, F.; HAUTALA, M. A comparative assessment of four methods for estimating ammonia emissions at microclimate locations in a dairy building. *International Journal of Biometeorology*, Berlin, v. 54, p. 63–74, 2010.
12. VENKATRAM, A.; THIRUVENKATACHARI, R. R. Accounting for area sources in air pollution models. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, Basel, v. 20, n. 12, p. 6110, 2023.