



UNESP – UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“Júlio de Mesquita Filho”
Instituto de Química de Araraquara
Graduação em Engenharia Química



BRUNO MENEZES DA SILVA

**AVALIAÇÃO DE UM LAVADOR VENTURI NA COLETA DE
MATERIAL PARTICULADO FINO EMITIDO PELA QUEIMA DE
BIOMASSA**

Araraquara - SP

2020

BRUNO MENEZES DA SILVA

AVALIAÇÃO DE UM LAVADOR VENTURI NA COLETA DE MATERIAL
PARTICULADO FINO EMITIDO PELA QUEIMA DE BIOMASSA

Trabalho de Conclusão do Curso
apresentado ao Instituto de Química,
Universidade Estadual Paulista, como parte
dos requisitos para obtenção do título de
Bacharel em Engenharia Química.

Orientador: Profa. Dra. Maria Angélica Martins Costa

Araraquara - SP

2020

BRUNO MENEZES DA SILVA

AVALIAÇÃO DE UM LAVADOR VENTURI NA COLETA DE MATERIAL PARTICULADO FINO EMITIDO PELA QUEIMA DE BIOMASSA

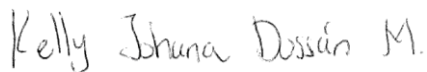
Trabalho de Conclusão do Curso apresentado ao Instituto de Química, Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Química.

Araraquara, julho de 2020

BANCA EXAMINADORA



Profa. Dra. Maria Angélica Martins Costa
Instituto de Química – UNESP, Araraquara



Profa. Dra. Kelly Johanna Dussán Medina
Instituto de Química – UNESP, Araraquara



Lorena Oliveira Pires (Jul 14, 2020 09:26 ADT)

Profa. Dra. Lorena Oliveira Pires
Instituto de Química – UNESP, Araraquara

RESUMO

Diante de uma diversificada matriz energética, o Brasil investe e utiliza processamento de biomassa para o desenvolvimento do cenário sucroenergético do país, principalmente para a geração de energia. O bagaço de cana-de-açúcar é o principal combustível na produção de bioeletricidade por combustão, o que, de certa forma, preocupa órgãos ambientais. A queima de biomassa produz partículas finas ($MP_{2,5}$) e ultrafinas ($MP_{0,1}$), suspensas nos gases quentes da combustão, que são facilmente respiráveis e danosas à saúde humana, podendo provocar problemas respiratórios, cardiovasculares, entre outros. Nesse sentido, o controle na emissão de poluentes deve ser realizado instalando-se equipamentos de limpeza de gases e os lavadores Venturi se encaixam nessa categoria, apresentando baixa relação custo benefício, elevada eficiência na coleta de particulado fino, tamanho compacto e adequação em processos com alta periculosidade. Este trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência de um lavador Venturi retangular na captura de material particulado menor que $2,5\ \mu\text{m}$, emitido em uma queima controlada de bagaço de cana-de-açúcar. A amostragem isocinética foi utilizada como método para coletar o material particulado e avaliar as eficiências nas diferentes faixas de tamanho das partículas em um queimador de biomassa de escala piloto. Os resultados de emissão de MP mostraram que as partículas ultrafinas apresentaram maior concentração nos gases de queima, representando um risco à saúde a partir da queima de bagaço. O lavador Venturi mostrou-se muito eficiente na lavagem dos gases com eficiências maiores que 98% para MP maior que $2,5\ \mu\text{m}$ e maiores que 85% para MP entre $1,0$ e $2,5\ \mu\text{m}$, enquanto as eficiências para $MP_{1,0}$, embora menores, foram satisfatórias com valor máximo de 75%. Verificou-se que as eficiências foram maiores para altas velocidades de gás na garganta e isso teve relação com o aumento do número de gotas atomizadas pelo choque do jato líquido com o fluxo de gás, favorecendo a captura de material particulado. Concluiu-se que o lavador foi muito eficiente na coleta de material particulado fino, tendo como condição ótima $V_G = 262\ \text{m/s}$ e vazão de líquido de $2,5\ \text{L/min}$. Resultados como esse podem ser interessantes para indústrias que utilizam a queima de biomassa para geração de energia.

Palavras-chave: material particulado; biomassa; lavador Venturi.

ABSTRACT

Due to a diversified energy matrix, Brazil invests and uses biomass processing to develop the country's sucroenergy scenario, mainly for power generation. Sugarcane bagasse is the main fuel for bioelectricity production by combustion, which worries environmental organizations. The burning of biomass produces fine ($PM_{2.5}$) and ultrafine ($PM_{0.1}$) particles, suspended in the hot combustion gases, which are easily breathable and harmful to human health, and can cause respiratory and cardiovascular problems. Therefore, the emission control of pollutants must be applied installing gas cleaning equipment and the Venturi scrubbers fits in this category, showing low cost benefit ratio, high efficiency in collecting fine particles, small dimensions and appropriate for highly hazardous processes. This work aimed the evaluation of operational conditions that offer high efficiencies in a rectangular Venturi scrubber for particulate matter smaller than $2.5\ \mu m$, emitted in a controlled burning of sugarcane bagasse. Isokinetic sampling was used as a method to collect particulate material and evaluate the efficiencies in the different particle size ranges, in a small biomass burner. PM emission results showed that ultrafine particles had higher concentrations in the combustion gases, representing a health risk from sugarcane bagasse burn. The Venturi scrubber was very efficient for gas cleaning with efficiencies higher than 98% for PM greater than $2.5\ \mu m$ and higher than 85% for PM between 1.0 and $2.5\ \mu m$ range. The $PM_{1.0}$ efficiencies, although lower in comparison to the other ranges, were satisfactory with a maximum value of 75%. It was noticed that efficiencies were higher for great throat gas velocity, which was related with the develop of the number of droplets atomized by the impact with the gas rate, increasing PM capture. It was concluded that the Venturi scrubber was very efficient in the collection of fine particulate matter, with an optimum condition of $V_G = 262\ m/s$ and $2.5\ L/min$ liquid rate. Results presented in this study could be interesting for biomass combustion industries based on energy generation.

Key words: particulate matter; biomass; Venturi scrubber.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Formas de processamento de biomassa em potencial energético.....	19
Figura 2. Oferta interna de energia elétrica no Brasil.	23
Figura 3. Participação no consumo do setor energético.....	24
Figura 4. Fração de filme líquido em função da razão líquido/gás para lavador de (a) 40 mm com 4 orifícios, (b) 40 mm com 6 orifícios, (c) 20 mm com 4 orifícios e (d) 20 mm com 6 orifícios.	41
Figura 5. Pontos de amostragem no interior dos dutos ou chaminés (a) retangulares e (b) circulares.....	43
Figura 6. Bagaço de cana-de-açúcar previamente seco ao ar livre.....	44
Figura 7. Esquema de um bocal de parede fina.	45
Figura 8. Esquema de uma sonda de amostragem em L, com um bocal acoplado em uma das suas extremidades.....	46
Figura 9. Esquema de um coletor de material particulado, ilustrado com um porta-filtro.	47
Figura 10. Esquema de um filtro backup.	47
Figura 11. Esquema geral do amostrador isocinético.....	48
Figura 12. Amostradores isocinéticos utilizados nos testes.....	49
Figura 13. Vista do impactador de cascata de Andersen.	51
Figura 14. Esquema do sistema de queima de biomassa e limpeza.....	53
Figura 15. Vista geral do sistema de queimador de biomassa e lavagem de gases.	54
Figura 16. Fotos da (a) alimentação de bagaço de cana-de-açúcar e (b) chama da queima do bagaço na câmara de combustão (abaixo).....	55
Figura 17. Perfil de um lavador Venturi.	56
Figura 18. Perfil de velocidade do duto à montante do Venturi para frequências de (a) 20 Hz, (b) 30 Hz, (c) 40 Hz, (d) 50 Hz e (e) 60 Hz.	61
Figura 19. Perfil de velocidade do duto à jusante do Venturi, para todas as frequências.....	64
Figura 20. Comparação entre as concentrações médias de MP antes do Venturi obtidas no impactador.	66

Figura 21. Comparação entre as concentrações médias de MP obtidas no amostrador isocinético.	69
Figura 22. Comparação entre filtros amostrados com o Venturi desligado e ligado para $V_G = 174$ m/s, vazão de água de 6,0 L/min, $T_{média}(\text{desligado}) = 172,3^\circ\text{C}$ e $T_{média}(\text{ligado}) = 248,6^\circ\text{C}$	71
Figura 23. Comparação entre filtros amostrados com o Venturi desligado e ligado para $V_G = 174$ m/s, vazão de água de 6,0 L/min, $T_{média}(\text{antes}) = 274,8^\circ\text{C}$ e $T_{média}(\text{depois}) = 248,6^\circ\text{C}$	71
Figura 24. Comparação entre filtros do amostrador isocinético antes e depois do Venturi para $d_P < 1,0$ μm	73
Figura 25. Aspecto dos filtros do impactador após teste para (a) $V_G = 174$ m/s e (b) $V_G = 217$ m/s.	74
Figura 26. Aspecto do filtro do estágio 7, faixa de diâmetro 0,4 – 0,7 μm , para $V_G = 174$ m/s.	75
Figura 27. Resoluções comparando o filtro branco (esquerda) e o filtro amostrado com $MP > 2,5$ μm (direita) para aumentos em (a) x100, (b) x1.500 e (c) x70.000. ...	78
Figura 28. Resoluções comparando o filtro antes (esquerda) e depois (direita) do Venturi aumentadas em (a) x300 para $MP > 2,5$ μm , (b) x300 para MP entre 1,0 e 2,5 μm e (c) x1.500 para $MP < 1,0$ μm	79
Figura 29. Concentração iônica em MP para $V_G = 137$ m/s, vazão de água de 2,5 L/min e $T_{média} = 231,5^\circ\text{C}$	81
Figura 30. Concentração iônica em MP para $V_G = 217$ m/s, vazão de água de 2,5 L/min e $T_{média} = 132^\circ\text{C}$	81
Figura 31. Concentração iônica em MP para $V_G = 262$ m/s, vazão de água de 2,5 L/min e $T_{média} = 184^\circ\text{C}$	82
Figura 32. Eficiências fracionárias de coleta para as nove faixas de diâmetro de MP do impactador, para condição de $V_G = 174$ m/s e vazão de água de 6,0 L/min.	83
Figura 33. Eficiências fracionárias de coleta para as três faixas de diâmetro de MP do amostrador isocinético.	83
Figura 34. Eficiência global de coleta do lavador Venturi.	84
Figura 35. Perfil de penetração de jato para o lavador Venturi em função da razão líquido gás.	86
Figura 36. Perfil de fração de filme líquido para cada condição de teste.	87

Figura 37. Eficiência global de coleta em função da penetração de jato.	88
Figura 38. Eficiência global de coleta em função da fração de filme líquido.	88
Figura 39. Comparativo entre os modelos teóricos de eficiência e as eficiências experimentais do impactador, para $V_G = 174$ m/s (Teste 1).	90
Figura 40. Comparativo entre os modelos teóricos de eficiência e as eficiências experimentais do impactador, para $V_G = 174$ m/s (Teste 2).	90
Figura 41. Comparativo entre os modelos teóricos de eficiência e as eficiências experimentais do amostrador isocinético, para $V_G = 88$ m/s.	91
Figura 42. Comparativo entre os modelos teóricos de eficiência e as eficiências experimentais do amostrador isocinético, para $V_G = 137$ m/s.	91
Figura 43. Comparativo entre os modelos teóricos de eficiência e as eficiências experimentais do amostrador isocinético, para $V_G = 174$ m/s.	92
Figura 44. Comparativo entre os modelos teóricos de eficiência e as eficiências experimentais do amostrador isocinético, para $V_G = 262$ m/s.	92
Figura 45. Concentrações de MP antes do Venturi obtidas no impactador para $V_G = 88$ m/s e $T_{média} = 173,0^\circ\text{C}$	102
Figura 46. Concentrações de MP antes do Venturi obtidas no impactador para $V_G = 137$ m/s, (a) $T_{média} = 164,3^\circ\text{C}$ e (b) $T_{média} = 199,9^\circ\text{C}$	103
Figura 47. Concentrações de MP antes do Venturi obtidas no impactador para $V_G = 174$ m/s, (a) $T_{média} = 172,3^\circ\text{C}$, (b) $T_{média} = 187,7^\circ\text{C}$, (c) $T_{média} = 234,4^\circ\text{C}$ e (d) $T_{média} = 274,8^\circ\text{C}$	104
Figura 48. Concentrações de MP antes do Venturi obtidas no impactador para $V_G = 217$ m/s, (a) $T_{média} = 132^\circ\text{C}$, (b) $177,9^\circ\text{C}$, (c) $T_{média} = 213,5^\circ\text{C}$ e (d) $T_{média} = 229,4^\circ\text{C}$	105
Figura 49. Concentrações de MP antes do Venturi obtidas no impactador para $V_G = 262$ m/s, (a) $T_{média} = 219,4^\circ\text{C}$, (b) $T_{média} = 228,6^\circ\text{C}$ e (c) $T_{média} = 230,9^\circ\text{C}$	106
Figura 50. Concentrações de MP antes do Venturi obtidas no amostrador isocinético para $V_G = 88$ m/s, (a) $T_{média} = 197,3^\circ\text{C}$, (b) $T_{média} = 211,5^\circ\text{C}$ e (c) $T_{média} = 247,0^\circ\text{C}$	107
Figura 51. Concentrações de MP antes do Venturi obtidas no amostrador isocinético para $V_G = 137$ m/s, (a) $T_{média} = 197,5^\circ\text{C}$, (b) $T_{média} = 219,5^\circ\text{C}$ e (c) $T_{média} = 231,5^\circ\text{C}$	108
Figura 52. Concentrações de MP antes do Venturi obtidas no amostrador isocinético para $V_G = 174$ m/s, (a) $T_{média} = 220,7^\circ\text{C}$ e (b) $T_{média} = 245,9^\circ\text{C}$	109

Figura 53. Concentrações de MP antes do Venturi obtidas no amostrador isocinético para (a) $V_G = 217$ m/s e $T_{média} = 208,1^\circ\text{C}$; e (b) $V_G = 262$ m/s e $T_{média} = 216,1^\circ\text{C}$	110
Figura 54. Comparação entre filtros amostrados no impactador com o Venturi desligado e ligado para $V_G = 174$ m/s, vazão de água de 6,0 L/min, $T_{média}(\text{desligado}) = 172,3^\circ\text{C}$ e $T_{média}(\text{ligado}) = 248,6^\circ\text{C}$; (b) e $T_{média}(\text{desligado}) = 274,8^\circ\text{C}$ e $T_{média}(\text{ligado}) = 248,6^\circ\text{C}$	111
Figura 55. Comparação entre filtros amostrados no impactador com o Venturi desligado e ligado para (a) $V_G = 137$ m/s, vazão de água de 6,0 L/min, $T_{média}(\text{desligado}) = 164,3^\circ\text{C}$ e $T_{média}(\text{ligado}) = 187,5^\circ\text{C}$; (b) $V_G = 217$ m/s, vazão de água de 2,5 L/min, $T_{média}(\text{desligado}) = 229,4^\circ\text{C}$; (c) e $V_G = 262$ m/s, vazão de água de 2,5 L/min, $T_{média}(\text{desligado}) = 219,4^\circ\text{C}$ e $T_{média}(\text{ligado}) = 184^\circ\text{C}$	112
Figura 56. Comparação entre filtros do amostrador isocinético antes e depois do Venturi para $d_P > 2,5$ μm para (a) $V_G = 88$ m/s, (b) $V_G = 137$ m/s, (c) $V_G = 174$ m/s e (d) $V_G = 262$ m/s.	113
Figura 57. Comparação entre filtros do amostrador isocinético antes e depois do Venturi para $1,0 < d_P < 2,5$ μm para (a) $V_G = 88$ m/s, (b) $V_G = 137$ m/s, (c) $V_G = 174$ m/s e (d) $V_G = 262$ m/s.	114
Figura 58. Comparação entre filtros do amostrador isocinético antes e depois do Venturi para $d_P < 1,0$ μm	115
Figura 59. Resolução do filtro branco ($D = 25$ mm), com aumentos de magnitude (a) x100, (b) x300, (c) x1.500, (d) x20.000 e (e) x70.000.	120
Figura 60. Resolução do filtro branco ($D = 55$ mm), com aumentos de magnitude (a) x100, (b) x300, (c) x1.500, (d) x20.000 e (e) x70.000.	121
Figura 61. Resolução do filtro do estágio 1 antes do Venturi ($d_P > 2,5$ μm), com aumentos de magnitude (a) x100, (b) x300, (c) x1.500, (d) x20.000 e (e) e (f) x70.000.	122
Figura 62. Resolução do filtro do estágio 2 antes do Venturi ($1,0 < d_P < 2,5$ μm), com aumentos de magnitude (a) x100, (b) x300, (c) x1.500, (d) x20.000 e (e) e (f) x70.000.	123
Figura 63. Resolução do filtro do estágio 3 antes do Venturi ($1,0 < d_P$ μm), com aumentos de magnitude (a) x100, (b) x300, (c) x1.500, (d) x20.000 e (e) e (f) x70.000.	124

Figura 64. Resolução do filtro do estágio 1 depois do Venturi ($d_P > 2,5 \mu\text{m}$), com aumentos de magnitude (a) x100, (b) x300, (c) x1.500, (d) x20.000 e (e) e (f) x70.000.	125
Figura 65. Resolução do filtro do estágio 2 depois do Venturi ($1,0 < d_P < 2,5 \mu\text{m}$), com aumentos de magnitude (a) x100, (b) x300, (c) x1.500, (d) x20.000 e (e) e (f) x70.000.	126
Figura 66. Resolução do filtro do estágio 3 depois do Venturi ($1,0 < d_P \mu\text{m}$), com aumentos de magnitude (a) x100, (b) x300, (c) x1.500, (d) x20.000 e (e) e (f) x70.000.	127

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Aspecto dos filtros do amostrador isocinético para (a) $V_G = 137$ m/s e (b) $V_G = 174$ m/s com vazão de água de 2,5 L/min.	75
Quadro 2. Filtros antes e depois do Venturi para testes com $Q_L = 6,0$ L/min e (a) $V_G = 88$ m/s; (b) $V_G = 137$ m/s; e (c) $V_G = 174$ m/s.	116
Quadro 3. Filtros antes e depois do Venturi para testes com $Q_L = 6,0$ L/min e (a) $V_G = 174$ m/s; e (b) $V_G = 217$ m/s.	117
Quadro 4. Filtros antes e depois do Venturi para testes com $Q_L = 2,5$ L/min e (a) $V_G = 88$ m/s; e (b) e (c) $V_G = 137$ m/s.	118
Quadro 5. Filtros antes e depois do Venturi para testes com $Q_L = 2,5$ L/min e (a) $V_G = 137$ m/s; (b) $V_G = 217$ m/s; e (c) $V_G = 262$ m/s.	119

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Composição elementar de algumas modalidades de biomassa.	21
Tabela 2. Composição imediata de algumas modalidades de biomassa.	21
Tabela 3. Poder calorífico superior de algumas modalidades de biomassa seca.	22
Tabela 4. Padrões de qualidade do ar no Estado de São Paulo.	29
Tabela 5. Limites de emissão para material particulado (MP) e NO _x , em unidades de calor.	30
Tabela 6. Limites de emissão para material particulado CO, em unidades de calor.	30
Tabela 7. Equipamentos de limpeza de material particulado e suas respectivas eficiências.	33
Tabela 8. Condições operacionais em regime estacionário.	39
Tabela 9. Parâmetros de estudo para os experimentos.	40
Tabela 10. Distância da parede do duto para os pontos de amostragem.	44
Tabela 11. Faixas de diâmetros e diâmetro de corte para cada estágio de impactador de cascata de Andersen.	51
Tabela 12. Dimensões dos dutos de amostragem de MP.	52
Tabela 13. Condições operacionais dos testes.	57
Tabela 14. Perfil de pressão do duto à montante do Venturi.	59
Tabela 15. Perfil de velocidade do duto à montante do Venturi.	60
Tabela 16. Perfil de pressão do duto à jusante do Venturi.	62
Tabela 17. Perfil de velocidade do duto à jusante do Venturi.	63
Tabela 18. Perfil de velocidade de gás na garganta do Venturi.	65
Tabela 19. Emissões de MP _{1,0} em relação às temperaturas dos gases no duto.	68
Tabela 20. Emissões das três faixas de MP em relação à temperatura dos gases no duto.	70
Tabela 21. Condições experimentais para condições ótimas de penetração de jato.	96

NOMENCLATURA

Siglas

BSI	British Standards Institution
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
COV	Compostos orgânicos voláteis
EPA	Environmental Protection Agency
MGA	Média geométrica anual
MMA	Média mensal anual
MP	Material particulado
OMS	Organização Mundial da Saúde
PCI	Poder calorífico inferior
PCS	Poder calorífico superior

Letras latinas

A_{duto}	Área transversal do duto, m^2
C	Fator de correção de Cunningham
C_i	Concentração de material particulado, $\mu g/m^3$
$C_{i,E}$	Concentração de material particulado na entrada, $\mu g/m^3$
$C_{i,S}$	Concentração de material particulado na saída, $\mu g/m^3$
d_{eq}	Diâmetro equivalente da garganta do lavador Venturi, m
d_o	Diâmetro de orifício de injeção de jato líquido, m
d_p	Diâmetro da partícula, m
D	Diâmetro médio da gota líquida de Sauter, m
E	Eficiência de coleta teórica do lavador Venturi
E_i	Eficiência de coleta experimental do lavador Venturi
f	Fator de correção de Calvert
F_f	Fração de filme líquido
K	Fator de correção de Johnstone
l^{**}	Penetração do jato líquido, m
m_i	Massa de pó, μg
MM_G	Massa molar do gás, $kg/kmol$
N_o	Número de orifícios de injeção
ΔP_G	Queda de pressão na garganta do lavador Venturi, Pa
$P_{barométrica}$	Pressão atmosférica, Pa
P_{medida}	Pressão medida, Pa
P_{calibr}	Pressão de calibração do equipamento de medição, mmHg
$P_{teórica}$	Pressão teórica, Pa
Q_G	Vazão volumétrica do gás na garganta do lavador Venturi, m^3/s

Q_L	Vazão volumétrica do líquido/, m^3/s
Q_{real}	Vazão volumétrica real do gás, m^3/s
$Q_{teórica}$	Vazão volumétrica teórica de gás, m^3/s
Re_G	Número de Reynolds do gás na garganta do lavador Venturi
R_o	Metade da distância entre a parede de injeção de líquido e a parede oposta, m
T_{real}	Temperatura medida, °C
T_{calibr}	Temperatura de calibração do equipamento, °C
V	Volume de gás amostrado, m^3
V_G	Velocidade do gás na garganta do lavador Venturi, m/s
V_j	Velocidade do jato líquido na garganta do lavador Venturi, m/s
V_{real}	Velocidade real de gás, m/s
$V_{teórica}$	Velocidade teórica de gás, m/s

Letras gregas

β	Fator de correção da queda de pressão
μ_G	Viscosidade do gás, $kg.m^{-1}.s^{-1}$
μ_L	Viscosidade do líquido, $kg.m^{-1}.s^{-1}$
ρ_G	Densidade do gás, kg/m^3
ρ_L	Densidade do líquido, kg/m^3
ρ_p	Densidade da partícula, kg/m^3
σ	Tensão superficial, N/m
ψ	Parâmetro de impactação inercial de Johnstone

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	16
2. OBJETIVO	17
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1. Biomassa	18
3.2. Queima de biomassa	24
3.3. Poluição atmosférica	26
3.4. Material particulado e controle de emissão	31
3.5. Lavador Venturi	34
3.6. Estudos sobre lavadores Venturi	39
3.7. Amostragem isocinética em fonte fixa	42
4. MATERIAIS E MÉTODOS	44
4.1. Combustível	44
4.2. Preparação dos filtros	45
4.3. Amostragem de material particulado em fonte fixa	45
4.4. Eficiência de coleta de material particulado	52
4.5. Queimador de biomassa	53
4.6. Lavador Venturi	55
4.7. Condições experimentais	56
4.8. Microscopia Eletrônica de Varredura	57
4.9. Análise química por cromatografia	58
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	58
5.1. Perfil hidrodinâmico	58
5.2. Concentração de material particulado	66
5.2.1 Impactador de cascata de Andersen	66
5.2.2 Amostrador isocinético	68

5.2.3	Comparação entre emissões com o Venturi desligado e ligado	70
5.2.4	Aspecto dos filtros	74
5.2.5	Padrões de qualidade	76
5.3.	Resoluções da microscopia eletrônica	78
5.4.	Análise cromatográfica	80
5.5.	Eficiências de coleta experimentais	83
5.6.	Penetração de jato e fração de filme líquido	86
5.7.	Comparação com modelos teóricos de eficiência	89
6.	CONCLUSÃO	93
7.	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	95
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	97
	APÊNDICE A – CONCENTRAÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO	102
	APÊNDICE B – FOTOS DOS FILTROS AMOSTRADOS NO AMOSTRADOR ISOCINÉTICO	116
	APÊNDICE C – RESOLUÇÕES DOS FILTROS AMOSTRADOS EM MEV	120

1. INTRODUÇÃO

A participação da biomassa como fonte renovável na geração de biocombustíveis e bioeletricidade vem crescendo no Brasil nos últimos anos, dentro de um cenário mundial onde há uma grande demanda por produtos que ofereçam menores impactos ambientais e sejam altamente eficientes. Dentre os diversos tipos de biomassa, o bagaço de cana-de-açúcar continua tendo maior relevância nesse contexto (EPE, 2019b). Nesse sentido, é importante salientar que os métodos mais utilizados de geração de energia a partir de biomassa são os termelétricos. Esses processos se baseiam na combustão de biomassa, posteriormente utilizando os vapores gerados para movimentar turbinas geradoras de eletricidade. Porém, há uma problemática: a emissão de poluentes gasosos e de material particulado provindo da queima para a atmosfera. Segundo Slapnig *et. al* (2018), a queima de biomassa gera altas concentrações de partículas menores que $2,5\ \mu\text{m}$, consideradas danosas à saúde, aumentando o risco de infecções e doenças cardiorrespiratórias.

É indicado que a emissão de poluentes gerados na queima seja controlada utilizando-se de equipamentos adequados para a lavagem dos efluentes, como ciclones, precipitadores eletrostáticos, filtros de manga, lavadores, entre outros. A eficiência de cada um desses equipamentos depende de diversos fatores, tais como as suas dimensões, as características físico-químicas do efluente, do diâmetro das partículas, do método de separação, custos de instalação e de operação, eficiência desejada etc. O lavador Venturi é um sistema de lavagem de material particulado fino muito utilizado em indústrias químicas, de minério, madeiras, de celulose e papel, de rochas e incineradoras de resíduos sólidos. Ele apresenta um bom custo benefício, pois ele é compacto, possui alta eficiência para as partículas finas e ultrafinas, permite operação com gases a altas temperaturas e altas umidades, além de permitir o reaproveitamento do efluente líquido gerado no processo de lavagem (CALIJURI E CUNHA, 2013).

Com base nesses preceitos, o intuito deste trabalho consistiu na verificação das melhores condições para a limpeza de um efluente gasoso, gerado na queima de biomassa. Isso foi realizado por um lavador Venturi, que apresenta maior

eficiência de coleta de poluentes indicado para as indústrias. Dessa forma, foi possível emitir menos material particulado para a atmosfera, auxiliando na redução dos impactos ambientais e da degradação da saúde humana. Assim, o objeto de estudo foi um lavador Venturi horizontal de dimensões retangulares, acoplado a um sistema de queima em escala piloto projetado para combustão controlada de biomassa, onde realizou-se amostragens isocinéticas em fonte fixa.

2. OBJETIVO

O objetivo geral deste projeto foi avaliar a eficiência de um lavador na remoção de particulados menores que $2,5\ \mu\text{m}$ frente a uma queima controlada de bagaço de cana-de-açúcar em diferentes condições de operação.

Quanto aos objetivos específicos deste projeto, pretendeu-se

- relacionar as concentrações de material particulado emitido pela queima com as diferentes faixas de diâmetro de partícula;
- comparar as concentrações de material particulado obtidos na combustão de bagaço de cana-de-açúcar com os padrões estabelecidos por órgãos ambientais;
- calcular a eficiência de coleta do equipamento nas diferentes faixas de tamanho de material particulado, a partir de pesagens do material amostrado, a fim de identificar uma situação de ótimo para o lavador;
- relacionar as eficiências obtidas no lavador Venturi com as frações de filme e penetração de jato para as diferentes condições experimentais;
- comparar as eficiências experimentais do lavador com as eficiências teóricas definidas em literatura;
- caracterizar a composição química do material particulado provindo da queima de bagaço de cana-de-açúcar a partir das análises cromatográficas.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

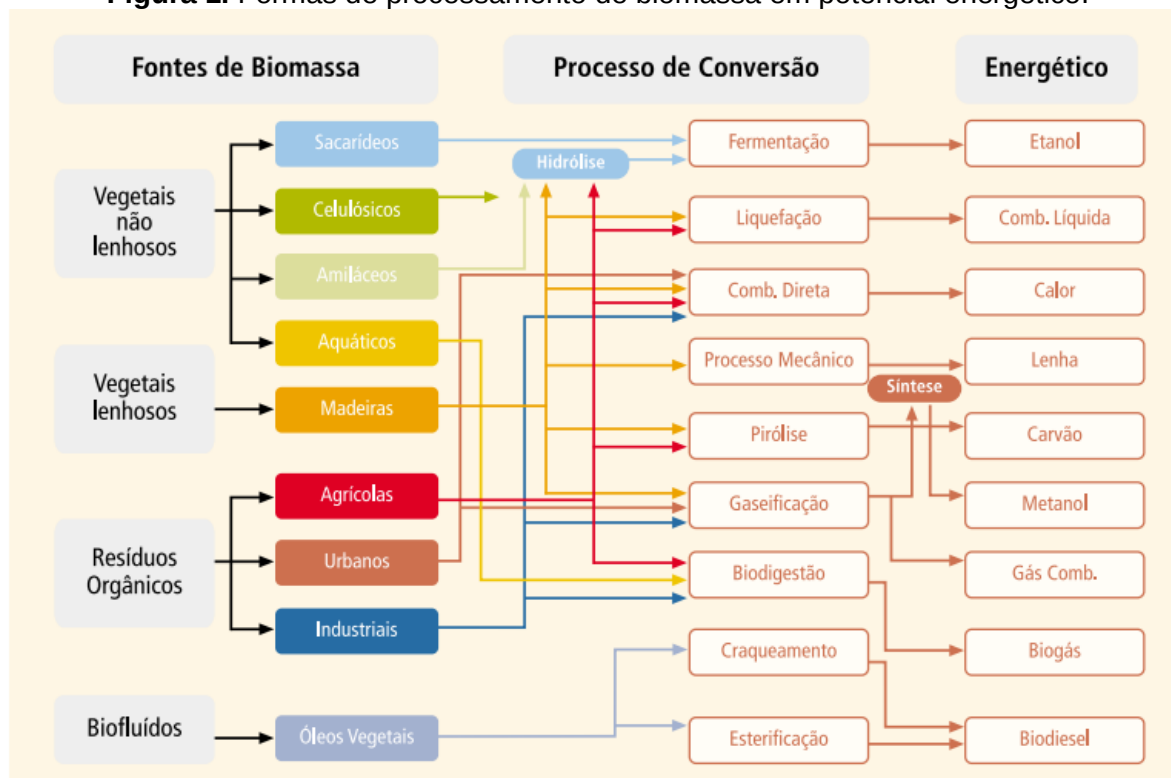
3.1. Biomassa

Qualquer matéria orgânica que tem a capacidade de ser utilizada para gerar energia mecânica, térmica ou elétrica pode ser denominada como biomassa. Se trata de uma matéria prima de baixo custo e que oferece altas quantidades de energia, carbono, oxigênio e hidrogênio (ANEEL, 2008). De acordo com Marafon *et al.* (2016), trata-se de biomassa os (as):

- resíduos de cana-de-açúcar (bagaço, palhas e pontas, vinhaça e torta de filtro);
- resíduos da indústria madeireira (cavaco);
- palhas das culturas de soja e milho;
- cascas de arroz e café;
- resíduos de coco, feijão, amendoim, mandioca e cacau;
- resíduos agroindustriais e pecuária de confinamento;
- lodo de estação de tratamento de esgoto;
- resíduos sólidos urbanos;
- resíduos vinícolas.

A biomassa é utilizada na produção de biocombustíveis sólidos para geração de energia térmica, como o carvão; biocombustíveis líquidos, como o álcool e o biodiesel; e na geração de energia elétrica. Vegetais lenhosos ou não lenhosos e resíduos orgânicos são utilizados como biomassa em diversos processos de transformação de energia, tais como combustão direta, cogeração, gaseificação, pirólise, craqueamento, entre outros (MARAFON *et al.*, 2016). A Figura 1 ilustra os processos de conversão da biomassa em energia.

Figura 1. Formas de processamento de biomassa em potencial energético.



Fonte: ANEEL (2005).

As vantagens de se utilizar biomassa como fonte energética envolvem:

- ➔ baixo custo de operação, implantação e manutenção de uma unidade de conversão;
- ➔ facilidade de armazenamento e transporte;
- ➔ reaproveitamento dos resíduos;
- ➔ condições climáticas favoráveis;
- ➔ possibilidade de expansão de áreas com plantios energéticos sem competição com a agricultura de alimentos.
- ➔ pode ser utilizada a qualquer momento, diferente de fontes intermitentes de energia como a solar e a eólica.

A potencialidade de um combustível biomássico depende de características fundamentais como a composição elementar, a composição imediata e o poder calorífico do material. A composição elementar se refere à porcentagem de massa

de carbono (C), hidrogênio (H), oxigênio (O), nitrogênio (N), enxofre (S) e cloro (Cl) na amostra. Conhecer a composição elementar da biomassa que será utilizada como combustível auxilia no cálculo estequiométrico da quantidade de oxigênio necessária para a queima, além da previsão de produtos que poderão ser emitidos após o processo (CORTEZ e LORA, 2008).

Já a composição imediata se refere à porcentagem de massa de carbono fixo (F), voláteis (V), umidade (W) e cinzas (A). Dependendo do conteúdo de voláteis no material, ele vai ser relevante durante a ignição e nas etapas iniciais de combustão de biomassa, definindo se haverá chama no processo ou não. O teor de umidade também é uma preocupação quando se trata da queima de biomassa, pois se ela for alta a energia necessária para iniciar a combustão deverá ser alta também, aumentando o tempo do processo. Não havendo fornecimento suficiente a temperatura de queima será baixa (RENDEIRO *et al.*, 2008).

Quando uma unidade de massa de um combustível é sujeita a uma combustão completa, ela libera uma quantidade de energia denominada poder calorífico (PC), dada em kJ/kg, variando de acordo com o teor de umidade da biomassa (CORTEZ e LORA, 2008). É definido dois poderes caloríficos: o poder calorífico superior (PCS) e inferior (PCI). O PCS é calculado pela quantidade de calor extraído da reação química, de maneira que a água no produto condense e permaneça na fase líquida. O PCI é calculado pela quantidade de calor extraído da reação química, de maneira que a água no produto permaneça na fase vapor. Pode ser calculado também subtraindo a energia liberada na reação pela energia liberada durante a condensação da água. Por esse motivo, o valor do PCI é menor do que o PCS (MARAFON *et al.*, 2016). Geralmente utiliza-se os valores de PCI, já que a temperatura dos produtos de combustão é alta o suficiente para manter a água no estado vapor.

Nas Tabelas 1 a 3 são mostradas a relação das composições elementares, imediatas e poder calorífico para alguns tipos de biomassa.

Tabela 1. Composição elementar de algumas modalidades de biomassa.

Combustível	Composição elementar (%)					
	C	H	O	N	S	Cl
Lascas de pinho	52,0	6,2	41,59	0,12	0,08	0,01
Palha de trigo	49,23	5,78	43,99	0,64	0,1	0,26
Casca de arroz	42,3	6,1	50,56	1,1	0,1	0,04
Bagaço de cana-de-açúcar	49,9	6	43,15	0,4	0,04	0,51
Bagaço de azeitona	54,42	6,82	37,29	1,40	0,05	0,04
Estrume de vaca	54,00	6,4	36,7	0,83	0,03	1,0
Lignina	72,0	6,6	21,34	0	0	0
Celulose	44,4	6,17	49,3	0	0	0

Fonte: Adaptado de Williams *et al.* (2012).

Tabela 2. Composição imediata de algumas modalidades de biomassa.

Combustível	Composição imediata (%)			
	W	V	F	A
Lascas de pinho	4,0	81,3	14,6	0,1
Palha de trigo	7,78	68,83	17,09	6,30
Casca de arroz	9,4	74	13,2	12,8
Bagaço de cana-de-açúcar	10,4	76,7	14,7	2,2
Bagaço de azeitona	6,40	65,13	19,27	9,20
Estrume de vaca	13,9	60,5	11,9	13,7
Lignina	9,0	73,5	1,5	16
Celulose	4,1	94,0	0,2	1,7

Fonte: Adaptado de Williams *et al.* (2012).

Tabela 3. Poder calorífico superior de algumas modalidades de biomassa seca.

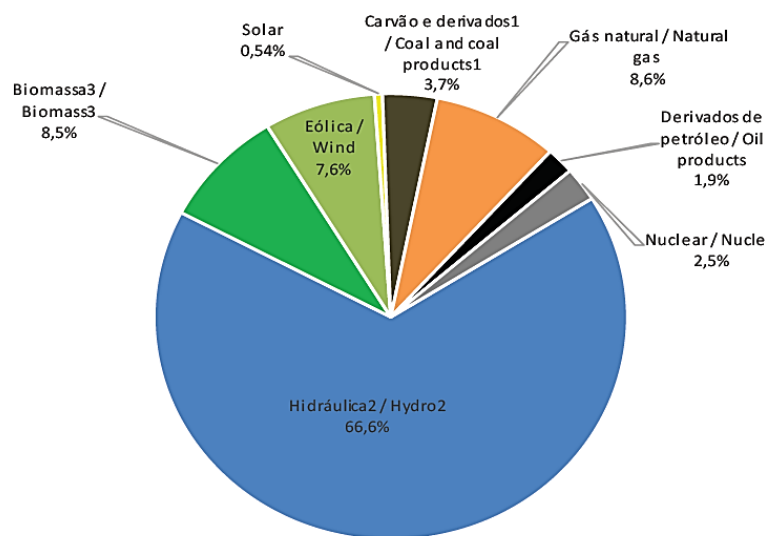
Combustível	Poder calorífico superior, PCS (MJ/kg)
Lascas de pinho	20,23
Palha de trigo	17,42
Casca de arroz	16,3
Bagaço de cana-de-açúcar	19,47
Bagaço de azeitona	19,67
Estrume de vaca	17,36
Lignina	25
Celulose	18,6

Fonte: Adaptado de Williams *et al.* (2012).

Dentre as fontes de biomassa exemplificadas nas Tabelas 1 a 3, o bagaço de cana-de-açúcar se destaca como um importante insumo energético brasileiro. Ele é definido como o sólido remanescente da extração do suco da cana na etapa de moagem e é composto predominantemente por elementos carbono e oxigênio – mais de 90% de sua composição segundo a Tabela 1 – assim como as outras fontes de biomassa lignocelulósicas. A estrutura do bagaço é organizada por celulose, hemicelulose, lignina e pequenas quantidades de extrativos (compostos orgânicos) e sais minerais (compondo as cinzas) (ROCHA *et al.*, 2015). Devido a sua enorme disponibilidade aliada ao seu alto poder calorífico, como se observa na Tabela 3, o bagaço se tornou uma fonte muito utilizada para geração de energia elétrica através de processos de combustão no Brasil.

O uso de biomassa como combustível energético e o crescimento dos estudos acerca desse produto reflete a sua dinâmica nacionalmente. O Brasil dispõe de uma matriz elétrica de origem predominantemente renovável, que representa 83,3% da oferta interna de eletricidade no país. Dois terços de toda a energia produzida no país equivalem às fontes hídricas, seguido do gás natural e da biomassa. A distribuição das fontes na oferta de energia elétrica do país é mostrada na Figura 2.

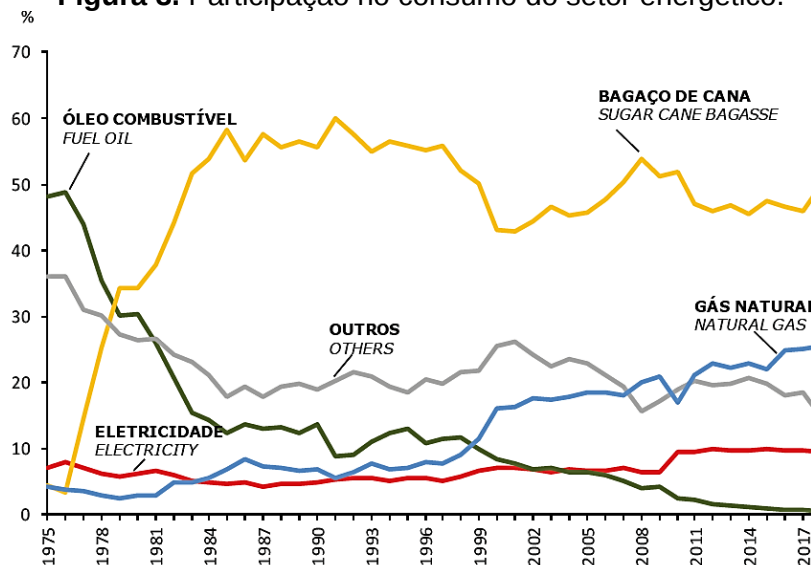
Figura 2. Oferta interna de energia elétrica no Brasil.



Fonte: EPE (2019a).

Essa ampla disponibilidade de recursos energéticos se dá à extensão de terra e às condições climáticas do país, favorecendo o uso de fontes renováveis como a biomassa em que sua participação na matriz energética nacional aumentou devido ao aperfeiçoamento das tecnologias de conversão de energia (combustão, digestão anaeróbica, gaseificação etc.), acesso a novas fontes de biomassa (gramíneas e florestas energéticas de curta duração) e ao melhor aproveitamento do material na redução dos impactos ambientais (EPE, 2019a).

Dentre as diversas biomassas, a cana-de-açúcar é a que apresenta uma grande importância no mercado brasileiro de biocombustíveis. O setor sucroenergético produziu 622 milhões de toneladas de cana-de-açúcar em 2019, 0,3% maior que em 2018 (MAPA, 2019), em que a maior parte da safra 18/19 foi destinada à produção de etanol, atingindo um recorde de 32 bilhões de litros. Quanto à geração de bioeletricidade, verificou-se um crescimento na injeção de biomassa de 5% em 2018, em comparação ao mesmo período em 2017. Na geração térmica de energia, o bagaço de cana-de-açúcar continua sendo o combustível mais utilizado, justamente por estar disponível junto às caldeiras (EPE, 2019a), como mostra a Figura 3. A energia elétrica produzida é utilizada pela própria usina e seu excedente é vendido às concessionárias de energia.

Figura 3. Participação no consumo do setor energético.

Fonte: EPE (2019a).

3.2. Queima de biomassa

A combustão direta é o processo mais difundido na conversão de energia através de biomassa. Ela consiste no aproveitamento da energia química liberada nas reações dos elementos constituintes da matéria-prima, geralmente sólida, com uma quantidade de oxigênio suficiente para ocorrer a combustão. Esse processo acontece em caldeiras ou fornos em altas temperaturas (MARAFON *et al.*, 2016). Geralmente a combustão de biomassa está associada a um sistema de cogeração de alta eficiência, que consiste na geração simultânea de energia térmica e mecânica. O sistema de cogeração mais disseminado e maduro no Brasil é o de ciclo a vapor com turbinas de contrapressão, que consiste no aproveitamento da energia térmica gerado na combustão em caldeiras para produzir vapor. Este por sua vez é utilizado para ativar turbinas de geração de energia elétrica. Esse vapor ainda pode ser aproveitado para outros processos de troca de calor na unidade industrial (ANEEL, 2008).

Rendeiro *et al.* (2008) divide a combustão de biomassa basicamente em quatro etapas:

1. aquecimento e secagem – diminuição da umidade do material através da evaporação da água pela absorção de calor;

2. pirólise/volatilização – com o aumento da temperatura, ocorre a volatilização dos gases inflamáveis do material e produção de carvão;
3. combustão dos voláteis/carvão – reação exotérmica dos gases voláteis e carvão com o oxigênio, tendo como produtos CO_2 e H_2O , em uma combustão completa; e CO , CH_4 , H_2 e outros subprodutos, em uma combustão incompleta. As chamas são visíveis nesta etapa;
4. pós-combustão – deposição de uma massa sólida composta de carvão e cinzas.

Segundo Williams *et al.* (2012), o processo de queima também pode ser observado segundo o esquema abaixo:

- (I) biomassa úmida $\rightarrow$ aquecimento/secagem $\rightarrow$ biomassa seca
- (II) biomassa seca $\rightarrow$ voláteis (alcatrão e gases) + carvão
- (III) voláteis + ar $\rightarrow$ CO + CO_2 (+ hidrocarbonetos poliaromáticos + hidrocarbonetos não reagidos + fuligem + aerossóis inorgânicos)
- (IV) carvão + ar $\rightarrow$ CO + CO_2
- (V) voláteis (N, S, K etc.) $\rightarrow$ poluentes compostos por N, S, K
- (VI) carvão (N, S, K etc.) $\rightarrow$ poluentes compostos por N, S, K

A combustão direta é um processo prático e conveniente, porém ainda muito ineficiente, pois as condições favoráveis do processo são difíceis de serem atingidas em todos os pontos de uma câmara de combustão. Essa não uniformidade acarreta problemas como combustão incompleta, alta umidade e baixa densidade do material, deposição de espécies químicas corrosivas e emissão de poluentes em altas concentrações para a atmosfera, em que este último tem sido motivo para grande preocupação de órgãos ambientais (MARAFON *et al.*, 2016). Os métodos termelétricos em geral apresentam um grande índice de emissão de poluentes para a atmosfera, principalmente em termelétricas de pequeno porte, que podem emitir altas concentrações de material particulado fino, devido ao seu baixo nível tecnológico (BIANCHINI *et al.*, 2018). De acordo com Sharma e Mandal (2017), o vapor resultante da combustão contém uma enorme quantidade de íons inorgânicos (NO_3^- , SO_4^{2-} , NH_4^+ , K^+), material particulado (MP), compostos orgânicos voláteis

(benzeno, levoglucosano), entre outros, que eventualmente são emitidos para a atmosfera ou se concentram nos espaços fechados onde são gerados, causando um impacto tanto na saúde ambiental como daqueles que operam equipamentos para queima. O conhecimento sobre a composição química nos diferentes tamanhos de partículas é importante para a determinação das fontes, do comportamento e do impacto gerado sobre a atmosfera e sobre os seres humanos.

3.3. Poluição atmosférica

O ar é o recurso natural mais compartilhado pelos seres vivos e indispensável para a sua existência na Terra (CALIJURI E CUNHA, 2013). Porém, à medida que as sociedades criavam grandes formações urbanas, acompanhava-se um aumento na emissão de componentes indesejados no ar, ação denominada como poluição atmosférica, prejudicando não só o meio ambiente como a saúde da população em contato com os poluentes emitidos (MIHELIC E ZIMMERMAN, 2012).

Em geral, a poluição atmosférica pode ser classificada em relação a dois tipos de fontes de emissão, de acordo com o Ministério do Meio Ambiente (2013): fontes fixas e fontes móveis. As fontes fixas possuem um espaço delimitado, em que pode haver uma avaliação direta na fonte, o que inclui as atividades da indústria de transformação, mineração e produção de energia através de usinas termelétricas. As fontes móveis são aquelas que se movimentam pela comunidade, como é o caso de veículos automotores. Segundo a Cetesb (2018), considera-se poluente qualquer substância presente no ar e que, devido à sua concentração, torna-o impróprio à saúde da população e danifica o meio ambiente e as atividades normais da comunidade. O European Commission (2018) classifica os poluentes em:

- primários: são diretamente emitidos à atmosfera por escapamentos de veículos ou chaminés. Destacam-se:
 - Material particulado (MP): uma mistura de partículas sólidas e líquidas suspensas no ar, em que se encontram particulados menores que 10 μm (MP₁₀) e menores que 2,5 μm (MP_{2,5});
 - Dióxido de enxofre (SO₂): um gás pungente e incolor emitido por estações de energia, indústrias, veículos e domicílios;

- Óxidos de nitrogênio (NO_x): incluem a família de gases como óxido de nitrogênio (NO) e dióxido de nitrogênio (NO_2). A neblina amarronzada sobre as cidades geralmente são de NO_x . São emitidos por veículos, estações de energia, indústrias e domicílios;
- Amônia (NH_3): um gás incolor e de odor pungente. Emitido por atividades pecuárias e pelo uso de fertilizantes na agricultura;
- Compostos orgânicos voláteis (COV): são uma classe de compostos químicos que, sob condições normais, são gasosos ou podem se vaporizar, atingindo a atmosfera. Com exceção do metano, os COVs são emitidos pelo uso de solventes em produtos, indústrias, veículos, aquecimento de casas e geração de energia;
- Metano (CH_4): um dos gases do efeito estufa, contribui para a formação de ozônio por uma série de reações químicas com o dióxido de nitrogênio. Provém de setores energéticos, aterros e agricultura, principalmente na criação de gado.
- secundários: são formados na atmosfera a partir de oxidações e reações entre poluentes primários. Destacam-se:
 - Material particulado (MP): formados na atmosfera a partir de SO_2 , NO_x , NH_3 e COVs, gerando aerossóis orgânicos e inorgânicos como sulfato de amônio e nitrato de amônio;
 - Ozônio (O_3): produzido por reações envolvendo NO_x e COVs na presença de raios solares. O metano também gera quantidades significantes de ozônio ao reagir com o monóxido de carbono.

Além desses poluentes, inclui-se os metais pesados (como mercúrio, arsênio, chumbo, cádmio e níquel) e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (como o benzopireno). Os poluentes geram ou potencializam infecções e doenças no corpo humano como asma, bronquite, problemas cardiovasculares, defeitos no feto, ansiedade, dor de cabeça, entre outros. Além disso, diversos poluentes são responsáveis pela acidificação dos solos e rios, promovendo a morte de animais e plantas. As principais fontes emissoras de poluente são as geradoras de calor e

energia, aquecedores domésticos e comerciais, indústrias, refinadoras de petróleo, veículos de transporte e agricultura; sendo os poluentes que mais predominam nas fontes são os materiais particulados (MP), o dióxido de enxofre (SO₂), os óxidos de nitrogênio (NO_x) e os compostos orgânicos voláteis (COV) (EUROPEAN COMMISSION, 2018). Segundo dados do Ministério da Saúde (2019), as mortes em decorrência da poluição atmosférica cresceram 14% em 2018 em dez anos no Brasil, de fato pelo aumento da exposição dos cidadãos a poluentes como os materiais particulados e ao ozônio. Dessa forma, a poluição atmosférica produz impactos importantes sobre a saúde pública, como aumento da taxa de mortalidade, aumento no custo das despesas com saúde, diminuição da produtividade e da qualidade de vida. Tudo isso está relacionado com a associação entre a poluição do ar e as diversas doenças causadas por ela (MIHELIC E ZIMMERMAN, 2012).

Segundo o Ministério do Meio Ambiente (2012), os padrões de qualidade do ar no Brasil são definidos segundo a Resolução CONAMA n.º 491/2018, sendo um importante instrumento da gestão da qualidade do ar, que leva em conta o tempo de exposição de um determinado poluente na atmosfera e o risco de dano ao meio ambiente e a saúde da população. Os padrões nacionais de qualidade do ar possuem duas categorias:

- padrões de qualidade do ar intermediários (PI): valores temporários dos poluentes a serem cumpridos em etapas;
- padrão de qualidade do ar final (PF): valores guia estabelecidos segundo a publicação da Organização Mundial da Saúde (OMS) em 2005.

Os parâmetros regulamentados segundo a resolução são: partículas totais em suspensão (PTS), fumaça, partículas inaláveis (MP₁₀ e MP_{2,5}), dióxido de enxofre (SO₂), monóxido de carbono (CO), ozônio (O₃), dióxido de nitrogênio (NO₂) e chumbo (Pb). No Estado de São Paulo, o Decreto Estadual nº 59113 de 23/04/2013, baseando-se nas diretrizes estabelecidas pela OMS, estabelece a gestão da qualidade do ar no território segundo os adotados em nível federal, sendo os padrões vigentes apresentados na Tabela 4. A tabela apresenta metas

intermediárias (MI), que são valores de concentração estabelecidos de modo a serem cumpridos em etapas, para que a redução nas emissões dos poluentes aconteça gradativamente até atingir os padrões finais (PF), determinados através de estudos científicos para preservar de fato a saúde da população.

Tabela 4. Padrões de qualidade do ar no Estado de São Paulo.

Poluente	Tempo de amostragem	MI1 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	MI2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	MI3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PF ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Partículas inaláveis (MP ₁₀)	24 horas	120	100	75	50
	MAA*	40	35	30	20
Partículas inaláveis finas (MP _{2,5})	24 horas	60	50	37	25
	MAA	20	17	15	10
Dióxido de enxofre (SO ₂)	24 horas	60	40	30	20
	MAA	40	30	20	-
Dióxido de nitrogênio (NO ₂)	1 hora	260	240	220	200
	MMA	60	50	45	40
Ozônio (O ₃)	8 horas	140	130	120	100
Monóxido de carbono (CO)	8 horas	-	-	-	9 ppm
Fumaça (FMC)	24 horas	120	100	75	50
	MAA	40	35	30	20
Partículas totais em suspensão (PTS)	24 horas	-	-	-	240
	MGA**	-	-	-	80
Chumbo (Pb)	MAA	-	-	-	0,5

*MAA – média aritmética anual

**MGA – média geométrica anual

Fonte: Adaptado de CETESB (2018).

A poluição atmosférica tem como uma das principais fontes a indústria, principalmente quando há baixa ou não há preocupação ambiental relacionada à prevenção. No Brasil, há exemplos importantes de degradação ambiental atmosférica causadas pela indústria, como a de Cubatão. O desenvolvimento de um polo industrial na cidade a partir da década de 1920 ocorreu sem orientação

ambiental alguma, levando a altos níveis de poluição do ar. A região metropolitana de São Paulo também sofreu com as emissões de poluentes atmosféricos, como o monóxido de carbono (CO) e o dióxido de enxofre (SO₂), devido à instalação de indústrias de grande porte na região do ABCD, gerando mal-estar e saturação dos serviços de saúde (GANEM, 2015). Atualmente, ventos úmidos trouxeram fumaça, provinda principalmente de queimadas nas florestas da Amazônia, para as regiões Sul e Sudeste. O fenômeno encobriu os céus das cidades, em que a tarde do dia 19 de agosto passou de “dia para noite” rapidamente. A névoa continha altas concentrações de aerossol, indicativo de fumaça de queimadas (G1, 2019). Por esse motivo, medidas tiveram que ser tomadas para frear a emissão de poluentes no meio ambiente, dentre elas a definição de limites de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas, estabelecidas pela Resolução CONAMA n.º 436 de 22 de dezembro de 2011. Os limites são fixados por poluente e pelo tipo de fonte, constando diversas categorias industriais emissoras de poluição, em especial a de processos de geração de calor a partir da combustão externa de biomassa de cana-de-açúcar (bagaço e palha), como mostram as Tabelas 5 e 6. As tabelas mostram os padrões de qualidade de acordo com o poluente atmosférico emitido e a potência térmica nominal da unidade de geração de calor.

Tabela 5. Limites de emissão para material particulado (MP) e NO_x, em unidades de calor.

Potência térmica nominal (MW)	MP (mg/Nm ³)	NO _x (como NO ₂) (mg/Nm ³)
MW < 50	520	Não aplicável
50 ≤ MW ≤ 100	450	350
MW > 100	390	350

Fonte: Resolução CONAMA n.º 436, de 22 de dezembro de 2011.

Tabela 6. Limites de emissão para material particulado CO, em unidades de calor.

Potência térmica nominal (MW)	CO (mg/Nm ³)
MW ≤ 0,05	6500
0,05 < MW ≤ 0,15	3250
0,15 < MW ≤ 1,0	1700
1,0 < MW ≤ 10	1300

Fonte: Resolução CONAMA n.º 436, de 22 de dezembro de 2011.

3.4. Material particulado e controle de emissão

O material particulado (MP) consiste em uma mistura entre partículas sólidas e gotículas de líquido suspensas na atmosfera. Dentre os diversos poluentes atmosféricos, os materiais particulados são os mais complexos por conta da sua natureza, composição e distribuição de tamanho variados (GONZÁLEZ *et al.*, 2018). Dependendo do seu tamanho e coloração, podem ser vistas a olho nu, como é o caso de partículas de poeira, sujeira, fuligem ou fumaça, ou apenas por microscópio eletrônico (KIM *et al.*, 2015). De acordo com a EPA (2018), classifica-se o material particulado principalmente pelo seu diâmetro aerodinâmico, como (a) particulado grosso com diâmetros de 10 μm ou menos; (b) particulado fino com diâmetros de 2,5 μm ou menos; (c) particulado ultrafino com diâmetros de 0,1 μm ou menos.

O material particulado possui uma composição bem diversificada, que inclui sulfatos (especialmente os de amônio e cálcio), nitratos (principalmente o de amônio), cloretos (principalmente o de sódio), carbono elementar e orgânico (contidos em sua maioria na fuligem de veículos automotivos), materiais biológicos, compostos de ferro, traços de metais e minerais originados de rochas, solo ou construções (SATSANGI E YADAV, 2014). Eles podem ser emitidos por diversas fontes e atividades, podendo ser classificadas em fontes antropogênicas, causadas por ações do homem – que incluem a queima de combustíveis sólidos, atividades industriais e agrícolas, erosão do asfalto devido ao movimento de automóveis; e fontes naturais, causadas por processos naturais como erupção de vulcões, tempestades, incêndios florestais, movimento dos mares (KIM *et al.*, 2015). Fontes naturais de MP tendem a emitir partículas maiores, enquanto fontes secundárias – como as antropogênicas – geram partículas menores (ZEB *et al.*, 2018).

De acordo com Cohen *et al.* (2015), o $\text{MP}_{2,5}$ presente na atmosfera foi o quinto maior fator de risco de mortalidade em 2015, em que sua exposição levou a cerca de 4,2 milhões de mortes, representando 7,6% do total de mortes globais. A concentração média global de $\text{MP}_{2,5}$ aumentou em 11,2% de 1990 (39,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) à 2015 (44,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), em que as maiores exposições encontraram-se em países como Qatar (107,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), Arábia Saudita (106,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) e Egito (104,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). As maiores causas de morte devido à exposição ao $\text{MP}_{2,5}$ foram de isquemia cardíaca, doença cerebrovascular e doença pulmonar obstrutiva crônica.

O sistema respiratório possui a maior parte de suas defesas contra o material particulado, atuando como um filtro que impede a passagem das partículas maiores para o interior do trato respiratório. Porém, devido ao seu tamanho, as partículas inaláveis (MP_{10}) conseguem atingir os alvéolos, recobrando sua superfície e dificultando cada vez mais a respiração. As partículas ultrafinas ($MP_{0,1}$) estão associadas com o aumento na susceptibilidade de ataques cardíacos, pois conseguem atingir a corrente sanguínea, afetando muitos órgãos do corpo e alterando as propriedades do sangue, o que dificulta o seu transporte pelo organismo (MIHELCIC E ZIMMERMAN, 2012). Há estudos associando a exposição à fumaça de incêndios florestais com os efeitos sobre o sistema respiratório, principalmente asma e doença pulmonar obstrutiva crônica (REID *et al.*, 2016). Também se concluiu que a exposição prolongada à MP gerada por queima de biomassa no interior de domicílios pode aumentar o risco de bronquiolite e pneumonia em crianças; e doença pulmonar obstrutiva crônica, asma e tuberculose em adultos, pois as partículas carregam uma alta concentração de bactérias patogênicas à microestrutura dos pulmões. Viu-se que as mulheres geralmente são as mais expostas ao material particulado *indoor*, devido a atividades como o preparo de alimentos, levando a um aumento na inflamação de suas células pulmonares (WU *et al.*, 2018). Há ainda estudos que apontam a influência negativa na exposição à longo prazo de $MP_{2,5}$ no funcionamento dos rins em homens idosos. Verificou-se que a exposição de $MP_{2,5}$ estava associada à diminuição na taxa de filtração das células renais de um grupo de homens idosos da área metropolitana de Boston (MEHTA *et al.*, 2016).

Dentre as fontes emissoras de particulado, a queima de biomassa, é uma das mais importantes no Brasil, com particular atenção para atividades de queima na região da Amazônia e as práticas de agricultura no Estado de São Paulo (URBAN *et al.*, 2012). O desmatamento é o principal motivo para o aumento na emissão de material particulado na Amazônia, pois vem acompanhado da expansão da agricultura naquela região, onde os incêndios são provocados nas matas com o intuito de formar áreas livres para plantação e pecuária (CUSTODIO *et al.*, 2019). No Estado de São Paulo, além da poluição gerada pelos grandes centros urbanos e indústrias, atividades como queimadas de plantações de cana-de-açúcar emitem

uma alta concentração de material particulado e outros poluentes nas regiões interioranas. Além disso, as usinas de cana-de-açúcar são capazes de aproveitar o bagaço e a palha da cana-de-açúcar, descartados ao longo dos processos de colheita e extração, para produzir energia elétrica a partir da sua queima em caldeiras, podendo gerar até 50 kW/h por tonelada (ENTRETESES, 2013). O processo de combustão inclui emissões de poluentes atmosféricos, incluindo material particulado menor que $2,5 \mu\text{m}$, prejudicial à saúde humana quando há exposições por longos períodos.

As emissões de material particulado na atmosfera podem ser controladas por equipamentos de lavagem, adequando-os de acordo com o tipo de biomassa queimada e as características da combustão. Na Tabela 7 são listados alguns equipamentos para limpeza de material particulado e as suas respectivas eficiências de coleta. Os filtros de manga e os precipitadores eletrostáticos possuem altas eficiências de coleta para partículas pequenas, porém seus custos operacionais são altos. Os ciclones possuem baixos custos de instalação, porém não são tão eficientes para particulados finos (BIANCHINI *et al.*, 2016).

Tabela 7. Equipamentos de limpeza de material particulado e suas respectivas eficiências.

Equipamento de limpeza	Eficiência de coleta	Adequado para MP de tamanho (μm)
Ciclones	95% ($d_p > 10 \mu\text{m}$)	> 10
	80% ($d_p < 5 \mu\text{m}$)	
	40% ($d_p < 3 \mu\text{m}$)	
Filtros de manga	99% ($d_p > 0,5 \mu\text{m}$)	> 0,5
	95% ($d_p < 0,5 \mu\text{m}$)	
Precipitador eletrostático	95% ($d_p > 0,8 \mu\text{m}$)	> 0,8
	85% ($d_p < 0,8 \mu\text{m}$)	
Torres de lavagem	90% ($d_p > 5 \mu\text{m}$)	> 5
	50% ($d_p < 3 \mu\text{m}$)	
Lavadores Venturi	70 – 99% ($d_p > 1 \mu\text{m}$)	> 1
	50% ($d_p < 1 \mu\text{m}$)	

Fonte: BIANCHINI *et al.* (2018).

3.5. Lavador Venturi

Dentre os equipamentos de separação de material particulado, o lavador Venturi possui uma boa eficiência de coleta quando relacionado às suas menores dimensões e aos seus baixos custos de manutenção, sendo, por isso, indicado para uso em destilarias e indústrias que utilizam a biomassa como combustível. Os lavadores Venturi são utilizados para retirar gases poluentes e material particulado da corrente de ar, geralmente partículas pequenas na faixa entre 0,4 e 20 μm . Pode-se encontrar lavadores Venturi de seção transversal circular ou retangular, compostos basicamente por três partes: uma seção convergente, uma garganta e uma seção divergente (CALIJURI e CUNHA, 2013).

Os gases contendo os poluentes entram pela seção convergente, onde são acelerados até a garganta do equipamento a velocidades dentro da faixa de 30 a 120 m/s. Paralelamente, ocorre a injeção do líquido de lavagem, geralmente água, na garganta do equipamento por bicos atomizadores ou orifícios, gerando gotículas que encontram a corrente gasosa poluída com alta energia cinética. O líquido atomizado choca-se com o material particulado suspenso na corrente gasosa, coletando-o principalmente por três mecanismos, segundo Bianchini *et. al* (2018):

- impactação inercial – quando a corrente de gás flui em torno da gota líquida e muda de direção, partículas maiores que 10 μm tendem a se desviar da linha de fluxo devido à sua inércia, atingindo diretamente a gota;
- interceptação inercial – as partículas entre 1 e 0,1 μm são capazes de seguir a linha de fluxo do gás e seus centros estão em uma trajetória que está a uma distância da gota líquida igual ou menor que o raio da partícula. Logo, em um dado momento a partícula estará próxima o suficiente da gota, sendo coletada na superfície desta;
- difusão browniana – quando as partículas são suficientemente pequenas, principalmente as menores que 0,1 μm , sua captura acontece devido ao movimento aleatório (movimento browniano) provocado pelo impacto de moléculas de gás sobre essas partículas. Esse movimento randômico casualmente coloca essas partículas em contato com a gota líquido pela difusão.

Por fim, a mistura heterogênea de gases limpos e partículas capturadas no líquido atomizado é desacelerada na seção divergente e atinge um outro equipamento de separação, como um ciclone, para retirar as gotas líquidas com material particulado da corrente gasosa (CALIJURI e CUNHA, 2013).

Para que o líquido atomizado colete o material particulado com uma eficiência satisfatória, muitos fatores durante a operação devem ser considerados. Segundo Natale *et al.* (2018), a eficiência de um lavador Venturi depende principalmente da relação líquido/gás (relação entre a vazão de líquido injetado e a vazão de gás que chega na garganta), comprimento da garganta e velocidade do gás no interior do equipamento, chegando a valores maiores que 90% para partículas maiores que 0,45 μm .

Outros fatores também estão relacionados com a eficiência do lavador, como:

- penetração do jato líquido: está atrelado às características de como o jato se forma na garganta do Venturi ao se injetar o líquido de lavagem nos bicos atomizadores ou nos orifícios. Segundo Viswanathan *et al.* (1983), pode-se calcular teoricamente o comprimento ou penetração do jato na garganta do lavador, segundo a Equação 1.

$$l^{**} = \frac{0,1145 \rho_L V_j d_o}{\rho_G V_G} \quad (1)$$

onde l^{**} é a penetração do jato líquido, em m; ρ_L é a densidade do líquido, em kg/m^3 ; V_j é a velocidade do jato líquido, em m/s; d_o é o diâmetro do orifício de injeção do jato líquido, em m; ρ_G é a densidade do gás, em kg/m^3 ; e V_G é a velocidade do gás, em m/s.

A velocidade do jato líquido, V_j , em m/s, pode ser determinada segundo a Equação 2.

$$V_j = \frac{4Q_L}{\pi d_o^2 N_o} \quad (2)$$

onde Q_L é a vazão volumétrica de líquido, em m^3/s ; d_o é o diâmetro do orifício de injeção do jato líquido, em m; e N_o é o número de orifícios de injeção de jato líquido.

- fração de filme líquido: parte do líquido atomizado nos bicos de injeção escoar na forma de um filme aderido às paredes da garganta do lavador, não participando da coleta do material particulado suspenso no fluxo gasoso afetando, conseqüentemente, na eficiência do equipamento. Alguns autores modelaram esse fenômeno, elaborando equações que preveem o quanto de líquido aderirá como filme nas paredes do lavador, parâmetro denominado fração de filme líquido (DAHER, 2008).

Viswanathan *et al.* (1997) ajustou um modelo a partir de dados experimentais obtidos em lavador Venturi retangular, injetando líquido na forma de jatos e extraindo o filme líquido por uma parede porosa à montante do bico de injeção. A Equação 3 mostra o modelo proposto pelo autor.

$$F_f = 3,92 \times 10^5 \left[\left(\frac{Q_L}{Q_G} \right) \left(\frac{MM_G}{\rho_G} \right) \left(\frac{R_o}{d_o} \right) \right]^{-1,7} (V_G)^{-1,29} \quad (3)$$

onde F_f é a fração de filme líquido, com valores entre 0 e 1; Q_L é a vazão volumétrica de líquido, em m^3/s ; Q_G é a vazão volumétrica de gás, em m^3/s ; MM_G é a massa molar de gás, em kg/kmol ; ρ_G é a densidade de gás, em kg/m^3 ; R_o é a metade da distância entre a parede de injeção de líquido e a parede oposta, em m; d_o é o diâmetro de orifício de injeção de jato líquido, em m; e V_G é a velocidade do gás na garganta do lavador, em m/s.

Gonçalves *et al.* (2000) minimizou as limitações do modelo de Viswanathan, segundo a correlação dada na Equação 4.

$$F_f = 200,5 \left[1,01 \frac{l^{**}}{d_{eq}} - \left(\frac{l^{**}}{d_{eq}} \right)^{1,75} \right]^{-1,66} (Re_G)^{-0,80} \quad (4)$$

onde F_f é a fração de filme líquido, com valores entre 0 e 1; l^{**} é a penetração de jato líquido, em m; d_{eq} é o diâmetro equivalente da garganta do lavador, em m; e Re_G é o número de Reynolds do gás.

Segundo Johnstone *et al.* (1954) *apud* Costa (2002), pode-se estimar a eficiência teórica de coleta de um lavador Venturi de acordo com a Equação 5.

$$E = 1 - \exp \left[-K \left(\frac{Q_L}{Q_G} \right) \sqrt{\psi} \right] \quad (5)$$

onde E é a eficiência de coleta teórica, com valores entre 0 e 1; K é a constante empírica de Johnstone, com valores entre 20 e 27; Q_L é a vazão volumétrica de líquido, em m³/s; Q_G é a vazão volumétrica de gás, em m³/s; e ψ é o parâmetro de impactação inercial de Johnstone.

O parâmetro de impactação inercial, ψ , é definido pela Equação 6.

$$\psi = \frac{d_p^2 \rho_p V_G C}{9 \mu_G D} \quad (6)$$

onde d_p é o diâmetro da partícula que está sendo coletada, em m; ρ_p é a densidade da partícula, em kg/m³; V_G é a velocidade do gás na garganta do lavador, em m/s; C é o fator de correção de Cunningham; μ_G é a viscosidade do gás, em kg.m⁻¹.s⁻¹; e D é o diâmetro da gota líquida, em m.

O fator de correção de Cunningham, C , depende do diâmetro de partícula, d_p , em m, podendo ser calculado segundo a Equação 7.

$$C = 1 + \left(\frac{1,65 \times 10^{-7}}{d_p} \right) \quad (7)$$

O diâmetro da gota líquida, D , em m, pode ser calculado segundo o diâmetro médio de Sauter, dado pela Equação 8.

$$D = \frac{0,585}{V_G} \left(\frac{\sigma}{\rho_L} \right)^{0,5} + 53 \left(\frac{\mu_L}{\sqrt{\rho_L \sigma}} \right)^{0,45} \left(\frac{Q_L}{Q_G} \right)^{1,5} \quad (8)$$

onde σ é a tensão superficial do líquido, em N/m; ρ_L é a densidade do líquido, em kg/m³; μ_L é a viscosidade do líquido, em kg.m⁻¹.s⁻¹; Q_L é a vazão volumétrica do líquido, em m³/s; Q_G é a vazão volumétrica do gás, em m³/s.

Segundo Calvert *et al.* (1977) *apud* Costa (2002), a eficiência de coleta, E , do Venturi depende de uma função que inclui o parâmetro de impactação inercial, como mostra a Equação 9.

$$E = 1 - \exp \left[\frac{2Q_L V_G \rho_L D}{55Q_G \mu_G} F(\psi, f) \right] \quad (9)$$

onde Q_L é a vazão volumétrica de líquido, em m³/s; V_G é a velocidade do gás na garganta do lavador, em m/s; ρ_L é a densidade do líquido, em kg/m³; D é o diâmetro da gota líquida, em m; μ_G é a densidade de gás, em kg.m⁻¹.s⁻¹; e $F(\psi, f)$ é uma função que depende do parâmetro de impactação inercial de Johnstone, ψ , e do fator de correção de Calvert, f .

O termo $F(\psi, f)$ é dado pela Equação 10 abaixo.

$$F(\psi, f) = \frac{1}{2\psi} \left[-0,7 - 2\psi f + 1,4 \ln \left(\frac{2\psi f + 0,7}{0,7} \right) + \left(\frac{0,49}{0,7 + 2\psi f} \right) \right] \quad (10)$$

onde ψ é o parâmetro de impactação inercial de Johnstone e f é o fator de correção de Calvert, cujos valores encontram-se entre 0,25 e 0,50.

Leith e Cooper (1980) *apud* Costa (2002) elaboraram um modelo de eficiência com base na queda de pressão na garganta do lavador, como mostra a Equação 11.

$$E = 1 - \exp \left[-0,124 \left(\frac{f^2}{\beta} \right) N \right] \quad (11)$$

onde E é a eficiência de coleta, com valores entre 0 e 1; f é o fator de correção de Calvert; β é o fator de correção da queda de pressão.

O termo N é dado pela Equação 12 abaixo.

$$N = \frac{C \rho_p d_p^2 \Delta P_G}{18 \mu_G^2} \quad (12)$$

onde C é o fator de correção de Cunningham; ρ_p é a densidade da partícula, em kg/m³; d_p é a densidade da partícula, em kg/m³; ΔP_G é a queda de pressão na garganta do lavador, em Pa; e μ_G é a densidade de gás, em kg.m⁻¹.s⁻¹.

A queda pressão na garganta do lavador, ΔP_G , são dados nas Equações 13.

$$\Delta P_G = \beta V_G^2 \rho_L \frac{Q_L}{Q_G} \quad (13)$$

onde β é o fator de correção da queda de pressão; V_G é a velocidade do gás na garganta do lavador, em m/s; ρ_L é a densidade do líquido, em kg/m³; Q_L é a vazão volumétrica de líquido, em m³/s; e Q_G é a vazão volumétrica de gás, em m³/s. Leith e Cooper (1980) sugerem o valor de 0,85 para β .

3.6. Estudos sobre lavadores Venturi

Bianchini *et al.* (2016) compararam a eficiência de diferentes sistemas de limpeza de material particulado 2,5 µm, testados a partir da combustão de milho em caldeira de 25 kW. Uma planta piloto de testes foi projetada para que esses sistemas pudessem ser analisados sob as mesmas condições operacionais. Todas as configurações de limpeza de gases projetadas foram previamente testadas de forma a manter as condições operacionais em regime estacionário dadas na Tabela 8.

Tabela 8. Condições operacionais em regime estacionário.

Condições operacionais	Valor
Temperatura da câmara de combustão (°C)	600
Fluxo mássico de biomassa (kg/h)	3
Fluxo de ar para combustão (m ³ /h)	28,5
Fluxo dos gases de combustão (m ³ /h)	31
Potência térmica nominal (kW)	12,5
Excesso de ar (%)	100

Fonte: Bianchini *et al.* (2016).

A primeira configuração envolveu uma torre de lavagem de $1,0 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ de fluxo de água e 300 kPa de pressão, obtendo-se uma remoção média de material particulado em torno de 28,25%, com emissões de $\text{MP}_{2,5}$ de 141 mg/m^3 . A segunda configuração envolveu uma coluna de bolhas de 150 mm de coluna d'água, em que a eficiência média de remoção foi de 58,65% e uma concentração de material particulado na saída de gás de 81 mg/m^3 . A terceira configuração utilizou-se de um lavador Venturi com $0,3 \text{ m}^3/\text{h}$ de fluxo de água e 12 MPa de pressão, com eficiência de 60,36% e emissões de $\text{MP}_{2,5}$ sendo de 78 mg/m^3 . A última configuração combinou um lavador Venturi com uma coluna de bolhas, com o intuito de aumentar a eficiência de coleta para valores acima de 90%. Para um teste onde todos os ventiladores estavam desligados, em que a coluna de água atingiu 250 mm, a eficiência foi de 89,75% e a concentração de material particulado nos gases de saída foi de 20 mg/m^3 . Um outro teste, agora com todos os ventiladores ligados, em que a coluna de água atingiu 360 mm, a remoção de $\text{MP}_{2,5}$ aumentou para 94,77% e a emissão de partículas diminuiu para 10 mg/m^3 .

Lima *et al.* (2017) estudou a influência da quantidade de orifícios, a velocidade do gás na garganta e a razão líquido/gás na formação de filme líquido em dois lavadores Venturi, na posição vertical, de seção circular de gargantas de 20 mm e 40 mm. As condições experimentais utilizadas no estudo são dadas na Tabela 9. O filme líquido foi coletado a partir de uma fenda presente após os bicos injetores, no final da garganta. Os resultados obtidos são mostrados na Figura 4.

Tabela 9. Parâmetros de estudo para os experimentos.

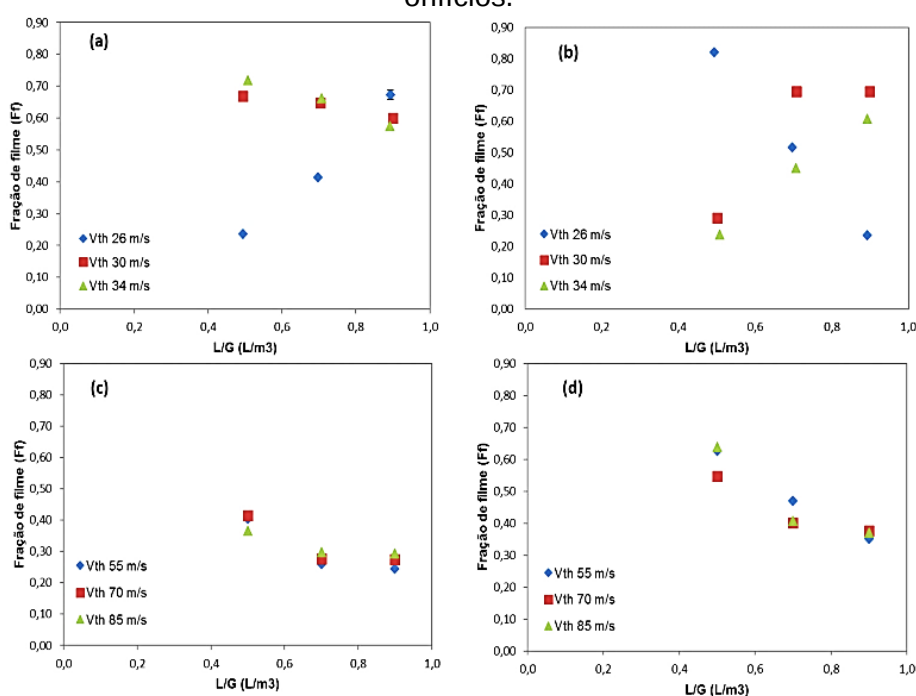
Diâmetro da garganta (mm)	Velocidade do gás na garganta (m/s)	Razão líquido/gás (L/m³)	Quantidade de orifícios
20	55	0,5	4
	70		
	85		
40	26	0,7	6
	30	0,9	
	34		

Fonte: Lima *et al.* (2017).

Observou-se que as menores frações de filme líquido ocorriam para 6 orifícios, no caso do lavador com diâmetro de 40 mm, e para 4 orifícios no lavador com diâmetro de 20 mm. No lavador maior ($d_g = 40$ mm), verificou-se uma forte dependência da velocidade do gás na formação de filme líquido, em função da razão líquido/gás. A fração de filme líquido possuía um comportamento em 4 orifícios inverso daquele com 6 orifícios. O estudo concluiu então que quanto maior o número de orifícios, menor é a penetração de jato líquido no interior da garganta, aumentando então a adesão de líquido nas paredes do equipamento. O número de orifícios também influenciava no comportamento da fração de filme frente a uma mudança da razão líquido/gás.

No lavador menor, a influência da velocidade de gás na garganta mostrou-se muito pequena, observando-se apenas que a fração de filme diminuía com a razão líquido/gás e aumentava com o aumento do número de orifícios. Portanto, concluiu-se que o comportamento da fração de filme líquido se torna constante à medida que a seção circular do Venturi diminui.

Figura 4. Fração de filme líquido em função da razão líquido/gás para lavador de (a) 40 mm com 4 orifícios, (b) 40 mm com 6 orifícios, (c) 20 mm com 4 orifícios e (d) 20 mm com 6 orifícios.



Fonte: Lima *et al.* (2017).

Bal et al. (2019) estudaram os efeitos de um lavador Venturi na coleta simultânea de gás HCl e material particulado provindo de cinzas de carvão, caracterizado em uma faixa de tamanho entre 2,8 e 50 μm . Parâmetros como velocidade do gás na garganta, a concentração de cinzas e de HCl na entrada do equipamento, e altura hidrostática de água foram estudados para verificar a eficiência de coleta. A remoção máxima obtida para o HCl foi de 98,3% e de 99,1% de material particulado, para uma velocidade de gás na garganta de 60 m/s, 0,77 m de altura de água uma concentração de 500 ppm do gás e concentração de $0,3 \cdot 10^{-3} \text{ kg/m}^3$ de cinzas na entrada do Venturi. Também foi elaborado um modelo empírico para prever a eficiência de remoção de HCl e material particulado, que foi validada com os dados experimentais do processo.

3.7. Amostragem isocinética em fonte fixa

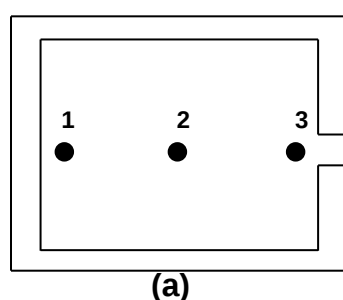
Para se determinar as taxas de emissão de material particulado de um processo industrial para a atmosfera ou avaliar a eficiência de limpeza de um equipamento de lavagem, deve-se amostrar o material particulado presente no fluxo gasoso que percorre dutos ou chaminés. Segundo a norma da CETESB/L9.225, a amostragem em dutos e chaminés, denominadas fontes fixas ou estacionárias, deve ser isocinética para que os resultados sejam representativos. Isso significa que o fluxo de gás na entrada do equipamento de amostragem deve ter a mesma velocidade que o fluxo de gás que se pretende analisar. Com o auxílio de bocais de aço inoxidável de bordas finas e cônicas acoplados a uma sonda de material compatível com a corrosividade e temperatura do meio, posicionada paralelamente ao fluxo que se quer amostrar, é possível realizar esse tipo de amostragem.

Quando a amostragem é isocinética, as partículas seguem as linhas de corrente gasosa e as linhas de entrada na sonda, não havendo erros grosseiros na coleta. Porém, quando a amostragem deixa de ser isocinética, duas situações podem ocorrer: uma amostragem superisocinética ou subisocinética (KOHLI e MITTAL, 2012). Em uma amostragem superisocinética, a velocidade de coleta é maior que a velocidade do fluxo gasoso. Nesse caso, algumas partículas pequenas que seguiriam normalmente as linhas de fluxo, são forçadas para as linhas de entrada da sonda. Por outro lado, as partículas maiores são desviadas das linhas de

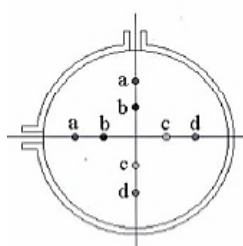
entrada e não são amostradas, devido à sua maior inércia. Como resultado, o número de partículas menores é aumentado e a concentração delas em relação às partículas maiores é superestimado (KOHLI e MITTAL, 2012). Em uma amostragem subsocinética, a velocidade de coleta é menor que a velocidade do fluxo gasoso. Ao contrário da superisocinética, as partículas pequenas seguem as linhas de fluxo gasoso e desviam das linhas de entrada da sonda, enquanto as partículas grandes seguem as linhas de entrada e são amostradas. Dessa forma, há um aumento no número de partículas maiores, superestimando sua concentração em relação às partículas pequenas (KOHLI e MITTAL, 2012).

Os orifícios onde serão introduzidas as sondas de amostragem e termomômetros nos dutos e chaminés do queimador são localizados de acordo com a norma técnica da CETESB L9.221/1990, em que se escolhe uma seção transversal que esteja distante pelo menos 8 diâmetros internos à jusante e 2 diâmetros internos à montante de qualquer distúrbio de fluxo, tais como curvas, expansões, contrações, chamuscas visíveis, entradas ou desvios. Os pontos de amostragem e sua quantidade podem ser determinadas segundo a BSI Standards, pela norma BS 3405:1983, em que a amostragem deve ser realizada com 4 ou 8 pontos localizados em 2 ou 4 linhas de amostragem e os pontos são distribuídos do centro de 4 ou 8 áreas iguais. Em dutos retangulares estreitos, pode-se simplesmente realizar amostragens nas paredes e ao centro do duto, como mostra a Figura 5. É possível observar o esquema de amostragem e as respectivas distâncias dos pontos a, b, c e d, no caso de dutos circulares, de acordo com a Figura 5 e a Tabela 10.

Figura 5. Pontos de amostragem no interior dos dutos ou chaminés (a) retangulares e (b) circulares.



(a)



(b)

Ponto de amostragem*	Distância da parede de acordo com a norma*
a	0,065 D
b	0,250 D
c	0,750 D
d	0,935 D

Fonte: BS 3405:1983.

Tabela 10. Distância da parede do duto para os pontos de amostragem.

Pontos de amostragem	Distância da parede do duto para o projeto (cm) (D = 12,39 cm)
a	0,80
b	3,10
c	9,29
d	11,58

Fonte: Adaptado de BS 3405:1983.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Combustível

A amostragem de material particulado foi realizada a partir da queima de biomassa, utilizando-se bagaço de cana-de-açúcar como fonte combustível. Foram utilizados em torno de 6 kg de biomassa para cada teste. O bagaço foi cedido pela usina de açúcar e álcool Santa Cruz, do grupo São Martinho, na cidade de Américo Brasiliense – SP. Para o melhor aproveitamento do material nos testes, o bagaço foi seco ao ar livre, priorizando pontos com presença de sol de modo a reduzir o teor de umidade. Medidas gravimétricas foram realizadas com o bagaço durante a secagem até peso constante. O aspecto final da biomassa pode ser visto na Figura 6.

Figura 6. Bagaço de cana-de-açúcar previamente seco ao ar livre.

Fonte: Autoria própria (2019).

4.2. Preparação dos filtros

Para coletar o material particulado proveniente da queima de biomassa foram utilizados filtros de fibra de vidro, devido à sua resistência a altas temperaturas de gás. Eles foram previamente secos em estufa, à temperatura constante de 105 °C até que sua massa permanecesse constante, de modo a eliminar toda a água presente no material. Após a secagem, os filtros foram resfriados em dessecador e, em seguida, pesados em balança analítica de 5 casas decimais. Finalizado esse procedimento, os filtros foram guardados em envelopes de papel alumínio e embalagem plástica fechada tipo “ziplock” até serem utilizados nos testes.

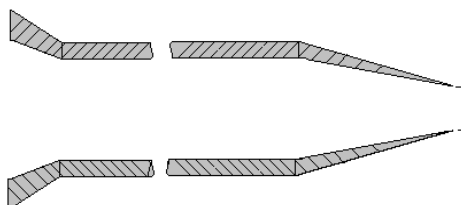
4.3. Amostragem de material particulado em fonte fixa

A coleta do material particulado foi realizada com a utilização de amostradores isocinéticos de partículas finas e ultrafinas, adquiridos do projeto FAPESP n.º 2018/00697-5, e de impactador de cascata de Andersen.

O amostrador isocinético é constituído pelas seguintes partes:

- Bocais de parede fina – as partículas entraram pelos bocais, fluíram pela sonda em L e foram direcionadas aos coletores. Por isso foi importante que em cada teste os bocais tivessem diâmetros adequados a fim de manter a isocineticidade, ou seja, a velocidade do fluxo gasoso no interior do duto igual a velocidade de amostragem. Foram utilizados bocais de diâmetros de 1,5 mm, 2 mm, 3 mm e 4 mm. A Figura 7 ilustra um corte transversal do corpo dos bocais.

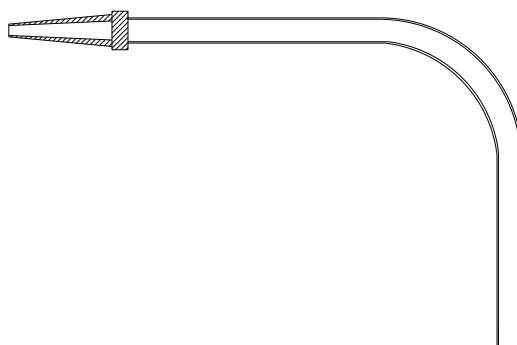
Figura 7. Esquema de um bocal de parede fina.



Fonte: Autoria própria (2018).

- Sondas de amostragem em L – em uma das extremidades da sonda foram rosqueados os bocais e na outra extremidade acoplou-se os coletores de material particulado. A sonda é composta de aço inoxidável, de diâmetro externo 9,5 mm e diâmetro interno 6,2 mm. A Figura 8 ilustra a sonda com o bocal rosqueado na extremidade.

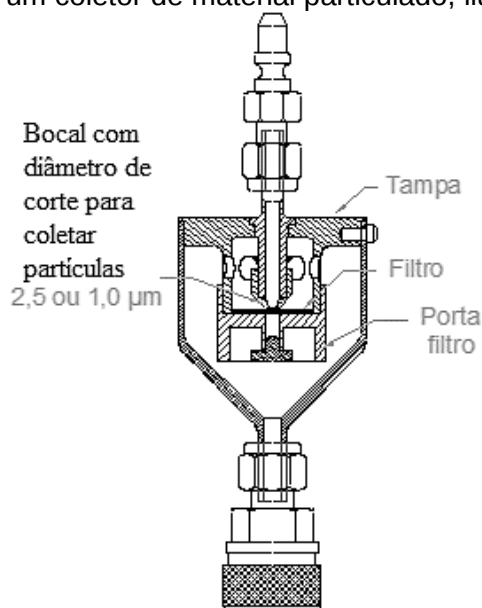
Figura 8. Esquema de uma sonda de amostragem em L, com um bocal acoplado em uma das suas extremidades.



Fonte: Autoria própria (2018).

- Coletores de material particulado – as partículas coletadas isocineticamente fluíram pelo equipamento, atravessando o orifício com diâmetro especificado, e foram coletadas pelos filtros devido à impactação inercial. O fluxo gasoso passou por dois coletores em série, um que reteve partículas maiores que 2,5 μm e outro que reteve partículas entre 1,0 e 2,5 μm . Dentro de cada um dos coletores há porta-filtros onde foram inseridos os filtros de fibra de vidro, de diâmetros de 25 mm. A Figura 9 mostra um corte transversal desses coletores.

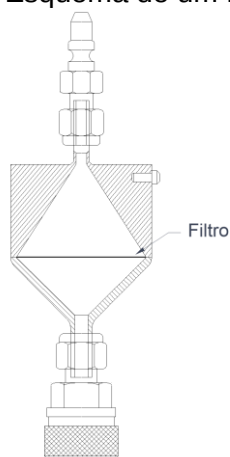
Figura 9. Esquema de um coletor de material particulado, ilustrado com um porta-filtro.



Fonte: Autoria própria (2018).

- Filtro backup – a parte final da coleta contve um suporte com filtro para retenção de partículas menores que $1,0\ \mu\text{m}$. O filtro de fibra de vidro possuía um diâmetro de 55 mm. A Figura 10 ilustra um corte transversal do coletor backup.

Figura 10. Esquema de um filtro backup.



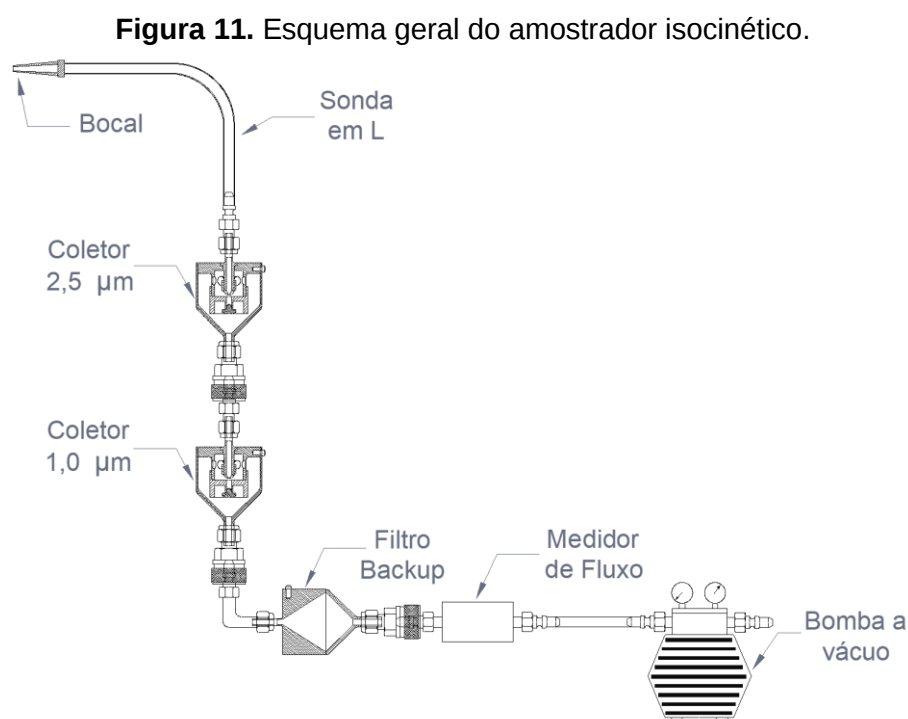
Fonte: Autoria própria (2018).

- Medidor e controlador de fluxo – de forma a manter isocineticidade da coleta, este equipamento forneceu valores contínuos do fluxo gasoso que era

succionado na amostragem, sendo controlado à medida que ele excedia ou decrescia em relação à vazão estabelecida.

- Bomba à vácuo – este equipamento permitia a sucção do fluxo gasoso com material particulado no interior dos dutos, de forma que passasse pelos filtros de coleta nos amostradores. As bombas utilizadas eram livres de óleo para não contaminar o fluxo gasoso nas análises químicas e possuíam vazões específicas para vencer a perda de carga provocada pelos filtros.

A vista geral do amostrador isocinético, com todas as partes citadas conectadas em série e com auxílio de conexões, é mostrada na Figura 11. Dois amostradores isocinéticos foram utilizados para o projeto, um posicionado antes e outro posicionado depois do lavador Venturi. Dessa forma, após a amostragem, foi possível pesar os filtros em balança analítica e avaliar a eficiência do equipamento de lavagem na remoção de material particulado do fluxo gasoso. Os dois amostradores são mostrados na Figura 12.



Fonte: Autoria própria (2018).

Figura 12. Amostradores isocinéticos utilizados nos testes.



Fonte: Autoria própria (2019).

Para manter a isocineticidade, alguns equipamentos periféricos foram necessários, como:

- Termo-anemômetro – este equipamento forneceu medidas instantâneas de temperatura e velocidade do fluxo gasoso no interior dos dutos. Essas medidas foram importantes para o cálculo da vazão real de amostragem, podendo-se assim obter a melhor escolha de bocais para a coleta.
- Medidor de pressão – com auxílio de tubo de Pitot, esses medidores forneceram as pressões no interior dos dutos. Dessa forma, foi possível calcular as vazões teóricas de amostragem, bem como as velocidades no interior dos dutos. Para calcular a pressão teórica, $P_{teórica}$, no interior dos dutos, utilizou-se a Equação 14.

$$P_{teórica} = P_{medida} + P_{barométrica} \quad (14)$$

onde a P_{medida} é a pressão medida pelo equipamento e a $P_{barométrica}$ é a pressão atmosférica no momento da execução das medidas.

Foi possível calcular a velocidade teórica, $V_{teórica}$, sabendo a densidade do gás, ρ_G , no duto e a pressão medida, de acordo com a Equação 15.

$$V_{teorica} = \sqrt{\frac{2 * P_{medida}}{\rho_G}} \quad (15)$$

Sabendo a área da tubulação, A_{duto} , determinou-se a vazão volumétrica teórica de gás, $Q_{teórica}$, a partir da Equação 16.

$$Q_{teórica} = V_{teórica} * A_{duto} \quad (16)$$

A partir dos valores de pressão e temperatura no interior das tubulações, foi possível calcular a vazão volumétrica real de gás, Q_{real} , segundo a Equação 17.

$$Q_{real} = \frac{P_{teórica} * Q_{teórica} * (T_{real} + 273)}{P_{calibr} * (T_{calibr} + 273)} \quad (17)$$

onde T_{real} é a temperatura medida no duto, T_{calibr} é a temperatura de calibração do equipamento (21°C) e P_{calibr} é a pressão de calibração do equipamento (760 mmHg).

Dessa forma, calculou-se a velocidade real, V_{real} , do fluido, como mostra a Equação 18.

$$V_{real} = \frac{Q_{real}}{A_{duto}} \quad (18)$$

O impactador de cascata de Andersen é um amostrador de material particulado contendo oito estágios em série, além do filtro backup, como mostrado na Figura 13. A faixa de amostragem das partículas varia entre 10,0 e 0,4 µm de diâmetro, de acordo com a Tabela 11. A bomba utilizada no sistema succionou as partículas da corrente gasosa para o amostrador, com uma vazão de 37,5 L/min, de forma que elas sofreram impactação ao entrar em contato com os filtros de fibra de vidro posicionados em cada estágio. Para cada teste utilizou-se 9 filtros de fibra de vidro de diâmetro de 90 mm, sendo oito para os estágios e um para o *backup*. O impactador foi posicionado verticalmente na saída de gás pelo duto circular, com a entrada de ar contra o fluxo de gás liberado.

Tabela 11. Faixas de diâmetros e diâmetro de corte para cada estágio de impactador de cascata de Andersen.

Estágio	Faixa de diâmetros (μm)	Diâmetro de Corte (μm)
0	9,0 – 10,0	9,0
1	5,8 – 9,0	5,8
2	4,7 – 5,8	4,7
3	3,3 – 4,7	3,3
4	2,1 – 3,3	2,1
5	1,1 – 2,1	1,1
6	0,7 – 1,1	0,7
7	0,4 – 0,7	0,4
Filtro <i>backup</i>	0 – 0,4	0,0

Fonte: Tisch Environmental INC (1999).

Figura 13. Vista do impactador de cascata de Andersen.



Fonte: Autoria própria (2019).

As tubulações que foram utilizadas para a amostragem de material particulado estão localizadas à montante e à jusante do lavador Venturi. A tubulação

à montante do lavador possuía dimensões retangulares, enquanto a tubulação à jusante do lavador possuía dimensões circulares, como mostra a Tabela 12. Os dois dutos continham orifícios laterais para injeção da sonda de amostragem.

Tabela 12. Dimensões dos dutos de amostragem de MP.

Tubulação à montante do Venturi	
Largura externa (cm)	6,0
Altura externa (cm)	4,0
Espessura (cm)	0,5
Largura interna (cm)	5,0
Altura interna (cm)	3,0
Área transversal do duto (cm ²)	15,0
Tubulação à jusante do Venturi	
Diâmetro interno (cm)	12,4
Área da seção (cm ²)	120,6
Fonte: Autoria própria (2020).	

4.4. Eficiência de coleta de material particulado

Para se estimar a eficiência de coleta experimental de um dos poluentes da corrente gasosa (E_i), comparou-se sua concentração de saída ($C_{i,S}$) com a sua concentração de entrada ($C_{i,E}$) no Venturi, como mostra a Equação 19.

$$E_i = \frac{C_{i,E} - C_{i,S}}{C_{i,E}} \quad (19)$$

A concentração de poluente, C_i , dada em kg/m³, foi determinada com base na massa e no volume amostrado durante os testes, segundo a Equação 20.

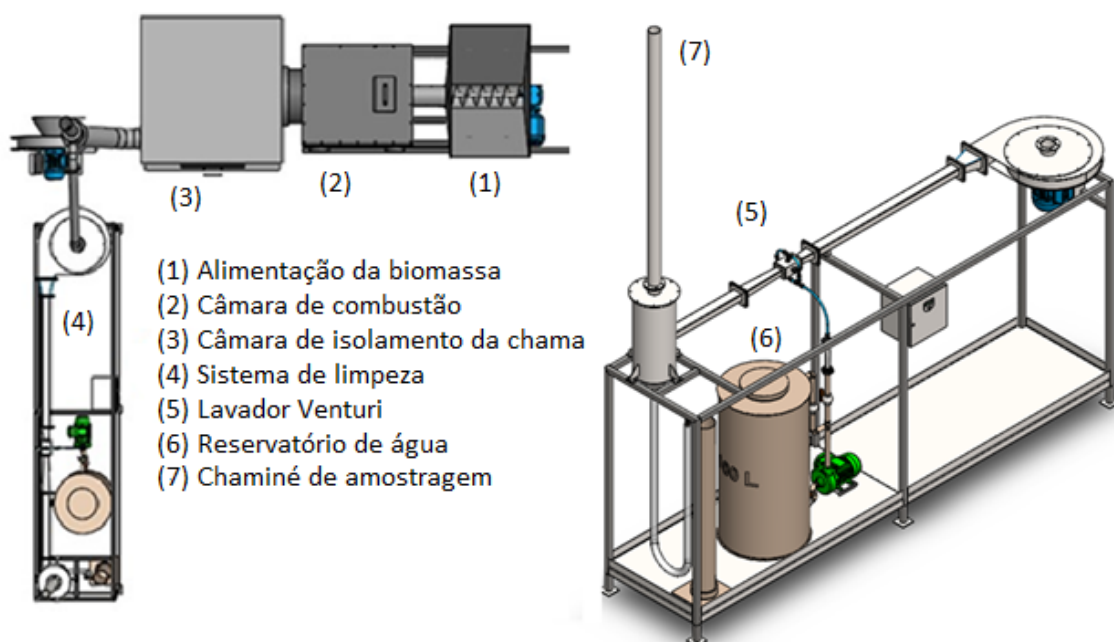
$$C_i = \frac{m_i}{V} \quad (20)$$

A massa, m_i , em kg, foi determinada com base nas pesagens realizadas nos filtros de fibra de vidro antes e depois dos testes; e o volume amostrado, V , em m^3 , foi calculado de acordo com as vazões de amostragem e o tempo de duração dos testes.

4.5. Queimador de biomassa

A queima controlada de biomassa foi desenvolvida em um queimador em escala piloto acoplado a um sistema de limpeza, adquirido pelo projeto FAPESP n.º 2016/23209-0, de 13 m de comprimento e 4 m de largura, com funções automatizadas e constituído basicamente pelos seguintes equipamentos: alimentador rotativo, câmara de combustão, câmara ou contêiner de isolamento da chama, lavador Venturi, ciclone, bombas e sopradores de ar. Uma esquematização do queimador é mostrada nas Figura 14 e 15.

Figura 14. Esquema do sistema de queima de biomassa e limpeza.



Fonte: Autoria própria (2016).

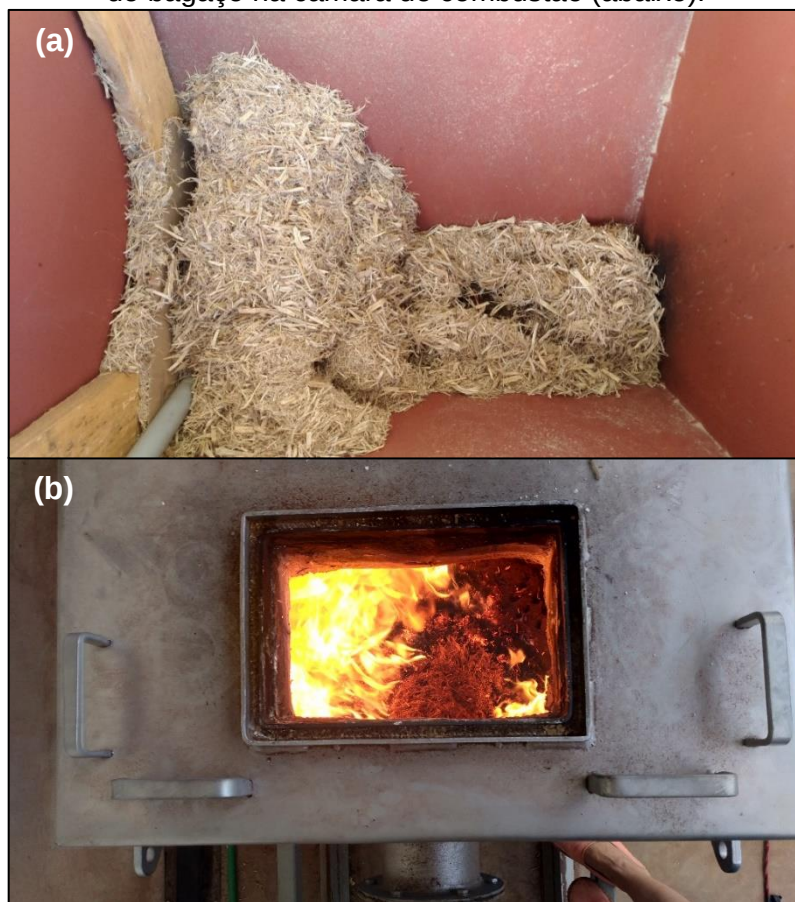
Figura 15. Vista geral do sistema de queimador de biomassa e lavagem de gases.



Fonte: Autoria própria (2019).

O bagaço de cana-de-açúcar foi alimentado por uma rosca sem fim até a câmara de combustão. Na câmara ocorreu o processo de queima do material, com um ventilador direcionando ar externo para o sistema de combustão, de forma que o processo permanecesse contínuo durante todos os testes. A Figura 16 ilustra a alimentação da biomassa e a chama originada da combustão do bagaço de cana-de-açúcar. A queima liberou gases e material particulado, que se direcionaram para o contêiner receptor de gases, enquanto as cinzas ficaram depositadas na câmara de combustão. Todo o sistema, composto pela câmara de combustão e contêiner, foi devidamente isolado com lã de rocha, evitando que as paredes tenham temperatura superior a 35°C para segurança dos operadores. A temperatura de combustão na câmara pode atingir valores acima de 900°C. Todo o sistema é automaticamente controlado, de modo que, para efeitos de segurança, quando os gases de combustão atingem temperaturas em torno de 380°C, aciona-se a parada da operação.

Figura 16. Fotos da (a) alimentação de bagaço de cana-de-açúcar e (b) chama da queima do bagaço na câmara de combustão (abaixo).

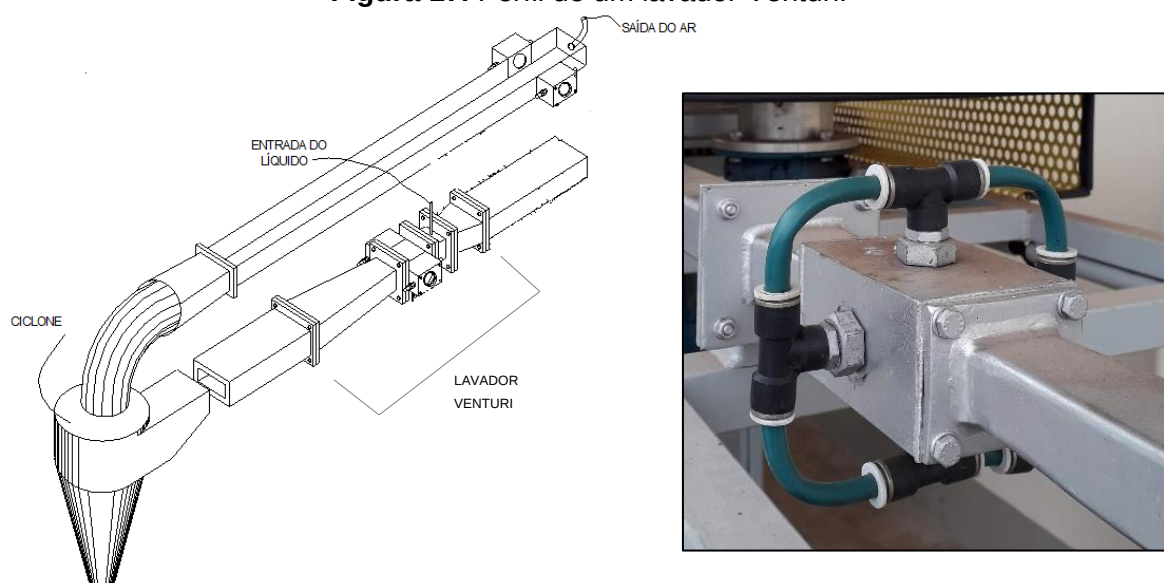


Fonte: Autoria própria (2019).

4.6. Lavador Venturi

O lavador Venturi que foi utilizado nos testes estava localizado entre o sistema de queima e o ciclone separador de fases e possuía dimensões de 11,7 cm de comprimento de garganta, 2,4 cm de largura e 3,5 cm de altura; de forma que a área da sua garganta seja de 8,4 cm². Sua seção divergente possuía dimensões de 28,0 cm de comprimento, 2,3 cm de largura e 3,5 cm de altura. Sua seção convergente possuía 9,9 cm de comprimento, 2,3 cm de largura e 3,5 cm de altura. Ele continha 4 bicos injetores de água, de diâmetro de 2,05 mm, dois na vertical e dois na horizontal. A Figura 17 mostra um esquema e uma vista do lavador Venturi no queimador.

Figura 17. Perfil de um lavador Venturi.



Fonte: Autoria própria (2018).

Os gases com material particulado, concentrados na câmara de isolamento, foram então bombeados por um soprador em direção ao lavador Venturi a velocidades maiores que 70 m/s. Exaustores direcionaram o fluxo gasoso e o material particulado ao duto principal no qual está fixado o lavador Venturi, atingindo a velocidade máxima na garganta do lavador. O fluxo de ar entrou em choque com jatos de água provenientes dos bicos injetores do lavador. Os jatos foram atomizados pela alta velocidade do fluxo de gás. O material particulado foi coletado por essas gotículas, formando aglomerados líquidos que foram posteriormente separados dos gases por um ciclone, onde os gases limpos e resfriados saíram no topo do equipamento e as partículas com água foram depositadas no fundo. Esses efluentes líquidos podem ser tratados e reutilizados no lavador Venturi para um novo teste.

4.7. Condições experimentais

Para avaliar a eficiência do lavador Venturi, foram realizados testes com diferentes velocidades de gás na garganta. Para cada velocidade, testou-se duas vazões de água injetada no lavador, escolhidas de acordo com a menor vazão possível representada no rotâmetro e vazão máxima fornecida pela bomba, que

foram, respectivamente, de 2,5 L/min e 6,0 L/min. Em relação à velocidade de gás na garganta, foram utilizadas cinco velocidades diferentes, cada uma relacionada com uma frequência diferente da bomba que impulsionava ar para o Venturi, que foram de: 88, 137, 174, 217 e 262 m/s. Na Tabela 13 constam, além dos parâmetros citados acima, outras variáveis importantes para a caracterização dos testes.

Tabela 13. Condições operacionais dos testes.

Parâmetro	Valores
Potência instalada do queimador	8,1 kW (11 CV)
Vazão de água	2,5 L/min e 6,0 L/min
Fluxo de alimentação de biomassa	18 kg/h
Fluxo de ar para combustão	125 m ³ /h
Biomassa queimada por teste	6 kg
Velocidade do gás na garganta	88, 137, 174, 217 e 262 m/s
Razão líquido/gás	0,2 – 1,4 L/m ³ (dependendo do teste)
Número de orifícios no Venturi	4
Tempo de amostragem	20 min (amostrador isocinético) 5 min (impactador de cascata)

Fonte: Autoria própria (2020).

4.8. Microscopia Eletrônica de Varredura

Os filtros e o material particulado amostrado no amostrador isocinético, para as condições experimentais $V_G = 137$ m/s e vazão de líquido 2,5 L/min, foram observados em microscópio eletrônico de varredura (MEV) Jeol, modelo JSM-7500F, do Laboratório de Microscopia Avançada (LMA) IQ-UNESP para visualização do material particulado retido e determinação do diâmetro médio das partículas. Foram realizadas fotos em cinco aumentos de magnitudes diferentes (x100, x300, x1.500, x20.000 e x70.000), com resoluções de 100 μ m a 100 nm, para os seis filtros amostrados (três antes do Venturi e três depois do Venturi) mais dois filtros brancos.

4.9. Análise química por cromatografia

Após a amostragem, os filtros do amostrador isocinético foram empacotados nos envelopes e armazenados em freezer para posterior análise em cromatógrafo iônico. Nesta etapa, cada filtro foi solubilizado em 0,5 mL de álcool isopropílico para minimizar o caráter hidrofóbico e depois em 9,5 mL de água deionizada; o conteúdo foi acondicionado em tubos *falcon* de 50 mL. As soluções contendo as amostras foram então submetidas à agitação mecânica por 40 minutos, seguido de filtração com membrana hidrofílica de porosidade 0,45 μm Millipore para retirada do material particulado com dimensões acima da porosidade da membrana. As soluções foram finalmente submetidas à determinação cromatográfica, em que as espécies iônicas analisadas foram: sódio (Na^+), amônio (NH_4^+), potássio (K^+), magnésio (Mg_2^+), cálcio (Ca_2^+), fluoreto (F^-), acetato (H_3CCOO^-), formiato (HCOO^-), cloreto (Cl^-), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), fosfato (PO_4^{2-}), sulfato (SO_4^{2-}) e oxalato ($\text{C}_2\text{O}_4^{2-}$). As análises foram realizadas em cromatógrafo iônico da marca DIONEX, modelo DX-120, com coluna IonPac AS14 4 mm para ânions e CS 12A 4 mm para cátions, contendo detector de condutividade e supressor de autorregeneração. Os eluentes utilizados foram soluções de H_2SO_4 12mM para cátions e de Na_2CO_3 5mM/ NaHCO_3 1,0 mM para ânions.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Perfil hidrodinâmico

A partir das medidas de pressão feitas no interior dos dutos à montante e à jusante do lavador Venturi foi possível traçar o perfil de velocidade de gás e calcular a velocidade de gás na garganta do Venturi.

A Tabela 14 mostra as medidas de pressão realizadas no duto retangular à montante do Venturi. As medidas foram realizadas em triplicata em três pontos: nas duas paredes opostas (posição 1 e 3) e no centro do duto (posição 2). A pressão barométrica média em todos os testes foi de 763,19 mmHg.

Tabela 14. Perfil de pressão do duto à montante do Venturi.

Posição	ΔP_1 (Pa)	ΔP_2 (Pa)	ΔP_3 (Pa)	$\Delta P_{\text{média}}$ (Pa)	$P_{\text{teórica}}$ (mmHg)
20 Hz					
Parede (1)	270	430	390	348	766
Centro (2)	260	400	340		
Parede (3)	260	430	350		
30 Hz					
Parede (1)	610	1030	880	833	769
Centro (2)	620	1040	840		
Parede (3)	620	990	870		
40 Hz					
Parede (1)	1070	1560	1380	1326	773
Centro (2)	1070	1550	1360		
Parede (3)	1060	1540	1340		
50 Hz					
Parede (1)	1600	2410	2140	2036	778
Centro (2)	1610	2360	2150		
Parede (3)	1560	2350	2140		
60 Hz					
Parede (1)	2300	3310	2870	2921	785
Centro (2)	2460	3410	2950		
Parede (3)	2790	3280	2920		

Fonte: Autoria própria (2020).

Na Tabela 15 encontram-se os cálculos realizados para a vazão volumétrica e a velocidade do gás no interior do duto retangular à montante do lavador. O número de Reynolds também foi calculado para avaliar o tipo de escoamento desenvolvido no duto.

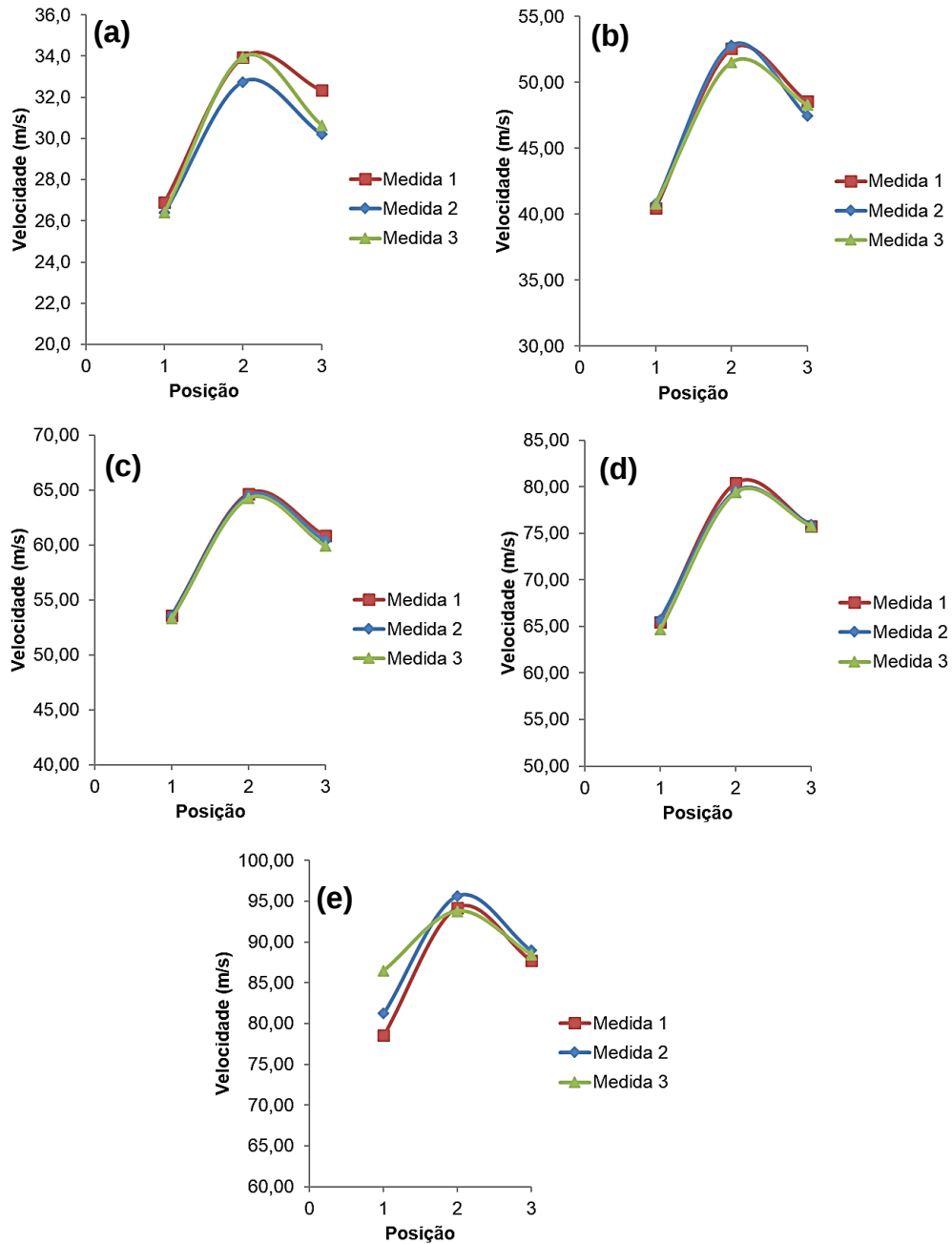
Tabela 15. Perfil de velocidade do duto à montante do Venturi.

Posição	V ₁ (m/s)	V ₂ (m/s)	V ₃ (m/s)	V _{teórica} (m/s)	Q _{teórica} (m ³ /s)	Q _{real} (m ³ /s)	V _{real} (m/s)	Re
20 Hz								
Parede (1)	26,9	26,4	26,4					
Centro (2)	34,0	32,7	34,0	30,4	0,046	0,074	49,3	115138
Parede (3)	32,3	30,2	30,6					
30 Hz								
Parede (1)	40,4	40,8	40,8					
Centro (2)	52,6	52,8	51,5	47,0	0,071	0,115	76,6	178981
Parede (3)	48,6	47,5	48,3					
40 Hz								
Parede (1)	53,6	53,6	53,3					
Centro (2)	64,7	64,5	64,3	59,4	0,089	0,146	97,3	227349
Parede (3)	60,8	60,4	59,9					
50 Hz								
Parede (1)	65,5	65,7	64,7					
Centro (2)	80,4	79,5	79,4	73,6	0,111	0,182	121,3	283522
Parede (3)	75,7	75,9	75,7					
60 Hz								
Parede (1)	78,5	81,2	86,5					
Centro (2)	94,2	95,6	93,8	88,3	0,133	0,220	146,8	343068
Parede (3)	87,7	88,9	88,5					

Fonte: Autoria própria (2020).

Como esperado, observou-se um aumento da velocidade média do gás no duto frente a um aumento na frequência dos ventiladores. As velocidades do gás nas paredes do duto foram menores que as velocidades no centro. De acordo com o experimento de Reynolds, verifica-se um escoamento laminar para $Re < 2000$, escoamento transiente para $2000 < Re < 2400$ e escoamento turbulento para $Re > 2400$. Assim, para todas as frequências, o escoamento desenvolvido pelo gás no interior do duto é turbulento. A Figura 18 mostra como varia a velocidade de gás no duto retangular em função da posição onde realizou-se as medidas, para a melhor visualização do perfil hidrodinâmico.

Figura 18. Perfil de velocidade do duto à montante do Venturi para frequências de (a) 20 Hz, (b) 30 Hz, (c) 40 Hz, (d) 50 Hz e (e) 60 Hz.



Fonte: Autoria própria (2020).

Dos gráficos, observou-se um perfil onde as velocidades próximas à parede são menores que as velocidades próximas ao centro, onde ocorreu velocidade máxima. Isso se deveu ao princípio da aderência, em que os pontos do fluido

próximos à parede aderiram à superfície, sofrendo de efeitos viscosos contrários ao movimento. (BRUNETTI, 2008).

A Tabela 16 mostra as medidas de pressão realizadas no duto circular à jusante do Venturi e o cálculo da $P_{teórica}$ de acordo com a Equação 14. As medidas foram realizadas em quatro pontos, de acordo com a norma britânica BS 3405:1983. A pressão barométrica média em todos os testes foi de 763,19 mmHg.

Tabela 16. Perfil de pressão do duto à jusante do Venturi.

Posição	ΔP_i (Pa)	$\Delta P_{\text{média}}$ (Pa)	$P_{\text{teórica}}$ (mmHg)
20 Hz			
<i>a</i>	10,0	10,0	763
<i>b</i>	10,0		
<i>c</i>	10,0		
<i>d</i>	10,0		
30 Hz			
<i>a</i>	20,7	17,2	763
<i>b</i>	20,7		
<i>c</i>	13,8		
<i>d</i>	13,8		
40 Hz			
<i>a</i>	34,5	27,6	763
<i>b</i>	34,5		
<i>c</i>	13,8		
<i>d</i>	27,6		
50 Hz			
<i>a</i>	41,4	37,9	763
<i>b</i>	20,7		
<i>c</i>	48,3		
<i>d</i>	41,4		
60 Hz			
<i>a</i>	69,0	55,2	764
<i>b</i>	75,8		
<i>c</i>	13,8		
<i>d</i>	62,1		

Fonte: Autoria própria (2020).

Na Tabela 17 encontram-se os cálculos realizados para a vazão volumétrica e a velocidade do gás no interior do duto circular à jusante do lavador. O número de Reynolds também foi calculado para avaliar o tipo de escoamento desenvolvido no duto.

Tabela 17. Perfil de velocidade do duto à jusante do Venturi.

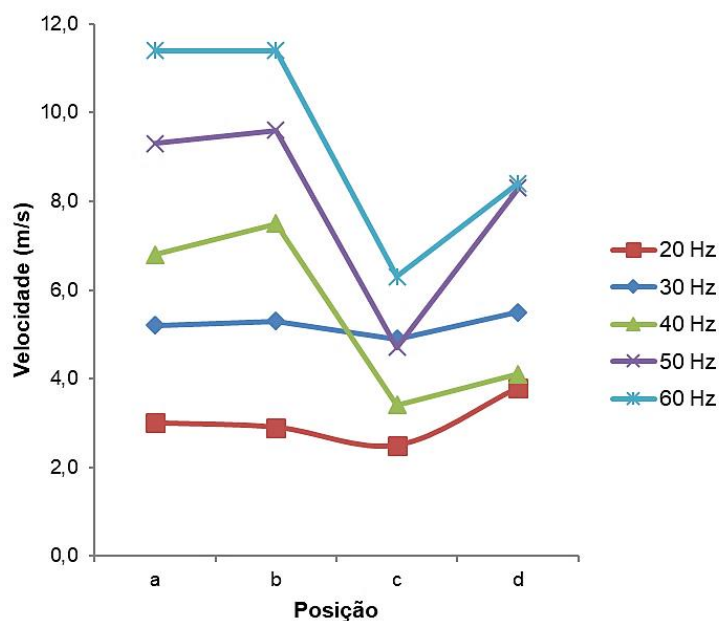
Posição	v_i (m/s)	$v_{teórica}$ (m/s)	$Q_{teórica}$ (m³/s)	Q_{real} (m³/s)	v_{real} (m/s)	Re
20 Hz						
a	3,0	3,1	0,037	0,055	4,5	35085
b	2,9					
c	2,5					
d	3,8					
30 Hz						
a	5,2	5,2	0,063	0,102	8,4	65191
b	5,3					
c	4,9					
d	5,5					
40 Hz						
a	6,8	5,5	0,066	0,106	8,8	68005
b	7,5					
c	3,4					
d	4,1					
50 Hz						
a	9,3	8,0	0,096	0,155	12,9	99522
b	9,6					
c	4,7					
d	8,3					
60 Hz						
a	11,4	9,4	0,113	0,183	15,2	117013
b	11,4					
c	6,3					
d	8,4					

Fonte: Autoria própria (2020).

Assim como à montante do lavador Venturi, observou-se um aumento da velocidade média do gás no duto frente a um aumento na frequência do soprador. Porém, as velocidades no duto retangular (antes do Venturi) foram maiores que as velocidades no duto circular (depois do Venturi) e isso se deve ao aumento da área da seção transversal de um duto para o outro. Ao contrário do que foi observado no duto retangular, as velocidades do gás próximo das paredes do duto circular foram maiores que as velocidades no centro, desenvolvendo-se então um perfil parecido com o de uma espiral ao longo do escoamento, chamado de perfil ciclonado. Para todas as frequências, o escoamento desenvolvido pelo gás no interior do duto é turbulento.

A Figura 19 mostra como varia a velocidade de gás no duto circular em função dos quatro pontos de medição, para a melhor visualização do perfil hidrodinâmico.

Figura 19. Perfil de velocidade do duto à jusante do Venturi, para todas as frequências.



Fonte: Autoria própria (2020).

Observou-se um “vão” próximo ao ponto c, acentuando-se ainda mais para frequências maiores que 40 Hz. Isso evidenciou o desenvolvimento de um vórtice ao redor do ponto c, o que permite que o gás flua com mais velocidade pelas laterais. Este perfil ciclonado deve-se a presença de um ciclone em linha após o Venturi para a devida coleta das gotas líquidas, o qual perturbou o fluxo de gás. É possível verificar o desenvolvimento desse perfil de velocidade em trabalhos como o de Wang *et. al* (2006), em que as velocidades axiais observadas no duto do topo de um ciclone são maiores nas paredes do que no centro.

Com base nos cálculos de vazão volumétrica e velocidade de gás para o duto retangular à montante do Venturi, foi possível calcular a velocidade de gás na garganta do Venturi, como mostra a Tabela 18. Admitiu-se que o gás era incompressível (densidade constante), sendo, portanto, pela Equação da

Continuidade, a vazão volumétrica do gás no duto retangular igual a vazão volumétrica do gás na garganta do Venturi.

Tabela 18. Perfil de velocidade de gás na garganta do Venturi.

Frequência do Venturi (Hz)	Q_G (m ³ /s)	v_G (m/s)	Re_G (m/s)
20	0,074	88	156275
30	0,115	137	242929
40	0,146	174	308578
50	0,182	217	384821
60	0,220	262	465642

Fonte: Autoria própria (2020).

Devido à diminuição da área da seção transversal, as velocidades do gás na garganta foram maiores e, conseqüentemente, o número de Reynolds também foi maior.

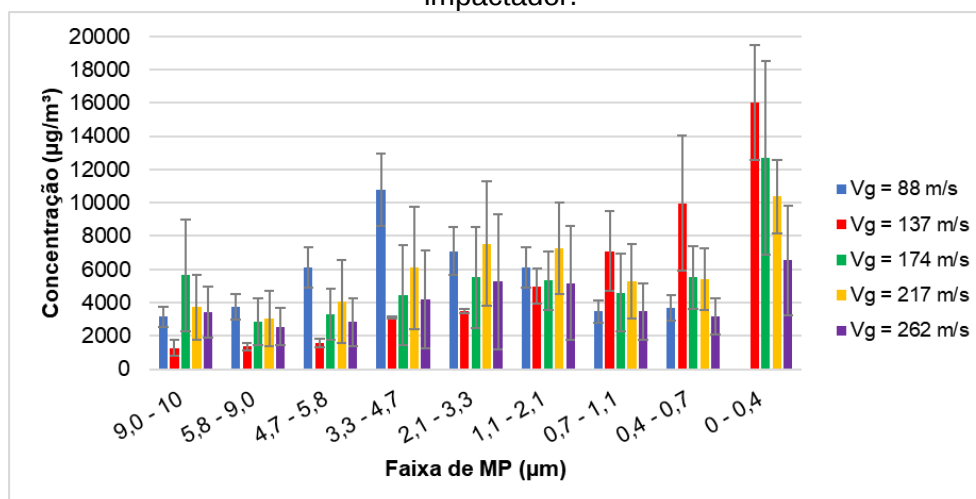
A verificação do perfil hidrodinâmico foi importante para a avaliação dos melhores pontos de amostragem ao longo da seção transversal do duto. No tipo de perfil de escoamento observado no duto circular à jusante do Venturi, por exemplo, os melhores pontos para coleta de MP seriam aqueles localizados na lateral do duto, pois ali as amostragens coletariam uma quantidade de pó representativa das condições de queima utilizadas, exatamente o que determina as normas de amostragem em fonte fixa. Além disso, traçar o perfil hidrodinâmico foi importante para a determinação de parâmetros de caracterização dos testes, como a velocidade de gás na garganta do lavador Venturi, essencial para a discussão dos resultados.

5.2. Concentração de material particulado

5.2.1 Impactador de cascata de Andersen

A Figura 20 apresenta as concentrações médias de MP, em $\mu\text{g}/\text{m}^3$, obtidas no duto circular com o lavador Venturi desligado para as cinco velocidades de gás na garganta do equipamento, referentes ao impactador de cascata. Estes resultados foram coletados e compartilhados em conjunto com a mestrandia Sâmilla Gabriela Coêlho de Almeida, sob orientação da Profa. Dra. Kelly Johanna Dussán Medina do IQ-UNESP Araraquara. Os resultados de concentração dos testes individuais são mostrados no Apêndice A.

Figura 20. Comparação entre as concentrações médias de MP antes do Venturi obtidas no impactador.



Fonte: Autoria própria (2020).

As temperaturas médias para cada uma das velocidades foi de (a) $173,0 \pm 5,0^\circ\text{C}$, (b) $182,1 \pm 17,8^\circ\text{C}$, (c) $217,3 \pm 40,3^\circ\text{C}$, (d) $188,2 \pm 37,4^\circ\text{C}$ e (e) $226,3^\circ\text{C} \pm 5,0^\circ\text{C}$, para 88, 137, 174, 217 e 262 m/s, respectivamente.

Os testes com $V_G = 137 \text{ m/s}$, $V_G = 174 \text{ m/s}$ e $V_G = 217 \text{ m/s}$ foram os que mais emitiram material particulado, em que a faixa de MP entre $0,0 - 0,4 \mu\text{m}$ foi a mais emitida, com valores máximos de $19.467 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $19.307 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $13.440 \mu\text{g}/\text{m}^3$, sendo no mínimo 14% do total emitido em cada teste apresentado anteriormente. . Variações nos testes individuais podem indicar uma combustão ineficiente no

momento do teste, arraste de partículas maiores pela alta velocidade do gás e variação nas características do combustível. Hu *et al.* (2020) obteve concentrações de $MP_{1,0-10}$ entre 23.000 e 85.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para queima de dois tipos de mistura de casca de madeira, em uma planta de queima de biomassa de 30 MW. As diferenças entre os valores de concentração têm relação com os diferentes tipos de biomassa utilizados, assim como o tamanho e potência das plantas de queima.

Observou-se na Figura 20 que as velocidades intermediárias de gás foram as que apresentaram maior concentração em quase todas as faixas de diâmetro de MP, pois para velocidades muito altas ($V_G = 262 \text{ m/s}$) houve a diluição das partículas no fluxo gasoso. Assim, a concentração diminuiu frente a um aumento de velocidade de gás na garganta para uma mesma faixa de MP. Verificou-se também que as concentrações das partículas têm um comportamento crescente quando se percorre faixas menores de diâmetro de MP para cada uma das velocidades. Isso mostrou que a queima de biomassa de fato emite concentrações mais elevadas de partículas finas e ultrafinas, as mais danosas ao meio ambiente e ao ser humano. Além das altas concentrações de particulado na faixa de diâmetro entre $0,0 - 0,4 \mu\text{m}$, as faixas de $3,3 - 4,7 \mu\text{m}$ a $1,1 - 2,1 \mu\text{m}$ também apresentaram altas concentrações de emissão, sendo responsáveis pelos picos ao meio. Portanto, a queima de bagaço de cana-de-açúcar emitiu concentrações mais altas de particulado ultrafino, seguidas de MP na faixa entre $1,1$ a $4,7 \mu\text{m}$ de diâmetro

A Tabela 19 relacionou a emissão de MP nas faixas de diâmetro menores que $1,0 \mu\text{m}$ com as temperaturas médias dos gases no duto. Para cada uma das velocidades, observou-se no geral uma tendência de crescimento na concentração de material particulado frente a maiores temperaturas de gases no duto. Para esses valores de temperatura, a fase de chama do processo de combustão é mais intensa, levando a uma combustão mais eficiente da biomassa. Observou-se também como a concentração de particulado menor que $1,0 \mu\text{m}$ foi predominante em queimas de temperaturas altas dos gases, devido à qualidade da combustão nessas condições. As eventuais diminuições de concentração de MP se deveram a variações nas características do bagaço de cana-de-açúcar, como umidade e compostos voláteis, que diferem dependendo do lote, da forma como foi armazenado, entre outros.

Tabela 19. Emissões de MP_{1,0} em relação às temperaturas dos gases no duto.

Velocidade do gás (m/s)	Temperatura dos gases (°C)	Concentração (µg/m³)		
		0,7 – 1,1 µm	0,4 – 0,7 µm	0 – 0,4 µm
20	173,0	3467	3680	6667
	202,9	2560	4960	9973
30	164,3	9493	14027	19467
	199,9	4693	5920	12587
	172,3	8213	8267	17013
40	234,4	2560	4960	9973
	274,8	5120	5867	19307
	132,0	3180	3569	9611
50	177,9	2933	3627	7413
	213,5	7093	6667	11040
	229,4	7893	7733	13440
	219,4	5707	4053	7787
60	228,6	3093	3787	9813
	230,9	3004	3136	3799

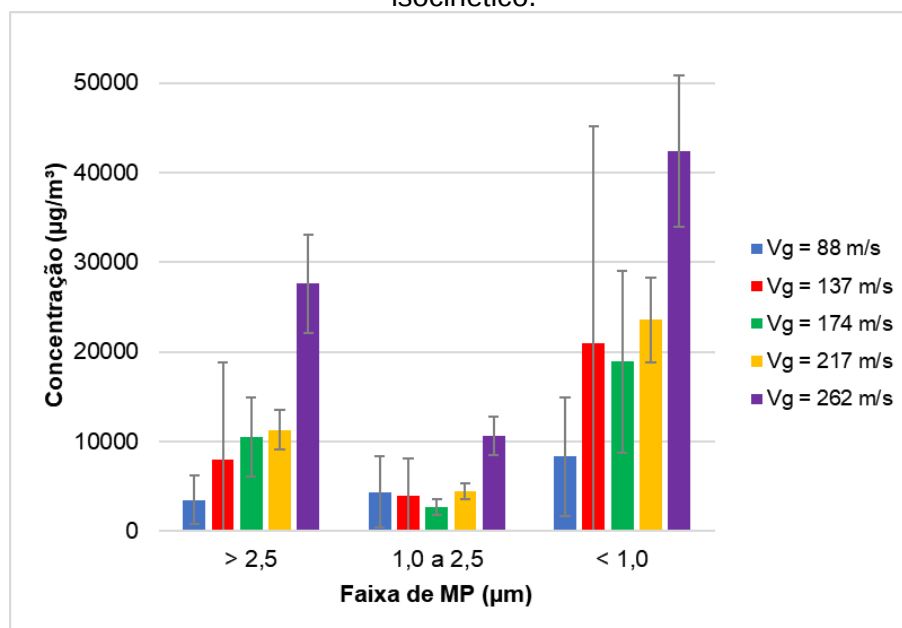
Fonte: Autoria própria (2020).

5.2.2 Amostrador isocinético

A Figura 21 apresenta as concentrações de MP, em µg/m³, obtidas antes do lavador Venturi para as cinco velocidades de gás na garganta, referentes ao amostrador isocinético. Os resultados de concentração dos testes individuais são mostrados no Apêndice A.

Os testes individuais com $V_G = 137$ m/s, $V_G = 174$ m/s e $V_G = 262$ m/s foram os que mais emitiram material particulado em termos mássicos, em que a faixa de MP menor que 1,0 µm foi a mais emitida (mais de 40% do total), com valores de 67.000 µg/m³, 29.067 µg/m³ e 42.400 µg/m³, respectivamente. Costa *et al.* (2012) obteve concentrações de MP_{2,5} numa faixa entre 60 – 400.000 µg/m³ provinda de queima de biomassa da floresta amazônica em campo aberto, em que o tamanho de partícula média variou entre 0,0347 – 0,259 µm. As partículas ultrafinas foram responsáveis pelas maiores concentrações na emissão e foram predominantes na fase de chama da combustão, decrescendo na fase de incandescência.

Figura 21. Comparação entre as concentrações médias de MP obtidas no amostrador isocinético.



Fonte: Autoria própria (2020).

As temperaturas médias para cada uma das velocidades foi de (a) $218,6 \pm 20,9^\circ\text{C}$, (b) $214,3 \pm 12,3^\circ\text{C}$, (c) $233,3 \pm 12,6^\circ\text{C}$, (d) $208,1 \pm 5,0^\circ\text{C}$ e (e) $216,1^\circ\text{C} \pm 5,0^\circ\text{C}$, para 88, 137, 174, 217 e 262 m/s, respectivamente.

Verificou-se um comportamento de “vale” em quase todos testes, em que as concentrações diminuem de MP menor que $2,5 \mu\text{m}$ para MP entre $1,0$ e $2,5 \mu\text{m}$, e voltam a crescer acentuadamente para MP menor que $1,0 \mu\text{m}$. Isso vai de encontro com o comportamento observado em alguns resultados do impactador, onde há um decaimento na concentração de particulado para depois haver um aumento significativo para MPs menores, na faixa entre $0,0 - 4,7 \mu\text{m}$. Assim como os resultados obtidos no impactador, as amostragens isocinéticas mostraram uma alta emissão de partículas ultrafinas, mais prejudiciais à saúde.

Mantendo-se constante o diâmetro de MP, observou-se na Figura 21 que as concentrações eram crescentes à medida que se aumentava a velocidade de gás na garganta, o que não foi observado para o impactador, onde a concentração era mais baixa para velocidade maiores em uma mesma faixa de MP. Como as faixas de diâmetro para o amostrador isocinético são divididas em apenas três faixas, as concentrações de MP menor que $1,0 \mu\text{m}$, por exemplo, abrangem as faixas de $0,7 -$

1,1 μm , 0,4 – 0,7 μm e 0,0 – 0,4 μm do impactador, em que se encontrou altas emissões de partículas. Logo, o amostrador isocinético abrangeu as partículas finas menores que 1,0 μm e ultrafinas menores que 0,1 μm em uma só faixa, e a amostragem no equipamento determinou que essa categoria é a mais emitida.

A Tabela 20 relacionou a emissão de MP nas três faixas de diâmetro menores que com as temperaturas médias dos gases no duto, em cada uma das velocidades de gás na garganta.

Tabela 20. Emissões das três faixas de MP em relação à temperatura dos gases no duto.

Velocidade do gás (m/s)	Temperatura dos gases ($^{\circ}\text{C}$)	Concentração ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		
		> 2,5 μm	1,0 – 2,5 μm	< 1,0 μm
20	197,3	2097	1935	4731
	211,5	1235	1235	2676
	247,0	7233	9933	17533
30	197,5	2100	1967	3233
	219,5	4500	6083	20000
	231,5	29600	11000	67000
40	220,7	6147	1794	8765
	245,9	14933	3600	29067
50	208,1	11333	4444	23556
60	216,1	27600	10667	42400

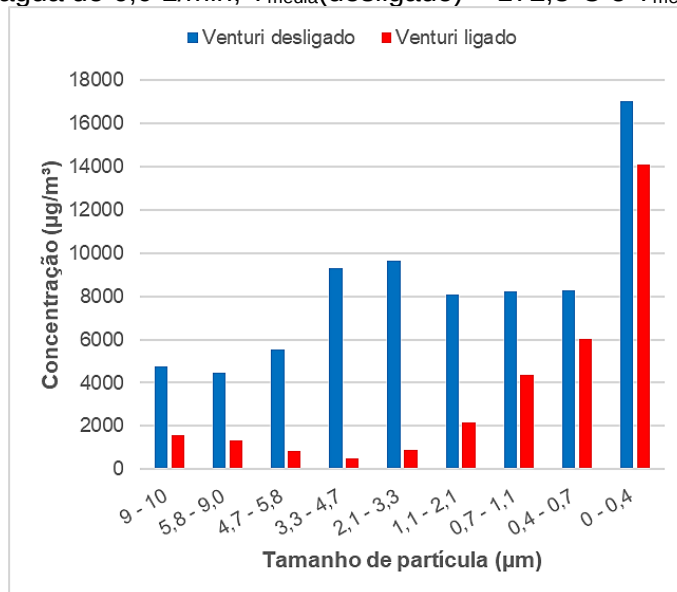
Fonte: Autoria própria (2020).

Para cada uma das velocidades de gás, houve um aumento na concentração de material particulado emitido frente a um aumento na temperatura dos gases no duto, principalmente as partículas menores que 1,0 μm . Assim como observado para os resultados do impactador, isso se deveu à fase de chama ser mais intensa para temperaturas mais altas, favorecendo uma combustão mais eficiente e aumentando a quantidade de particulado fino liberado na queima.

5.2.3 Comparação entre emissões com o Venturi desligado e ligado

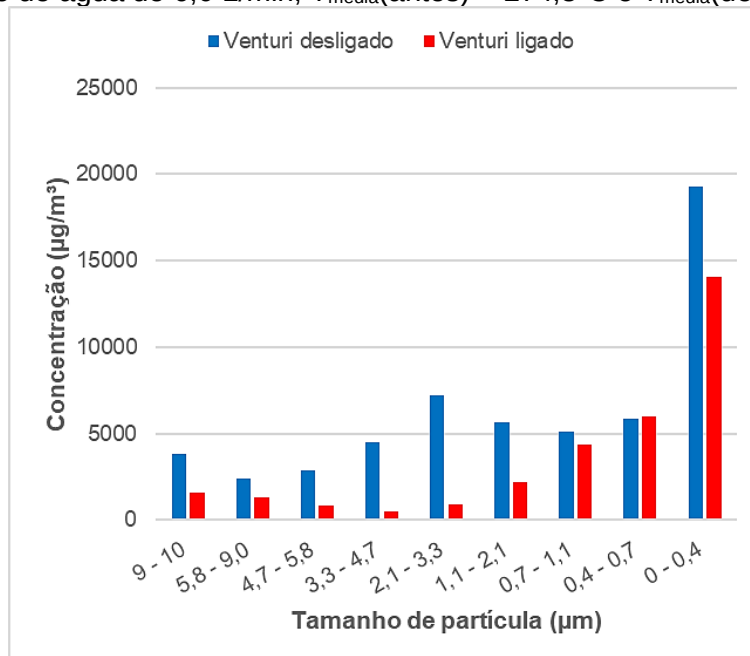
Uma comparação entre concentrações com o Venturi desligado e o Venturi ligado foi realizada para os filtros do impactador, como mostram as Figuras 22 e 23. Outros resultados são mostrados no Apêndice A.

Figura 22. Comparação entre filtros amostrados com o Venturi desligado e ligado para $V_G = 174$ m/s, vazão de água de 6,0 L/min, $T_{\text{média}}(\text{desligado}) = 172,3^\circ\text{C}$ e $T_{\text{média}}(\text{ligado}) = 248,6^\circ\text{C}$.



Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 23. Comparação entre filtros amostrados com o Venturi desligado e ligado para $V_G = 174$ m/s, vazão de água de 6,0 L/min, $T_{\text{média}}(\text{antes}) = 274,8^\circ\text{C}$ e $T_{\text{média}}(\text{depois}) = 248,6^\circ\text{C}$.



Fonte: Autoria própria (2020).

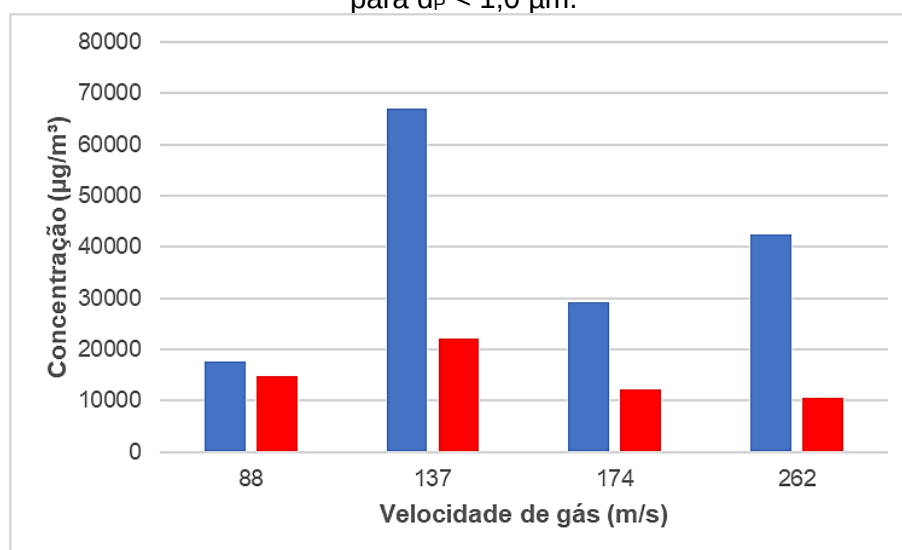
Foi possível observar a retenção de material particulado em diversas faixas diâmetro de MP, devido ao desempenho do lavador Venturi. Os testes com $V_G = 174$

m/s e vazão de líquido de 6,0 L/min foram o que apresentaram maior coerência, de acordo com o que era esperado para o experimento. As partículas mais grossas apresentaram maior contraste entre o antes e o depois da lavagem, o que demonstra a eficiência do lavador Venturi na coleta de MPs maiores. Em especial, as faixas de 3,3 – 4,7 μm e 2,1 – 3,3 μm obtiveram a maior diferença entre suas concentrações de MP. Os valores de eficiência são descritos na seção 5.5.

Para o impactador de cascata, é possível que a metodologia de amostragem possa influenciar bastante na retenção de material particulado. Havia apenas um ponto de amostragem para o amostrador, no caso a exaustão dos gases no duto circular após o Venturi, e apenas havia um equipamento para os testes. Dessa forma, era necessário amostrar primeiramente com a vazão de injeção de água no Venturi desligado, trocar os filtros amostrados por novos, posicionar o impactador novamente no ponto de amostragem e ligar a injeção de água na garganta do lavador. Todo esse processo custava tempo e exigia que o operador na alimentação do queimador mantivesse as condições de combustão do bagaço constante, porém isso é muito difícil e permitiu que os testes oscilassem bastante. Essas oscilações oferecem emissões diferentes entre uma amostragem e outra, o que pode ter explicado uma concentração de material particulado maior, mesmo após a lavagem dos gases.

A Figura 24 mostra a comparação entre os filtros do amostrador isocinético para todos os estágios, para diâmetro de partículas menores que 1,0 μm . Os resultados foram expressos como antes e depois do Venturi, já que haviam dois amostradores isocinéticos localizados nessas posições, equivalente ao Venturi desligado e ligado. Os resultados para as outras faixas de diâmetro são mostrados no Apêndice A.

Figura 24. Comparação entre filtros do amostrador isocinético antes e depois do Venturi para $d_p < 1,0 \mu\text{m}$.



Fonte: Autoria própria (2020).

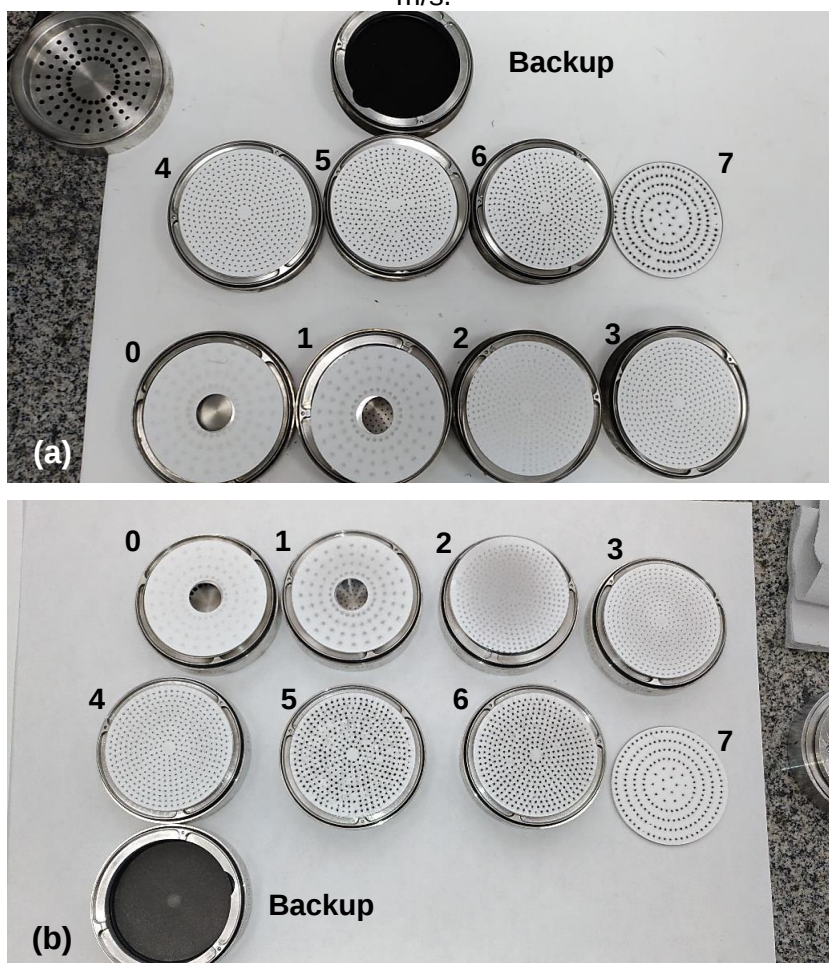
Para cada um dos testes, houve uma retenção significativa de particulados pelo equipamento de lavagem para as faixas de tamanho de partícula maior que $2,5 \mu\text{m}$ e entre $1,0$ e $2,5 \mu\text{m}$. Isso demonstra a ótima eficiência de coleta do lavador para esses diâmetros de partícula em especial, pois partículas maiores são mais fáceis de serem capturadas pelas gotas presentes no interior do lavador devido à sua maior inércia.

Para os particulados menores que $1,0 \mu\text{m}$, verificou-se uma retenção cada vez mais acentuada de MP à medida que se aumenta a velocidade do gás na garganta, com exceção do teste com $V_G = 137 \text{ m/s}$ que destoou dos demais. Isso se verifica pelo aumento na eficiência de atomização do jato de água frente a um aumento de velocidade de gás, consequentemente favorecendo a captura do material particulado de menor tamanho pelas gotículas de água por impactação. É importante destacar que boa parte dos testes possuíram retenções de particulado maior do que 50% apenas observando as colunas traçadas na Figura 24. Valores de eficiência serão apresentados com mais profundidade na seção 5.5.

5.2.4 Aspecto dos filtros

Foi possível visualizar as emissões e o desempenho do lavador Venturi na coleta de material particulado posteriormente aos testes, realizando uma comparação entre os filtros. As Figuras 25 e 26 ilustram a adesão de pó sobre os filtros para o impactador ($V_G = 174$ m/s e $V_G = 217$ m/s, sem Venturi) e o Quadro 1 mostra a adesão de pós sobre os filtros do amostrador isocinético ($V_G = 137$ m/s e $V_G = 174$ m/s, com vazão de água de 2,5 L/min). Cada estágio foi enumerado nas figuras. Para verificar o desempenho do lavador Venturi, posicionou-se os dois conjuntos de filtros, o que amostrou antes e o que amostrou depois do equipamento, lado a lado a fim de verificar o contraste nas tonalidades de cor. Fotos de outros testes com os filtros do amostrador isocinético encontram-se no Apêndice B.

Figura 25. Aspecto dos filtros do impactador após teste para (a) $V_G = 174$ m/s e (b) $V_G = 217$ m/s.



Fonte: Autoria própria (2019).

Figura 26. Aspecto do filtro do estágio 7, faixa de diâmetro 0,4 – 0,7 μm , para $V_G = 174 \text{ m/s}$.



Fonte: Autoria própria (2019).

Quadro 1. Aspecto dos filtros do amostrador isocinético para (a) $V_G = 137 \text{ m/s}$ e (b) $V_G = 174 \text{ m/s}$ com vazão de água de 2,5 L/min.

Diâmetro de partícula (μm)	Filtro sem Venturi	Filtro com Venturi	Filtro sem Venturi	Filtro com Venturi
$d_p > 2,5$	(a) 		(b) 	
$1,0 < d_p < 2,5$				
$d_p < 1,0$				

Fonte: Autoria própria (2019).

Os filtros utilizados para amostrar o material particulado antes da passagem pelo Venturi continham uma alta concentração de pó, apresentando uma coloração bem mais escura que os filtros usados após a lavagem dos gases. Nos filtros do impactador que amostraram as emissões da queima de bagaço da Figura 25, os pontos de coloração preta representam a presença de pó, em que a tonalidade fica mais intensa à medida que se avançam os estágios (diminui a faixa de MP). O filtro *backup* apresentou a coloração mais intensa dentre os outros filtros, o que mostrou

que a quantidade de material particulado coletado foi maior para essa faixa de diâmetro (0,0 – 0,4 μm). Na Figura 26, observou-se a forma como as partículas se aglomeraram sobre o filtro do estágio 7 (0,4 – 0,7 μm). Elas se acumularam no sentido oposto ao do fluxo gasoso, o que permitiu que se juntasse massa na vertical, e isso poderia ser um problema caso a amostragem tivesse se estendido por mais tempo, pois o filtro estaria saturado de pó e não seria possível a passagem de gás por ele.

Do Quadro 1, verificou-se a eficiência do lavador Venturi na coleta de material particulado através da diferença de tonalidades de um conjunto de filtro para o outro, em que os filtros amostrados após o equipamento possuem tonalidades mais claras que os amostrados antes. As partículas maiores que 2,5 μm são as que apresentam maior contraste de cores, revelando uma alta remoção de MP do gás por parte do lavador. O menor contraste foi observado para a faixa de MP menor que 1,0 μm , indicando a maior dificuldade do lavador na coleta de MP menor que 1,0 μm .

5.2.5 Padrões de qualidade

Para verificar se as concentrações de material particulado emitidas pela queima de bagaço de cana-de-açúcar estavam dentro dos padrões de qualidade, comparou-se os resultados obtidos para o impactador de cascata e para o amostrador isocinético com a Tabela 5, referente aos limites de emissão de poluentes atmosféricos para combustão de biomassa de cana-de-açúcar, definido pela Resolução CONAMA n.º 436/2011. A potência térmica nominal do queimador é de 8,1 kW, logo o padrão de qualidade para MP é de 520 mg/m³ ou 520.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

No entanto, a norma não especifica uma faixa de diâmetro de partícula, logo não houve como definir se cada uma das faixas utilizadas no presente trabalho está dentro de um limite ambiental seguro e adequado. Supõe-se que a norma se refira ao material particulado suspenso total emitido na combustão, o que foge do tamanho das partículas analisadas no presente trabalho, que focou em MP_{2,5}. Isso revelou uma falha importante nas determinações ambientais, pois permite que a indústria queimadora de biomassa para geração de energia emita altas concentrações de material particulado fino e ultrafino para a atmosfera e ainda estar dentro dos padrões de qualidade definidos pela norma, através do investimento em sistemas

mais baratos e menos eficientes de lavagem de gases que removem apenas as partículas mais grossas do fluxo gasoso. Portanto, é necessário que as normas brasileiras sejam revistas, com o foco em reduzir o risco ambiental causado pela emissão excessiva de partículas de menores tamanhos. É inclusive importante destacar que esse problema não é só nacional, como mundial. Os únicos padrões de qualidade que dividem o MP em categorias são referentes à qualidade do ar, como por exemplo a Tabela 4 elaborada pela Cetesb.

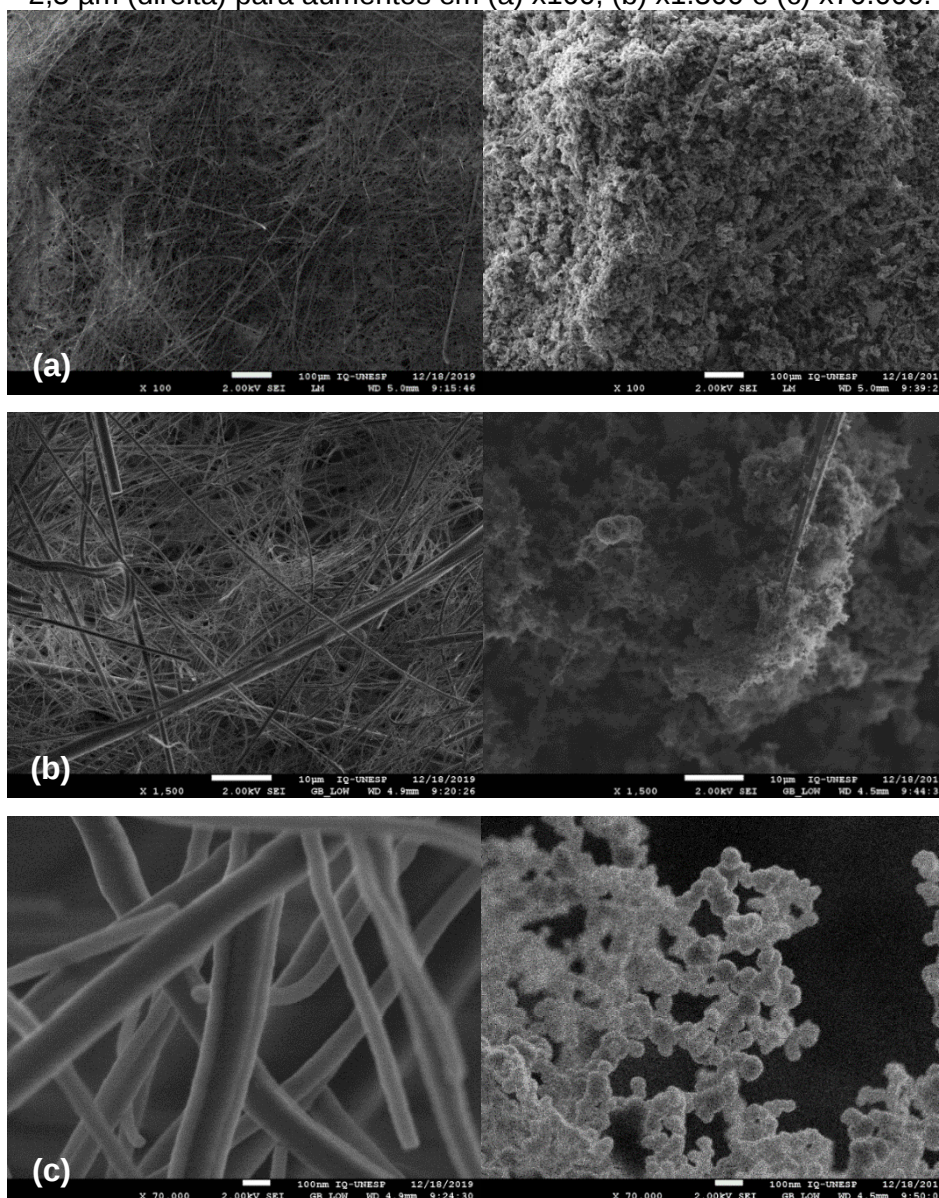
O limite de emissão de MP total para pequenas unidades de combustão (a) na Suíça, na categoria de fornos individuais para combustíveis sólidos, é de 90 mg/m³ (90.000 µg/m³) (EBS, 2008); (b) no Québec, para capacidade de caldeira menor que 3 MW, é de 600 mg/m³ (600.000 µg/m³) (QUEBÉC, 2020); (c) em Vancouver, para capacidade de caldeira menor ou igual a 3 MW, é de 50 mg/m³ (50.000 µg/m³) (VILLENEUVE *et al.*, 2012); (d) pela EPA (2011), dos EUA, para capacidade de caldeira menor ou igual a 2,9 MW, recomenda-se apenas que o equipamento passe por ajustes uma vez a cada 2 anos; (e) na Europa, para plantas maiores com capacidade menor que 500 MW, é de 100 mg/m³ (100.000 µg/m³) (EC, 2001); e na Alemanha, independente da capacidade da planta, é de 20 mg/m³ (20.000 µg/m³) (VILLENEUVE *et al.*, 2012). Notou-se que a maioria dos limites internacionais estabelecidos para emissão de MP são menores do que os definidos pela norma brasileira, o que daria uma margem menor para indústrias poluírem mais nas regiões internacionais. Mesmo não sendo possível a comparação com as normas, muitos dos testes apresentados neste trabalho estariam acima do limite estabelecido para diversas faixas de diâmetro de MP citados anteriormente, caso apenas as concentrações totais de todas as faixas de diâmetro de MP fossem somadas para obter uma concentração total de particulado. Na norma alemã, por exemplo, todos os testes estariam fora do padrão estabelecido, o que poderia implicar em melhorias no sistema de lavagem dos gases para a redução da emissão.

Dessa forma, concluiu-se que não houve como relacionar as concentrações de MP emitidas nos testes para cada faixa de diâmetro de MP, segundo a Resolução CONAMA n.º436/2011, assim como em normas internacionais. Isso indica que a norma deve ser revista para melhorar as condições de emissão de MP para a atmosfera.

5.3. Resoluções da microscopia eletrônica

Após a microscopia, comparou-se os resultados obtidos através das resoluções observadas no equipamento. Todas as resoluções, para todos os filtros e todos os aumentos, são demonstradas no Apêndice B. A Figura 27 mostrou a diferença entre o filtro branco e o filtro após coletar o material particulado dos gases da queima, para aumentos de magnitude x100, x1.500 e x70.000.

Figura 27. Resoluções comparando o filtro branco (esquerda) e o filtro amostrado com MP > 2,5 µm (direita) para aumentos em (a) x100, (b) x1.500 e (c) x70.000.

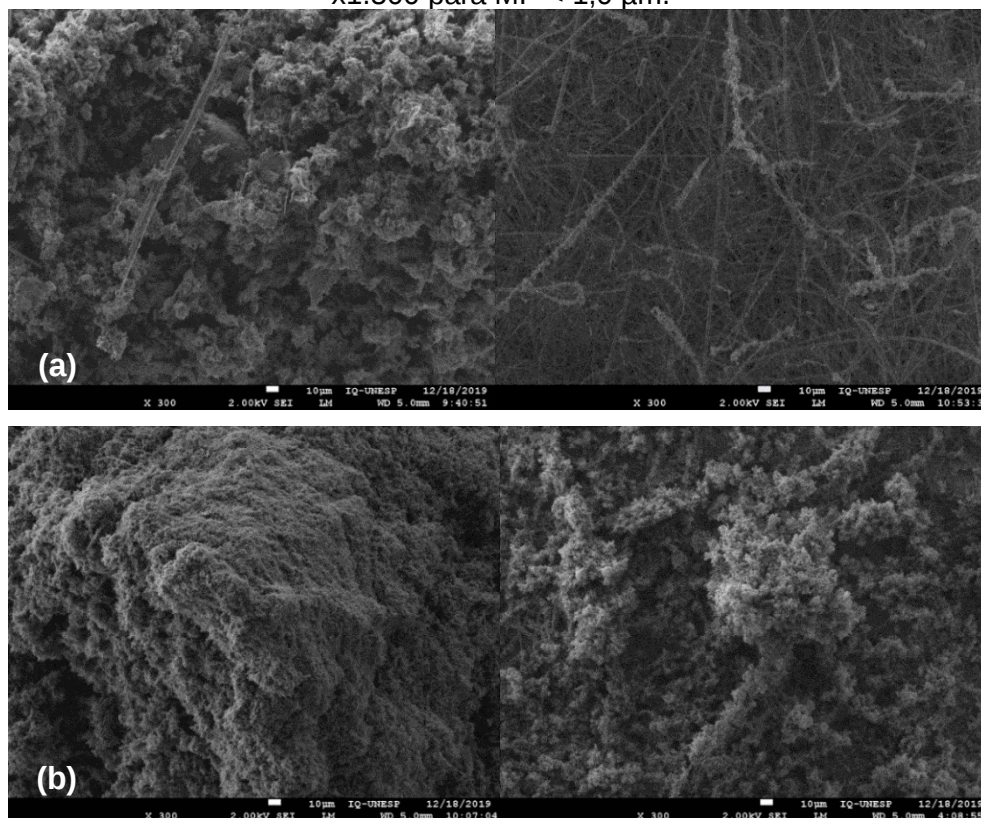


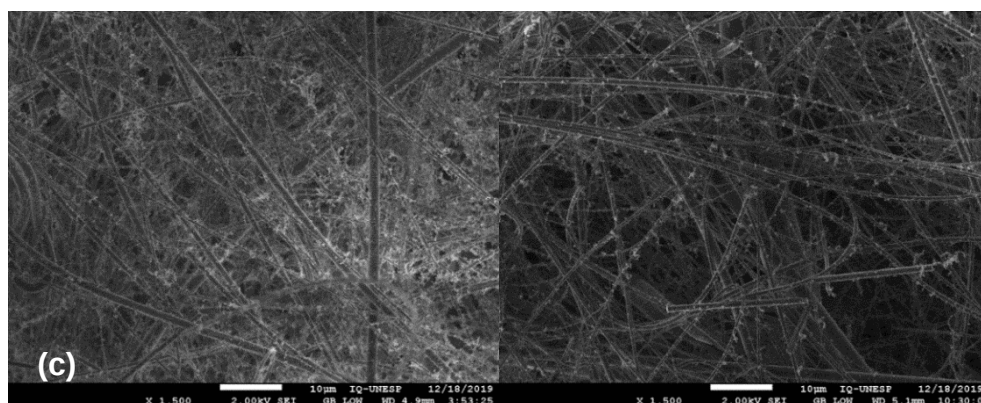
Fonte: Autoria própria (2020).

Foi possível visualizar das fibras entrelaçadas que constituem o material na Figura 27(c) à esquerda, formando uma grande rede emaranhada, como mostrado na Figura 27(a) à esquerda. Os poros gerados por esse entrelaçamento permitem a captura do material particulado que impacta com o filtro quando ele é succionado pela bomba, formando aglomerados como aqueles evidenciados na Figura 27(a) à direita. A determinação do diâmetro das partículas nas resoluções obtidas mostrou que elas variam numa faixa entre 30,0 – 42,0 nm, demonstrando que de fato partículas bem menores unem-se para a formação de particulados maiores. Na resolução aumentada x70.000 foi possível ter uma ideia do tamanho das partículas que são produzidas na combustão, capazes de aderir-se umas nas outras para formar aglomerados cada vez maiores.

Comparou-se as resoluções entre os filtros amostrados antes e depois do lavador Venturi, a fim de verificar-se a diferença na quantidade de pó coletado, e os resultados são mostrados na Figura 28 para as três faixas de diâmetros de MP.

Figura 28. Resoluções comparando o filtro antes (esquerda) e depois (direita) do Venturi aumentadas em (a) x300 para MP > 2,5 µm, (b) x300 para MP entre 1,0 e 2,5 µm e (c) x1.500 para MP < 1,0 µm.





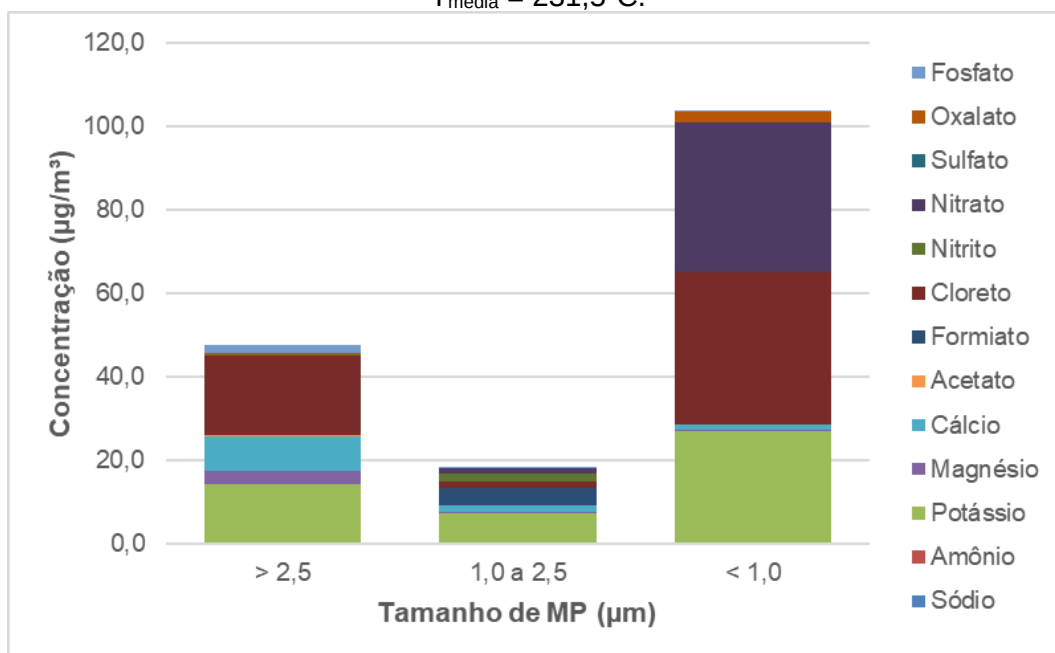
Fonte: Autoria própria (2020).

Observou-se uma diminuição na quantidade de partículas após a lavagem dos gases no Venturi, em especial nas faixas de diâmetro de MP maior que 2,5 μm e entre 1,0 a 2,5 μm , que são as mais retidas pelo equipamento. Para a faixa de diâmetro de MP menor que 1,0 μm observou-se uma diminuição atenuada em relação às outras faixas, devido à menor capacidade de retenção do lavador para esse tamanho de MP em especial. No geral, as resoluções foram satisfatórias na visualização da eficiência do lavador Venturi na coleta de material particulado.

5.4. Análise cromatográfica

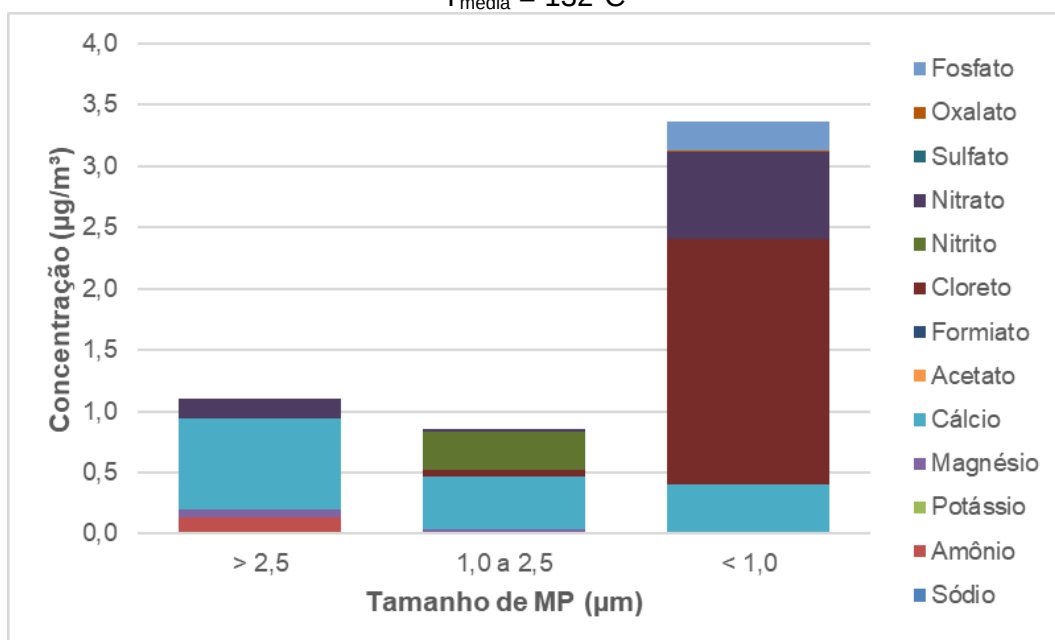
Os resultados para a análise de cromatografia iônica dos filtros amostrados em amostrador isocinético são apresentados nas Figuras 29 a 31, para as velocidades de $V_G = 137 \text{ m/s}$, $V_G = 217 \text{ m/s}$ e 262 m/s . Indica-se também as temperaturas médias obtidas na câmara de gases, monitoradas ao longo de todo o período de teste. Os íons mais predominantes nos testes foram cloreto (Cl^-), potássio (K^+), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) e cálcio (Ca^{2+}), importantes elementos na emissão de material particulado fino. As porcentagens mássicas de cloreto e potássio chegaram até 35% e 26% da massa iônica total, respectivamente. Verificou-se que os íons mais predominantes (K^+ , Cl^- e NO_3^-) estavam presentes em MP menor que 1,0 μm . As maiores concentrações de potássio, cloreto e nitrato ocorreram para a maior temperatura de queima (231,5°C).

Figura 29. Concentração iônica em MP para $V_G = 137$ m/s, vazão de água de 2,5 L/min e $T_{\text{média}} = 231,5^\circ\text{C}$.



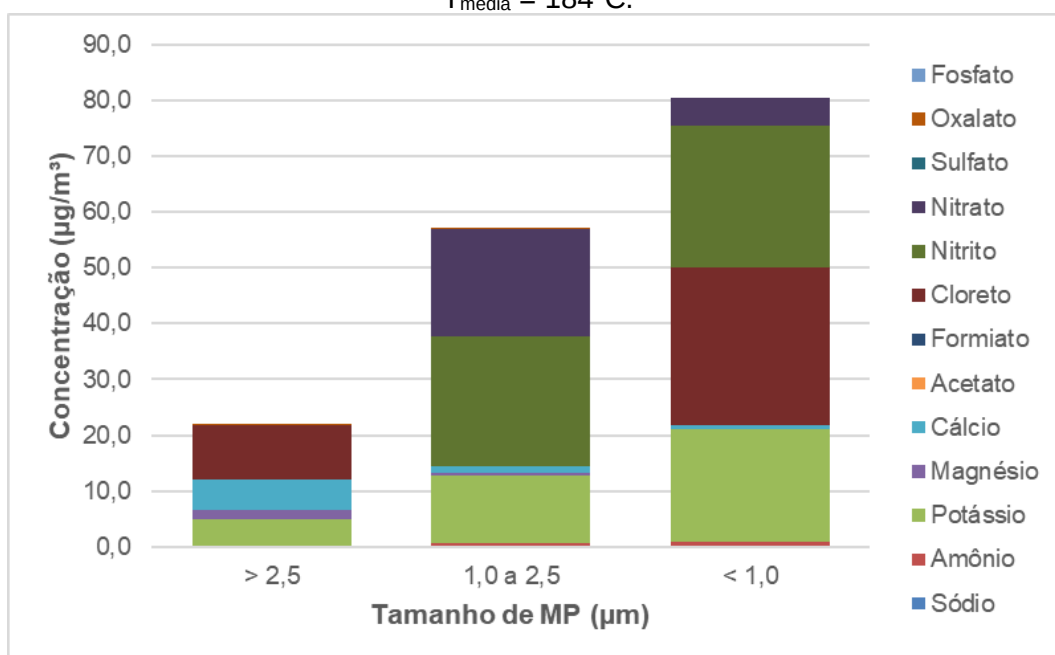
Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 30. Concentração iônica em MP para $V_G = 217$ m/s, vazão de água de 2,5 L/min e $T_{\text{média}} = 132^\circ\text{C}$.



Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 31. Concentração iônica em MP para $V_G = 262$ m/s, vazão de água de 2,5 L/min e $T_{\text{média}} = 184^\circ\text{C}$.



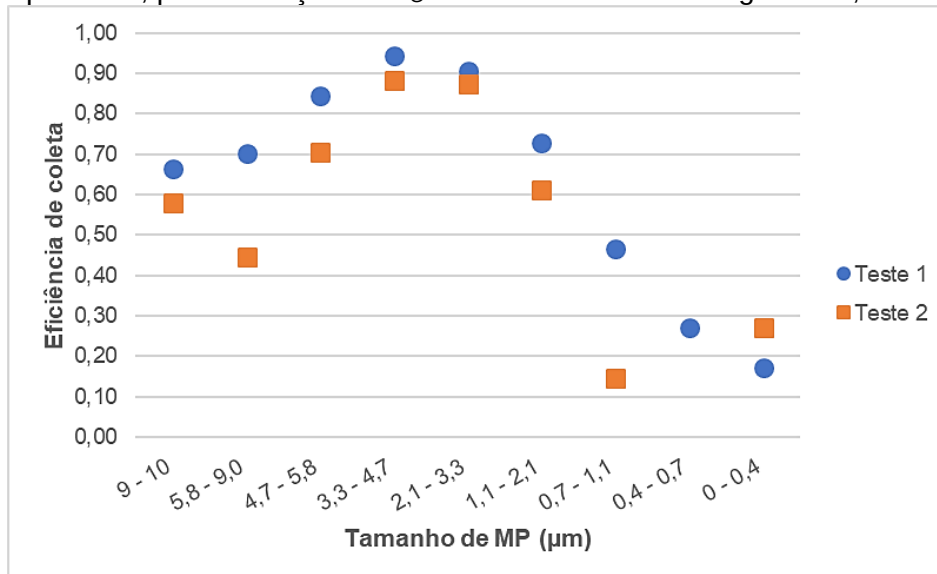
Fonte: Autoria própria (2020).

Outros trabalhos também observaram a presença desses íons no material particulado provindo de queima de biomassa. A predominância de cloreto e potássio está relacionada com o uso de fertilizantes e herbicidas nas plantações de cana-de-açúcar (CHANTARA *et al.*, 2019). Foi observado fatores de emissão predominantes de cloreto (Cl^-) e potássio (K^+), valores intermediários para sulfato (SO_4^{2-}) e amônio (NH_4^+) e traços de nitrato (NO_3^-) e sódio (Na^+) nos estudos realizados por Chantara *et al* (2019) na queima de diversos tipos de biomassa em uma câmara de combustão de sistema aberto. Sillapapiromsuk *et al.* (2013) também relatou maiores fatores de emissão para cloreto e potássio na determinação de MP_{10} em uma câmara de combustão de biomassa, utilizando palha de arroz, resíduos de milho e folhas secas. Guo *et al.* (2018) verificou fatores de emissão altos para potássio, cloreto, fluoreto e sulfato na emissão de $\text{MP}_{2,5}$ provindo da queima de seis principais espécies de árvores na China.

5.5. Eficiências de coleta experimentais

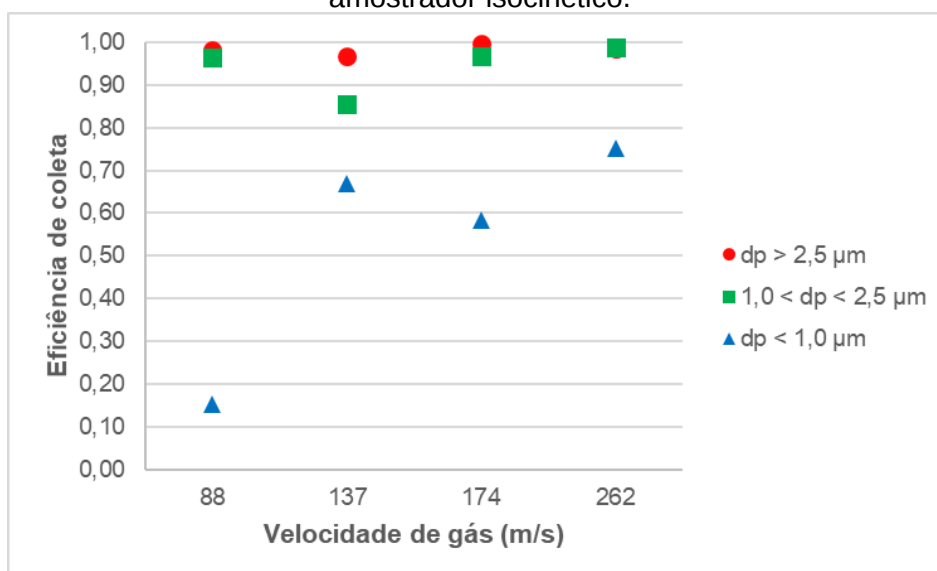
As eficiências experimentais fracionárias e globais de coleta do lavador Venturi para os diferentes tamanhos de material particulado, variando a velocidade de gás na garganta, são mostradas nos gráficos da Figura 32 a 34.

Figura 32. Eficiências fracionárias de coleta para as nove faixas de diâmetro de MP do impactador, para condição de $V_G = 174$ m/s e vazão de água de 6,0 L/min.

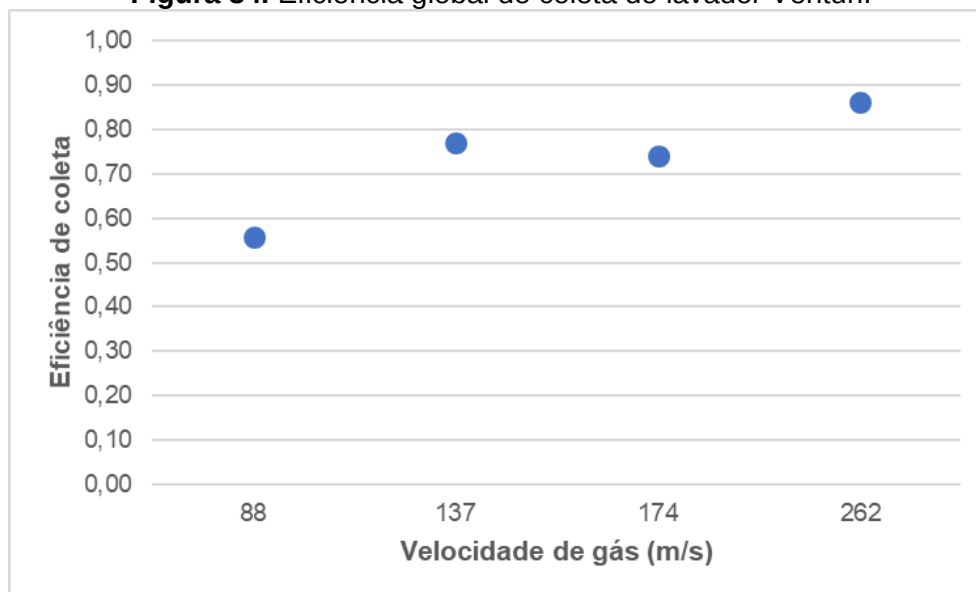


Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 33. Eficiências fracionárias de coleta para as três faixas de diâmetro de MP do amostrador isocinético.



Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 34. Eficiência global de coleta do lavador Venturi.

Fonte: Autoria própria (2020).

Na Figura 32, as maiores eficiências ocorreram para as faixas intermediárias de eficiência de $3,3 - 4,7 \mu\text{m}$ e $2,1 - 3,3 \mu\text{m}$, com valores de 94,3% e 90,6% para o Teste 1; e 88,2% e 87,4% para o Teste 2, respectivamente. As menores eficiências estão representadas nas menores faixas de diâmetro de MP de $0,7 - 1,1 \mu\text{m}$ e $0 - 0,4 \mu\text{m}$, com valores máximos de 27,1% para as duas faixas, respectivamente. Isso revela a eficiência do lavador Venturi na coleta de partículas mais grossas, em detrimento das partículas menores, mais difíceis de serem coletadas.

Da Figura 33, as maiores eficiências obtidas ocorreram para $V_G = 262 \text{ m/s}$, sendo elas de 99,6% para MP maior que $2,5 \mu\text{m}$; 98,9% para MP entre $1,0$ e $2,5 \mu\text{m}$; e 75,2% para MP menor que $1,0 \mu\text{m}$. Verificou-se um ótimo desempenho do lavador na coleta de MP maior que $2,5$ e entre $1,0$ e $2,5 \mu\text{m}$, variando entre 98,4% e 99,6%. As partículas maiores que $1,0 \mu\text{m}$ foram coletadas com mais facilidade devido à sua maior inércia, o que diminuiu a probabilidade de que elas desviassem das gotas de líquido.

As eficiências de coleta para MP menor que $1,0 \mu\text{m}$ foram satisfatórias, com exceção da condição em que $V_G = 88 \text{ m/s}$. Para os particulados finos menores que $1,0 \mu\text{m}$, verifica-se uma influência significativa na eficiência de coleta quando se aumenta a velocidade de gás na garganta do lavador. Com o aumento da velocidade

de gás, há maior atomização do jato de água na garganta devido ao choque, de forma que haja mais gotículas de líquido disponíveis para capturar MP. O mecanismo de difusão browniana é o mais atuante para as partículas ultrafinas, caracterizada pela aleatoriedade nos movimentos da partícula, seguindo apenas o sentido do escoamento do fluxo gasoso e não as linhas de corrente. Isso dificulta a coleta, logo o aumento na quantidade de gotículas favorece a probabilidade de que essas partículas sejam capturadas. Essas eficiências demonstraram que o lavador Venturi pode ser um equipamento com um custo-benefício muito favorável na diminuição da emissão de partículas ultrafinas – que são as mais danosas à saúde – pois ele apresenta baixos custos de manutenção, ocupa pouco espaço e consegue desenvolver eficiências altas, sem precisar de investimentos em sistemas mais complexos e mais caros.

Da Figura 34, as eficiências globais de coleta do lavador foram de 55,7%, 77,0%, 74,2% e 86,3% para as velocidades de gás de 88, 137, 174 e 262 m/s, respectivamente. Para o impactador, as eficiências globais de coleta foram de 58% e 44% para o Teste 1 e 2, respectivamente. Dessa forma, concluiu-se que a condição experimental que inclui $V_G = 262$ m/s, para uma vazão de líquido de 2,5 L/min (razão líquido/gás igual a 0,19 L/m³), foi a melhor condição para o Venturi retangular utilizado neste trabalho. As eficiências de coleta obtidas tiveram influência em parâmetros como a vazão alta de água (2,5 L/min), 4 orifícios de injeção de líquido – o que aumenta a distribuição de gotículas de água no interior da garganta – e altas velocidades de gás.

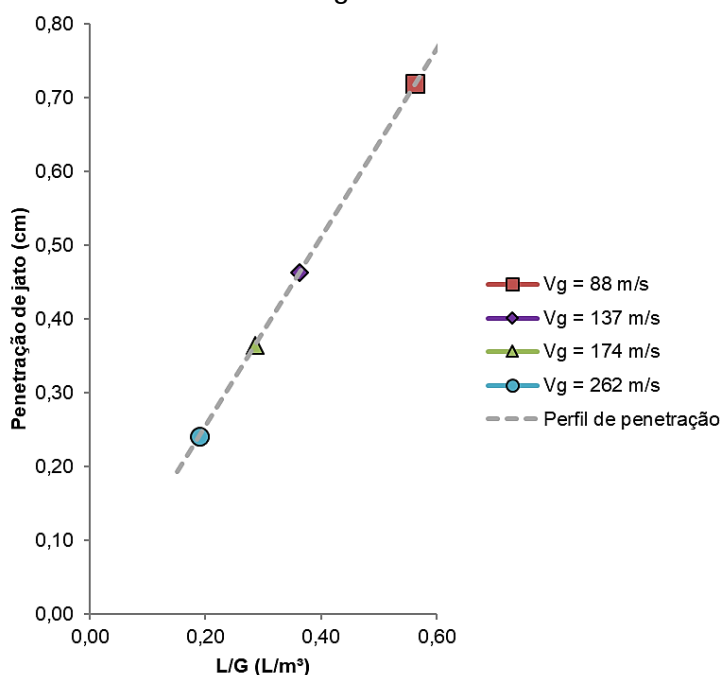
As eficiências obtidas nos testes estão dentro do que é esperado em literatura, como mostrado na Tabela 5, em que as eficiências para MP maior que 1,0 μm estão na faixa de 70 – 90% e MP menor que 1,0 μm estão em torno de 50%. Nos estudos de Bianchini *et al.* (2016), obteve-se eficiências de 60,36% na remoção de MP_{2,5} para um fluxo de água de 5 L/min, equiparáveis com as obtidas neste trabalho. São maiores inclusive que alguns sistemas de lavagem de MP_{2,5} utilizados por Bianchini *et al.* (2016), como a torre de lavagem (28,25%) e a coluna de bolhas (58,65%). Mi e Yu (2012), obtiveram eficiência de remoção das partículas de 10 μm e 45 μm acima de 95,1% e 92,7%, respectivamente, o que mostra que as eficiências de coleta obtidas para particulado maior que 2,5 μm foram notáveis. Ali *et al.* (2013)

obteve eficiências de coleta global de material particulado variando entre 95 a 99%, para diferentes velocidades de gás na garganta (130 a 200 m/s). Embora as eficiências obtidas neste trabalho tenham sido menores que Ali *et al.* (2013), elas são satisfatórias.

5.6. Penetração de jato e fração de filme líquido

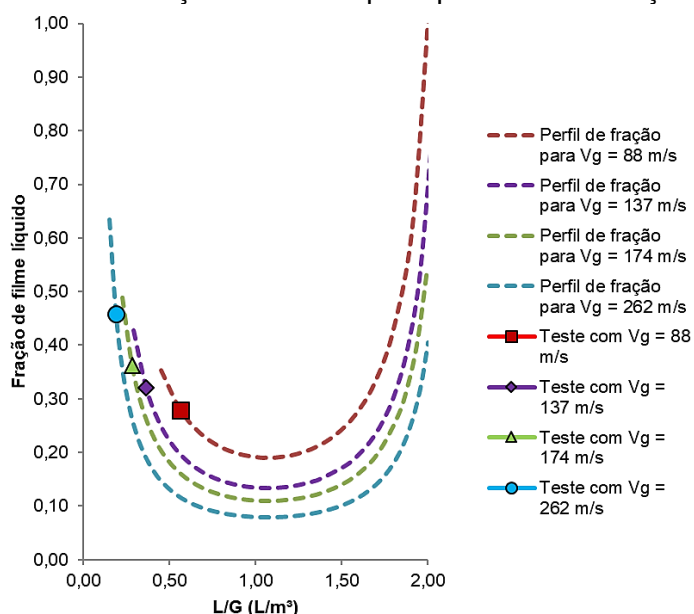
As eficiências de coleta podem ser associadas com o que ocorre no interior da garganta, como a penetração do jato e a fração de filme líquido formada nas paredes do equipamento. As Figuras 35 e 36 mostram os perfis teóricos de penetração de jato e fração de filme líquido traçados para as condições experimentais utilizadas nos testes. O cálculo da penetração de jato foi realizado de acordo com a Equação 1, sendo 1,75 cm o valor ideal de penetração – metade da altura de 3,5 cm da garganta. O perfil de fração de filme líquido foi traçado utilizando a Equação 4 para os cálculos. Os pontos marcados sobre os perfis são referentes aos testes realizados em cada velocidade de gás na garganta.

Figura 35. Perfil de penetração de jato para o lavador Venturi em função da razão líquido gás.



Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 36. Perfil de fração de filme líquido para cada condição de teste.



Fonte: Autoria própria (2020).

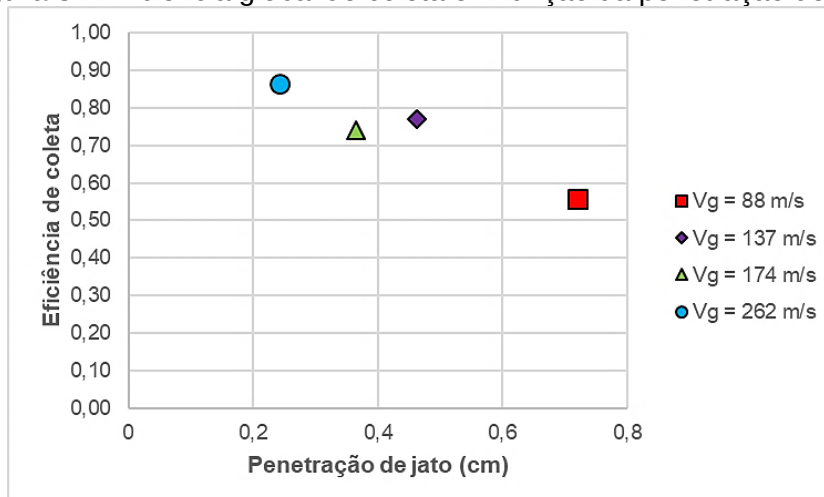
A maior penetração de jato líquido obtida foi de 0,72 cm, para $V_G = 88$ m/s; e a menor foi de 0,24 cm, para $V_G = 262$ m/s. Observou-se que a penetração de jato líquido se aproxima mais do ideal (1,75 cm) à medida que a velocidade de gás diminui, consequentemente aumentando a razão líquido/gás já que a vazão de água é constante. Isso ocorreu pois houve um achatamento do jato líquido à medida que a velocidade do gás na garganta aumentou.

Já nos perfis de fração de filme líquido, verificou-se uma diminuição em seu valor quando as velocidades de gás na garganta são menores. Para essas condições, o jato líquido permanece na região central da garganta assim como a distribuição de gotas, consequentemente, se afastando da parede. A maior fração de filme líquido obtida foi de 0,46, para $V_G = 262$ m/s; e a menor foi de 0,28, para $V_G = 88$ m/s.

De acordo com esses dados teóricos, esperava-se que as maiores eficiências ocorressem para menores velocidades de gás na garganta, já que a penetração estaria mais próxima da metade da garganta do Venturi e a fração de filme de água que estaria presente nas paredes do lavador seria menor, o que significaria mais gotículas de água disponíveis na coleta de MP. Porém, as eficiências parciais

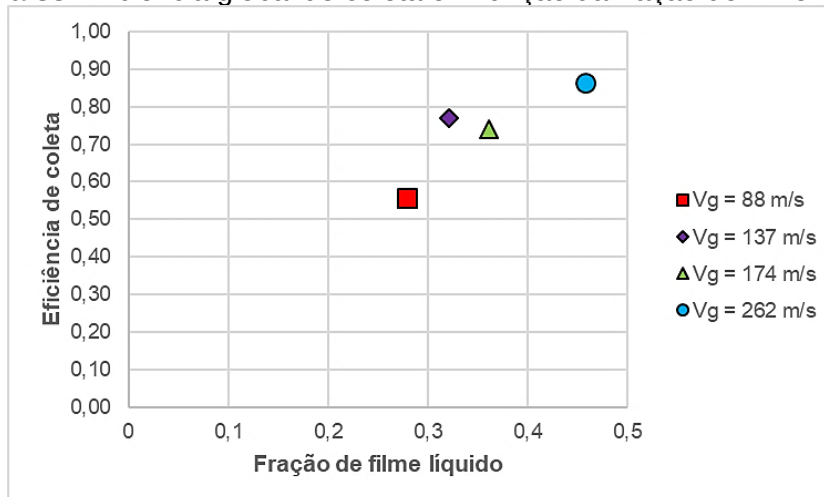
experimentais obtidas nos testes mostraram exatamente o contrário, onde as melhores eficiências de coleta ocorreram para $V_G = 262$ m/s. As Figuras 37 e 38 ilustram essa situação relacionando a eficiência global de coleta com a penetração de jato, a fração de filme líquido.

Figura 37. Eficiência global de coleta em função da penetração de jato.



Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 38. Eficiência global de coleta em função da fração de filme líquido.



Fonte: Autoria própria (2020).

Devido às dimensões da garganta do Venturi, a eficiência na atomização do jato líquido para velocidades maiores provavelmente superou os efeitos do achatamento do jato, em que este resultou em menores penetrações de jato. Isso

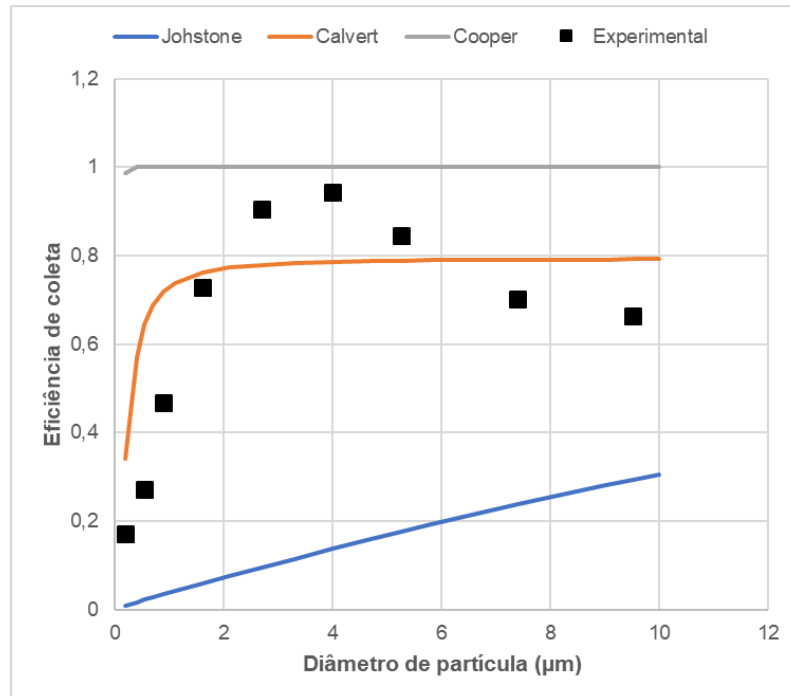
permitiu que houvesse mais gotículas de água distribuídas pelo espaço, o que aumentou a probabilidade de gotas líquidas capturarem o material particulado. Dessa forma, a eficiência foi maximizada em situações de velocidades altas (COSTA, 2002).

Os estudos de Lima *et al.* (2017) para lavadores Venturi de seção transversal circular mostraram que a fração de filme líquido se manteve constante frente a uma variação na velocidade do gás quando as dimensões do equipamento foram menores, e diminuiu com a razão líquido/gás. Isso também poderia explicar a discordância entre os perfis teóricos traçados e os dados de eficiência experimental do presente trabalho. De fato, o lavador retangular utilizado possui dimensões pequenas, inclusive equiparáveis aos de seção circular utilizados por Lima *et al.* (2017) (diâmetros circulares de garganta 20 e 40 mm, em comparação com dimensões retangulares de 117x24x35 mm do presente trabalho), e quanto maior a velocidade de gás na garganta do equipamento, menor foi a razão líquido/gás – pois a vazão de líquido manteve-se constante em todos os testes. A diminuição na razão líquido/gás provocou uma diminuição na fração de filme líquido, aumentando então a eficiência na coleta de material particulado dos gases da combustão. Portanto, concluiu-se que os perfis teóricos traçados para penetração de jato e fração de filme líquido não possuíram efeitos significativos no desempenho dos lavadores Venturi retangulares de pequenas dimensões para velocidades altas, já que os efeitos na atomização do jato líquido de água foram maiores.

5.7. Comparação com modelos teóricos de eficiência

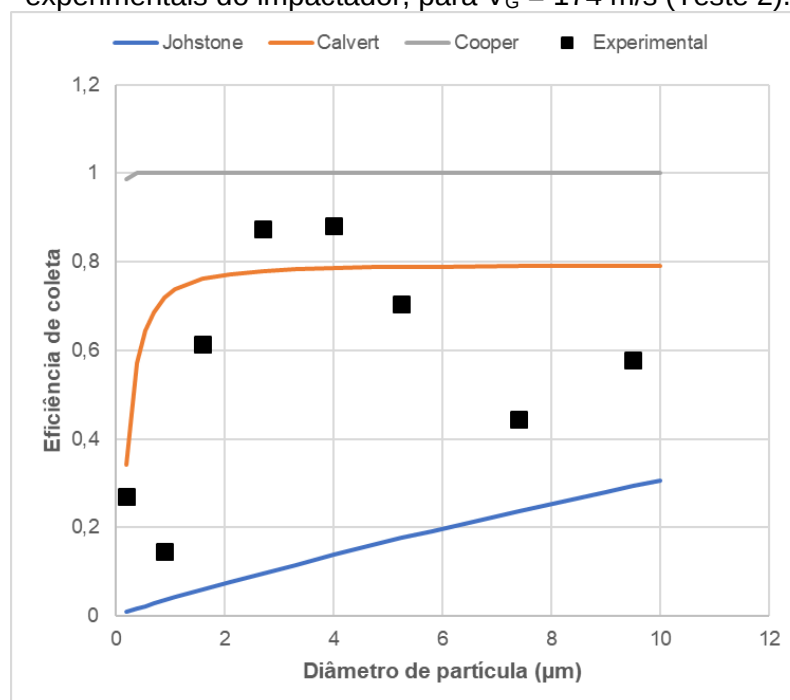
As eficiências parciais de coleta foram analisadas comparativamente aos modelos teóricos de eficiência dos lavadores Venturi descritos em literatura, em função do diâmetro de particulado, segundo mostram as Figuras 39 a 44. Os modelos de Johnstone *et al.* (1954) *apud* Costa (2002), Calvert *et al.* (1977) *apud* Costa (2002) e Leith e Cooper (1980) *apud* Costa (2002) foram utilizados e traçados em gráficos com base nas equações 5, 9 e 11, respectivamente.

Figura 39. Comparativo entre os modelos teóricos de eficiência e as eficiências experimentais do impactador, para $V_G = 174$ m/s (Teste 1).



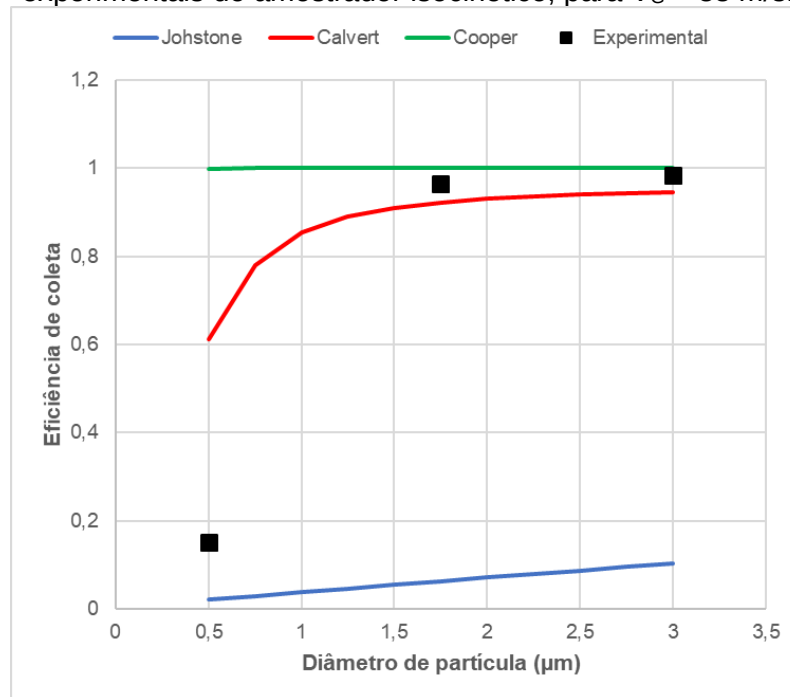
Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 40. Comparativo entre os modelos teóricos de eficiência e as eficiências experimentais do impactador, para $V_G = 174$ m/s (Teste 2).



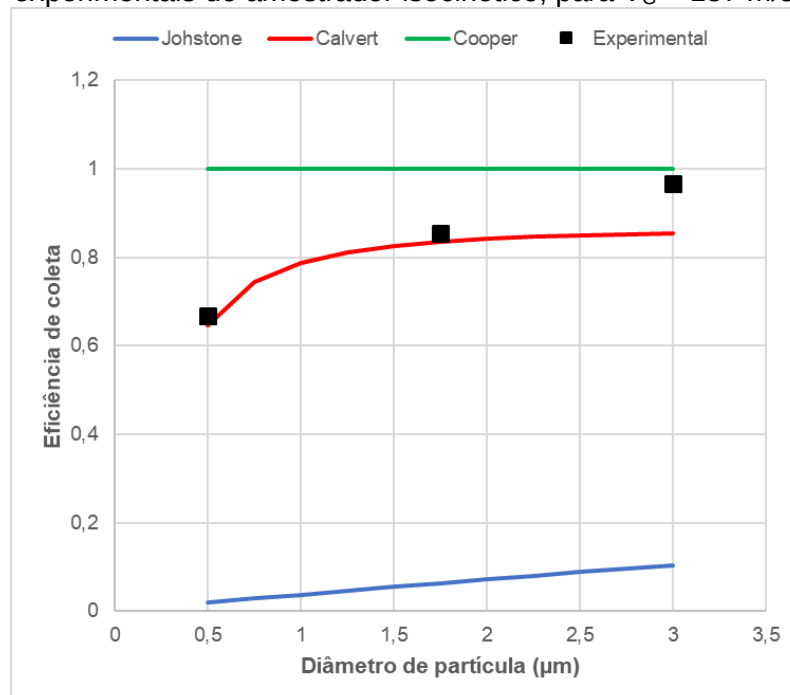
Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 41. Comparativo entre os modelos teóricos de eficiência e as eficiências experimentais do amostrador isocinético, para $V_G = 88$ m/s.



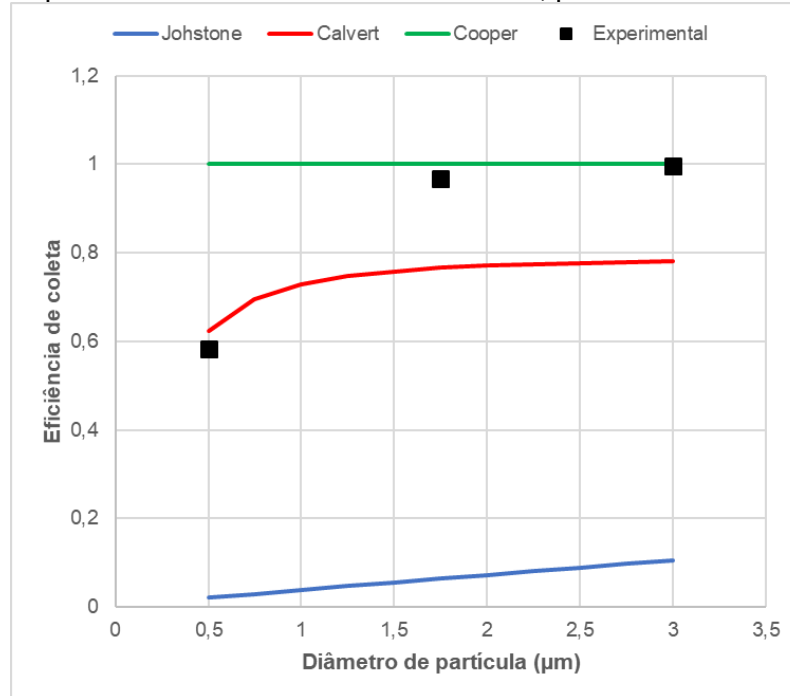
Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 42. Comparativo entre os modelos teóricos de eficiência e as eficiências experimentais do amostrador isocinético, para $V_G = 137$ m/s.



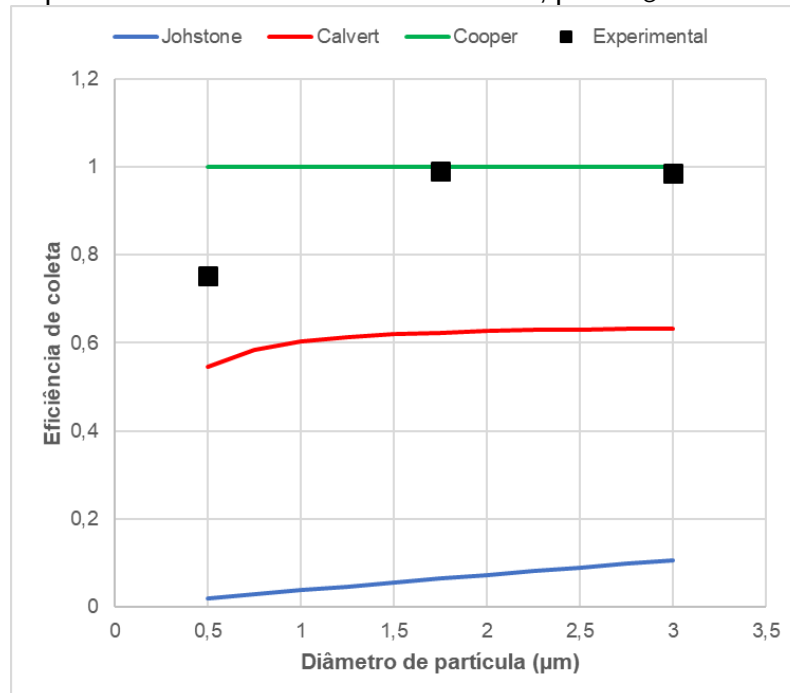
Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 43. Comparativo entre os modelos teóricos de eficiência e as eficiências experimentais do amostrador isocinético, para $V_G = 174$ m/s.



Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 44. Comparativo entre os modelos teóricos de eficiência e as eficiências experimentais do amostrador isocinético, para $V_G = 262$ m/s.



Fonte: Autoria própria (2020).

De acordo com as figuras, nenhum dos modelos teóricos ajusta-se satisfatoriamente aos dados experimentais obtidos. O modelo de Johstone apresenta uma enorme discrepância do comportamento real do lavador, pois não leva em consideração parâmetros como a geometria do lavador, número de orifícios na garganta do lavador, o arraste das partículas, entre outros. O modelo de Calvert foi o que se aproximou melhor dos dados experimentais para $V_G = 88$ m/s do isocinético e para o Teste 1 do impactador para $V_G = 174$ m/s, porém ficou abaixo das eficiências reais para velocidades maiores em alguns casos. É importante destacar que o comportamento do modelo de Calvert é semelhante aos dados experimentais, quando o diâmetro de partícula se torna cada vez menor. De fato, este inclui alguns fatores de correção que superestimam o modelo desenvolvido por Johnstone, no entanto outros parâmetros importantes são ausentes no cálculo das eficiências, como as dimensões da garganta e o número de orifícios. Já o modelo de Leith e Cooper apresenta um comportamento fora do real, com eficiências próximas ou exatamente 100% em quase toda a faixa de tamanho de MP estudada, principalmente as partículas ultrafinas, as mais difíceis de serem coletadas. A inserção do termo de pressão no modelo elaborado diminuiu a influência das outras variáveis e superestimando a realidade do processo.

6. CONCLUSÃO

De acordo com os resultados obtidos e discutidos no item anterior, concluiu-se que:

- as partículas ultrafinas apresentaram altas concentrações de material particulado pela queima de biomassa, em que a faixa de diâmetro responsável pelas maiores concentrações de MP foi a de $0,0 - 0,4 \mu\text{m}$
- não houve como comparar a emissão de MP adequadamente com os padrões de qualidade estabelecidos, pois a norma não especifica os limites de emissão em faixas de diâmetro de MP, o que representa um risco ambiental em que indústrias podem emitir altas concentrações de material particulado fino e ultrafino e ainda estarem dentro dos padrões. Concluiu-se então que a resolução deve ser revista, tendo como base outros países/órgãos ambientais que possuem limites mais rigorosos;

- os íons predominantes no material particulado coletado foram o cloreto (Cl^-), potássio (K^+), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) e cálcio (Ca^{2+}), com destaque para o potássio e o cloreto, que são importantes íons na caracterização de queima de biomassa. A grande maioria desses íons estavam presentes no material particulado menor que $1,0\ \mu\text{m}$.
- o lavador Venturi desenvolveu ótimas eficiências fracionárias e globais de coleta. Para o impactador de cascata, as maiores eficiências ocorreram para as faixas de diâmetro de $3,3 - 4,7\ \mu\text{m}$ e $2,1 - 3,3\ \mu\text{m}$, com eficiências máximas de 94,3% e 90,6%. Para o amostrador isocinético, as maiores eficiências parciais de coleta foram obtidas para $V_G = 262\ \text{m/s}$ e tiveram valores de 99,6% para MP maior que $2,5\ \mu\text{m}$; 98,9% para MP entre $1,0$ e $2,5\ \mu\text{m}$; e 75,2% para MP menor que $1,0\ \mu\text{m}$. Observou-se que as eficiências, fracionárias e globais, aumentaram com a velocidade do gás na garganta do Venturi. Assim, a melhor condição operacional para o Venturi foi a de $V_G = 262\ \text{m/s}$ com vazão de água de $2,5\ \text{L/min}$.
- as penetrações de jato e fração de filme líquido traçados a partir de modelos teóricos não foram significativos para o lavador Venturi utilizado em altas velocidades, pois observou-se que, para equipamentos de pequenas dimensões, esses parâmetros são influenciados apenas pela razão líquido/gás. O aumento da velocidade de gás na garganta melhorou a atomização dos jatos líquidos, aumentando a distribuição de gotas pelo equipamento, o que favoreceu a eficiência coleta de material particulado.
- os modelos teóricos de eficiência de Johnstone, Calvert e Leith e Cooper não se ajustaram bem às eficiências experimentais obtidas nos testes em função do diâmetro de partícula. Apesar dos modelos teóricos não serem representativos na previsão das eficiências experimentais do lavador Venturi, é importante observar que os dados estiveram entre os modelos de Calvert e Leith e Cooper.
- a performance do lavador Venturi foi muito satisfatória, principalmente sendo responsável pela coleta de 75,2% de $\text{MP}_{1,0}$, o mais perigoso às vias respiratórias e cardiovasculares. Isso mostra que um equipamento compacto, barato e prático para tratamento de gases de queima como o Venturi, pode ser muito interessante para as indústrias que emitem altas concentrações de poluentes. É possível um

projeto de um lavador Venturi em larga escala e que alcance desempenhos como os deste trabalho, atendendo aos melhores padrões de qualidade e contribuindo para o equilíbrio na saúde da população.

7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

De acordo com os resultados e as conclusões obtidas no presente trabalho, propõe-se as seguintes sugestões para os trabalhos futuros:

- desenvolver uma metodologia de amostragem para o impactador de cascata que otimize as pausas entre a amostragem com o Venturi desligado e o Venturi ligado, de modo que haja a diminuição das interferências da variação de alimentação e do combustível. A aquisição de um novo impactador também seria uma possibilidade, em que nesse caso o monitoramento da eficiência do lavador seria realizado simultaneamente com o Venturi ligado: um amostrador poderia ser posicionado na chaminé da câmara de isolamento dos gases (coletando os gases sujos) e o outro amostrador poderia ser posicionado na chaminé de exaustão dos gases (coletando os gases limpos).
- realizar avaliações preliminares para fluxo de amostragem de forma a diminuir eventuais problemas durante o monitoramento. Em muitos testes os medidores de fluxo de amostragem indicaram uma diminuição significativa da vazão da bomba à vácuo, o que significava que alguma conexão estava obstruída ou os filtros do amostrador estavam saturados de pó. Por isso seria importante realizar uma avaliação preliminar antes de cada teste, primeiramente sem os filtros para observar se as conexões estão abertas, e secundamente com filtros para verificar se o fluxo gasoso está passando em cada estágio ou se há vazamentos nos coletores.
- avaliar a eficiência do lavador em situações teóricas de ótimo. Essas situações teriam como ponto de partida a penetração de jato exatamente na metade da altura da garganta (1,75 cm), pois ali há uma melhor distribuição das gotas líquidas atomizadas pelo choque entre o fluxo gasoso e o jato de água. Para esse valor de penetração, as condições experimentais seriam estabelecidas segundo a Tabela 21. Os valores de vazão de líquido e fração de filme líquido foram obtidos utilizando o método *Solver* do Excel.

Tabela 21. Condições experimentais para condições ótimas de penetração de jato.

Frequência (Hz)	Velocidade do gás na garganta (m/s)	Vazão de líquido (L/min)	Fração de filme líquido	Penetração de jato (cm)
20	88	6,1	0,21	
30	137	9,5	0,15	
40	174	12,0	0,12	1,75
50	217	15,0	0,10	
60	262	18,1	0,09	

Fonte: Autoria própria (2020).

A bomba d'água utilizada no presente trabalho alcançava vazões máximas de 6,0 L/min, sendo inviável para realização de experimentos em situações ótimas do lavador. Portanto, para que o equipamento possa bombear todas as vazões de líquido definidas na Tabela 20 e considerando as características das tubulações e conexões, seria interessante a aquisição de uma bomba de potência maior que 1,5 kW (2 CV), considerando rendimento mecânico de 75%, além de um rotâmetro para monitoramento da vazão na faixa entre 5 e 20 LPM.

- procurar modelos mais atuais de eficiência ou realizar a modelagem matemática dos dados experimentais, de modo a desenvolver uma equação que se ajuste ao comportamento da eficiência do lavador, não observado nos modelos teóricos aplicados no presente trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA, ANEEL; Atlas de Energia Elétrica do Brasil. 2 ed., Aneel: Brasília, 2005. p. 87.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA, ANEEL; Atlas de Energia Elétrica do Brasil. 3 ed., Aneel: Brasília, 2008. p. 64 - 74.
- ALI, M.; YAN, C.; SUN, Z.; GU, H.; MEHBOOB, K.; Dust particle removal efficiency of a Venturi scrubber. *Annals of Nuclear Energy*, v. 54, p. 178 – 183, 2013.
- BAL, M.; SIDDIQI, H.; MUKHERJEE, S.; MEIKAP, B. C.; Design of self-priming venturi scrubber for the simultaneous abatement of HCl gas and particulate matter from the flue gas. *Chemical Engineering Research and Design*, v. 150, p. 311 – 319, 2019.
- BIANCHINI, A.; CENTO, F.; GOLFERA, L.; PELLEGRINI M.; SACCANI, C.; Performance analysis of different scrubber systems for removal of particulate emissions from a small size biomass boiler. *Biomass and Energy*, v. 92, p. 31 – 39, 2016.
- BIANCHINI, A.; PELLEGRINI M.; ROSSI, J.; SACCANI, C.; Theoretical model and preliminary design of an innovative wet scrubber for the separation of fine particulate matter produced by biomass combustion in small size boilers. *Biomass and Energy*, v. 116, p. 60 – 71, 2018.
- BRUNETTI, F.; *Mecânica dos fluidos*. 2. ed., São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2008.
- CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F.; *Engenharia Ambiental: Conceitos, Tecnologia e Gestão*. Campus, 2012.
- CETESB; *Qualidade do Ar no Estado de São Paulo – Série Relatórios*, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, São Paulo, 2018.
- CHANTARA, S.; THEPNUAN, D.; WIRIYA, W.; PRAWAN, S.; TSAI, Y. I; Emissions of pollutant gases, fine particulate matters and their significant tracers from biomass burning in an open-system combustion chamber. *Chemosphere*, v. 224, p. 407 – 416, 2019.
- COHEN, A. J. *et al.*; Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. *The Lancet*, v. 389, p. 1907 – 1918, 2017.
- CORTEZ, L. A. B.; LORA, E. E. S.; GÓMEZ, E. O.; *Biomassa para energia*. Campinas: Editora Unicamp, 2008.

- COSTA, M. A. M.; Eficiência de coleta de particulados em lavadores Venturi. Dissertação de Doutorado – Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia, UFSCar: São Carlos, 2002.
- COSTA, M. A. M.; CARVALHO JR., J. A.; NETO, T. G. S.; ANSELMO, E.; LIMA, B. A.; KURA, L. T. U.; SANTOS, J. C.; Real-time sampling of particulate matter smaller than 2,5 μm from Amazon forest biomass combustion. *Atmospheric Environment*, v. 54, p. 480 – 489, 2012.
- CUSTODIO, D.; ALVES, C.; JOMOLCA, Y.; VASCONCELLOS, P. C.; Carbonaceous components and major ions in PM₁₀ from the Amazonian Basin. *Atmospheric Research*, v. 215, 2019, p. 75 – 84.
- DAHER, M. A. F.; Fração de filme líquido nas paredes de um lavador Venturi. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos: São Carlos, 2008.
- EBS; Répertoire des appareils de chauffage conforme à l'OPair – Feuille d'information, Energie-bois Suisse: Zurich, p. 5, 2008.
- EC; Directive 2001/80/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2001 on the limitation of emissions of certain pollutants into the air from large combustion plants. *Official Journal of the European Communities*, p. 17, 2001.
- EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA – EPE; Análise da Conjuntura dos Biocombustíveis – Ano 2018. Empresa de Pesquisa Energética – Rio de Janeiro, 2019a.
- EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA – EPE; Balanço Energético Nacional: Ano base 2018. Empresa de Pesquisa Energética – Rio de Janeiro, 2019b.
- ENTRETESES; O esporte desafia a ciência. *Revista Unifesp*, n. 3, p. 57 – 59, 2013.
- EPA; National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants for Area Sources: Industrial, Commercial, and Institutional Boilers; Final Rule. *Federal Register*, v. 76, n. 54, 2011.
- EPA; Particulate Matter (PM) Basics, 2018. Disponível em: <<https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics>>. Acesso em 14 abr. 2020.
- EUROPEAN COMMISSION; Cleaner air for all, 2018. Disponível em: <https://ec.europa.eu/environment/air/cleaner_air/>. Acesso em 06 abr. 2020.
- G1; Fumaça de queimadas na Amazônia e em países vizinhos chega aos céus do Sul e do Sudeste do Brasil, 2019. Disponível em: <<https://g1.globo.com/natureza/noticia/2019/09/19/fumaca-de-queimadas-na-amazonia-e-em-paises-vizinhos-chega-aos-ceus-do-sul-e-do-sudeste-do-brasil.ghtml>>. Acesso em 14 jul. 2020.

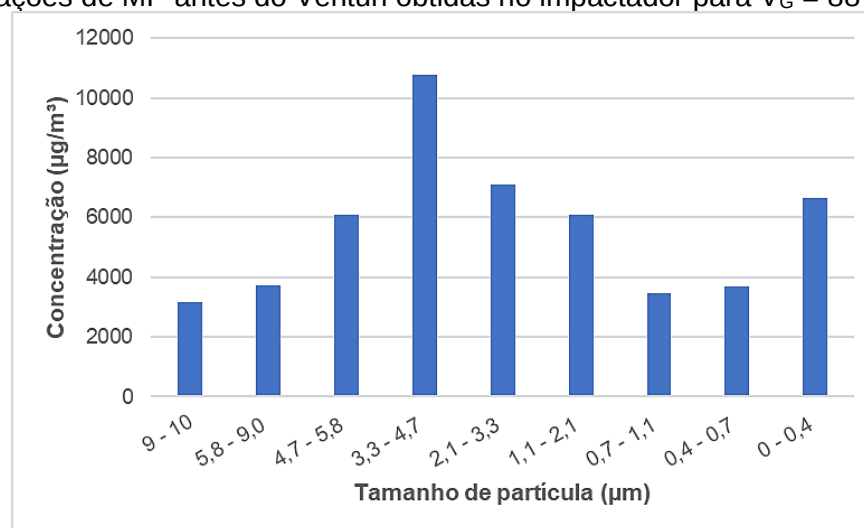
- GANEM, R. S.; Políticas setoriais e meio ambiente. Edições Câmara, Brasília: Câmara dos Deputados, 2015.
- GONÇALVES, J. A. S.; COSTA, M. A. M.; ALONSO, D. F.; COURY, J. R.; Estimativa da fração de filme em lavadores Venturi. Anais do XIII Congresso Brasileiro de Engenharia Química (CD-ROM), Águas de São Pedro, 2000.
- GONZÁLEZ, L. T.; RODRÍGUEZ, F. E. L.; DOMÍNGUEZ, M. S.; PORRAS, C. L.; ASKAR, K. A.; KHARISOV, B. I.; ZAPATA, A. A.; BARBOSA, J. M. A.; Seasonal variation and chemical composition of particulate matter: a study by XPS, ICP-AES and sequential microanalysis using Raman with SEM/EDS. *Journal of Environmental Sciences*, v. 74, p. 32 – 49, 2018.
- GUO, F.; JU, Y.; WANG, G.; ALVARADO, E. C.; YANG, X.; MA, Y.; LIU, A.; Inorganic chemical composition of PM_{2,5} emissions from the combustion of six main tree species in subtropical China. *Atmospheric Environment*, v. 189, p. 107 – 115, 2018.
- HU, Z.; WANG, X.; ZHANG, L.; YANG, S.; RUAN, R.; BAI, S.; ZHU, Y.; WANG, L.; MIKULCIC, H.; TAN, H.; Emission characteristics of particulate matters from a 30 MW biomass-fired power plant in China. *Renewable Energy*, v. 155, p. 225 – 236, 2020.
- JOHNSTONE, H. F.; FEILD, R. B.; TASSIER, M. C.; Gas absorption and aerosol collection in venturi scrubber. *Industrial and Engineering Chemistry*, v. 46, p. 1601 – 1608, 1954.
- KIM, K-H; KABIR, E.; KABIR, S.; A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environment International*, v. 74, p. 136 – 143, 2015.
- KOHLI, R.; MITTAL, K. L.; Developments in Surface Contamination and Cleaning: Detection, Characterization and Analysis of Contaminants. William Andrew: 2012.
- LEITH, D.; COOPER, D. W.; Venturi scrubber optimization. *Atmospheric Environment*, v. 14, p. 657 – 664, 1980.
- LIMA, A. C. C.; BORGES, L. P.; BÉTTEGA, V. G. G.; Estudo da influência das variáveis de processo na formação de filme líquido em lavadores Venturi. XII Congresso Brasileiro de Engenharia Química em Iniciação Científica, 2017.
- MARAFON, A. C.; SANTIAGO, A. D.; AMARAL, A. F. C.; BIERHALS, A. N.; PAIVA, H. L.; GUIMARÃES, V. S.; Uso da biomassa para a geração de energia. 1 ed., Embrapa Tabuleiros Costeiros: Aracaju, 2016.
- MEHTA, A. J.; ZANOBETTI, A.; BIND, M. A. C.; KLOOG, I.; KOUTRAKIS, P.; SPARROW, D.; VOKONAS, P. S.; SCHWARTZ, J. D.; Long-term exposure to ambient fine particulate matter and renal function in older men: the veterans administration normative aging study. *Environ Health Perspect*, v.124, p. 1353 – 1360, 2016.

- MI, T.; YU, X. M.; Dust removal and desulphurization in a novel venturi scrubber. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, v. 62, p. 159 – 167, 2012.
- MIHELIC, J. R.; ZIMMERMAN, J. B.; *Engenharia Ambiental: Fundamentos, Sustentabilidade e Projeto*. 1 ed., São Paulo: LTC, 2012.
- MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO – MAPA; *Agropecuária brasileira em números*. MAPA – Distrito Federal, 2019.
- MINISTÉRIO DA SAÚDE; Mortes devido à poluição aumentam 14% em dez anos no Brasil, 2019. Disponível em: <<https://www.saude.gov.br/noticias/agencia-saude/45500-mortes-devido-a-poluicao-aumentam-14-em-dez-anos-no-brasil>>. Acesso em 27 mar. 2020.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE; Fontes Fixas, 06 jun. 2013; Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/qualidade-do-ar/fontes-fixas.html>>. Acesso em 27 mar. 2020.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE; Padrões de Qualidade do Ar, 03 mai. 2012; Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/qualidade-do-ar/padrees-de-qualidade-do-ar.html>>. Acesso em 27 mar. 2020.
- NATALE, F. D.; MOTTA, F. L.; CAROTENUTO, C.; TAMMARO, M.; LANCIA, A.; Condensational growth assisted Venturi scrubber for soot particles emissions control. *Fuel Processing Technology*, v. 175, p. 76 – 89, 2018.
- QUÉBEC; *Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère*. Éditeur officiel du Québec, p. 34, 2020.
- REID, C. E.; BRAUER, M.; JOHNSTON, F. H.; JERRETT, M.; BALMES, J. R.; ELLIOTT, C. T.; Critical review of health impacts of wildfire smoke exposure. *Environmental Health Perspectives*, v. 124, n. 9, p. 1334 – 1343, 2016.
- RENDEIRO, G.; NOGUEIRA, M. F. M.; BRASIL, A. C. M.; CRUZ, D. O. A.; GUERRA, D. R. S.; MACÊDO, E. N.; ICHIHARA, J. A.; *Combustão e Gasificação de Biomassa Sólida – Soluções Energéticas para a Amazônia*. 1 ed., Ministério de Minas e Energia: Brasília, 2008.
- ROCHA, G. J. M.; NASCIMENTO, V. M.; GONÇALVES, A. R.; SILVA, V. F. N.; MARTÍN, C.; Influenced of mixed sugarcane bagasse samples evaluated by elemental and physical-chemical composition. *Industrial Crops and Products*, v. 64, p. 52 – 58, 2015.
- SATSANGI, P. G.; YADAV, S.; Characterization of PM_{2.5} by X-ray diffraction and scanning electron microscopy-energy dispersive spectrometer: its relation with different pollution sources. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 11, p. 217 – 232, 2014.

- SHARMA, S. K.; MANDAL, T. K.; Chemical composition of fine mode particulate matter (PM_{2.5}) in an urban area of Delhi, India, and its source apportionment. *Urban Climate*, 2017.
- SILLAPAPIROMSUK, S.; CHANTARA S.; TENGJAROENKUL, U.; PRASITWATTANASEREE, S.; PRAPAMONTOL, T.; Determination of PM₁₀ and its ion composition emitted from biomass burning in the chamber for estimation of open burning emissions. *Chemosphere*, v. 93, p. 1912 – 1919, 2013.
- SLAPNIG, P. E.; VASCONCELOS, E. C.; JANISSEK, P. R.; Comparação de partículas totais em suspensão via determinação gravimétrica com amostragem de grande e pequeno volume no Estado do Paraná, Brasil. *RBCIAMB*, n. 50, p. 26 – 38, 2018.
- URBAN, R. C.; SOUZA, M. L.; SILVA, L. C.; QUEIROZ, M. E. C.; NOGUEIRA, R. F. P.; ALLEN, A. G.; CARDOSO, A. A.; HELD, G.; CAMPOS, M. L. A. M.; Use of levoglucosan, potassium and water-soluble organic carbon to characterize the origins of biomass-burning aerosols. *Atmospheric Environment*, v. 61, 2012, p. 562 – 569.
- VILLENEUVE, J.; PALACIOS, J. H.; SAVOIE, P.; GODBOUT, S.; A critical review of emission standards and regulations regarding biomass combustion in small scale units (< 3MW). *Bioresource Technology*, v. 111, p. 1 – 11, 2012.
- VISWANATHAN, S; GNYP, A. W.; ST. PIERRE, C. C.; Jet penetration measurements in a Venturi scrubber. *The Canadian Journal of Chemistry Engineering*, v. 61, p. 504 – 508, 1983.
- VISWANATHAN, S.; GNYP, A. W.; ST. PIERRE, C. C.; Estimating film flow rate in a venturi scrubber. *Particul. Sci. Technol.*, v. 15, p. 65 – 76, 1997.
- WANG, B.; XU, D. L.; CHU, K. W.; YU, A. B.; Numerical study of gas-solid flow in a cyclone separator. *Applied Mathematical Modelling*, v. 30, p. 1326 – 1342, 2006.
- WILLIAMS, A.; JONES, J. M.; MA, L.; POURKASHANIAN, M.; Pollutants from the combustion of solid biomass fuels. *Progress in Energy and Combustion Science*, v. 36, p. 113 – 137, 2012.
- WU, W.; JIN, Y.; CARLSTEN, C.; Inflammatory health effects of indoor and outdoor particulate matter. *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, v. 143, n. 3, p. 833 – 844, 2018.
- ZEB, B.; ALAM, K.; SOROOSHIAN, A.; BLASCHKE, T.; AHMAD, I.; SHAHID, I.; On the morphology and composition of particulate matter in an urban environment. *Aerosol and Air Quality Research*, v. 18, p. 1431 – 1447, 2018.

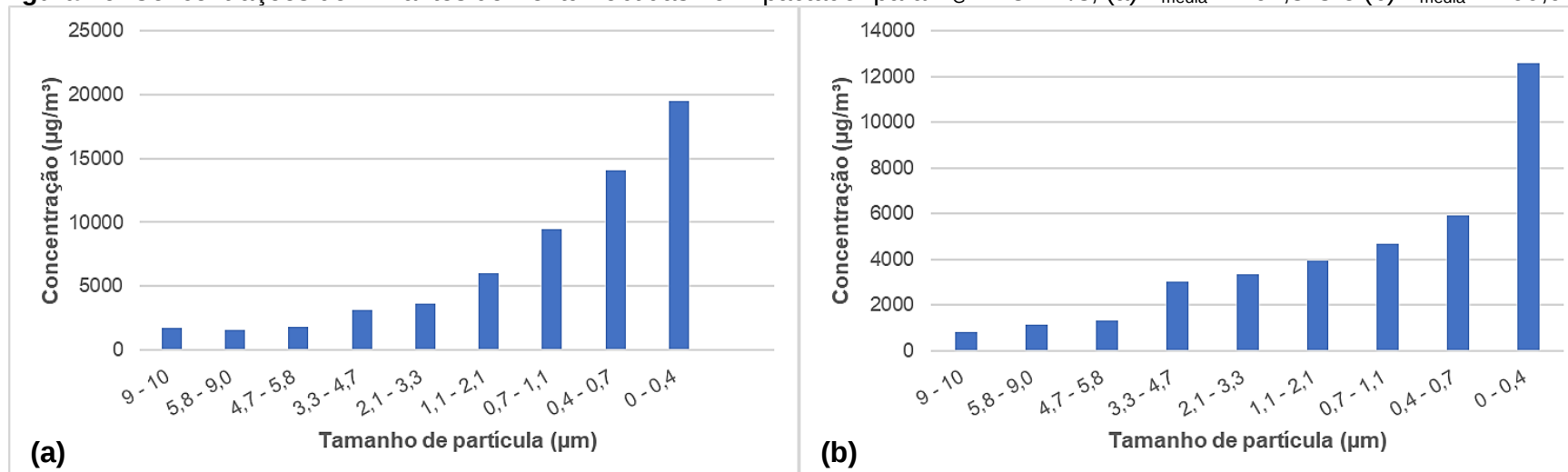
APÊNDICE A – CONCENTRAÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO

Figura 45. Concentrações de MP antes do Venturi obtidas no impactador para $V_G = 88 \text{ m/s}$ e $T_{\text{média}} = 173,0^\circ\text{C}$.



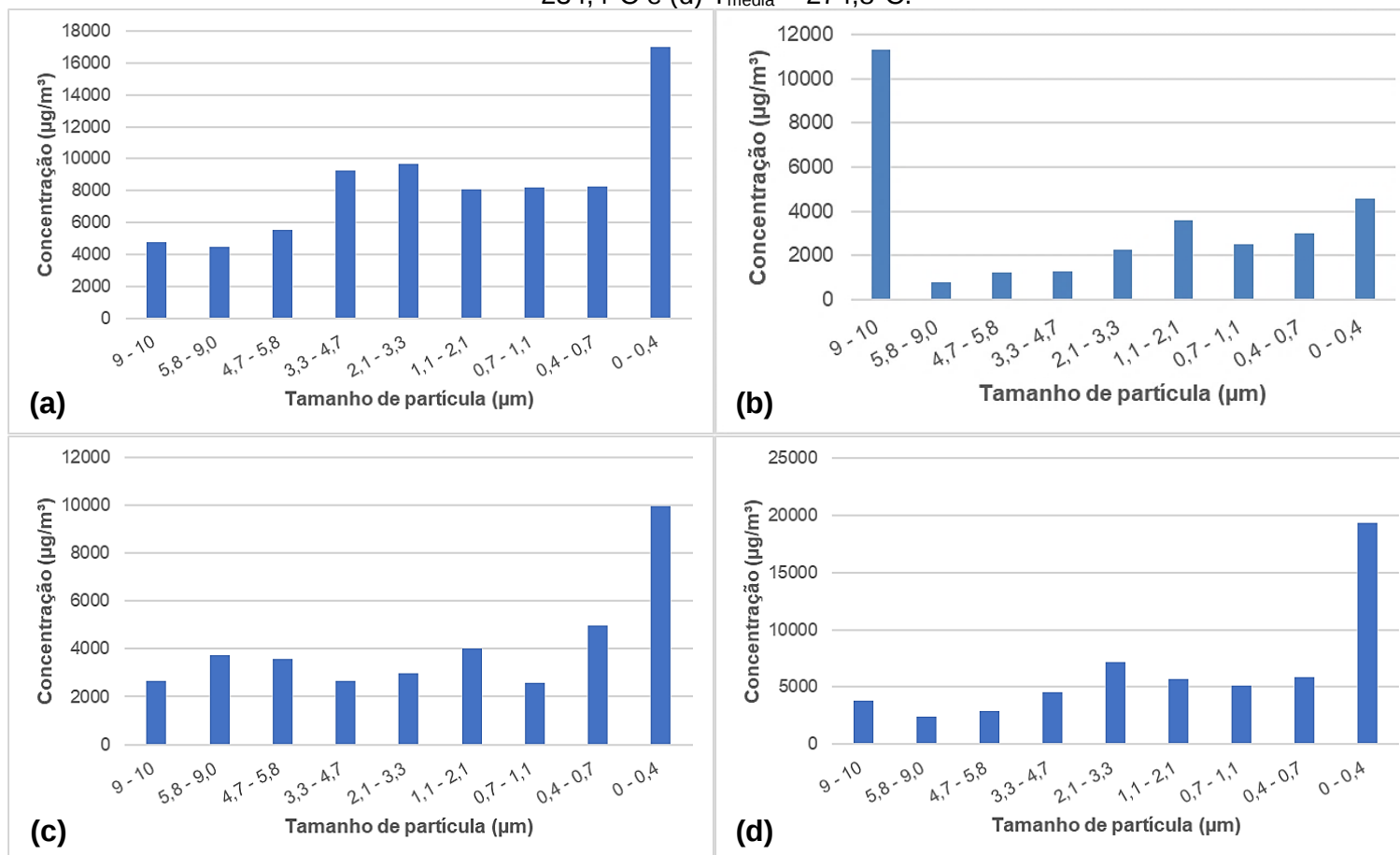
Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 46. Concentrações de MP antes do Venturi obtidas no impactador para $V_G = 137$ m/s, (a) $T_{\text{média}} = 164,3^\circ\text{C}$ e (b) $T_{\text{média}} = 199,9^\circ\text{C}$.



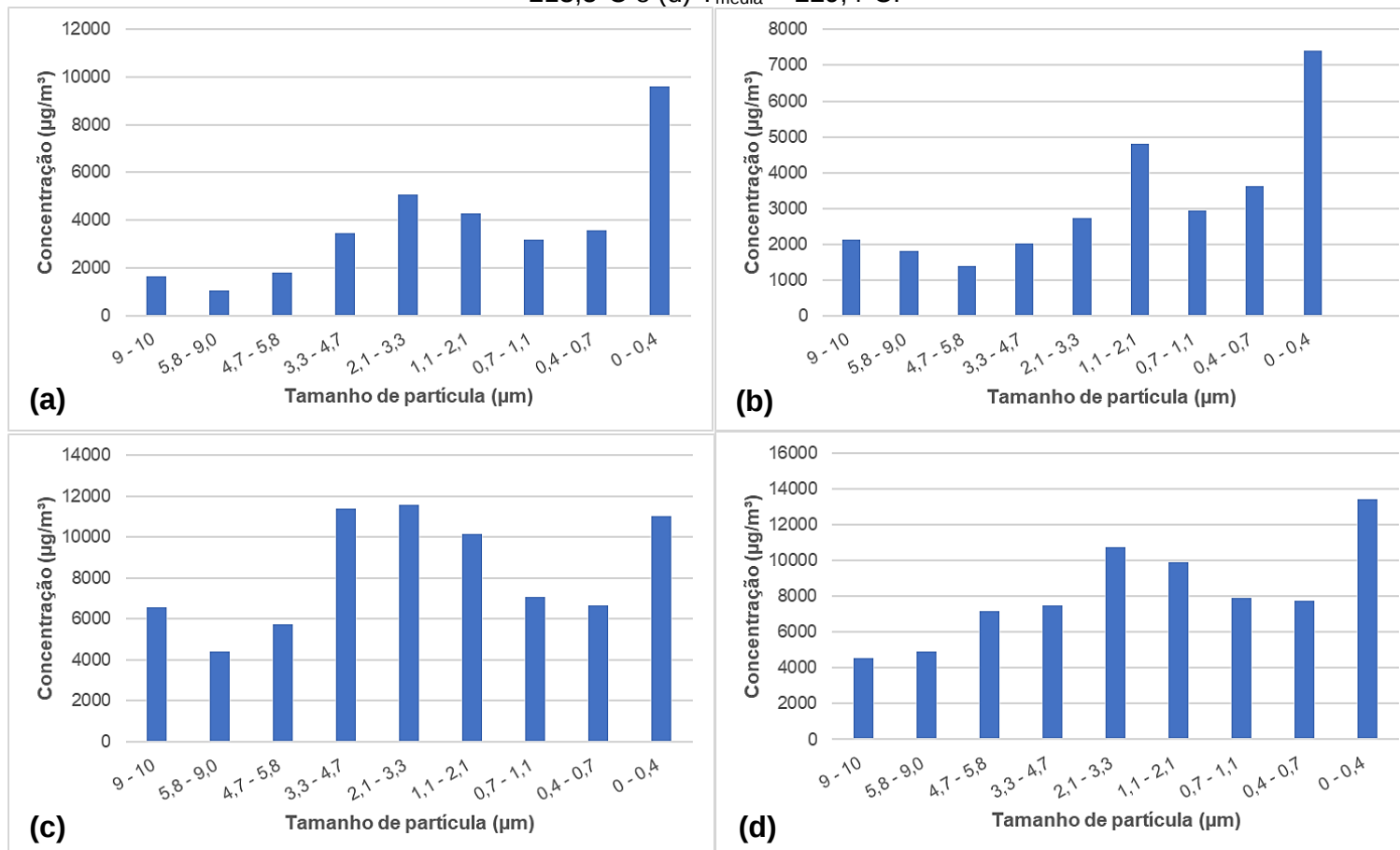
Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 47. Concentrações de MP antes do Venturi obtidas no impactador para $V_G = 174$ m/s, (a) $T_{\text{média}} = 172,3^\circ\text{C}$, (b) $T_{\text{média}} = 187,7^\circ\text{C}$, (c) $T_{\text{média}} = 234,4^\circ\text{C}$ e (d) $T_{\text{média}} = 274,8^\circ\text{C}$.



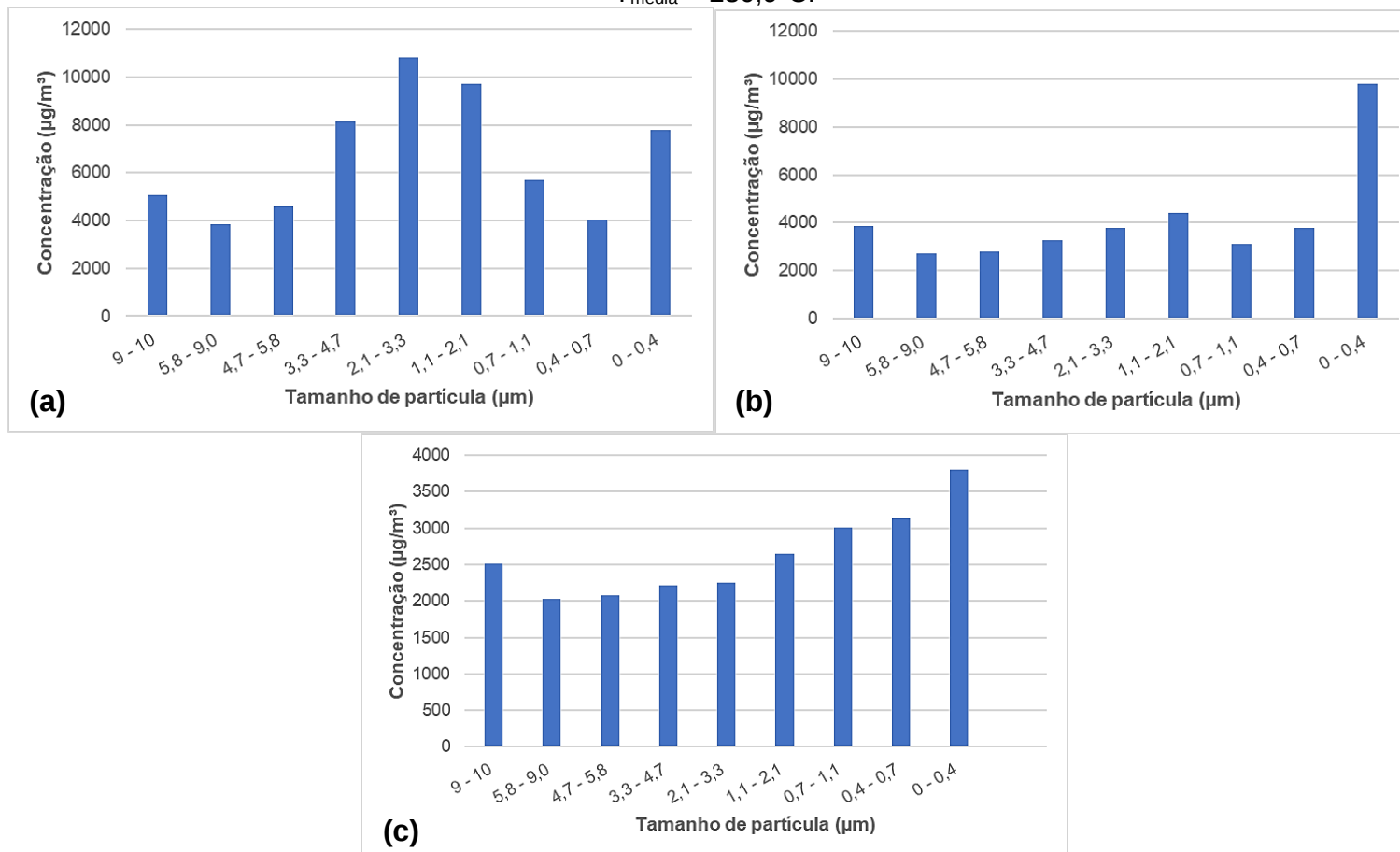
Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 48. Concentrações de MP antes do Venturi obtidas no impactador para $V_G = 217$ m/s, (a) $T_{\text{média}} = 132^\circ\text{C}$, (b) $177,9^\circ\text{C}$, (c) $T_{\text{média}} = 213,5^\circ\text{C}$ e (d) $T_{\text{média}} = 229,4^\circ\text{C}$.



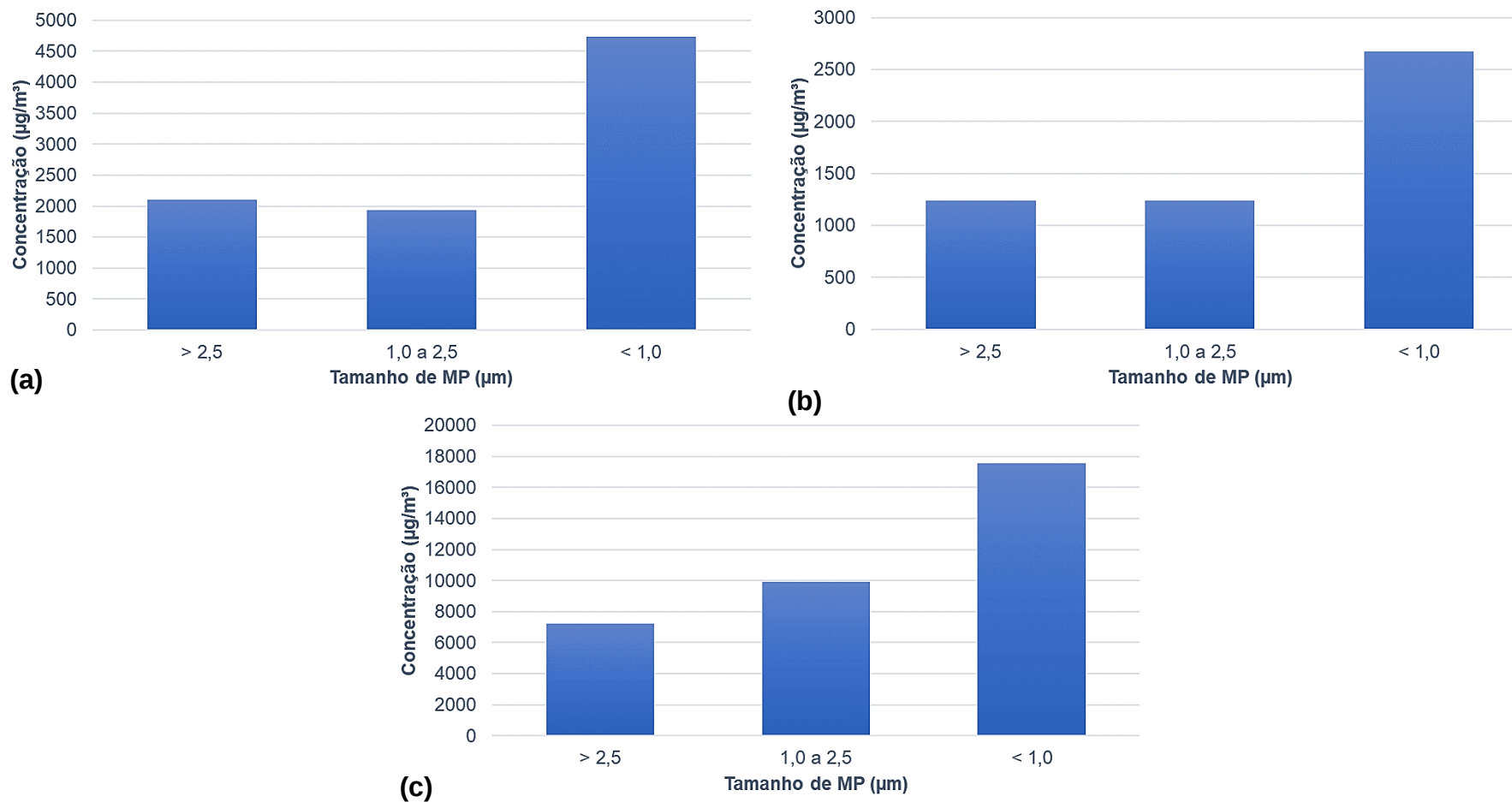
Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 49. Concentrações de MP antes do Venturi obtidas no impactador para $V_G = 262$ m/s, (a) $T_{\text{média}} = 219,4^\circ\text{C}$, (b) $T_{\text{média}} = 228,6^\circ\text{C}$ e (c) $T_{\text{média}} = 230,9^\circ\text{C}$.



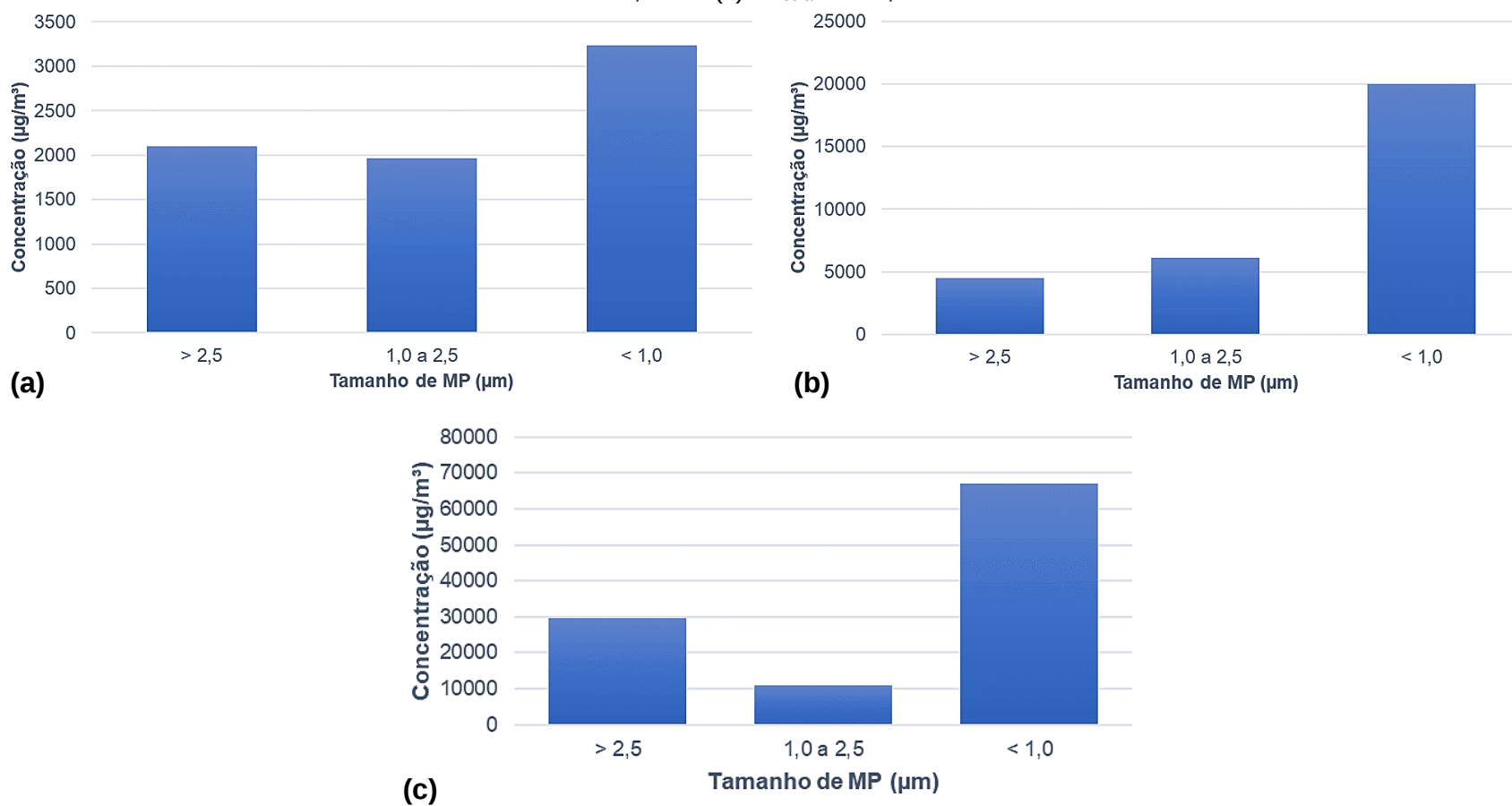
Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 50. Concentrações de MP antes do Venturi obtidas no amostrador isocinético para $V_G = 88$ m/s, (a) $T_{\text{média}} = 197,3^\circ\text{C}$, (b) $T_{\text{média}} = 211,5^\circ\text{C}$ e (c) $T_{\text{média}} = 247,0^\circ\text{C}$.



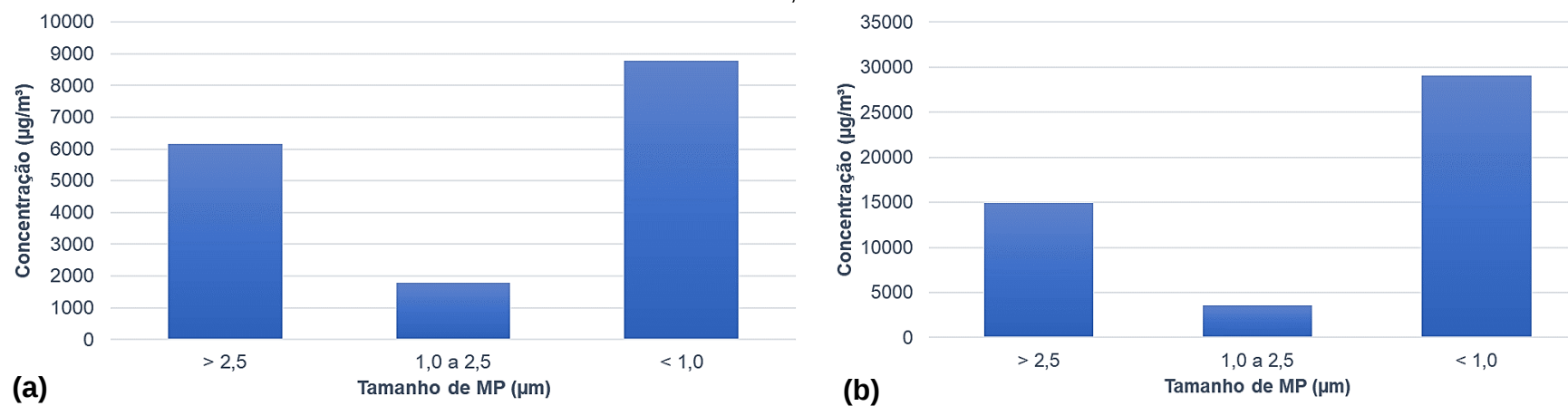
Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 51. Concentrações de MP antes do Venturi obtidas no amostrador isocinético para $V_G = 137$ m/s, (a) $T_{\text{média}} = 197,5^\circ\text{C}$, (b) $T_{\text{média}} = 219,5^\circ\text{C}$ e (c) $T_{\text{média}} = 231,5^\circ\text{C}$.



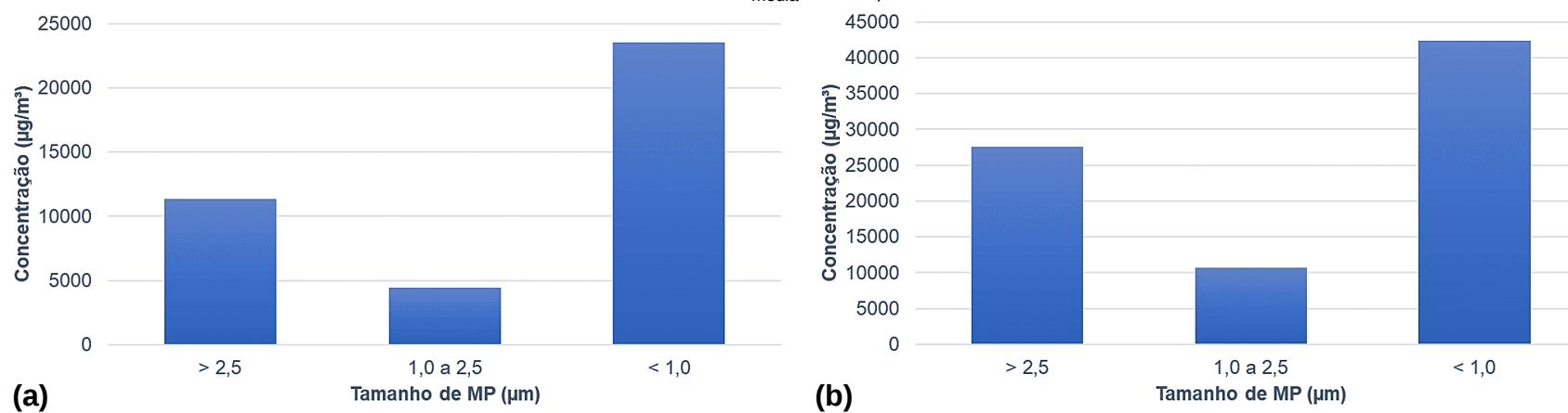
Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 52. Concentrações de MP antes do Venturi obtidas no amostrador isocinético para $V_G = 174$ m/s, (a) $T_{\text{média}} = 220,7^\circ\text{C}$ e (b) $T_{\text{média}} = 245,9^\circ\text{C}$.



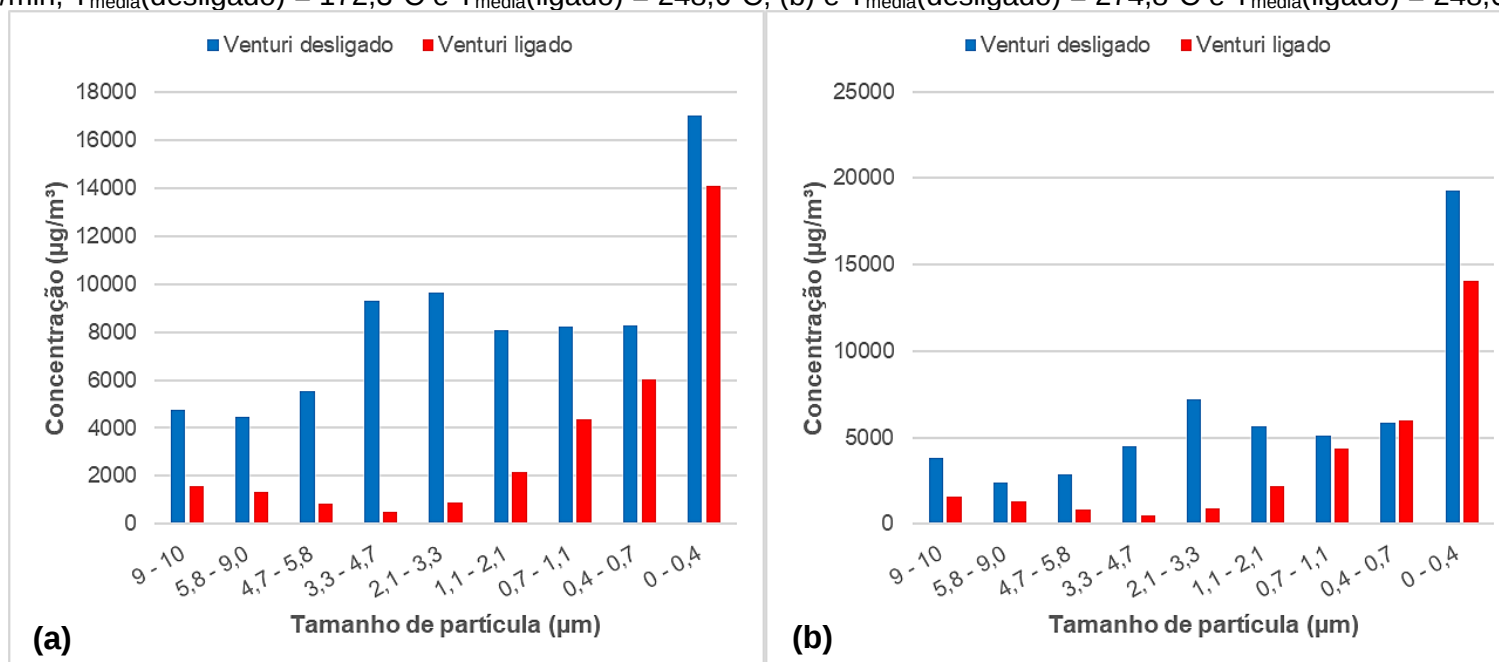
Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 53. Concentrações de MP antes do Venturi obtidas no amostrador isocinético para (a) $V_G = 217$ m/s e $T_{\text{média}} = 208,1^\circ\text{C}$; e (b) $V_G = 262$ m/s e $T_{\text{média}} = 216,1^\circ\text{C}$.



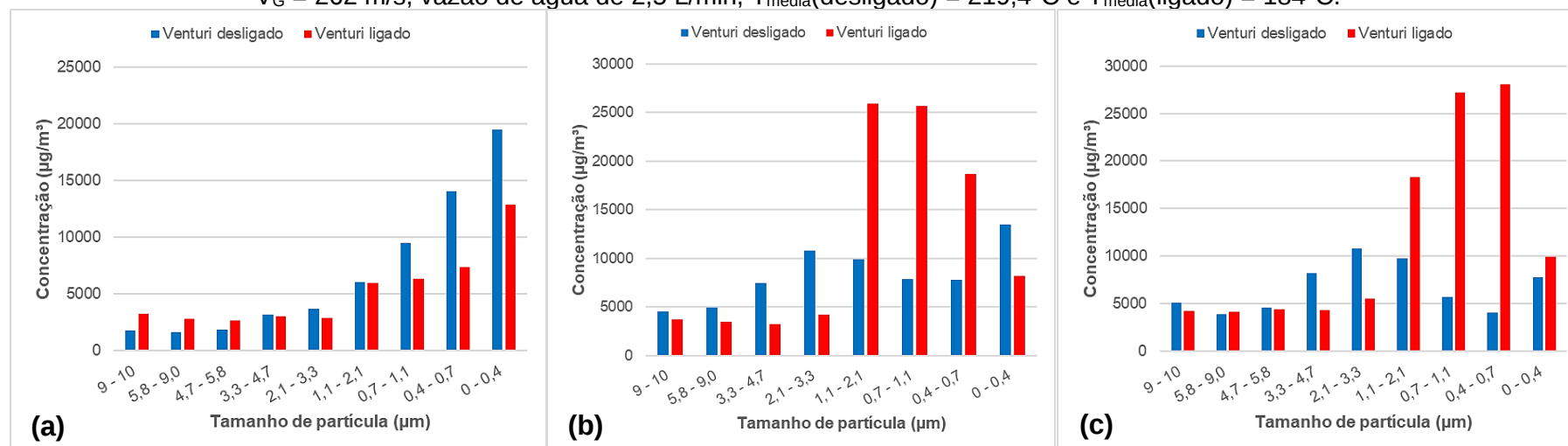
Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 54. Comparação entre filtros amostrados no impactador com o Venturi desligado e ligado para $V_G = 174$ m/s, vazão de água de 6,0 L/min, $T_{\text{média}}(\text{desligado}) = 172,3^\circ\text{C}$ e $T_{\text{média}}(\text{ligado}) = 248,6^\circ\text{C}$; (b) e $T_{\text{média}}(\text{desligado}) = 274,8^\circ\text{C}$ e $T_{\text{média}}(\text{ligado}) = 248,6^\circ\text{C}$.



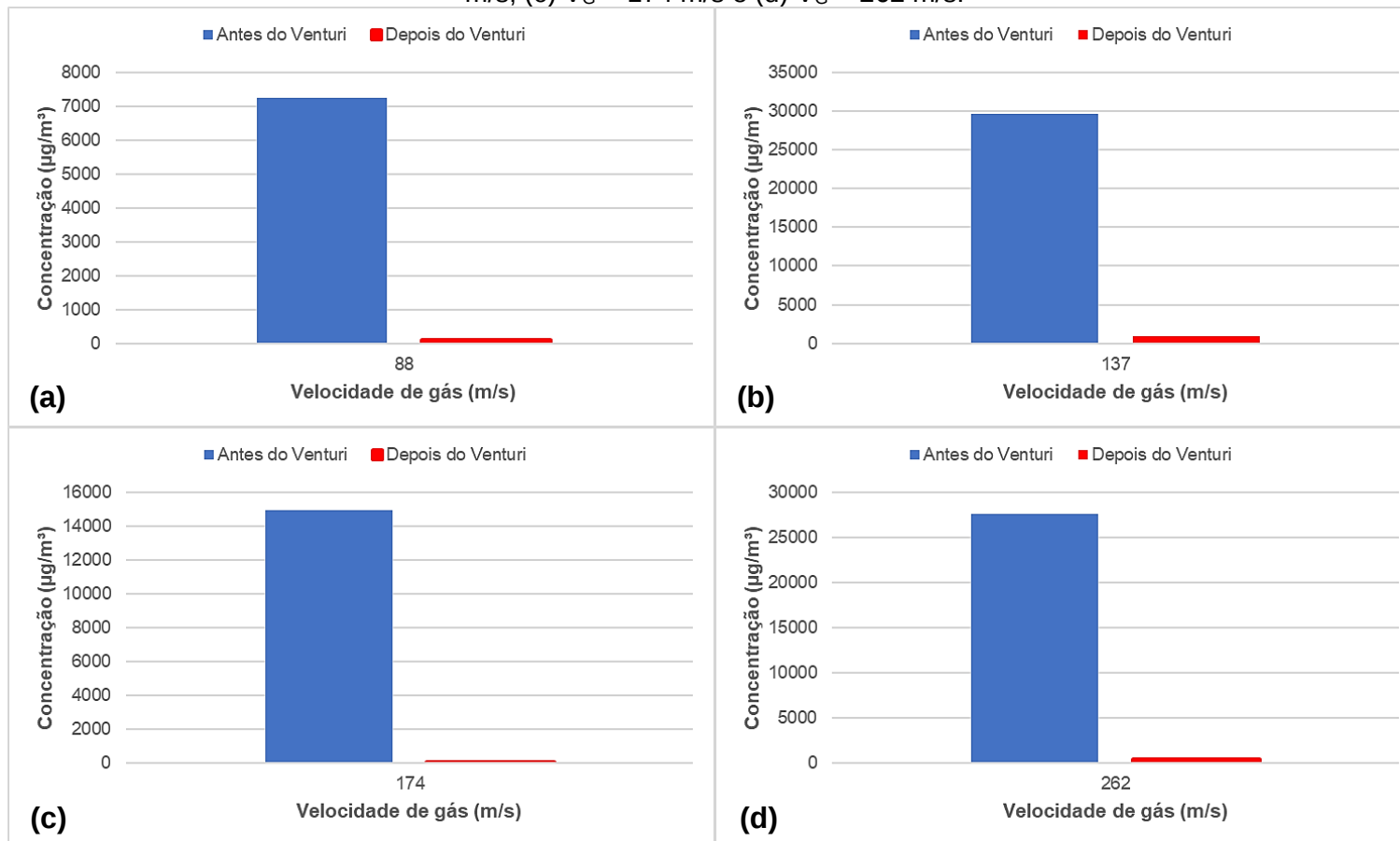
Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 55. Comparação entre filtros amostrados no impactador com o Venturi desligado e ligado para (a) $V_G = 137$ m/s, vazão de água de 6,0 L/min, $T_{\text{média}}(\text{desligado}) = 164,3^\circ\text{C}$ e $T_{\text{média}}(\text{ligado}) = 187,5^\circ\text{C}$; (b) $V_G = 217$ m/s, vazão de água de 2,5 L/min, $T_{\text{média}}(\text{desligado}) = 229,4^\circ\text{C}$; (c) e $V_G = 262$ m/s, vazão de água de 2,5 L/min, $T_{\text{média}}(\text{desligado}) = 219,4^\circ\text{C}$ e $T_{\text{média}}(\text{ligado}) = 184^\circ\text{C}$.



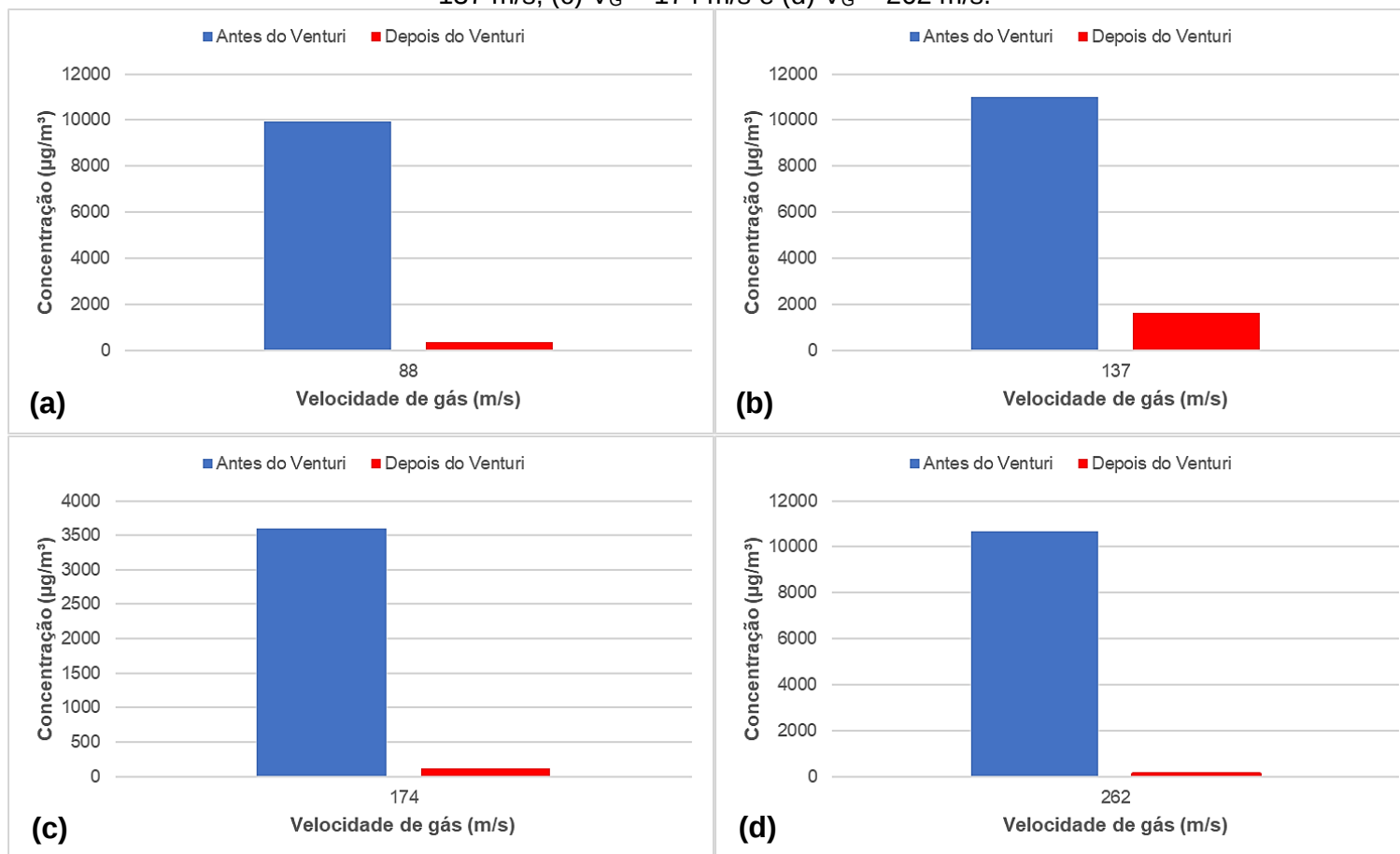
Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 56. Comparação entre filtros do amostrador isocinético antes e depois do Venturi para $d_p > 2,5 \mu\text{m}$ para (a) $V_G = 88 \text{ m/s}$, (b) $V_G = 137 \text{ m/s}$, (c) $V_G = 174 \text{ m/s}$ e (d) $V_G = 262 \text{ m/s}$.



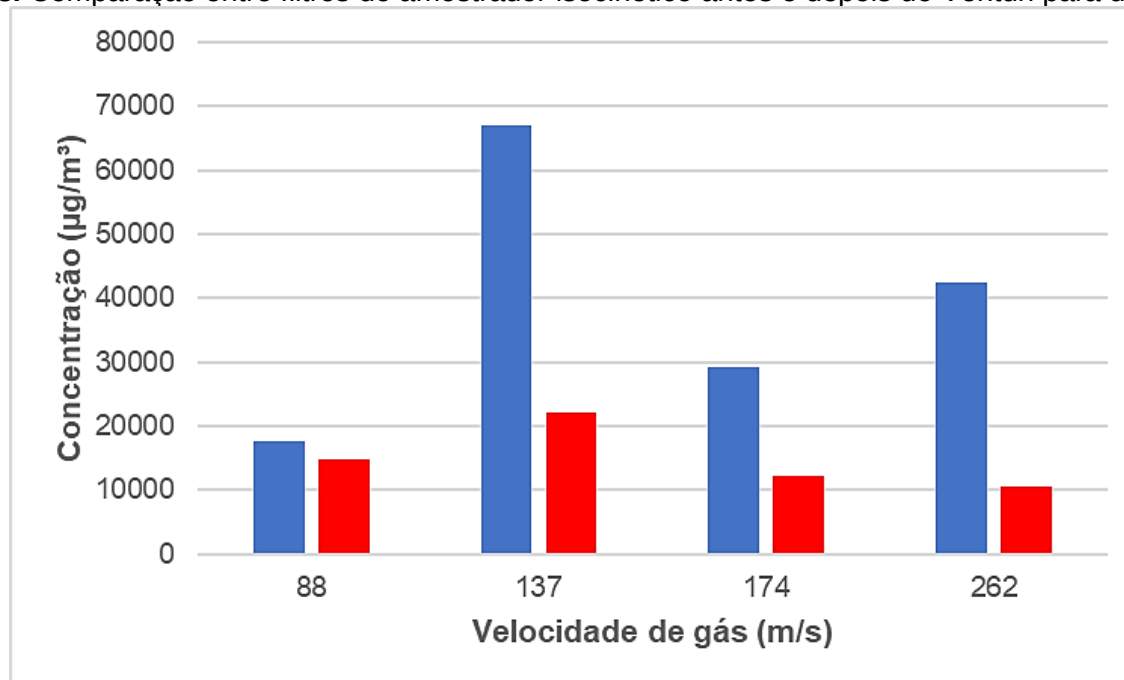
Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 57. Comparação entre filtros do amostrador isocinético antes e depois do Venturi para $1,0 < d_p < 2,5 \mu\text{m}$ para (a) $V_G = 88 \text{ m/s}$, (b) $V_G = 137 \text{ m/s}$, (c) $V_G = 174 \text{ m/s}$ e (d) $V_G = 262 \text{ m/s}$.



Fonte: Autoria própria (2020).

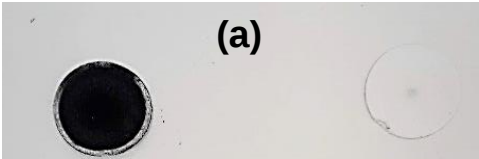
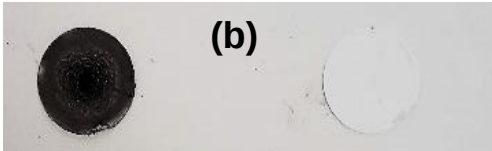
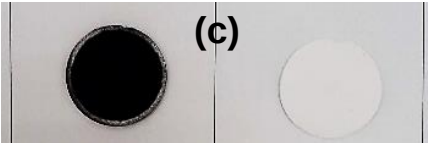
Figura 58. Comparação entre filtros do amostrador isocinético antes e depois do Venturi para $d_p < 1,0 \mu\text{m}$.



Fonte: Autoria própria (2020).

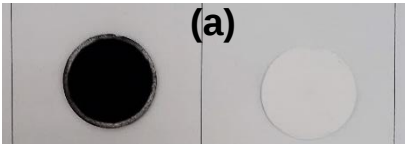
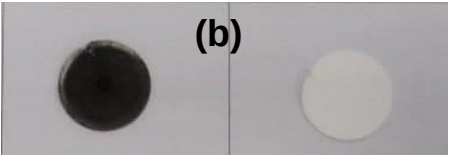
APÊNDICE B – FOTOS DOS FILTROS AMOSTRADOS NO AMOSTRADOR ISOCINÉTICO

Quadro 2. Filtros antes e depois do Venturi para testes com $Q_L = 6,0$ L/min e (a) $V_G = 88$ m/s; (b) $V_G = 137$ m/s; e (c) $V_G = 174$ m/s.

Diâmetro de partícula (μm)	Filtro sem Venturi	Filtro com Venturi	Filtro sem Venturi	Filtro com Venturi	Filtro sem Venturi	Filtro com Venturi
$d_p > 2,5$						
$1,0 < d_p < 2,5$						
$d_p < 1,0$						

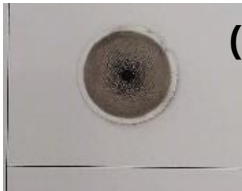
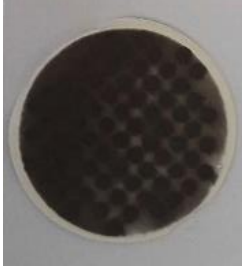
Fonte: Autoria própria (2019).

Quadro 3. Filtros antes e depois do Venturi para testes com $Q_L = 6,0$ L/min e (a) $V_G = 174$ m/s; e (b) $V_G = 217$ m/s.

Diâmetro de partícula (μm)	Filtro sem Venturi	Filtro com Venturi	Filtro sem Venturi	Filtro com Venturi
$d_p > 2,5$				
$1,0 < d_p < 2,5$				
$d_p < 1,0$				

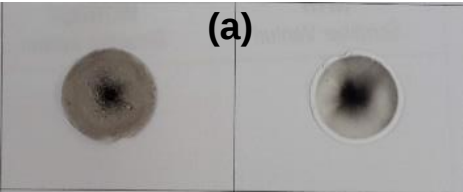
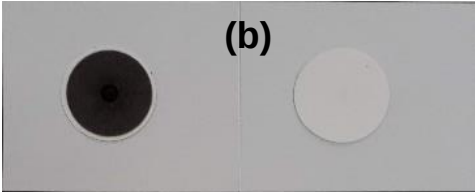
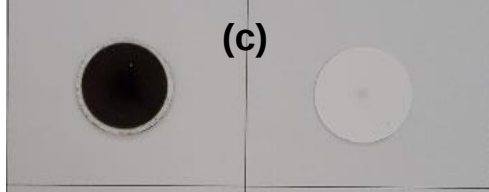
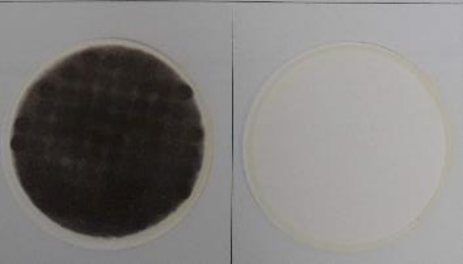
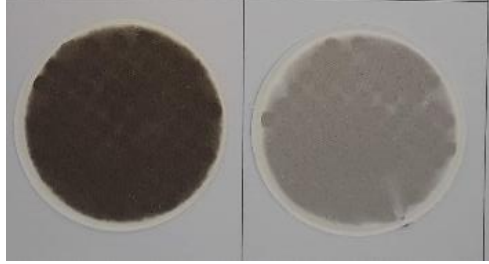
Fonte: Autoria própria (2019).

Quadro 4. Filtros antes e depois do Venturi para testes com $Q_L = 2,5$ L/min e (a) $V_G = 88$ m/s; e (b) e (c) $V_G = 137$ m/s.

Diâmetro de partícula (μm)	Filtro sem Venturi	Filtro com Venturi	Filtro sem Venturi	Filtro com Venturi	Filtro sem Venturi	Filtro com Venturi
$d_p > 2,5$	(a) 		(b) 		(c) 	
$1,0 < d_p < 2,5$						
$d_p < 1,0$						

Fonte: Autoria própria (2019).

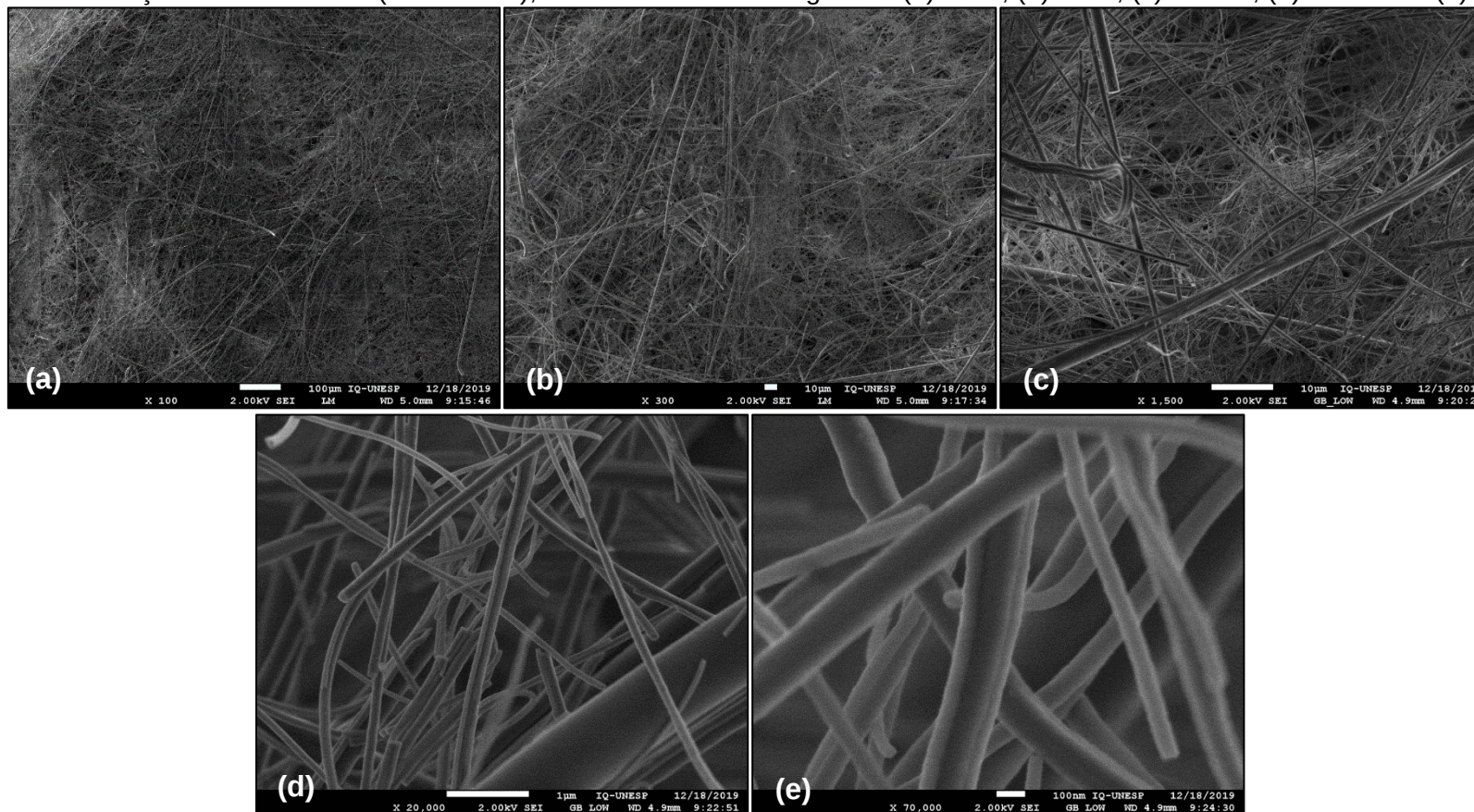
Quadro 5. Filtros antes e depois do Venturi para testes com $Q_L = 2,5$ L/min e (a) $V_G = 137$ m/s; (b) $V_G = 217$ m/s; e (c) $V_G = 262$ m/s.

Diâmetro de partícula (μm)	Filtro sem Venturi	Filtro com Venturi	Filtro sem Venturi	Filtro com Venturi	Filtro sem Venturi	Filtro com Venturi
$d_p > 2,5$	(a) 		(b) 		(c) 	
$1,0 < d_p < 2,5$						
$d_p < 1,0$						

Fonte: Autoria própria (2020).

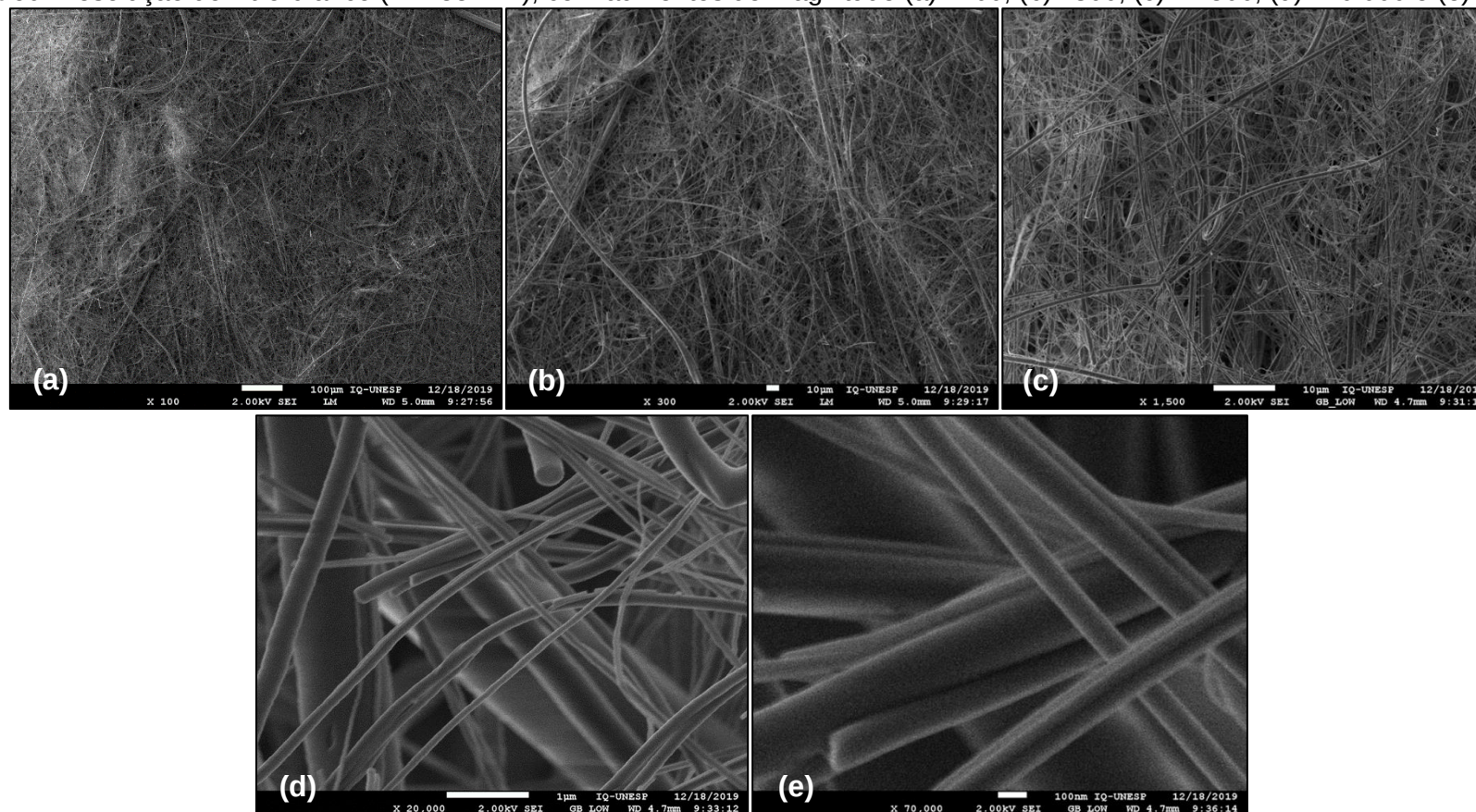
APÊNDICE C – RESOLUÇÕES DOS FILTROS AMOSTRADOS EM MEV

Figura 59. Resolução do filtro branco (D = 25 mm), com aumentos de magnitude (a) x100, (b) x300, (c) x1.500, (d) x20.000 e (e) x70.000.



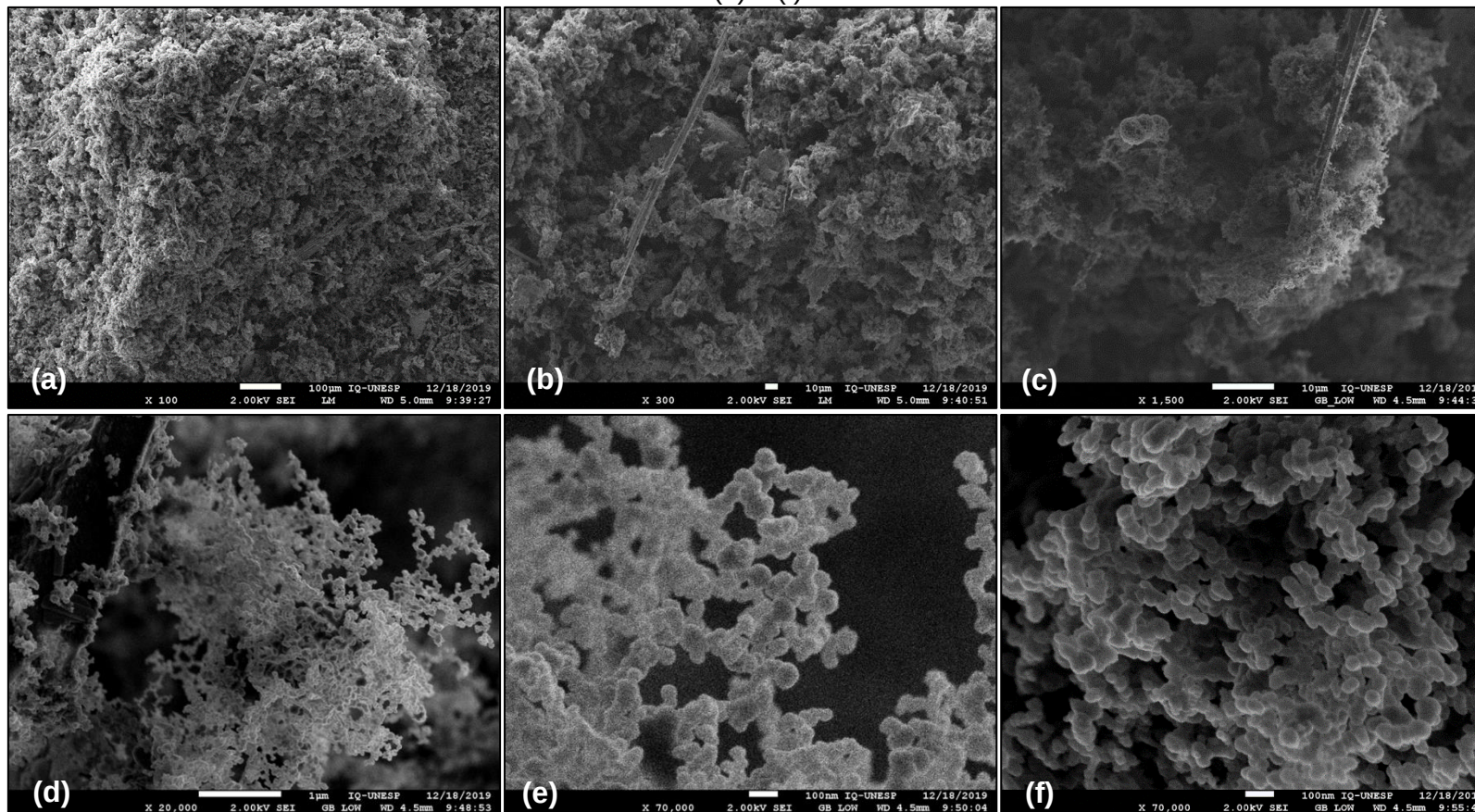
Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 60. Resolução do filtro branco (D = 55 mm), com aumentos de magnitude (a) x100, (b) x300, (c) x1.500, (d) x20.000 e (e) x70.000.



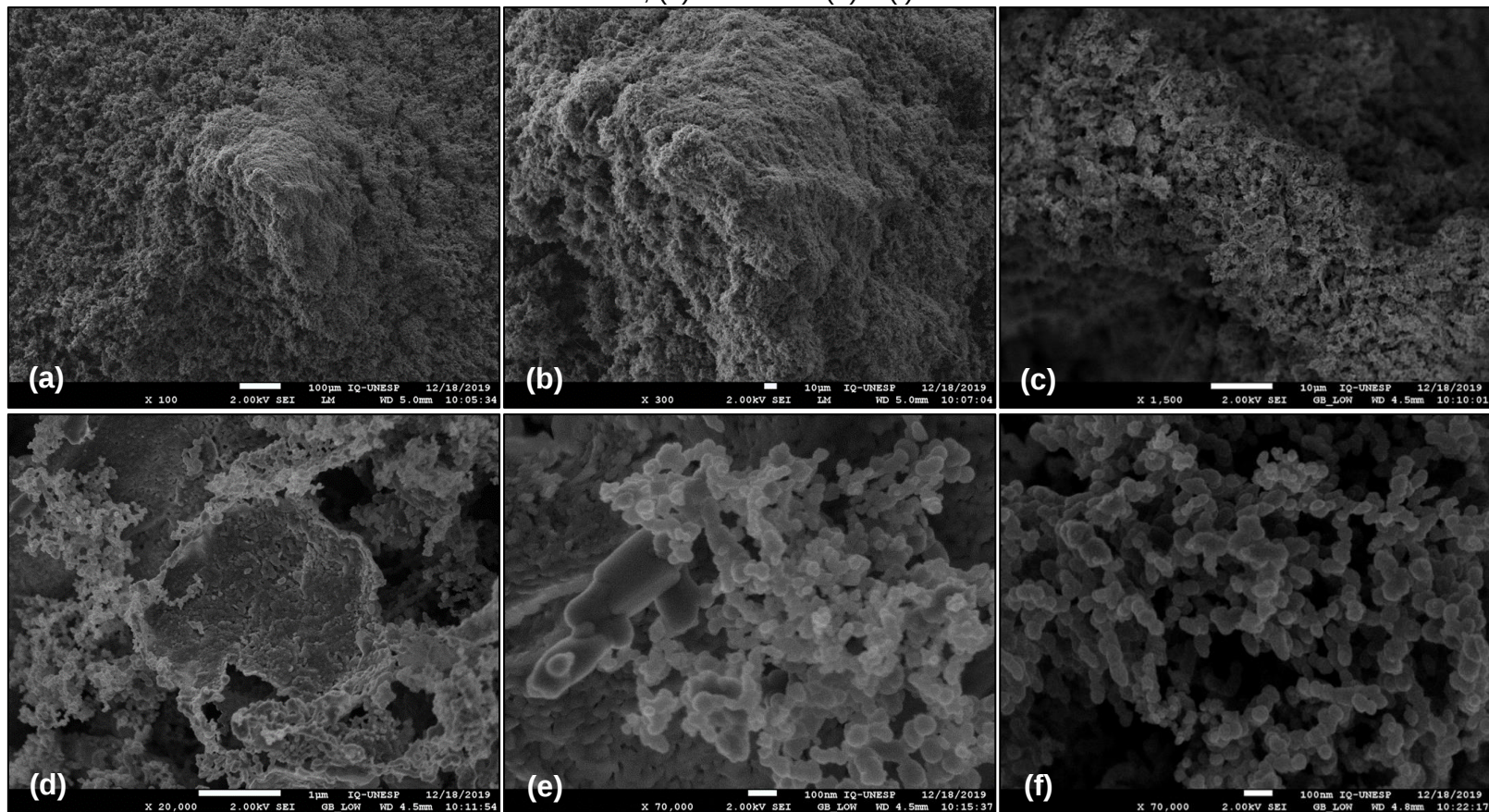
Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 61. Resolução do filtro do estágio 1 antes do Venturi ($d_p > 2,5 \mu\text{m}$), com aumentos de magnitude (a) x100, (b) x300, (c) x1.500, (d) x20.000 e (e) e (f) x70.000.



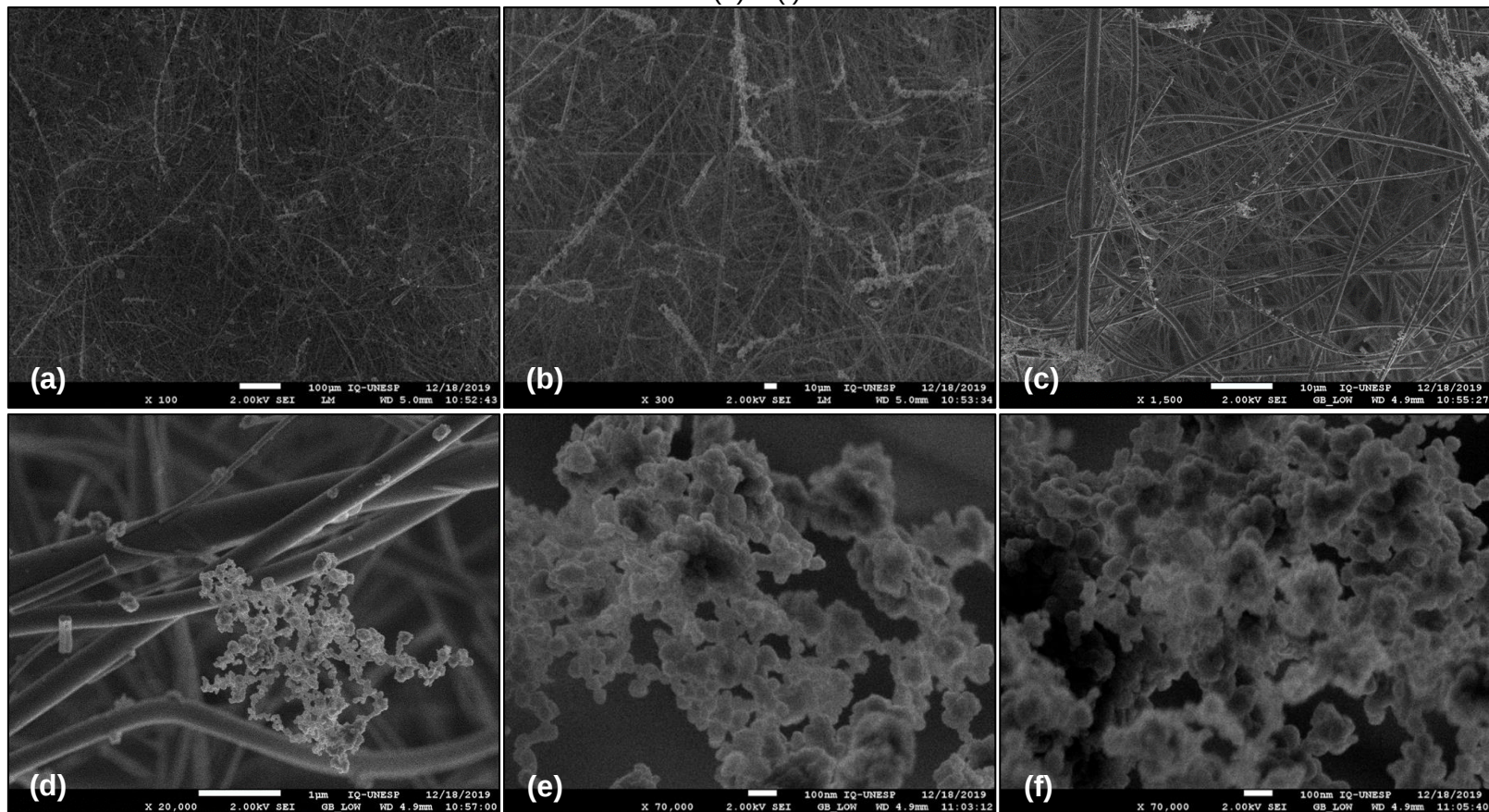
Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 62. Resolução do filtro do estágio 2 antes do Venturi ($1,0 < d_p < 2,5 \mu\text{m}$), com aumentos de magnitude (a) x100, (b) x300, (c) x1.500, (d) x20.000 e (e) e (f) x70.000.



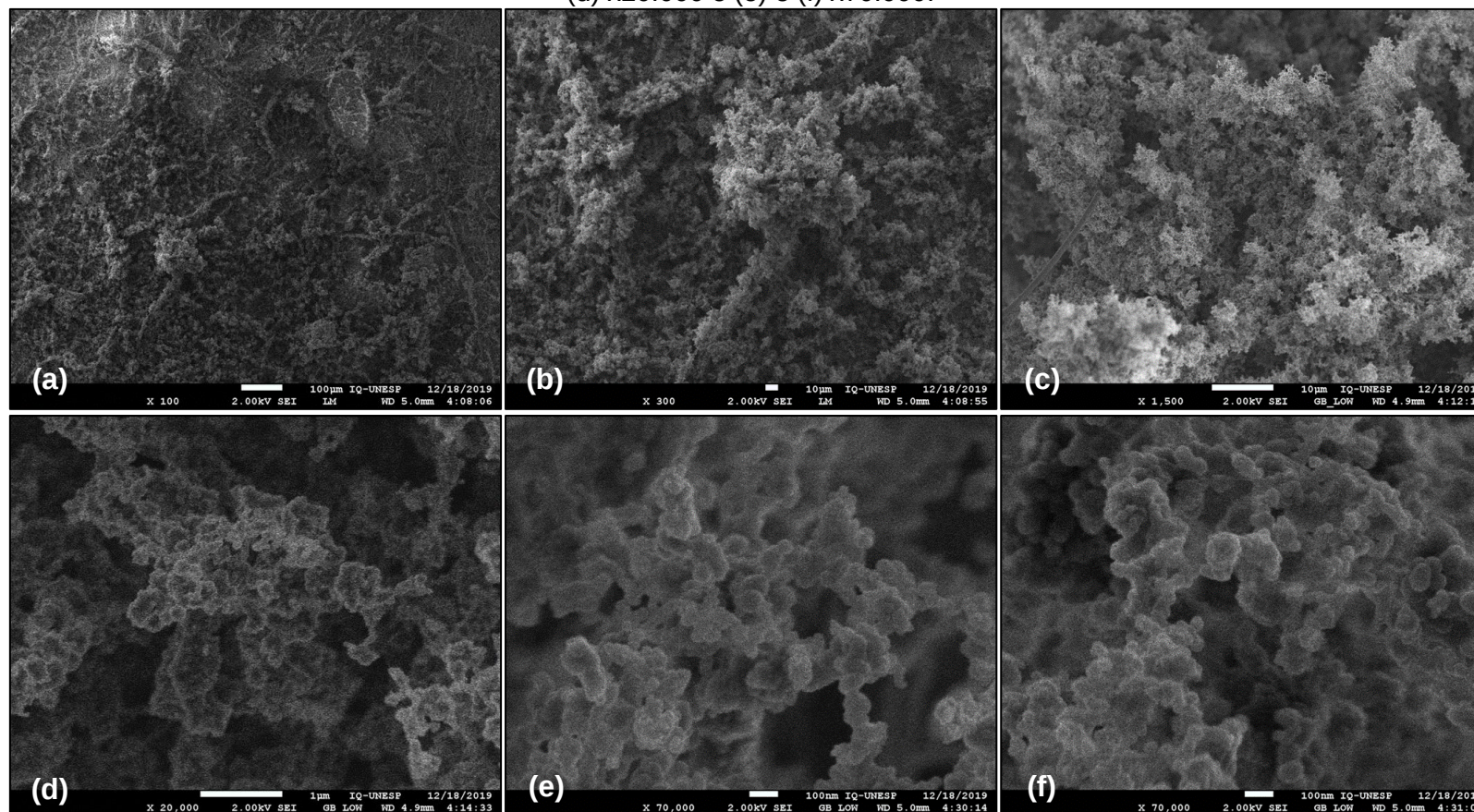
Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 64. Resolução do filtro do estágio 1 depois do Venturi ($d_p > 2,5 \mu\text{m}$), com aumentos de magnitude (a) x100, (b) x300, (c) x1.500, (d) x20.000 e (e) e (f) x70.000.



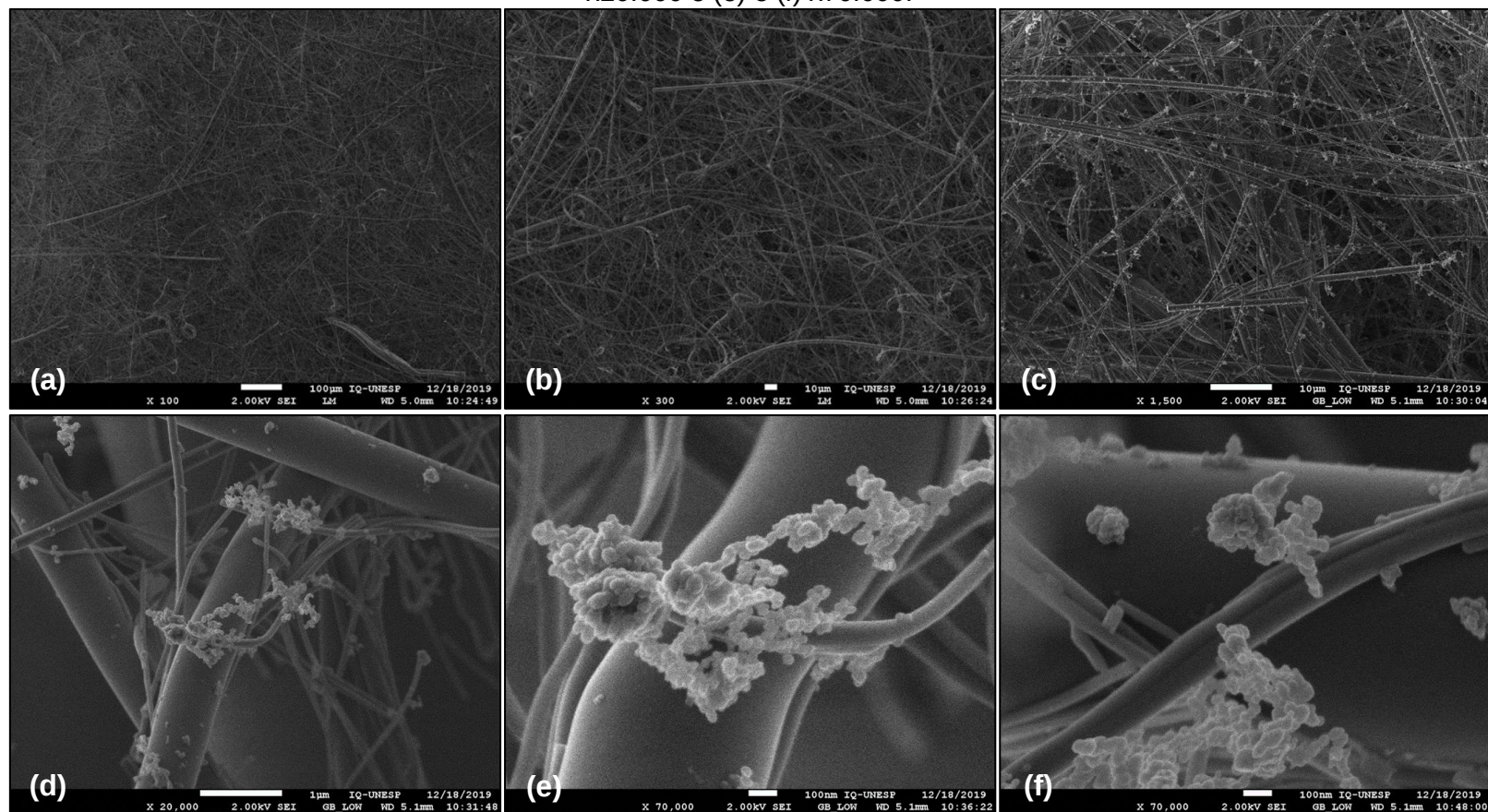
Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 65. Resolução do filtro do estágio 2 depois do Venturi ($1,0 < d_p < 2,5 \mu\text{m}$), com aumentos de magnitude (a) x100, (b) x300, (c) x1.500, (d) x20.000 e (e) e (f) x70.000.



Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 66. Resolução do filtro do estágio 3 depois do Venturi ($1,0 < d_p \mu\text{m}$), com aumentos de magnitude (a) x100, (b) x300, (c) x1.500, (d) x20.000 e (e) e (f) x70.000.



Fonte: Autoria própria (2020).