

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

ALESSANDRO ESTARQUE DE OLIVEIRA

**PRECIPITAÇÃO ELETROSTÁTICA DE NANOPARTÍCULAS:  
DESENVOLVIMENTO DE METODOLOGIAS E INVESTIGAÇÕES DE  
FENÔMENOS**

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Vádila Giovana Guerra Béttega

São Carlos – SP

2019

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

ALESSANDRO ESTARQUE DE OLIVEIRA

**PRECIPITAÇÃO ELETROSTÁTICA DE NANOPARTÍCULAS:  
DESENVOLVIMENTO DE METODOLOGIAS E INVESTIGAÇÕES DE  
FENÔMENOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de São Carlos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Química.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Vádila Giovana Guerra Béttega

São Carlos – SP

2019

ESTARQUE DE OLIVEIRA, ALESSANDRO

PRECIPITAÇÃO ELETROSTÁTICA DE NANOPARTÍCULAS:  
DESENVOLVIMENTO DE METODOLOGIAS E INVESTIGAÇÕES DE  
FENÔMENOS / ALESSANDRO ESTARQUE DE OLIVEIRA. -- 2019.  
170 f. : 30 cm.

Dissertação (mestrado)-Universidade Federal de São Carlos, campus São  
Carlos, São Carlos

Orientador: VÁDILA GIOVANA GUERRA BÉTTEGA  
Banca examinadora: VÁDILA GIOVANA GUERRA BÉTTEGA,  
MÔNICA LOPES AGUIAR, MARCOS VINÍCIUS RODRIGUES  
Bibliografia

1. Precipitação eletrostática. 2. Nanopartículas. 3. Controle Ambiental. I.  
Orientador. II. Universidade Federal de São Carlos. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada pelo Programa de Geração Automática da Secretaria Geral de Informática (SIn).

DADOS FORNECIDOS PELO(A) AUTOR(A)

Bibliotecário(a) Responsável: Ronildo Santos Prado – CRB/8 7325

MEMBROS DA BANCA EXAMINADORA DA DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE ALESSANDRO ESTARQUE DE OLIVEIRA APRESENTADA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS, EM 22 DE FEVEREIRO DE 2019.

BANCA EXAMINADORA:



Vádila Giovana Guerra Béttega  
**Orientadora, UFSCar**



Mônica Lopes Aguiar  
**UFSCar**



Marcos Vinícius Rodrigues  
**UNIFAL**

*“Should I give up  
Or should I just keep chasing pavements?  
Even if it leads nowhere  
Or would it be a waste?  
Even if I knew my place  
Should I leave it there?  
Should I give up,  
Or should I just keep chasing pavements?  
Even if it leads nowhere”*

(ADKINS, A.; WHITE, E., 2008)

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por todas as oportunidades colocadas em minha trajetória e por me atribuir o discernimento e coragem necessários para agarrá-las.

Agradeço a meus familiares pelo apoio dado em todos esses anos e à minha mãe em especial, por ser exemplo de luta e coragem frente às dificuldades. Também agradeço a todos os meus amigos e professores, do presente e do passado, que foram essenciais para que eu acreditasse e lutasse pelos meus sonhos.

Agradeço à professora Vádila por todo o suporte e orientação necessários não apenas para a execução desta pesquisa, mas para meu crescimento enquanto profissional. Seja como orientadora de ICs, do mestrado, como supervisora e professora do estágio, como colega de trabalho nas sagas dos artigos e trabalhos para congressos e nas reuniões que se tornaram *brainstorms* para tantas ideias, sua atuação foi fundamental para me tornar um pesquisador e engenheiro químico melhor. Também agradeço aos professores Mônica e André por todo o apoio recebido, mesmo que nem sempre explicitamente, para que eu continuasse esse caminho tão árduo que foi a pós-graduação. Em poucos momentos que efetivamente conversamos durante os dois últimos anos, algumas frases foram suficientemente essenciais para retomar meu ânimo e acreditar mais em mim mesmo em fases muito difíceis.

Agradeço aos servidores técnico-administrativos do DEQ e da UFSCar em geral pelo suporte necessário para a realização das minhas pesquisas. Agradeço em especial ao Marcos, técnico dos laboratórios do Controle Ambiental, que há tantos anos tem me ajudado a solucionar problemas e sanado minhas dúvidas. Também agradeço ao CNPq e à Capes, que me auxiliaram financeiramente nesta longa jornada acadêmica, desde o Jovens Talentos até a finalização do Mestrado.

Lucas, agradeço pelo apoio, companheirismo, paciência e amor durante todos esses anos. Sei que foi difícil aguentar meus SURTOS e, por essas e tantas outras, você sempre terá um espaço especial reservado no meu coração. O Brasil e o mundo passando por tantas tragédias, mas foram justamente os momentos de crise que mais provaram o quanto você foi essencial em minha vida durante todo este período. Que o presente documento registre minhas palavras para sempre. Te amo.

## RESUMO

A mitigação da emissão de poluentes atmosféricos e a recuperação de produtos de alto valor agregado são os principais fins de estudos de otimização de equipamentos coletores de nanopartículas, cuja periculosidade é reportada na literatura científica. Neste íterim, precipitadores eletrostáticos coletam mais de 99,9% do particulado de uma ampla faixa granulométrica. No entanto, estudos com nanopartículas têm avaliado velocidades utilizadas industrialmente, enquanto velocidades abaixo de 10 cm/s são escassamente exploradas. Sabe-se que esta faixa influencia positivamente o mecanismo difusional no processo de filtração de partículas nanométricas. Com o objetivo de avaliar esta faixa de velocidades, o presente trabalho utilizou um precipitador placa-fio contendo duas placas de cobre aterradas, de 30 cm de comprimento, 10 cm de altura e espaçadas em 4,0 cm, e 8 fios de aço inox dispostos em seu eixo longitudinal, de diâmetro igual a 0,30 mm e espaçamento de 4,0 cm. Nano-aerossóis de KCl, Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, NiO e NaCl (este último utilizado apenas em testes iniciais) foram gerados a partir da atomização de soluções e suspensões por dispersores de nano-aerossóis. Em testes com KCl sob duas velocidades do gás (3,3 e 6,6 cm/s), cada qual com duas concentrações de solução (0,4 e 2,0 g/L), bem como em testes com 0,2; 0,4; 2,0 g/L sob 3,3 cm/s e testes com 1,0; 2,5; 5,0 g/L sob 8,2 cm/s, todos sob voltagem de -8,0 kV, verificou-se que o aumento da concentração de particulado favoreceu a eficiência, bem como a diminuição da velocidade. Propôs-se uma metodologia na qual a concentração aquosa variava proporcionalmente à variação da velocidade, utilizando-se 4,0; 5,0; 6,0 g/L respectivamente para 6,6; 8,2; 9,9 cm/s, sob voltagem de -8,0 kV, de forma a mitigar efeitos de diluição. Os resultados indicaram que foi possível isolar o efeito do tempo de residência sobre a eficiência. Com esta nova metodologia, foram realizados testes avaliando-se velocidades de 1,7; 3,3; 6,6; 9,9; 14,8; 19,9 cm/s, utilizando-se concentrações de KCl de 0,5; 1,0; 2,0; 3,0; 4,5; 6,0 g/L, respectivamente, e campos elétricos de 3,95; 4,00; 4,10 kV/cm. O campo elétrico influenciou positivamente a eficiência. Constatou-se pontos de máximo de eficiência para a velocidade 6,6 cm/s, algo não relatado na literatura para nanopartículas e que foi associado a efeitos de tempo de residência, da eletrofluidodinâmica do sistema e de efeitos difusionais das partículas. Em testes de precipitação de nanopartículas de NiO e Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> a 3,3 cm/s, verificou-se formação de nanopartículas de granulometrias na saída do precipitador mais finas que na entrada a partir de -8,5 kV. Tal fenômeno foi favorecido com a redução da velocidade – avaliada em 1,61; 3,23; 4,83; 3,3; 9,9 cm/s – e com o aumento da voltagem – avaliada em -8,0; -8,5; -9,0; -10,0; -11,0; -13,0; -15,0 kV – e foi associado com a desagregação de aglomerados de óxidos e com a erosão dos fios. Finalmente, foram avaliados modelos de eficiência acoplados à Lei de Stokes e ao modelo de Li e Wang para a força de arraste. O modelo de eficiência de Li-Chen-Tsai associado ao modelo de Li e Wang melhor representou os dados experimentais.

**Palavras-chave:** Precipitação eletrostática; Nanopartículas; Controle Ambiental; Poluição atmosférica; Operações Unitárias.

## ABSTRACT

Mitigation of atmospheric pollutants emission and recovery of high-added value products are the main goals of studies on the optimization of devices that collect nanoparticles, which harmfulness is reported in the scientific literature. In the meantime, electrostatic precipitators collect above 99.9% of the particulate in a wide size range. However, studies on nanoparticles have evaluated velocities used in the industrial scale, while velocities less than 10 cm/s are barely explored. It is known that this range of velocities influences positively the diffusional mechanism in the filtration of nanoparticles. In order to evaluate this range of gas velocities, this work used a wire-plate electrostatic precipitator composed of two grounded copper plates with 30 cm of length, 10 cm of height, and 4.0 cm of spacing, and containing 8 stainless steel wires in its longitudinal axis, with diameter of 0.30 mm and 4.0 cm of spacing. Nano-aerosols of KCl, Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, NiO, and NaCl (this latter was only used in initial tests) were produced by the atomization of solutions and suspensions by nano-aerosols atomizers. Increase of particle concentration and decrease of gas velocity increased the efficiency in tests with two values of gas velocities (3.3 and 6.6 cm/s), each with two values of KCl solution concentrations (0.4 and 2.0 g/L), as well as in tests with 0.2, 0.4, and 2.0 g/L at 3.3 cm/s and tests with 1.0, 2.5, and 5.0 g/L at 8.2 cm/s, all under -8.0 kV. A methodology was purposed in which the aqueous concentration was varied proportionally with the gas velocity, using KCl aqueous concentrations of 4.0, 5.0, and 6.0 g/L respectively to 6.6, 8.2, and 9.9 cm/s, under -8.0 kV, in order to mitigate the dilution effect. Experimental results showed that it was possible to isolate the residence time effect on the efficiency. With this new methodology, tests were performed to evaluate velocities of 1.7, 3.3, 6.6, 9.9, 14.8, and 19.9 cm/s, using KCl solutions respectively of 0.5, 1.0, 2.0, 3.0, 4.5, and 6.0 g/L and electric fields of 3.95, 4.00, and 4.10 kV/cm. Electric field influenced positively the efficiency. Maximum points of efficiency were observed for 6.6 cm/s, which is not reported in the literature for nanoparticles and was associated with residence time, electro-fluid dynamics and diffusional effects of the particles. In tests with nanoparticles of NiO and Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> at 3.3 cm/s, it was verified the production of nanoparticles with narrower size distributions in the outlet of the device in relation to its inlet from -8.5 kV. This phenomenon was promoted by decreasing the velocity – evaluated in 1.61, 3.23, 4.83, 3.3, and 9.9 cm/s – and increasing the voltage – evaluated in -8.0, -8.5, -9.0, -10.0, -11.0, -13.0, and -15.0 kV – and was associated with the disaggregation of oxide agglomerates and the erosion of the wires. Finally, efficiency models coupled with Stokes Law and the Li and Wang model for the drag force were compared with experimental data. The efficiency model of Li-Chen-Tsai coupled with Li and Wang model better fitted the experimental data.

**Keywords:** Electrostatic Precipitation; Nanoparticles; Environmental Control; Atmospheric Pollution; Unit Operations.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3. 1 – Faixas de tamanho de contaminantes e equipamentos de controle ....	27
Figura 3. 2 – Representação do tamanho da partícula em relação ao meio gasoso.	29
Figura 3. 3 – Esquema de precipitação eletrostática (vista superior de um precipitador placa-fio).....	31
Figura 3. 4 – Curva corrente-tensão.....	32
Figura 3. 5 – Mecanismo de carregamento por campo: a) Partícula inicialmente não carregada; b) Partícula com carregamento intermediário; c) Partícula carregada até a saturação. Fluxo de íons da esquerda (eletrodo de descarga, corona negativa) para a direita (placa).....	33
Figura 3. 6 – Representação de um precipitador placa-fio e seus constituintes .....	34
Figura 3. 7 – Representação de eletrodos de descarga e peças adjacentes .....	35
Figura 3. 8 – Representação de diferentes configurações de eletrodos de descarga (a) e de coleta (b) .....	36
Figura 3. 9 – Representação de um precipitador eletrostático dividido em seções operando em série, da seção 1 (gás mais sujo) à seção 4 (gás mais limpo) .....	37
Figura 3. 10 – Eletro-fluidodinâmica de um precipitador placa-fio a diferentes voltagens e velocidade constante .....	45
Figura 4. 1 – Aparato experimental: a) Filtros; b) Gerador de nanopartículas; c) Secador; d) Kr-85; e) Fonte de alta tensão; f) Precipitador eletrostático; g) Válvula de três vias; h) Rotâmetro; i) Am-241; j) Classificador eletrostático; k) UCPC; l) Microcomputador.....	57
Figura 4. 2 – Precipitador eletrostático.....	59
Figura 4. 3 – Sistema de filtração TSI, modelo 3074B .....	60
Figura 4. 4 – Gerador de nanopartículas TSI, modelo 3079 .....	60
Figura 4. 5 – Esquema interno do gerador de nanopartículas .....	61
Figura 4. 6 – Fotografia do micro-nebulizador comercial .....	62
Figura 4. 7 – Secador por difusão TSI, modelo 3062 .....	62
Figura 4. 8 – Classificador eletrostático TSI, modelo 3080 .....	63
Figura 4. 9 – Representação do funcionamento e componentes internos do Classificador eletrostático acoplado ao <i>Long DMA</i> .....	64
Figura 4. 10 – Contador de partículas TSI, modelo 3776.....	66

Figura 4. 11 – Representação do funcionamento e componentes internos do UCPC .....	67
Figura 4. 12 – Banho de ultrassom .....	69
Figura 5. 1 – Granulometria de particulado de NaCl (a) e NiO (b) produzidos pelo gerador da TSI sob diferentes VAZ e vazões totais de gás de 23,5 (a) e 7,9 L/min (b) .....	81
Figura 5. 2 – Pressão manométrica a diferentes VAZ e vazões totais de gás .....	82
Figura 5. 3 – Granulometria de aerossol de KCl a diferentes AQC a partir da atomização com o nebulizador comercial (a) e com o gerador da TSI (b) .....	83
Figura 5. 4 – Granulometria de entrada e saída para testes com -6,0 (a) e -8,0 kV (b) sem a fonte de Am-241 .....	86
Figura 5. 5 – Granulometria de entrada e saída para testes com -6,0 (a) e -8,0 kV (b) com a fonte de Am-241 .....	86
Figura 5. 6 – Granulometria do aerossol em função da localização da fonte de Am-241 .....	87
Figura 5. 7 – Granulometria do particulado de NiO a diferentes velocidades para banhos de ultrassom de 30 (a) e 60 min (b).....	88
Figura 5. 8 – Suspensão de NiO após banho de ultrassom (à esq.) e sobrenadante coletado (à dir.) .....	89
Figura 5. 9 – Granulometria do aerossol para diferentes tempos de espera.....	90
Figura 5. 10 – Curvas corrente-tensão para o Conjunto de Testes I, a 0,4 (a) e 2,0 g/L (b) e para testes a 0 g/L .....	92
Figura 5. 11 – Curvas corrente-tensão para o Conjunto de Testes II, a 3,3 (a) e 8,2 cm/s (b) e para testes a 0 g/L.....	92
Figura 5. 12 – Curvas corrente-tensão para o Conjunto de Testes III e para testes a 0 g/L .....	93
Figura 5. 13 – Granulometria (a) e eficiência fracionária (b) para 0,4 g/L de KCl a velocidades do gás de 3,3 e 6,6 cm/s .....	96
Figura 5. 14 – Granulometria (a) e eficiência fracionária (b) para 2,0 g/L de KCl a velocidades do gás de 3,3 e 6,6 cm/s .....	99
Figura 5. 15 – Granulometria (a) e eficiência fracionária (b) para velocidade de 3,3 cm/s a diferentes concentrações de solução de KCl.....	102

Figura 5. 16 – Granulometria (a) e eficiência fracionária (b) para velocidade de 8,2 cm/s a diferentes concentrações de solução de KCl.....	104
Figura 5. 17 – Granulometria (a) e eficiência fracionária (b) para velocidades do gás de 6,6; 8,2 e 9,9 cm/s com concentrações de KCl respectivamente iguais a 4,0; 5,0 e 6,0 g/L .....	107
Figura 5. 18 – Granulometria de entrada para os testes V1E1, V2E1, V3E1, V4E1, V5E1 e V6E1 .....	109
Figura 5. 19 – Curvas corrente-tensão na ausência (a) e presença de particulado (b) para as velocidades utilizadas no estudo .....	111
Figura 5. 20 – Gráficos de superfície para as curvas corrente-tensão na ausência (a) e presença de particulado (b) para as velocidades utilizadas no estudo .....	112
Figura 5. 21 – Eficiência fracionária para diferentes campos elétricos aplicados sob 1,7 cm/s.....	114
Figura 5. 22 – Eficiência fracionária para diferentes campos elétricos aplicados sob 3,3 cm/s.....	115
Figura 5. 23 – Eficiência fracionária para diferentes campos elétricos aplicados sob 6,6 cm/s.....	115
Figura 5. 24 – Eficiência fracionária para diferentes campos elétricos aplicados sob 9,9 cm/s.....	115
Figura 5. 25 – Eficiência fracionária para diferentes campos elétricos aplicados sob 14,8 cm/s.....	116
Figura 5. 26 – Eficiência fracionária para diferentes campos elétricos aplicados sob 19,9 cm/s.....	116
Figura 5. 27 – Número de Reynolds e tempo de residência obtidos a diferentes velocidades do gás.....	117
Figura 5. 28 – Mobilidade elétrica (eixo principal) e número de cargas adquiridas por partícula (eixo secundário) em função do diâmetro de partícula, para testes sob velocidade de 1,7 cm/s.....	120
Figura 5. 29 – Eficiências globais de coleta, teóricas e experimentais, usando diferentes campos elétricos e velocidades do gás .....	121
Figura 5. 30 – Velocidades de migração efetivas calculadas dos dados experimentais em relação ao campo elétrico e à velocidade do gás .....	123
Figura 5. 31 – Distribuição granulométrica de entrada e saída de testes a I (a), II (b) e III (c) .....	125

Figura 5. 32 – Granulometria de entrada e saída do teste a -8,0 kV e velocidade do gás de 3,3 cm/s .....	126
Figura 5. 33 – Granulometria de entrada e saída do teste a -8,5 kV e velocidade do gás de 3,3 cm/s .....	126
Figura 5. 34 – Granulometria de entrada e saída do teste a -9,0 kV e velocidade do gás de 3,3 cm/s .....	127
Figura 5. 35 – Granulometria de entrada e saída do teste a -10,0 kV e velocidade do gás de 3,3 cm/s .....	127
Figura 5. 36 – Eficiência fracionária dos testes realizados a diferentes voltagens, sob velocidade de 3,3 cm/s.....	127
Figura 5. 37 – Granulometria de entrada e saída do teste a -8,0 kV e velocidade do gás de 9,9 cm/s .....	129
Figura 5. 38 – Granulometria de entrada e saída do teste a -8,5 kV e velocidade do gás de 9,9 cm/s .....	129
Figura 5. 39 – Granulometria de entrada e saída do teste a -9,0 kV e velocidade do gás de 9,9 cm/s .....	130
Figura 5. 40 – Granulometria de entrada e saída do teste a -10,0 kV e velocidade do gás de 9,9 cm/s .....	130
Figura 5. 41 – Eficiência fracionária dos testes realizados a diferentes voltagens, sob velocidade de 9,9 cm/s.....	130
Figura 5. 42 – Granulometria de entrada e saída para 4,83 cm/s e voltagem de -9,0 kV .....	134
Figura 5. 43 – Granulometria de entrada e saída para 3,23 cm/s e voltagem de -9,0 kV .....	134
Figura 5. 44 – Granulometria de entrada e saída para 1,61 cm/s e voltagem de -9,0 kV .....	134
Figura 5. 45 – Eficiência fracionária para os testes a 1,61; 3,23; 4,83 cm/s .....	135
Figura 5. 46 – Granulometria de entrada e saída do teste a -8,0 kV e 3,3 cm/s .....	136
Figura 5. 47 – Granulometria de entrada e saída do teste a -9,0 kV e 3,3 cm/s .....	137
Figura 5. 48 – Granulometria de entrada e saída do teste a -10,0 kV e 3,3 cm/s ...	137
Figura 5. 49 – Granulometria de entrada e saída do teste a -10,0 kV e 4,8 cm/s ...	137
Figura 5. 50 – Eficiência fracionária para os testes com óxido de ferro (III) .....	138
Figura 5. 51 – Suspensão de Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> após o banho de ultrassom: sedimentado (à esq.) e sobrenadante (à dir.) .....	138

Figura 5. 52 – Curva corrente-tensão para gás a 3,3 cm/s contendo NiO 0,01% m/m .....	140
Figura 5. 53 – Granulometria de entrada e saída de testes a -9,0 kV e 3,3 cm/s ...	141
Figura 5. 54 – Granulometria de entrada e saída de testes a -10,0 kV e 3,3 cm/s .	141
Figura 5. 55 – Granulometria de entrada e saída de testes a -11,0 kV e 3,3 cm/s .	141
Figura 5. 56 – Granulometria de entrada e saída de testes a -13,0 kV e 3,3 cm/s .	142
Figura 5. 57 – Granulometria de entrada e saída de testes a -15,0 kV e 3,3 cm/s .	142
Figura 5. 58 – Eficiência fracionária dos testes a 3,3 cm/s e diferentes voltagens..	142
Figura 5. 59 – Granulometria de entrada e saída de aerossol de KCl sob -9,0 kV e 3,3 cm/s.....	146
Figura 5. 60 – Granulometria de entrada e saída de aerossol de KCl sob -10,0 kV e 3,3 cm/s.....	146
Figura 5. 61 – Granulometria de entrada e saída de aerossol de KCl sob -11,0 kV e 3,3 cm/s.....	146
Figura 5. 62 – Granulometria de entrada e saída de aerossol de KCl sob -13,0 kV e 3,3 cm/s.....	147
Figura 5. 63 – Eficiência fracionária de testes com KCl a diferentes voltagens sob 3,3 cm/s.....	147
Figura 5. 64 – Granulometria de entrada e saída de gás sem particulado sob -13,0 kV e 3,3 cm/s.....	147
Figura 5. 65 – Velocidade de migração teórica com Lei de Stokes e modelo de Li e Wang.....	151
Figura 5. 66 – Eficiências fracionárias experimentais e teóricas (modelo de Lin-Chen-Tsai) com os modelos de força de arraste para velocidades de 1,7 (a); 3,3 (b); 6,6 (c); 9,9 cm/s (d) .....	152
Figura 5. 67 – Eficiências fracionárias experimentais e teóricas (modelo de Zhibin-Guoquan) com os modelos de força de arraste para velocidades de 1,7 (a); 3,3 (b); 6,6 (c); 9,9 cm/s (d) .....	153
Figura 5. 68 – Eficiências fracionárias experimentais e teóricas (modelo de Nóbrega-Falaguasta-Coury) com os modelos de força de arraste para velocidades de 1,7 (a); 3,3 (b); 6,6 (c); 9,9 cm/s (d).....	154

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3. 1 – Regimes de tamanho de partícula a partir de $Kn$ para ar a 20 °C e 1 atm .....	39
Tabela 4. 1 – Dimensões do precipitador eletrostático.....	59
Tabela 4. 2 – Limites inferior e superior de granulometria em função de <i>sheath flow rate</i> e <i>sample flow rate</i> .....	65
Tabela 4. 3 – Materiais utilizados nos estudos.....	70
Tabela 4. 4 – Nomenclatura dos testes.....	76
Tabela 5. 1 – Umidade relativa do gás (%) para as condições utilizadas de vazão total e VAZ.....	80
Tabela 5. 2 – Propriedades do aerossol obtido para diferentes tempos de banho de ultrassom e velocidades do gás .....	89
Tabela 5. 3 – $N_{EHD}/Re^2$ e tempo de residência dos testes.....	93
Tabela 5. 4 – Eficiência mássica global, parâmetros de distribuição granulométrica e concentração do aerossol para diferentes concentrações de solução de KCl a velocidades de 3,3 e 6,6 cm/s .....	100
Tabela 5. 5 – Eficiência mássica global, parâmetros de distribuição granulométrica e concentração do aerossol para velocidades de 3,3 e 8,2 cm/s a diferentes concentrações de solução de KCl.....	105
Tabela 5. 6 – Eficiência mássica global, parâmetros de distribuição granulométrica e concentração do aerossol para velocidades de 6,6; 8,2; 9,9 cm/s com AQC respectivamente de 4,0; 5,0; 6,0 g/L .....	107
Tabela 5. 7 – $N_{EHD}/Re^2$ e tempo de residência dos testes.....	112
Tabela 5. 8 – Concentração de entrada e saída e eficiência (em massa e em número) dos testes a diferentes voltagens e velocidades do gás .....	132
Tabela 5. 9 – Concentração de entrada e saída e eficiência (mássica e em número) dos testes a diferentes velocidades do gás.....	135
Tabela 5. 10 – Concentração de entrada e saída e eficiência (mássica e em número) dos testes a diferentes voltagens e velocidades do gás para $Fe_2O_3$ .....	138
Tabela 5. 11 – Concentração de entrada e saída e eficiência (mássica e em número) dos testes a diferentes voltagens .....	143
Tabela 5. 12 – Concentração de entrada e saída e eficiência (mássica e em número) dos testes com KCl a diferentes voltagens .....	148

## LISTA DE EQUAÇÕES

Equação	Descrição	Símbolo	Página
1	Eficiência – modelo de Deutsch	$\eta$	37
2	Número de Deutsch	$De$	38
3	Balanço de forças sobre a partícula	$F_d - F_e$	38
4	Força elétrica sobre a partícula	$F_e$	38
5	Equação de Cochet	$Q_p^\infty$	38
6	Lei de Stokes	$F_d$	38
7	Coeficiente de Cunningham	$C$	39
8	Velocidade de migração teórica	$w_{th}$	39
9	Força de arraste – modelo de Li e Wang	$F_d$	39
10	Massa relativa – modelo de Li e Wang	$m_r$	40
11	Parâmetro do modelo de Li e Wang	$\alpha'$	40
12	Integral de colisão reduzida efetiva	$\Omega_{avg}^{(1,1)*}$	40
13	Integral de colisão de dispersão difusa	$\Omega_d^{(1,1)*}$	40
14	Integral de colisão de dispersão especular	$\Omega_s^{(1,1)*}$	40
15	Temperatura reduzida	$T^*$	40
16	Diâmetro de colisão	$\sigma'$	40
17	Energia de interação molecular	$\varepsilon$	40
18	Eficiência – modelo de Zhibin e Guoquan	$\eta$	41
19	Número de Péclet	$Pe$	41
20	Coeficiente de difusividade	$D$	41
21	Eficiência – modelo de Nóbrega, Falaguasta e Coury	$\eta$	41
22	Eficiência – modelo de Lin, Chen e Tsai	$\eta$	41
23	Número total de cargas adquiridas pela partícula	$n_p$	41
24	Cargas adquiridas por carregamento difusional	$n_{diff}$	42
25	Cargas adquiridas por carregamento por campo	$n_{field}$	42
26	Constante eletrostática no vácuo	$K_E$	42
27	Número de íons por volume de gás	$N_i$	42
28	Densidade de corrente média na placa	$J_p$	42
29	Parâmetro da equação de $J_p$	$\gamma$	42
30	Parâmetro da equação de $J_p$	$E_l$	42
31	Parâmetro da equação de $J_p$	$V_c$	42
32	Campo elétrico de início da corona	$E_c$	43
33	Campo elétrico médio no precipitador	$E_{ave}$	43
34	Intensidade do campo elétrico na posição $y$	$E_y$	43
35	Velocidade de migração efetiva	$w_{eff}$	43
36	Número eletro-hidrodinâmico	$N_{EHD}$	44
37	Número de Reynolds	$Re$	44
38	Vazão real (conversão da vazão do rotâmetro)	$Q_R$	68
39	Eficiência experimental	$\eta_{exp}$	70
40	Eficiência global teórica, em base mássica	$E_m$	70
41	Função de distribuição granulométrica	$q_m$	71
42	Campo elétrico pseudo-homogêneo	$E_{ps}$	71
43	Equação para cálculo iterativo de $t_{95\%}$	$Q_p/Q_p^\infty$	95

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	23
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	25
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	26
3.1. MATERIAL PARTICULADO E NANOPARTÍCULAS .....	26
3.2. PRECIPITADORES ELETROSTÁTICOS .....	30
3.2.1. Princípio de operação e fenômenos físicos envolvidos .....	30
3.2.2. Aspectos de projeto e de operação e aplicações .....	34
3.2.3. Modelagem do processo .....	37
3.2.4. Eletro-fluidodinâmica em precipitadores eletrostáticos .....	43
3.2.5. Estudos dos efeitos de condições operacionais diversas sobre a operação de precipitação eletrostática .....	46
3.2.6. Estudos do efeito da velocidade do gás sobre a precipitação eletrostática: diferentes metodologias e análises .....	49
3.2.7. Estudos do grupo de Controle Ambiental do DEQ-UFSCar .....	52
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	57
4.1. APARATO EXPERIMENTAL .....	57
4.1.1. Precipitador eletrostático .....	58
4.1.2. Compressor e purificadores de ar .....	59
4.1.3. Geradores de nanopartículas .....	60
4.1.4. Secador por difusão .....	62
4.1.5. Classificador eletrostático .....	63
4.1.6. Contador de partículas .....	65
4.1.7. Fonte de alta tensão e fontes radioativas .....	67
4.1.8. Higrômetro, rotâmetros e manômetro .....	68
4.1.9. Banho de ultrassom e sistema de purificação de água .....	69
4.2. MATERIAIS UTILIZADOS PARA O PREPARO DE AEROSSÓIS .....	69
4.3. PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL .....	70
4.3.1. Testes preliminares com o aparato experimental .....	72
4.3.1.1. Avaliação da vazão do gerador de nanopartículas da TSI .....	72
4.3.1.2. Utilização do nebulizador comercial como gerador de nano-aerossóis 73	
4.3.1.3. Avaliação da utilização da fonte radioativa de Am-241 .....	73
4.3.1.4. Avaliação da localização da fonte radioativa de Am-241 .....	73

4.3.1.5. Avaliação do tempo de banho e do tempo de espera na geração de nano-aerossóis de óxidos .....	74
<b>4.3.2. Estudo de diferentes metodologias para a análise da influência do tempo de residência do gás e da concentração de particulado sobre a eficiência .....</b>	<b>75</b>
<b>4.3.3. Avaliação do efeito de baixas velocidades do gás e sua interação com o campo elétrico sobre a eficiência .....</b>	<b>76</b>
<b>4.3.4. Estudo de fenômenos eletrostáticos envolvendo nano-aerossóis de óxidos</b> 76	
4.3.4.1. Testes na presença e ausência de nanoparticulado e na presença e ausência de voltagem .....	77
4.3.4.2. Efeito da velocidade do gás para diferentes voltagens .....	77
4.3.4.3. Efeito da velocidade do gás sob altos tempos de residência .....	77
4.3.4.4. Testes com Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> .....	78
4.3.4.5. Investigações sobre o fenômeno sob voltagens próximas à voltagem de rompimento dielétrico do gás .....	78
<b>4.3.5. Avaliação de modelos de eficiência de precipitação eletrostática com diferentes modelos de força de arraste .....</b>	<b>79</b>
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>80</b>
5.1. TESTES PRELIMINARES COM O APARATO EXPERIMENTAL .....	80
5.1.1. Avaliação da vazão do gerador de nanopartículas da TSI .....	80
5.1.2. Utilização do nebulizador comercial como gerador de nano-aerossóis .....	82
5.1.3. Avaliação da utilização da fonte radioativa de Am-241 .....	84
5.1.4. Avaliação da localização da fonte radioativa de Am-241 .....	87
5.1.5. Avaliação do tempo de banho e do tempo de espera na geração de nano-aerossóis de óxidos .....	88
5.2. ESTUDO DE DIFERENTES METODOLOGIAS PARA A ANÁLISE DA INFLUÊNCIA DO TEMPO DE RESIDÊNCIA DO GÁS E DA CONCENTRAÇÃO DE PARTICULADO SOBRE A EFICIÊNCIA .....	91
5.2.1. Caracterização elétrica do sistema .....	91
5.2.2. Conjunto de Testes I: Avaliação da velocidade (3,3 e 6,6 cm/s) sob concentração constante (0,2 e 0,4 g/L) .....	95
5.2.3. Conjunto de Testes II: Avaliação da concentração (0,2; 0,4; 2,0 e 1,0; 2,5; 5,0 g/L) sob velocidade constante (3,3 e 8,2 cm/s, respectivamente) .....	101
5.2.4. Conjunto de Testes III: Avaliação da velocidade do gás (6,6; 8,2; 9,9 cm/s) com alimentação de KCl proporcional (4,0; 5,0; 6,0 g/L, respectivamente) .....	106

5.3. AVALIAÇÃO DO EFEITO DE BAIXAS VELOCIDADES DO GÁS E SUA INTERAÇÃO COM O CAMPO ELÉTRICO SOBRE A EFICIÊNCIA .....	108
5.3.1. Caracterização granulométrica .....	109
5.3.2. Caracterização elétrica.....	110
5.3.3. Testes de eficiência.....	114
5.4. ESTUDO DE FENÔMENOS ELETROSTÁTICOS ENVOLVENDO AEROSSÓIS DE ÓXIDOS .....	123
5.4.1. Testes na presença e ausência de nanoparticulado e na presença e ausência de voltagem.....	124
5.4.2. Efeito da velocidade do gás para diferentes voltagens .....	125
5.4.3. Efeito da velocidade do gás sob altos tempos de residência .....	133
5.4.4. Testes com Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> .....	136
5.4.5. Investigações sobre o fenômeno sob voltagens próximas à voltagem de rompimento dielétrico do gás.....	139
5.5. AVALIAÇÃO DE MODELOS DE EFICIÊNCIA DE PRECIPITAÇÃO ELETROSTÁTICA COM DIFERENTES MODELOS DE FORÇA DE ARRASTE	150
6. CONCLUSÕES E SUGESTÕES .....	156
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	159
APÊNDICE – DIAGRAMAS DE CONDIÇÕES EXPERIMENTAIS .....	166

## NOMENCLATURA

$A$	Parâmetro de ajuste da equação de Li-Chen-Tsai (2012)	[-]
$a'$	Parâmetro de ajuste da equação para obtenção do número de cargas adquiridas pela partícula	[-]
$A$	Área superficial relativa a $L$	[L <sup>2</sup> ]
$A_c$	Área de coleta	[L <sup>2</sup> ]
$A_p$	Área total das placas (neste caso, igual à área de coleta)	[L <sup>2</sup> ]
$b$	Parâmetro de ajuste da equação de Li-Chen-Tsai (2012)	[-]
$b'$	Parâmetro de ajuste da equação para obtenção do número de cargas adquiridas pela partícula	[-]
$C$	Parâmetro de ajuste da equação de Li-Chen-Tsai (2012)	[-]
$C$	Coeficiente de Cunningham	[-]
$c'$	Parâmetro de ajuste da equação para obtenção do número de cargas adquiridas pela partícula	[-]
$\bar{c}_l$	Raiz da velocidade quadrática média	[L T <sup>-1</sup> ]
$c_e$	Concentração de partícula na entrada do precipitador	[M L <sup>-3</sup> ]
$c_s$	Concentração de partícula na saída do precipitador	[M L <sup>-3</sup> ]
$D$	Coeficiente de difusividade	[L <sup>2</sup> T <sup>-1</sup> ]
$d'$	Parâmetro de ajuste da equação para obtenção do número de cargas adquiridas pela partícula	[-]
$d_p$	Diâmetro de partícula	[L]
$e$	Carga elementar	[T I]
$E$	Campo elétrico	[M L T <sup>-3</sup> I <sup>-1</sup> ]
$E_{ave}$	Campo elétrico médio no precipitador	[M L T <sup>-3</sup> I <sup>-1</sup> ]
$E_c$	Campo elétrico referente à voltagem de início da corona	[M L T <sup>-3</sup> I <sup>-1</sup> ]
$E_l$	Parâmetro da equação de Lin-Chen-Tsai (2012)	[M L T <sup>-3</sup> I <sup>-1</sup> ]
$E_m$	Eficiência global de coleta	[-]
$E_{ps}$	Campo elétrico pseudo-homogêneo	[M L T <sup>-3</sup> I <sup>-1</sup> ]
$E_y$	Campo elétrico na posição $y$	[M L T <sup>-3</sup> I <sup>-1</sup> ]
$f$	Rugosidade do material do eletrodo de descarga	[L]
$F_d$	Força de arraste	[M L T <sup>-2</sup> ]
$F_e$	Força elétrica	[M L T <sup>-2</sup> ]
$I$	Intensidade de corrente elétrica	[I]
$J_p$	Densidade média de corrente elétrica	[I L <sup>-2</sup> ]
$K$	Constante de Boltzmann	[L <sup>2</sup> M T <sup>-2</sup> Θ <sup>-1</sup> ]
$K_E$	Constante eletrostática no vácuo	[L <sup>3</sup> M T <sup>-4</sup> I <sup>-2</sup> ]
$L$	Comprimento característico	[L]
$L'$	Comprimento da placa coletora	[L]
$m_g$	Massa do gás	[M]
$m_p$	Massa da partícula	[M]
$\bar{M}_p$	Massa atômica média da partícula	[M]

$m_r$	Massa reduzida	[M]
$N$	Densidade numérica do gás	[L <sup>-3</sup> ]
$N_i$	Densidade numérica de íons do gás	[L <sup>-3</sup> ]
$n_{diff}$	Número de cargas adquiridas pela partícula através do mecanismo de carregamento por difusão	[-]
$n_{field}$	Número de cargas adquiridas pela partícula através do mecanismo de carregamento por campo	[-]
$n_p$	Número de cargas adquiridas pela partícula	[-]
$P$	Pressão	[M L <sup>-1</sup> T <sup>-2</sup> ]
$P_0$	Pressão de referência	[M L <sup>-1</sup> T <sup>-2</sup> ]
$Q$	Vazão volumétrica de gás	[L <sup>3</sup> T <sup>-1</sup> ]
$q_m$	Função de distribuição mássica de partículas	[-]
$Q_N$	Vazão volumétrica nominal de gás	[L <sup>3</sup> T <sup>-1</sup> ]
$Q_p$	Carga da partícula	[T I]
$Q_p^\infty$	Carga de saturação da partícula	[T I]
$Q_R$	Vazão volumétrica real de gás	[L <sup>3</sup> T <sup>-1</sup> ]
$R$	Raio da partícula	[L]
$r_c$	Raio do eletrodo de descarga	[L]
$r_{eff}$	Raio do cilindro equivalente	[L]
$S$	Espaçamento entre placa e fio ou metade do espaçamento entre placas	[L]
$s_x$	Metade do espaçamento entre eletrodos de descarga	[L]
$t$	Tempo de residência	[T]
$t_{95\%}$	Tempo necessário para a partícula adquirir 95% da carga de saturação	[T]
$T$	Temperatura	[Θ]
$T_0$	Temperatura de referência	[Θ]
$T^*$	Temperatura reduzida	[-]
$V$	Velocidade da partícula relativa ao fluido	[L T <sup>-1</sup> ]
$V_0$	Voltagem aplicada nos eletrodos	[M L <sup>2</sup> T <sup>-3</sup> I <sup>-1</sup> ]
$V_c$	Voltagem de início da corona (ref. Equações 28 a 30)	[M L <sup>2</sup> T <sup>-3</sup> I <sup>-1</sup> ]
$v_G$	Velocidade do gás	[L T <sup>-1</sup> ]
$w_{th}$	Velocidade de migração teórica	[L T <sup>-1</sup> ]
$x$	Diâmetro de partícula (ref. Equações 40 e 41)	[L]
$x_{50}$	Mediana da distribuição granulométrica	[L]
$x_{inf}$	Limite superior da faixa granulométrica	[L]
$x_{sup}$	Limite superior da faixa granulométrica	[L]
$Y$	Comprimento perpendicular ao fluxo do gás	[L]
$Z_i$	Mobilidade iônica	[M <sup>-1</sup> T <sup>2</sup> I <sup>1</sup> ]

## LETRAS GREGAS E SÍMBOLOS

#	Número de partículas	[-]
$\alpha$	Fator de efeito do carregamento de partículas da equação de Li-Chen-Tsai (2012)	[-]
$\alpha'$	Parâmetro da equação de Li e Wang (2003)	[-]
$\gamma$	Parâmetro da equação de Lin-Chen-Tsai (2012)	[M <sup>2</sup> L <sup>4</sup> T <sup>-6</sup> I <sup>-2</sup> ]
$\varepsilon$	Parâmetro de Lennard-Jones: energia de interação molecular	[M L <sup>2</sup> T <sup>-2</sup> ]
$\varepsilon_0$	Constante de permissividade do vácuo	[L <sup>-3</sup> M <sup>-1</sup> T <sup>4</sup> I <sup>2</sup> ]
$\varepsilon_g$	Poço de potencial da molécula do gás	[M L <sup>2</sup> T <sup>-2</sup> ]
$\varepsilon_p$	Poço de potencial da molécula da partícula	[M L <sup>2</sup> T <sup>-2</sup> ]
$\varepsilon_r$	Permissividade relativa ou Constante dielétrica	[-]
$\eta$	Eficiência fracionária de coleta teórica	[-]
$\eta_{exp}$	Eficiência fracionária de coleta experimental	[-]
$\lambda$	Caminho livre médio das moléculas gasosas	[L]
$\mu$	Viscosidade dinâmica do gás	[M L <sup>-1</sup> T <sup>-1</sup> ]
$\nu_f$	Viscosidade cinemática do fluido	[L <sup>2</sup> T <sup>-1</sup> ]
$\xi$	Razão entre o comprimento perpendicular ao fluxo de gás e o espaçamento entre placa e fio	[-]
$\rho_f$	Densidade do fluido	[M L <sup>-3</sup> ]
$\rho_g$	Densidade do gás	
$\rho_p$	Densidade da partícula	[M L <sup>-3</sup> ]
$\sigma$	Desvio padrão geométrico	[-]
$\sigma'$	Parâmetro de Lennard-Jones: diâmetro de colisão	[L]
$\sigma_g$	Diâmetro molecular do gás	[L]
$\sigma_p$	Diâmetro molecular da partícula	[L]
$\Omega_{avg}^{(1,1)*}$	Integral de colisão reduzida efetiva	[-]
$\Omega_d^{(1,1)*}$	Integral de colisão de difusão	[-]
$\Omega_s^{(1,1)*}$	Integral de colisão de dispersão especular	[-]

## NÚMEROS ADIMENSIONAIS

De	Número de Deutsch ( $w_{th} \times L' / v_G / s$ )
$K_n$	Número de Knudsen ( $\lambda / R$ )
$N_{EHD}$	Número eletro-hidrodinâmico ( $I \times L / v_f / \rho_f / Zi / A$ )
Pe	Número de Péclet ( $w_{th} \times s / D$ )
Re	Número de Reynolds ( $v_G \times L / \nu_f$ )

## SIGLAS E ABREVIATURAS

AQC	Concentração de soluto na solução aquosa
Capes	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DEQ	Departamento de Engenharia Química
DMA	<i>Differential Mobility Analyzer</i> (Analisador por diferença de mobilidade)
EDS	Espectroscopia por Energia Dispersiva
ELPI	<i>Electrical Low Pressure Impactor</i> (Impactador elétrico de partículas a baixa pressão para emissões)
EPA	<i>U. S. Environmental Protection Agency</i> (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos)
ETS	<i>Environmental Tobacco Smoke</i>
GSC	Concentração de particulado no aerossol
HEPA	<i>High Efficiency Particulate Arrestance</i> (diz-se de Filtros de alta eficiência de coleta de partículas)
IC	Iniciação Científica
ISO/TC	<i>International Organization for Standardization / Technical Committee</i> (Organização Internacional de Normalização / Comitê Técnico)
MEV	Microscopia Eletrônica de Varredura
OMS	Organização Mundial de Saúde
pH	Potencial hidrogeniônico
PM	<i>Particulate Matter</i> (material particulado)
PM <sub>10</sub> e PM <sub>2,5</sub>	Se referem, respectivamente, ao material particulado de diâmetro menor que 10 e 2,5 micrômetros
PST	<i>Potassium Sodium Tartrate</i>
SMPS	<i>Scanning Mobility Particle Sizer Spectrometer</i> (Analisador de tamanho de partícula por mobilidade elétrica)
UCPC	<i>Ultrafine Condensation Particle Counter</i> (Contador de partículas ultrafinas por condensação)
UFSCar	Universidade Federal de São Carlos
U.R.	Umidade relativa
VAZ	Vazão do gerador de nano-aerossóis da TSI
WHO	<i>World Health Organization</i> (ver OMS)

## 1. INTRODUÇÃO

Em revisão sobre os avanços da nanotecnologia e seu impacto ambiental, Paschoalino, Marcone e Jardim (2010) ressaltaram a discrepância entre o investimento realizado sobre pesquisas para a criação e aprimoramento de nanomateriais em relação ao incentivo sobre as que avaliam seu efeito em organismos e ecossistemas. Sobre estas últimas, trabalhos indicaram aumento da incidência de materiais de escala nanométrica bioacumulados em diferentes órgãos animais, como fígado e cérebro, e maior reatividade e periculosidade destas partículas quando em tamanhos abaixo de 100 nanômetros, a exemplo do ouro, conhecido como um metal geralmente não reativo.

Há consenso entre pesquisadores de que a inalação é a via de acesso mais perigosa para a entrada de nanoparticulados em seres vivos terrestres, sendo que sua deposição e acúmulo nos alvéolos resulta em graves problemas cardiorrespiratórios. Além disso, um estudo recente realizado por Maher *et al.* (2016) revelou que as nanopartículas tóxicas provenientes da poluição atmosférica podem se depositar em quantidades "abundantes" no cérebro humano. Na mesma pesquisa também foram apresentados indícios de que as nanopartículas podem causar grandes impactos sobre a saúde, incluindo doenças degenerativas do cérebro, como Alzheimer, doença mental e redução da inteligência.

Para atender aos limites impostos pela legislação, diversos segmentos industriais acoplam em seus processos principais equipamentos de separação de particulados das correntes de efluente, de acordo com as características destas correntes (altas temperaturas e pressões, existência de substâncias corrosivas ou ácidas), ponderando-se ainda os custos de instalação, operação e manutenção e a eficiência de coleta que resulte em um efluente com características adequadas aos padrões de emissão.

Neste aspecto, precipitadores eletrostáticos apresentam diversas vantagens dentre os equipamentos disponíveis, tais como a grande versatilidade para operação em processos industriais distintos, a resistência à operação sob temperaturas de até 850°C, alta eficiência de coleta (a valores acima de 99,9%) para uma ampla faixa granulométrica, baixas quedas de pressão comparativamente a

outros equipamentos, consumo de energia elétrica justificável em função da alta performance, baixos custos de manutenção e alta durabilidade. Ademais, retêm o particulado seco, diferentemente de lavadores que necessitam de posterior tratamento da lama formada (embora a operação com uma corrente gasosa úmida também seja possível). Por outro lado, o custo de investimento deste equipamento é alto e a eficiência de coleta é sensível à resistividade da partícula a ser capturada (PARKER, 1997).

Diversas variáveis afetam o desempenho do precipitador, como as propriedades da corrente gasosa a ser tratada (temperatura, pressão, composição, vazão e turbulência), do particulado (concentração, composição e resistividade elétrica, tamanho e formato da partícula) e de projeto do equipamento (tempo de residência da partícula, geometria e espaçamento entre eletrodos de descarga e analogamente em relação aos eletrodos de coleta, intensidade do campo elétrico aplicado) (PARKER, 1997). Deste modo, a otimização da operação e do projeto do precipitador requer a análise de vários fatores e suas interações. Neste ínterim, pesquisas têm sido realizadas para o desenvolvimento da tecnologia de remoção de particulados de correntes gasosas por precipitadores eletrostáticos.

## 2. OBJETIVOS

O objetivo da presente pesquisa foi avaliar diferentes condições operacionais para a otimização do processo de precipitação eletrostática de nanopartículas e para o aperfeiçoamento da metodologia de estudos deste processo em escala laboratorial. Deste modo, pretendeu-se maximizar a eficiência de coleta de particulados na faixa nanométrica, cuja captura não é realizada com total eficiência por este equipamento e demais coletores industriais de particulados. O trabalho ainda teve por objetivo comparar os dados obtidos experimentalmente com resultados disponíveis na literatura para discutir os fenômenos observados na operação à luz da teoria sobre limpeza de gases por precipitação eletrostática. Ademais, almejou-se elucidar a teoria concernente ao tema no que se refere aos mecanismos de coleta de partículas que ocorrem durante a operação.

Dentre os objetivos específicos deste trabalho, estão:

- Avaliar e otimizar as condições operacionais referentes aos equipamentos do sistema experimental:
  - Avaliar a vazão do gerador de nanopartículas;
  - Utilizar o nebulizador comercial como gerador de nano-aerossóis;
  - Avaliar a utilização da fonte radioativa de Am-241;
  - Avaliar o efeito da localização da fonte radioativa de Am-241 em relação à entrada do SMPS;
  - Avaliar o tempo de banho de ultrassom e o tempo de espera;
- Estudar diferentes metodologias para a análise da influência do tempo de residência do gás e da concentração de particulado sobre a eficiência;
- Avaliar o efeito de baixas velocidades do gás e sua interação com o campo elétrico sobre a eficiência;
- Estudar a precipitação eletrostática de nano-aerossóis de óxidos metálicos;
- Avaliar modelos de eficiência de precipitação eletrostática com diferentes modelos de força de arraste.

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Nesta seção, inicialmente será definido o conceito de material particulado, com ênfase na aerodinâmica de partículas e nanopartículas, sua periculosidade e também aplicações tecnológicas. Finalmente, será evidenciado o precipitador eletrostático como equipamento de controle de emissão de particulados.

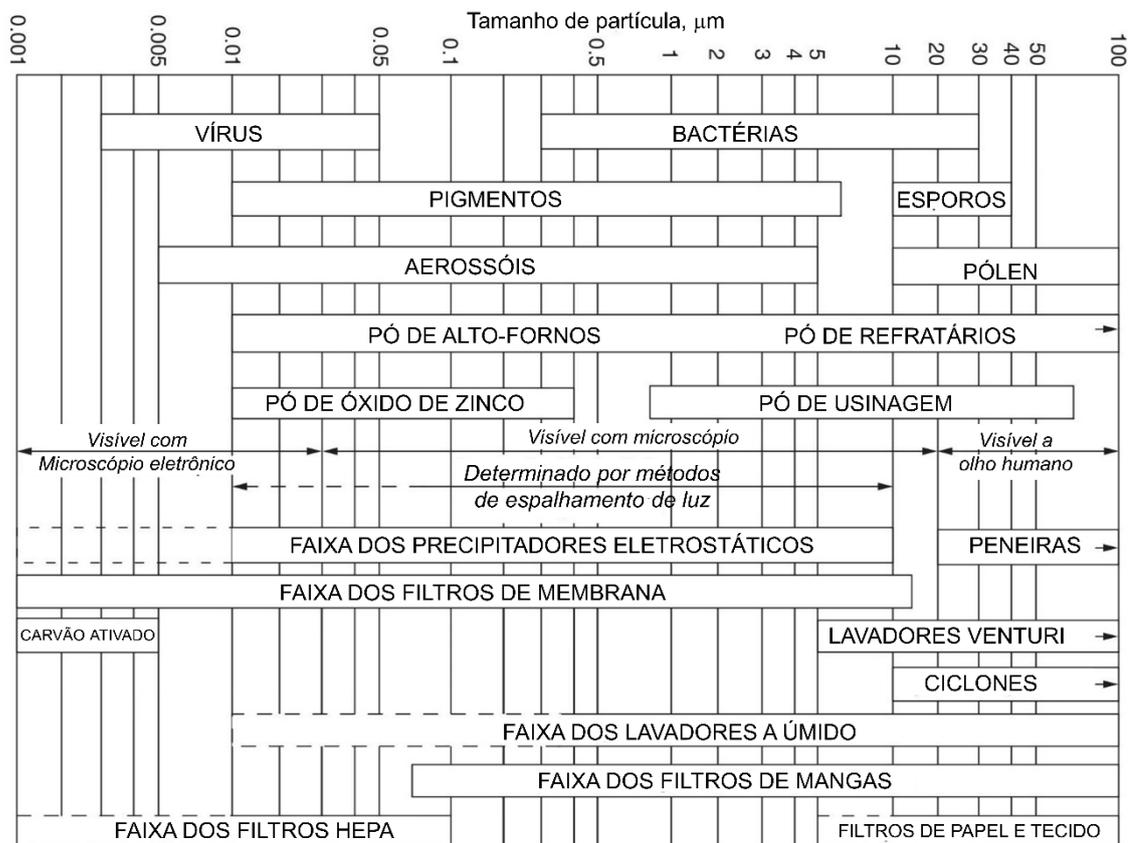
#### 3.1. MATERIAL PARTICULADO E NANOPARTÍCULAS

A definição de material particulado engloba um conjunto vasto de partículas de variados tamanhos, formas e composições, sendo necessário o uso de terminologias específicas para subclassificá-las de acordo com seu tamanho e/ou periculosidade.

De acordo com a *U.S. Environmental Protection Agency* (EPA, 2016), o termo compreende uma mistura de partículas em estado sólido e gotículas líquidas encontradas no ar, visíveis a olho nu (como grãos de poeira e fumaça) ou vistas apenas através de microscópio eletrônico. Apresentam-se sob variados tamanhos e composições químicas e são advindas de locais de construções, rodovias não pavimentadas, chaminés e queimadas ou ainda formadas a partir de complexas reações que ocorrem na atmosfera. Além dos efeitos à saúde, os materiais particulados, enquanto poluentes atmosféricos, provocam efeitos ao meio ambiente, tais como a formação de neblina, acidificação de lagos e corpos d'água, desequilíbrio de nutrientes em bacias hidrográficas e regiões costeiras, prejuízos à agricultura e a diversos ecossistemas. Sua presença também está associada à depredação de estátuas, monumentos e construções.

A Figura 3.1 apresenta faixas de tamanho de partícula (em  $\mu\text{m}$ ) comuns a particulados de constituições e origens diversas, bem como faixas granulométricas em que equipamentos de controle de particulados são habitualmente aplicados conforme sua eficiência.

Figura 3. 1 – Faixas de tamanho de contaminantes e equipamentos de controle



Fonte: SUTHERLAND; CHASE (2008)

Conforme ilustrado na Figura 3.1, materiais particulados gerados por processos naturais e antropogênicos diversos possuem diferentes faixas de tamanho: partículas de pólen possuem diâmetros maiores que 10  $\mu\text{m}$ , ao passo que bactérias são comumente encontradas em tamanhos entre 0,3 e 30  $\mu\text{m}$ . Vírus, por sua vez, possuem diâmetros entre 0,003 e 0,05  $\mu\text{m}$  (3 e 50 nm), enquanto aerossóis possuem tamanhos entre 0,005 e 5  $\mu\text{m}$  habitualmente. A Figura 3.1 também exibe faixas nas quais o particulado pode ser visto a olho nu (acima de 20  $\mu\text{m}$ ), ou apenas com o auxílio de microscópio ótico (entre 0,03 e 20  $\mu\text{m}$ ) e microscopia eletrônica (abaixo de 0,03  $\mu\text{m}$ ). Ademais, é possível verificar a faixa de tamanhos nas quais equipamentos de controle de particulados são comumente aplicados: ciclones operam com alta eficiência coletando partículas acima de 10  $\mu\text{m}$ , analogamente para lavadores Venturi acima de 5  $\mu\text{m}$  e precipitadores eletrostáticos acima de 0,01  $\mu\text{m}$ . Para filtros, a Figura 3.1 apresenta diversas segmentações: filtros HEPA são comumente utilizados para a captura de partículas abaixo de 0,1  $\mu\text{m}$ , enquanto filtros de membrana são utilizados para a faixa de diâmetros inferior a 20  $\mu\text{m}$ ; filtros de papel e tecido coletam

habitualmente particulado com diâmetros acima de 5  $\mu\text{m}$  e filtros de manga, por sua vez, coletam eficientemente o particulado com tamanhos superiores a 0,05  $\mu\text{m}$ .

A Organização Mundial de Saúde definiu como  $\text{PM}_{10}$  e  $\text{PM}_{2,5}$  os conjuntos de partículas de tamanhos respectivamente inferiores a 10 e 2,5  $\mu\text{m}$ , que facilmente penetram o sistema respiratório. No que se refere ao  $\text{PM}_{2,5}$ , este particulado é oriundo principalmente de processos químicos como a combustão e cuja periculosidade é ainda mais acentuada. O órgão ainda estipula concentrações limite no ar para  $\text{PM}_{10}$  e  $\text{PM}_{2,5}$  respectivamente de 20 e 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  em termos anuais e 50 e 25  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para concentrações diárias (WHO, 2006).

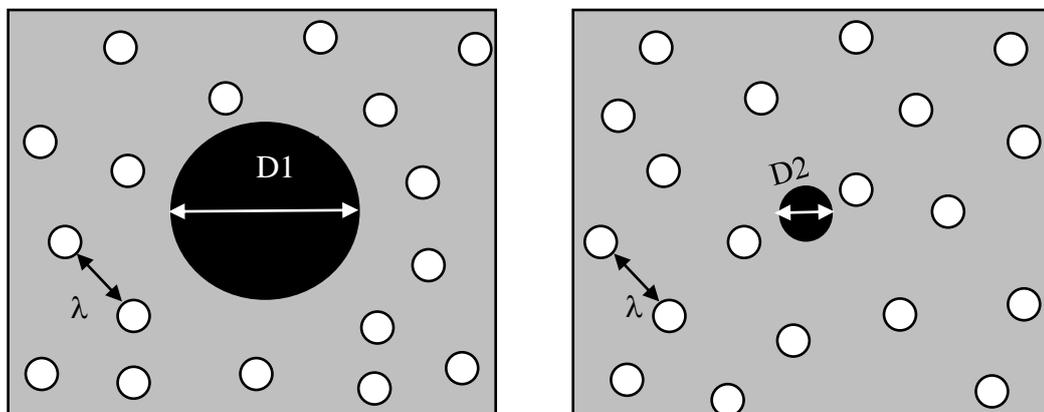
Em relação às nanopartículas, devido à rapidez com a qual as nanotecnologias estão sendo desenvolvidas nos últimos anos e à escassez de estudos que comprovem seu impacto em humanos e no meio ambiente, não há legislações bem fundamentadas para o controle de sua emissão e as atuais regulamentações, que consideram no máximo a escala micrométrica, encontram-se obsoletas. Entretanto, foi criado em 2005 um Comitê Técnico da Organização Internacional de Normalização (ISO/TC 229) com o propósito de normalizar conceitos do campo da nanotecnologia em relação ao entendimento e controle de materiais e processos em escala nanométrica (tipicamente abaixo de 100 nm em uma ou mais dimensões) e a utilização de suas propriedades exclusivas para a criação de novos materiais, equipamentos e sistemas. Dentre os objetivos específicos deste comitê, está incluída a determinação de nomenclaturas e terminologias, aspectos referentes à metrologia e instrumentação, metodologias de testes, modelagem e simulações e práticas associadas à saúde, segurança e meio ambiente (ISO, 2018).

No Brasil, a Resolução CONAMA nº 3, de 28 de junho de 1990, estabeleceu limites de concentração para diferentes emissões de particulados, porém, encontra-se obsoleta em relação à discriminação destes materiais em termos de granulometria e sequer menciona nanopartículas e sua toxicidade (CONAMA, 1990).

A diferenciação da legislação e conceitos referentes a nanopartículas em relação aos demais tamanhos de partículas deve-se às propriedades singulares dos materiais nesta faixa de tamanhos. A Figura 3.2 apresenta uma ilustração de

partículas de diferentes tamanhos (em preto) em relação às moléculas de um gás no qual estão imersas (em branco).

Figura 3. 2 – Representação do tamanho da partícula em relação ao meio gasoso



Fonte: Acervo pessoal

À esquerda na Figura 3.2, a partícula de diâmetro  $D1$  é muito maior que o caminho livre médio das moléculas do gás ( $\lambda$ ), situação na qual a partícula comporta-se como em um meio contínuo. À direita, a partícula possui diâmetro  $D2$  aproximadamente igual ao caminho livre médio das moléculas do gás e a partícula se comporta como em interação com outras entidades químicas, não mais como imersa em um meio contínuo. Sua interação com o meio, portanto, altera-se e a descrição matemática de seu comportamento é modificada para prever fenômenos como o escorregamento, que será tratado posteriormente (HESKETH, 1996). Isto é bastante evidenciado para nanopartículas, obviamente.

Ademais, fenômenos como o movimento browniano são característicos de partículas de pequeno tamanho: de acordo com Hinds (1998), partículas com fator de escorregamento proeminente apresentam um coeficiente de difusividade browniana aproximadamente proporcional ao inverso do quadrado de seu diâmetro, sendo o coeficiente a 20°C igual a  $5,4 \times 10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$  para partículas de densidade padrão de 10 nm e igual a  $2,7 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$  para partículas de 1,0  $\mu\text{m}$ , ou seja, a difusão browniana ocorre 2000 vezes mais rapidamente para a menor partícula.

Nanomateriais têm sido aplicados em diversos produtos de uso comum devido às suas características singulares. Vance *et al.* (2015) realizaram um levantamento entre 2005 e 2014 sobre produtos de uso comum disponíveis no mercado e que contêm nanopartículas, obtendo um total de 1814 produtos de 622

empresas em 32 países. Deste total, 42% era destinado a cuidados à saúde e *fitness*, dentre os quais 39% correspondiam a produtos de cuidado pessoal. Em relação aos materiais utilizados, 37% dos produtos possuíam nanopartículas de metais ou óxidos metálicos, sendo que a prata metálica estava presente em 24% dos 1814 produtos. Neste íterim, 31% dos produtos avaliados atribuíam o uso de nanopartículas – de prata e TiO<sub>2</sub>, por exemplo – ao seu efeito de proteção microbiana, enquanto 11% dos produtos vendiam a presença de nanopartículas em sua composição – prata, TiO<sub>2</sub>, ouro, nano-orgânicos – como suplementos alimentares.

Ainda sobre a catalogação de nanomateriais, o sítio *Nanodatabase* (2018) foi fundado pelo Conselho de Pesquisa Europeia (*European Research Council*) através do projeto EnvNano (*Environmental Effects and Risk Evaluation of Engineered Nanomaterials*) e parcialmente fundado pelo Conselho de Pesquisa Dinarmaquês (*Danish Consumer Council*) e pela Fundação Villum (*Villum Foundation*) entre 2011 e 2014. É responsável pelo desenvolvimento de uma base de dados referente aos resultados obtidos em pesquisas sobre nanomateriais usados em produtos destinados ao consumo e à categorização de riscos associados às nanopartículas a partir da ferramenta *NanoRiskCat*. De acordo com o sítio, acessado em 19 de junho de 2018, estão catalogados 3037 produtos contendo nanopartículas.

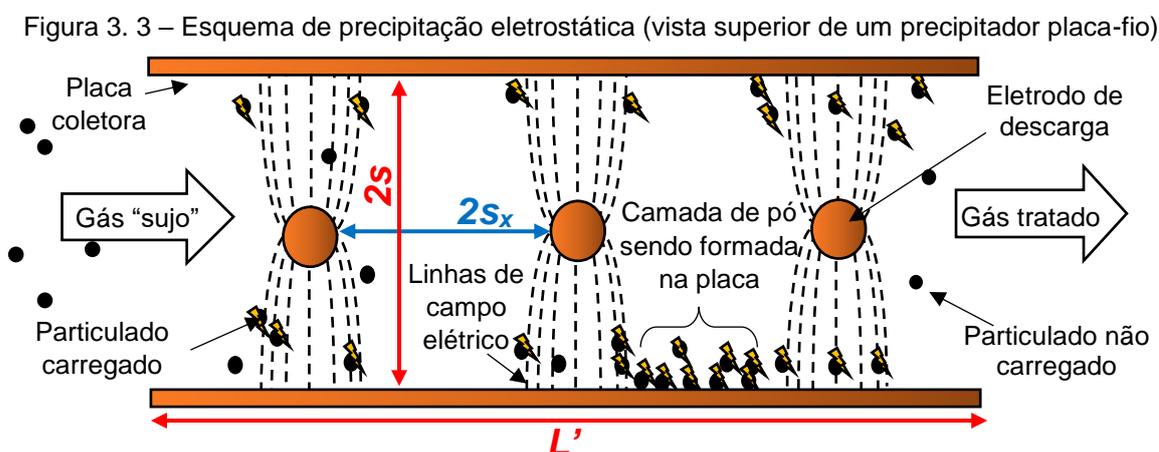
## 3.2. PRECIPITADORES ELETROSTÁTICOS

### 3.2.1. Princípio de operação e fenômenos físicos envolvidos

De acordo com Sutherland e Chase (2008), o princípio de operação em precipitadores eletrostáticos consiste na passagem da corrente gasosa por uma região onde elétrons colidem com as moléculas deste gás, ionizando-as. Estes elétrons advêm da ionização natural do gás acentuada por um campo elétrico, originado da descarga de alta voltagem produzida por eletrodos dispostos no interior do equipamento. A reação em cadeia de ionização do gás ao redor destes eletrodos ocasiona um brilho que caracteriza o denominado efeito corona. As partículas imersas na corrente gasosa, em contato com os íons formados, são eletrizadas com carga eletrostática de mesmo sinal. Desta forma, são atraídas para eletrodos de coleta

carregados com sinal oposto. A partir de então, forças intermoleculares de Van der Waals e eletrostáticas são responsáveis por agregar novas partículas às já depositadas nas placas. A retirada deste material do equipamento é realizada por remoção mecânica. Em geral, são utilizados eletrodos de geração de descarga sob a forma de fio e eletrodos de coleta sob a forma de placas, o que caracteriza o equipamento como um precipitador do tipo placa-fio. Há ainda outras configurações possíveis, como os precipitadores tubo-fio, nos quais eletrodos de descarga e de coleta são constituídos por cilindros concêntricos.

A Figura 3.3 exibe uma representação do processo de captura de particulado em um precipitador eletrostático do tipo placa-fio.

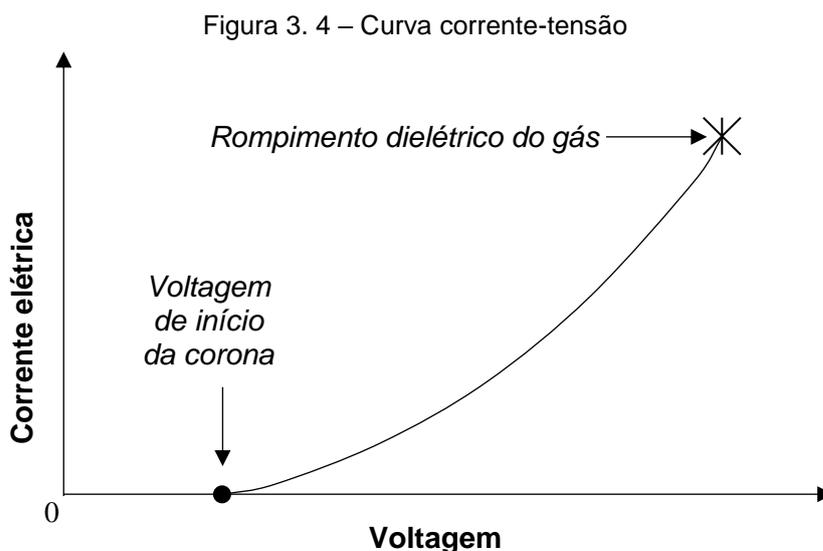


Fonte: Acervo pessoal

Segundo Riehle (1997a), para a ionização do gás ocorrer, é necessário superar um valor de campo elétrico crítico, que pode ser obtido aplicando-se voltagem entre os eletrodos do equipamento. Após atingir tal valor limite (voltagem de início da corona ou *corona onset voltage*), uma corrente elétrica entre os eletrodos se torna detectável, indicando uma descarga corona. Em uma curva corrente-tensão (Figura 3.4), é possível observar o valor de voltagem a partir do qual há ocorrência de corrente elétrica detectável. Após a voltagem de início da corona, há aumento característico da corrente elétrica de acordo com a voltagem aplicada até um limite no qual há formação de arco elétrico (*spark-over*), caracterizando a ruptura dielétrica do gás.

O campo elétrico atua acelerando e separando rapidamente os elétrons dos prótons formados pela ionização natural do gás, normalmente muito baixa devido à recombinação de elétron e íon imediatamente posterior à ionização. Neste ínterim,

o elétron pode colidir com demais moléculas do gás e ionizá-las, produzindo uma avalanche de íons em uma região onde o campo elétrico seja forte o suficiente para promover tal efeito (normalmente próximo ao eletrodo de descarga, local denominado de região ativa). A emissão de fótons advinda deste fenômeno é a causa do brilho de baixa intensidade associado a um som característico que indica o efeito corona (RIEHLE, 1997a).



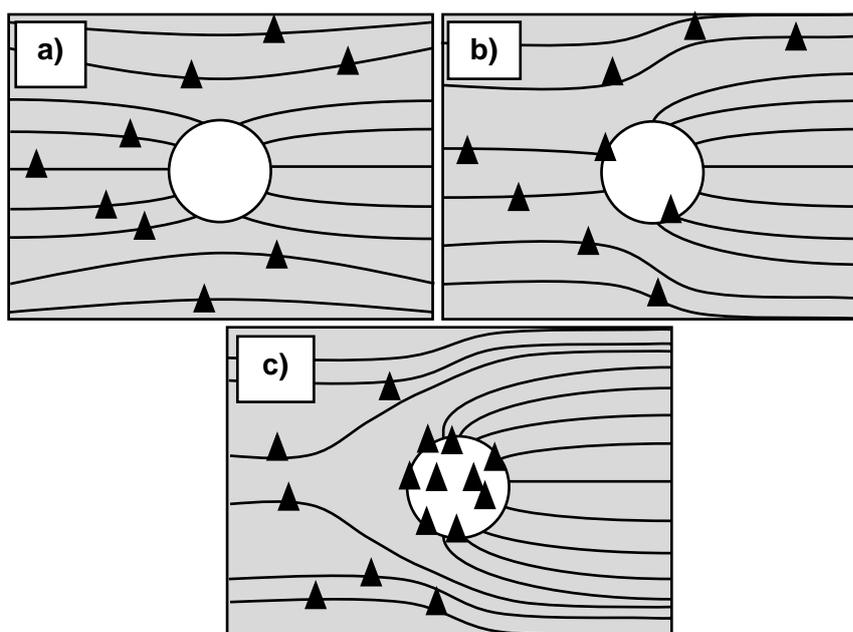
Fonte: Acervo pessoal

A geração de íons e a transferência de carga para partículas pode ocorrer em um compartimento distinto e anterior àquele onde ocorre a coleta e remoção de partículas, configuração que caracteriza o precipitador como sendo de dois estágios. Entretanto, este tipo de precipitador possui aplicações em pequena escala, como na limpeza de locais fechados, enquanto o precipitador de único estágio – em que o carregamento e a coleta de partículas ocorrem em um mesmo compartimento – é mais utilizado em aplicações industriais (RIEHLE, 1997a).

O carregamento das partículas no interior do precipitador eletrostático ocorre a partir de dois mecanismos principais, preponderantes para faixas de tamanho específicas: o carregamento por campo e o carregamento por difusão. No primeiro mecanismo, esquematizado na Figura 3.5, íons formados pela descarga corona (representados por triângulos pretos) seguirão as linhas de corrente do campo elétrico (formado entre os eletrodos de descarga e de coleta), exceto por eventuais irregularidades de trajetória ocasionadas por colisões entre íons e moléculas do gás.

A passagem da partícula (esfera branca), de material dielétrico, pelo meio contendo um campo elétrico ocasiona a concentração das linhas de campo sobre a vizinhança da partícula (a), permitindo que os íons que seguem tais linhas colidam com a partícula, transferindo-lhes carga (WHITE, 1963). Neste ínterim, a constante dielétrica ou permissividade relativa do material ( $\epsilon_r$ ) é essencial, pois maior será a concentração de linhas de campo sobre a partícula inicialmente não carregada quanto maior sua constante dielétrica (HINDS, 1998). O aumento gradual da carga adquirida pela partícula devido à colisão dos íons do gás gerará um campo de repulsão (b) que aumentará de intensidade até a carga de saturação da partícula ser atingida (c), impedindo a colisão desta com outros íons (WHITE, 1963).

Figura 3. 5 – Mecanismo de carregamento por campo: a) Partícula inicialmente não carregada; b) Partícula com carregamento intermediário; c) Partícula carregada até a saturação. Fluxo de íons da esquerda (eletrodo de descarga, corona negativa) para a direita (placa)



Fonte: Acervo pessoal

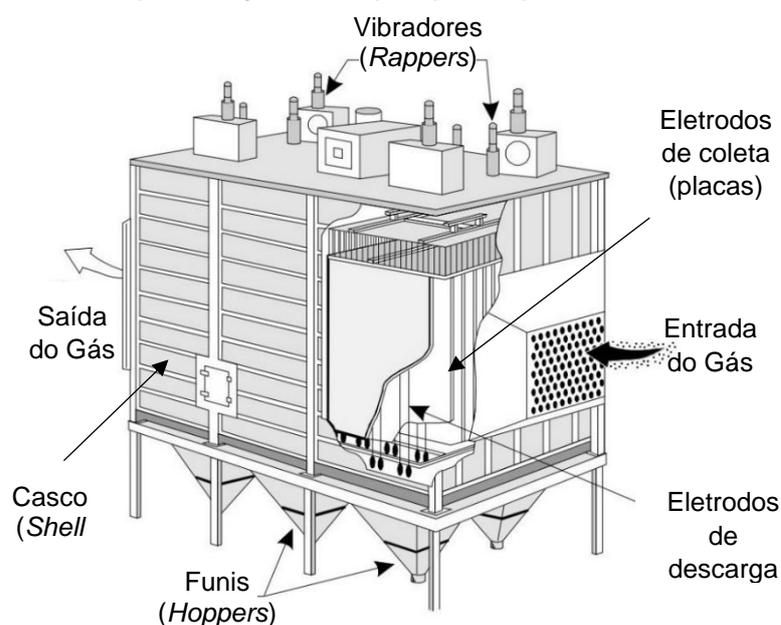
No mecanismo de carregamento por difusão, partículas adquirem carga elétrica de íons a partir da colisão randômica entre estas entidades, ocorrida devido ao movimento browniano quando a partícula é extremamente pequena (HINDS, 1998). A literatura diverge quanto à faixa exata de predominância deste mecanismo para o carregamento de partículas em precipitadores eletrostáticos, ora abrangendo a faixa de diâmetros abaixo de 100 nm (RIEHLE, 1997a; HINDS, 1998), ora para diâmetros menores que 200 nm (WHITE, 1963; RIEHLE, 1997b). De todo modo, este

mecanismo não necessita da presença de um campo elétrico externo e, em primeira análise, independe do material constituinte da partícula. Assim como o carregamento por campo, este mecanismo também promove a formação de um campo elétrico de repulsão ao redor da partícula conforme esta adquire carga elétrica, repelindo demais íons e reduzindo a taxa de carregamento. Isto ocorre porque o conjunto de íons, possuindo uma distribuição de Boltzmann de velocidades, possuem cada vez menos integrantes com energia cinética suficiente para superar a crescente repulsão elétrica e colidir com a partícula (HINDS, 1998).

### 3.2.2. Aspectos de projeto e de operação e aplicações

Independentemente da configuração geométrica dos eletrodos de coleta, precipitadores eletrostáticos possuem alguns componentes básicos: eletrodos de descarga, eletrodos de coleta (que podem ser placas dispostas longitudinalmente e paralelamente umas às outras ou sob a forma de tubos concêntricos aos eletrodos de descarga), sistema elétrico para a produção de alta voltagem, vibradores (*rappers*) para a remoção de particulado dos coletores, funis (*hoppers*) para o deslocamento por gravidade do particulado removido dos coletores e o casco (*shell*), como exibido em esquema da Figura 3.6 (NEUNDORFER, 2017).

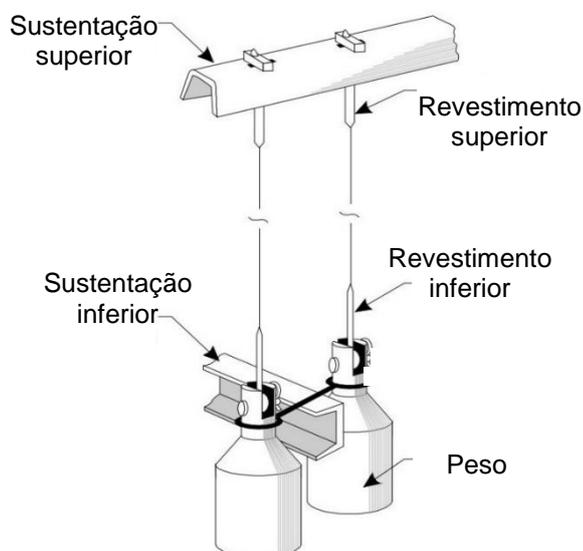
Figura 3.6 – Representação de um precipitador placa-fio e seus constituintes



Adaptado de: NEUNDORFER (2017)

Os eletrodos de descarga usualmente são constituídos por fios<sup>1</sup> de diâmetros entre 0,13 e 0,38 cm, compostos por aço-carbono, aço inox, cobre, liga de titânio ou alumínio. Como exibido na Figura 3.7, são pendurados por um suporte em suas extremidades superiores e possuem pesos em suas extremidades inferiores para mantê-los esticados, sendo que estes são anexados a suportes para mantê-los alinhados no interior do equipamento e evitar que caiam nos funis caso haja rompimento do fio. Ambas as suas extremidades são recobertas por um revestimento de aço de modo a reduzir a erosão do metal devido às fagulhas (NEUNDORFER, 2017).

Figura 3.7 – Representação de eletrodos de descarga e peças adjacentes



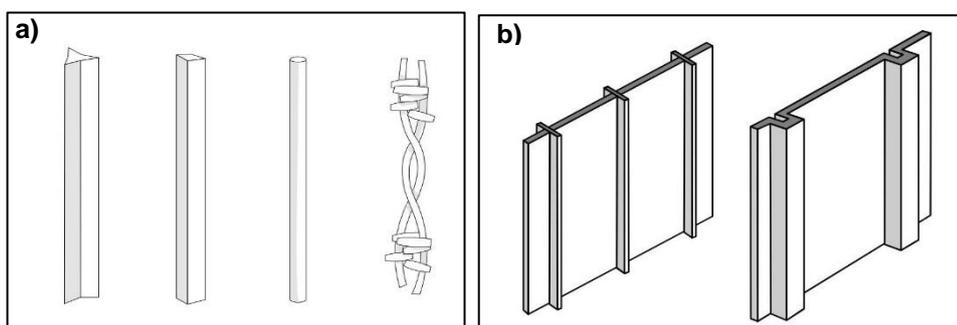
Adaptado de: NEUNDORFER (2017)

Em relação aos eletrodos de coleta, os mais usualmente utilizados são os do tipo placa devido à possibilidade de tratar grandes vazões de gás. São geralmente constituídos de aço carbono, mas placas de aço inox ou ligas metálicas resistentes à corrosão também podem ser utilizadas. Sua espessura usual varia entre 0,05 e 0,2 cm e espaçamentos entre placas variam geralmente entre 15 e 30 cm quando são utilizados eletrodos de descarga do tipo fio, enquanto variam entre 30 e 38 cm para eletrodos de descarga sob a forma de placas. Sua altura varia entre 6 e 12 m (NEUNDORFER, 2017).

<sup>1</sup> É possível a fabricação de eletrodos de descarga sob a forma de placas, dispostas paralelamente aos eletrodos de coleta – também do tipo placa – e que possuem inúmeras extremidades pontiagudas em suas bordas laterais para a geração da corrente corona (NEUNDORFER, 2017).

Tanto os eletrodos de descarga quanto os de coleta – especificamente, do tipo placa – podem ser encontrados em diferentes configurações geométricas: eletrodos de descarga podem possuir formato de serra ou conterem elementos pontiagudos que, conforme o fabricante, induzem a geração de descarga corona mais efetiva, enquanto que as placas podem possuir chicanas para minimizar o efeito de reentrada de particulado para a corrente gasosa. A Figura 3.8 exhibe representações de algumas destas configurações.

Figura 3. 8 – Representação de diferentes configurações de eletrodos de descarga (a) e de coleta (b)

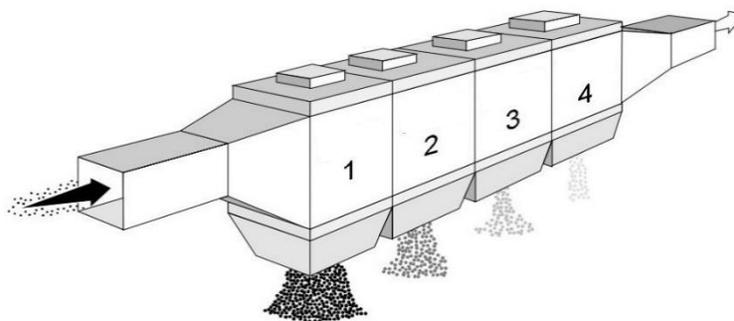


Adaptado de: NEUNDORFER (2017)

Precipitadores do tipo placa-fio geralmente são constituídos por eletrodos de descarga posicionados entre as placas aterradas que são dispostas paralelamente entre si, formando dutos. Seu comprimento total pode ser dividido em seções ou campos (Figura 3.9) e podem estar dispostos em série ou paralelo e operarem sob voltagens distintas conforme a distribuição granulométrica e a concentração de particulado presente.

A remoção das camadas de pó contidas nas placas é realizada pelos agitadores mecânicos (*rappers*) e a ação gravitacional as direciona para coletores (*hoppers*) dispostos na parte inferior do equipamento. Em relação aos precipitadores do tipo tubo-fio, os eletrodos de coleta estão dispostos verticalmente e no interior de cilindros concêntricos aterrados, que atuam como coletores. A remoção do pó coletado geralmente é realizada a úmido, por um filme de líquido que escoar na parede interna do cilindro e direciona o particulado para um reservatório na parte inferior do equipamento (RIEHLE, 1997a, NEUNDORFER, 2017).

Figura 3. 9 – Representação de um precipitador eletrostático dividido em seções operando em série, da seção 1 (gás mais sujo) à seção 4 (gás mais limpo)



Adaptado de: NEUNDORFER (2017)

Precipitadores eletrostáticos têm sido utilizados para a remoção de cinzas derivadas da combustão de carvão ou biomassa em usinas termelétricas, bem como em plantas de incineração de resíduos urbanos (CHIANG *et al.*, 2001; MAGUHN *et al.*, 2003; SAARNIO *et al.*, 2014; BANDYOPADHYAY; MANDAL, 2015; NUSSBAUMER; LAUBER, 2016). Seu uso também se estende à captura de partículas ultrafinas de materiais de alto valor agregado, como na síntese em escala laboratorial de ouro e prata e na recuperação de partículas de ouro em precipitadores de escala industrial (FISHER, 1987; NANDA; MAIELS, KRUIS, 2011; HARRA *et al.*, 2012; LÄHDE *et al.*, 2014).

### 3.2.3. Modelagem do processo

Representando o primeiro trabalho que se propôs a descrever matematicamente o processo de precipitação eletrostática, o modelo de Deutsch resulta do balanço de concentração de um aerossol em um fluxo de gás no interior de um precipitador eletrostático, assumindo-se mistura perfeita do particulado no gás, ausência de difusão axial, velocidade do gás constante, distribuição uniforme do campo elétrico e de concentração de íons e ausência de reentrada de partículas no duto. Para um precipitador do tipo placa-fio, pode ser expresso por (WHITE, 1963; REA, 1997):

$$\eta = 1 - \exp\left(-w_{th} \times \frac{A_c}{Q}\right) = 1 - \exp\left(-w_{th} \times \frac{L'}{s \times v_G}\right) \quad (1)$$

em que  $A_c$  é a área de coleta do precipitador,  $Q$ , a vazão volumétrica de gás a ser tratado, sendo que a razão  $A_c/Q$  também é denominada superfície específica de coleta;  $L'$  é o comprimento da placa coletora,  $s$  é a metade do espaçamento entre placas e  $v_G$  é a velocidade superficial do gás;  $w_{th}$  é a velocidade de migração teórica da partícula.

É possível definir um parâmetro adimensional denominado número de Deutsch a partir do argumento da exponencial da Equação 1, como segue:

$$De = w_{th} \times \frac{L'}{s \times v_G} \quad (2)$$

A variável  $w_{th}$  é resultado do balanço de forças – de arraste ( $F_d$ ) e elétrica ( $F_e$ ) – impostas sobre a partícula enquanto se move no interior de um campo elétrico em uma corrente de fluido, desconsiderando-se a força gravitacional. Assumindo-se estado estacionário, este balanço se torna (RIEHLE, 1997b):

$$F_d - F_e = 0 \quad (3)$$

A força elétrica, dependente da carga  $Q_p$  da partícula e do vetor campo elétrico  $E$  exercido sobre ela, pode ser calculada como:

$$F_e = Q_p \times E \quad (4)$$

A carga máxima que uma partícula pode obter é denominada carga de saturação e pode ser descrita pela equação de Cochet, que considera os mecanismos de carregamento por campo e por difusão, como segue (COOPER; ALLEY, 2002):

$$Q_p^\infty = \pi \times \varepsilon_0 \times (2R)^2 \times |E| \times \left[ \left( \frac{\varepsilon_r - 1}{\varepsilon_r + 2} \right) \times \frac{2}{(1 + Kn)} + (1 + Kn)^2 \right] \quad (5)$$

Nesta equação,  $\varepsilon_0$  corresponde à permissividade elétrica do vácuo ( $\cong 8,85 \times 10^{-12}$  A.s/V/m),  $\varepsilon_r$  é a permissividade relativa do material que constitui a partícula e  $R$  é o raio da partícula.  $Kn$  é o número de Knudsen.

A força de arraste tem sido comumente descrita a partir da lei de Stokes, como (HINDS, 1998):

$$F_d = 6\pi \times \mu \times R \times V/C \quad (6)$$

em que  $\mu$  é a viscosidade do fluido,  $V$  é a velocidade da partícula relativa ao fluido e  $C$  é o coeficiente de Cunningham, que pode ser expresso a partir da relação empírica de Allen e Raabe (1982, apud HINDS, 1998, p. 49):

$$C = 1 + 0,5Kn \times (2,34 + 1,05 \times \exp(-0,78/Kn)) \quad (7)$$

O número de Knudsen, apresentado nas Equações 5 e 7, é a razão entre o caminho livre médio das moléculas do gás ( $\lambda$ ) e o raio da partícula. Para o ar a 20°C e 1 atm, por exemplo,  $\lambda$  é igual a  $6,53 \times 10^{-6}$  cm. O número de Knudsen é empregado para avaliar se o comportamento da partícula em um meio fluido pode ser avaliado como se estivesse em um meio contínuo ou se a partícula interage como se fosse uma molécula perante as moléculas do gás. Com  $Kn$ , são definidos quatro diferentes tipos de regime para classificar as partículas quando o número de Mach é muito menor que 1, conforme exibido na Tabela 3.1.

Tabela 3. 1 – Regimes de tamanho de partícula a partir de  $Kn$  para ar a 20°C e 1 atm

Regimes de tamanho	$Kn$	Diâmetro de partícula ( $\mu\text{m}$ )
Contínuo (Stokes)	< 0,1	> 1,3
Fluxo de escorregamento (Cunningham)	$\leq 0,3$	$\geq 0,4$
Transição	10-0,3	0,01-0,4
Molécula livre	> 10	< 0,01

Fonte: HESKETH (1996)

Para  $Kn$  maior que 0,1, como exibido na Tabela 3.1, o comportamento das partículas em relação ao fluido se altera e se torna necessário utilizar o fator de Cunningham para predizê-lo.

Dessa forma, utilizando a Lei de Stokes com o coeficiente de Cunningham e considerando ausência de velocidade do gás na direção do fio para a placa, a equação para  $w_{th}$  se torna:

$$w_{th} = \frac{Q_p \times E \times C}{6\pi \times \mu \times R} \quad (8)$$

Li e Wang (2003) propuseram um novo modelo para a força de arraste, expresso por:

$$F_d = -\frac{8}{3} \times \frac{\alpha'}{(1+\alpha'^{1,143})^{0,875}} \cdot \sqrt{2\pi \times m_r \times k \times T} \times N \times R^2 \times \Omega_{avg}^{(1,1)*} \times V \quad (9)$$

em que  $m_r$  é a massa reduzida:

$$m_r = m_p \times m_g / (m_p + m_g) \quad (10)$$

com  $m_g$  e  $m_p$  sendo as massas da molécula do gás e da partícula, respectivamente;  $k$  é a constante de Boltzmann ( $\cong 1,38 \times 10^{-23} \text{ m}^2 \cdot \text{kg/s}^2/\text{K}$ );  $N$  é a densidade numérica do gás;  $T$  é a temperatura; e  $\alpha'$  é obtida da expressão:

$$\alpha' = \frac{9\mu \times \sqrt{2\pi}}{8\Omega_{avg}^{(1,1)*} \times \sqrt{m_r \times k \times T \times N \times R}} \quad (11)$$

na qual  $\Omega_{avg}^{(1,1)*}$  é a integral de colisão reduzida efetiva e que pode ser calculada por:

$$\Omega_{avg}^{(1,1)*} = \frac{\Omega_d^{(1,1)*} + Kn \times (0,9\Omega_d^{(1,1)*} + 0,1\Omega_s^{(1,1)*}) - 0,9Kn \times (\Omega_d^{(1,1)*} - \Omega_s^{(1,1)*}) / [1 + (R/2,5)^{15}]}{1 + Kn} \quad (12)$$

Nesta equação,  $\Omega_d^{(1,1)*}$  e  $\Omega_s^{(1,1)*}$  são as integrais de colisão de difusão e de dispersão especular, respectivamente, advindas do modelo de Chapman-Enskog (KREMER, 2018) e que podem ser calculadas por:

$$\Omega_d^{(1,1)*} = 1 + \frac{\pi}{8} + \left[ 1,072 + \frac{2,078}{T^{*1/4}} + \frac{1,261}{T^{*1/2}} \right] \times \frac{\sigma'}{R} + \left[ 3,285 - \frac{8,872}{T^{*1/4}} + \frac{5,225}{T^{*1/2}} \right] \times \left( \frac{\sigma'}{R} \right)^2 \quad (13)$$

$$\Omega_s^{(1,1)*} = 1 + \left[ 0,316 + \frac{1,47}{T^{*1/4}} + \frac{0,476}{T^{*1/2}} \right] \times \frac{\sigma'}{R} + \left[ 1,53 - \frac{5,013}{T^{*1/4}} + \frac{4,025}{T^{*1/2}} \right] \times \left( \frac{\sigma'}{R} \right)^2 \quad (14)$$

nas quais a temperatura reduzida  $T^*$ , dependente da massa atômica  $\bar{M}_p$  e da densidade mássica  $\rho_p$  da partícula, é expressa como segue:

$$T^* = \frac{3k \times T}{2} \times \frac{\bar{M}_p}{\pi \times \varepsilon \times \sigma'^3 \times \rho_p} \quad (15)$$

Os parâmetros  $\sigma'$  e  $\varepsilon$  são calculados a partir do modelo de Lennard-Jones para interações entre moléculas do gás e da partícula, sendo expressos por:

$$\sigma' = (\sigma_g + \sigma_p) / 2 \quad (16)$$

$$\varepsilon = \sqrt{\varepsilon_g \times \varepsilon_p} \quad (17)$$

Zhibin e Guoquan (1994) propuseram um modelo a partir do balanço bidimensional de concentração de partículas em um precipitador eletrostático em

regime turbulento, assumindo-se aerossol monodisperso, carregamento prévio e idêntico de partículas e negligenciando-se desvios de idealidade, como a reentrada de partículas. A expressão matemática correspondente é igual a:

$$\eta = 1 - \left( \frac{Pe}{4\pi \times De} \right)^{0.5} \times \int_0^1 \exp\left(-\frac{Pe}{4De} \times (\xi - De)^2\right) d\xi \quad (18)$$

em que  $\xi$  é a razão entre o comprimento perpendicular ao fluxo de gás  $y$  (cuja origem é o eixo de simetria longitudinal do precipitador) e o espaçamento entre placa e fio  $s$ .

A variável  $Pe$ , por sua vez, é o número de Péclet, definido como:

$$Pe = w_{th} \times s/D \quad (19)$$

em que  $D$  o coeficiente de difusividade. Em seu trabalho, Nóbrega, Falaguasta e Coury (2004) optaram por utilizar a relação empírica:

$$D = 5 \times 10^{-8}/R \quad (20)$$

Os autores também propuseram uma modificação no desenvolvimento do modelo de Zhibin e Guoquan, utilizando a hipótese de não uniformidade da concentração de partículas, em que esta é menor no centro do duto e aumenta em direção às placas coletoras. A expressão resultante desta modelagem é dada por:

$$\eta = 1 - \frac{\sqrt{Pe/\pi}}{De^{1.5}} \times \int_0^1 \left( \xi \times \exp\left(-\frac{Pe}{4De} \times (\xi - De)^2\right) \right) d\xi \quad (21)$$

A equação proposta por Lin, Chen e Tsai (2012), por sua vez, é um ajuste de dados experimentais baseado no número de Deutsch e que também desconsidera efeitos como os advindos da reentrada de partículas e da turbulência. É expresso por:

$$\eta = 1 - \exp(-a \times De^b) + c \times De - (1 - \alpha) \quad (22)$$

no qual  $a$ ,  $b$  e  $c$  são respectivamente iguais a 1,4018; 0,7601 e  $-0,0059$  para  $De < 10$  para partículas menores que 100 nm. O parâmetro  $\alpha$  corresponde ao fator de efeito de carregamento parcial de partículas, dependente do número total de cargas adquiridas pela partícula,  $n_p$ , obtido a partir da relação empírica:

$$n_p = n_{diff} \times \exp(a' \times n_{diff}^{b'} + c' \times n_{diff} + d') + n_{field} \quad (23)$$

em que  $a'$ ,  $b'$ ,  $c'$  e  $d'$  são respectivamente iguais 1,91588;  $-0,1425$ ;  $1,296 \times 10^{-5}$  e  $-1,2671$  e  $n_{diff}$  e  $n_{field}$  são o número de cargas adquiridas pelos mecanismos de carregamento por difusão e por campo, respectivamente. Ambos são expressos como segue:

$$n_{diff} = \frac{R \times k \times T}{K_E \times e^2} \times \ln \left( 1 + \frac{\pi \times K_E \times R \times \bar{c}_i \times e^2 \times N_i \times t}{k.T} \right) \quad (24)$$

$$n_{field} = \left( \frac{3\varepsilon_r}{\varepsilon_r + 2} \right) \times \left( \frac{E_{ave} \times R^2}{K_E \times e} \right) \times \left( \frac{\pi \times K_E \times e \times N_i \times Z_i \times t}{1 + \pi \times K_E \times e \times N_i \times Z_i \times t} \right) \quad (25)$$

onde  $Z_i$  é a mobilidade iônica,  $\bar{c}_i$  é a raiz da velocidade quadrática média,  $t$  é o tempo de residência da partícula no precipitador (neste trabalho, calculado como o tempo de residência do gás, sendo a razão entre o volume interno do precipitador, igual a  $0,0012 \text{ m}^3$ , e sua vazão volumétrica) e  $e$  é a carga elementar ( $\cong 1,6 \times 10^{-19} \text{ C}$  em módulo). A constante eletrostática no vácuo,  $K_E$ , é definida por:

$$K_E = 1/(4\pi \times \varepsilon_0) \quad (26)$$

$N_i$ , por sua vez, é o número de íons por volume de gás, que pode ser expresso por:

$$N_i = \frac{J_p}{Z_i \times e \times E_{ave}} \quad (27)$$

em que  $J_p$  é a densidade de corrente média na placa, calculada como:

$$J_p = \frac{\varepsilon_0 \times Z_i}{16s^3} \times \left( \gamma + \sqrt{\gamma^2 + 192 \times (V_0 - V_c) \times (s \times E_l)} \right) \quad (28)$$

$$\gamma = 9 \times (V_0 - V_c + s \times E_l)^2 - 12 \times (s \times E_l)^2 \quad (29)$$

$$E_l = \frac{\pi \times V_c}{2s \times \ln(r_{eff}/r_c)} \quad (30)$$

$$V_c = r_c \times E_c \times \ln(r_{eff}/r_c) \quad (31)$$

Nas equações anteriores,  $V_0$  é a voltagem aplicada sobre os eletrodos,  $r_c$  é o raio do eletrodo de descarga e  $r_{eff}$  é o raio do cilindro equivalente, igual a  $4s/\pi$  quando  $s/s_x \leq 2,0$ , sendo  $s_x$  a metade do espaçamento entre eletrodos de descarga.  $E_c$  corresponde ao campo elétrico de início da corona, expresso por:

$$E_c = 3 \times 10^6 \times f \times \left( \frac{T_0 \times P}{P_0 \times T} + 0,03 \sqrt{\frac{T_0 \times P}{P_0 \times T \times r_c}} \right) \quad (32)$$

sendo  $f$  a rugosidade do material que constitui o eletrodo de descarga,  $P$  a pressão de operação,  $T_0 = 293$  K,  $P_0 = 1$  atm.

O campo elétrico médio no precipitador,  $E_{ave}$ , é calculado como:

$$E_{ave} = \frac{\sum_{y=0}^s E_y \times y}{\sum_{y=0}^s y} \quad (33)$$

em que  $E_y$ , a intensidade do campo elétrico na posição  $y$  perpendicular ao fluxo de gás, é expresso por:

$$E_y = \sqrt{\left( \frac{\pi \times r_c \times E_c}{2s_x} \right)^2 + \frac{2J_p}{Z_i \times \epsilon_0} \times y} - \frac{\pi \times r_c \times E_c}{2s_x} \quad (34)$$

Para propósitos práticos, a estimativa da eficiência global de coleta de um precipitador eletrostático tem sido obtida a partir de uma simplificação da Equação 1, substituindo a velocidade de migração teórica por uma velocidade de migração efetiva obtida experimentalmente e usando uma manipulação algébrica da equação. Conhecendo-se a vazão volumétrica de gás a ser tratado e a área de coleta do equipamento e adquirindo experimentalmente a eficiência global de coleta,  $E_m$ , a velocidade de migração efetiva é obtida por:

$$w_{eff} = -Q/A_c \times \ln(1 - E_m) \quad (35)$$

Contudo,  $E_m$  depende de vários fatores, incluindo a composição e granulometria do particulado, a existência de outras substâncias no gás e aspectos de projeto do precipitador, o que torna inapropriada a aplicação de valores tabelados para processos de limpeza sob condições operacionais distintas daquelas utilizadas para a obtenção dos valores de  $w_{eff}$ .

### 3.2.4. Eletro-fluidodinâmica em precipitadores eletrostáticos

No interior do precipitador eletrostático, o intenso fluxo de íons e elétrons no espaço entre eletrodos de descarga e coleta resulta em um fenômeno denominado vento iônico ou fluxo secundário, que origina vórtices e turbulência local,

consequentemente influenciando o fluxo do gás – o fluxo primário (PARKER, 1997). Diversos estudos têm avaliado a influência do vento iônico sobre o fluxo de gás em precipitadores eletrostáticos, seja experimentalmente por velocimetria por imagem de partículas (CHUN *et al.*, 2007; NING *et al.*, 2016) ou por modelagem do processo (FUJISHIMA *et al.*, 2006; LANCEREAU; ROUX; ACHARD; 2013), nos quais é bastante utilizado o conceito de número eletro-hidrodinâmico<sup>2</sup> ( $N_{EHD}$ ). De fato, este conceito tem sido estendido para trabalhos envolvendo o movimento de um fluido na presença de um campo elétrico, como o estudo de Shi *et al.* (2007) de modelagem computacional de um ciclone aperfeiçoado eletricamente – eletrociclone – e o trabalho experimental de Ohyama, Inoue e Chang (2007) envolvendo o efeito fluidodinâmico gerado em um líquido dielétrico, em contato com uma fase gasosa, por um campo elétrico.

O Instituto de Engenheiros Eletricistas e Eletrônicos (IEEE, 2003) recomenda a seguinte definição para o cálculo de  $N_{EHD}$ :

$$N_{EHD} = I \times L / (v_f \times \rho_f \times Z_i \times A) \quad (36)$$

em que  $I$  é a corrente corona em  $\mu\text{A}$ ;  $L$  é o comprimento característico;  $\rho_f$  e  $v_f$  são a densidade e a viscosidade cinemática do fluido, respectivamente;  $Z_i$  é a mobilidade dos íons; e  $A$  é a área superficial relativa a  $L$ .

A fim de avaliar numericamente a influência da força elétrica sobre as forças inerciais e viscosas do gás, é usualmente utilizada a razão  $N_{EHD}/Re^2$ , na qual o número de Reynolds,  $Re$ , é calculado de acordo com  $L$ , como segue:

$$Re = v_G \times L / v_f \quad (37)$$

De acordo com Podliński *et al.* (2006), para o caso de precipitadores eletrostáticos do tipo placa-fio, o vento iônico exerce forte influência sobre o fluxo primário para valores de  $N_{EHD}/Re^2$  muito maiores que 1.

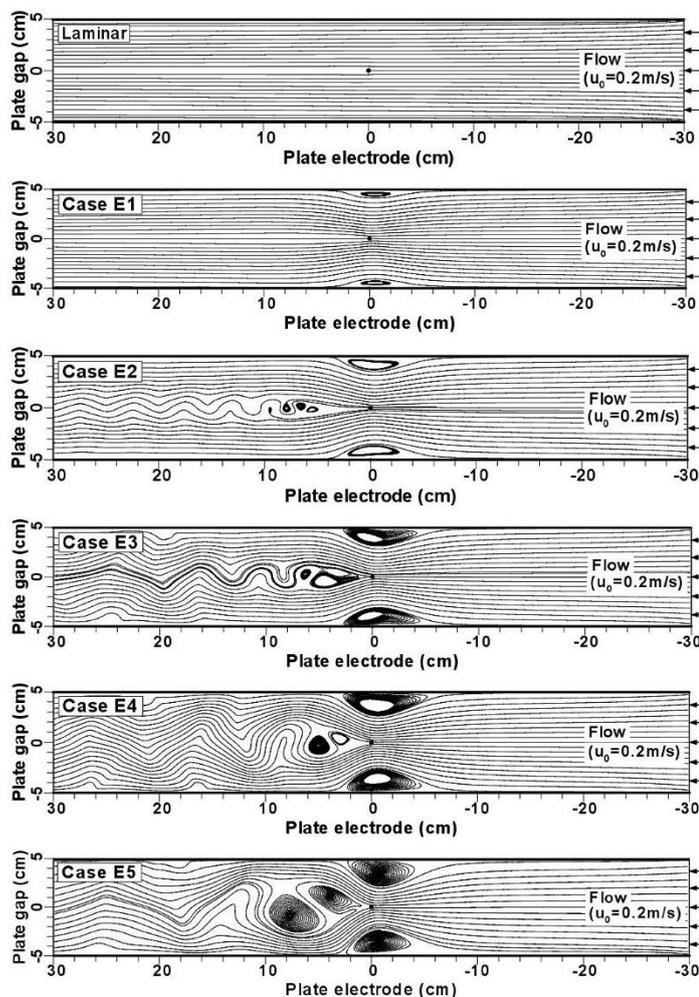
Como exemplo da aplicação do número eletro-hidrodinâmico no estudo de precipitadores eletrostáticos, a Figura 3.10 exibe os resultados da modelagem

---

<sup>2</sup> Embora o presente trabalho não utilize água como fluido de trabalho, optou-se por utilizar o termo “número eletro-hidrodinâmico” por este ser de uso recorrente em trabalhos da área. Contudo, é preciso salientar que este termo é utilizado de forma inadequada, visto que o prefixo –hidro refere-se à água.

realizada por Chun *et al.* (2007) para descrever o escoamento de um gás no interior de um precipitador eletrostático do tipo placa-fio.

Figura 3. 10 – Eletro-fluidodinâmica de um precipitador placa-fio a diferentes voltagens e velocidade constante



Fonte: Chun *et al.* (2007)

Nas simulações apresentadas na Figura 3.10 (nas quais o escoamento ocorre da direita para a esquerda), os autores mantiveram a velocidade superficial do gás igual a 20 cm/s e variaram a voltagem aplicada no eletrodo de descarga: 0 (*Laminar*); +19,9 kV (*Case E1*); +22,2 kV (*Case E2*); +24,1 kV (*Case E3*); +25,1 kV (*Case E4*); +29,1 kV (*Case E5*), avaliando o efeito de  $N_{EHD}$  em relação ao fio (sendo  $L$  o diâmetro do fio, igual a 0,9 mm) e em relação às placas (sendo  $L$  o espaçamento entre elas, igual a 10 cm).

É possível verificar que, na ausência de campo elétrico (*Laminar* e  $N_{EHD}$  igual a zero), o escoamento ocorreu em regime laminar, ao passo que, com o aumento

da voltagem aplicada, de +19,9 kV ( $N_{EHD}$  do fio igual a  $1,31 \times 10^6$  e da placa igual a 404) até +29,1 kV ( $N_{EHD}$  do fio igual a  $5,88 \times 10^6$  e da placa igual a 1820), o fluxo iônico originado com a presença do campo elétrico perturbou o fluxo primário do gás, com a formação de vórtices locais e turbulência cada vez mais acentuada. Ainda, é notável que, a partir da voltagem +22,2 kV ( $N_{EHD}$  do fio igual a  $1,96 \times 10^6$  e da placa igual a 606), ocorreu a formação de vórtices de von-Kármán, vórtices rodopiantes posteriormente à passagem do gás pelo fio e que aumentaram de intensidade com o aumento da voltagem. Os autores creditaram estes fenômenos às crescentes interações do campo elétrico e do fluxo de íons com o fluxo gasoso e apontaram a grande importância do fluxo secundário sobre o movimento e precipitação de partículas submicrométricas.

### **3.2.5. Estudos dos efeitos de condições operacionais diversas sobre a operação de precipitação eletrostática**

Embora possuam alta eficiência para uma ampla faixa granulométrica, precipitadores eletrostáticos ainda requerem pesquisas para a otimização de seu projeto e operação a fim de aumentarem sua eficiência para granulometrias cada vez mais finas e reduzirem o consumo energético do processo.

Nouri *et al.* (2016) avaliaram o efeito da umidade relativa do gás (a 40 e 70% U.R.) sobre a precipitação eletrostática de partículas de combustão de incenso (0,2 a 1  $\mu\text{m}$ ), averiguando as características da curva corrente-tensão e a eficiência de coleta. A variação da curva corrente-tensão com a umidade foi relacionada à presença de água adsorvida na superfície das partículas, enquanto o aumento da eficiência com o aumento desta variável foi associado ao aumento da condutividade das partículas na presença de água em sua superfície e especialmente ao aumento da coesividade entre as partículas retidas nos eletrodos de coleta devido à adsorção de água.

A fim de aperfeiçoar a eficiência de um precipitador do tipo placa-fio na coleta de particulado oriundo da queima de carvão, Liu e colaboradores (2016) sugeriram a adição de uma solução de aglomerantes ao processo para aumentar o tamanho do particulado a ser coletado e facilitar sua coleta. Foi construído um aparato

experimental que incluía, dentre os equipamentos, uma caldeira de queima de carvão e uma câmara para aspersão da solução com aglomerante na corrente gasosa contendo particulado. Além do aglomerante, a solução era composta por um agente umidificante e um controlador de pH. A granulometria do particulado foi determinada por ELPI (*Electrical Low Pressure Impactor*), resultando em uma distribuição entre 0,023 e 9,314  $\mu\text{m}$  de diâmetro aerodinâmico, ou seja, era constituída de partículas nano e micrométricas. Inicialmente, aspergindo-se solução de aglomerante goma xantana a 0,05% e agente umidificante a 0,025%, ambos em base mássica, na corrente gasosa a 150°C, notou-se o aumento de até 4 vezes o tamanho do particulado em relação a seu diâmetro original. Em testes de eficiência utilizando aspersão na corrente gasosa a 150°C com água, verificou-se que a concentração de partículas finas na saída do equipamento não foi alterada em relação à operação sem aspersão. Entretanto, ao ser utilizada uma solução de pectina a 0,05% em massa como aglomerante com 0,025% de agente umidificante, houve uma redução de 47,4% na concentração mássica de saída de finos em relação ao processo convencional. Em testes utilizando diferentes aglomerantes (como pectina, goma xantana e alginato de sódio), os autores otimizaram condições operacionais como a concentração de aglomerante na solução aspergida, o pH desta solução, a temperatura do gás, o diâmetro do bocal de aspersão da solução, o tempo de retenção do gás no aparato experimental e propuseram a utilização conjunta da solução de aglomerante com o efluente de um processo de dessulfurização, obtendo como resultado o aumento da eficiência de coleta.

Apesar de apresentar resultados interessantes em termos de eficiência de processo, a utilização de aglomerantes em precipitadores não apenas requer aumento dos custos operacionais, como também ocasiona outro problema de ordem ambiental que é a geração de efluentes constituídos de polímeros de alta massa molecular, além do descarte de um efluente de baixo pH de acordo com o proposto pela pesquisa supracitada. Portanto, a utilização desta técnica pode se tornar arriscada e dispendiosa e não compensar as vantagens oferecidas.

Outro método para aumentar o tamanho das partículas presentes no gás a fim de facilitar sua captura em precipitadores eletrostáticos foi estudado por Chen *et al.* (2014) e consistia no aumento por condensação de uma névoa de água aspergida na corrente gasosa. Foi construído um aparato experimental composto por uma

câmara de condensação anteriormente ao duto de entrada de um precipitador eletrostático úmido, ligado a uma fonte de alta tensão que fornecia -15 kV ao sistema. Ciclos de limpeza eram intercalados com ciclos de operação para a manutenção da eficiência de operação do equipamento. Foi utilizado ar a 250°C a diferentes velocidades (entre 6,2 e 12,4 cm/s) e contendo partículas de SiO<sub>2</sub> com diâmetros na faixa entre 30 e 10000 nm, aferidos por meio de um ELPI. Nos testes de eficiência com o precipitador limpo e com ar escoando a 6,2 cm/s, foi constatado que, para as partículas abaixo de 100 nm sem injeção da névoa, a eficiência atingiu valores entre 67,9 a 92,9%, enquanto a adição da névoa proporcionou 99,2 a 99,7% de eficiência de coleta, o que foi creditado ao aumento de tamanho do particulado com a condensação das gotículas de água e a consequente facilidade do equipamento de capturar particulados maiores. Ademais, testes com ciclos de limpeza foram comparados com testes sem estes ciclos, evidenciando-se não apenas a redução da eficiência do processo com o acúmulo de partículas nas paredes do equipamento, como também a permanência de alta eficiência de operação após a limpeza do precipitador. Apesar destas vantagens oferecidas pela condensação da névoa no sistema de limpeza, é necessário frisar que o processo assim executado ocasiona a geração de um novo efluente que é a lama formada, o que significa um novo problema de ordem ambiental e que possivelmente necessitará de tratamento, desfavorecendo a utilização desta técnica.

Kim e colaboradores (2010b) realizaram estudos com um sistema composto por um *electrospray* anteriormente a um precipitador do tipo placa-fio ligado a uma fonte de alta tensão capaz de fornecer até -20 kV. A inserção do *electrospray* tinha por fim induzir carga ao particulado a partir do contato deste com gotículas de água carregadas. O particulado consistia de SiO<sub>2</sub> monodisperso de diâmetro mediano igual a 180 nm e concentração de  $2,3 \times 10^{12}$  partículas/m<sup>3</sup>, aferidos por um espectrômetro de partícula. Utilizando uma velocidade de corrente gasosa de 80 cm/s e uma razão líquido-gás igual a  $7,0 \times 10^{-4}$  L/m<sup>3</sup>, foram realizados testes de eficiência apenas com o *electrospray* que resultaram na diminuição da eficiência de coleta com o aumento do tamanho de partícula para diâmetros acima de 100 nm. Os pesquisadores creditaram este fenômeno à diminuição da eficiência de difusão browniana, mecanismo de coleta principal para esta faixa granulométrica, além da baixa razão líquido-gás utilizada nos testes. Entretanto, nos testes utilizando-se o

*electrospray* conjuntamente ao precipitador, observou-se aumento da eficiência de coleta em relação a um precipitador operando isoladamente, sob as mesmas condições operacionais: com o precipitador operando a uma voltagem aplicada de -16,2 kV, a eficiência de coleta para partículas de 230 nm aumentou 35,4% com a utilização do *electrospray* operando com um campo de 4,0 kV/cm.

Este resultado encoraja a utilização deste tipo de arranjo de equipamentos, porém, deve ser observado que a utilização desta tecnologia ocasiona a geração de outro efluente de processo que é a lama formada. Assim como nos trabalhos de Chen *et al.* (2014) e Liu *et al.* (2016), a solução para o aumento de eficiência do equipamento proposta por esta pesquisa, apesar de interessante, apresenta desvantagens que desmotivam sua utilização. Deste modo, ainda é preciso estudar formas de aprimorar o processo e o projeto do equipamento a fim de aumentar sua eficiência, diminuir seu consumo energético e minimizar possíveis impactos ambientais e gastos adicionais.

Portanto, o presente trabalho pretendeu realizar o estudo da influência de diversas condições operacionais sobre a eficiência de precipitação eletrostática de partículas nanométricas, sob operação a seco a fim de evitar a formação de lamas e outros resíduos que, apesar de aumentarem a eficiência de operação, acarretam a necessidade de tratamentos de novos efluentes e possível aumento de custos.

### **3.2.6. Estudos do efeito da velocidade do gás sobre a precipitação eletrostática: diferentes metodologias e análises**

Dentre as variáveis operacionais mais importantes no processo, a velocidade do gás merece destaque. Neste ínterim, diversos trabalhos na literatura têm avaliado a influência da velocidade do gás na eficiência de coleta de precipitadores eletrostáticos, do tipo tubo-fio e placa-fio, de único e múltiplos estágios, no processo a seco e a úmido, sob diferentes voltagens aplicadas nos eletrodos e com diversas granulometrias e composições do particulado. Entretanto, a metodologia empregada e a análise dos fenômenos envolvendo a velocidade do gás têm sido executadas de formas diversas e negligenciando o efeito da vazão de gás sobre a

concentração de particulado quando sob uma vazão de alimentação de sólidos constante.

Zhuang *et al.* (2000) avaliaram a performance de um precipitador do tipo tubo-fio utilizando uma solução de NaCl e uma suspensão de Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> a partir da atomização com ar em um gerador de partículas (TSI, modelo 3076), gerando um particulado de concentração da ordem de 10<sup>10</sup> partículas por metro cúbico e de diâmetro geométrico médio de 0,25 µm que era misturado à corrente gasosa principal. Foram utilizadas as velocidades do gás de 35 e 70 cm/s e o fenômeno de queda da eficiência com o aumento da velocidade foi atribuído exclusivamente ao tempo de residência. Concluiu-se que o material particulado de menor resistividade elétrica forneceu descarregamento mais rápido do particulado, favorecendo a reentrada de partículas e diminuindo a eficiência e que a presença de partículas na corrente gasosa diminuiu a corrente corona devido à menor emissão de íons.

Morawska *et al.* (2002) utilizaram um precipitador do tipo placa-fio de dois estágios para a avaliação da velocidade do gás sobre a performance do equipamento coletando partículas de NaCl e ETS (*Environmental Tobacco Smoke*). Para a formação de partículas de NaCl, utilizaram concentrações de 10 e 20% de solução aquosa de NaCl em um nebulizador *Collision*. Foram estudadas vazões de gás entre 472 e 1050 L/s com partículas de NaCl de solução aquosa 10%. Os resultados de distribuição granulométrica exibiram diferenças na concentração do particulado conforme variação da vazão. Contudo, o efeito de diminuição da eficiência com o aumento da velocidade do gás foi atribuído exclusivamente ao tempo de residência do gás e os comportamentos das curvas de eficiência fracionária foram relacionadas ao efeito conjunto do tempo de residência e da mobilidade elétrica da partícula.

Huang e Chen (2002) avaliaram a performance de precipitadores eletrostáticos placa-fio de um e dois estágios, variando a vazão de gás entre 50 e 150 L/min. Para isto, utilizaram uma solução de sacarose em um gerador de partículas (TSI, modelo 3076) sob vazão de saída de ar constante a 100 NL/h, gerando um particulado de diâmetro mediano igual a 42 nm, desvio padrão geométrico igual a 1,8 e concentração igual a 1,2 x 10<sup>5</sup> partículas por centímetro cúbico, que se misturava posteriormente à corrente de gás principal. A fim de discutir sobre o efeito de redução da eficiência com o aumento da vazão de gás, os autores utilizaram o conceito de

tempo de residência do gás. Os pesquisadores concluíram que a utilização do precipitador de único estágio era mais viável economicamente para a coleta de particulado menor que 16 nm, enquanto o de dois estágios possuía menor consumo energético para a mesma eficiência de coleta de partículas maiores que 16 nm.

Kim *et al.* (2010a) desenvolveram um sistema composto por um pré-carregador composto por ionizadores de carbono anteriormente a um precipitador contendo múltiplas placas em paralelo. Avaliaram sua eficiência de coleta utilizando partículas de KCl com diâmetros entre 0,01 e 0,5  $\mu\text{m}$ , que foram produzidas a partir da alimentação de uma solução 0,1% (m/m) de KCl em um gerador de partículas (TSI, modelo 3076) com vazão de saída de gás constante, que posteriormente era misturado à corrente de gás principal. Dentre os diferentes testes realizados, foi variada a velocidade do gás entre 100 e 200 cm/s para diferentes voltagens. De acordo com os resultados, houve diminuição da eficiência com o aumento da velocidade. Os autores também realizaram a análise do efeito da carga de pó acumulado nos coletores sobre a eficiência, verificando diminuição da eficiência com o aumento da carga de pó a 100 mg/m<sup>3</sup> por 2 h, mas não avaliaram o efeito da concentração de aerossol sobre a performance do equipamento.

Lin *et al.* (2012) construíram um precipitador placa-fio para utilizá-lo como gerador de nanopartículas. Com partículas de PST (*Potassium Sodium Tartrate*) geradas por um atomizador (TSI, modelo 3076) que operava de forma constante a 1,5 L/min, avaliaram a influência da temperatura sobre a curva corrente-tensão (com velocidades entre 0 e 150 cm/s) e a eficiência do equipamento (com temperaturas entre 31 e 43°C e velocidades entre 10 e 30 cm/s). Os autores atribuíram o aumento da eficiência com a diminuição da velocidade ao tempo de retenção da partícula no equipamento.

Yang *et al.* (2018) estudaram a eficiência de remoção de SO<sub>3</sub> por um precipitador a úmido. Os autores avaliaram o efeito da vazão de gás sobre a eficiência de coleta do equipamento, fixando a alimentação de SO<sub>3</sub> e corrigindo a concentração conforme aumento da vazão. Entretanto, o aumento da eficiência com a diminuição da vazão – e, de forma correspondente, da velocidade – foi atribuída exclusivamente ao tempo de residência.

As faixas de velocidades comumente avaliadas nestes estudos são também muito similares às já empregadas em escala industrial. Por exemplo, Alshehhi *et al.* (2010) usaram um modelo numérico para avaliar a performance de um precipitador eletrostático tubo-fio em regime laminar, cobrindo uma faixa de velocidades entre 30 e 150 cm/s. Xu *et al.* (2015) investigaram o efeito das altas temperaturas no carregamento corona, na velocidade de migração e na eficiência de coleta usando velocidades de 20 a 35 cm/s.

Na operação de filtração, baixas velocidades do gás influenciam positivamente o mecanismo difusivo de coleta, cuja atuação é preponderante para a coleta de partículas ultrafinas em detrimento de mecanismos como o gravitacional e o inercial, por exemplo. Filtros de tecido de escala industrial podem operar sob velocidades de gás entre 0,5 e 0,8 cm/s, embora valores típicos variem entre 1 e 2 cm/s (SEVILLE, 1997; SUTHERLAND; CHASE, 2008).

### **3.2.7. Estudos do grupo de Controle Ambiental do DEQ-UFSCar**

A seguir, serão apresentados trabalhos realizados nas dependências da área de pesquisa Controle Ambiental do DEQ-UFSCar. Embora alguns destes trabalhos não sejam estudos sobre precipitação eletrostática, reportaram resultados essenciais para o desenvolvimento do presente trabalho.

Em testes preliminares para o estudo do desempenho de meios filtrantes para a coleta de nanoparticulado, Feitosa (2009) avaliou as condições de amostragem das sondas utilizadas no aparato experimental também utilizado no presente trabalho. Para isto, realizou experimentos com diferentes vazões totais de gás, iguais a 3,27; 5,17; 7,15 L/min e diferentes diâmetros internos de sonda, iguais a 1,35; 1,00; 0,65 cm. Utilizou-se o aparato SMPS (*Scanning Mobility Particle Sizer Spectrometer*) para a aferição do tamanho das partículas. A vazão de amostragem do SMPS foi fixada em 1,4 L/min, fornecendo a avaliação da faixa granulométrica entre 6,04 e 245,8 nm. Foram avaliadas condições de isocineticismo e não-isocineticismo e verificou-se que, independentemente do tamanho do diâmetro interno da sonda, da vazão total de gás e das condições serem ou não isocinéticas, o SMPS registrava a mesma granulometria e que, exceto quando houve variação da vazão total de gás, a

concentração de particulado era mantida a despeito da alteração das variáveis, evidenciando que o isocineticismo não era um fator determinante para a amostragem de nanopartículas. Isto foi atribuído à ausência de efeitos de impactação e inércia para particulado desta faixa de tamanho, que acompanhava o escoamento do fluido, não promovendo coletas preferenciais de particulado de determinado tamanho pelas sondas de amostragem.

Zoccal (2015) avaliou a granulometria e concentração do particulado nanométrico e micrométrico gerado a partir da atomização de suspensões de NiO e Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> de diferentes concentrações com um gerador da marca TSI (modelo 3079) e um nebulizador comercial da marca NS (modelo I-205), além da dispersão do particulado em corrente gasosa por meio de um gerador de aerossol de leite fluidizado da marca TSI (modelo 3400). Foi verificada redução da concentração e alteração da granulometria do particulado com o tempo durante um período de 10 horas de atomização de suspensões a 5,0 g/L, que foram associadas à sedimentação de partículas no recipiente contendo o líquido e à aglomeração de particulado na mistura. Testes com o nebulizador comercial contendo quatro orifícios de injeção de ar comprimido no reservatório de líquido e testes utilizando agitação magnética do conteúdo deste nebulizador geraram distribuições bimodais de tamanho de partícula, mas constatou-se menor redução da concentração de particulado com o tempo, verificando-se que estes métodos mitigavam a sedimentação do particulado em suspensão, mas não reduziam efeitos de aglomeração. Com a utilização de um dispersante comercial misturado às suspensões, também foi constatada menor redução da concentração com o tempo, sendo que o acréscimo de gotas mitigou progressivamente a sedimentação, porém o método interferiu na aferição da concentração das partículas. O aumento da concentração das suspensões (de 0,05 a 5,0 g/L) aumentou a mediana e a concentração das partículas geradas. Testes sob as mesmas condições experimentais resultaram em maior geração de partículas com a atomização de suspensão de NiO em relação ao Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>. O gerador da TSI forneceu dados mais estáveis com o tempo, enquanto o nebulizador comercial forneceu maiores concentrações para uma mesma suspensão.

Falaguasta (2005) avaliou a eficiência de um precipitador eletrostático placa-fio de bancada na captura de particulado PM<sub>2,5</sub> de alumina com mediana igual a 0,6 µm e de partículas nanométricas de NaCl com diâmetros entre 8 e 100 nm. Para

as partículas  $PM_{2,5}$ , avaliou comprimentos de placa de 15 e 30 cm, diâmetros de eletrodo de descarga de 0,045 e 0,025 cm, espaçamentos entre eletrodos de descarga de 4 e 2 cm, campos elétricos entre 5 e 8 kV/cm e velocidades do gás entre 50 e 100 cm/s, avaliando-se a eficiência global de coleta. Para as partículas nanométricas, foram avaliados comprimentos de placa de 15 e 30 cm, razões entre espaçamento placa-fio e espaçamento entre fios ( $s/s_x$ ) de 0,25; 0,5; 1,0, distâncias entre placas de 0,04 e 0,06 m, velocidades do gás de 12,5; 25; 50 cm/s e densidades de corrente de 1,8; 2,8; 3,8 mA/m<sup>2</sup>. As curvas corrente-tensão geradas em função do diâmetro dos fios, de  $s/2c$  e do comprimento das placas indicaram que: foi necessário aplicar maior voltagem nos fios de maior diâmetro para a geração de corrente de início de corona, o que foi associado à relação entre diâmetro do fio e campo elétrico; o aumento de comprimento de placas gerou maior corrente devido ao maior número de fios dispostos no equipamento e ao conseqüente aumento do número de íons formados; o aumento de  $s/2c$  aumentou a corrente corona, o que foi associado à existência de uma razão ótima possível de ser atingida em precipitadores eletrostáticos. Curvas corrente-tensão em função da umidade exibiram aumento da corrente com a diminuição da umidade, sendo o resultado associado à diminuição do número de moléculas de água com as quais os elétrons livres poderiam se associar, aumentando o número de elétrons livres para o carregamento das partículas. Curvas corrente-tensão geradas na ausência e presença de particulado não foram suficientemente distintas entre si, o que foi creditado às baixas concentrações de aerossol avaliadas. Curvas corrente-tensão em função da velocidade foram similares entre si para a faixa avaliada, de acordo com a autora. O aumento da eficiência com o aumento do comprimento da placa e do campo elétrico, foi associado, respectivamente, ao aumento do tempo de residência das partículas e ao aumento da força coulômbica entre partículas e placas. A diminuição da eficiência com o aumento do diâmetro do fio foi associada à diminuição da corrente elétrica gerada e à conseqüente diminuição do campo elétrico e carga espacial. A relação entre a razão  $s/2c$  e a eficiência não foi suficientemente clara para o trabalho. Foi ainda reportado o aumento da eficiência com o aumento da densidade de corrente. Foram avaliados modelos de eficiência da literatura, dentre os quais o modelo de Deutsch aperfeiçoado com o modelo de força de arraste de Li e Wang (2003) melhor representou os dados experimentais.

Meira (2009) avaliou o desempenho de um precipitador eletrostático placa-fio na coleta de aerossol de NaCl de granulometria entre 6 e 245 nm, sob velocidades entre 1 e 10 cm/s e campos elétricos entre 4 e 5,5 kV/cm. Para a geração do aerossol, foi realizada a atomização de uma solução de NaCl de concentração igual a 0,5 g/L. As curvas corrente-tensão geradas para velocidades entre 1 e 10 cm/s na ausência de particulado foram avaliadas como não sendo influenciadas pela velocidade, embora ocorressem diferenças significativas principalmente para as maiores voltagens aplicadas (até 17 kV). Também foram levantadas curvas corrente-tensão na presença de particulado para a velocidade de 10 cm/s, verificando-se diminuição da corrente corona em relação ao gás sob mesma velocidade e na ausência de partículas para as maiores voltagens avaliadas (14 a 17 kV). No entanto, este fenômeno não foi discutido. A eficiência do precipitador aumentou conforme aumento do campo elétrico, mas discussões fenomenológicas não foram realizadas. O aumento da eficiência para diâmetros menores foi associado com o balanço entre o aumento da mobilidade elétrica com a diminuição do diâmetro de partícula e a diminuição da carga elétrica com a diminuição do tamanho do particulado. Ademais, foi registrada diminuição da eficiência com o aumento da velocidade de 2 a 10 cm/s, o que foi creditado à diminuição do tempo de residência das partículas no equipamento. No entanto, houve aumento abrupto da eficiência entre 1 e 2 cm/s, resultado que foi ignorado no trabalho. Os dados experimentais ainda foram comparados com o modelo de eficiência de Deutsch, que não representou adequadamente os dados experimentais.

Do exposto, verifica-se que pesquisas na área envolvendo a avaliação do efeito da velocidade do gás sobre a eficiência de precipitadores eletrostáticos têm sido realizadas de diferentes modos, porém, em muitos casos a vazão de alimentação de particulado é fixa e não se considera o efeito de variação da concentração do particulado no aerossol com a variação da vazão do gás. Em vez disso, atribui-se exclusivamente ao tempo de residência os resultados obtidos.

Assim, o presente trabalho também pretendeu investigar especificamente a influência da concentração do particulado e da velocidade do gás ( $v_G$ ), avaliando o efeito de diluição ocorrido ao se variar a vazão de gás a uma vazão de partículas fixa e o reflexo disto sobre a eficiência de coleta em um precipitador do tipo placa-fio operando a seco. Este estudo objetivou também a avaliação da

concentração de aerossol mantendo-se fixa  $v_G$  e a proposição de um método para a avaliação exclusiva do tempo de residência, minimizando os efeitos de diluição quando  $v_G$  aumenta. Deste modo, este trabalho pode auxiliar no desenvolvimento de técnicas mais apuradas para a avaliação das condições operacionais no processo de precipitação eletrostática, aprimorando o desenvolvimento da tecnologia nesta área.

De fato, o presente trabalho pretendeu investigar diversos fenômenos relacionados à precipitação eletrostática de nanopartículas, além de avaliar metodologias para a execução de testes em escala laboratorial. Assim, a apresentação e discussão dos resultados será apresentada em subseções distintas, de modo a explorar os diferentes estudos de forma lúcida e didática para o leitor. Ademais, o procedimento experimental da seção de Materiais e Métodos será dividido conforme os estudos realizados, apresentando as condições utilizadas especificamente para cada estudo. Portanto, seja para a apresentação do procedimento experimental ou para a apresentação e discussão dos resultados, o trabalho seguirá a seguinte ordem: estudos com o aparato experimental; estudo de diferentes metodologias para a análise da influência do tempo de residência do gás e da concentração de particulado sobre a eficiência; avaliação do efeito de baixas velocidades do gás e sua interação com o campo elétrico sobre a eficiência; estudo de fenômenos eletrostáticos envolvendo nano-aerossóis de óxidos; avaliação de modelos de eficiência de precipitação eletrostática com diferentes modelos de força de arraste.

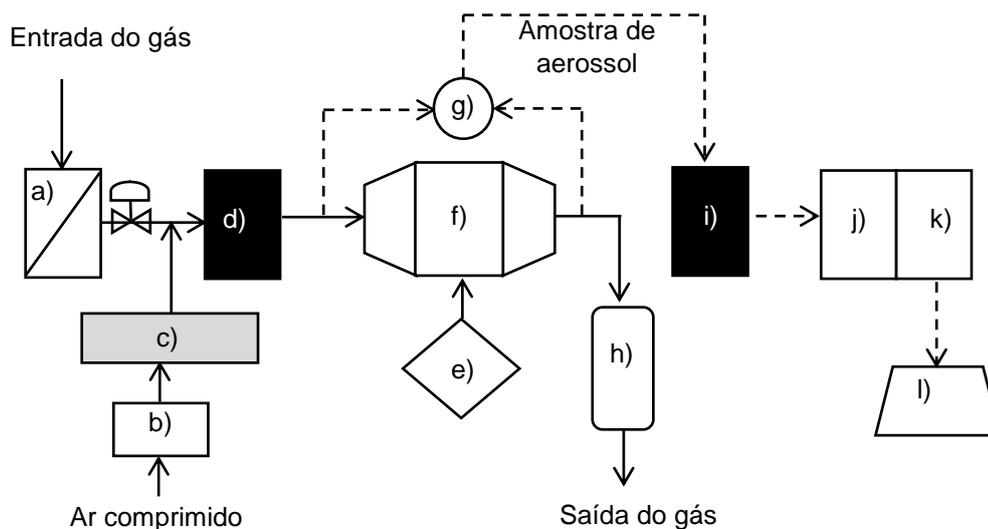
## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

Na presente seção, inicialmente serão apresentados os equipamentos e materiais utilizados para a realização dos testes experimentais. Posteriormente, serão descritas as metodologias empregadas para a execução dos diferentes estudos realizados, cada qual em diferentes subseções, conforme previamente descrito na seção anterior.

### 4.1. APARATO EXPERIMENTAL

O aparato experimental utilizado nos testes e exibido na Figura 4.1 era composto por um precipitador eletrostático de paredes de acrílico, eletrodos de coleta de cobre e eletrodos de descarga de aço inox. Associados ao precipitador, também compunham o aparato experimental: um compressor, filtros de purificação de ar, um gerador de partículas nanométricas, um secador por difusão, fontes neutralizadoras de carga, uma fonte de alta tensão e um sistema de análise de partículas por mobilidade elétrica (SMPS), além de rotâmetro, higrômetro e manômetro.

Figura 4. 1 – Aparato experimental: a) Filtros; b) Gerador de nanopartículas; c) Secador; d) Kr-85; e) Fonte de alta tensão; f) Precipitador eletrostático; g) Válvula de três vias; h) Rotâmetro; i) Am-241; j) Classificador eletrostático; k) UCPC; l) Microcomputador



Fonte: Acervo pessoal

Conforme esquema da Figura 4.1, nos testes, ar – cujas propriedades a 25°C e 92 kPa são:  $\lambda = 0,077 \mu\text{m}$ ;  $\rho_g = 1,08 \text{ kg/m}^3$ ;  $\mu = 1,79 \times 10^{-5} \text{ Pa.s}$  (RIEHLE, 1997b) – era inserido ao sistema por meio do compressor e atravessava o sistema de purificação de ar (a) para remoção de umidade, óleo e impurezas. Ar comprimido também era injetado em uma solução ou suspensão no interior do gerador de nanopartículas (b) e era direcionado a um secador por difusão (c) para remoção das partículas de água que envolviam o particulado. A corrente de aerossol se misturava à linha principal para a passagem pela fonte neutralizadora de Kr-85 (d), a montante do precipitador eletrostático (f), que era conectado a uma fonte de alta tensão (e) para a geração do efeito corona. A partir de uma válvula de três vias (g), uma amostra era coletada a montante ou a jusante do precipitador e passava por uma fonte neutralizadora de Am-241 (i) para a aferição da concentração no SMPS, enquanto o restante da corrente passava por um rotâmetro (h) conectado no final da linha principal. Após a passagem pela fonte de Am-241, a amostra seguia para o classificador eletrostático (j) e posteriormente para o contador de partículas (k), conectado a um microcomputador (l) para a aquisição dos dados.

A seguir, os equipamentos serão apresentados de forma mais detalhada.

#### **4.1.1. Precipitador eletrostático**

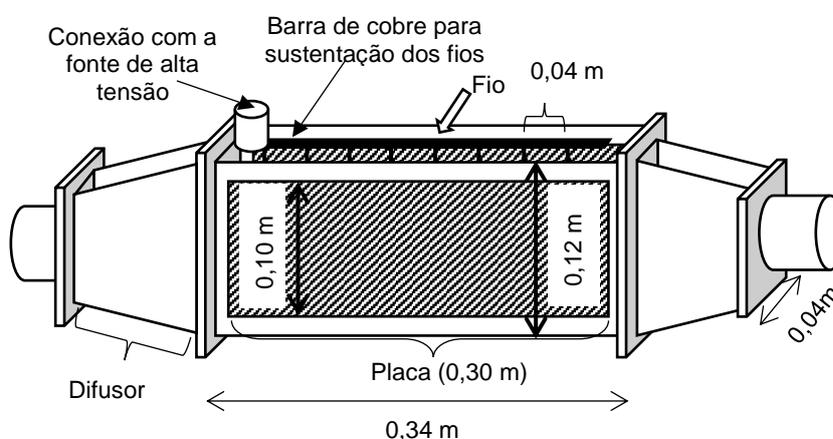
O precipitador eletrostático utilizado nos testes é de único estágio, do tipo placa-fio, constituído de material acrílico. As placas coletoras são constituídas de cobre e os eletrodos de descarga, de aço inox. O precipitador também possui uma caixa de acrílico para a proteção do operador em caso de contato com o equipamento operando a alta voltagem. Um difusor localizado na entrada do equipamento permite a homogeneização da corrente gasosa para minimizar efeitos de entrada.

A Tabela 4.1 apresenta as principais dimensões do equipamento e a Figura 4.2 exhibe uma representação do precipitador utilizado.

Tabela 4. 1 – Dimensões do precipitador eletrostático

Área da seção transversal (m <sup>2</sup> )	0,004
Altura da placa (m)	0,10
Comprimento da placa (m)	0,30
Número de placas	2
Área de coleta (m <sup>2</sup> )	0,06
Largura do duto (m)	0,04
Distância entre eletrodo de descarga e placa (m)	0,02
Distância entre eletrodos de descarga (m)	0,04
Diâmetro do eletrodo de descarga (m)	$3,0 \times 10^{-4}$
Número de eletrodos de descarga	8

Figura 4. 2 – Precipitador eletrostático



Fonte: Acervo pessoal

#### 4.1.2. Compressor e purificadores de ar

O compressor Schulz, modelo MSV 12/175, era utilizado nos testes para prover ar ao sistema. O equipamento possui 1 estágio, com pressão de operação máxima de 120 psig e isento de óleo (HERRAFER, 2018). A linha também dispõe de um sistema de filtração de ar TSI, modelo 3074B, para a remoção de impurezas. A Figura 4.3 exibe o sistema.

Conforme consta no sítio do fabricante (TSI, 2018a), este sistema de filtração remove óleo e outras gotas de líquido da corrente gasosa com o uso de dois pré-filtros. Também remove umidade a partir da passagem do ar por uma membrana e coleta partículas finas através de um filtro de alta eficiência. Pode operar sob vazões de até 56 L/min a 2°C e pressões na entrada de até 1000 kPa.

Figura 4. 3 – Sistema de filtração TSI, modelo 3074B



Fonte: TSI (2018a)

#### 4.1.3. Geradores de nanopartículas

O gerador de nanopartículas TSI, modelo 3079, foi projetado para gerar aerossóis com distribuição granulométrica e concentração constantes com alta reprodutibilidade. É munido com um compressor interno e capaz de produzir aerossol com vazão de até 250 NL/h ajustada por uma válvula do tipo agulha. A Figura 4.4 exibe o gerador e a Figura 4.5 exibe um esquema dos seus componentes.

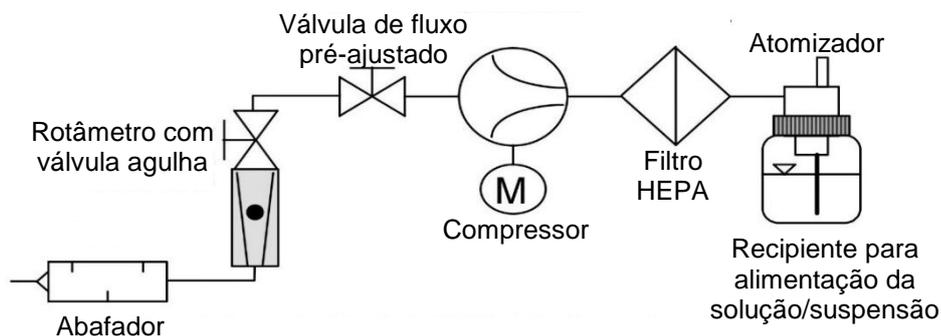
Figura 4. 4 – Gerador de nanopartículas TSI, modelo 3079



Fonte: TSI (2006a)

Segundo o manual do fabricante (TSI, 2006a) e conforme exibido no esquema da Figura 4.5, após a passagem pelo compressor, o ar é filtrado através de um filtro HEPA e consecutivamente expandido por um orifício, atomizando um líquido fornecido ao sistema e contido em um frasco que também atua como impactador para a remoção de gotículas maiores.

Figura 4. 5 – Esquema interno do gerador de nanopartículas



Adaptado de: TSI (2006a)

Deste modo, as gotas saem do atomizador com tamanhos inferiores a 1  $\mu\text{m}$ . Na geração de partículas de sais, além da vazão de ar comprimido (cuja nomenclatura nas próximas subseções será “VAZ” para fins práticos), a concentração de solução salina alimentada no gerador também determina a concentração de particulado no aerossol, como previsto na operação de nebulização de soluções salinas (HINDS, 1998).

Como alternativa à utilização do gerador da TSI, foi utilizado um micro-nebulizador (NS, modelo I-205), que consiste em um atomizador do tipo duplo fluido (ar comprimido e solução/suspensão) para a produção do aerossol. Mais precisamente, era utilizado o reservatório de líquido de diâmetro aproximadamente igual a 4 cm e de capacidade máxima de 15 mL, acoplado a um bocal de saída. Este conjunto, como exibe a Figura 4.6, era conectado por uma mangueira de 0,35 cm de diâmetro interno a um sistema de purificação de ar idêntico ao apresentado na subseção 4.1.2, de modo que a alimentação de ar comprimido e isento de impurezas para a atomização do líquido era realizada do mesmo modo que para o gerador da TSI. A vazão de ar comprimido era controlada por uma válvula reguladora de pressão na saída do sistema de purificação de ar, mantendo-se um valor constante de pressão manométrica igual a 0,25 bar. O bocal de saída era conectado ao secador por difusão através de uma mangueira de silicone.

Figura 4. 6 – Fotografia do micro-nebulizador comercial



Fonte: Acervo pessoal

#### 4.1.4. Secador por difusão

O secador por difusão modelo 3062 da TSI (Figura 4.7) era utilizado para a secagem e remoção de vapor de água do aerossol gerado pelo atomizador. Conforme consta no sítio do fabricante (TSI, 2018b), o aparelho possui um extrator removível para a coleta de gotas maiores. O material dessecante (sílica-gel), que envolve o caminho pelo qual a corrente de gás atravessa, remove a umidade adicional por meio de captura difusional. A perda de partículas é mínima, visto que o aerossol não entra em contato com o material dessecante. A vazão máxima a ser utilizada é igual a 4 L/min. A regeneração do dessecante era realizada a aquecimento a cerca de 70°C, embora fosse possível a temperaturas de até 120°C.

Figura 4. 7 – Secador por difusão TSI, modelo 3062



Fonte: TSI (2018b)

#### 4.1.5. Classificador eletrostático

O classificador eletrostático modelo 3080 da TSI (Figura 4.8) pode ser utilizado para a geração ou medição de aerossol monodisperso a partir de um aerossol polidisperso utilizando a mobilidade elétrica das partículas na corrente gasosa. O equipamento possui dois analisadores de mobilidade diferencial (DMA) possíveis de serem utilizados: o *Long DMA*, capaz de classificar partículas entre 10 e 1000 nm; e o *Nano DMA*, que pode classificar partículas entre 2 e 150 nm.

Figura 4. 8 – Classificador eletrostático TSI, modelo 3080

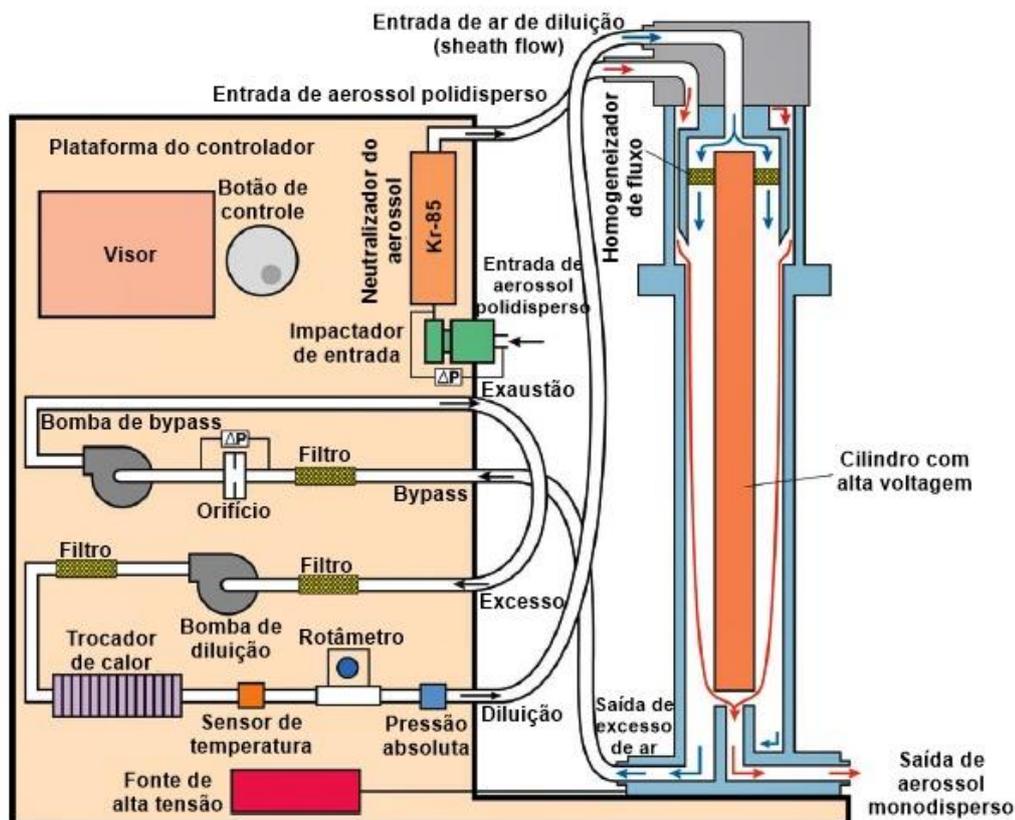


Fonte: TSI (2018c)

Para a amostragem do aerossol a fim de mensurar a concentração de partículas no SMPS, o duto de ar possui duas sondas, uma 30 cm a montante e outra 30 cm a jusante do precipitador. Possuem 2 mm de diâmetro interno, curvatura em ângulo de 90° e eram dispostas paralelamente ao fluxo do gás, no centro do duto, este com diâmetro interno igual a 2,6 cm. Eram conectadas a mangueiras rígidas de silicone de 0,5 cm de diâmetro. O controle da amostra, a montante ou a jusante, a ser encaminhada ao SMPS era realizado por meio de uma válvula de três vias, conforme exibido na Figura 4.1.

Conforme manual do fabricante (TSI, 2006c) e o esquema exibido na Figura 4.9, a corrente gasosa com particulado que constitui a amostra atravessa um carregador bipolar de Kr-85 que atribui carga positiva, negativa ou nula às partículas.

Figura 4. 9 – Representação do funcionamento e componentes internos do Classificador eletrostático acoplado ao *Long DMA*



Adaptado de: TSI (2006c)

Anteriormente à entrada no DMA, a corrente passa por um impactador, que coleta partículas grandes contendo mais que uma carga elementar. Este impactador também atua como rotâmetro, sendo que o utilizado neste trabalho, de tamanho de orifício igual a 0,071 cm, abrange vazões entre 0,6 e 2,1 L/min. Em seguida, o gás atravessa o DMA, que separa as partículas conforme sua mobilidade elétrica, propriedade dependente do tamanho destas e de sua carga. O DMA consiste de dois cilindros concêntricos, sendo que o cilindro interno é negativamente carregado e atua como coletor e o externo é aterrado. A corrente de amostra e uma corrente de ar isenta de partículas (*sheath flow*) atravessam o espaço anular entre estes cilindros sem que haja mistura entre elas. Nesta disposição, o *sheath flow* atravessa o espaço circundante do cilindro interno. O campo elétrico formado pelos cilindros proporciona a deposição das partículas no cilindro interno, sendo que partículas com maiores mobilidades elétricas se depositam nas regiões mais altas do DMA. Apenas partículas em uma faixa estreita de mobilidade elétrica são direcionadas para a determinação de

sua concentração, enquanto o restante é removido do equipamento por uma corrente de ar em excesso. Desta forma, verifica-se que o diâmetro aferido pelo SMPS é o diâmetro equivalente de mobilidade elétrica, ou seja, o diâmetro de uma partícula esférica de mesma densidade e com a mesma mobilidade elétrica da partícula analisada.

No *software* do classificador eletrostático, é possível ajustar o tempo de amostragem (*scan up*), o tempo de descarregamento do sistema para nova aferição (*retrace*) e o tempo entre aferições (*break*). Nos testes, utilizou-se tempos de *scan up*, *retrace* e *break* respectivamente iguais a 300; 15; e zero segundos. O *sheath flow rate* também é um parâmetro ajustável e controla a faixa de tamanho de partícula a ser aferida pelo equipamento. Os diâmetros inferior e superior para cada *sheath flow rate* estão exibidos na Tabela 4.2. Nos experimentos, foi utilizada vazão de amostragem de 1,5 L/min e *sheath flow rate* igual a 15,0 L/min, mantendo-se a relação 1/10 entre vazão de amostragem e *sheath flow rate* recomendada pelo fabricante.

Tabela 4. 2 – Limites inferior e superior de granulometria em função de *sheath flow rate* e *sample flow rate*

<b><i>Sheath flow rate / sample flow rate (L/min)</i></b>	<b>Limite inferior (nm)</b>	<b>Limite superior (nm)</b>
15,0 / 1,5	5,82	228,80
14,0 / 1,4	6,04	237,10
13,0 / 1,3	6,26	254,80
12,0 / 1,2	6,49	264,20
11,0 / 1,1	6,73	283,90
10,0 / 1,0	7,23	305,10
9,0 / 0,9	7,50	327,80
8,0 / 0,8	8,06	365,20
7,0 / 0,7	8,66	392,40
6,0 / 0,6	9,31	437,10
5,0 / 0,5	10,40	504,80

#### 4.1.6. Contador de partículas

O contador de partículas ultrafinas por condensação (*Ultrafine Condensation Particle Counter – UCPC*) modelo 3776 da TSI (Figura 4.10) pode ser utilizado para pesquisas sobre particulados menores que 20 nm. O UCPC é capaz de detectar particulado menor que 2,5 nm com vazão de aerossol 50 cm<sup>3</sup>/min e contar partículas com concentrações de até 3 x 10<sup>5</sup> partículas/cm<sup>3</sup>. Pode aferir particulado entre 6 e 800 nm de tamanho e sob concentrações entre 1 e 10<sup>8</sup> partículas/cm<sup>3</sup>.

Figura 4. 10 – Contador de partículas TSI, modelo 3776



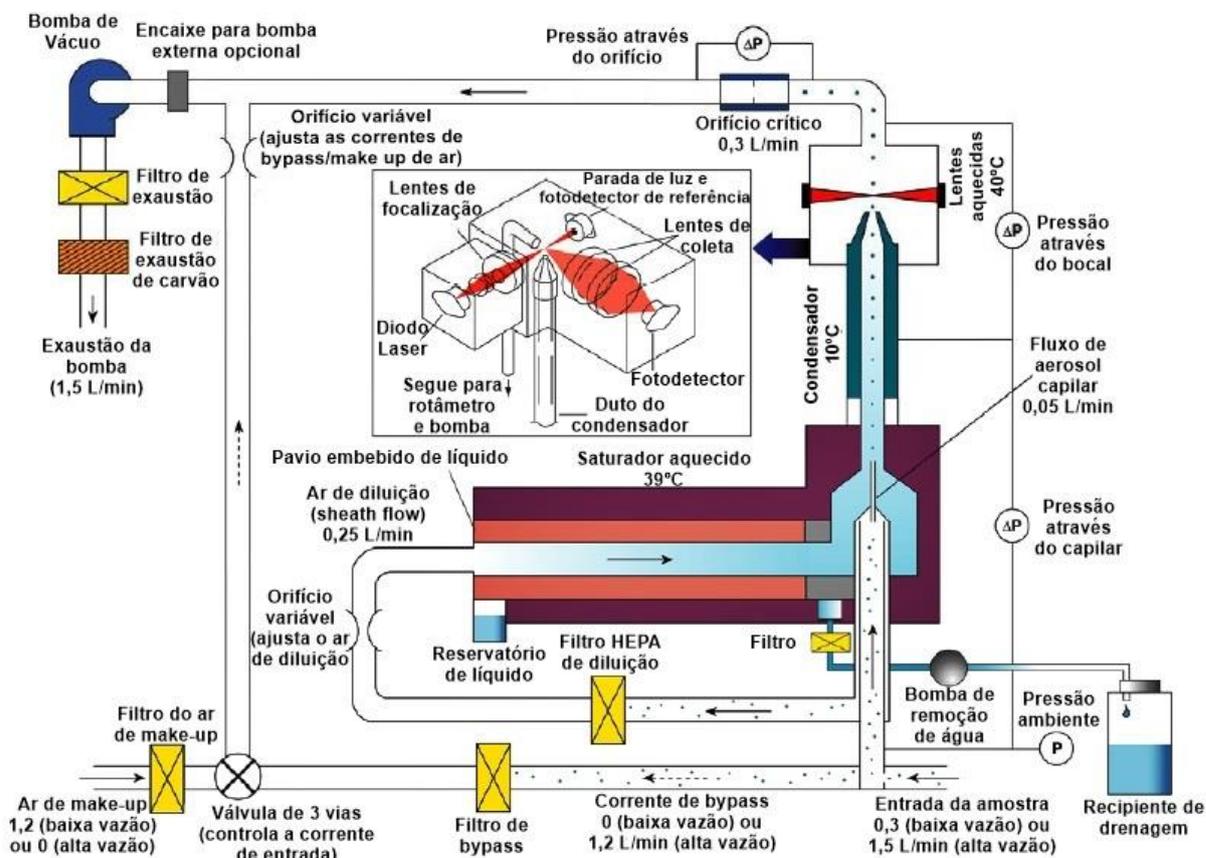
Fonte: TSI (2006c)

De acordo com o manual do fabricante (TSI, 2006c) e com a representação exibida na Figura 4.11, uma amostra de aerossol – 1,5 L/min para operação de alta vazão ou 0,3 L/min para operação de baixa vazão – é continuamente bombeada para o interior do UCPC. Para ambos os modos de operação, 0,3 L/min da amostra é posteriormente dividida em uma corrente de 0,05 L/min contendo o particulado, enquanto 0,25 L/min atravessa um filtro HEPA a fim de compor o ar de diluição (*sheath air flow*) que atravessa um filamento aquecido no qual butanol é vaporizado para se difundir na corrente gasosa. Em seguida, o *sheath air flow* torna a se misturar com a corrente de aerossol de 0,05 L/min e a mistura resultante atravessa um capilar e posteriormente um condensador resfriado, onde ocorre a supersaturação do butanol.

As partículas presentes no gás atuam como núcleos de condensação e partículas maiores que um tamanho limite rapidamente aumentam de tamanho devido a este fenômeno e passam por um detector ótico para a contagem. Os dados são transmitidos a um microcomputador conectado ao equipamento e através de *software* próprio do SMPS.

Segundo Hinds (1998), neste tipo de equipamento, já que todos os núcleos de condensação estão expostos ao mesmo nível de supersaturação pelo mesmo período e crescem até aproximadamente 10  $\mu\text{m}$  independentemente de seu tamanho inicial, a concentração de gotas e de núcleos é a mesma, possibilitando a medição da concentração do aerossol a partir da concentração de gotas.

Figura 4. 11 – Representação do funcionamento e componentes internos do UCPC



Adaptado de: TSI (2006c)

#### 4.1.7. Fonte de alta tensão e fontes radioativas

A fonte de alta tensão Spellman, modelo SL30PN300 foi utilizada nos experimentos para a geração de corona negativa. Esta fonte possui *input* de 115 VAC e *output* de 0 a 30 kV / 100 mA.

As fontes neutralizadoras, de Kriptônio-85 e Amerício-241, foram dispostas respectivamente logo após o secador de difusão e após a passagem pelo precipitador eletrostático. Sua utilização era necessária para a neutralização de eventual carga eletrostática adquirida pelo particulado no duto. Visto que o classificador eletrostático utiliza o princípio de diferença de mobilidade elétrica de partículas para sua operação, a existência de carga elétrica no particulado na entrada do equipamento pode influenciar nos resultados da aferição.

#### 4.1.8. Higrômetro, rotâmetros e manômetro

A umidade relativa da corrente gasosa era aferida através do higrômetro da marca Rotronic, modelo Hygropalm, que possui faixas de aplicação entre -10 e 60°C e entre 0 e 100% U.R. Era disposto na saída do duto, próximo à saída de gás do rotâmetro. Já a medição da pressão manométrica no duto (feita em um ponto de tomada de pressão construído no duto) era realizada por meio do manômetro da marca Sper Scientific, modelo 840081, capaz de aferir a pressão em unidades como psi, polegadas de coluna de água e de coluna de mercúrio, kPa, pés de coluna de água e bar. Em unidades de kPa, abrange uma faixa de  $\pm 183$  kPa, suportando uma pressão máxima de 30 psi.

A aferição da vazão de corrente gasosa era realizada por um rotâmetro da marca Gilmont Instruments, modelo D7200-D7299, número 4, disposto na saída do sistema. O controle da vazão era realizado por uma válvula agulha localizada posteriormente ao sistema de filtração do ar e anteriormente à conexão entre a saída do secador por difusão e a linha principal, como exibido na Figura 4.1. Neste ínterim, a vazão total de gás no duto era composta pela soma da vazão de ar advinda do compressor e da vazão de ar comprimido contendo nanopartículas advindo do gerador de nano-aerossóis. Portanto, para o ajuste da vazão total de gás no sistema, era mantida a vazão do gerador de nanopartículas e apenas a vazão de ar do compressor era alterada.

Dos dados de vazão nominal fornecidos pelo fabricante (obtidos sob temperatura de 70°F e 1 atm) e utilizando-se da hipótese de gás ideal, foi possível obter uma curva de vazão real ( $Q_R$ ) em função da vazão nominal ( $Q_N$ ), lida no medidor do instrumento, para a realização dos experimentos, a saber:

$$Q_R = 0,70753 \times Q_N \times \frac{T}{294,26} \times \frac{101325}{P} \quad (38)$$

Assim, a partir da temperatura  $T$  aferida por um termômetro de etanol e da pressão  $P$  absoluta no interior do duto, era possível calcular a vazão de gás no interior do precipitador. Devido à impossibilidade de aferir a temperatura no interior do duto durante a aplicação de corrente elétrica, a temperatura do gás foi tomada como a temperatura ambiente do laboratório, que era controlada por um aparelho de ar condicionado.

No presente trabalho, a variável  $v_G$  referida nas próximas seções será sempre referente à velocidade superficial do gás no interior do precipitador eletrostático, calculada como a razão entre  $Q_R$  e a área de seção transversal do precipitador (0,004 m<sup>2</sup>).

#### 4.1.9. Banho de ultrassom e sistema de purificação de água

Para o preparo de soluções e suspensões contendo o particulado para introdução no gerador de partículas, era utilizada água ultrapura, destilada e posteriormente purificada a partir do sistema *Simplicity Ultrapure Water System*, marca *Millipore*. Este equipamento é capaz de produzir 0,5 L/min de água a 18,2 MΩ.cm de resistividade (25°C), de acordo com o sítio do fabricante (MILLIPORE, 2018). Para o preparo de suspensões de óxidos, era utilizado um banho de ultrassom da marca *Unique*, modelo USC-1450, conforme exibido na Figura 4.12. Este equipamento opera sob frequência ultrassônica de 25 kHz, possui alimentação bivolt, consumo de 110 VA e capacidade de 2,8 L de água para o banho (UNIQUE, 2018).

Figura 4. 12 – Banho de ultrassom



Fonte: UNIQUE (2018)

#### 4.2. MATERIAIS UTILIZADOS PARA O PREPARO DE AEROSSÓIS

Os estudos foram realizados utilizando-se diversos materiais para a geração de nanopartículas. A Tabela 4.3 exhibe os materiais utilizados, sua densidade e permissividade relativa e a empresa fornecedora do material.

Tabela 4. 3 – Materiais utilizados nos estudos

Material	Densidade (kg/m <sup>3</sup> )	$\epsilon_r$ (-)**	Fornecedor
KCl (cloreto de potássio)	1988*	4,86***	Synth (lote 180537)
NaCl (cloreto de sódio)	2170*	5,9 (298 K)	J.K. Baker (lote 3624-19)
NiO (óxido de níquel II)	6670*	11,9 (298 K)	Aldrich (lote MKBF8650V)
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (óxido de ferro III)	5250*	4,5***	Sigma-Aldrich (lote 10012LEV)

\*Fonte: DEAN, 1999; \*\*Fonte: YOUNG; FREDERIKSE, 1973 apud LIDE, 2015; \*\*\*Temperatura ambiente; \*Fornecido pelo fabricante

#### 4.3. PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

Para todos os estudos envolvendo testes de eficiência do equipamento, a eficiência de coleta fracionária experimental  $\eta_{exp}$  foi calculada a partir da relação entre as concentrações de entrada ( $c_e$ ) e saída ( $c_s$ ) do precipitador – cada qual coletada, salvo quando afirmado o contrário, em triplicata – para cada diâmetro discretizado pelo classificador eletrostático. Esta relação pode ser descrita por:

$$\eta_{exp}(\%) = \frac{c_e - c_s}{c_e} \times 100 \quad (39)$$

A eficiência fracionária em termos mássicos ou de número de partículas foi baseada na concentração mássica ou de número de partículas, respectivamente, para cada caso. A eficiência global experimental foi calculada similarmente ao cálculo da eficiência fracionária, utilizando-se a concentração total do aerossol aferida pelo SMPS em base mássica ou em termos de número de partículas, conforme o caso.

A eficiência de coleta global teórica, em termos mássicos, foi calculada usando a seguinte expressão (RIEHLE; LÖFFLER, 1992):

$$E_m = \int_{x_{inf}}^{x_{sup}} (\eta(x) \times q_m(x)) dx \quad (40)$$

em que a eficiência mássica (subíndice  $m$ ) resulta da integração da eficiência fracionária de coleta (podendo ser utilizado qualquer dos modelos apresentados anteriormente) avaliando-se com uma função de distribuição de partículas na entrada do equipamento,  $q_m(x)$ . Os limites de integração ( $x_{inf}$  and  $x_{sup}$ ) são os limites da distribuição granulométrica. Assumindo-se que a distribuição possa ser descrita por uma distribuição log-normal,  $q_m(x)$  pode ser expressa como (RIEHLE; LÖFFLER, 1992):

$$q_m(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \times \frac{1}{x \times \sigma} \times \exp\left(-0,5 \times \left(\frac{\ln\left(\frac{x}{x_{50}}\right)}{\sigma}\right)^2\right) \quad (41)$$

sendo  $\sigma$  o desvio padrão geométrico da distribuição log-normal e  $x_{50}$ , a mediana da distribuição granulométrica.

A eficiência global teórica, quando utilizada, foi calculada a partir de integração numérica do modelo de eficiência utilizando-se a regra de Simpson.

Em testes envolvendo a variável campo elétrico, este foi variado alterando-se a voltagem aplicada nos eletrodos de descarga ( $V_0$ ) e usando-se o conceito de campo elétrico pseudo-homogêneo para um precipitador placa-fio, como segue (RIEHLE, 1997a):

$$E_{ps} = V_0/s \quad (42)$$

Para determinar as características elétricas do sistema e sua dependência com as variáveis operacionais empregadas, curvas corrente-tensão foram construídas para cada estudo de forma específica. Fixando-se  $v_G$  na ausência ou na presença de particulado, bem como a concentração de particulado quando presente, variava-se a voltagem aplicada ao sistema e anotava-se a corrente corona aferida pela fonte de alta tensão. Os valores de voltagem eram variados com o incremento de -1,0 kV até o rompimento dielétrico do gás, no qual era possível observar e ouvir a formação de um arco elétrico – faísca – no interior do equipamento e o conseqüente desligamento automático da fonte de alta tensão. Desta forma, era possível construir a curva corrente-tensão de acordo com o esquema apresentado na Figura 3.4, para valores específicos de  $v_G$  e composição e concentração de material particulado. A obtenção de cada valor de corrente para cada voltagem aplicada foi realizada em triplicata.

A seguir, serão apresentados especificamente os procedimentos experimentais para estudos diversos envolvendo a operação do precipitador eletrostático estudado. Adicionalmente, diagramas das condições experimentais utilizadas em cada teste estão disponíveis no Apêndice.

### 4.3.1. Testes preliminares com o aparato experimental

A seguir, serão descritos os procedimentos experimentais para os estudos realizados com a unidade experimental, de forma a elucidar o funcionamento dos equipamentos e sua influência sobre os testes de eficiência com o precipitador eletrostático especificamente. Estes testes incluem: avaliação da vazão do gerador de nanopartículas da TSI; utilização do nebulizador comercial como gerador de nano-aerossóis; avaliação da utilização da fonte radioativa de Am-241; avaliação da localização da fonte radioativa de Am-241; avaliação do tempo de banho e do tempo de espera na geração de nano-aerossóis de óxidos.

É necessário frisar que, por serem estudos de caráter inicial e exploratório, não foi realizada a construção de curvas corrente-tensão para estes testes.

#### 4.3.1.1. Avaliação da vazão do gerador de nanopartículas da TSI

Diversos testes de dispersão de aerossol foram realizados para averiguar o efeito da vazão do gerador da TSI (VAZ) sobre a geração de nanopartículas e conseqüentemente sobre os estudos de eficiência com o precipitador eletrostático. Foram avaliadas VAZ iguais a 100; 200; e 250 NL/h na atomização de uma solução de 1,5 g/L de NaCl e de uma suspensão de NiO (0,01% m/m). Também foram realizados testes de atomização de água deionizada para verificar a alteração da umidade da corrente gasosa com a variação de VAZ, de modo que, para este caso, foram avaliadas vazões totais de gás no precipitador iguais a 7,9 e 23,5 L/min para cada valor de VAZ. Com a solução de NaCl, foi mantida a vazão total de 23,5 L/min – correspondente a uma  $v_G$  igual a 9,8 cm/s – para as três condições de VAZ. Com a suspensão de NiO, preparada sob banho de ultrassom durante 60 min e com tempo de espera igual a zero (cujo conceito será explicitado adiante), foram avaliadas VAZ de 100 e 200 NL/h, sob vazão total de 7,9 L/min – correspondente a  $v_G$  de 3,3 cm/s. A umidade da corrente gasosa foi aferida com um higrômetro. Também foi aferida a pressão manométrica no duto para verificar a influência das diferentes somas de VAZ

e vazão de ar do compressor sobre a pressão de gás no duto, sendo avaliadas quatro vazões totais – 7,9; 15,7; 23,5; 31,3 L/min – para cada VAZ avaliada.

#### 4.3.1.2. Utilização do nebulizador comercial como gerador de nano-aerossóis

Neste estudo, foram realizados testes de dispersão de aerossol sob  $v_G$  igual a 3,3 cm/s, utilizando-se o nebulizador comercial acoplado a um sistema de purificação de ar similar ao apresentado na subseção 4.1.2 e disposto paralelamente ao utilizado para a alimentação de ar advindo do compressor. Alternativamente, testes sob as mesmas condições experimentais foram realizados com o gerador da TSI, sob VAZ de 100 NL/h. Para ambos os geradores, foram preparadas soluções de KCl de concentrações iguais a 1,0 e 2,0 g/L.

#### 4.3.1.3. Avaliação da utilização da fonte radioativa de Am-241

De forma a avaliar a influência da fonte de Am-241 na neutralização das cargas elétricas do particulado e conseqüentemente na aferição de tamanho de partículas, foram realizados testes de eficiência com o precipitador eletrostático, sob  $v_G$  igual a 1,67 cm/s e atomização de solução de 0,1 g/L de KCl. Foram aplicadas voltagens iguais a -6,0 e -8,0 kV, na presença e ausência da fonte de Am-241 anteriormente à entrada das partículas no SMPS, conforme esquema da Figura 4.1. Os valores de eficiência fracionária foram calculados conforme Equação 39.

#### 4.3.1.4. Avaliação da localização da fonte radioativa de Am-241

Foram realizados testes experimentais variando-se a distância da fonte de Am-241 em relação ao SMPS para avaliar a influência da mangueira de silicone sobre a aferição de tamanho de partículas no SMPS. Isto foi realizado ao conjecturar-se a geração de eletricidade estática advinda do atrito entre nanopartículas e a superfície interna da mangueira seria suficientemente forte para influenciar o processo de medição das nanopartículas pelo SMPS. Desta forma, foram realizados testes

avaliando-se dois comprimentos distintos da mangueira de saída da fonte de Am-241, iguais a 57 e 120 cm. Foram realizados testes de dispersão de nanopartículas em corrente gasosa, a partir da atomização de solução salina de KCl a 1,0 g/L, sob velocidade de 6,7 cm/s. Os testes foram realizados em duplicata.

#### 4.3.1.5. Avaliação do tempo de banho e do tempo de espera na geração de nano-aerossóis de óxidos

A fim de determinar as melhores condições operacionais para a geração de nanopartículas de óxidos, foram preparadas suspensões de NiO (0,1% m/m). Cada suspensão, inicialmente preparada em balão volumétrico, foi vertida em um erlenmeyer que, com o auxílio de um suporte com garra, foi introduzido em um banho de ultrassom, conforme apresentado na subseção 4.1.9, de forma a desaglomerar partículas imersas na suspensão.

Deste modo, foram avaliados tempos de banho de ultrassom iguais a 30 e 60 min. Após este período, aproximadamente 50 mL do sobrenadante foi pipetado e introduzido no frasco do gerador da TSI e o conteúdo foi agitado para imediatamente posterior atomização. Para avaliar a dispersão do particulado, VAZ foi mantido a 100 NL/h e foram utilizadas condições de  $v_G$  iguais a 3,3; 6,6; e 9,9 cm/s.

Ademais, também foi avaliado o tempo de espera, ou seja, o tempo entre a retirada do sobrenadante do interior do erlenmeyer e o tempo de atomização da suspensão (do inglês, *waiting time*, expressão utilizada por Nenu *et al.* (2009) para se referir ao tempo entre a agitação da suspensão de sílica e sua utilização em testes de eficiência de um hidrociclone). Neste caso, uma suspensão de NiO de 0,01% m/m foi introduzida em banho de ultrassom durante 60 min. Foram avaliados tempos de espera iguais a zero e 2,5 h. Para a dispersão, foi mantida  $v_G$  igual a 3,3 cm/s e VAZ de 100 NL/h.

#### **4.3.2. Estudo de diferentes metodologias para a análise da influência do tempo de residência do gás e da concentração de particulado sobre a eficiência**

Ar contaminado com nanopartículas de KCl (6,15 a 224,7 nm) foi utilizado para a avaliação do efeito da vazão de gás e da concentração de particulado sobre a eficiência de coleta do equipamento. Este estudo também visava averiguar o efeito da vazão sobre a concentração de aerossol no interior do precipitador eletrostático e suas conseqüentes influências sobre sua performance. Assim, os testes experimentais foram agrupados em três diferentes conjuntos para a análise das variáveis.

Ademais, para simplificar o desenvolvimento do trabalho, a seguinte nomenclatura foi adotada: para a variável concentração de soluto em solução aquosa foi atribuída a sigla AQC, enquanto a variável concentração de particulado na corrente gasosa foi denominada GSC.

No Conjunto de Testes I, foram preparadas soluções de KCl de AQC iguais a 0,4 e 2,0 g/L, sendo que cada solução foi utilizada para a avaliação de duas diferentes velocidades, iguais a 3,3 e 6,6 cm/s. Este conjunto foi utilizado para avaliar o efeito de  $v_G$  sobre a eficiência a uma alimentação fixa de KCl, para duas condições distintas de alimentação de partículas. No Conjunto de Testes II, foram preparadas soluções de KCl de AQC iguais a 0,2; 0,4 e 2,0 g/L, sendo os três testes realizados sob  $v_G$  de 3,3 cm/s. Também foram preparadas soluções de KCl de AQC iguais a 1,0; 2,5 e 5,0 g/L, sendo os três testes realizados sob  $v_G$  de 8,2 cm/s. Este conjunto foi utilizado para avaliar o efeito da concentração de partículas a uma vazão fixa de gás, para duas condições distintas de  $v_G$ . No Conjunto de Testes III, variou-se  $v_G$  e a vazão de alimentação de KCl de forma que a razão entre a alimentação de particulado e a vazão de gás fosse mantida. Para condições de  $v_G$  de 6,6; 8,2 e 9,9 cm/s foram preparadas soluções de KCl de AQC iguais a 4,0; 5,0 e 6,0 g/L, respectivamente, resultando em uma razão de aproximadamente 0,606 (g/L)/(cm/s) para os três testes. A voltagem aplicada era igual a -8,0 kV para os testes. Todos os experimentos foram realizados em triplicata.

### 4.3.3. Avaliação do efeito de baixas velocidades do gás e sua interação com o campo elétrico sobre a eficiência

Ar contendo nanopartículas de KCl foi utilizado para a avaliação do efeito de baixas condições de  $v_G$ , distintas das utilizadas na prática industrial – bem como o do campo elétrico e da interação entre essas variáveis – sobre a eficiência de coleta de partículas por precipitação eletrostática. Para este estudo, seis diferentes valores de  $v_G$  (1,7; 3,3; 6,6; 9,9; 14,8; e 19,9 cm/s) e três diferentes campos elétricos aplicados (3,95; 4,00 e 4,10 kV/cm) foram avaliados. Para cada  $v_G$ , uma solução de KCl de diferente concentração foi usada (0,5; 1,0; 2,0; 3,0; 4,5 e 6,0 g/L para as seis velocidades, de 1,7 para 19,9 cm/s).

A Tabela 4.4 apresenta a nomenclatura usada para definir cada teste de acordo com o par de variáveis empregado (por exemplo, o teste denotado como V1E3 usou uma  $v_G$  de 1,7 cm/s e um campo elétrico de 4,10 kV/cm). O campo elétrico foi variado alterando-se a voltagem aplicada nos eletrodos de descarga e usando-se o conceito de campo elétrico pseudo-homogêneo, conforme Equação 42. Todos os experimentos foram realizados em triplicata.

Tabela 4. 4 – Nomenclatura dos testes

Teste	$v_G$ (cm/s)	$E_{ps}$ (kV/cm)	Teste	$v_G$ (cm/s)	$E_{ps}$ (kV/cm)
V1E1	1,7	3,95	V4E1	9,9	3,95
V1E2	1,7	4,00	V4E2	9,9	4,00
V1E3	1,7	4,10	V4E3	9,9	4,10
V2E1	3,3	3,95	V5E1	14,8	3,95
V2E2	3,3	4,00	V5E2	14,8	4,00
V2E3	3,3	4,10	V5E3	14,8	4,10
V3E1	6,6	3,95	V6E1	19,9	3,95
V3E2	6,6	4,00	V6E2	19,9	4,00
V3E3	6,6	4,10	V6E3	19,9	4,10

### 4.3.4. Estudo de fenômenos eletrostáticos envolvendo nano-aerossóis de óxidos

Na presente subseção, serão apresentados os procedimentos experimentais de diversas avaliações envolvendo a precipitação eletrostática de nano-

aerossóis de óxidos (NiO e Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) e os estudos advindos dos resultados inicialmente obtidos. O conjunto de estudos inclui: testes na presença e ausência de nanoparticulado e na presença e ausência de voltagem; efeito da velocidade do gás para diferentes voltagens; efeito da velocidade do gás sob altos tempos de residência; testes com Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>; investigações sobre o fenômeno sob voltagens próximas à voltagem de rompimento dielétrico do gás.

#### 4.3.4.1. Testes na presença e ausência de nanoparticulado e na presença e ausência de voltagem

Inicialmente, foi realizado um teste com particulado e sob voltagem de -9,0 kV (I). Em seguida, a vazão de saída do gerador de aerossol foi interrompida para o teste na ausência de particulado e sob voltagem -9,0 kV (II). Finalmente, um teste foi realizado com particulado e sem aplicação de voltagem (III). Para a execução dos experimentos, uma suspensão de NiO (0,01% m/m) foi preparada e colocada em banho de ultrassom durante 60 min. Todos os testes foram realizados sob  $v_G$  de 9,9 cm/s e VAZ de 200 NL/h.

#### 4.3.4.2. Efeito da velocidade do gás para diferentes voltagens

Uma suspensão de NiO (0,01% m/m) foi preparada e colocada em banho de ultrassom durante 60 min. Foram realizados testes com condições de  $v_G$  iguais a 3,3 e 9,9 cm/s, VAZ igual a 200 NL/h, tempo de espera zero e sob voltagens de -8,0; -8,5; -9,0; -10 kV. A realização dos testes seguiu a ordem cronológica -8,0; -9,0; -8,5; -10 kV para mitigar vícios experimentais.

#### 4.3.4.3. Efeito da velocidade do gás sob altos tempos de residência

Foram realizados testes com uma suspensão de NiO 0,02% m/m, preparada e colocada em banho de ultrassom durante 60 min. Foram realizados testes com condições de  $v_G$  iguais a 1,61; 3,23 e 4,83 cm/s, correspondentes a tempos de

residência respectivamente iguais a 18,53; 9,30 e 6,21 s. Foi utilizada VAZ igual a 200 NL/h, tempo de espera zero, e voltagem de -9,0 kV.

#### 4.3.4.4. Testes com $\text{Fe}_2\text{O}_3$

Foram realizados testes com uma suspensão 0,01% m/m de  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ , que foi preparada e colocada em banho de ultrassom durante 60 min. Foram realizados testes com  $v_G$  igual a 3,3 cm/s. Foi utilizada VAZ igual a 200 NL/h, tempo de espera zero e voltagens de -8,0; -9,0 e -10,0 kV. Também foi realizado um teste sob velocidade de 4,8 cm/s e voltagem -10 kV, de forma a averiguar o efeito da velocidade para este material.

#### 4.3.4.5. Investigações sobre o fenômeno sob voltagens próximas à voltagem de rompimento dielétrico do gás

De modo a analisar o comportamento elétrico do sistema, foi levantada a curva corrente-tensão do processo para um gás a 3,3 cm/s contendo partículas de NiO, geradas a partir da atomização de uma suspensão 0,01% m/m após banho de ultrassom de 60 min. Os valores de corrente eram registrados pela fonte de alta tensão para cada voltagem aplicada nos eletrodos de descarga a partir de -7,0 kV, com incrementos de -1,0 kV até o rompimento dielétrico do gás. O experimento foi realizado em triplicata.

Também foram realizados testes experimentais para as voltagens de -9,0; -10,0; -11,0; -13,0; -15,0 kV (Não foram realizados testes com voltagens mais altas devido à formação de gás ozônio), com uma mesma suspensão. Foram realizados testes com  $v_G$  de 3,3 cm/s. Foi utilizada VAZ igual a 200 NL/h e tempo de espera zero.

Para complementar a análise dos dados obtidos, foram feitas amostragens de material particulado de NiO (a partir da atomização de suspensão 0,1% m/m sob tempo de banho de 60 min, utilizando-se VAZ de 200 NL/h) sob 3,3 cm/s em meios filtrantes de fibra de vidro (Energética, modelo E558X10IN) dispostos

posteriormente ao duto de saída do precipitador. Amostragens foram realizadas para testes sob voltagens de 0; -9,0; -13,0; -15,0 kV, durante aproximadamente 30 minutos. Os meios filtrantes foram visualizados com o microscópio eletrônico de varredura Philips XL-30 FEG, localizado no Laboratório de Caracterização Estrutural da UFSCar, após o pré-tratamento das amostras de recobrimento com partículas de ouro. Foram feitas análises de imagem e de espectroscopia por energia dispersiva (EDS) para a caracterização elementar da amostra. Adicionalmente, foram feitos testes com a atomização de solução de KCl 0,03 g/L, sob VAZ de 200 NL/h. Tais testes foram feitos sob  $v_G$  de 3,3 cm/s e voltagens de -9,0; -10,0; -11,0; -13,0 kV.

#### **4.3.5. Avaliação de modelos de eficiência de precipitação eletrostática com diferentes modelos de força de arraste**

No presente trabalho, modelos de eficiência de precipitadores eletrostáticos foram avaliados utilizando-se dois modelos distintos para a força de arraste de partículas em um meio fluido: a Lei de Stokes (HINDS, 1998), Equação 6, e o modelo de Li e Wang (2003), Equações 9 a 17. Os modelos de eficiência avaliados foram de Lin-Chen-Tsai (2012), Equações 22 a 34, Zhibin-Guoquan (1994), Equações 18 e 19, e Nóbrega-Falaguasta-Coury (2004), Equações 20 e 21.

Os modelos foram avaliados com dados experimentais da precipitação eletrostática de aerossol de KCl sob voltagem de -8,1 KV e velocidades do gás iguais a 1,7; 3,3; 6,6; e 9,9 cm/s, sendo que foram atomizadas soluções de diferentes concentrações para cada  $v_G$ , respectivamente iguais a 0,5; 1,0; 2,0; e 3,0 g/L, com gerador da TSI operando a 100 NL/h.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A seguir, serão apresentados e discutidos os resultados obtidos a partir das metodologias empregadas e que foram exibidas nas subseções anteriores – também disponíveis no Apêndice – de acordo com o conjunto de estudos realizados. Cada conjunto de estudos foi agrupado do mesmo modo que na seção de procedimentos experimentais.

### 5.1. TESTES PRELIMINARES COM O APARATO EXPERIMENTAL

A seguir, serão apresentados os resultados obtidos para a avaliação das condições operacionais do sistema experimental. Os testes foram realizados sob pressão e temperatura ambientes de aproximadamente 92,0 kPa e 26°C, respectivamente.

#### 5.1.1. Avaliação da vazão do gerador de nanopartículas da TSI

A Tabela 5.1 exibe os resultados de umidade relativa da corrente gasosa na saída do rotâmetro, obtidos a partir da atomização de água deionizada pelo gerador da TSI sob diferentes VAZ (100; 200; 250 NL/h) e para vazões totais de gás iguais a 7,9 e 23,5 L/min, conforme apresentado na subseção 4.3.1.1. Comprova-se que o aumento de VAZ aumentou a umidade do gás, bem como o aumento da vazão de ar de diluição diminuiu a umidade a uma VAZ fixa.

Tabela 5. 1 – Umidade relativa do gás (%) para as condições utilizadas de vazão total e VAZ

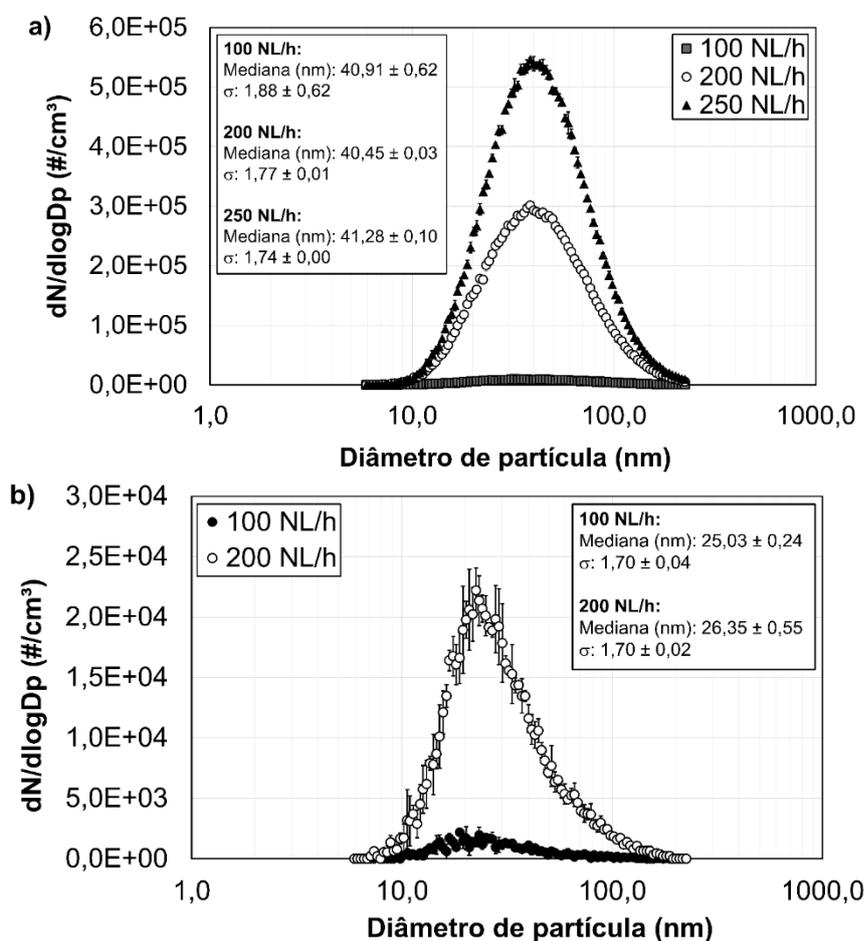
VAZ (NL/h)	Vazão total (L/min)	
	7,9	23,5
100	21,3 ± 0,3	8,9 ± 0,1
200	27,6 ± 0,3	9,8 ± 0,1
250	31,7 ± 0,2	16,0 ± 0,1

Para estudos com precipitadores eletrostáticos, o controle da umidade é necessário, já que a presença de água adsorvida na superfície das partículas interfere

em sua condutividade elétrica e em sua coesividade, fatores essenciais para o carregamento e a aderência das partículas à camada de pó retida nas placas (NOURI *et al.*, 2016).

A Figura 5.1 exibe os resultados obtidos de distribuição granulométrica de partículas de NaCl (a) e de NiO (b), formadas a partir da atomização, respectivamente, de solução 1,5 g/L e suspensão 0,01% m/m pelo gerador da TSI sob diferentes VAZ e para uma vazão total de gás no precipitador respectivamente igual a 23,5 (a) e 7,9 L/min (b) e, conforme apresentado na subseção 4.3.1.1.

Figura 5. 1 – Granulometria de particulado de NaCl (a) e NiO (b) produzidos pelo gerador da TSI sob diferentes VAZ e vazões totais de gás de 23,5 (a) e 7,9 L/min (b)

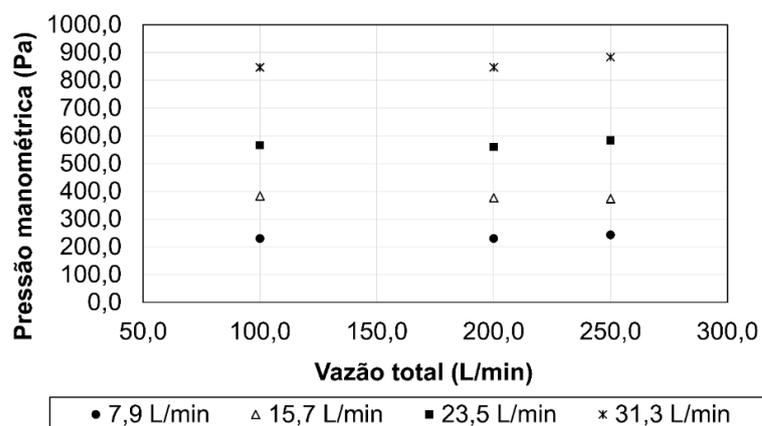


Embora sejam testes independentes, os gráficos da Figura 5.1 foram dispostos conjuntamente para fins elucidativos. É possível verificar que o aumento de VAZ promoveu maior geração de partículas, tanto para o NaCl quanto para o NiO. De fato, é significativo o aumento da geração para o incremento de VAZ entre 100 e 200

NL/h, sendo que a distribuição para 100 NL/h não é efetivamente visível (a plotagem das curvas em um mesmo gráfico foi realizada para fins elucidativos).

Finalmente, a Figura 5.2 apresenta os resultados de pressão manométrica para diferentes VAZ e vazões totais de ar, conforme procedimento apresentado em 4.3.1.1.

Figura 5.2 – Pressão manométrica a diferentes VAZ e vazões totais de gás



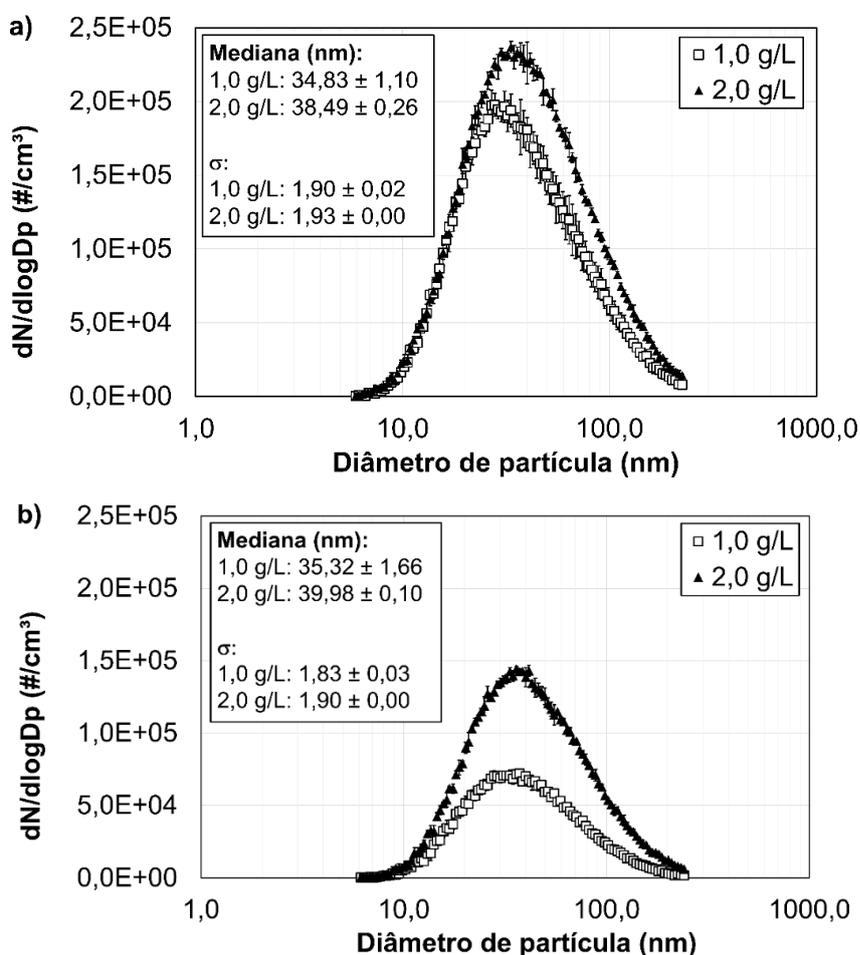
Verifica-se na Figura 5.2 que a contribuição à pressão do gás advinda do ar comprimido do gerador foi baixa em relação àquela exercida pelo ar advindo do compressor, sendo que apenas a maior VAZ estudada resultou em aumento da pressão, ainda assim pouco significativo em relação ao aumento da pressão ocorrido com o aumento da vazão total de gás. No entanto, é preciso conhecer adequadamente as variáveis operacionais de forma a definir corretamente as propriedades do fluido de trabalho, quando alterada a configuração do gerador de nano-aerossóis. Do exposto, nota-se que a escolha de VAZ como condição operacional requer a análise da concentração e granulometria requerida para o estudo a ser realizado, além da influência da umidade sobre o sistema ou fenômeno a ser avaliado.

### 5.1.2. Utilização do nebulizador comercial como gerador de nano-aerossóis

A Figura 5.3 exibe os dados de granulometria de aerossol obtidos a partir da atomização de solução de KCl com o nebulizador comercial (a) e com o gerador da TSI sob VAZ de 100 NL/h (b). Nestes testes, com  $v_G$  igual a 3,3 cm/s, foram

atomizadas soluções com diferentes concentrações (AQC) de KCl, iguais a 1,0 e 2,0 g/L.

Figura 5.3 – Granulometria de aerossol de KCl a diferentes AQC a partir da atomização com o nebulizador comercial (a) e com o gerador da TSI (b)



Da Figura 5.3, é possível notar o esperado aumento da concentração de aerossol com o aumento de AQC (HINDS, 1998; ZOCCAL, 2015). Como também evidenciado por Zoccal (2015), a atomização com o nebulizador comercial gerou maior concentração de aerossol que o gerador da TSI para uma mesma solução, o que está relacionado com as diferenças na vazão e pressão do ar comprimido utilizado para a atomização: para o nebulizador comercial nas condições em que o aparato experimental estava organizado, não era possível ajustar a vazão, apenas a pressão de entrada do ar comprimido, que foi mantido a 0,25 bar – um valor bastante próximo do limite mínimo da escala da válvula reguladora de pressão, igual a 0,1 bar. Neste caso, optou-se por manter a válvula em um valor pouco acima do limite mínimo para melhor controle operacional.

Em relação ao gerador da TSI, o manual do fabricante não especifica a pressão do ar comprimido, apenas atribuindo o valor máximo de contrapressão suportado pelo equipamento, igual a 0,1 bar (TSI, 2006a).

Ainda, é possível verificar na Figura 5.3 o aumento da mediana com o aumento de AQC para ambos os atomizadores, também constatado nos resultados de Zoccal (2015) e que será devidamente explorado adiante. O que deve ser salientado é o aumento no desvio padrão geométrico com o aumento de AQC para o gerador da TSI, enquanto foi mantido um mesmo valor de  $\sigma$  na atomização com o nebulizador comercial, o que igualmente pode estar associado às diferenças de pressão e vazão do ar comprimido injetado no sistema e, ainda, à constituição dos equipamentos e às barreiras inerciais para a retenção de partículas maiores.

Embora o nebulizador comercial tenha gerado maior concentração de particulado para uma mesma solução salina, deve ser apontado que a geração de aerossol neste aparato requeria trocas mais constantes da solução no recipiente de armazenamento, visto que a diminuição do nível de líquido ocorria mais rapidamente que para o gerador da TSI, ocasionando diferenças na concentração do particulado no decorrer do tempo.

O aumento do número de gotas geradas também aumentava a umidade da corrente gasosa, o que poderia ser prejudicial aos resultados dos testes. Deste modo, verifica-se a necessidade de ponderar sobre a viabilidade do uso de ambos os equipamentos.

### **5.1.3. Avaliação da utilização da fonte radioativa de Am-241**

Embora o classificador eletrostático possuísse uma fonte radioativa de Kr-85 em seu interior para a neutralização de cargas eletrostáticas (TSI, 2006b), verificou-se a influência da inserção de uma fonte radioativa de Am-241 após a válvula de três vias, de forma a garantir total neutralização das cargas para a classificação das partículas e posterior mensuração de tamanhos pelo SMPS.

Visto que o processo de precipitação eletrostática requer o carregamento de partículas para sua coleta, a análise da eficiência de neutralização

do particulado por parte da fonte radioativa foi apontada como necessária para a mitigação de desvios experimentais. Deste modo, foram realizados testes conforme especificado na subseção 4.3.1.3.

A Figura 5.4 exibe os resultados de granulometria de particulado aferido pelo SMPS sem a fonte de Am-241 disposta após a válvula de três vias, para testes com voltagem aplicada de -6,0 (a) e -8,0 kV (b). Já a Figura 5.5 exibe os resultados de granulometria para os testes com a fonte de Am-241 para voltagem aplicada de -6,0 (a) e -8,0 kV (b).

A Figura 5.4 permite constatar que houve coleta quase total do particulado em toda a faixa granulométrica avaliada e que, para valores menores que 50 nm, a eficiência de coleta atingida era igual a 100%. No entanto, para a voltagem aplicada de -6,0 kV, não havia corrente detectável, ou seja, a fonte de alta tensão registrava corrente nula para tal voltagem. Conjecturou-se que, para uma corrente elétrica extremamente baixa a ponto de não poder ser aferida, a eficiência obtida não poderia ser factível.

Os dados obtidos e exibidos na Figura 5.5 podem ser diretamente comparados com os dados da Figura 5.4: a concentração do aerossol na entrada do precipitador foi maior com a utilização da fonte em relação aos testes sem a fonte, ou seja, com a neutralização de cargas adicional promovida pela fonte de Am-241, para as mesmas condições de atomização e mesma solução, houve maior contagem de particulado pelo SMPS.

De acordo com Hinds (1998) e com o manual do Classificador Eletrostático (TSI, 2006b) a fonte radioativa contém íons bipolares que, ao colidirem com o particulado carregado, redistribuem suas cargas de forma que atinjam uma distribuição de Boltzmann de cargas, ou seja, uma distribuição bem definida e conhecida de particulados com carga nula, carga única ou múltiplas cargas, de polaridade positiva e negativa. Na passagem das partículas pelo interior do DMA, voltagens bem definidas criam campos elétricos de valores conhecidos no interior do aparelho, que classifica o aerossol de acordo com a mobilidade elétrica das partículas, propriedade dependente de seu tamanho. Portanto, a ineficiente neutralização das cargas ocasiona erros na aferição do tamanho do particulado.

Figura 5. 4 – Granulometria de entrada e saída para testes com -6,0 (a) e -8,0 kV (b) sem a fonte de Am-241

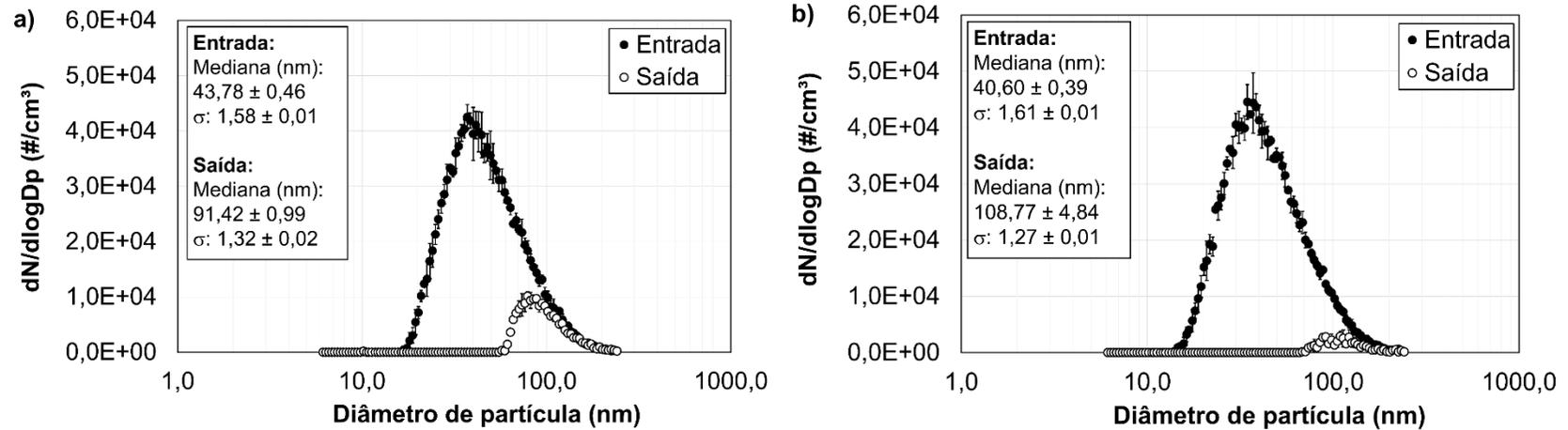
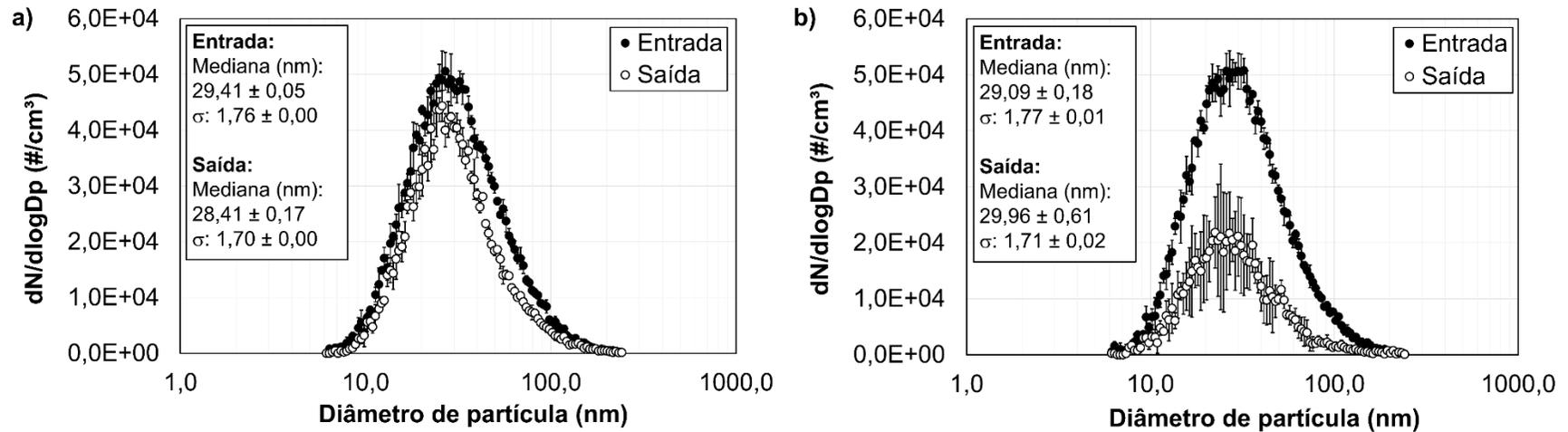


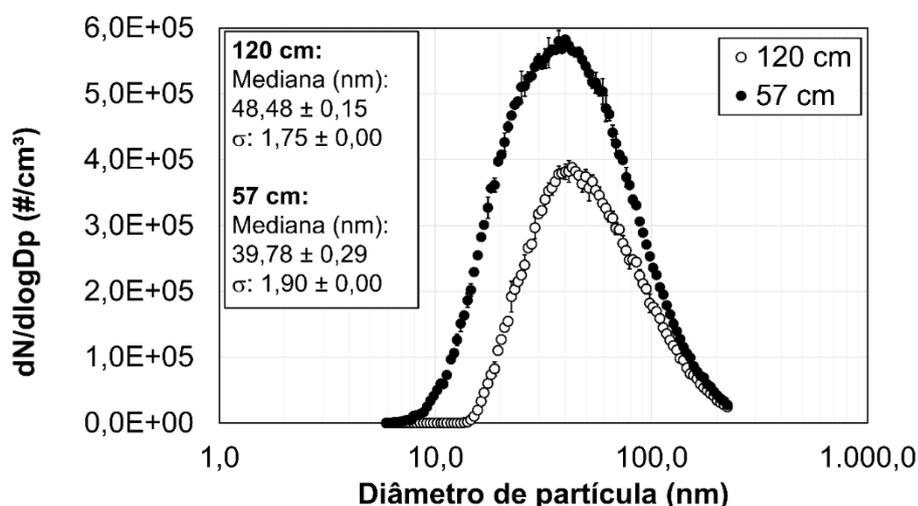
Figura 5. 5 – Granulometria de entrada e saída para testes com -6,0 (a) e -8,0 kV (b) com a fonte de Am-241



#### 5.1.4. Avaliação da localização da fonte radioativa de Am-241

A Figura 5.6 exibe os dados obtidos a partir do procedimento experimental apresentado na subseção 4.3.1.4, realizado com o objetivo de avaliar a influência do comprimento da mangueira de silicone que ligava a fonte de Am-241 ao SMPS.

Figura 5.6 – Granulometria do aerossol em função da localização da fonte de Am-241



Como pode ser visto na Figura 5.6, a diminuição da distância entre a fonte neutralizadora de carga e o SMPS, feita a partir da redução do comprimento da mangueira de silicone, resultou em diferenças significativas de concentração do aerossol e de sua granulometria. Com o encurtamento da distância entre a fonte radioativa e o SMPS, menor foi o tempo de residência do particulado no interior da mangueira, cujo material poderia gerar carga estática nas partículas, resultando em diferenças na medição das propriedades do aerossol.

De fato, o aumento perceptível da concentração e a diminuição da mediana da distribuição permitiram conjecturar que, com o maior comprimento de mangueira, não apenas o SMPS aferiu inadequadamente as propriedades do aerossol, como também partículas menores foram retidas nas paredes da mangueira, o que poderia ter acontecido devido à atração eletrostática entre ambos após a indução de cargas nas partículas. Com a redução do comprimento da mangueira, este efeito foi reduzido.

### 5.1.5. Avaliação do tempo de banho e do tempo de espera na geração de nano-aerossóis de óxidos

Em testes com precipitação eletrostática de óxidos, o preparo de suspensões foi acompanhado do tratamento das mesmas com banho de ultrassom, como tentativa de mitigar efeitos de sedimentação e formação de aglomerados, conforme evidenciado por Zoccal (2015). Os resultados da Figura 5.7 e da Tabela 5.2, para tempos de banho de ultrassom de 30 (a) e 60 min (b) foram obtidos a partir do procedimento experimental descrito na subseção 4.3.1.5. Foi avaliada a dispersão do aerossol em meio gasoso, após atomização da suspensão com gerador da TSI a 100 NL/h, para três diferentes velocidades do gás – 3,3; 6,6; 9,9 cm/s – de forma a verificar a eficácia e viabilidade do banho de ultrassom para a realização de testes com o precipitador eletrostático. Para estes testes, a umidade da corrente gasosa foi aferida na saída do rotâmetro e retornou valores entre 8,75 e 21,1% U.R., para valores de  $v_G$  de 9,9 e 3,3 cm/s, respectivamente.

Figura 5. 7 – Granulometria do particulado de NiO a diferentes velocidades para banhos de ultrassom de 30 (a) e 60 min (b)

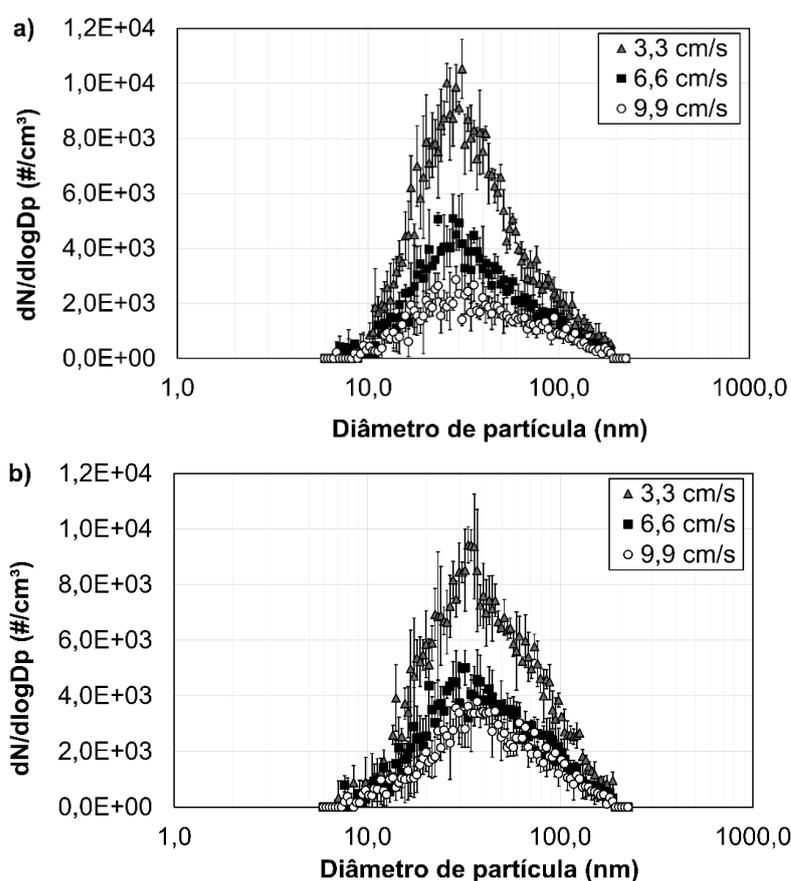


Tabela 5. 2 – Propriedades do aerossol obtido para diferentes tempos de banho de ultrassom e velocidades do gás

Tempo de banho	$v_G$ (cm/s)	GSC ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Mediana (nm)	$\sigma$
30 min	3,3	$4,72 \pm 0,27$	$31,93 \pm 0,27$	$1,84 \pm 0,02$
	6,6	$2,99 \pm 0,10$	$32,74 \pm 0,79$	$1,89 \pm 0,02$
	9,9	$1,90 \pm 0,13$	$35,24 \pm 0,60$	$1,96 \pm 0,03$
60 min	3,3	$6,51 \pm 0,13$	$37,47 \pm 0,31$	$1,88 \pm 0,01$
	6,6	$3,50 \pm 0,22$	$37,58 \pm 0,71$	$1,90 \pm 0,02$
	9,9	$2,76 \pm 0,26$	$40,09 \pm 1,04$	$1,91 \pm 0,05$

Adicionalmente, a Figura 5.8 apresenta fotografias da suspensão de NiO após o banho de ultrassom (à esquerda, na qual verifica-se a deposição de aglomerados de partículas sedimentadas no fundo do recipiente) e do sobrenadante coletado (à direita, contendo partículas em suspensão e conferindo coloração mais clara à mistura).

Figura 5. 8 – Suspensão de NiO após banho de ultrassom (à esq.) e sobrenadante coletado (à dir.)



Os resultados exibidos na Figura 5.7 e na Tabela 5.2 permitem verificar que o aumento do tempo de banho de ultrassom aumentou a concentração do aerossol (GSC), a mediana da distribuição e o desvio padrão geométrico (este, exceto para 9,9 cm/s) para uma mesma velocidade de gás utilizada, resultados que ora concordam e ora discordam do reportado na literatura. Ghadimi e Metselaar (2013) estudaram o efeito do tempo de banho de ultrassom em uma suspensão contendo nanopartículas de  $\text{TiO}_2$  a 0,1% m/m e verificaram mudanças na distribuição granulométrica do particulado presente – um inicial aumento do tamanho do particulado e, com o aumento do tempo de ultrassom, a diminuição do tamanho até a formação de uma distribuição bimodal – associando o aumento do tempo de banho com a maior quebra de aglomerados em partículas menores. Os resultados de Kusters *et al.* (1993) exibiram a relação inversa entre o diâmetro médio da distribuição mássica

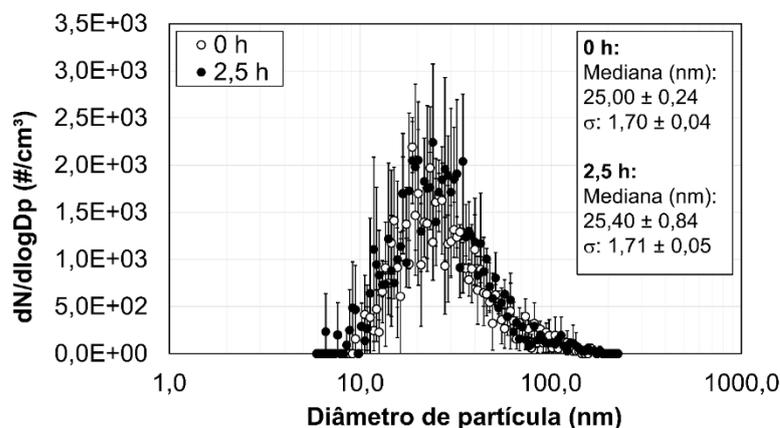
de partículas e o tempo utilizando suspensões de  $\text{TiO}_2$  para o estudo da desagregação de aglomerados com ultrassom.

No caso do presente trabalho, é possível que o aumento do tempo de banho tenha desaglomerado os agregados de óxidos no interior da suspensão a ponto de evitar sedimentação destes no fundo do recipiente, permitindo a produção de aerossol com maior concentração, mas o tempo adicional de banho pode ter ocasionado a aglomeração de partículas menores, resultando no aumento da mediana. No entanto, verifica-se que o aumento deste parâmetro foi pouco significativo em relação ao aumento da concentração de particulado.

Este resultado é importante, visto que as condições de atomização (100 NL/h) resultaram em um particulado com baixa concentração em relação à atomização de soluções de sais. Na Figura 5.1, foi possível verificar que o aumento de VAZ forneceu um aerossol de óxidos com maior concentração de partículas. Portanto, optou-se por utilizar tempos de banho de ultrassom de 60 min e VAZ de 200 NL/h para posteriores testes de eficiência com óxidos.

Neste conjunto de testes também foi avaliado o tempo de espera, conforme procedimento experimental descrito na subseção 4.3.1.5. A Figura 5.9 exibe os resultados obtidos para tempos de espera de zero – atomização da suspensão imediatamente após a retirada do banho de ultrassom – e 2,5 h.

Figura 5. 9 – Granulometria do aerossol para diferentes tempos de espera



Os parâmetros da distribuição granulométrica exibidos na Figura 5.9 e a concentração total de entrada aferida pelo SMPS,  $(0,27 \pm 0,03) \mu\text{g}/\text{m}^3$  para 0 h e  $(0,31$

$\pm 0,08$ )  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para 2,5 h, mantiveram-se em um patamar. A distribuição granulométrica do sobrenadante retirado 2,5 h após o banho evidenciou que o tempo de banho foi suficiente para a decantação de partículas mais grossas e o sobrenadante manteve sua concentração de NiO quase homogênea nas 2,5 h seguintes, permitindo uma boa reprodutibilidade dos testes.

## 5.2. ESTUDO DE DIFERENTES METODOLOGIAS PARA A ANÁLISE DA INFLUÊNCIA DO TEMPO DE RESIDÊNCIA DO GÁS E DA CONCENTRAÇÃO DE PARTICULADO SOBRE A EFICIÊNCIA

O presente estudo está dividido em subseções: inicialmente, serão apresentados os resultados referentes à caracterização elétrica do sistema; em seguida, serão exibidos os resultados dos testes de eficiência de coleta de KCl pelo precipitador. A temperatura ambiente média era igual a  $26,5^\circ\text{C}$  e a pressão ambiente média era igual a 92,0 kPa. A pressão manométrica do duto também foi aferida para cada  $v_G$  a fim de corrigir as propriedades do ar de acordo com a pressão, com valores de 270, 460, 610, e 750 Pa respectivamente para as velocidades de 3,3, 6,6, 8,2, e 9,9 cm/s. A voltagem aplicada era igual a -8,0 kV para os testes. A umidade relativa do ar no interior do duto também foi medida durante cada teste, com valores máximos de aproximadamente 15%. Todos os experimentos foram realizados em triplicata.

### 5.2.1. Caracterização elétrica do sistema

A fim de caracterizar o comportamento elétrico do sistema, foram levantadas as curvas corrente-tensão para cada conjunto de condições operacionais relativas aos testes de eficiência realizados, conforme descrição na seção de Materiais e Métodos. A Figura 5.10 exhibe as curvas para o Conjunto de Testes I com AQC de 0,4 g/L (a) e 2,0 g/L (b), a Figura 5.11, para o Conjunto de Testes II com  $v_G$  igual a 3,3 (a) e 8,2 (b) cm/s e a Figura 5.12, para o Conjunto de Testes III. Para todos os casos, testes sem a presença de particulado, denotado como 0 g/L, foram realizados e plotados para cada velocidade estudada. O eixo horizontal está denotado com um hífen para indicar a geração de corona negativa.

Figura 5. 10 – Curvas corrente-tensão para o Conjunto de Testes I, a 0,4 (a) e 2,0 g/L (b) e para testes a 0 g/L

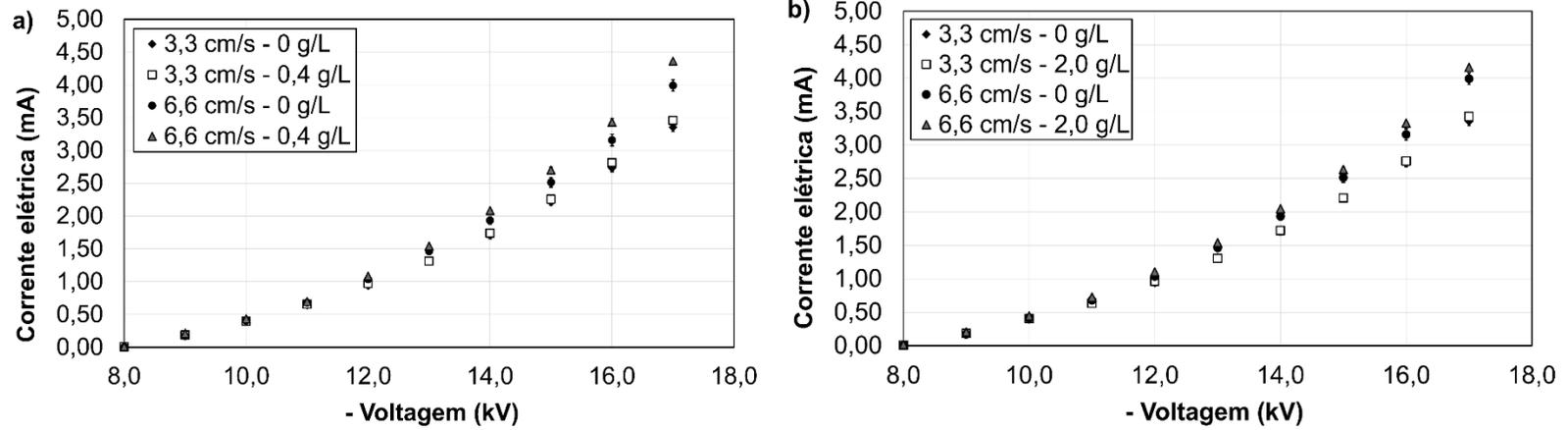


Figura 5. 11 – Curvas corrente-tensão para o Conjunto de Testes II, a 3,3 (a) e 8,2 cm/s (b) e para testes a 0 g/L

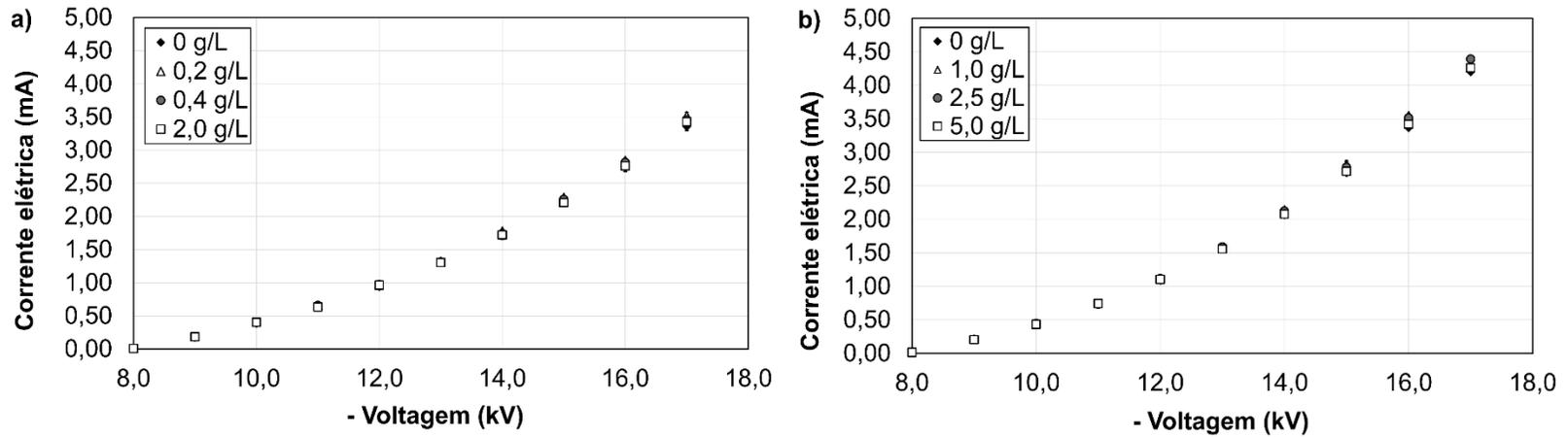
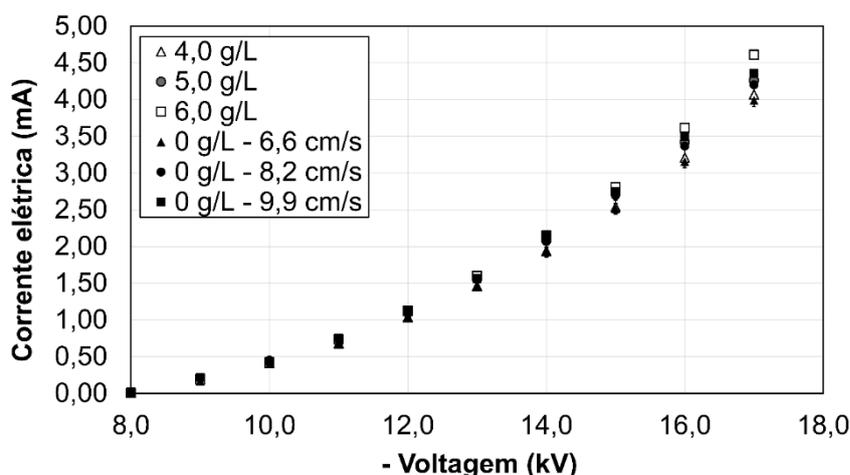


Figura 5. 12 – Curvas corrente-tensão para o Conjunto de Testes III e para testes a 0 g/L



Das Figuras 5.10 a 5.12, é possível verificar que o aumento da velocidade aumentou a corrente corona para cada tensão, um resultado diferente do que foi reportado em outros estudos (ZHUANG *et al.*, 2000; MORAWSKA *et al.*, 2002), nos quais o decréscimo da corrente com o aumento da velocidade do gás foi atribuído ao decrescente tempo de residência. Nas condições experimentais do presente trabalho, é possível que o tempo de residência para estas baixas velocidades tenha sido suficiente para que as partículas fossem carregadas e coletadas pelas placas, ocasionando a proeminência da influência do fluxo secundário – o vento iônico – presente entre fios e placas. Para esclarecer esta questão, a Tabela 5.3 exibe os valores de  $N_{EHD}/Re^2$  (Equações 36 e 37) e o tempo de residência calculados para cada teste.

Tabela 5. 3 –  $N_{EHD}/Re^2$  e tempo de residência dos testes

Conjunto de Testes	AQC (g/L)	$v_G$ (cm/s)	$N_{EHD}/Re^2$	t (s)
I	0,4	3,3	23,95	9,09
I	0,4	6,6	6,01	4,55
I	2,0	3,3	24,03	9,10
I	2,0	6,6	6,05	4,57
II	0,2	3,3	24,07	9,11
II	0,4	3,3	23,95	9,09
II	2,0	3,3	24,03	9,10
II	1,0	8,2	3,91	3,67
II	2,5	8,2	3,95	3,69
II	5,0	8,2	3,90	3,67
III	4,0	6,6	6,07	4,58
III	5,0	8,2	3,90	3,67
III	6,0	9,9	2,70	3,05

De acordo com Podliński *et al.* (2006), para o caso de precipitadores eletrostáticos do tipo placa-fio, o vento iônico exerce forte influência sobre o fluxo primário para valores de  $N_{EHD}/Re^2$  muito maiores que 1, como foi o caso dos testes realizados no presente trabalho, conforme explicitado na Tabela 5.3. De fato, para o Conjunto de Testes I, por exemplo, houve um grande decréscimo de  $N_{EHD}/Re^2$  com o aumento de  $v_G$ , significando redução da influência do vento iônico sobre o escoamento primário. No entanto, os valores de  $N_{EHD}/Re^2$  foram altos o suficiente para manter uma forte influência do campo elétrico a despeito de variações na velocidade.

Adicionalmente, o aumento da concentração de particulado na corrente gasosa nos Conjuntos de Testes I e III aumentou a corrente corona para cada voltagem, diferentemente do reportado por Zukeran *et al.* (1999), que atribuíram seus resultados ao efeito líquido da carga espacial das partículas carregadas e dos íons do gás, provocando o enfraquecimento do campo elétrico no fenômeno denominado supressão da corona. Contudo, de acordo com White (1963), a supressão da corona depende da concentração das partículas em relação à dos íons.

Das curvas corrente-tensão das Figuras 5.10 a 5.12, verifica-se que a corrente corona dos testes foi igual a 10,0  $\mu\text{A}$ , que forneceu uma concentração de íons  $N_i$  de aproximadamente  $4,7 \times 10^{14}$  íons/ $\text{m}^3$  de acordo com a definição expressa pela Equação 27. Por sua vez, a concentração de partículas aferidas pelo SMPS para tais testes era da ordem de  $1,0 \times 10^{10}$  partículas/ $\text{m}^3$ , ou seja, havia uma grande disponibilidade de íons para o carregamento das partículas.

Outro aspecto a ser considerado é que as distribuições de tamanho dos aerossóis usados possuíam medianas entre 30 e 45 nm, como será exibido posteriormente, o que significa que o carregamento por difusão era o principal mecanismo de carregamento no precipitador (RIEHLE, 1997a). O excesso de íons em relação às partículas exerceu forte influência sobre o carregamento por difusão e conseqüentemente sobre a coleta de partículas sob as condições avaliadas (VERPILLIERE; SWANSON; BOIES, 2015).

Além disso, os efeitos de  $v_G$  e da concentração de partículas sobre as curvas corrente-tensão foram proeminentes sob as maiores voltagens (a partir de -11,0 kV) e o efeito para a voltagem utilizada neste estudo (-8,0 kV) foi menos

pronunciada, visto que a corrente registrada foi igual a 10,0  $\mu\text{A}$  para todos os experimentos.

De fato, a voltagem de início da corona foi igual a -8,0 kV para todos os testes, um valor que forneceu um campo elétrico pseudo-homogêneo de 4,00 kV/cm (Equação 42), suficiente para coletar nanopartículas com moderada eficiência devido ao tamanho do sistema, como tem sido reportado na literatura (ZHUANG *et al.*, 2000; KIM *et al.*, 2010a). Com uma corrente de 10,0  $\mu\text{A}$ , o tempo  $t_{95\%}$  requerido para o carregamento das partículas até 95% da carga de saturação era igual a 1,62 s, de acordo com o rearranjo matemático da definição apresentada por Riehle (1997a):

$$\frac{Q_p}{Q_p^\infty} = \frac{t_{95\%}}{t_{95\%} + (4\varepsilon_0 \times E_{ps} \times A_p / I)} = 0,95 \quad (43)$$

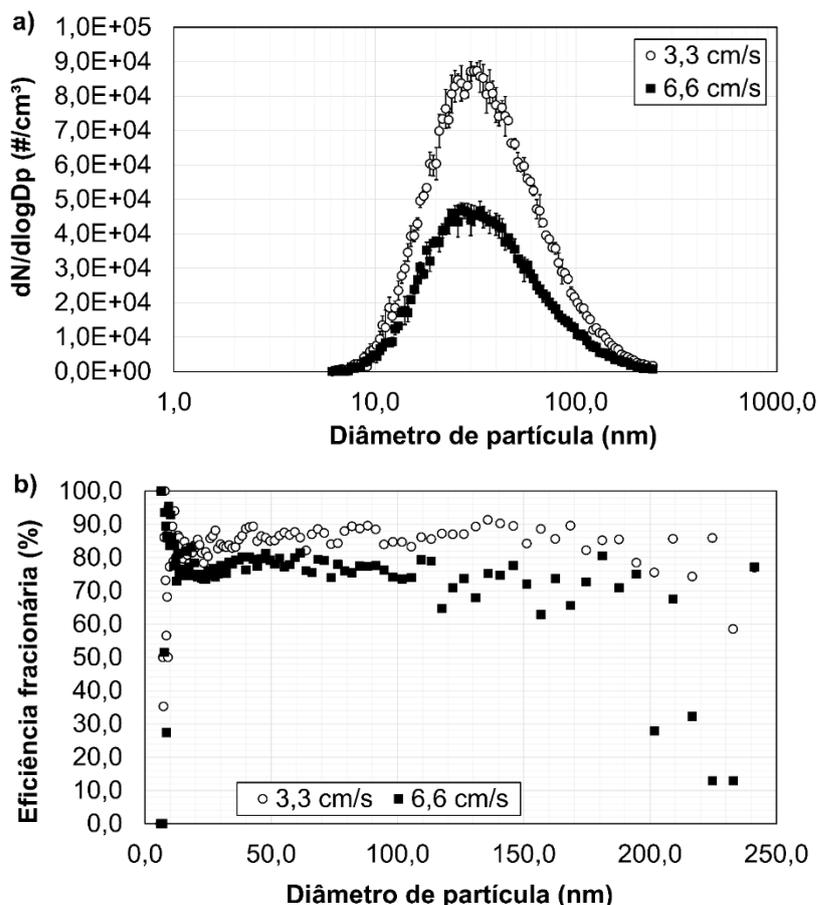
em que  $A_p$  é a área total das placas (0,06 m<sup>2</sup>) e a razão no interior dos parênteses é denominada constante de tempo de carregamento.

Para a maior velocidade usada neste estudo (9,9 cm/s), o tempo de residência do gás era igual a 3,05 s, como exibido na Tabela 5.3. Visto que o carregamento dinâmico é independente do tamanho de partícula quando um campo elétrico homogêneo é considerado (RIEHLE, 1997a), assumiu-se que houve carregamento completo das partículas durante os testes para toda a faixa granulométrica avaliada.

### **5.2.2. Conjunto de Testes I: Avaliação da velocidade (3,3 e 6,6 cm/s) sob concentração constante (0,2 e 0,4 g/L)**

A Figura 5.13 exhibe a distribuição de partículas na entrada do precipitador (a) e a respectiva eficiência de coleta (b) para uma solução de AQC igual a 0,4 g/L a diferentes  $v_G$ , operando a -8,0 kV.

Figura 5. 13 – Granulometria (a) e eficiência fracionária (b) para 0,4 g/L de KCl a velocidades do gás de 3,3 e 6,6 cm/s



Da Figura 5.13 (a), verifica-se que, para uma constante alimentação de particulado no sistema (AQC constante na alimentação), o aumento de  $v_G$  resultou em diminuição da concentração de partículas do aerossol (GSC) para toda a faixa granulométrica considerada, evidenciada pelo achatamento da curva de distribuição de partículas. Em relação às curvas de eficiência fracionária (b), identifica-se decréscimo da eficiência de coleta com o aumento de  $v_G$  para as condições observadas.

Para uma AQC fixa, o aumento da velocidade equivaleu à diluição da GSC, o que influenciou o número de colisões entre íons do gás e as partículas e, conseqüentemente, a transferência de carga elétrica e a eficiência. Do exposto, duas possibilidades são levantadas: primeiramente, a diluição do particulado no aerossol poderia gerar maior quantidade de íons do gás, formados a partir da descarga corona, para uma quantidade reduzida de particulado, ou seja, haveria maior quantidade de íons para cada partícula para a captura por mecanismo difusional (WHITE, 1963;

ADACHI *et al.*, 1987). Neste mecanismo, o movimento browniano das partículas de pequeno diâmetro poderia ocasionar choques mecânicos entre estas e os íons do gás, havendo transferência de carga dos íons para as partículas. De acordo com Hinds (1998), o número de cargas adquiridas por uma partícula durante um determinado período através deste mecanismo está diretamente relacionado com o logaritmo natural da concentração de íons. Com maior número de cargas disponíveis para cada partícula no interior do precipitador, a transferência de carga poderia aumentar, bem como a probabilidade de as partículas carregadas se deslocarem até as placas e serem coletadas.

Por outro lado, a menor concentração de particulado no gás poderia resultar em diminuição do número de colisões por movimento browniano no interior do precipitador e, para determinados valores de concentração no aerossol e vazão de gás, o número de íons formados no precipitador seria desnecessariamente grande demais para a quantidade de partículas no interior do equipamento. Como exemplo, a maior quantidade de moléculas e íons do gás em relação ao particulado seria tal que as colisões poderiam ocorrer entre íons e moléculas do próprio gás e não necessariamente entre íons e partículas, o que não é interessante para o processo à primeira vista. Para as condições experimentais utilizadas neste trabalho, esta segunda hipótese descreve melhor os resultados observados.

A alteração de  $v_G$  ainda está relacionada ao tempo de residência da partícula: quanto maior a velocidade do gás, menor é o tempo necessário para o efetivo e total carregamento das partículas através dos mecanismos por campo e difusional que ocorrem no interior do precipitador; também é menor a probabilidade de a partícula carregada, com determinada velocidade de migração, deslocar-se em direção à placa de coleta anteriormente à sua travessia pelo precipitador (RIEHLE, 1997; HINDS, 1998). O aumento de  $v_G$  também diminuiu a influência do campo elétrico sobre o fluxo primário, de acordo com os valores de  $N_{EHD}/Re^2$  exibidos na Tabela 5.3, possivelmente afetando as trajetórias das partículas carregadas no equipamento. Entretanto, como os valores de  $N_{EHD}/Re^2$  são muito maiores que 1, é possível que o campo elétrico tenha mantido forte influência sobre o padrão de escoamento e sobre a trajetória das partículas no precipitador a despeito das mudanças em  $v_G$ .

Ainda na Figura 5.13 (b), é evidenciada a redução da eficiência fracionária para diâmetros de partícula maiores que 100 nm para ambas as velocidades de gás testadas, principalmente para 6,6 cm/s. Este comportamento pode estar associado ao balanço entre a quantidade máxima de cargas elétricas possíveis de serem adquiridas por uma partícula (sobre a qual o diâmetro de partícula exerce efeito positivo) e sua mobilidade elétrica (que aumenta com a diminuição do diâmetro da mesma), sendo que o acréscimo de ambas as propriedades influencia positivamente o processo de coleta por precipitação eletrostática. Esta interpretação também foi realizada por Morawska *et al.* (2002) para explicar os distintos comportamentos de máximos e mínimos nas curvas de eficiência fracionária para diferentes vazões de gás (entre 472 e 1050 L/s).

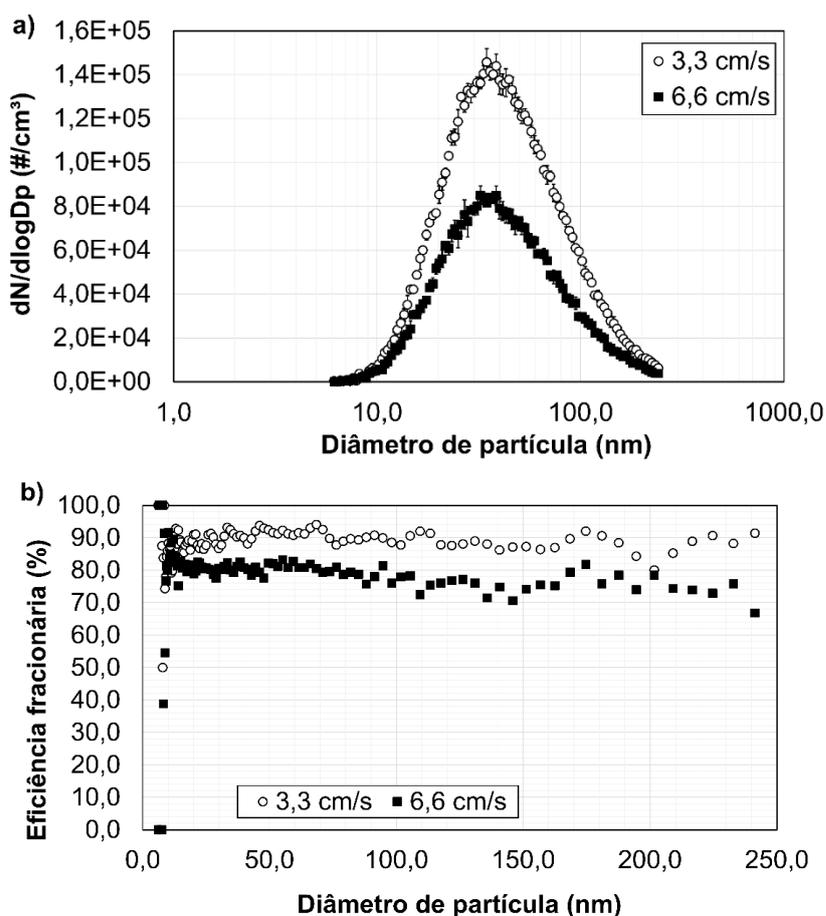
Outros autores utilizaram diferentes abordagens para analisar estes resultados. Zhuang *et al.* (2000), por exemplo, verificaram um máximo nas curvas de eficiência fracionária na faixa entre 60 e 80 nm, para 35 e 70 cm/s de gás com NaCl e Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, a -7,5 e -9,0 kV. A partir de então, houve decréscimo de eficiência durante toda a faixa de diâmetros avaliada (até aproximadamente 500 nm). A fim de investigar melhor o fenômeno, os pesquisadores utilizaram sílica e aplicaram voltagens de -9,8 e -10 kV, constatando um máximo de eficiência a 60 nm e um mínimo a 200 nm sob -9,8 kV e um novo máximo a 70 nm sob -10 kV. O fenômeno foi associado à ineficiência de carregamento.

Utilizando um precipitador eletrostático para a coleta de cinzas de queima de madeira com diâmetros entre 20 e 600 nm, Schmatloch e Rauch (2005) verificaram um mínimo de eficiência em 70 nm a 100 cm/s de gás sob voltagens de até +20 kV. Os autores associaram o fato aos mecanismos de carregamento por difusão – preponderante para partículas menores devido ao movimento browniano – e por campo – mais representativo para partículas grandes devido ao maior número de cargas possíveis de serem adquiridas. As mesmas conclusões foram obtidas por Kherbouche *et al.* (2016) ao observar o fenômeno com partículas de cimento entre 0,2 e 5 µm, verificando mínimos de eficiência em 0,3 µm sob voltagens entre -14 e -30 kV a 10 cm/s de gás. Kim *et al.* (2010a) também verificaram um máximo de eficiência a 230 nm operando com um precipitador a 80 cm/s sob voltagens de -15 e -16,2 kV coletando partículas de SiO<sub>2</sub> entre 100 e 270 nm. Os pesquisadores creditaram o fenômeno ao efeito de aglomeração de partículas nesta faixa de diâmetro.

Como pode ser visto, na literatura esta redução na eficiência tem sido mais evidenciada para faixas de diâmetro mais extensas, para as quais é possível verificar um mínimo local nas curvas de eficiência fracionária de acordo com as condições experimentais utilizadas. O presente estudo utilizou uma faixa de diâmetro entre 6,15 e 241,4 nm, uma granulometria mais fina e que permitiu apenas a visualização de uma redução na eficiência em parte de sua extensão.

Foram realizados testes mantendo-se as condições operacionais dos testes anteriores, a -8,0 kV, porém, a uma AQC igual a 4,0 g/L. A Figura 5.14 exibe a distribuição de tamanho de partículas (a) e as respectivas eficiências fracionárias (b) para ambas as velocidades testadas.

Figura 5. 14 – Granulometria (a) e eficiência fracionária (b) para 2,0 g/L de KCl a velocidades do gás de 3,3 e 6,6 cm/s



Na Figura 5.14, observa-se novamente o efeito de redução da GSC conforme aumento da vazão do gás e o efeito de  $v_G$  sobre a eficiência de coleta, tal como evidenciado na Figura 5.13. Entretanto, verifica-se que, para uma mesma  $v_G$ , o

aumento da GSC devido ao aumento da AQC ocasionou aumento da eficiência fracionária. Para  $v_G$  de 3,3 cm/s, a eficiência de coleta normalmente atingiu valores de até 92,0% para a menor AQC, enquanto obteve valores de até 96,0% para a maior AQC. Para  $v_G$  igual a 6,6 cm/s, a menor AQC promoveu eficiências de até 84,0% e a redução da eficiência com o aumento do diâmetro acima de 100 nm resultou valores abaixo de 40,0% para diâmetros acima de 200 nm, enquanto a maior AQC forneceu eficiências entre 68,0 e 84,0% a partir de 20 nm, enquanto a redução na eficiência para diâmetros maiores que 100 nm foi menor que o caso anterior, resultando em valores acima de 64,0% até o limite superior da faixa de diâmetros avaliada.

A fim de avaliar outros parâmetros relativos ao material particulado no gás transportador, a Tabela 5.4 apresenta os parâmetros de distribuição granulométrica, a concentração total de partículas no gás (GSC) e a eficiência global de coleta do precipitador para os quatro experimentos realizados.

Tabela 5. 4 – Eficiência mássica global, parâmetros de distribuição granulométrica e concentração do aerossol para diferentes concentrações de solução de KCl a velocidades de 3,3 e 6,6 cm/s

<b>AQC (g/L)</b>	0,4		2,0	
<b><math>v_G</math> (cm/s)</b>	3,3	6,6	3,3	6,6
<b>GSC (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	15,55 $\pm$ 0,10	8,40 $\pm$ 0,26	45,78 $\pm$ 0,29	25,47 $\pm$ 0,51
<b>Mediana (nm)</b>	34,01 $\pm$ 0,13	33,32 $\pm$ 0,18	40,14 $\pm$ 0,24	39,7 $\pm$ 0,14
<b><math>\sigma</math></b>	1,84 $\pm$ 0,00	1,85 $\pm$ 0,00	1,89 $\pm$ 0,01	1,90 $\pm$ 0,01
<b>Eficiência mássica global (%)</b>	85,59 $\pm$ 1,45	74,00 $\pm$ 1,95	88,82 $\pm$ 0,65	76,13 $\pm$ 1,24

De fato, a variação da concentração do aerossol, ocasionada pela variação da vazão de gás neste caso devido à alimentação fixa de particulado, influenciou na colisão entre íons do gás e particulado e na conseqüente transferência de carga entre eles. Zukeran *et al.* (1999) avaliaram o efeito da concentração de partículas sobre a curva corrente-tensão e sobre a eficiência global – em número de partículas – de um precipitador placa-fio operando com corrente contínua e com energização por pulso. Ar a 12 Nm<sup>3</sup>/h e 56°C contendo cinzas de incenso com diâmetros entre 0,01 e 20  $\mu\text{m}$  foi utilizado nos testes. Para a obtenção das curvas corrente-tensão, foram avaliadas concentrações de  $6 \times 10^9$  e  $5 \times 10^{10}$  partículas/m<sup>3</sup>. A diminuição da corrente corona com o aumento da concentração foi associada com o efeito de carga espacial e com a probabilidade de colisão entre íons e partículas conforme aumento da concentração de particulado.

Adicionalmente, de acordo com White (1963), se há íons livres o suficiente para carregar as partículas, a maior concentração destas resulta em maior carga espacial, mas se o número de partículas for muito grande relativamente ao número de íons livres, o carregamento de partículas, a velocidade de migração e conseqüentemente a eficiência de coleta são prejudicados, caracterizando o fenômeno de supressão da corona.

Os dados apresentados na Tabela 5.4 permitem verificar que a concentração média de partículas no aerossol reduziu-se conforme o aumento de  $v_G$  quase proporcionalmente, em concordância com as curvas de distribuição de tamanhos das Figuras 5.13 e 5.14. Os valores de eficiência global de separação, por sua vez, repercutiram os valores de eficiência fracionária apresentados anteriormente, exibindo queda conforme aumento de  $v_G$  para cada AQC utilizada e apresentando aumento conforme aumento da GSC para cada  $v_G$  fixa.

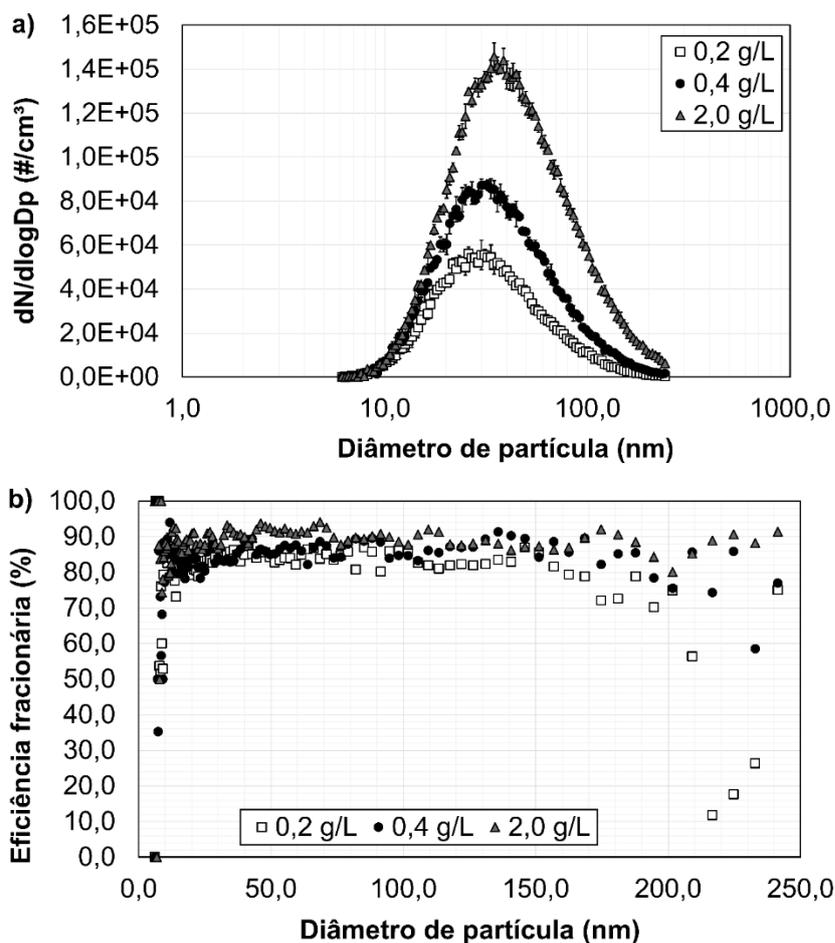
Assim, é perceptível que a avaliação da influência de  $v_G$  variando-se a vazão de gás e mantendo-se a concentração de alimentação de particulado constante pode ser inequívoca devido a efeitos na eficiência além daquele associado ao tempo de residência da partícula.

### **5.2.3. Conjunto de Testes II: Avaliação da concentração (0,2; 0,4; 2,0 e 1,0; 2,5; 5,0 g/L) sob velocidade constante (3,3 e 8,2 cm/s, respectivamente)**

A Figura 5.15 exibe os resultados de distribuição granulométrica (a) obtidos para os testes sob  $v_G$  de 3,3 cm/s, a diferentes AQC e as respectivas curvas de eficiência fracionária (b) obtidas para a voltagem de -8,0 kV.

É possível notar na Figura 5.15 que o aumento da AQC forneceu um deslocamento da curva de distribuição granulométrica para a direita, além do aumento em número da GSC na faixa de diâmetros observada. Isto quer dizer que o aumento da AQC proporcionou não apenas maior concentração de partículas no aerossol, mas também proporcionou a geração de partículas maiores.

Figura 5. 15 – Granulometria (a) e eficiência fracionária (b) para velocidade de 3,3 cm/s a diferentes concentrações de solução de KCl



Este segundo fenômeno é um efeito do princípio de operação do gerador de nanopartículas, que se baseia na nebulização de uma solução aquosa de sal a partir de ar comprimido e na retenção de partículas maiores por um impactador. De acordo com Hinds (1998), o diâmetro da partícula está diretamente relacionado ao diâmetro da gota formada no processo de nebulização e é diretamente proporcional à raiz cúbica da fração em massa de soluto na solução.

Portanto, a análise do efeito da concentração de particulado no gás, para este sistema experimental, também deve incluir o efeito da variação da distribuição granulométrica, visto que partículas maiores favorecem o carregamento por campo devido à maior possibilidade de aquisição de cargas elétricas, ao passo que partículas menores favorecerem o carregamento por difusão e possuem maiores mobilidades elétricas, originando diferentes efeitos na eficiência (RIEHLE, 1997b; HINDS, 1998; MORAWKSA *et al.*, 2002; SCHMATLOCH; RAUCH 2005; KHERBOUCHE *et al.*, 2016).

Das curvas de eficiência fracionária da Figura 5.15 (b), nota-se que o aumento de AQC a uma  $v_G$  constante favoreceu a eficiência de coleta e inibiu o efeito de diminuição de eficiência a partir de 100 nm, como havia sido apontado para os resultados do Conjunto de Testes I e que pode estar relacionado à maior probabilidade de colisões entre íons e partículas devido ao movimento browniano do particulado, favorecendo a transferência de carga por mecanismo difusional e a consequente coleta de partículas carregadas pelas placas.

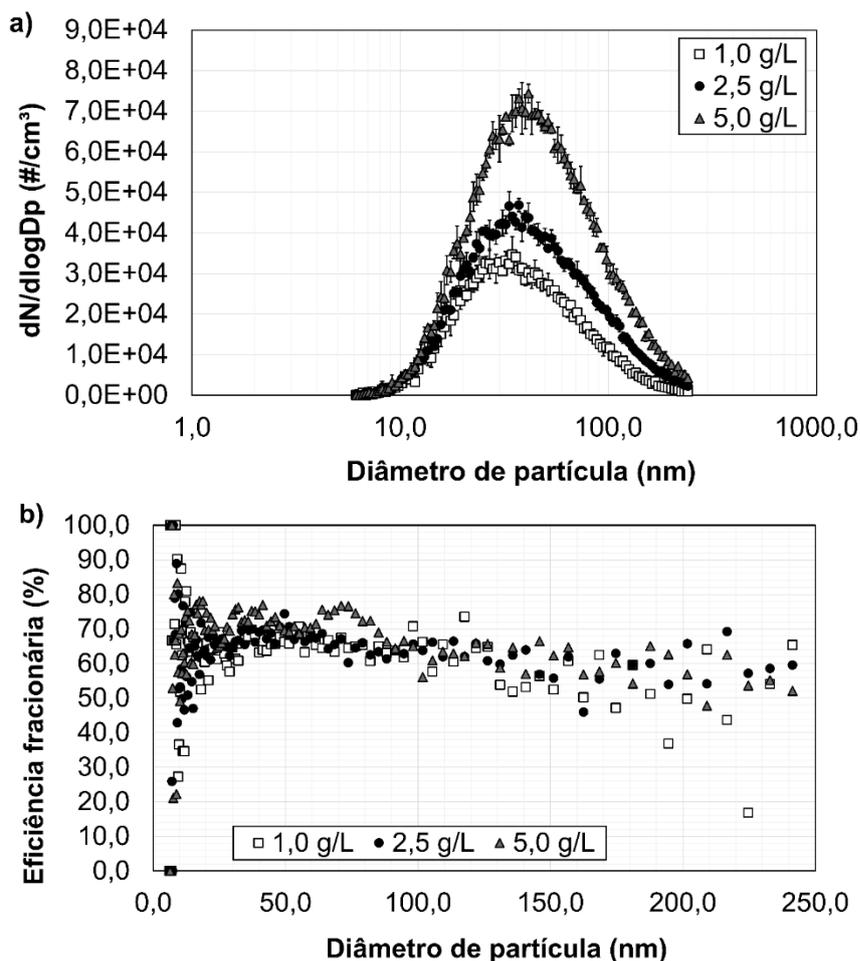
No entanto, para a velocidade observada e sob as condições experimentais utilizadas, a diferença entre as curvas é pequena na faixa entre 20 e 150 nm, atingindo um patamar entre 78,0 e 96,0%. A partir de 150 nm, a queda de eficiência com o aumento do diâmetro torna-se acentuada para a AQC igual a 0,2 g/L, atingindo valores próximos a 10% no diâmetro de aproximadamente 220 nm.

Para estas condições, é provável que o número de íons disponíveis para a colisão com o particulado era o suficiente para a transferência de carga a ponto de carregar as partículas a despeito das variações na concentração do particulado no aerossol. Contudo, a diminuição da AQC proporcionou redução das curvas de eficiência para diâmetros maiores, tal como ocorrido no Conjunto de Testes I.

Conforme discutido anteriormente, o número de cargas elétricas possíveis de serem adquiridas depende do tamanho da partícula e aumenta conforme o aumento desta propriedade, ao passo que a mobilidade elétrica é prejudicada por ela. Os resultados sugerem que, na condição de menor GSC, o efeito do diâmetro sobre a mobilidade elétrica, a quantidade de cargas adquiridas e a respectiva influência sobre a eficiência se tornou mais importante.

A Figura 5.16 exhibe os resultados de distribuição granulométrica (a) obtidos para os testes sob  $v_G$  de 8,2 cm/s, a diferentes AQC e as respectivas curvas de eficiência fracionária (b) obtidas para a voltagem de -8,0 kV.

Figura 5. 16 – Granulometria (a) e eficiência fracionária (b) para velocidade de 8,2 cm/s a diferentes concentrações de solução de KCl



Como ocorrido com os resultados apresentados na Figura 5.15, a influência da AQC sobre a granulometria e a concentração de particulado é perceptível na Figura 5.16: houve a geração de partículas maiores devido à nebulização da solução aquosa, bem como aumento da concentração de partículas no aerossol com o aumento da AQC. A comparação quantitativa entre as granulometrias das Figuras 5.15 e 5.16 não pode ser realizada diretamente, visto que há variação não apenas de  $v_G$ , como também das AQC utilizadas. Contudo, verifica-se que as curvas de eficiência para este caso (8,2 cm/s) são mais próximas entre si que aquelas avaliadas anteriormente (3,3 cm/s). Ademais, para a maior  $v_G$ , todas as curvas apresentaram redução da eficiência com o aumento do diâmetro de partícula, mesmo para a maior AQC utilizada, igual a 5,0 g/L. Verifica-se que esta concentração é 2,5 vezes maior que a maior AQC utilizada para os testes a 3,3 cm/s, mesma relação apresentada entre a maior e a menor  $v_G$ , o que evidencia a não linearidade entre a AQC e a GSC.

Para a maior  $v_G$  utilizada, o efeito no tempo de residência das partículas no interior do precipitador foi preponderante em relação ao efeito da concentração de particulado, limitando a eficiência de coleta em 80,0% para a faixa avaliada (nota-se, contudo, eficiências próximas a 100% para partículas abaixo de 10 nm nas curvas de eficiência nestes e nos outros testes realizados, o que pode estar associado a imprecisões na geração e na medição de partículas deste tamanho ou à aglomeração destas partículas no interior do precipitador, cuja discussão foge do escopo deste trabalho).

Adicionalmente, a queda de eficiência com o aumento do diâmetro ocorreu a 50 nm, diferentemente do observado nos resultados anteriores possivelmente devido à maior velocidade testada, igual a 8,2 cm/s. Esta relação entre  $v_G$  e o deslocamento da região de redução de eficiência pode estar associada à mobilidade elétrica: a dificuldade de mover-se em um campo elétrico para partículas maiores tornou sua velocidade de migração menor e, quanto menor o tempo de residência, menor sua probabilidade de se mover em direção às placas para serem coletadas a tempo de saírem do interior do precipitador. Portanto, para esta velocidade, correspondente a um tempo de residência do gás igual a 3,66 s, o efeito do diâmetro sobre a mobilidade elétrica foi mais saliente que o efeito sobre o número de cargas adquiridas pela partícula, o que ocasionou o fenômeno observado.

A fim de avaliar outros parâmetros relativos ao material particulado no gás transportador, a Tabela 5.5 apresenta propriedades da granulometria do particulado (mediana e desvio padrão geométrico da distribuição granulométrica), a concentração total de partículas no gás (GSC) e a eficiência global de coleta do precipitador para os seis experimentos realizados.

Tabela 5. 5 – Eficiência mássica global, parâmetros de distribuição granulométrica e concentração do aerossol para velocidades de 3,3 e 8,2 cm/s a diferentes concentrações de solução de KCl

$v_G$ (cm/s)	AQC (g/L)	Mediana (nm)	$\sigma$	GSC ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Eficiência mássica global (%)
3,3	0,2	31,63 $\pm$ 0,11	1,81 $\pm$ 0,01	7,26 $\pm$ 0,22	82,28 $\pm$ 1,91
	0,4	34,01 $\pm$ 0,13	1,84 $\pm$ 0,00	15,55 $\pm$ 0,10	85,59 $\pm$ 1,45
	2,0	40,14 $\pm$ 0,24	1,89 $\pm$ 0,01	45,78 $\pm$ 0,29	88,82 $\pm$ 0,65
8,2	1,0	36,10 $\pm$ 0,37	1,88 $\pm$ 0,01	7,85 $\pm$ 0,17	59,68 $\pm$ 0,48
	2,5	39,99 $\pm$ 0,05	1,94 $\pm$ 0,01	15,99 $\pm$ 0,44	61,50 $\pm$ 2,44
	5,0	43,09 $\pm$ 0,26	1,92 $\pm$ 0,00	28,47 $\pm$ 0,41	62,48 $\pm$ 1,80

Conforme evidenciado nas curvas de distribuição granulométrica das Figuras 5.15 e 5.16, o aumento da AQC, a uma vazão de gás fixa, forneceu aumento do diâmetro representativo da distribuição e da concentração média de particulado no gás, bem como aumento do desvio padrão geométrico da distribuição, exceto para a variação entre 2,5 e 5,0 g/L à  $v_G$  de 8,2 cm/s. Isto quer dizer que, de maneira geral, o aumento da AQC produziu aerossol mais concentrado e com maior quantidade de partículas de maior diâmetro, assim como favoreceu para que a concentração de partículas de diâmetros menores e maiores que a mediana se tornasse mais próxima da concentração desta. O aumento destes parâmetros influenciou no aumento da eficiência global de coleta do precipitador para uma vazão fixa de gás, mas eles não podem ser avaliados isoladamente, bem como a avaliação do efeito de  $v_G$  não pode ser realizada para estes testes sem se considerar o efeito da GSC.

#### **5.2.4. Conjunto de Testes III: Avaliação da velocidade do gás (6,6; 8,2; 9,9 cm/s) com alimentação de KCl proporcional (4,0; 5,0; 6,0 g/L, respectivamente)**

No Conjunto de Testes I, observou-se que a avaliação do efeito isolado do tempo de residência do gás sobre a eficiência não era adequada para uma vazão fixa de particulado, pois a diluição ocorrida com o aumento de  $v_G$  modificava a GSC e este fator também influencia a eficiência. No Conjunto de Testes II, a manutenção de uma única  $v_G$  permitiu a avaliação da concentração de partículas sobre a eficiência, porém, a mudança de AQC variou não apenas a GSC, como também a curva de distribuição granulométrica devido às características do processo de nebulização. Isto proporcionou a avaliação apenas do efeito conjunto da concentração e da distribuição granulométrica sobre a eficiência, não apenas um dos efeitos isoladamente. O propósito do Conjunto de Testes III foi avaliar o tempo de residência variando-se  $v_G$  sem, contudo, modificar a GSC e os parâmetros da distribuição de diâmetros de partícula graças ao efeito de diluição.

Embora tenha sido discutido anteriormente que a relação entre a AQC e o diâmetro de particulado nebulizado não seja linear, foi proposto variar linearmente a concentração de solução a ser nebulizada proporcionalmente ao aumento de  $v_G$  de

modo que a razão entre a AQC e  $v_G$  fosse a mesma para todos os testes, conforme pode ser verificado na Figura 5.17 e na Tabela 5.6.

Figura 5. 17 – Granulometria (a) e eficiência fracionária (b) para velocidades do gás de 6,6; 8,2 e 9,9 cm/s com concentrações de KCl respectivamente iguais a 4,0; 5,0 e 6,0 g/L

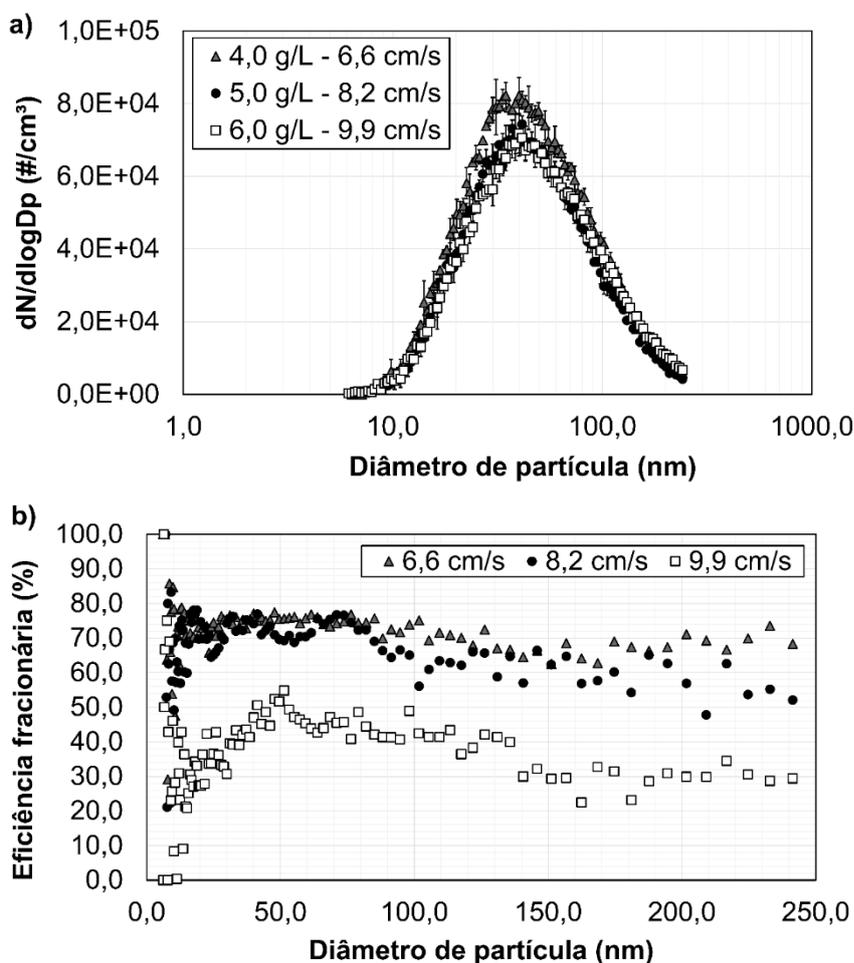


Tabela 5. 6 – Eficiência mássica global, parâmetros de distribuição granulométrica e concentração do aerossol para velocidades de 6,6; 8,2; 9,9 cm/s com AQC respectivamente de 4,0; 5,0; 6,0 g/L

$v_G$ (cm/s)	6,6	8,2	9,9
AQC (g/L)	4,0	5,0	6,0
Mediana (nm)	$42,86 \pm 0,34$	$43,09 \pm 0,26$	$45,45 \pm 0,08$
$\sigma$	$1,95 \pm 0,00$	$1,92 \pm 0,00$	$1,97 \pm 0,00$
GSC ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	$35,15 \pm 1,32$	$28,47 \pm 0,41$	$35,41 \pm 0,77$
Eficiência mássica global (%)	$69,55 \pm 5,76$	$62,48 \pm 1,80$	$35,04 \pm 2,94$

Verifica-se que na Figura 5.17 a manutenção da razão entre AQC e  $v_G$  (a saber, aproximadamente igual a  $0,606 \text{ (g/L)/(cm/s)}$ ) proporcionou distribuições granulométricas bastante similares entre si, o que pode ser complementado pelas informações de mediana e  $\sigma$  expressos na Tabela 5.6. Embora tenha sido mostrado

que a variação da AQC altere os parâmetros de distribuição granulométrica, a variação da concentração para estes testes foi baixa, permitindo que as medianas e os desvios padrão geométricos das distribuições se mantivessem em um mesmo patamar (no caso da Figura 5.17 (a), a maior AQC era 1,5 vezes maior que a menor AQC utilizada, enquanto nas Figuras 5.15 (a) e 5.16 (a), esta relação foi igual a 10 e 5 vezes, respectivamente).

A GSC também se manteve em um patamar, diferentemente dos Conjuntos de Testes anteriores, nos quais a variação de concentração e velocidade variaram bruscamente estes parâmetros. Deste modo, assume-se que o efeito de  $v_G$  sobre a eficiência resumiu-se principalmente ao efeito do tempo de residência no interior do precipitador.

De fato, é possível verificar na Figura 5.17 (b) que o aumento de  $v_G$  ocasionou redução da eficiência, sendo a variação entre 8,2 e 9,9 cm/s (correspondentes a tempos de residência entre 3,66 e 3,03 s respectivamente) de maior impacto à eficiência que a variação entre 6,6 e 8,2 cm/s (4,50 e 3,03 s respectivamente), para as condições experimentais utilizadas. Também é possível observar a redução na eficiência de coleta com o aumento do diâmetro, sendo mais forte a influência para a maior velocidade avaliada, evidenciando a relação entre o tempo de residência e a mobilidade elétrica conforme discutido anteriormente.

Ademais, a curva referente a 9,9 cm/s apresenta uma elevação da eficiência entre 10 e 50 nm, não evidenciada para as outras velocidades e a partir da qual há redução da eficiência com aumento do diâmetro. Como hipótese, considera-se que, para o baixo tempo de residência do gás correspondente a esta  $v_G$ , a relação entre o tamanho da partícula e a quantidade de cargas adquiridas por ela se tornou um efeito preponderante para a coleta de partículas. Conforme o tempo de residência aumentou, o efeito de  $v_G$  sobre a eficiência tornou-se mais importante.

### 5.3. AVALIAÇÃO DO EFEITO DE BAIXAS VELOCIDADES DO GÁS E SUA INTERAÇÃO COM O CAMPO ELÉTRICO SOBRE A EFICIÊNCIA

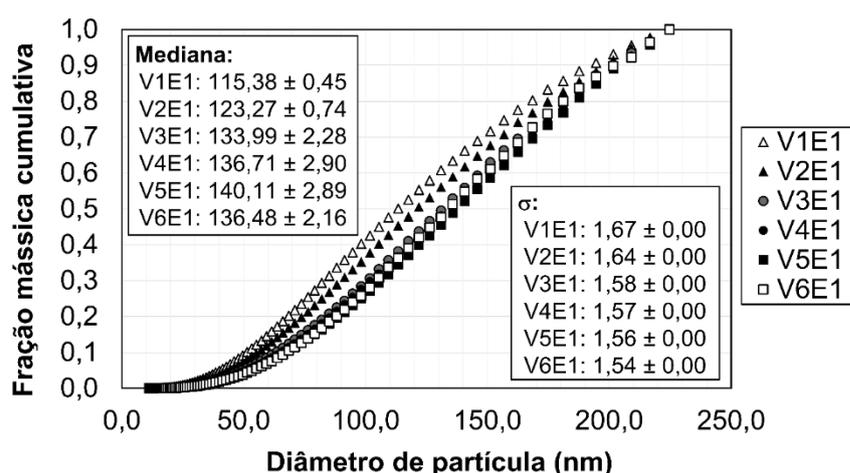
O presente estudo está dividido em três subseções: inicialmente, serão apresentados os resultados referentes à caracterização granulométrica do aerossol;

em seguida, serão exibidos os resultados referentes à caracterização elétrica do sistema; finalmente, serão apresentados e discutidos os resultados dos testes de eficiência no precipitador. A pressão no duto foi aferida para cada  $v_G$  a fim de corrigir as propriedades do gás de acordo com a pressão, com valores de 190; 270; 460; 750; 1000 e 1707 Pa para as seis velocidades, de 1,7 para 19,9 cm/s. A umidade do ar também foi aferida para cada teste, com valores máximos abaixo de 20%. A temperatura ambiente média era igual a 26,5°C e a pressão ambiente média era igual a 92,0 kPa.

### 5.3.1. Caracterização granulométrica

Para representar graficamente a distribuição granulométrica na entrada do precipitador para cada  $v_G$ , a Figura 5.18 exhibe as curvas de fração mássica cumulativa para os testes V1E1, V2E1, V3E1, V4E1, V5E1 e V6E1, cujas condições experimentais foram especificadas na Tabela 4.4. Similaridade das distribuições na entrada do precipitador foi assumida para os testes sob mesma  $v_G$  a fim de evitar a exibição massiva de dados.

Figura 5. 18 – Granulometria de entrada para os testes V1E1, V2E1, V3E1, V4E1, V5E1 e V6E1



Pode ser visto na Figura 5.18 que o método utilizado para manter a concentração de partículas constante para diferentes velocidades do gás foi efetivo, especialmente para a faixa entre 6,6 e 19,9 cm/s. Por exemplo, no experimento realizado sob  $v_G$  de 1,7 cm/s, um diâmetro mediano de 115,38 nm foi obtido na entrada

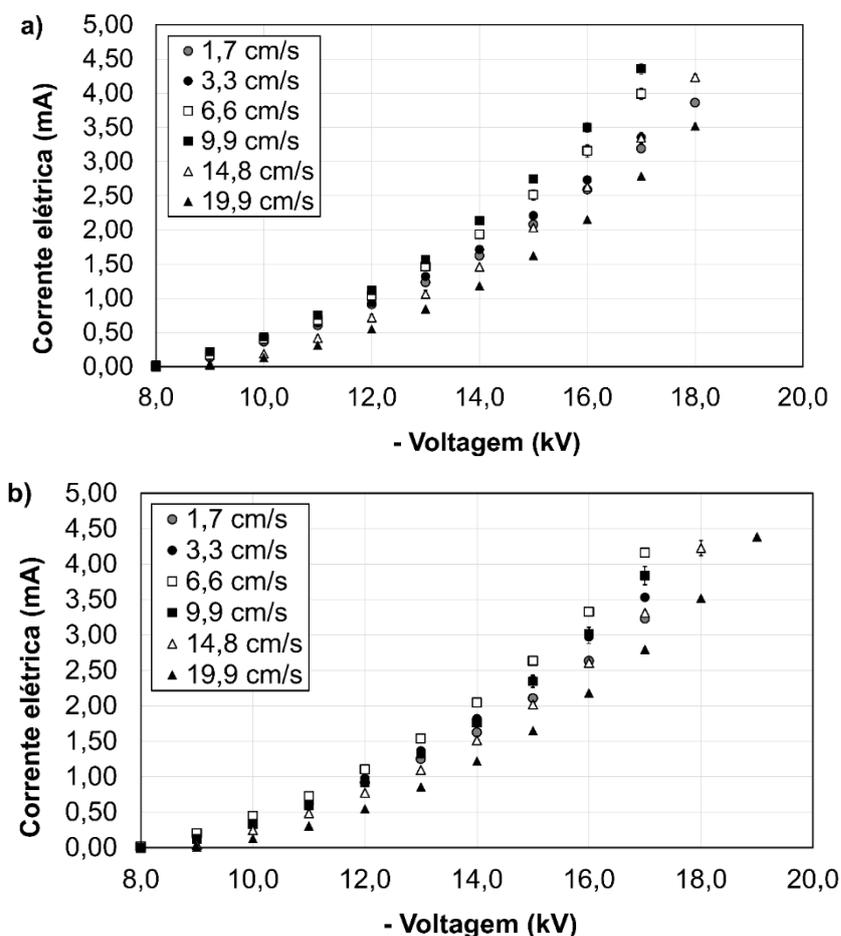
do precipitador, enquanto testes sob velocidades de 3,3 e 6,6 cm/s resultaram em diâmetros medianos de 123,27 e 133,99 nm, respectivamente. Adicionalmente, os desvios padrão geométricos das granulometrias na entrada do equipamento variaram pouco de acordo com a concentração da solução usada no gerador de nanopartículas, mantendo a mesma largura de distribuição para todos os testes. Em geral, diferenças nos parâmetros de distribuição podem ser considerados pequenos em relação à faixa granulométrica avaliada (de 11,2 a 224,7 nm).

É evidente que o uso de uma solução aquosa de única concentração conduziria a concentrações de aerossol diferentes para cada  $v_G$ , influenciando nos resultados de eficiência. Assim, constatou-se que o método adotado foi capaz de minimizar este efeito indesejado. No entanto, a concentração em número de partículas variou com a velocidade, possivelmente devido à não-linearidade de AQC e de GSC discutida na subseção anterior. Para V1E1, V2E1, V3E1, V4E1, V5E1, V6E1, foram obtidas concentrações, em  $10^{10}$  partículas/m<sup>3</sup>, respectivamente iguais a  $(5,36 \pm 0,03)$ ;  $(4,09 \pm 0,14)$ ;  $(2,72 \pm 0,38)$ ;  $(1,77 \pm 0,03)$ ;  $(1,27 \pm 0,03)$ ;  $(0,63 \pm 0,04)$ . Testes a diferentes campos elétricos e velocidades iguais apresentaram concentrações similares.

### 5.3.2. Caracterização elétrica

A Figura 5.19 exhibe as curvas corrente-tensão construídas para testes sob as diferentes velocidades utilizadas no estudo, na ausência (a) e presença de particulado (b). Verifica-se que houve um aumento da corrente corona produzida, para uma dada voltagem, com o aumento da velocidade, tal como ocorreu nos resultados exibidos nas Figuras 5.10 a 5.12. No entanto, devido à maior faixa de velocidades, é possível verificar agora uma redução da corrente corona com a velocidade a partir da velocidade de 9,9 cm/s na ausência de particulado, conforme reportado na literatura (ZHUANG *et al.*, 2000; MORAWSKA *et al.*, 2002); na presença de particulado, por sua vez, houve mudança da velocidade que forneceu as maiores correntes, de 9,9 para 6,6 cm/s.

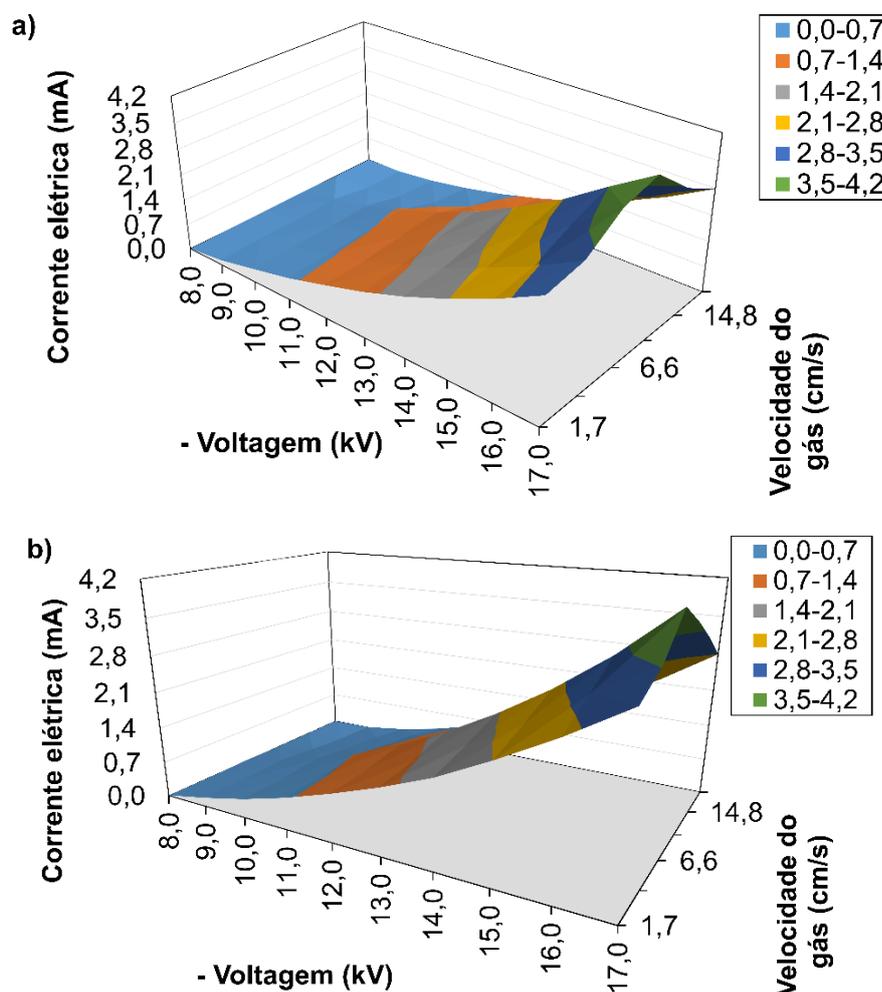
Figura 5. 19 – Curvas corrente-tensão na ausência (a) e presença de particulado (b) para as velocidades utilizadas no estudo



Visto que as curvas exibidas na Figura 5.19 por vezes se sobrepõem, uma versão em termos de gráfico de superfície foi construída e está exibida na Figura 5.20 para melhor visualização do fenômeno. No entanto, os pontos referentes às voltagens acima de -18,0 kV não foram plotados devido ao rompimento dielétrico do gás ocorrer abaixo deste valor para a velocidade de 6,6 cm/s.

A Figura 5.20 permite visualizar a concavidade para baixo formada pelas curvas corrente-tensão a diferentes velocidades. Em relação a este fenômeno, diversas causas devem ser apontadas e discutidas, tal como realizado na subseção 5.2.1. No entanto, com a faixa de voltagem utilizada nos testes de eficiência (-7,9 a -8,2 kV, respectivamente para 3,95 a 4,10 kV/cm), a variação de velocidade e concentração permitiu a geração de corrente em um mesmo patamar e com oscilações desprezíveis, permitindo a utilização de valores constantes de corrente iguais a 0,01; 0,02; 0,04 mA respectivamente para 3,95; 4,00; 4,10 kV/cm, independentemente de  $v_G$ .

Figura 5. 20 – Gráficos de superfície para as curvas corrente-tensão na ausência (a) e presença de particulado (b) para as velocidades utilizadas no estudo



Com os dados obtidos das curvas corrente-tensão, foi possível calcular valores de  $N_{EHD}/Re^2$  (Equações 36 e 37) para avaliar a relação entre o fluxo primário e secundário. A Tabela 5.7 exibe os valores de  $N_{EHD}/Re^2$ , concentração de íons  $N_i$  (Equação 27) e o tempo de residência calculados para cada teste.

Tabela 5. 7 –  $N_{EHD}/Re^2$  e tempo de residência dos testes

Teste	$N_{EHD}/Re^2$	$N_i$ ( $10^{14}$ #/m <sup>3</sup> )	t (s)	Teste	$N_i$ ( $10^{14}$ #/m <sup>3</sup> )	$N_{EHD}/Re^2$	t (s)
V1E1	96,4	4,626	18,2	V4E1	4,873	2,71	3,05
V1E2	193	4,978	18,2	V4E2	4,969	5,41	3,05
V1E3	385	5,169	18,2	V4E3	5,160	10,8	3,05
V2E1	23,6	4,899	9,02	V5E1	4,876	1,20	2,03
V2E2	47,2	4,995	9,02	V5E2	4,971	2,40	2,03
V2E3	94,4	5,186	9,02	V5E3	5,162	4,79	2,03
V3E1	6,05	4,878	4,57	V6E1	4,863	0,68	1,54
V3E2	12,1	4,974	4,57	V6E2	4,959	1,37	1,54
V3E3	24,2	5,165	4,57	V6E3	5,150	2,74	1,54

A Tabela 5.7 permite entender melhor o fenômeno exibido nas curvas corrente-tensão:  $N_{EHD}/Re^2$  variou bruscamente entre os testes, abrangendo valores entre 0,68 (para a maior velocidade, 19,9 cm/s, e menor campo elétrico, 3,95 kV/cm) e 385 (para a menor velocidade, 1,7 cm/s, e maior campo elétrico, 4,10 kV/cm).

Conforme apresentando na subseção 5.2.1, de acordo com Riehle (1997a), a presença de um forte campo elétrico proporciona a ionização das moléculas do gás e as colisões dos elétrons emitidos com outras moléculas, promovendo a reação em cadeia de ionização denominada efeito corona e cuja relação é evidenciada pela característica curva de corrente-tensão. Contudo, o aumento da velocidade a uma mesma voltagem significou maior atuação das forças viscosas e inerciais sobre o escoamento do gás e, portanto, diminuição da influência do campo elétrico sobre o sistema (PODLIŃSKI *et al.*, 2006). Assim, conjecturou-se que os menores valores de  $v_G$  forneciam tempos de residência suficientemente grandes para que o efeito do campo elétrico sobre o fluxo primário fosse mais proeminente e que, à medida que sua influência diminuía com o aumento da velocidade, o efeito do tempo de residência se tornou preponderante.

A presença de particulado interferiu sobre o padrão de escoamento primário e secundário devido às interações eletrostáticas íon-partícula e molécula-partícula, principalmente devido ao tamanho do particulado ser tal que o meio já não poderia ser considerado como contínuo, como será discutido posteriormente. Ainda, verificando-se os dados da Figura 5.20, dos testes com e sem partícula, é possível constatar diferentes comportamentos entre as curvas: para 1,7 cm/s, foram obtidos valores de corrente bastante similares na presença e ausência de partículas, ao passo que, para 3,3 e 6,6 cm/s, a presença de partículas aumentou a corrente corona; para 9,9 cm/s, o inverso ocorreu e, para 14,8 e 19,9 cm/s, os valores de corrente foram bastante similares.

Estes resultados podem ser associados com o surgimento do efeito correspondente à disponibilidade de íons para as partículas no interior do precipitador: como exposto na Tabela 5.7, ocorreram picos de concentração de íons nas velocidades de 3,3 e 14,8 cm/s, ambos para cada valor de campo elétrico utilizado no estudo. Assim, mesmo com o pico de número de íons ocorrida para 14,8 cm/s, o número de partículas pode ter sido pequeno demais para que este pico beneficiasse

a corrente corona, visto que, a partir de 9,9 cm/s, a corrente corona já era menor na presença de particulado em relação àquela com o gás limpo.

Para as velocidades mais baixas, a presença de partículas resultou em maior número de colisões entre as espécies químicas presentes – íons e moléculas do gás, elétrons livres e particulado – e favoreceu a ionização. Com a progressiva diminuição do tempo de residência, a probabilidade de colisões diminuiu e o efeito da carga espacial foi mais preponderante – as partículas carregadas não ficavam tempo suficiente para promover colisões com as outras espécies químicas, mas o efeito de sua carga sobre o sistema era o suficiente para reduzir o campo elétrico e promover a supressão da corona até que, para as velocidades mais altas testadas, a concentração tornou-se baixa o suficiente para que a presença do particulado não afetasse significativamente a ionização.

### 5.3.3. Testes de eficiência

Para melhor entendimento do modo como o campo elétrico e a velocidade do gás afetaram a granulometria na saída, os dados de concentração mássica foram convertidos em dados de eficiência de acordo com a Equação 39. Os resultados estão mostrados nas Figuras 5.21 a 5.26 respectivamente para os testes sob velocidades de 1,7 a 19,9 cm/s.

Figura 5. 21 – Eficiência fracionária para diferentes campos elétricos aplicados sob 1,7 cm/s

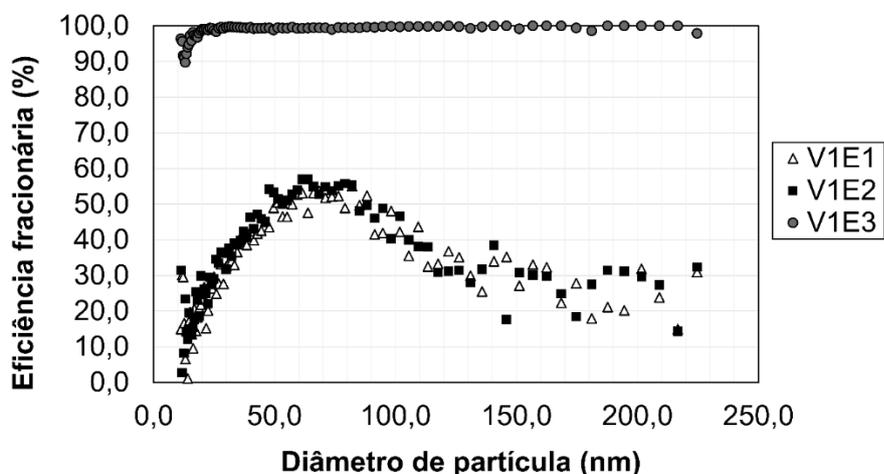


Figura 5. 22 – Eficiência fracionária para diferentes campos elétricos aplicados sob 3,3 cm/s

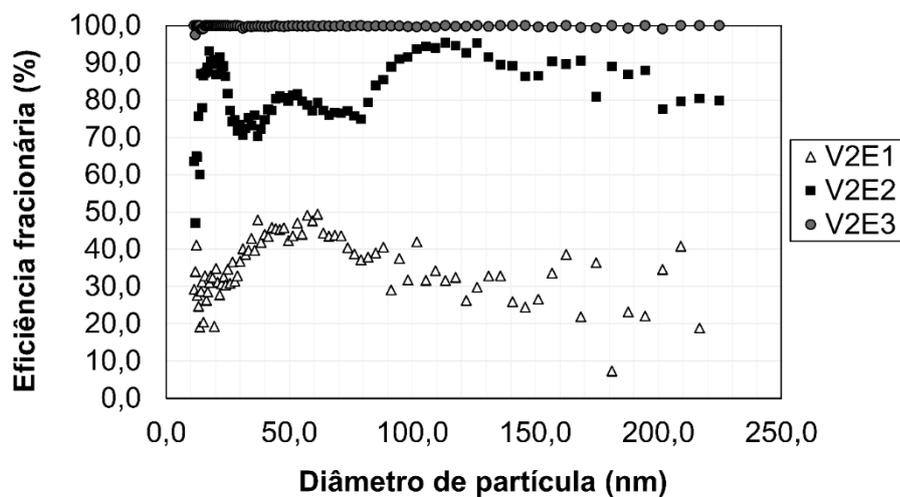


Figura 5. 23 – Eficiência fracionária para diferentes campos elétricos aplicados sob 6,6 cm/s

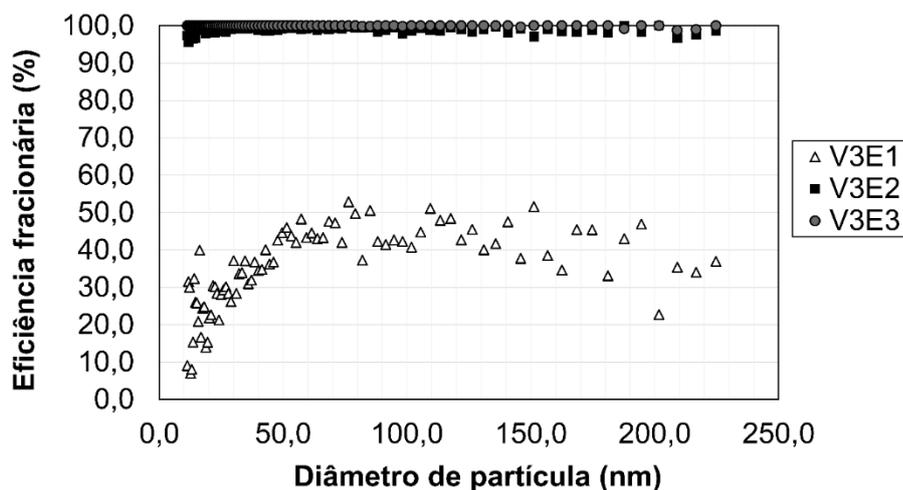


Figura 5. 24 – Eficiência fracionária para diferentes campos elétricos aplicados sob 9,9 cm/s

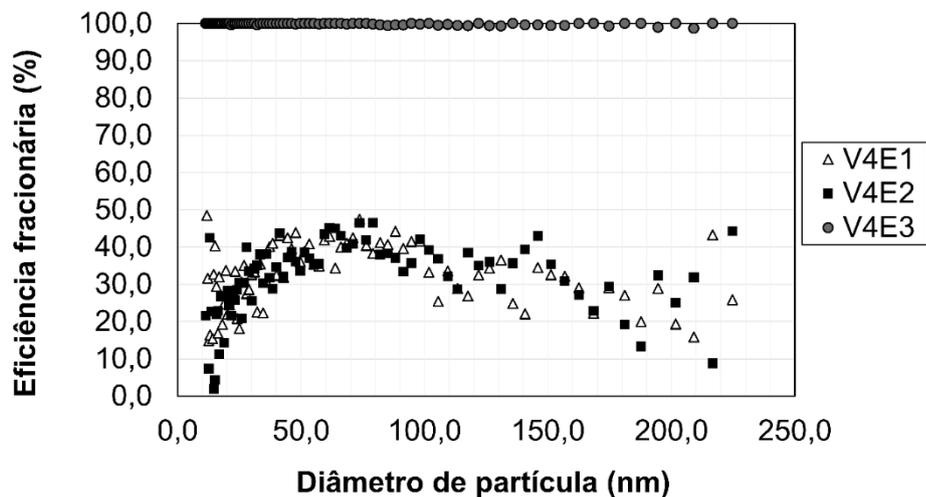


Figura 5. 25 – Eficiência fracionária para diferentes campos elétricos aplicados sob 14,8 cm/s

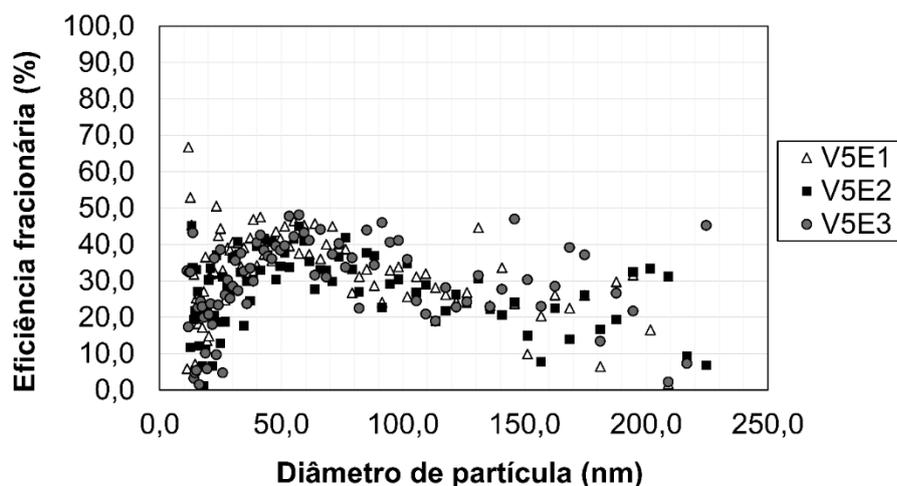
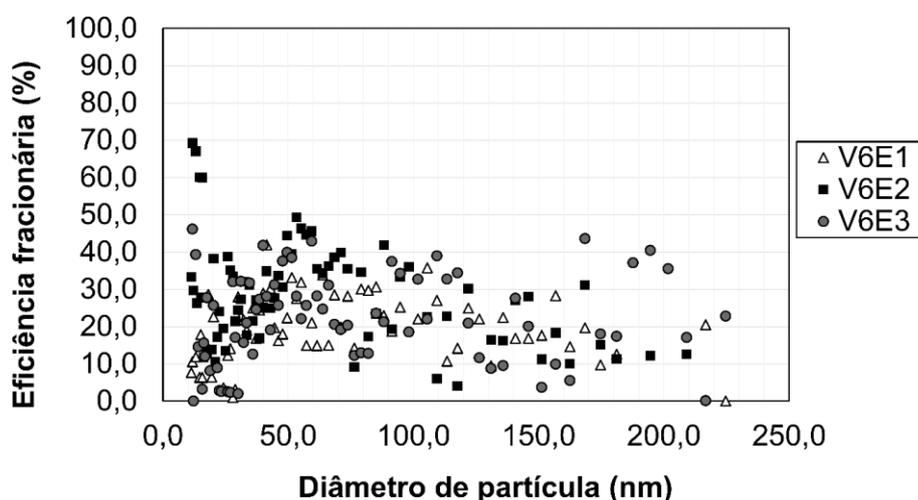


Figura 5. 26 – Eficiência fracionária para diferentes campos elétricos aplicados sob 19,9 cm/s



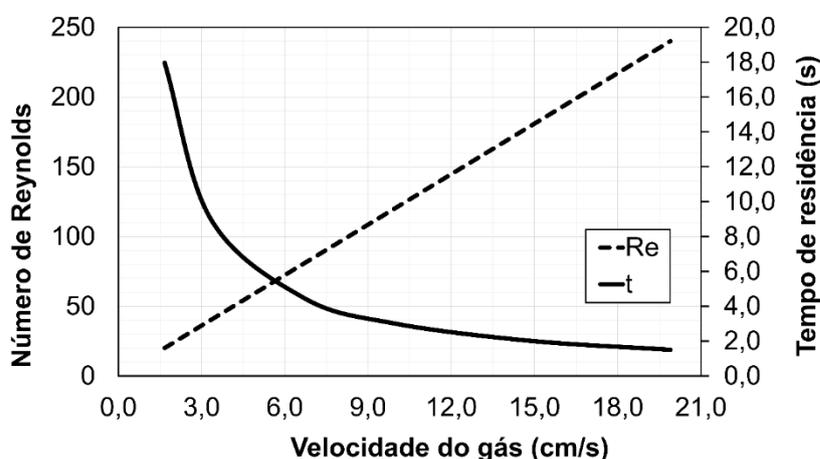
As curvas mostradas nas Figuras 5.21 a 5.26 ilustram a influência do campo elétrico entre 3,95 e 4,10 kV/cm sobre a eficiência de coleta. A eficiência está relacionada à voltagem aplicada nos eletrodos de descarga, que gera uma corrente elétrica. Conseqüentemente, um forte campo elétrico é estabelecido entre eletrodos de descarga e placas, o que ioniza moléculas de gás ao redor dos fios e produz um brilho de baixa intensidade (efeito coroa). Os íons gerados seguem as linhas de campo e colidem com partículas que cruzam estas linhas (carregamento por campo) ou, em caso de partículas pequenas, tal colisão ocorre devido ao movimento browniano (carregamento por difusão). Ambos os mecanismos promovem transferência de carga entre íons e partículas. Após serem carregadas até a saturação, as partículas se movem em direção às placas de coleta, onde são

capturadas (COOPER; ALLEY, 2002; HINDS, 1998). Portanto, quanto maior a voltagem aplicada, maiores o campo elétrico (Equação 42) e a eficiência de coleta.

Ademais, para  $v_G$  de 1,7 cm/s, o aumento da eficiência de coleta obtida aumentando-se o campo elétrico de 3,95 para 4,00 kV/cm (testes V1E1 e V1E2) foi mínimo comparado com o obtido no acréscimo de 4,00 para 4,10 kV/cm (testes V1E2 e V1E3). Isso pode ser devido à influência quadrática do campo elétrico sobre a velocidade de migração (Equação 8), considerando a relação linear da carga da partícula com o campo elétrico (equação de Cochet, Equação 5). Assim, para esta  $v_G$ , o aumento de 4,00 para 4,10 kV/cm aumentou significativamente a eficiência do precipitador sob as condições operacionais empregadas. Com o aumento de 1,7 para 3,3 cm/s, houve aumento significativo da eficiência fracionária sob 4,00 kV/cm, enquanto quase 100% de eficiência foi alcançada sob 6,6 cm/s para toda a faixa granulométrica avaliada. Entretanto, a 9,9 cm/s (bem como a 1,7 cm/s), um campo elétrico de 4,00 kV/cm resultou em baixas eficiências. Velocidades de 14,8 e 19,9 cm/s resultaram em decréscimo da eficiência de coleta para toda a faixa de campo elétrico avaliada.

A fim de obter melhor entendimento das razões para este fenômeno, a Figura 5.27 mostra o número de Reynolds (eixo principal) calculado pela Equação 37 e o tempo de residência (eixo secundário) para a faixa de  $v_G$  utilizada neste estudo. Esta última variável foi apresentada na Tabela 5.7, porém, foi plotada para fins elucidativos.

Figura 5. 27 – Número de Reynolds e tempo de residência obtidos a diferentes velocidades do gás



Como mostrado na Figura 5.27, o tempo de residência decresceu bruscamente conforme aumento de  $v_G$ , na faixa avaliada. Isso explica o fato de que, para a menor velocidade avaliada, diferentemente das demais, um aumento significativo da eficiência foi obtido ao aumentar o campo elétrico de 4,00 para 4,10 kV/cm. Este acréscimo favoreceu substancialmente a probabilidade de colisões entre íons e partículas, aumentando a transferência de carga entre eles, enquanto permitiu maior tempo para as partículas com menores velocidades de migração moverem-se para as placas de coleta em vez de atravessarem o precipitador sem serem capturadas. Com o aumento de  $v_G$  a partir de 9,9 cm/s, a transferência de carga e o tempo disponível para a coleta decresceram, mesmo para o maior campo elétrico estudado, resultando em diminuição da eficiência.

Em uma primeira análise, o aumento inicial da eficiência com  $v_G$  era inesperado, visto que uma maior velocidade implicaria em um menor tempo de residência da partícula no precipitador (conforme exibido na Figura 5.27) e conseqüentemente uma menor probabilidade de coleta. Adicionalmente, efeitos de turbulência não seriam plausíveis neste caso, já que os números de Reynolds obtidos com estas velocidades e exibidos na Figura 5.27 caracterizariam todos os regimes de escoamento como laminares, embora os altos valores de  $N_{EHD}/Re^2$  obtidos (Tabela 5.7) possam indicar a forte influência das forças elétricas sobre o escoamento e a conseqüente formação de vórtices e turbulências locais (PODLIŃSKI, 2006). Portanto, a existência de múltiplas variáveis operacionais e geométricas tornam a precipitação eletrostática um processo altamente complexo, tornando difícil comparar resultados de estudos diversos nesta área.

Velocidades maiores que as empregadas neste trabalho poderiam facilitar a reentrada de partículas. Por exemplo, Xu *et al.* (2015) estudaram velocidades entre 20 e 35 cm/s, enquanto Steiner, Höflinger e Lisberger (2011) obtiveram maiores eficiências de coleta para tamanhos de partículas entre 300 e 400 nm usando uma  $v_G$  de 120 cm/s em relação a 100 cm/s. Em estudo empregando um precipitador em escala piloto, Dalmon e Lowe (1950 apud PARKER, 1997, p.47-48) encontraram um ponto de máximo de velocidade de migração efetiva de 200 cm/s sob as condições experimentais utilizadas.

Outro aspecto a ser considerado é a distribuição granulométrica usada em cada estudo. No presente trabalho, partículas de diâmetros menores ou iguais a 224,7 nm foram avaliadas, enquanto os estudos supracitados empregaram partículas micrométricas. Morawska *et al.* (2002) usaram partículas entre 20 nm e 1  $\mu\text{m}$ , incluindo partículas maiores que as empregadas aqui. O carregamento por difusão tem efeito preponderante para partículas menores que 100 nm (RIEHLE, 1997b), analogamente ao mecanismo de coleta de partículas por difusão em filtros para velocidades do gás de até 100 cm/s (HINDS, 1998). No caso do precipitador eletrostático e das condições utilizadas neste trabalho, o aumento de  $v_G$  ocasionou aumento da energia cinética das moléculas do gás (o que pode ser visto pelo aumento da pressão do gás), aumentando a colisão entre estas e as partículas. Portanto, a transferência de carga entre íons do gás e partículas aumentou, promovendo coleta mais eficiente até o ponto no qual a diminuição do tempo de residência comprometeu a operação.

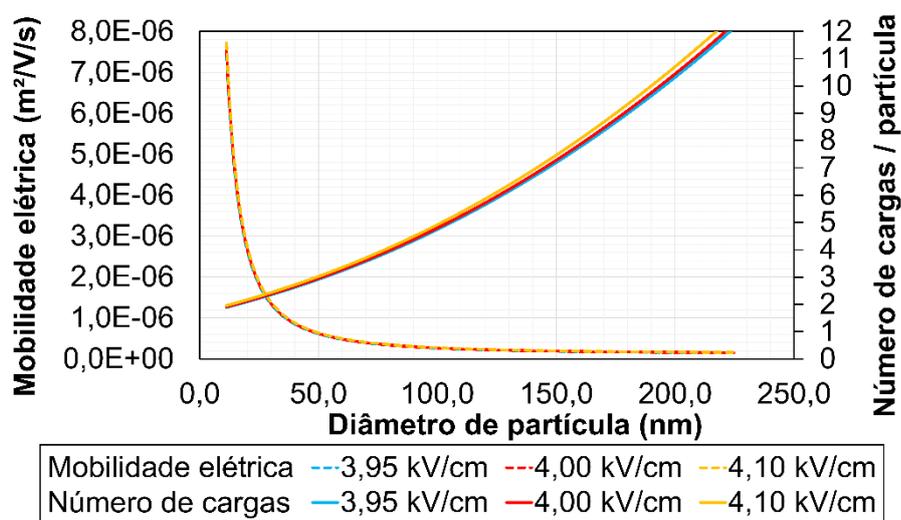
Novamente, deve ser citada a influência do campo elétrico sobre o fluxo primário e, portanto, sobre a trajetória das partículas, conforme evidenciado nos valores de  $N_{EHD}/Re^2$  obtidos (Tabela 5.7): por exemplo, para 1,7 cm/s, tal razão abrangeu valores entre 96,4 (V1E1) e 385 (V1E3), significando uma forte atuação das forças coulômbicas em detrimento das forças viscosa e inercial. De fato, das curvas corrente-tensão obtidas (Figuras 5.19 e 5.20), verificou-se aumento da geração da corrente corona com o aumento da velocidade para uma voltagem específica, até a velocidade de 6,6 cm/s na presença de particulado, a partir do que discutiu-se a influência do particulado e do fluxo primário sobre o campo elétrico. Assim, verifica-se que estas variáveis se inter-relacionam e a análise de seus efeitos sobre a eficiência não é algo trivial.

Por fim, as Figuras 5.21 a 5.26 evidenciam os pontos de máxima eficiência nos testes utilizando campo elétrico de 3,95 kV/cm, bem como nos testes V1E2 e V4E2 e nos testes sob  $v_G$  de 14,8 cm/s na faixa entre 50 e 100 nm. Tem sido reportado que as curvas de eficiência fracionária de precipitadores eletrostáticos exibem um ponto de mínimo para partículas com diâmetros menores que 100 nm (Morawska *et al.*, 2002; XU *et al.*, 2015), mas isto não é evidente nas Figuras 5.21 a 5.26 devido à estreita faixa granulométrica estudada nesta pesquisa. O declínio na eficiência é atribuído ao balanço entre mobilidade elétrica e número de cargas adquiridas por partícula. A mobilidade elétrica é definida como a razão entre a

velocidade de migração e o módulo do campo elétrico e descreve a habilidade da partícula de se mover através de um campo elétrico (HINDS, 1998).

A Figura 5.28 apresenta os valores calculados para ambas as propriedades em função do diâmetro de partícula, utilizando-se as definições de velocidade de migração teórica (Equação 8), campo elétrico pseudo-homogêneo (Equação 42) e a equação de Cochet (Equação 5), considerando que o número de cargas é a razão entre a carga adquirida pela partícula (assumindo-se como igual à carga de saturação da equação de Cochet devido às baixas velocidades avaliadas) e a carga elementar ( $\cong 1,6 \times 10^{-19}$  C). Deve ser notado que estas propriedades não dependem de  $v_G$ , então os resultados calculados para os testes sob 1,7 cm/s seriam iguais àqueles sob outras velocidades, para cada valor de campo elétrico, mantendo-se todas as outras condições operacionais.

Figura 5. 28 – Mobilidade elétrica (eixo principal) e número de cargas adquiridas por partícula (eixo secundário) em função do diâmetro de partícula, para testes sob velocidade de 1,7 cm/s



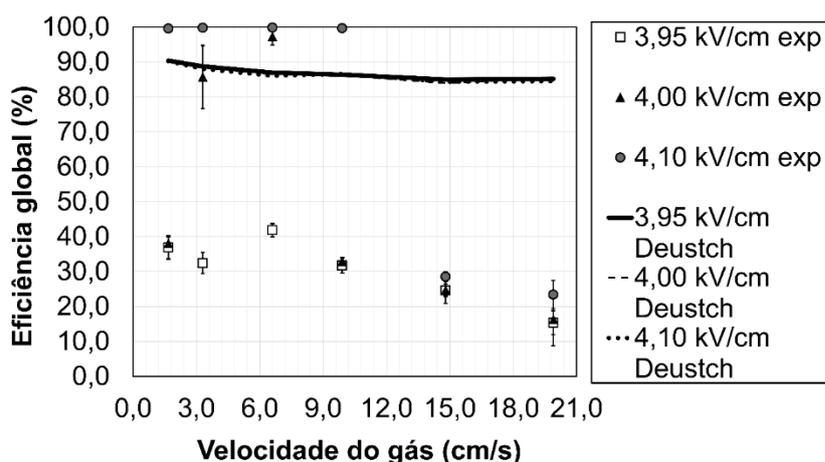
É possível observar na Figura 5.28 que o diâmetro de partícula influenciou as propriedades apresentadas, com o número de cargas possíveis de serem adquiridas pelas partículas aumentando com seu tamanho, enquanto o oposto ocorreu com a mobilidade elétrica. Houve um declínio abrupto da mobilidade elétrica até 50 nm, enquanto a aquisição de carga possuiu comportamento mais suave para a faixa de tamanhos observada (embora valores pequenos fossem encontrados para diâmetros menores que 50 nm). Portanto, o balanço entre estes fatores pode explicar o fenômeno observado nas Figuras 5.21 a 5.26. Ainda, para os testes V1E1, V2E1 e

V3E1 (sob campo elétrico de 3,95 kV/cm), houve um deslocamento do ponto de máximo conforme aumento de  $v_G$ , de 70 nm (1,7 cm/s) para 60 nm (3,3 cm/s).

Adicionalmente, sob  $v_G$  de 6,6 cm/s, houve um aumento da eficiência para partículas de diâmetros maiores que 100 nm que dissiparam o efeito de ponto de máximo mostrado nas curvas supracitadas. Neste caso, houve uma sobreposição dos efeitos de  $v_G$  (discutido previamente) e do campo elétrico sobre a eficiência, sob as condições operacionais usadas neste estudo. A mesma sobreposição de efeitos ocorreu no teste V2E2, embora o campo elétrico fosse mais importante neste caso (com campo elétrico de 4,00 kV/cm) comparativamente ao teste V2E1. Todavia, o ponto de máximo reapareceu para  $v_G$  de 9,9 cm/s devido à menor eficiência de coleta para partículas maiores. Este fenômeno continuou a ocorrer até a maior velocidade observada, na qual a operação exibiu menores eficiências fracionárias conforme diminuição do tempo de residência, como discutido previamente.

As eficiências globais de coleta, em base mássica, dos experimentos foram calculadas utilizando a Equação 39. Eficiências globais também foram obtidas usando o modelo de Deutsch (Equações 1, 8, 38 e 39). Estes resultados estão exibidos na Figura 5.29, onde as linhas representam os dados simulados.

Figura 5. 29 – Eficiências globais de coleta, teóricas e experimentais, usando diferentes campos elétricos e velocidades do gás



Como esperado, as eficiências globais de coleta apresentaram comportamentos distintos de acordo com o campo elétrico. O menor campo elétrico (3,95 kV/cm) resultou nas menores eficiências, com um máximo (41,88%) para  $v_G$  de 6,6 cm/s, enquanto houve aumento significativo quando um campo elétrico de 4,00

kV/cm foi usado, com valores crescentes conforme  $v_G$  aumentou de 1,7 para 6,6 cm/s e um máximo de eficiência de 97,30% para 6,6 cm/s.

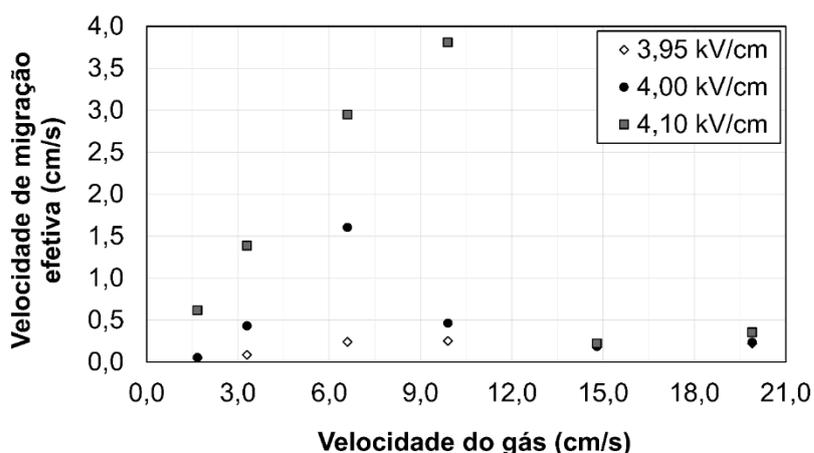
Quando um campo elétrico de 4,10 kV/cm foi usado, eficiências globais maiores que 99,60% foram obtidas para velocidades de 1,7 para 9,9 cm/s, atingindo um máximo de 99,87% para uma  $v_G$  de 6,6 cm/s, a partir do qual as eficiências decresceram fortemente com o posterior aumento de  $v_G$ . Portanto, uma velocidade ótima de 6,6 cm/s foi obtida para um campo elétrico na faixa entre 3,95 e 4,10 kV/cm, para a distribuição granulométrica e condições operacionais usadas neste estudo. Isso foi resultado de um balanço entre o aumento do movimento browniano causado pelo aumento na velocidade do gás e o efeito negativo do tempo de residência causado pelo aumento da vazão da corrente gasosa, para uma área de seção transversal fixa.

O modelo de Deutsch, conforme exhibe a Figura 5.29, foi ineficaz para descrever de forma satisfatória a influência das variáveis sobre a eficiência de coleta para as condições experimentais avaliadas neste estudo. Apesar de ser um modelo pioneiro e importante para a predição da eficiência de precipitadores eletrostáticos, inclui simplificações que restringem seu uso, como a suposição de distribuição uniforme do aerossol na corrente gasosa e a negligência de reentrada de partículas. Ademais, o presente estudo avaliou a coleta de nanopartículas, cujo tamanho dificulta a análise dos Fenômenos de Transporte em termos de continuidade do meio (em termos de número de Knudsen, o experimento abordou uma faixa aproximada de  $Kn$  entre 0,64 e 12,8, o que abrange a faixa de molécula livre e de regime de transição para o meio contínuo de acordo com a Tabela 3.1 para condições de pressão e temperatura similares); além disso, o tamanho do particulado influenciou fenômenos como o aumento do carregamento por difusão. Estes são aspectos que o modelo de Deutsch não é capaz de abordar devido à sua simplicidade. Entretanto, este modelo pode ser usado para obter dados de velocidade de migração efetiva, como descrito pela Equação 35.

A Figura 5.30 exhibe as velocidades de migração efetivas obtidas dos testes para diferentes valores de campo elétrico e velocidade do gás. Houve uma diferença no ponto de máximo da curva de  $w_{eff}$  para 4,10 kV/cm (Figura 5.30) em relação à curva de eficiência global (Figura 5.29). Devido à manipulação matemática

usada para obter a velocidade de migração efetiva a partir da eficiência de coleta (Equação 37), a maior vazão volumétrica para  $v_G$  de 9,9 cm/s aumentou o valor calculado em comparação com aquela obtida para 6,6 cm/s, embora as eficiências globais fossem bastante similares para este campo elétrico (99,87% para 6,6 cm/s e 99,69% para 9,9 cm/s).

Figura 5. 30 – Velocidades de migração efetivas calculadas dos dados experimentais em relação ao campo elétrico e à velocidade do gás



Apesar da ineficácia do modelo de Deutsch para descrever a influência das variáveis avaliadas sobre a eficiência de coleta, sua utilização e o conceito de velocidade de migração efetiva podem ser úteis para o projeto e estudo de precipitadores eletrostáticos de diferentes escalas. Por exemplo, os dados experimentais mostrados na Figura 5.29 podem ser aplicados à Equação 35 para obter a eficiência de um precipitador com determinada área de coleta e volume de gás a ser tratado, assumindo-se as mesmas especificações do gás e do particulado usados neste estudo, bem como a faixa de valores de campo elétrico e  $v_G$  utilizados.

#### 5.4. ESTUDO DE FENÔMENOS ELETROSTÁTICOS ENVOLVENDO AEROSSÓIS DE ÓXIDOS

As próximas subseções apresentarão resultados obtidos a partir dos procedimentos experimentais exibidos na subseção 4.3.4. Salienta-se que os testes foram realizados em caráter exclusivamente exploratório, visto que, como será exibido adiante, foram detectados fenômenos inicialmente não esperados nos testes de

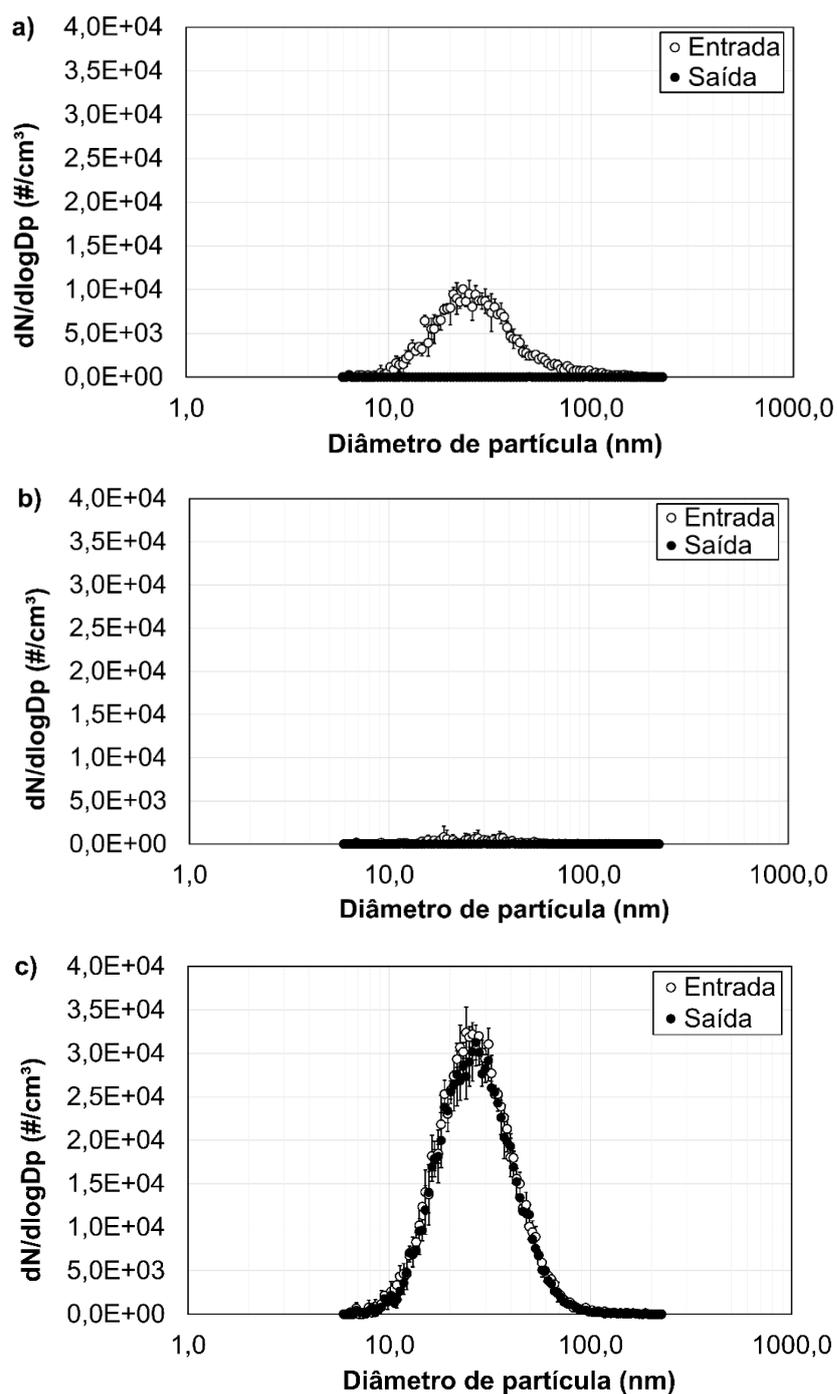
eficiência de precipitação eletrostática. Inicialmente, serão apresentados os resultados de testes na presença e ausência de nanopartículas e também na ausência de voltagem aplicada nos eletrodos de descarga, com o objetivo de descartar a possibilidade de quaisquer efeitos secundários nos resultados. Em seguida, serão exibidos os resultados de testes sob diferentes velocidades do gás e voltagens aplicadas. Posteriormente, os resultados dos testes sob uma faixa de velocidades mais restrita, que fornecia altos tempos de residência, serão apresentados e discutidos. Todos os testes supracitados foram realizados com óxido de níquel. Os resultados utilizando-se óxido de ferro (III) também serão apresentados e, finalmente, testes sob altas voltagens (com óxido de níquel) serão exibidos e discutidos.

#### **5.4.1. Testes na presença e ausência de nanoparticulado e na presença e ausência de voltagem**

A Figura 5.31 apresenta os resultados obtidos a partir do procedimento experimental descrito na subseção 4.3.4.1. Inicialmente, foi realizado um teste com particulado e sob voltagem de -9,0 kV (I). Em seguida, a vazão de saída do gerador de aerossol foi interrompida para o teste na ausência de particulado e sob voltagem -9,0 kV (II). Finalmente, um teste foi realizado com particulado e sem aplicação de voltagem (III). Verifica-se que, sob voltagem de -9,0 kV (a), o sistema coletou o particulado quase que em totalidade, ao passo que, após a interrupção da alimentação de particulado (b), foi aferido apenas uma quantidade residual de partículas no precipitador. De fato, devido às baixas velocidades empregadas no estudo, era esperado que partículas ainda não tivessem sido arrastadas para fora do duto.

Ainda, é necessário afirmar que os testes em (b) foram realizados instantaneamente após a interrupção da vazão de alimentação de partículas e que, após determinado período, não é detectada a presença de particulado no sistema. Por esta mesma razão, os desvios da curva de concentração em (b) são elevados, já que a corrente de aerossol se tornou menos concentrada conforme o tempo dos testes. Finalmente, em (c) verifica-se que, na ausência de voltagem, a concentração de particulado na entrada do precipitador é igual à de saída do mesmo para toda a faixa granulométrica do aerossol, o que permite verificar a não existência de vazamentos no equipamento.

Figura 5. 31 – Distribuição granulométrica de entrada e saída de testes a I (a), II (b) e III (c)



#### 5.4.2. Efeito da velocidade do gás para diferentes voltagens

As Figuras 5.32 a 5.35 apresentam os resultados de distribuição granulométrica na entrada e saída do precipitador, obtidos a partir do procedimento experimental descrito na subseção 4.3.4.2; as curvas de eficiência resultantes estão

exibidas na Figura 5.36. Nos testes, uma suspensão de NiO (0,01% m/m) foi preparada e colocada em banho de ultrassom durante 60 min. Foram realizados testes com  $v_G$  iguais a 3,3 e 9,9 cm/s, VAZ igual a 200 NL/h, tempo de espera zero e sob voltagens de -8,0; -8,5; -9,0; -10 kV. A realização dos testes seguiu a ordem cronológica -8,0; -9,0; -8,5; -10 kV para mitigar vícios experimentais. A temperatura, pressão e umidade ambientes foram aferidas e eram respectivamente iguais a 21,1°C, 91,9 kPa e 57,2% U.R. A umidade no interior do duto atingiu valores entre 26,0 e 27,9% U.R.

Figura 5. 32 – Granulometria de entrada e saída do teste a -8,0 kV e velocidade do gás de 3,3 cm/s

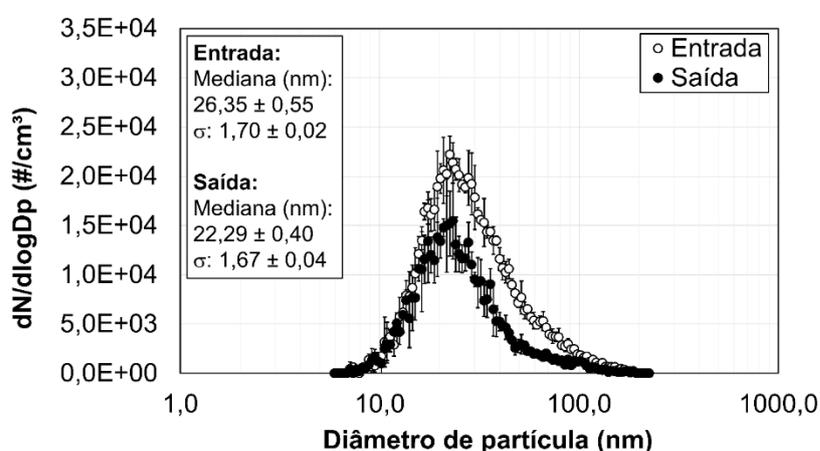


Figura 5. 33 – Granulometria de entrada e saída do teste a -8,5 kV e velocidade do gás de 3,3 cm/s

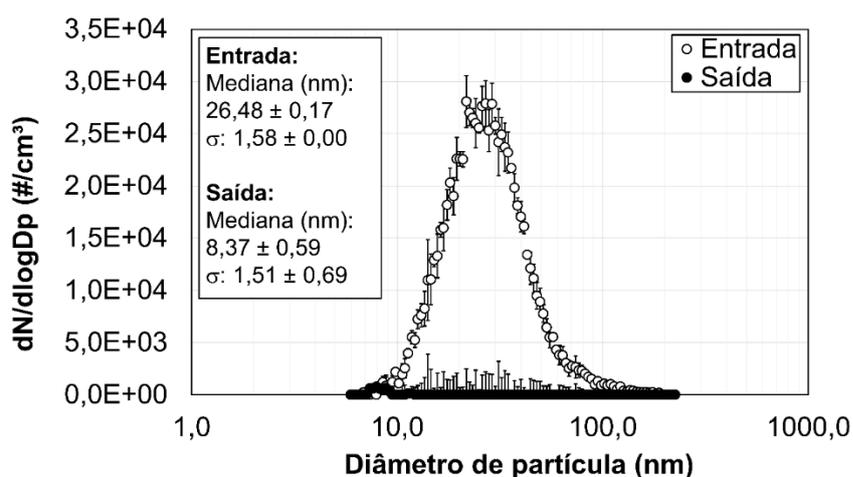


Figura 5. 34 – Granulometria de entrada e saída do teste a -9,0 kV e velocidade do gás de 3,3 cm/s

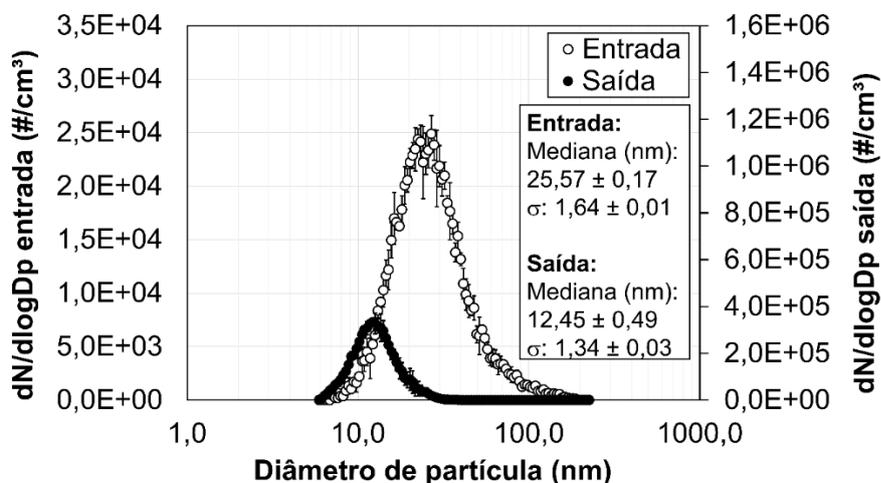


Figura 5. 35 – Granulometria de entrada e saída do teste a -10,0 kV e velocidade do gás de 3,3 cm/s

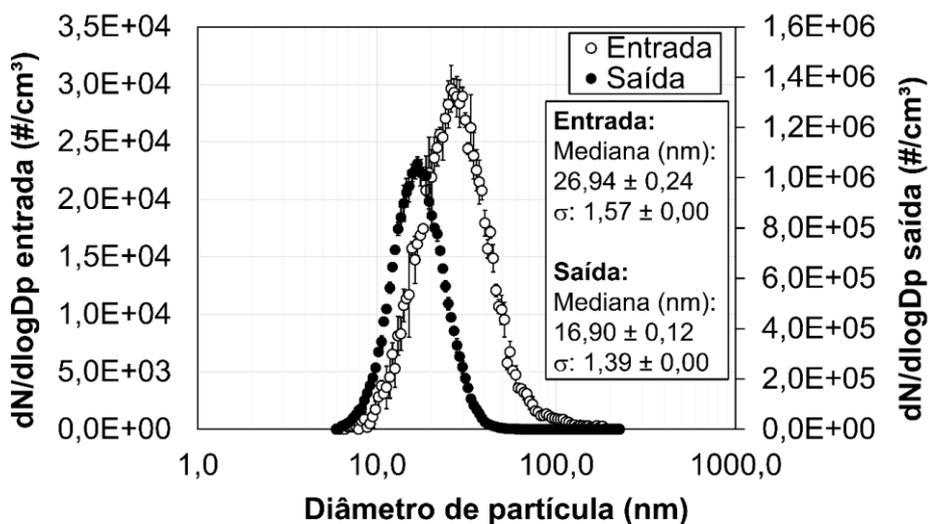
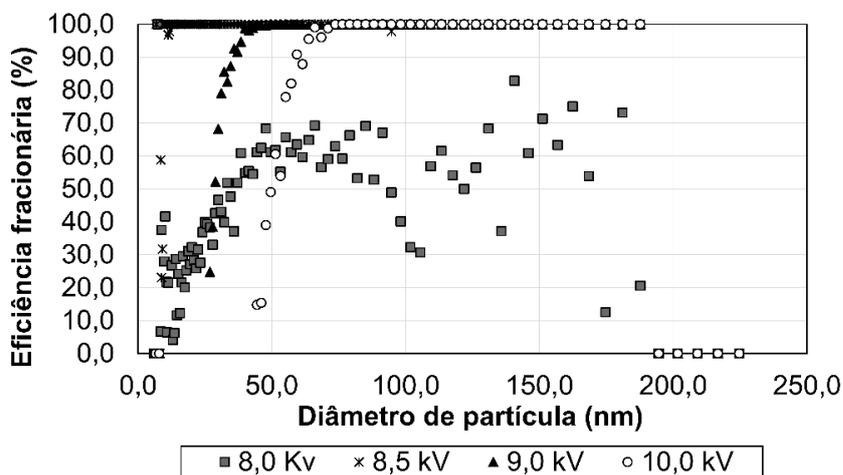


Figura 5. 36 – Eficiência fracionária dos testes realizados a diferentes voltagens, sob velocidade de 3,3 cm/s



Inicialmente, era esperado o aumento da eficiência com o aumento da voltagem devido ao maior campo elétrico e à maior quantidade de íons para a transferência de carga para o particulado que, devidamente carregado, se dirigiria às placas de coleta (WHITE, 1963; RIEHLE, 1997a). Entretanto, como exibem as Figuras 5.34 e 5.35, a partir de -9,0 kV, a granulometria da saída se tornou mais fina em relação à de entrada e, com o acréscimo de -9,0 para -10,0 kV, houve aumento significativo da concentração de partículas de tamanho próximo a 10 nm a jusante do precipitador.

Conjecturou-se que a força elétrica fornecida pelo campo elétrico tenha superado as forças de adesão responsáveis por aglomerar nanopartículas (compostas majoritariamente por forças de Van der Waals, forças de capilaridade, forças eletrostáticas e forças de ligação química), tal como a prevalência de forças acústicas sobre as forças de adesão em processos de desaglomeração de particulados por ondas ultrassônicas (HINDS, 1998; KNOOP *et al.*, 2016).

Desta forma, nas condições empregadas no estudo, a atuação do precipitador eletrostático não se resumiu apenas à coleta de particulado, mas à sua desagregação. Isto foi refletido nas curvas de eficiência (Figura 5.36), com valores próximos a 100% para diâmetros superiores a 50 nm sob as três maiores voltagens avaliadas, mas que decresceram conforme aumento da voltagem para diâmetros abaixo deste valor. Ainda é preciso ressaltar que, embora o precipitador eletrostático tenha reduzido a concentração de particulado emitido em termos de massa, aumentou sua concentração em termos de número de partículas de maior periculosidade (PASCHOALINO; MARCONE; JARDIM, 2010; MAHER *et al.*, 2016). Por outro lado, este fenômeno poderia ser utilizado para a geração de nanopartículas desta faixa de diâmetros, de grande interesse comercial (VANCE *et al.*, 2015)

Verifica-se também que o desvio em relação à média para cada ponto de concentração de partícula foi bastante alto, tanto na entrada quanto na saída do equipamento. Isto pode ser devido à ineficiente geração de aerossol pelo gerador de nanopartículas, cuja vazão de ar comprimido pode não ter sido suficiente para arrastar partículas de densidade elevada (Tabela 4.3), ocasionando uma geração não-uniforme para cada diâmetro discretizado na distribuição. Contudo, observa-se que os desvios na distribuição granulométrica de saída diminuíram conforme aumento da voltagem. Para baixas voltagens, a baixa eficiência significou a captura parcial das

partículas de determinado diâmetro, o que explica tais desvios, mas o aumento da voltagem proporcionou não apenas aumento da eficiência de coleta como geração mais uniforme de partículas a partir da desagregação dos aglomerados, o que pode também ser entendido como maior eficiência de geração de nanopartículas. Também é possível que, devido ao maior número de partículas para cada diâmetro discretizado, o desvio tenha se tornado relativamente menor, sendo mascarado na escala do gráfico.

As Figuras 5.37 a 5.40 apresentam os resultados de distribuição granulométrica na entrada e saída do precipitador, obtidos a partir do procedimento experimental descrito na subseção 4.3.4.2 para a velocidade de 9,9 cm/s; as curvas de eficiência resultantes estão exibidas na Figura 5.41. A umidade no interior do duto atingiu valores entre 11,6 e 13,0% U.R.

Figura 5. 37 – Granulometria de entrada e saída do teste a -8,0 kV e velocidade do gás de 9,9 cm/s

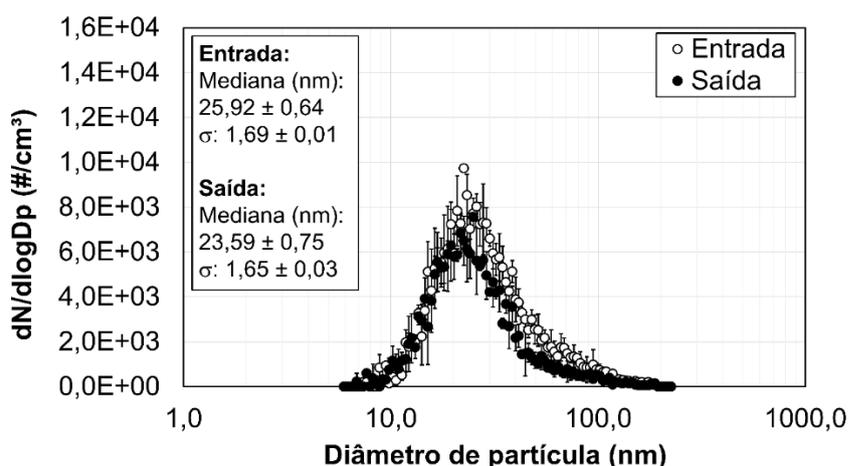


Figura 5. 38 – Granulometria de entrada e saída do teste a -8,5 kV e velocidade do gás de 9,9 cm/s

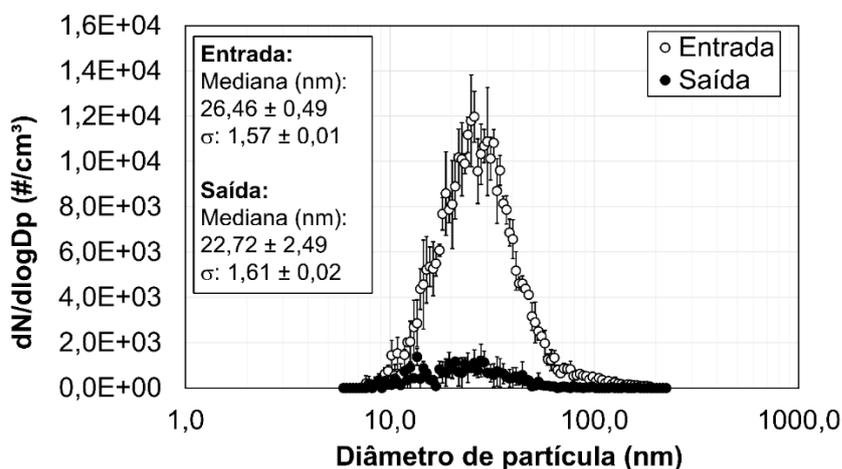


Figura 5. 39 – Granulometria de entrada e saída do teste a -9,0 kV e velocidade do gás de 9,9 cm/s

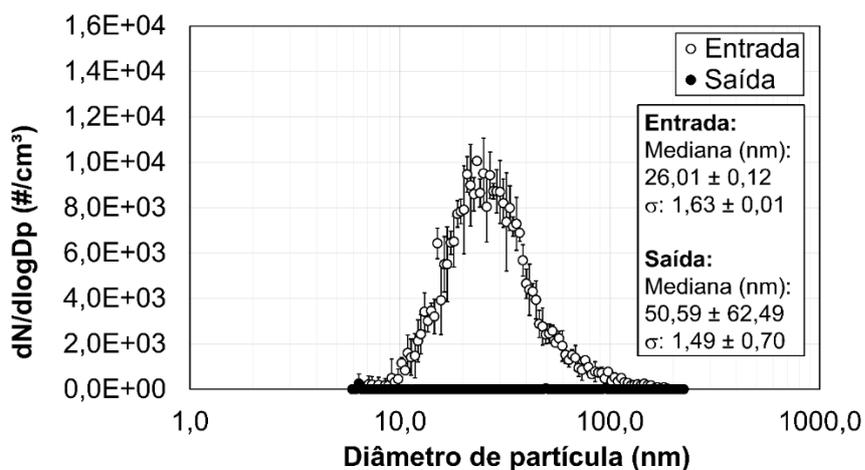


Figura 5. 40 – Granulometria de entrada e saída do teste a -10,0 kV e velocidade do gás de 9,9 cm/s

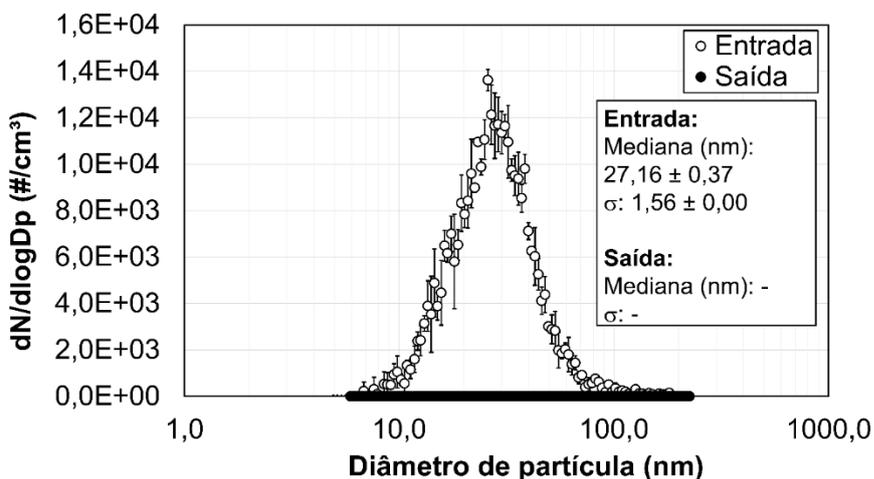
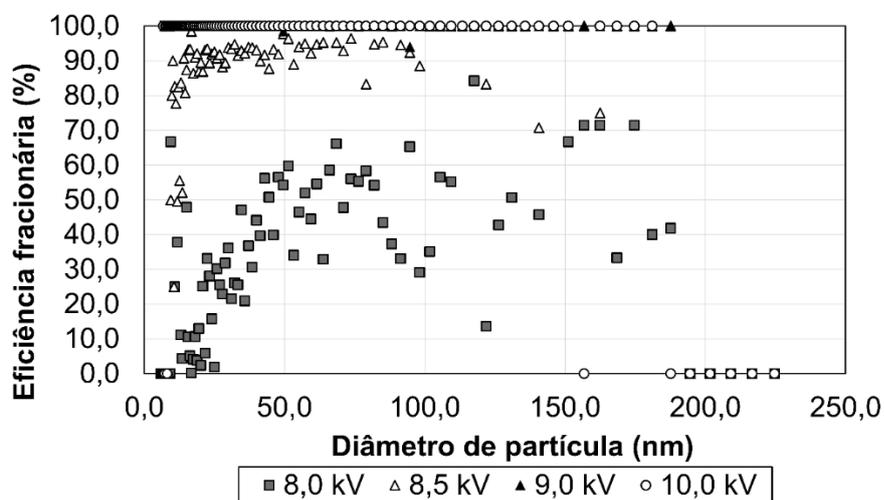


Figura 5. 41 – Eficiência fracionária dos testes realizados a diferentes voltagens, sob velocidade de 9,9 cm/s



Das Figuras 5.37 a 5.41, é possível verificar que não houve “geração líquida” de nanopartículas no precipitador eletrostático para a maior velocidade de gás testada (9,9 cm/s) em relação aos testes sob 3,3 cm/s (Figuras 5.34 a 5.36), sendo que o equipamento atuou apenas como coletor de particulado.

Ainda, é possível verificar que o aumento da voltagem aumentou a eficiência de coleta, conforme esperado para a operação de precipitação eletrostática. De fato, as curvas de eficiência para -9,0 e -10,0 kV apresentam cerca de 100% de eficiência para toda a faixa granulométrica avaliada.

A Tabela 5.8 compara as concentrações de entrada e saída e eficiência global, em massa e em número de partículas, para ambas as velocidades avaliadas sob diferentes voltagens. Observa-se que novamente ocorreu diminuição da concentração mássica e aumento da concentração em termos de número de partículas na entrada do precipitador, cujas hipóteses para a ocorrência deste fenômeno já foram apresentadas anteriormente.

Deve ser notado que, para uma vazão de particulado fixa na saída do gerador de aerossol, o aumento de  $v_G$ , oriunda do aumento da vazão de gás do duto principal, proporcionou redução da concentração de aerossol no precipitador. Este efeito de redução da concentração e o efeito de diminuição do tempo de residência do gás com o aumento de  $v_G$ , devem ser considerados na análise dos resultados. É possível que o tempo de residência correspondente à  $v_G$  de 9,9 cm/s tenha sido insuficiente para a desagregação dos aglomerados.

Tabela 5. 8 – Concentração de entrada e saída e eficiência (em massa e em número) dos testes a diferentes voltagens e velocidades do gás

$v_G$ (cm/s)	Voltagem (kV)	Concentração de entrada ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Concentração de saída ( $\mu\text{g}/\text{cm}^3$ )	Eficiência global mássica (%)	Concentração de entrada ( $\#/\text{cm}^3$ )	Concentração de saída ( $\#/\text{cm}^3$ )	Eficiência global em número (%)
3,3	-8,0	$4,12 \pm 0,26$	$1,85 \pm 0,07$	$55,0 \pm 4,5$	$10774 \pm 289$	$6639 \pm 1050$	$38,5 \pm 8,4$
	-8,5	$3,10 \pm 0,06$	$(1,46 \pm 2,18) \text{ E-}03$	$100 \pm 0$	$13065 \pm 222$	$68 \pm 96$	$99,5 \pm 0,8$
	-9,0	$3,25 \pm 0,10$	$1,06 \pm 0,24$	$67,3 \pm 7,0$	$11771 \pm 40$	$99529 \pm 8496$	$-745 \pm 74$
	-10,0	$2,98 \pm 0,05$	$10,2 \pm 0,4$	$-242 \pm 8$	$13484 \pm 202$	$369489 \pm 9029$	$-2641 \pm 96$
9,9	-8,0	$1,52 \pm 0,22$	$0,828 \pm 0,112$	$45,3 \pm 4,5$	$3890 \pm 61$	$2939 \pm 131$	$24,4 \pm 3,9$
	-8,5	$1,19 \pm 0,14$	$(6,71 \pm 2,69) \text{ E-}02$	$94,4 \pm 1,7$	$5016 \pm 68$	$486 \pm 126$	$90,3 \pm 2,4$
	-9,0	$1,25 \pm 0,05$	$(1,56 \pm 2,10) \text{ E-}03$	$99,9 \pm 0,1$	$4499 \pm 114$	$5 \pm 7$	$99,9 \pm 0,2$
	-10,0	$1,11 \pm 0,03$	0	$100 \pm 0$	$5247 \pm 47$	0	$100 \pm 0$

### 5.4.3. Efeito da velocidade do gás sob altos tempos de residência

As Figuras 5.42 a 5.44 apresentam os resultados de distribuição granulométrica na entrada e saída do precipitador, obtidos a partir do procedimento experimental descrito na subseção 4.3.4.3; as curvas de eficiência resultantes estão exibidas na Figura 5.45. Já a Tabela 5.9 compara as concentrações de entrada e saída e eficiência global, em massa e em número de partículas, para as velocidades avaliadas. Nos testes, uma suspensão de NiO 0,02% m/m foi preparada e colocada em banho de ultrassom durante 60 min. Foram realizados testes com  $v_G$  iguais a 1,61; 3,23 e 4,83 cm/s, correspondentes a tempos de residência respectivamente iguais a 18,53; 9,30 e 6,21 s. Foi utilizada VAZ igual a 200 NL/h, tempo de espera zero e voltagem de -9,0 kV. A temperatura, pressão e umidade ambientes foram aferidas e eram respectivamente iguais a 20,2°C, 92,0 kPa e 58,2% U.R. A umidade no interior do duto atingiu valores entre 25,6 e 44,0% U.R.

Das Figuras 5.42 a 5.44 e Tabela 5.9, é possível verificar que a diminuição de  $v_G$  forneceu uma granulometria de saída com particulado mais fino devido ao aumento do tempo de residência disponível para a desagregação dos aglomerados. Destaca-se que o incremento de 1,61 para 3,23 cm/s resultou em maiores efeitos sobre o fenômeno que o incremento de 3,23 para 4,83 cm/s (o que pode ser visto a partir das medianas das distribuições de saída, das curvas de eficiência fracionária e dos valores de eficiências globais em termos de massa e de número de partículas), evidenciando uma não-linearidade deste efeito.

Deve ser notado ainda que, com o aumento de  $v_G$ , houve diminuição da concentração de partículas na entrada do precipitador. Testes futuros nos quais a vazão de alimentação de particulado varie proporcionalmente à vazão de gás podem ser realizados para verificar a redução deste efeito.

Figura 5. 42 – Granulometria de entrada e saída para 4,83 cm/s e voltagem de -9,0 kV

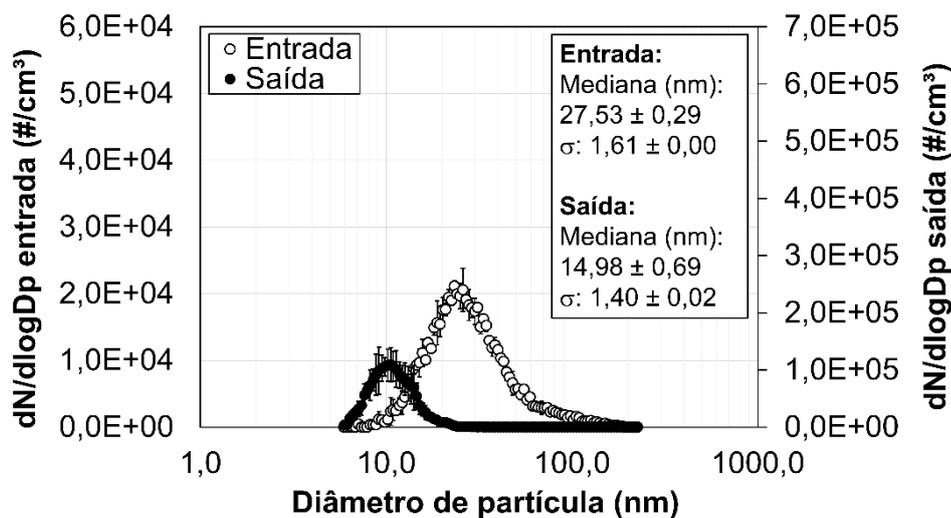


Figura 5. 43 – Granulometria de entrada e saída para 3,23 cm/s e voltagem de -9,0 kV

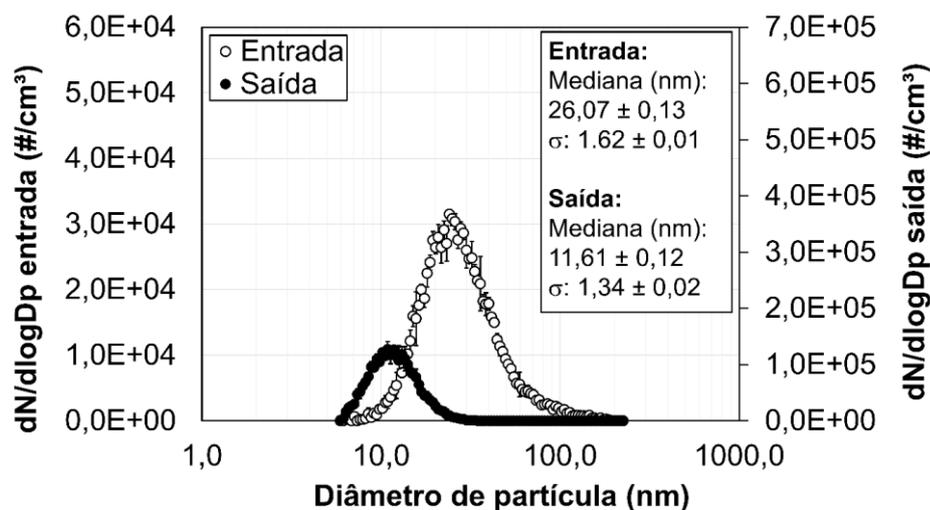


Figura 5. 44 – Granulometria de entrada e saída para 1,61 cm/s e voltagem de -9,0 kV

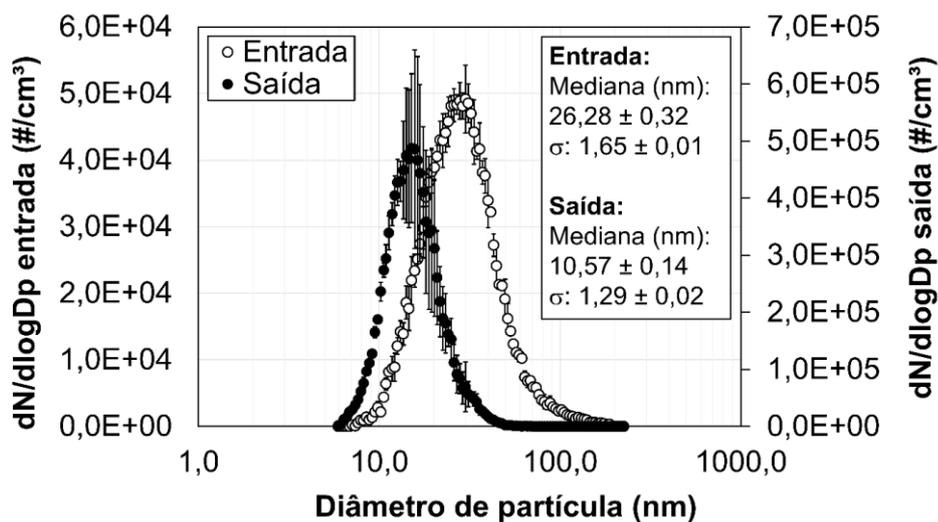


Figura 5. 45 – Eficiência fracionária para os testes a 1,61; 3,23; 4,83 cm/s

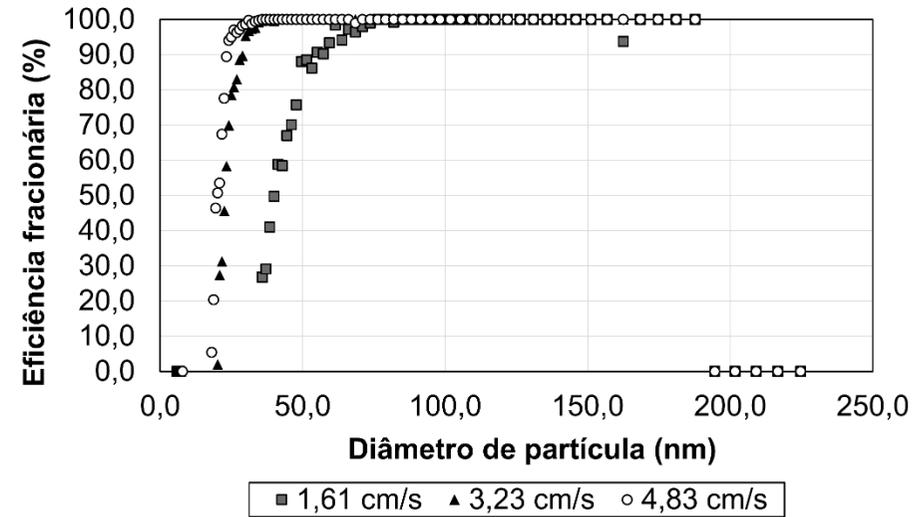


Tabela 5. 9 – Concentração de entrada e saída e eficiência (mássica e em número) dos testes a diferentes velocidades do gás

$v_G$ (cm/s)	Concentração de entrada ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Concentração de saída ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Eficiência global mássica (%)	Concentração de entrada ( $\#/\text{cm}^3$ )	Concentração de saída ( $\#/\text{cm}^3$ )	Eficiência global em número (%)
1,61	$6,54 \pm 0,24$	$3,77 \pm 0,94$	$42,2 \pm 15,8$	$24069 \pm 826$	$167992 \pm 33239$	$-598 \pm 136$
3,23	$4,07 \pm 0,29$	$0,357 \pm 0,050$	$91,3 \pm 0,8$	$14282 \pm 328$	$40989 \pm 2082$	$-187 \pm 21$
4,83	$3,23 \pm 0,24$	$0,186 \pm 0,051$	$94,3 \pm 1,5$	$9631 \pm 381$	$30805 \pm 8921$	$-223 \pm 103$

#### 5.4.4. Testes com Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>

As Figuras 5.46 a 5.49 apresentam os resultados de distribuição granulométrica na entrada e saída do precipitador, obtidos a partir do procedimento experimental descrito na subseção 4.3.4.4; as curvas de eficiência resultantes estão exibidas na Figura 5.50. Já a Tabela 5.10 compara as concentrações de entrada e saída, em massa e em número de partículas, para ambas as velocidades e voltagens avaliadas.

Nos testes, uma suspensão 0,01% m/m de Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> foi preparada e colocada em banho de ultrassom durante 60 min. Foram realizados testes com  $v_G$  igual a 3,3 cm/s. Foi utilizada VAZ igual a 200 NL/h, tempo de espera zero, e voltagens de -8,0; -9,0 e -10,0 kV. Também foi realizado um teste sob velocidade de 4,8 cm/s e voltagem -10 kV, de forma a averiguar o efeito da velocidade para este material. A temperatura, pressão e umidade ambientes foram aferidas e eram respectivamente iguais a 21,0°C, 91,9 kPa e 52,7% U.R. A umidade no interior do duto atingiu valores entre 27,0 e 31,6% U.R. Adicionalmente, a Figura 5.51 apresenta uma fotografia da suspensão de Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> após o banho de ultrassom (à esquerda), no qual verifica-se a deposição de aglomerados de partículas sedimentadas no fundo do recipiente; e o sobrenadante coletado (à direita), contendo partículas em suspensão e conferindo coloração mais clara à mistura.

Figura 5. 46 – Granulometria de entrada e saída do teste a -8,0 kV e 3,3 cm/s

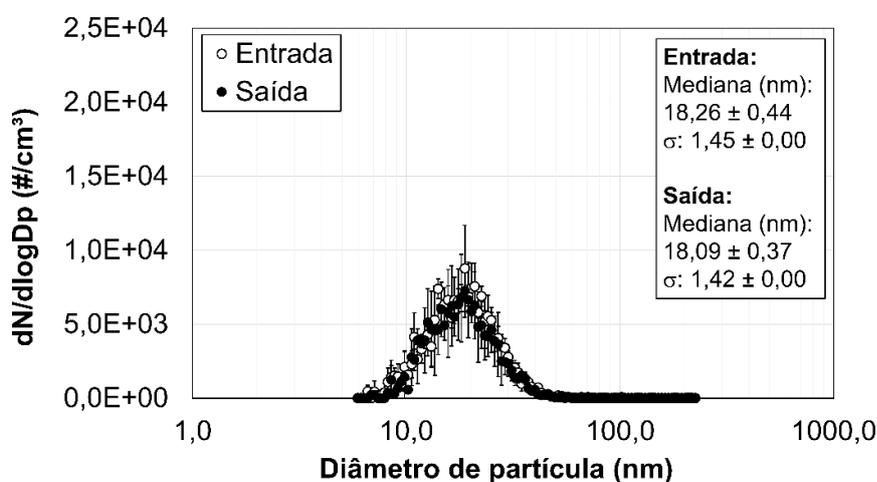


Figura 5. 47 – Granulometria de entrada e saída do teste a -9,0 kV e 3,3 cm/s

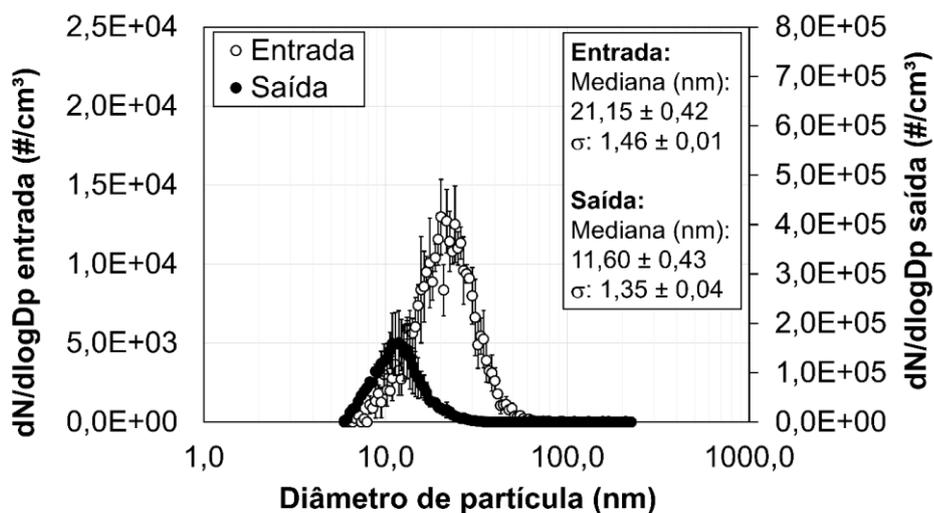


Figura 5. 48 – Granulometria de entrada e saída do teste a -10,0 kV e 3,3 cm/s

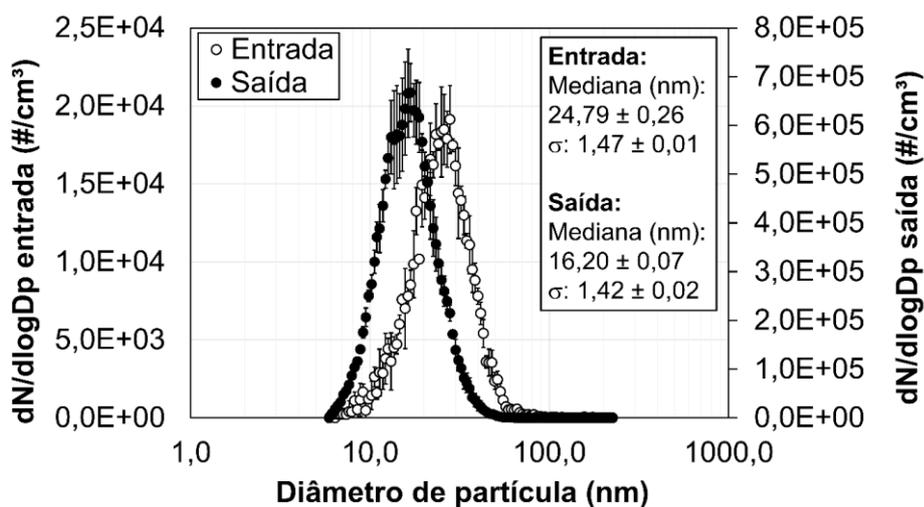


Figura 5. 49 – Granulometria de entrada e saída do teste a -10,0 kV e 4,8 cm/s

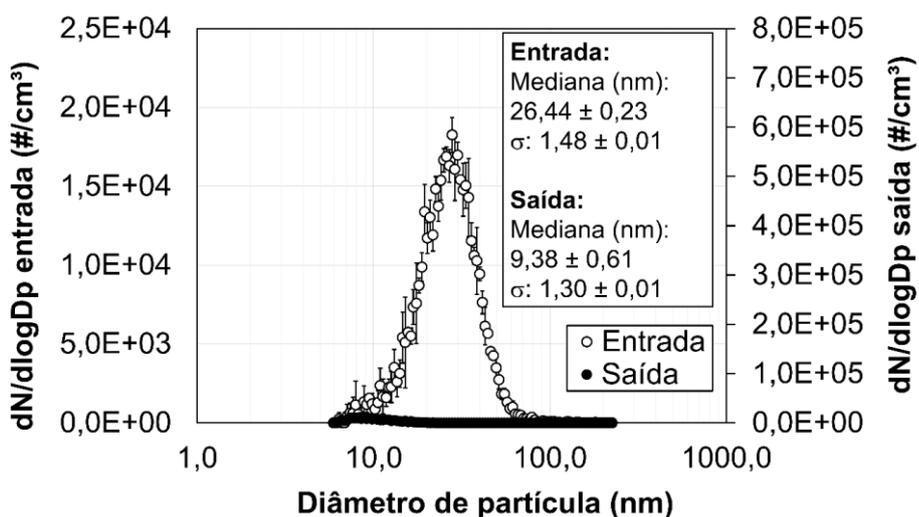
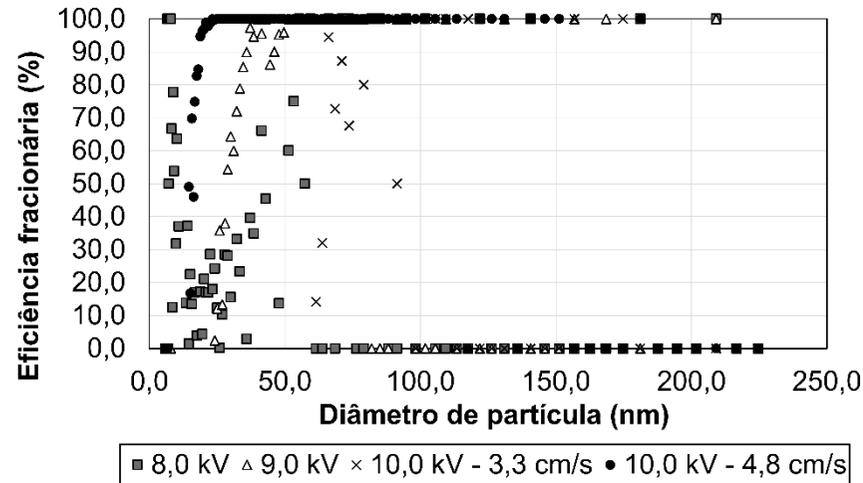
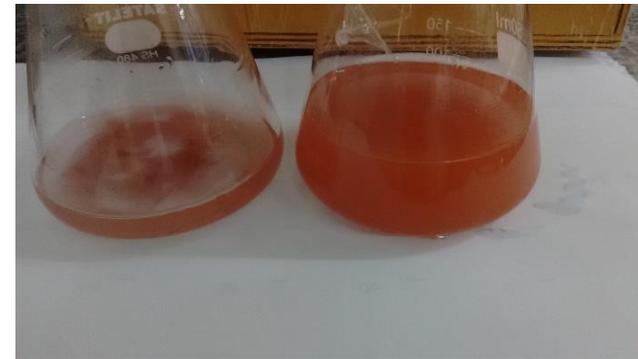


Figura 5. 50 – Eficiência fracionária para os testes com óxido de ferro (III)

Figura 5. 51 – Suspensão de  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  após o banho de ultrassom: sedimentado (à esq.) e sobrenadante (à dir.)Tabela 5. 10 – Concentração de entrada e saída e eficiência (mássica e em número) dos testes a diferentes voltagens e velocidades do gás para  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ 

$v_G$ (cm/s)	Voltagem (kV)	Concentração de entrada ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Concentração de saída ( $\mu\text{g}/\text{cm}^3$ )	Eficiência global mássica (%)	Concentração de entrada ( $\#/\text{cm}^3$ )	Concentração de saída ( $\#/\text{cm}^3$ )	Eficiência global em número (%)
3,3	-8,0	$0,113 \pm 0,023$	$0,0934 \pm 0,0442$	$9,56 \pm 57,9$	$2852 \pm 268$	$2465 \pm 770$	$12,0 \pm 31,9$
	-9,0	$0,241 \pm 0,029$	$0,338 \pm 0,071$	$-39,4 \pm 14,5$	$4697 \pm 503$	$48002 \pm 12602$	$-917 \pm 223$
	-10,0	$0,541 \pm 0,047$	$5,15 \pm 0,34$	$-854 \pm 75$	$7120 \pm 415$	$248306 \pm 16330$	$-3396 \pm 321$
4,8	-10,0	$0,619 \pm 0,017$	$0,0102 \pm 0,0028$	$98,4 \pm 0,4$	$6677 \pm 117$	$2815 \pm 670$	$57,9 \pm 9,5$

Os resultados das Figuras 5.46 a 5.50 e da Tabela 5.10 são similares aos obtidos na subseção 5.4.2 (Figuras 5.32 a 5.36), na qual as condições operacionais eram similares, com exceção da constituição do particulado. Sob -8,0 kV e 3,3 cm/s, não houve “geração líquida” de nanopartículas, verificando-se apenas um processo de coleta de particulado via precipitação eletrostática – cuja eficiência foi muito baixa. A partir de -9,0 kV, verifica-se o fenômeno de desagregação de aglomerados, que foi beneficiado com o aumento da voltagem aplicada.

Também é possível constatar a diminuição deste fenômeno com o aumento de  $v_G$  para uma mesma voltagem (Figuras 5.48 e 5.49) devido à redução do tempo de residência no equipamento. Todavia, nota-se que, embora as condições experimentais tenham sido as mesmas, os resultados de concentração obtidos para o NiO e o Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> foram diferentes, não apenas na saída do equipamento, como também na entrada. Para o Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, foram obtidas concentrações na entrada menores que para o NiO.

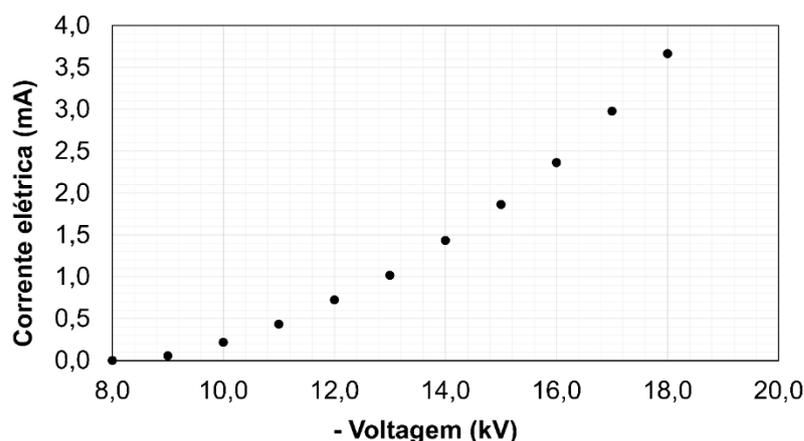
É provável que as forças de coesão para o Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> fossem maiores que para o NiO, impedindo uma primeira separação dos aglomerados no banho de ultrassom para a geração do aerossol. No entanto, entre as Tabelas 5.8 e 5.10, constata-se que as eficiências de coleta para o Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> foram mais negativas, sugerindo que houve relativamente maior desagregação de particulados que para o NiO. Disto, levantam-se duas hipóteses: as propriedades físicas do Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> permitiram maior desagregação de particulados; ou a concentração foi preponderante para a diferença neste fenômeno. Estudos mais aprofundados podem ser necessários para corroborar ou refutar tais hipóteses.

#### **5.4.5. Investigações sobre o fenômeno sob voltagens próximas à voltagem de rompimento dielétrico do gás**

De modo a analisar o comportamento elétrico do sistema, foi levantada a curva corrente-tensão do processo para um gás a 3,3 cm/s contendo partículas de NiO, geradas a partir da atomização de uma suspensão 0,01% m/m após banho de ultrassom de 60 min. A temperatura, pressão e umidade ambientes foram aferidas e eram respectivamente iguais a 24,0°C, 91,9 kPa e 45,2% U.R. A umidade no interior

do duto era aproximadamente igual a 27,0% U.R. Os valores de corrente eram registrados pela fonte de alta tensão para cada voltagem aplicada nos eletrodos de descarga a partir de -7,0 kV, com incrementos de -1,0 kV até o rompimento dielétrico do gás. A Figura 5.52 exibe a curva obtida.

Figura 5. 52 – Curva corrente-tensão para gás a 3,3 cm/s contendo NiO 0,01% m/m



Da Figura 5.52, verifica-se que a voltagem de início da corona (voltagem a partir da qual há registro de corrente elétrica pela fonte de alta tensão) ocorreu em -9,0 kV (0,06 mA), ao passo que a voltagem de rompimento dielétrico do gás ocorreu em -18,0 kV. Neste ínterim, foram realizados testes experimentais para as voltagens de -9,0; -10,0; -11,0; -13,0; -15,0 kV (Não foram realizados testes com voltagens mais altas devido à formação de gás ozônio), com esta suspensão. Foram realizados testes com  $v_G$  de 3,3 cm/s. Foi utilizada VAZ igual a 200 NL/h e tempo de espera zero.

A temperatura, pressão e umidade ambientes foram aferidas e eram respectivamente iguais a 20,5°C, 92,2 kPa e 57,0% U.R. A umidade no interior do duto atingiu valores entre 22,3 e 24,7% U.R.

As Figuras 5.53 a 5.57 apresentam os resultados obtidos de distribuição granulométrica de entrada e saída do aerossol no precipitador para diferentes voltagens aplicadas, sob 3,3 cm/s. A eficiência fracionária para cada teste está exibida na Figura 5.58. Já a Tabela 5.11 compara as concentrações de entrada e saída e eficiência global, em massa e em número de partículas, para as diferentes voltagens.

Figura 5. 53 – Granulometria de entrada e saída de testes a -9,0 kV e 3,3 cm/s

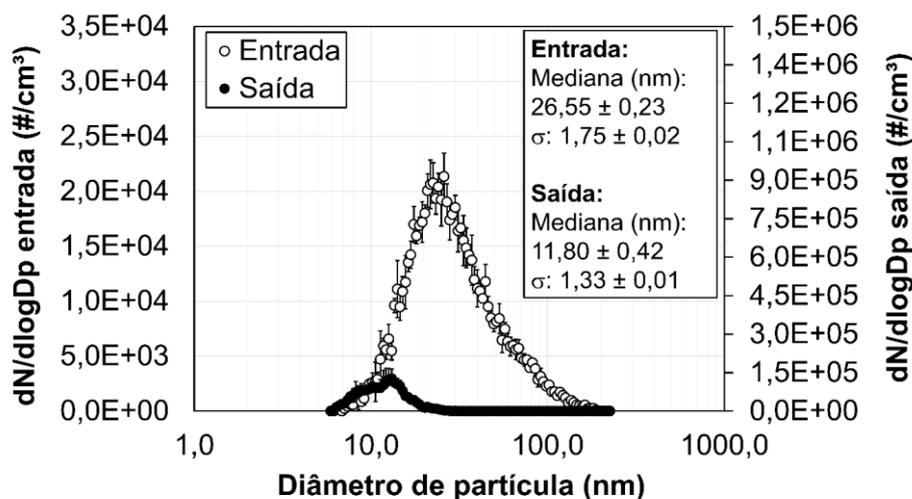


Figura 5. 54 – Granulometria de entrada e saída de testes a -10,0 kV e 3,3 cm/s

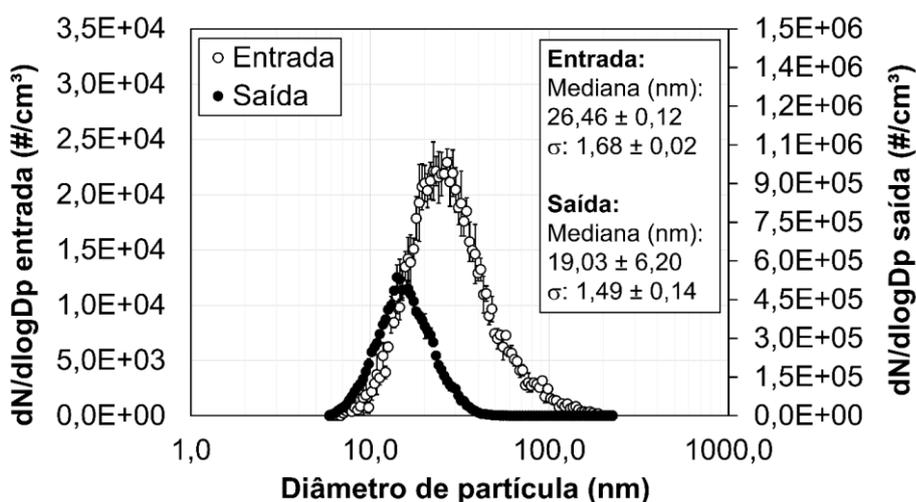


Figura 5. 55 – Granulometria de entrada e saída de testes a -11,0 kV e 3,3 cm/s

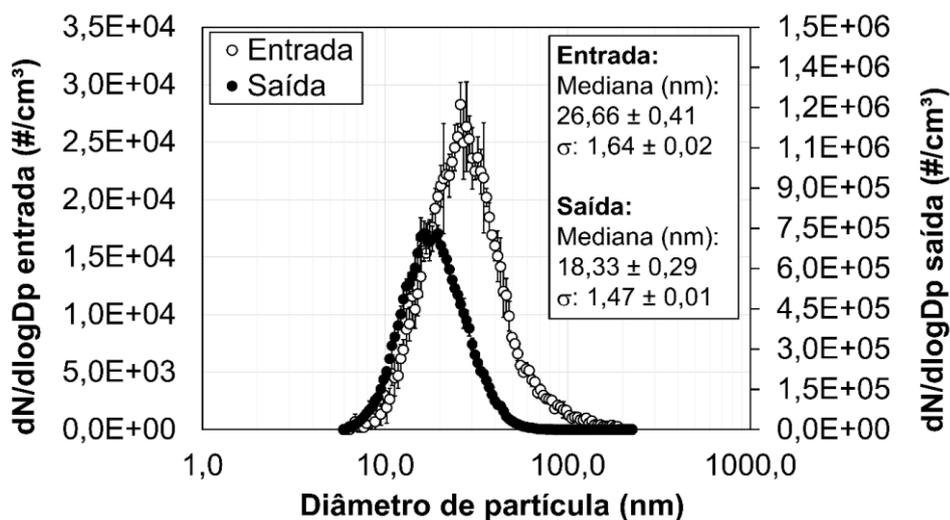


Figura 5. 56 – Granulometria de entrada e saída de testes a -13,0 kV e 3,3 cm/s

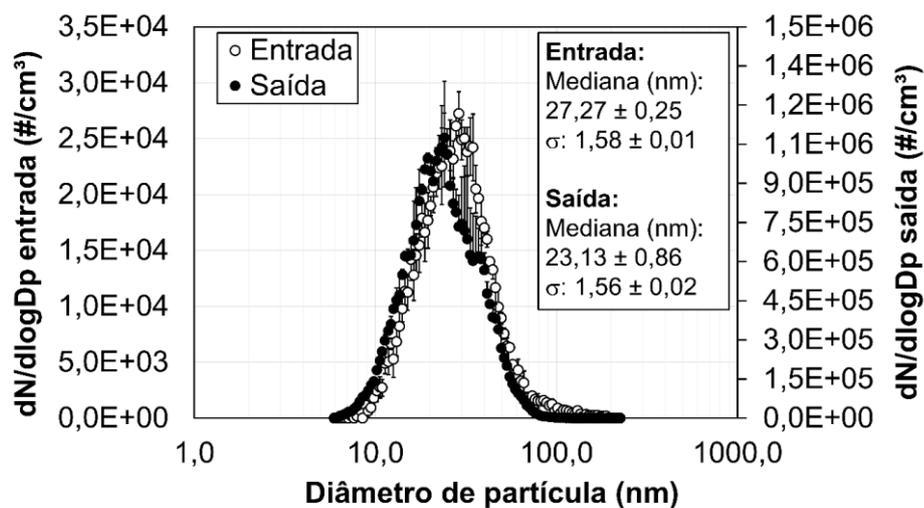


Figura 5. 57 – Granulometria de entrada e saída de testes a -15,0 kV e 3,3 cm/s

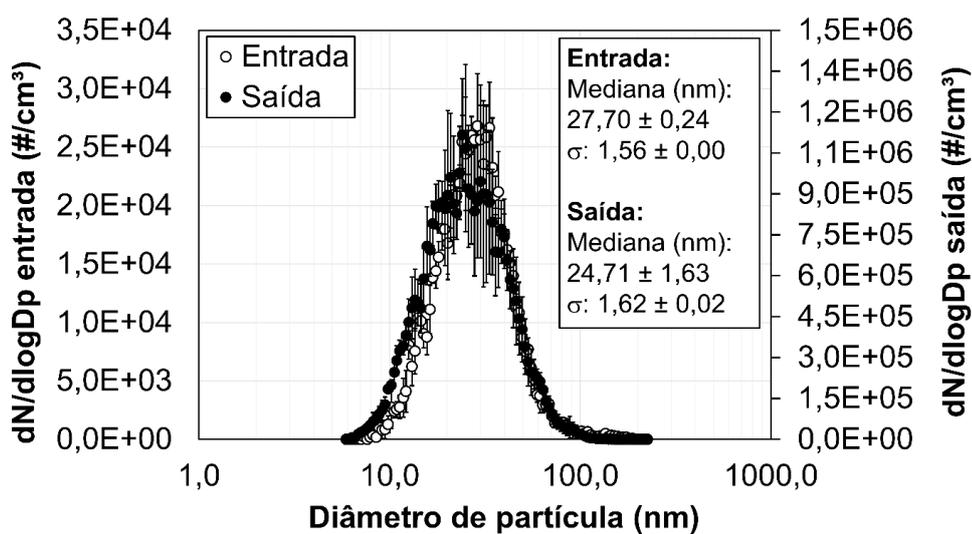


Figura 5. 58 – Eficiência fracionária dos testes a 3,3 cm/s e diferentes voltagens

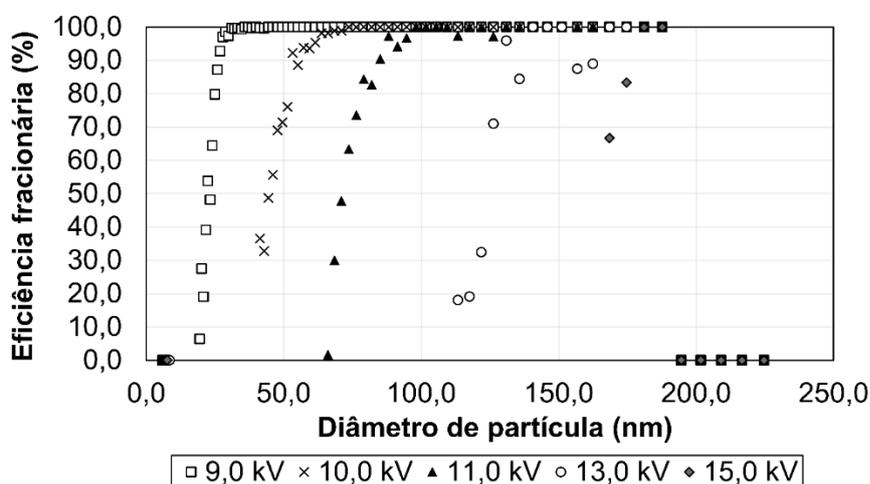


Tabela 5. 11 – Concentração de entrada e saída e eficiência (mássica e em número) dos testes a diferentes voltagens

<b>Voltagem (kV)</b>	<b>Concentração de entrada (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Concentração de saída (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Eficiência global mássica (%)</b>	<b>Concentração de entrada (<math>\#/\text{cm}^3</math>)</b>	<b>Concentração de saída (<math>\#/\text{cm}^3</math>)</b>	<b>Eficiência global em número (%)</b>
-9,0	$1,69 \pm 0,02$	$1,33 \pm 0,02$	$21,4 \pm 1,4$	$11178 \pm 26$	$36161 \pm 6876$	$-223 \pm 61$
-10,0	$1,76 \pm 0,02$	$1,42 \pm 0,01$	$19,0 \pm 0,4$	$11668 \pm 398$	$183743 \pm 569$	$-1498 \pm 49$
-11,0	$1,83 \pm 0,01$	$1,48 \pm 0,01$	$19,0 \pm 1,1$	$12743 \pm 450$	$304531 \pm 6940$	$-2293 \pm 140$
-13,0	$1,86 \pm 0,02$	$1,50 \pm 0,01$	$19,5 \pm 0,8$	$12198 \pm 365$	$481975 \pm 23168$	$-3850 \pm 113$
-15,0	$1,83 \pm 0,02$	$1,55 \pm 0,03$	$15,4 \pm 2,8$	$11965 \pm 1106$	$538175 \pm 72461$	$-4389 \pm 303$

Das Figuras 5.53 a 5.57, é possível verificar que o aumento da voltagem proporcionou tal aumento do processo de desagregação de aglomerados que a mediana do aerossol de saída se tornou cada vez mais similar à mediana da distribuição de aerossol na entrada do precipitador, para cada teste. No entanto, a concentração aumentou para todos os casos. Como reflexo disto, as curvas de eficiência (Figura 5.58) se alteraram conforme aumento da voltagem até que, para a maior voltagem avaliada (-15,0 kV), a curva possui valor zero para quase todos os pontos.

Ainda, é possível avaliar a discrepância entre as eficiências globais: a eficiência mássica oscilou conforme aumento da voltagem, indicando que aproximadamente a mesma massa foi coletada mesmo a voltagens superiores, ao passo que a eficiência em termos de número de partículas diminuiu consideravelmente, evidenciando o aumento do número de partículas para cada diâmetro discretizado na distribuição.

É preciso ressaltar que, na literatura científica da área, é conhecido o fenômeno denominado de *spark generation* e que consiste na formação de nanopartículas a partir da erosão de materiais sólidos, como eletrodos de descarga de precipitadores eletrostáticos, no interior de um forte campo elétrico. Romay *et al.* (1994) evidenciaram este fenômeno em eletrodos de descarga de aço inox e o atribuíram à pulverização catódica (*sputtering*) destes eletrodos na presença do forte campo elétrico aplicado, sob voltagem de 8,0 kV, próxima ao rompimento dielétrico do gás naquelas condições. Biris e colaboradores (2004) utilizaram esse fenômeno para a deposição de material metálico (ouro e tungstênio) em uma superfície aterrada a partir da aplicação de corrente em um eletrodo do material, sendo que a voltagem de rompimento dielétrico era próxima a 10 kV. Lin *et al.* (2012) verificaram o fenômeno no interior de um precipitador eletrostático sob voltagem de 4,8 kV, em um sistema no qual o rompimento dielétrico do gás no sistema ocorria a voltagens superiores a 6,0 kV.

Para verificar a composição do particulado gerado, foram feitas amostragens de material particulado de NiO (a partir da atomização de suspensão 0,1% m/m sob tempo de banho de 60 min, utilizando-se VAZ de 200 NL/h) sob 3,3 cm/s em meios filtrantes de fibra de vidro (Energética, modelo E558X10IN) dispostos posteriormente ao duto de saída do precipitador. Amostragens foram realizadas para

testes sob voltagens de 0; -9,0; -13,0; -15,0 kV, durante aproximadamente 30 minutos. Os meios filtrantes foram visualizados com o microscópio eletrônico de varredura Philips XL-30 FEG, localizado no Laboratório de Caracterização Estrutural da UFSCar, após o pré-tratamento das amostras de recobrimento com partículas de ouro. Foram feitas análises de imagem e de espectroscopia por energia dispersiva (EDS) para a caracterização elementar da amostra. No entanto, não foi possível verificar a presença de partículas nos meios filtrantes, possivelmente devido ao tamanho reduzido do particulado, muito próximo ao limite de resolução do equipamento. Além disso, é possível que o particulado tenha penetrado no interior dos meios filtrantes devido ao seu tamanho, não se depositando em sua superfície para sua verificação. O tempo de amostragem também pode não ter sido suficiente para a deposição da quantidade necessária para a análise. Portanto, os resultados não serão exibidos no presente trabalho.

A fim de verificar se o mesmo fenômeno ocorria com o aerossol de um material distinto, que não fosse óxido, foram feitos testes com a atomização de solução de KCl 0,03 g/L, sob VAZ de 200 NL/h. Tais testes foram feitos sob  $v_G$  de 3,3 cm/s e voltagens de -9,0; -10,0; -11,0; -13,0 kV.

As Figuras 5.59 a 5.62 apresentam os resultados de distribuição granulométrica na entrada e saída do precipitador; a Figura 5.63 apresenta os dados de eficiência fracionária obtidos a partir destes resultados. Já a Tabela 5.12 compara as concentrações de entrada e saída e eficiência global, em massa e em número de partículas, para as diferentes voltagens.

Também foram realizados testes na ausência de particulado a diferentes voltagens. Tais testes foram feitos sob  $v_G$  de 3,3 cm/s e voltagens de -9,0; -10,0; -11,0; -13,0 kV. A Figura 5.64 exhibe a granulometria obtida para a voltagem de -13,0 kV, única voltagem para a qual ocorreu aparecimento de particulado aferido pelo SMPS.

Figura 5. 59 – Granulometria de entrada e saída de aerossol de KCl sob -9,0 kV e 3,3 cm/s

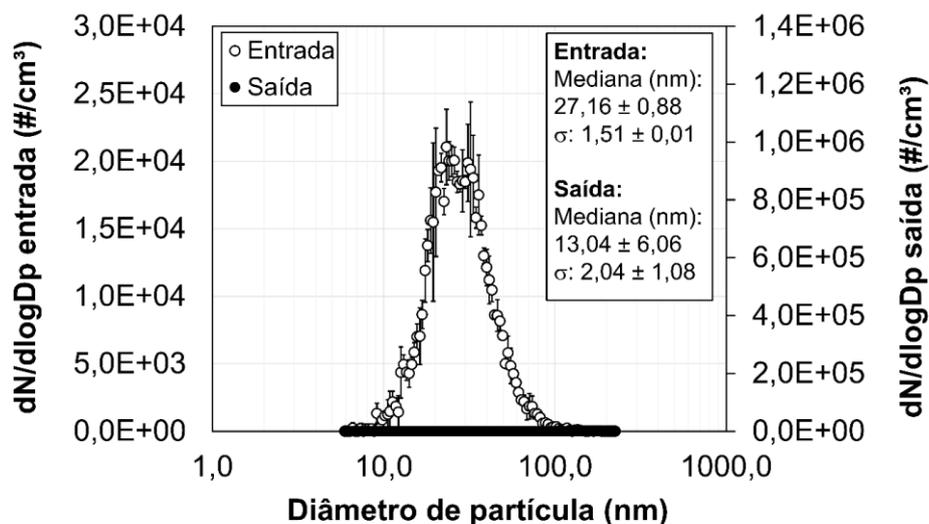


Figura 5. 60 – Granulometria de entrada e saída de aerossol de KCl sob -10,0 kV e 3,3 cm/s

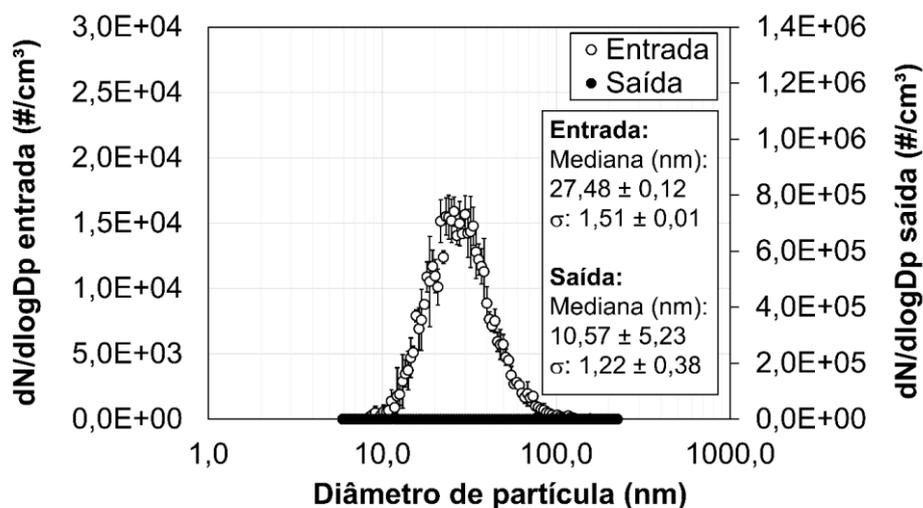


Figura 5. 61 – Granulometria de entrada e saída de aerossol de KCl sob -11,0 kV e 3,3 cm/s

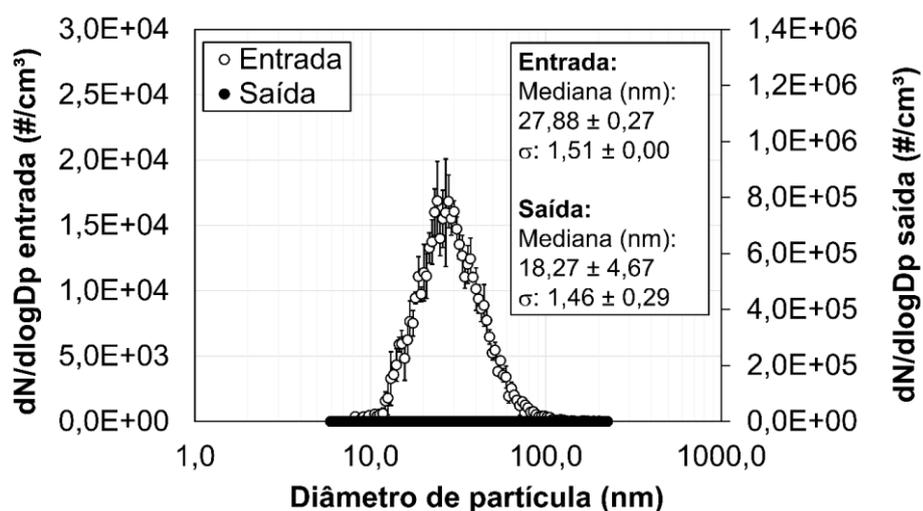


Figura 5. 62 – Granulometria de entrada e saída de aerossol de KCl sob -13,0 kV e 3,3 cm/s

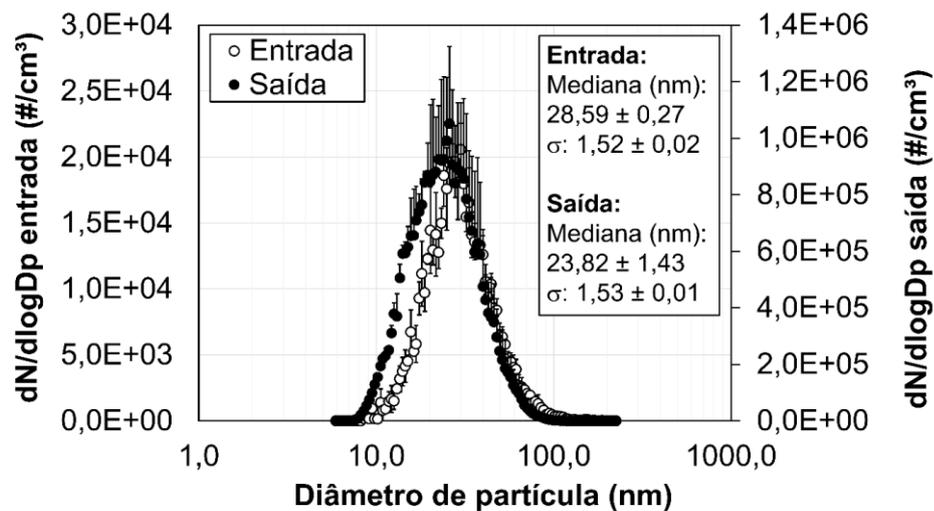


Figura 5. 63 – Eficiência fracionária de testes com KCl a diferentes votagens sob 3,3 cm/s

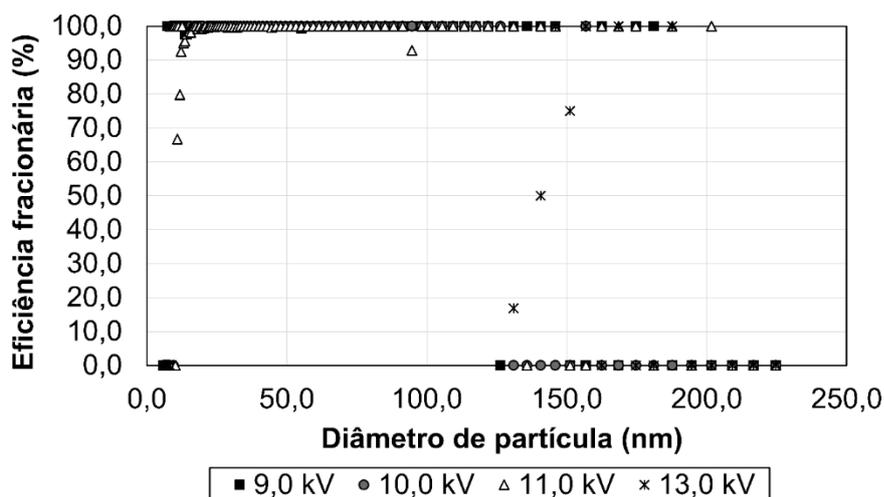


Figura 5. 64 – Granulometria de entrada e saída de gás sem particulado sob -13,0 kV e 3,3 cm/s

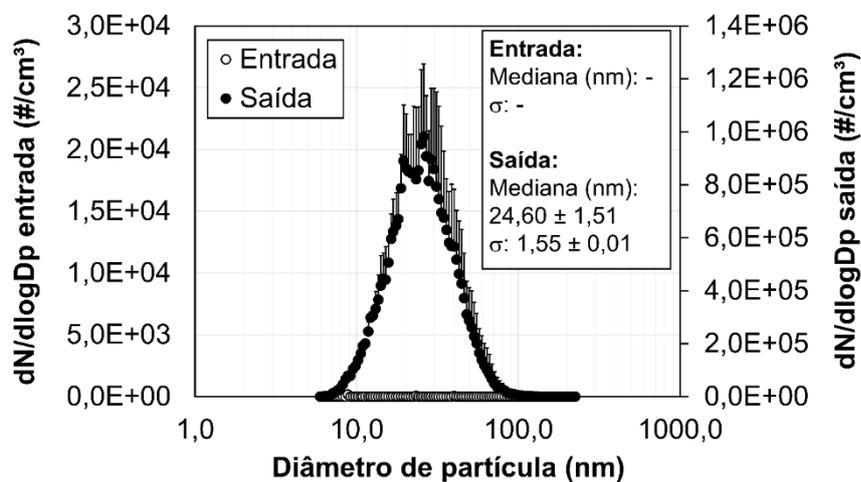


Tabela 5. 12 – Concentração de entrada e saída e eficiência (mássica e em número) dos testes com KCl a diferentes voltagens

<b>Voltagem (kV)</b>	<b>Concentração de entrada (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Concentração de saída (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Eficiência global mássica (%)</b>	<b>Concentração de entrada (<math>\#/\text{cm}^3</math>)</b>	<b>Concentração de saída (<math>\#/\text{cm}^3</math>)</b>	<b>Eficiência global em número (%)</b>
-9,0	$0,465 \pm 0,028$	$(5,06 \pm 8,46)\text{E-}03$	$99,0 \pm 1,7$	$9043 \pm 370$	$10 \pm 9$	$99,9 \pm 0,1$
-10,0	$0,364 \pm 0,016$	$(1,92 \pm 1,33)\text{E-}05$	$100,0 \pm 0,0$	$6848 \pm 73$	$9 \pm 6$	$99,9 \pm 0,1$
-11,0	$0,403 \pm 0,010$	$(6,09 \pm 6,08)\text{E-}04$	$99,9 \pm 0,1$	$6960 \pm 99$	$28 \pm 22$	$99,6 \pm 0,3$
-13,0	$0,506 \pm 0,010$	$(15,6 \pm 6,6)\text{E-}04$	$-2991 \pm 1347$	$7981 \pm 159$	$465240 \pm 114688$	$-5717 \pm 1345$

Visto que o procedimento experimental para a obtenção destes resultados é similar à da subseção 5.4.2, vale a comparação entre as Tabelas 5.8 e 5.12: embora com valor inferior de concentrações mássicas, verifica-se que a concentração em número de partículas de KCl na corrente gasosa foi aproximadamente de  $10^5$  partículas/cm<sup>3</sup>, similar ao obtido para o NiO sob 3,3 cm/s. De fato, inicialmente havia sido preparada uma solução de KCl de concentração 0,1 g/L, com mesmas razões entre massa de soluto e volume de solvente que para o realizado com NiO. No entanto, devido à ocorrência de sedimentação do particulado de óxido, as concentrações obtidas para KCl foram exorbitantemente superiores.

Como demonstrado neste trabalho, a manutenção de valores fixos de concentração é importante para o estudo deste tipo de fenômeno, que sofre a influência de tal variável. Por outro lado, deve ser levada em conta a diferença entre as propriedades físicas de ambos os materiais e o formato do particulado presente, além do método de classificação de partículas por mobilidade elétrica do SMPS: devido à alta solubilidade de KCl em água, não houve sedimentação deste material no meio aquoso, que foi atomizado e as gotículas presentes continham cristais deste particulado. Com a secagem do conteúdo, os cristais eram liberados na corrente gasosa e sua mensuração era feita. De fato, Falaguasta (2005) observou em análises de MEV o particulado de NaCl originado da atomização de solução aquosa a diferentes concentrações e verificou formatos esféricos a cúbicos. Os óxidos, por sua vez, aglomeram-se e são atomizados desta forma, gerando agrupamentos de forma irregular, como observado por Zoccal em análises de MEV (2015).

O SMPS, por sua vez, classifica o particulado por sua mobilidade elétrica, sendo que partículas de diferentes conformações geométricas, porém com a mesma mobilidade elétrica, são contabilizados como se fossem de um mesmo diâmetro equivalente de mobilidade elétrica. Portanto, a constituição geométrica do particulado dos diferentes materiais diferiu e impediu a obtenção de mesmas dispersões. Contudo, para uma primeira aproximação, é válida a comparação.

Dito isto, é possível verificar nas Figuras 5.59 a 5.62 que, para as mesmas voltagens aplicadas, não houve o fenômeno ocorrido com NiO e exibido nas subseções anteriores, no qual a concentração de particulado mais fino na saída em relação à entrada ocorria. Aparentemente, o precipitador eletrostático agiu como simples coletor de partículas, oferecendo as eficiências fracionárias exibidas na Figura

5.63. No entanto, a partir de -13,0 kV, este fenômeno passou a ocorrer. A Tabela 5.12 também deve ser avaliada: houve um salto significativo de eficiência – negativa – a partir de -13,0 kV. O mesmo ocorreu para os testes na ausência de particulado (Figura 5.64): em testes sob voltagens menores, o SMPS aferia apenas a presença de eventuais partículas dispersas no meio gasoso, possivelmente contaminantes ou partículas que se desprendiam do duto ou das placas do equipamento.

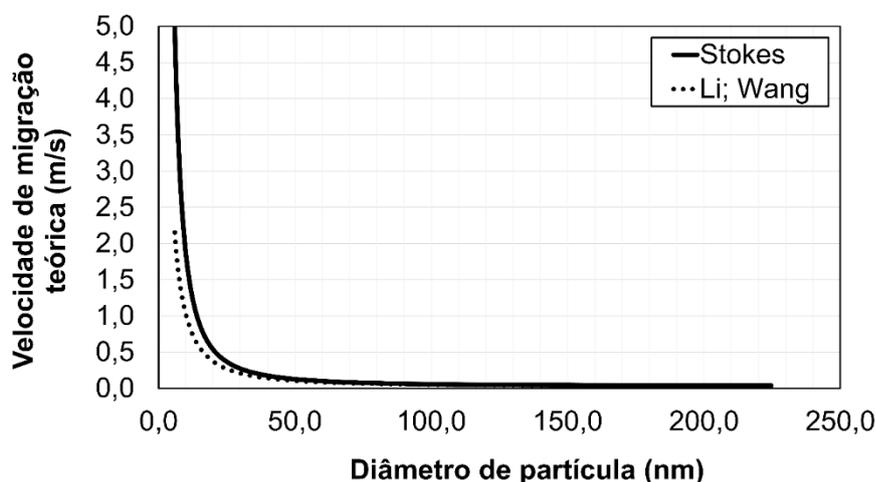
Por esta razão, os gráficos gerados não foram exibidos no presente trabalho. A partir de -13,0 kV, uma granulometria bastante uniforme foi detectada, como é possível verificar na Figura 5.64. Estes resultados permitiram conjecturar que, para os aerossóis de óxidos, para voltagens de até -11,0 kV, houve desaglomeração de particulados devido à grande força elétrica atuando sobre eles e, a partir de -13,0 kV, nas condições experimentais avaliadas, houve erosão do material dos fios (*sputtering*), tanto para o particulado de óxidos (NiO e Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) quanto para o KCl e mesmo para o ar limpo. Testes com imagens ou caracterização química deste particulado devem ser realizados para confirmar tal hipótese.

## 5.5. AVALIAÇÃO DE MODELOS DE EFICIÊNCIA DE PRECIPITAÇÃO ELETROSTÁTICA COM DIFERENTES MODELOS DE FORÇA DE ARRASTE

Como apresentado na subseção 4.3.5, modelos de eficiência de precipitadores eletrostáticos foram avaliados utilizando-se dois modelos distintos para a força de arraste de partículas em um meio fluido: a Lei de Stokes (HINDS, 1998), Equação 6, e o modelo de Li e Wang (2003), Equações 9 a 17. Os modelos de eficiência avaliados foram de Lin-Chen-Tsai (2012), Equações 22 a 34, Zhibin-Guoquan (1994), Equações 18 e 19, e Nóbrega-Falaguasta-Coury (2004), Equações 20 e 21. Os modelos foram avaliados com dados experimentais da precipitação eletrostática de uma solução de KCl sob voltagem de -8,1 kV e velocidades do gás iguais a 1,7; 3,3; 6,6; e 9,9 cm/s, sendo que foram atomizadas soluções de diferentes concentrações para cada  $v_G$ , respectivamente iguais a 0,5; 1,0; 2,0; e 3,0 g/L, com gerador da TSI operando a 100 NL/h. Para início de discussão, a Figura 5.65 apresenta as velocidades de migração teóricas em regime estacionário para partículas

esféricas de KCl de diâmetros entre 6,15 a 224,7 nm, calculadas a partir do balanço apresentado na Equação 3 e com ambos os modelos de força de arraste a serem avaliados: Lei de Stokes (linha contínua) e modelo de Li e Wang (linha tracejada).

Figura 5. 65 – Velocidade de migração teórica com Lei de Stokes e modelo de Li e Wang



Observa-se na Figura 5.65 que os modelos estimam a velocidade de migração teórica de forma muito similar entre si para diâmetros acima de 60 nm e que, abaixo deste diâmetro, a Lei de Stokes retorna valores acima dos obtidos pelo modelo de Li e Wang. Em seu trabalho, Li e Wang (2003) afirmaram que a Lei de Stokes não modela adequadamente a força de arraste para partículas no regime de molécula livre e, assim, propuseram um novo modelo baseado na teoria cinética dos gases. É preciso reafirmar que os experimentos deste estudo abordaram uma faixa aproximada de  $Kn$  entre 0,64 e 12,8, o que abrange a faixa de molécula livre e de regime de transição para o meio contínuo de acordo com a Tabela 3.1 para condições de pressão e temperatura similares.

Neste íterim, as Figuras 5.66, 5.67 e 5.68 exibem, respectivamente, os dados de eficiência experimentais e os obtidos a partir dos modelos de Lin-Chen-Tsai; Zhibin-Guoquan; Nóbrega-Falaguasta-Coury acoplados aos modelos de força de arraste.

Figura 5. 66 – Eficiências fracionárias experimentais e teóricas (modelo de Lin-Chen-Tsai) com os modelos de força de arraste para velocidades de 1,7 (a); 3,3 (b); 6,6 (c); 9,9 cm/s (d)

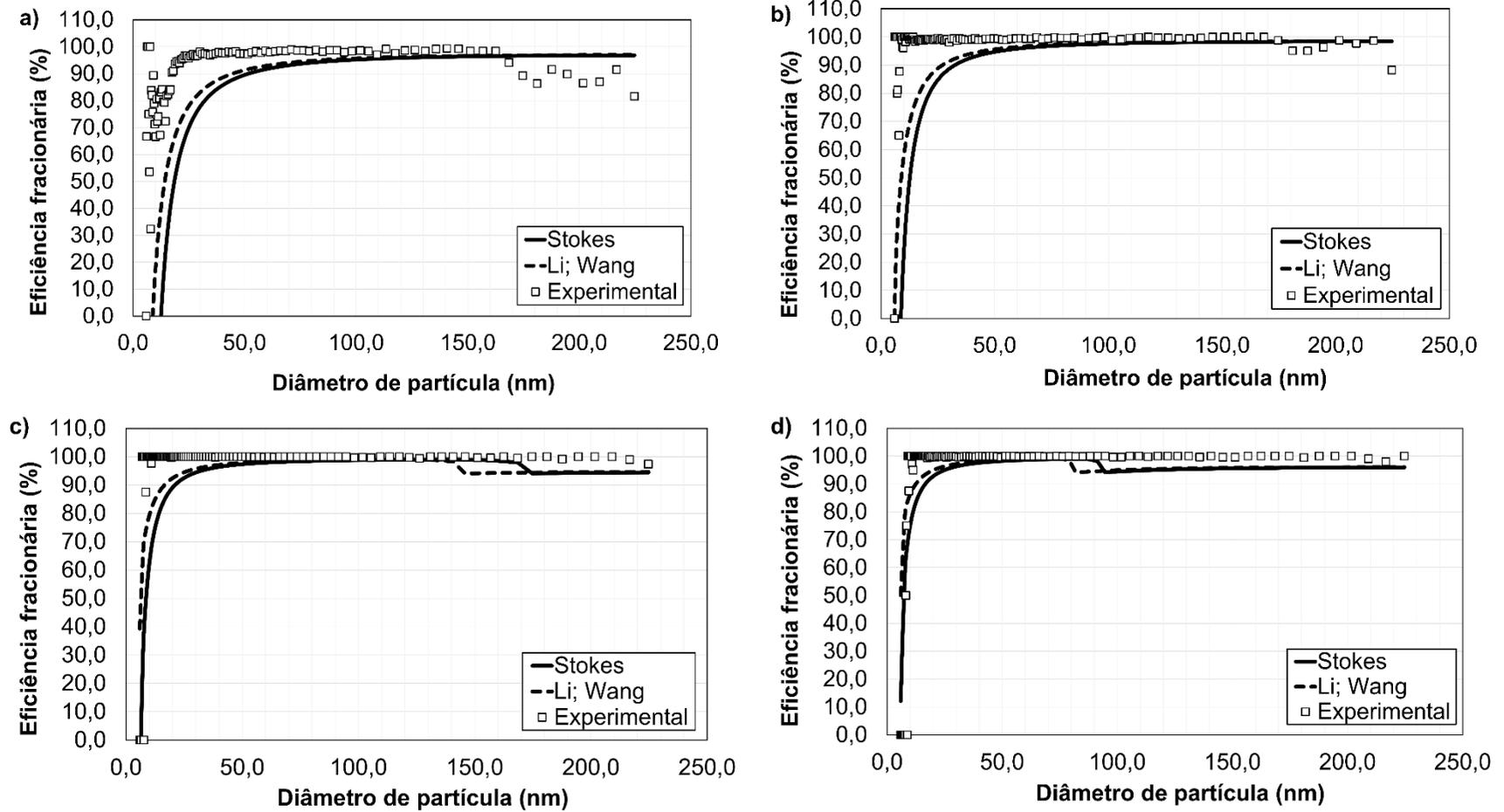


Figura 5. 67 – Eficiências fracionárias experimentais e teóricas (modelo de Zhibin-Guoquan) com os modelos de força de arraste para velocidades de 1,7 (a); 3,3 (b); 6,6 (c); 9,9 cm/s (d)

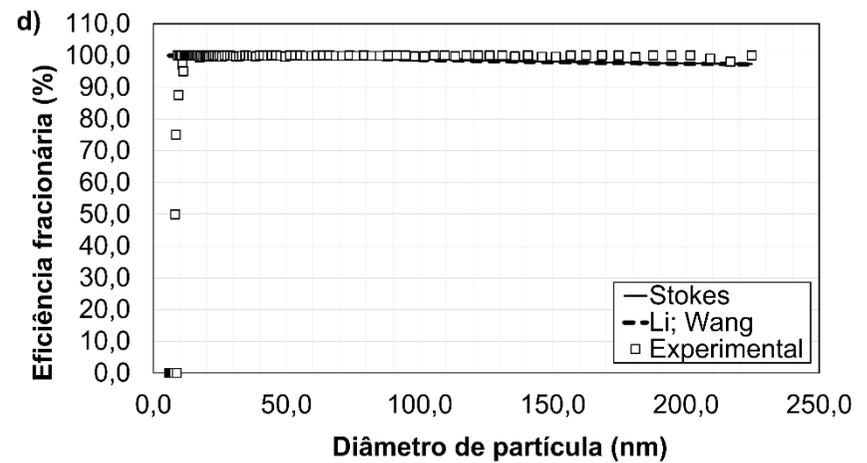
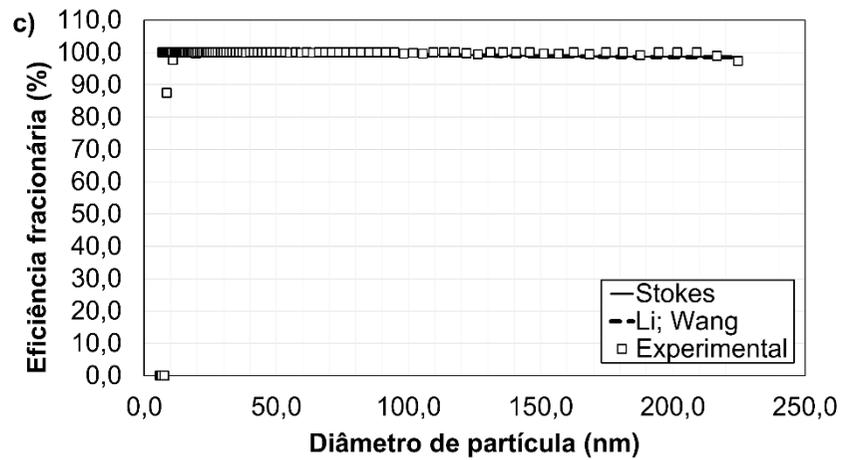
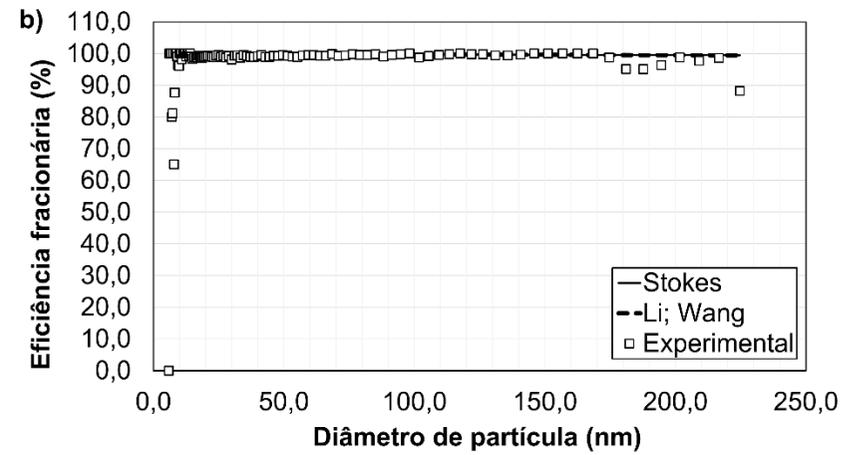
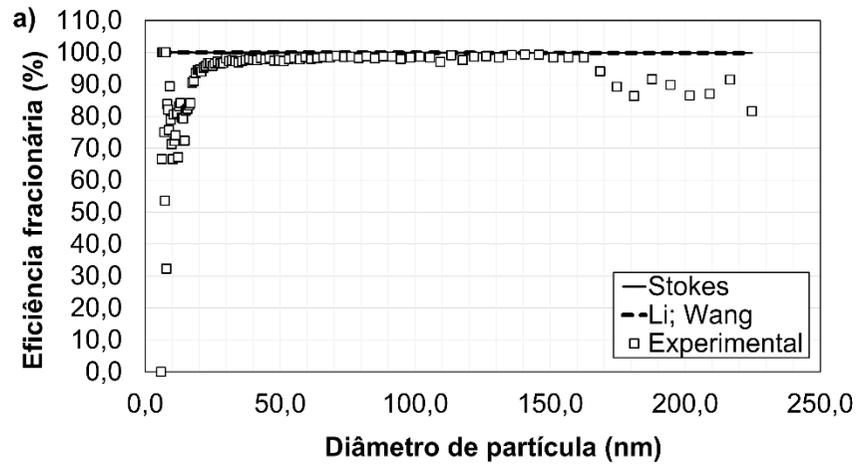
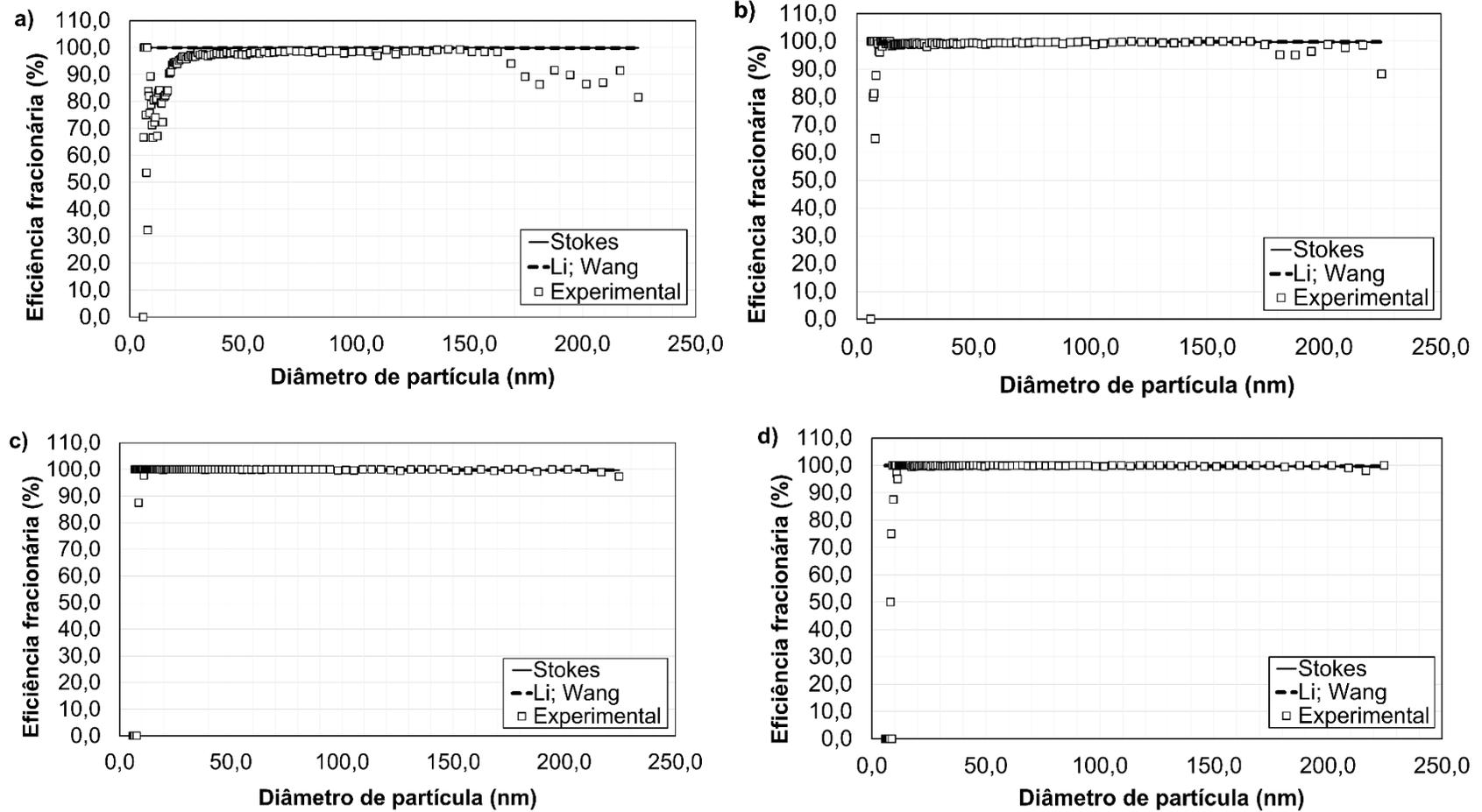


Figura 5. 68 – Eficiências fracionárias experimentais e teóricas (modelo de Nóbrega-Falaguasta-Coury) com os modelos de força de arraste para velocidades de 1,7 (a); 3,3 (b); 6,6 (c); 9,9 cm/s (d)



Conforme evidenciado nas Figuras 5.66 a 5.68, o modelo de Lin-Chen-Tsai melhor representou os dados de eficiência em relação aos demais modelos, que superestimaram a eficiência na faixa abaixo de 60 nm, principalmente para 1,7 cm/s. Isto era esperado, visto que estes modelos são extensões do modelo teórico de Deutsch que, apesar de pioneiro na descrição matemática da operação, utiliza hipóteses que destoam da realidade observada, como a uniformidade do campo elétrico e distribuição uniforme de partículas. De fato, Meira (2009) comparou dados experimentais de eficiência em um precipitador placa-fio com o modelo de eficiência de Deutsch acoplado ao modelo de Li e Wang de força de arraste, mas obteve um modelo teórico que superestimou os dados experimentais.

O modelo de Zhibhin e Guoquan (1994) modela o comportamento do aerossol no interior do precipitador eletrostático considerando efeitos de mistura associados à turbulência da corrente gasosa, em regime turbulento, assumindo-se aerossol monodisperso, carregamento prévio e idêntico de partículas e negligenciando-se desvios de idealidade como a reentrada de partículas. Por sua vez, o modelo de Nóbrega, Falaguasta e Coury (2004) modifica o modelo anterior utilizando a hipótese de não uniformidade da concentração de partículas – em que esta é menor no centro do duto e aumenta em direção às placas coletoras – e considerando uma relação entre a difusividade turbulenta e o diâmetro de partícula (Equação 20). Conforme resultados obtidos nas Figuras 5.67 e 5.68, tais hipóteses não se adequavam às condições avaliadas.

Já o modelo de Lin-Chen-Tsai é semi-empírico e considera o efeito do carregamento parcial das partículas, conforme apresentado anteriormente. Entretanto, o modelo de Lin-Chen-Tsai esboçou apenas qualitativamente o efeito do diâmetro, pois as curvas simuladas subestimaram os dados experimentais. Neste ínterim, o modelo de Li e Wang diminuiu a diferença entre dados simulados e experimentais para este modelo de eficiência, descrevendo melhor a interação das moléculas e íons do gás com as partículas nesta faixa em que a hipótese de continuidade do meio perde sua eficácia. Ainda é possível notar que, para 9,9 cm/s, os modelos de eficiência subestimaram os dados experimentais a partir de 60 nm mesmo com o modelo de Li e Wang. Ademais, o modelo de Lin-Chen-Tsai apresentou um comportamento anômalo a partir de 60 nm, possivelmente devido à expressão matemática do modelo.

## 6. CONCLUSÕES E SUGESTÕES

O procedimento experimental empregado e a análise e discussão dos resultados permitiu concluir que, para as condições experimentais utilizadas, o aumento da velocidade do gás a uma vazão fixa de partículas propiciou efeitos na eficiência de coleta relacionados não apenas ao tempo de residência, como também àqueles relacionados à variação da concentração de particulado no aerossol.

A variação da concentração de particulado no aerossol não afetou o processo apenas com o deslocamento das curvas de eficiência fracionária, como variou o formato característico destas curvas em determinada faixa de diâmetros, a partir do qual a eficiência de coleta reduziu-se com o aumento do tamanho da partícula: o aumento da concentração no aerossol tornou este declínio da eficiência mais suave, a uma mesma velocidade.

Utilizando-se um gerador de partículas baseado no fenômeno de nebulização, o aumento da concentração de solução aquosa aumentou não apenas a concentração de partículas no gás a uma velocidade fixa, como também afetou a granulometria do particulado, aumentando a mediana e o desvio padrão geométrico da distribuição.

A variação da vazão de partículas na alimentação do sistema, proporcionalmente à variação da vazão de gás, reduziu efeitos de diluição a fim de tornar possível a avaliação isolada do tempo de residência sobre a eficiência de coleta dos precipitadores eletrostáticos, desde que reduzida a amplitude de variação de concentração para o caso de geração de partículas por nebulização.

Para o precipitador eletrostático e as condições operacionais usadas neste estudo, um aumento do campo elétrico resultou em maiores eficiências fracionárias e globais. Um aumento na velocidade aumentou positivamente a coleta de partículas até um certo ponto. Em termos de eficiência global, para a granulometria e faixa de velocidades estudadas, uma condição operacional ótima foi obtida sob 6,6 cm/s para todos os valores de campo elétrico testados.

Para parte das condições experimentais avaliadas, especialmente usando um campo elétrico de 3,95 kV/cm, as curvas de eficiência fracionária exibiram um máximo entre 50 e 100 nm. O ponto de máximo se deslocou conforme aumento

da velocidade até que o aumento da eficiência para partículas maiores que 100 nm sob 6,6 cm/s dissipou tal efeito, após o qual o fenômeno reapareceu conforme o aumento adicional da vazão de gás.

O tamanho nanométrico das partículas resultou em efeitos difusionais no carregamento e implicou em fenômenos que não puderam ser descritos por um modelo simples de predição da eficiência de coleta de precipitadores eletrostáticos (modelo de Deutsch). Entretanto, foi possível usar este modelo para obter curvas empíricas que descrevem qualitativamente a relação entre o campo elétrico e a eficiência, bem como a relação entre a velocidade do gás e a performance do equipamento conforme condições operacionais utilizadas no estudo, utilizando-se o conceito de velocidade de migração efetiva.

A voltagem aplicada nos eletrodos de descarga a partir de -9,0 kV, em testes com óxidos de níquel e ferro, gerou distribuições granulométricas mais finas e maiores concentrações de particulados na saída do precipitador em relação à sua entrada. O aumento da voltagem e a diminuição da velocidade do gás influenciaram positivamente este fenômeno. Em testes com KCl e testes com gás isento de particulado, o mesmo fenômeno só foi relatado para voltagens a partir de -13,0 kV, associando-se tais fenômenos, para testes com óxidos para voltagens de até -11,0 kV, ao efeito de desaglomeração do particulado e, para todos os testes a partir de -13,0 kV, ao efeito de erosão dos eletrodos de descarga.

O modelo de Li-Chen-Tsai melhor descreveu os resultados de eficiência fracionária para as condições observadas, sendo que a utilização do modelo de Li e Wang para descrever a força de arraste, em relação à Lei de Stokes, resultou em melhor aproximação dos dados simulados aos dados experimentais na faixa de diâmetros abaixo de 60 nm, na qual o modelo de eficiência não conseguiu descrever adequadamente os dados experimentais.

Dos resultados do presente trabalho, provando que a variação proporcional da alimentação do sólido em relação à do gás foi o melhor método para o estudo de fenômenos em precipitadores eletrostáticos, recomenda-se que futuras investigações que utilizem a geração de aerossol por atomização de líquido, não apenas para estudos em precipitação eletrostática, mas também para filtração, apliquem este método para mitigar efeitos de diluição no aerossol. Também se

recomenda a aplicação deste método para maiores velocidades, para elucidar os fenômenos de carregamento e coleta de nanopartículas em precipitadores eletrostáticos em uma faixa mais usual de velocidades. Futuras investigações em eletro-fluidodinâmica de precipitadores também devem aplicar este método, de forma a evitar o efeito de diluição do aerossol alterando-se a vazão de gás a uma vazão fixa de particulado.

Para os estudos com óxidos, visto que se tratava de um conjunto de estudos de caráter exploratório e cujos resultados não eram inicialmente esperados, cabe uma série de possibilidades de novos estudos: há a possibilidade de serem avaliados outros materiais, inclusive óxidos de outros metais, a fim de verificar quais propriedades influenciam de fato no comportamento observado nos resultados do presente trabalho; estudos envolvendo a relação entre as forças elétricas aplicadas às partículas devido ao efeito corona e as forças adesivas nos aglomerados de partículas de óxidos podem e devem ser investigados. A análise das imagens do particulado gerado no precipitador e mesmo dos fios utilizados para a descarga corona deve ser feita para a verificação do fenômeno a ser observado, a fim de constatar se ocorre desaglomeração ou simples erosão dos fios e, se apenas esta segunda hipótese é verdadeira, deve ser investigada a razão de não ter ocorrido o mesmo fenômeno para o KCl e a corrente de ar limpo em voltagens mais baixas.

A aplicação do modelo de Li e Wang para a força de arraste de nanopartículas pode ser investigada para condições experimentais distintas, tais como diferentes materiais particulados, velocidades de gás mais altas e voltagens mais elevadas, de forma a verificar se os modelos de eficiência que superestimaram os dados experimentais se adequam melhor a estes com o modelo alternativo à Lei de Stokes.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADACHI, M.; OKUYAMA, K.; KOUSSAKA, Y.; KOZURU, H.; PUI, D. Y. H. Diffusion charging of ultrafine aerosol particles by positive helium, argon, and nitrogen ions. **Journal of Applied Physics**, vol. 62, p. 3050 – 3052, 1987.

ADKINS, A.; WHITE, E. Chasing Pavements. In: ADKINS, A. **19**. [s. l.]: XL Recordings, 2008. 1 disco sonoro, faixa 3.

ALLEN; RAABE, 1982 apud HINDS, W. C. **Aerosol Technology: Properties, Behaviour, and Measurement of Airborne Particles**, 2nd ed. New York: John Wiley, 1998, p. 49.

ALSHEHHI, M.; SHOOSHTARI, A.; DESSIATOUN, S.; OHADI, M.; GOHARZADEH, A. Parametric performance analysis of an electrostatic wire-cylinder aerosol separator in laminar flow using a numerical modeling approach. **Separation Science and Technology**, vol. 45, n. 3, p. 299 – 309, 2010.

BANDYOPADHYAY, A.; MANDAL, P.K. Investigation on multiple benefits of wet ESP for emission control in an Indian coal fired thermal power plant. **Clean Technology and Environmental Policy**, vol. 17, p. 421 – 431, 2015.

BIRIS, A. S.; DE, S.; MAZUMDER, M. K.; SIMS, R. A.; BUZATU, D. A.; MEHTA, R. Corona Generation and Deposition of Metal Nanoparticles on Conductive Surfaces and Their Effects on the Substrate Surface Texture and Chemistry. **Particulate Science and Technology**, vol. 22, p. 405 – 416, 2004.

CHEN, T.; TSAI, C.; YAN, S.; LI, S. An efficient wet electrostatic precipitator for removing nanoparticles, submicron and micron-sized particles. **Separation and Purification Technology**, vol. 136, p. 27 – 35, 2014.

CHIANG, K. Y.; HUANG, L. M.; LEE, Y. S.; WANG, K. S. Recovery of heavy metals in electrostatic precipitator ash by carbon dioxide as a pre-extraction reagent. **Separation Science and Technology**, vol. 36, n. 10, p. 2327 – 2339, 2001.

CHUN, Y. N.; CHANG, J. S.; BEREZIN, A. A.; MIZERACZYK, J. Numerical Modeling of Near Corona Wire Electrohydrodynamic Flow in a Wire-plate Electrostatic Precipitator. **IEEE Transactions on Dielectrics and Electrical Insulation**, vol.14, n. 1, p. 119 – 124, 2007.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Dispõe sobre o estabelecimento de limites máximos de emissão de poluentes no ar para processos de combustão externa de fontes fixas de poluição. Resolução CONAMA nº 8, de 6 de dezembro de 1990. **DOU**, 28 dez. 1990, p. 25539.

COOPER, C. D.; ALLEY, F. C. **Air Pollution Control: A Design Approach**, 3rd ed. Long Grove: Waveland Press, 2002.

DEAN, J. A. **Lange's Handbook of Chemistry**, 15th ed. New York: McGraw-Hill, 1999.

DALMON; LOWE, 1950 apud PARKER, K. **Electrical operation of electrostatic precipitators**. London: The Institution of Electrical Engineers, 1997, p. 47 – 48.

FALAGUASTA, M. C. R. **Estudo do desempenho de um precipitador eletrostático operando na captura de partículas submicrométricas e nanométricas**. 2005. 305 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2005.

FEITOSA, N. R. **Desempenho de meios filtrantes na remoção de partículas nanométricas de aerossóis**. 2009. 136 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2009.

FISHER, K. G. Refining of gold at the Rand refinery. In: STANLEY, G. G. (ed.) **The Extractive Metallurgy of Gold in South Africa**. Johannesburg: The South African Institute of Mining and Metallurgy, 1987.

FUJISHIMA, H.; MORITA, Y.; OKUBO, M.; YAMAMOTO, T. Numerical simulation of three-dimensional electrohydrodynamics of spiked-electrode electrostatic precipitators. **IEEE Transactions on Dielectrics and Electrical Insulation**, vol. 13, n. 1, p. 160 – 167, 2006.

GHADIMI, A.; METSELAAR, I. H. The influence of surfactant and ultrasonic processing on improvement of stability, thermal conductivity and viscosity of titania nanofluid. **Experimental Thermal and Fluid Science**, vol. 51, p. 1 – 9, 2013.

HARRA, J.; MÄKITALO, J.; SIIKANEN, R.; VIRKKI, M.; GENTY, G.; KOBAYASHI, T.; KAURANEN, M.; MÄKELÄ, J. M. Size-controlled aerosol synthesis of silver nanoparticles for plasmonic materials. **Journal of Nanoparticle Research**, vol. 14, p. 870 – 879, 2012.

HERRAFER. **CATÁLOGO TÉCNICO COMPRESSOR - MSV 6/30 - MSV 12/175 - WV 6/30 - 1 ESTÁGIO - 120 psig**. Disponível em: <[http://www.herrafersrl.com.ar/material/despieces/piston/MSV\\_6-30lts.pdf](http://www.herrafersrl.com.ar/material/despieces/piston/MSV_6-30lts.pdf)>. Acesso em: 8 maio 2018.

HESKETH, H. E. **Air pollution control: traditional and hazardous pollutants**. Lancaster: Technomic, 1996.

HINDS, W. C. **Aerosol Technology: Properties, Behaviour, and Measurement of Airborne Particles**, 2nd ed. New York: John Wiley, 1998.

HUANG, S. H.; CHEN, C. C. Ultrafine Aerosol Penetration through Electrostatic Precipitators. **Environmental Science and Technology**, vol. 36, p 4625 – 4632, 2002.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). **ISO/TC 229: Nanotechnologies**. Disponível em: <<https://www.iso.org/committee/381983.html>>. Acesso em: 2 jan. 2018.

INSTITUTE OF ELECTRICAL AND ELECTRONICS ENGINEERS - IEEE. Recommended international standard for dimensionless parameters used in electrohydrodynamics. **IEEE Transactions on Dielectrics and Electrical Insulation**, vol. 10, n. 1, p. 3-6, 2003.

KHERBOUCHE, F.; BENMIMOUN, Y.; TILMATINE, A.; ZOUAGHI, A.; ZOUZOU, N. (2016) Study of a new electrostatic precipitator with asymmetrical wire-to-cylinder configuration for cement particles collection. **Journal of Electrostatics**, vol. 83, p. 7 – 15.

KIM, H. J.; HAN, B.; KIM, Y. J.; YOA, S. J. Characteristics of an electrostatic precipitator for submicron particles using non-metallic electrodes and collection plates. **Journal of Aerosol Science**, vol. 41, p. 987 – 997, 2010a.

KIM, J.; LEE, H.; KIM, H.; OGATA, A. Electro spray with electrostatic precipitator enhances fine particles collection efficiency. **Journal of Electrostatics**, vol. 68, p. 305 – 310, 2010b.

KNOOP, C.; TODOROVA, Z.; TOMAS, J.; FRITSCHING, U. Agglomerate fragmentation in high-intensity acoustic standing wave fields. **Powder Technology**, vol. 291, p. 214 – 222, 2016.

KREMER, G. M. The Methods of Chapman-Enskog and Grad and Applications. In: RESEARCH AND TECHNOLOGY ORGANISATION OF NORTH ATLANTIC TREATY ORGANISATION. **Models and Computational Methods for Rarefied Flows: Educational Notes**. 2011. Disponível em: <[https://www.sto.nato.int/publications/Pages/Educational\\_Notes\\_List.aspx](https://www.sto.nato.int/publications/Pages/Educational_Notes_List.aspx)>. Acesso em: 8 fev. 2018.

KUSTERS, K. A.; PRATSINIS, S. E.; THOMA, S. G.; SMITH, D. M. Ultrasonic Fragmentation of Agglomerate Powders. **Chemical Engineering Science**, vol. 48, n. 24, p. 4119 – 4127, 1993.

LÄHDE, A.; KOSHEVOY, I.; KARHUNEN, T.; TORVELA, T.; PAKKANEN, T. A.; JOKINIEMI, J. Aerosol-assisted synthesis of gold nanoparticles. **Journal of Nanoparticle Research**, vol. 16, p. 2716 – 2723, 2014.

LANCEREAU, Q.; ROUX, J.; ACHARD, J. L. Electrohydrodynamic flow regimes in a cylindrical electrostatic precipitator. **IEEE Transactions on Dielectrics and Electrical Insulation**, vol. 20, n. 4, pp. 1409-1420, 2013.

LI, Z.; WANG, H. Drag Force, Diffusion Coefficient, and Electric Mobility of Small Particles. II. Application. **Physical Review E**, vol. 68, p. 061207, 2003.

LIN, C. W.; HUANG, S. H.; KUO, Y. M.; CHANG, K. N.; WU, C. S.; CHEN, C. C. From electrostatic precipitation to nanoparticle generation. **Journal of Aerosol Science**, vol. 51, p. 57 – 65, 2012.

LIN, G.; CHEN, T.; TSAI, C. A Modified Deutsch-Anderson Equation for Predicting the Nanoparticle Collection Efficiency of Electrostatic Precipitators. **Aerosol Air Quality Research**, vol. 12, p. 697 – 706, 2012.

LIU, Y.; HU, B.; ZHOU, L.; JIANG, Y.; YANG, L. Improving the removal of fine particles with an electrostatic precipitator by chemical agglomeration. **Energy & Fuels**, vol. 30, p. 8441 – 8447, 2016.

MAGUHN, J.; KARG, E.; KETTRUP, A.; ZIMMERMANN, R. On-line analysis of the size distribution of fine and ultrafine aerosol particles in flue and stack gas of a municipal waste incineration plant: Effects of dynamic process control measures and emission reduction devices. **Environmental Science and Technology**, vol. 37, p. 4761 – 4770, 2003.

MAHER, B. A., AHMED, I. A. M., KARLOUKOVSKI, V., MACLAREN, D. A., FOULDS, P. G., ALLOSOP, D., MANN, D. M. A., JARDÓN, R. T., GARCIDUENAS, L., C. Magnetite pollution nanoparticles in the human brain. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America (PNAS)**, 2016.

MEIRA, C. R. **Desempenho de um precipitador eletrostático operando na remoção de nanopartículas de aerossóis**. 2009. 106 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2009. 106 f.

MILLIPORE. **Simplicity® Water Purification System**. Disponível em: <[http://www.merckmillipore.com/BR/pt/product/Simplicity-Water-Purification-System,MM\\_NF-C9210#overview](http://www.merckmillipore.com/BR/pt/product/Simplicity-Water-Purification-System,MM_NF-C9210#overview)>. Acesso em: 10 maio 2018.

MORAWSKA, L.; AGRANOVSKI, V.; RISTOVSKI, Z.; JAMRISKA, M. Effect of face velocity and the nature of aerosol on the collection of submicrometer particles by electrostatic precipitator. **Indoor Air**, vol. 12, p. 129 – 137, 2002.

NANDA, K. K.; MAISELS, A.; KRUIS, F. E. Evolution of crystallinity of free gold agglomerates and shape transformation. **RSC Advances**, vol. 1, p. 568 – 572, 2011.

NENU, R. K. T.; YOSHIDA, H.; FUKUI, K.; YAMAMOTO, T. Separation performance of sub-micron silica particles by electrical hydrocyclone. **Powder Technology**, vol. 196, p. 147 – 155, 2009.

NEUNDORFER. **Electrostatic precipitator**. Disponível em: <<http://www.neundorfer.com/knowledgebase/>>. Acesso em: 20 nov. 2017.

NING, Z.; PODLIŃSKI, J.; SHEN, X.; LI, S.; WANG, S.; HAN, P.; YAN, K. Electrode geometry optimization in wire-plate electrostatic precipitator and its impact on collection efficiency. **Journal of Electrostatics**, vol. 80, p. 76 – 84, 2016.

NÓBREGA, S. W.; FALAGUASTA, M. C. R.; COURY, J. R. A Study of a Wire-plate Electrostatic Precipitator Operating in the Removal of Polydispersed Particles. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, vol. 21, n. 02, p. 275 – 284, 2004.

NOURI, H.; ZOUZOU, N.; DASCALESCU, L.; ZEBBOUDJ, Y. Investigation of relative humidity effect on the particles velocity and collection efficiency of laboratory scale electrostatic precipitator. **Process Safety and Environmental Protection**, vol. 104, p. 225 – 232, 2016.

NUSSBAUMER, T.; LAUBER, A. Monitoring the availability of electrostatic precipitators (ESP) in automated biomass combustion plants. **Biomass Bioenergy**, vol. 89, p. 24 – 30, 2016.

OHYAMA, R.; INOUE, K.; CHANG, J. S. Schlieren optical visualization for transient EHD induced flow in a stratified dielectric liquid under gas-phase ac corona discharges. **Journal of Physics D: Applied Physics**, vol. 40, p. 573 – 578, 2007.

PARKER, K. **Electrical operation of electrostatic precipitators**. London: The Institution of Electrical Engineers, 1997.

PASCHOALINO, M. P.; MARCONE, G. P. S.; JARDIM, W. F. Os nanomateriais e a questão ambiental. **Química Nova**, vol. 33, n. 2, p. 421 – 430, 2010.

PODLIŃSKI, J.; DEKOWSKI, J.; MIZERACZYK, J.; BROCILO, D.; CHANG, J. S. Electrohydrodynamic gas flow in a positive polarity wire-plate electrostatic precipitator and the related dust particle collection efficiency. **Journal of Electrostatics**, vol. 64, p. 259 – 262, 2006.

REA, M. Models of electrostatic precipitators. In: PARKER, K. **Electrical operation of electrostatic precipitators**. London: The Institution of Electrical Engineers, 1997, p. 280-291.

RIEHLE, C. Basic and theoretical operation of ESPs. In: PARKER, K. **Electrical operation of electrostatic precipitators**. London: The Institution of Electrical Engineers, 1997a, p. 25-88.

RIEHLE, C. Electrostatic precipitation. In: SEVILLE, J. P. K. **Gas cleaning in demanding applications**. London: Blackie Academic & Professional, 1997b, p. 193-228.

RIEHLE, C.; LÖFFLER, F. The Effective Migration Rate in Electrostatic Precipitators: May an Increase of the Effective Migration Rate Observed in Electrostatic Precipitators with Wider Plate Spacings or Faster Gas Streams Really Be Termed "Non-Deutschian"? **Aerosol Science and Technology**, vol. 16, p. 1 – 14, 1992.

ROMAY, F. J.; LIU, B. Y. H.; PUI, D. Y. H. A Sonic Jet Corona Ionizer for Electrostatic Discharge and Aerosol Neutralization. **Aerosol Science and Technology**, vol. 20, n.1, p. 31 – 41, 1994.

SAARNIO, K.; FREY, A.; NIEMI, J. V.; TIMONEN, H.; RÖNKKÖ, T.; KARJALAINEN, P.; VESTENIUS, M.; TEINILÄ, K.; PIRJOLA, L.; NIEMELÄ, V.; KESKINEN, J.; HÄYRINEN, A.; HILLAMO, R. Chemical composition and size of particles in emissions of a coal-fired power plant with flue gas desulfurization. **Journal of Aerosol Science**, vol. 73, p. 14 – 26, 2014.

SCHMATLOCH, V.; RAUCH, S. Design and characterisation of an electrostatic precipitator for small heating appliances. **Journal of Electrostatics**, vol. 63, p. 85 – 100, 2005.

SEVILLE, J. P. K. **Gas Cleaning in Demanding Applications**. London: Blackie Academic & Professional, 1997.

SHI, L.; BAYLESS, D. J.; KREMER, G.; STUART, B. Numerical Investigation of the Flow Profiles in the Electrically Enhanced Cyclone. **Journal of Air Waste Management Association**, vol. 57, p. 489 – 496, 2007.

STEINER, D.; HÖFLINGER, W.; LISBERGER, M. Influence of gas distribution, field velocity and power supply technique for small scale industrial ESP's. **International Journal of Plasma Environmental Science and Technology**, vol. 5, n. 2, p. 124 – 129, 2011.

SUTHERLAND, K. CHASE, G. **Filters and Filtration Handbook**. 5th ed. [s.l.]: Elsevier, 2008.

**THE NANODATABASE**. Disponível em: <<http://nanodb.dk/en/>>. Acesso em: 19 jun. 2018.

TSI - a. **Model 3079 Portable Atomizer Aerosol Generator – Operation and Service Manual**. 2006.

TSI - b. **Series 3080 Electrostatic Classifiers – Operation and Service Manual**. 2006.

TSI - c. **Model 3776 Ultrafine Condensation Particle Counter – Operation and Service Manual**. 2006.

TSI – a. **FILTERED AIR SUPPLY 3074B**. Disponível em: <[http://www.tsi.com/products/\\_product-accessories/filtered-air-supply-3074b.aspx](http://www.tsi.com/products/_product-accessories/filtered-air-supply-3074b.aspx)>. Acesso em: 8 maio 2018.

TSI – b. **DIFFUSION DRYER 3062**. Disponível em: <<http://www.tsi.com/diffusion-dryer-3062/>>. Acesso em: 8 maio 2018.

TSI - c. **ELECTROSTATIC CLASSIFIER 3080N**. Disponível em: <<http://tsi.com/electrostatic-classifier-3080n/>>. Acesso em: 8 maio 2018.

UNIQUE. **Modelo: USC - 1400 / Família USC-1400A / USC-1450A - Linha Compacta**. Disponível em: <<http://www.unique.ind.br/usc1400.html#usc1400.html>>. Acesso em: 10 maio 2018.

U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Particulate Matter (PM) Pollution**. Disponível em: <<https://www.epa.gov/pm-pollution>>. Acesso em: 3 set. 2018.

VANCE, M. E.; KUIKEN, T.; VEJERANO, E. P.; MCGINNIS, S. P.; HOHELLA JR., M. F.; REJESKI, D.; HULL, M. S. Nanotechnology in the real world: Redeveloping the nanomaterial consumer products inventory. **Beilstein Journal of Nanotechnology**, vol. 6, p. 1769 – 1780, 2015.

VERPILLIERE, J. L.; SWANSON, J. J.; BOIES, A. M. Unsteady bipolar diffusion charging in aerosol neutralisers: A non-dimensional approach to predict charge distribution equilibrium behaviour. **Journal of Aerosol Science**, vol. 86, p. 55 – 68, 2015.

WHITE, H. J. **Industrial electrostatic precipitation**. Reading: Addison-Wesley, 1963.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide**. Global update 2005 - Summary of risk assessment. 2006. Disponível em: <[http://www.who.int/phe/health\\_topics/outdoorair/outdoorair\\_agq/en/](http://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/outdoorair_agq/en/)>. Acesso em: 2 jul. 2017.

XU, X.; GAO, X.; YAN, P.; ZHU, W.; ZHENG, C.; WANG, Y.; ZHONGYANG, L.; CEN, K. Particle migration and collection in a high-temperature electrostatic precipitator. **Separation and Purification Technology**, vol. 143, p. 184 – 191, 2015.

YANG, Z.; ZHENG, C.; ZHANG, X.; ZHOU, H.; SILVA, A. A.; LIU, C.; SNYDER, B.; WANG, Y.; GAO, X. Challenge of SO<sub>3</sub> removal by wet electrostatic precipitator under simulated flue gas with high SO<sub>3</sub> concentration. **Fuel**, vol. 217, p. 597 – 604, 2018.

YOUNG, K. F.; FREDERIKSE, H. P. R., 1973 apud LIDE, R. D. (Ed.) **CRC Handbook of Chemistry and Physics**. Boca Raton: CRC Press, 2005. Disponível em: <http://www.hbcnetbase.com>. Acesso em: 24 maio 2015. p. 2128-2136.

ZHIBIN, Z.; GUOQUAN, Z. Investigations of the Collection Efficiency of an Electrostatic Precipitator with Turbulent Effects. **Aerosol Science and Technology**, vol. 20, p. 169 –176, 1994.

ZHUANG, Y.; KIM, Y. J.; LEE, T. G.; BISWAS, P. Experimental and theoretical studies of ultra-fine particle behaviour in electrostatic precipitators. **Journal of Electrostatics**, vol. 48, p. 245 – 260, 2000.

ZOCCAL, J. V. M. **Estudo de métodos para a dispersão de nanopartículas de níquel e ferro em suspensão**. 2015. 167 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2015.

ZUKERAN, A.; LOOY, P. C.; CHAKRABARTI, A.; BEREZIN, A. A.; JAYARAM, S.; CROSS, J. D.; ITO, T.; CHANG, J. S. Collection Efficiency of Ultrafine Particles by an Electrostatic Precipitator Under DC and Pulse Operating Modes. **IEEE Transactions on Dielectrics and Electrical Insulation**, vol. 35, n. 5, p. 1184 – 1191, 1999.

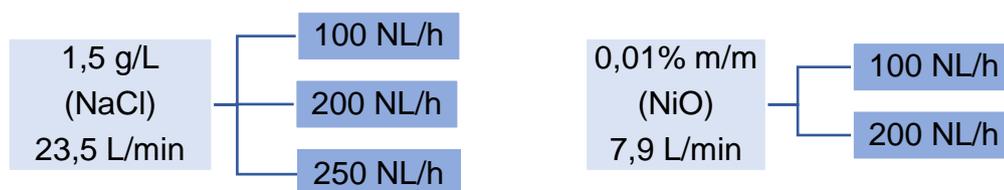
## APÊNDICE – DIAGRAMAS DE CONDIÇÕES EXPERIMENTAIS

### 4.3.1.1. Avaliação da vazão do gerador de nanopartículas da TSI

- Efeito de VAZ sobre a umidade para diferentes vazões totais de gás (atomização de água deionizada):



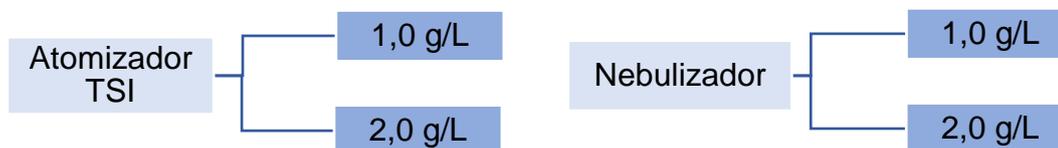
- Efeito de VAZ sobre a geração de nanopartículas para diferentes materiais:



- Efeito de VAZ e da vazão total sobre a pressão manométrica do sistema:



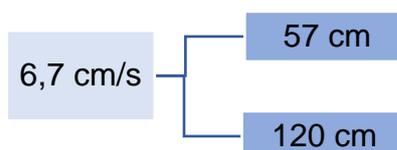
#### 4.3.1.2. Utilização do nebulizador comercial como gerador de nano-aerossóis (KCl; $v_G$ : 3,3 cm/s; VAZ: 100 NL/h)



#### 4.3.1.3. Avaliação da utilização da fonte radioativa de Am-241 (KCl: 0,1 g/L; VAZ: 100 NL/h; $v_G$ : 1,67 cm/s)

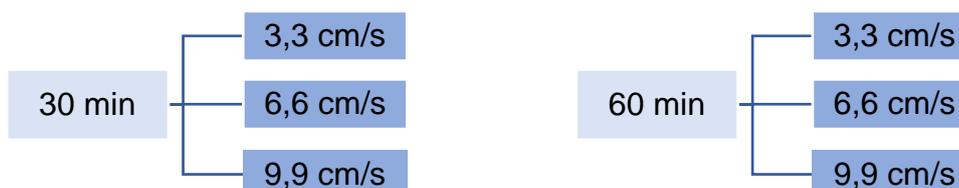


#### 4.3.1.4. Avaliação da localização da fonte radioativa de Am-241 (KCl: 1,0 g/L; VAZ: 100 NL/h)

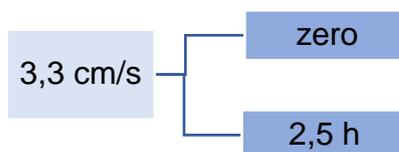


#### 4.3.1.5. Avaliação do tempo de banho e do tempo de espera na geração de nano-aerossóis de óxidos

- Avaliação do tempo de banho de ultrassom (NiO: 0,1% m/m; VAZ: 100 NL/h; tempo de espera: zero):



- Avaliação do tempo de espera (NiO: 0,01% m/m; VAZ: 100 NL/h; tempo de banho: 60 min):

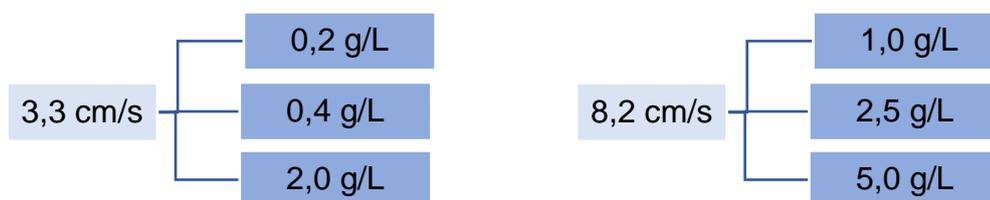


#### 4.3.2. Estudo de diferentes metodologias para a análise da influência do tempo de residência do gás e da concentração de particulado sobre a eficiência (KCl; VAZ: 100 NL/h; -8,0 kV):

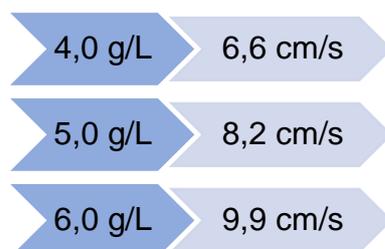
- TESTE I: Concentração fixa e velocidade variável:



- TESTE II: Velocidade fixa e concentração variável:



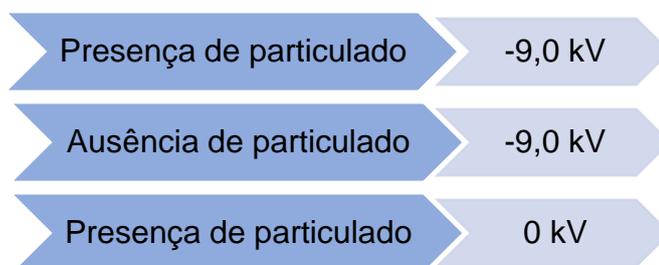
- TESTE III: Avaliação da velocidade mantendo a proporção entre vazão de particulado e vazão de gás na entrada do duto:



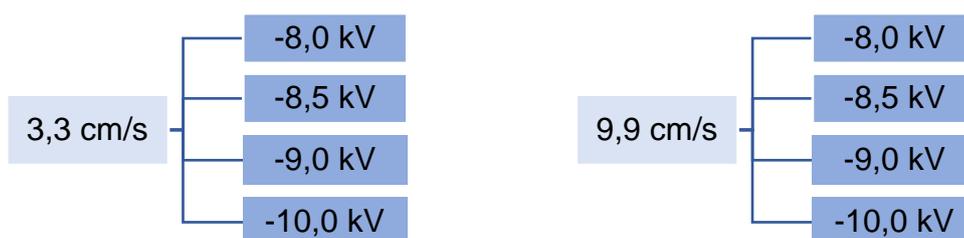
### 4.3.3. Avaliação do efeito de baixas velocidades do gás e sua interação com o campo elétrico sobre a eficiência (KCl; VAZ: 100 NL/h)



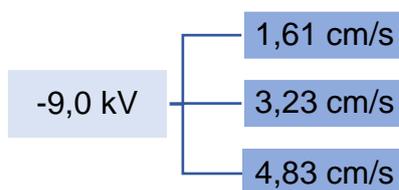
#### 4.3.4.1. Testes na presença e ausência de nanoparticulado e na presença e ausência de voltagem (NiO: 0,01% m/m; tempo de banho: 60 min; VAZ: 200 NL/h; tempo de espera: zero)



#### 4.3.4.2. Efeito da velocidade do gás para diferentes voltagens (NiO: 0,01% m/m; tempo de banho: 60 min; VAZ: 200 NL/h; tempo de espera: zero)



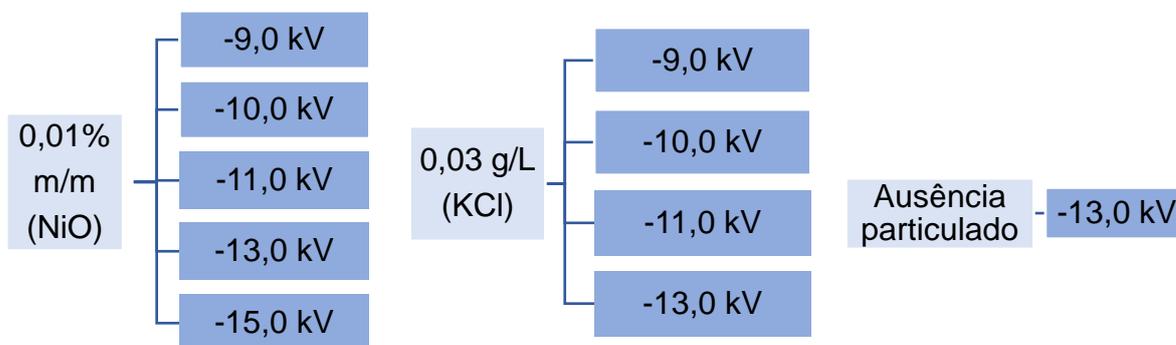
**4.3.4.3. Efeito da velocidade do gás sob altos tempos de residência (NiO: 0,02% m/m; tempo de banho: 60 min; VAZ: 200 NL/h; tempo de espera: zero)**



**4.3.4.4. Testes com Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (0,01% m/m; tempo de banho: 60 min; VAZ: 200 NL/h; tempo de espera: zero)**



**4.3.4.5. Investigações sobre o fenômeno sob voltagens próximas à voltagem de rompimento dielétrico do gás ( $v_G$ : 3,33 cm/s; tempo de banho: 60 min; VAZ: 200 NL/h; tempo de espera: zero)**



**4.3.5. Avaliação de modelos de eficiência de precipitação eletrostática com diferentes modelos de força de arraste (KCl; VAZ: 100 NL/h; -8,1 kV)**

