

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE ASTRONOMIA, GEOFÍSICA E CIÊNCIAS ATMOSFÉRICAS
Departamento de Ciências Atmosféricas

NATANNAEL ALMEIDA SOUSA

Análise do material particulado (*indoor/outdoor*) e efeitos na saúde em um Lar de idosos de São Paulo

São Paulo
2021

Natanael Almeida Sousa

Análise do material particulado (*indoor/outdoor*) e efeitos na saúde em um Lar de idosos de São Paulo

Versão Corrigida. O original encontra-se disponível na Unidade.

Tese apresentada ao Departamento de Ciências Atmosféricas do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências

Área de concentração: Meteorologia

Orientador: Prof. Dr. Fábio Luiz Teixeira Gonçalves

Coorientadora: Prof. Dra. Adalgiza Fornaro

São Paulo

2021

Banca examinadora

Dr. Fábio Luiz Teixeira Gonçalves

Dra. Adalgiza Fornaro

Instituição: Universidade de São Paulo (IAGUSP)

Julgamento: Aprovado

Dr. Daniel Silveira Serra (Suplente)

Instituição: Universidade Estadual do Ceará (UECE)

Julgamento: Aprovado

Prof. Dr. Jairo José Pedrotti

Instituição: Universidade Presbiteriana Mackenzie (UPM)

Julgamento: Aprovado

Prof. Dra. Marina Piacenti da Silva

Instituição: Universidade Estadual Paulista (UNESP)

Julgamento: Aprovado

Alexandre Leopold Busse

Instituição: Universidade de São Paulo (Faculdade de medicina) (USP)

Julgamento: Aprovado

DEDICATÓRIA

A minha família e professores de toda a vida

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus pelo dom da vida e por ser minha força em todos os momentos, mesmo quando não acreditei que poderia. Seu amor me alcançou e me tornou uma pessoa melhor.

Agradeço aos meus pais, José Almir e Maria Albano que mesmo sem ter tido a possibilidade de dar continuidade aos seus próprios estudos não pararam de incentivar os filhos a estudar.

Agradeço a minha esposa, Daiane Alves Lima Sousa por ser meu suporte em momentos de dificuldade, mesmo quando quis desistir me deu forças para continuar sempre sendo companheira e conselheira em todos os momentos. Por tudo que passamos nos últimos anos é também um exemplo de força.

Aos amigos de IAG Jeová, Bruno, Tailine, Monique, Débora, Rubnei, Enzo e todos que foram bons amigos no Instituto. Aos companheiros de rugby do instituto de Física e da FEA pelos bons momentos dentro e fora de campo.

Aos mestres que me formaram em todos os períodos, desde o ensino fundamental sendo um exemplo e no ensino médio me incentivando para o ensino superior e pesquisa. Ao meu orientador de graduação e mestrado Prof. Dr. Sales Ávila por me incentivar na pesquisa e me dar a oportunidade de fazer parte do laboratório de biofísica da respiração (LBR).

Agradecimento especial ao meu orientador Dr. Fábio por me dar a oportunidade de desenvolver essa pesquisa, por ter me aceito para orientar sem mesmo me conhecer e por ser presente em todos os momentos.

À minha coorientadora Dra. Adalgiza por todos os ensinamentos, dedicação e companheirismo. Desde que conheci se tornou um exemplo de pesquisadora e professora sendo também um exemplo de humanidade que nunca vi igual.

Por fim, gostaria de agradecer a todos que diretamente ou indiretamente contribuíram para o desenvolvimento dessa pesquisa. Certamente não conseguiria fazê-la sem todo apoio que tive.

Obrigado !!!

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001

“Se a educação sozinha não transforma a sociedade, sem ela tampouco a sociedade muda”

Paulo Freire

RESUMO

SOUSA, N. A. **Análise do material particulado (indoor/outdoor) e efeitos na saúde em um Lar de idosos de São Paulo**. 2021. Tese (Doutorado em Ciências) – Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2021. Versão original

Entre os poluentes presentes no ar, o material particulado (MP) tem uma significativa importância para saúde pública devido a associação com efeitos adversos à saúde, principalmente em populações mais susceptíveis como idosos, crianças e pessoas com doenças pré-existentes. O objetivo da presente pesquisa foi avaliar o MP em dois ambientes (*indoor/outdoor*) em uma Instituição de longa permanências para idosos (ILPI-Ondina Lobo, São Paulo - SP). Foram realizadas medidas de MP, em diferentes faixas de diâmetro, usando um Impactador (PCIS-SKC) por 24 horas e medições de MP_{2,5} e partículas ultrafinas (UFP) durante o dia. As concentrações médias *outdoor* (32,0 µg/m³ para MP₁₀ e 22,8 µg/m³ para MP_{2,5}) foram maiores (p < 0.05) que o *indoor* (21,6 µg/m³ para MP₁₀ e 14,6 µg/m³ para MP_{2,5}), indicando a forte influência das fontes externas e reforçada pela relação entre os ambientes *indoor/outdoor*, r² = 0.84 e 0,79 para PM₁₀ e PM_{2,5}, respectivamente. As médias diárias para MP₁₀ e MP_{2,5} excederam as recomendações da OMS nos diferentes períodos do ano mensurados. Análises de elementos nas partículas quase-ultrafinas (<_{0,25}) indicaram significativas concentrações de S, K e Na em todas as campanhas, além de outros elementos potencialmente nocivos à saúde. Altas concentrações de SO₄²⁻, NH₄⁺ e NO₃⁻, nas frações finas, indicaram a forte influência de emissões veiculares na região estudada, mesmo no ambiente *indoor*. Maiores medidas de NH₄⁺ *indoor* indicaram fontes internas de amônia. UFP e MP_{2,5} evidenciaram a influência de fontes locais, principalmente em horários de maior taxa de ocupação nos espaços. Em complementação, estimativas de deposição indicaram uma fração de deposição 32% maior em homens do que em mulheres (*indoor/outdoor*), para UFP a deposição nos homens e mulheres registrou máximos de 1,4 · 10⁹ kg⁻¹ e 1,05 · 10⁹ kg⁻¹, respectivamente. Avaliações de risco carcinogênico (LCR) registraram valores médios de (2.2 · 10⁻⁵ e 4.6 · 10⁻⁵ / 1.9 · 10⁻⁵ e 3.8 · 10⁻⁵) *outdoor* e *indoor* respectivamente nos cenários subcrônico e crônico, indicando um significativo risco carcinogênico para os idosos, principalmente em maiores tempos de exposição. O estudo confirma que tanto o ambiente *indoor* como o *outdoor* podem ser potencialmente nocivos à saúde da população idosa residente no local estudado, evidenciando a importância do

controle de emissões atmosféricas e a necessidade de estratégias para a redução desses poluentes onde essa população vive.

Palavras-chave: Material particulado. Partículas ultrafinas. Efeitos na saúde. População vulnerável, Idosos. Risco carcinogênico.

ABSTRACT

SOUSA, N. A. **Indoor/outdoor particulate matter and health risk in a nursing community home in São Paulo**. 2021. Tese (Doutorado em Ciências) – Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2021. Original version.

Among the pollutants in the air, particulate matter (PM) has a significant importance for public health due association with adverse health effects, especially in more susceptible populations such as the elderly, children and people with pre-existing diseases. The aim of this research was to evaluate the PM in two microenvironments (indoor/outdoor) in a nursing home for the elderly (ILPI-Ondina Lobo, São Paulo - SP). PM measurements were performed in different size-segregate ranges using an Impactor (PCIS-SKC) for 24 hours and samples of PM_{2.5} and ultrafine particles (UFP) during the day. Outdoor mean concentrations (32.0 µg/m³ for PM₁₀ and 22.8 µg/m³ for PM_{2.5}) were higher ($p < 0.05$) than indoor (21.6 µg/m³ for PM₁₀ and 14.6 µg/m³ for MP_{2.5}), indicating the influence of external sources and reinforced by the relationship between indoor/outdoor microenvironments, $r^2 = 0.84$ and 0.79 for PM₁₀ and PM_{2.5}, respectively. The daily averages for PM₁₀ and PM_{2.5} exceeded the WHO recommendations in the different seasons of the year. Analysis of elements in quasi-ultrafine particles (<0.25) indicated significant concentrations of S, K and Na in all campaigns, in addition to other elements potentially harmful to health. High concentrations of SO₄²⁻, NH₄⁺ and NO₃⁻, in the fine fractions, indicated the influence of vehicular emissions in the neighborhood, even in the indoor microenvironment. Larger indoor NH₄⁺ measurements indicated internal sources of ammonia. UFP and MP_{2.5} indicate the influence of local sources, especially during high occupancy rate. In addition, deposition dose indicated a fraction 32% higher for men than in women (indoor/outdoor) and for UFP deposition in men and women registered maximums of $1.4 \cdot 10^9 \text{ kg}^{-1}$ and $1.05 \cdot 10^9 \text{ kg}^{-1}$, respectively. Life time cancer risk (LCR) registered values of ($2.2 \cdot 10^{-5}$ and $4.6 \cdot 10^{-5}$ / $1.9 \cdot 10^{-5}$ and $3.8 \cdot 10^{-5}$), on mean, for outdoor and indoor respectively for subchronic and chronic scenarios, indicating a significant carcinogenic risk for the elderly, especially in longer exposure times. The study confirms that both indoor and outdoor environments can be potentially harmful to the health of the elderly population residing in the location, and the importance of controlling atmospheric emissions and strategies to reduce these pollutants where this population lives.

Key words: Particulate matter. Ultrafine particles. Health effects. Vulnerable population. Elderlies. Carcinogenic risk.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Representação da deposição de MP por tamanho no sistema respiratório e a fagocitose pelos macrófagos alveolares. Figura adaptada de (Costa A et al., 2016).....	21
Figura 2. Imagem de satélite destacando: a) a área densamente povoada da RMSP e os contornos da cidade de São Paulo e b) a ILPI Ondina Lobo em São Paulo (23°38'28,4''S, 46°41'14,5''W), onde A e B indicam as áreas de amostragens externa e interna, respectivamente. Fotos adaptadas do google maps (https://maps.google.com/).	25
Figura 3. Perfil de concentrações diárias (24h) por estação do ano para MP _{2,5} (outdoor/indoor) entre janeiro de 2018 e agosto de 2019 na ILPI OL. As linhas pontilhadas azuis indicam os padrões para São Paulo (CETESB) e recomendações da OMS. Obs.: Não foram realizadas medidas na primavera.	34
Figura 4. Perfil de concentrações diárias (24h) por estação do ano para MP ₁₀ (outdoor/indoor) entre janeiro de 2018 e agosto de 2019 na ILPI OL. A linha pontilhada azul indica o padrão recomendado pela OMS.	34
Figura 5. Fotografia dos últimos estágios de impactação (<i>indoor e outdoor</i>) em dias antes e após a passagem de sistema frontal sobre a RMSP (frente-fria 13/08/2019).....	36
Figura 6. Boxplot para concentração de massa das partículas segregadas por tamanho indoor e outdoor na ILPI OL. As linhas horizontais nas caixas representam os percentis 25th, 50th e 75th.	38
Figura 7. Relação I/O média para os diferentes estágios.....	39
Figura 8. Correlação entre as concentrações para os ambientes indoor e outdoor para todos os dias de coleta (MP _{2,5} e MP ₁₀).	40
Figura 9. Concentração de black carbon (rBC) outdoor/indoor nos diferentes períodos medidos.....	42
Figura 10. Proporções de q-UFP no MP _{2,5} e rBC nas q-UFP para todo o período.....	43
Figura 11. Correlação de partículas ultrafinas indoor e outdoor na ILPI OL, para todo período.....	48
Figura 12. Representação da concentração numérica de partículas ultrafinas (UFP) nos diferentes ambientes (outdoor/indoor) para os dias de outono (14/05-17/05). As linhas horizontais nas caixas representam os percentis 25th, 50th e 75th.	48

Figura 13. Representação da concentração numérica de partículas ultrafinas (UFP) nos diferentes ambientes (outdoor/indoor) para os dias de inverno (12/08-16/08). As linhas horizontais nas caixas representam os percentis 25th, 50th e 75th.	49
Figura 14. Concentrações médias de MP _{2,5} para a semana de outono em comparação com valores registrados na estação Congonhas. (* indica diferença estatisticamente significativa (p < 0,05) na análise de Bonferroni).	51
Figura 15. Perfil diário de MP _{2,5} nos dois locais de coleta para os dias de outono. As linhas horizontais nas caixas representam os percentis 25th, 50th e 75th.	52
Figura 16. Concentrações médias de MP _{2,5} para a semana de inverno em comparação com valores registrados na estação Congonhas. (* indica diferença estatisticamente significativa (p < 0,05) na análise de Bonferroni).	53
Figura 17. Perfil diário de MP _{2,5} nos dois locais de coleta para os dias de inverno. As linhas horizontais nas caixas representam os percentis 25th, 50th e 75th.	54
Figura 18. Concentração de íons solúveis normalizadas por diâmetro presentes no material particulado nos ambientes outdoor e indoor na ILPI OL. a) amônio, b) sódio, c) magnésio, d) sulfato, e) cloreto, f) cálcio, g) nitrato, h) potássio e i) concentração em massa, em todo período.	56
Figura 19. Correlação de Spearman para os diferentes íons solúveis presentes no MP (outdoor) nos diferentes estágios de impactação.	61
Figura 20. Correlação de Spearman para os diferentes íons solúveis presentes no MP (indoor) nos diferentes estágios de impactação.	62
Figura 21. Razão estequiométrica (μmol/L): a) amônio vs sulfato e b) amônio vs sulfato + nitrato para os estágios D (vermelho) e E (azul) para os diferentes ambientes.	65
Figura 22. Deposição de partículas em três diferentes regiões pulmonares e para diferentes faixas de tamanho entre homens e mulheres na ILPI OL (a) outdoor e (b) indoor. Figura adaptada de Sousa et al., 2021.	67
Figura 23. Dose de UFP inaladas durante o dia, considerando as diferentes semanas medidas, para homens e mulheres e entre os ambientes a) outdoor e b) indoor.	69

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Média (desvio padrão), máximo e mínimo para concentrações ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) no ambiente outdoor (Out) e indoor (Ind) para MP_{10} e $\text{MP}_{2,5}$ e razão indoor/outdoor (I/O) por estação do ano.	33
Tabela 2. Concentração média de elementos traço \pm desvio padrão, mínimo e máximo para dois ambientes na ILPI OL na cidade de São Paulo, entre Janeiro de 2018 e agosto de 2019.	44
Tabela 3. Quociente de risco (HQ) e risco carcinogênico (LCR) para metais pesados presentes nas q-UFP considerando diferentes cenários e diferentes ambientes.	71

LISTA DE SIGLAS

CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
OMS	Organização Mundial da Saúde
US-EPA	U.S. Environment Protection Agency
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
RMSB	Região Metropolitana de São Paulo
FGV	Fundação Getúlio Vargas
ILPI	Instituição de Longa Permanência para Idosos
OL	Ondina Lobo
IAG	Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas
MP	Material particulado
q-UFP	Partículas <i>quasi</i> -ultrafinas
UFP	Partículas ultrafinas
PCIS	Personal Cascade Impactor Sampler
PTFE	Politetrafluoroetileno
LD	Limite de detecção
rBC	Black carbon por refletância
EDXRF	Fluorescência de raio X
RDD	Dose respiratória de deposição
VC	Volume corrente

f	Frequência respiratória
DF_{ij}	Fração de deposição
EF	Frequência de exposição
ET	Tempo de exposição
ED	Duração da exposição
ATn	Tempo médio
LCR	Risco carcinogênico
RTC_i	Toxicidade por inalação
IUR	Unidade de risco por inalação
HQ	Índice de risco
HI	Índice de risco total

SUMÁRIO

1. Introdução	19
1.1 Contextualização da problemática central	19
1.2 Material Particulado e efeitos na saúde	19
1.3 Grupos de risco (idosos)	21
1.4 Justificativa	22
2 Objetivos	24
3 Materiais e métodos	25
3.1 Metodologia de coleta e caracterização do local de amostragem	25
3.2 Instrumentação e análises	26
3.2.1 Concentração de íons solúveis	27
3.2.2 Análise de <i>Black carbon</i> e elementos principais	28
3.2.3 Perfil horário (MP _{2,5} e UFP)	29
3.2.4 Análises estatísticas	29
3.3 Avaliação de riscos à saúde	29
3.3.1 Deposição de partículas	29
3.3.2 Avaliação de risco carcinogênico	30
4 Resultados e discussão	32
4.1 Situação meteorológica	32
4.2 Análises gravimétricas	33
4.2.1 Concentrações <i>indoor</i> x <i>outdoor</i>	37
4.3 Partículas quasi-ultrafinas (q-UFP)	40
4.3.1 <i>Black carbon</i> (rBC)	42
4.3.2 Elementos	44
4.4 Perfil horário (MP_{2,5} e UFP)	46
4.4.2 Perfil horário da concentração em massa de MP _{2,5}	51

4.5	Íons solúveis	55
4.5.1	Avaliação de neutralização para ácido sulfúrico e ácido nítrico	64
4.6	Efeitos na saúde	67
4.6.1	Deposição de partículas	67
4.6.2	Dose de inalação para UFP	69
4.6.3	Avaliação de risco carcinogênico	71
5	Conclusão	74
6	Sugestões para trabalhos futuros	76
7	Referências	77
8	Apêndice	88
	APÊNDICE A – Cálculo de dose de deposição no sistema respiratório.....	88
	Apêndice B – Toxicidade para os diferentes elementos considerando carcinogênicos e não-carcinogênicos.	89

1. Introdução

1.1 Contextualização da problemática central

Os problemas relacionados a poluição do ar tem se mostrado constantes ao longo de séculos e são resultados de diferentes processos e atividades humanas. Apesar de relatos históricos indicarem episódios de altos níveis de poluentes já em 1.200 a.C na Grécia e Roma antiga, apenas no século XIX (1840) esse problema atraiu a atenção das autoridades, resultando na criação de um comitê no parlamento inglês para obter informações sobre a poluição de fornos e caldeiras (Jacobson, M. 2002). Nos anos seguintes, uma sequência de eventos extremos de poluição do ar: Londres (1880, 1892, 1948 e 1952), Bélgica (1930) e EUA (1875, 1909 e 1948) e a consequente morte de milhares de pessoas, evidenciaram os impactos da poluição do ar no mundo (Jacobson, M. 2002). Atualmente a Organização Mundial de Saúde (OMS) faz relatórios e estudos técnicos sobre a poluição do ar em nível mundial, com estimativa de mortes por país, principais poluentes e fontes de emissão. Em todo o mundo, a poluição do ar foi responsável por 7,6 % de todas as mortes associadas a infecções respiratórias, câncer de pulmão, doença isquêmica do coração, acidente vascular cerebral e doença pulmonar obstrutiva crônica, especialmente no Brasil onde houveram 51.821 mortes associadas a poluição do ar em 2016 (WHO, 2018).

Entre os poluentes presentes no ar, o material particulado (MP) tem uma significativa importância para a saúde pública devido a associação com efeitos adversos à saúde, em sua maioria, efeitos resultantes de um processo inflamatório induzido por stress oxidativo em células pulmonares e cardíacas que acarretam nas principais doenças pulmonares e cardiovasculares (Haberzettl *et al.*, 2014).

1.2 Material Particulado e efeitos na saúde

Uma partícula de MP é uma única partícula de composição líquida, sólida ou de fase mista entre um conjunto de partículas suspensas (Jacobson, M. 2002; Seinfeld e Pandis, 2016). Entre os constituintes atmosféricos, o MP é único em sua complexidade por resultar não apenas das emissões diretas de partículas, mas também das emissões de certos gases que se condensam como partículas diretamente ou sofrem transformação química em uma espécie que se condensa como uma partícula (Seinfeld e Pandis, 2016). A composição química do MP atmosférico que incluindo, mas não se limitando a, metais de transição, carbono elementar, sais de nitrato e sulfato e hidrocarbonetos policíclicos

aromáticos (HPAs) (Bell, 2012; Poschl, 2015), influenciam os efeitos do MP na saúde por terem potencial redox, causando danos celulares (Patel *et al.*, 2013; Haberzettl *et al.*, 2014) e levando a um aumento da mortalidade e morbidade (Araújo, 2009; Mukherjeer, 2017). Pesquisas tem evidenciado correlação com câncer de pulmão (Nielsen *et al.*, 2016; Leorux *et al.*, 2015), doenças cardiovasculares (Delfino *et al.*, 2005; Dominici *et al.*, 2006), doenças respiratórias (Pope *et al.*, 2011; Carmo *et al.*, 2010) e aumento no número de atendimentos hospitalares em virtude de problemas respiratórios (Bakonyi *et al.*, 2004; Wichmann *et al.*, 2000).

Os efeitos do MP na saúde humana estão também diretamente associados ao seu tamanho. Comumente as partículas são classificadas de acordo com seu diâmetro aerodinâmico e relativa deposição no sistema respiratório: partículas inaláveis (MP_{10}) com diâmetro menor que $10\ \mu\text{m}$; partículas grossas ($MP_{10-2,5}$) diâmetro entre 10 e $2,5\ \mu\text{m}$; partículas inaláveis finas ($MP_{2,5}$) diâmetro menor que $2,5\ \mu\text{m}$ e partículas ultrafinas (UFP) ($MP_{0,1}$) com diâmetro menor que $0,1\ \mu\text{m}$ (Seinfeld e Pands, 2016; Kelly e Fussel, 2012). Nesse trabalho também focamos em análises com partículas de diâmetro inferior a $0,25\ \mu\text{m}$, referidas como quasi-ultrafinas (Segalin *et al.*, 2020; Arhami *et al.*, 2009; Viana *et al.*, 2014). Partículas na moda grossa permanecem depositadas em vias aéreas superiores (nasofaringe e bronquíolos primários), em contraste, partículas finas podem ser transportadas até alvéolos e bronquíolos terminais, enquanto as ultrafinas podem chegar até o epitélio alveolar e ser difundidas para a corrente sanguínea (Haberzettl *et al.*, 2014; Kelly e Fussel, 2012; Oberdorster *et al.*, 2005; Donaldson e Stone, 2003). Uma representação básica da deposição do MP no sistema respiratório é representado na figura 1.

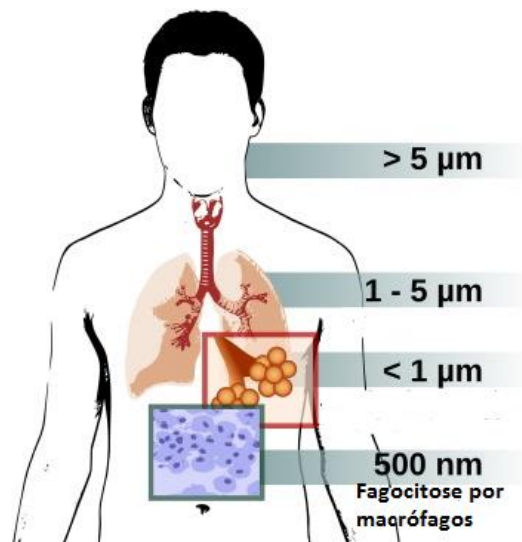


Figura 1. Representação da deposição de MP por tamanho no sistema respiratório e a fagocitose pelos macrófagos alveolares. Figura adaptada de (Costa A *et al.*, 2016).

1.3 Grupos de risco (idosos)

Os efeitos na saúde relacionados a poluição do ar são mais evidentes em diferentes grupos populacionais que são mais susceptíveis em comparação a outros. Esses grupos incluem idosos, crianças e adolescentes, adultos e crianças com doenças respiratórias, adultos com cardiopatia, mulheres grávidas e recém nascidos, além de populações socialmente mais vulneráveis, principalmente aquelas de baixa renda (Peled, 2011). Os idosos, em específico, são mais vulneráveis devido a um sistema imunológico debilitado, doenças pré-existentes e o acúmulo de substâncias tóxicas em seus corpos ao longo da vida (Sun e Gu, 2008). Historicamente, os primeiros eventos extremos de poluição do ar no século XX, França (1930), Donora (1948) e Londres em dezembro de 1952, que levaram a uma associação direta entre poluentes do ar e efeitos na saúde, foram primeiramente sentidos por pessoas já doentes e idosos (Peled, 2011). Desde então os efeitos da poluição do ar na população idosa tem sido estudada frequentemente. Por já apresentarem, em sua maioria, um quadro de doenças crônicas como câncer e doenças cardiopulmonares, os idosos são mais susceptíveis (Malek *et al.*, 2013). Os efeitos dos poluentes do ar na saúde da população idosa são os mais diversos possíveis como mudanças nas funções autonômicas vasculares e cardíacas (Lim *et al.*, 2017), pneumonia (Neupane *et al.*, 2009), alterações cognitivas (Aukshire *et al.*, 2017), anemia (Honda *et al.*, 2017), demência (Peter *et al.*, 2019), Alzheimer e Parkinson (Kioumourtzoglou *et al.*, 2016) entre outros.

Outro fator importante a ser considerado é o aumento da população idosa em todo o mundo. As estimativas projetam uma população idosa, em todo o mundo, de 2,1 bilhões em 2050 e com a expectativa de vida sendo projetada para 77 anos entre 2045-2050 e 83 anos entre 2095-2100 (United Nations, 2015). O maior acesso à saúde e os avanços da medicina são responsáveis pelo aumento da longevidade da população mundial. Projeções indicam que o percentual da população idosa no mundo pode chegar a 15,3 % até 2040 e no Brasil esse percentual pode atingir 25 % até 2043 (IBGE, 2019; Kinsela e He, 2009). No Brasil, a população idosa representou, em 2020, 10,5 % da população, sendo o estado de São Paulo o terceiro maior em porcentagem de idosos (11,3 %) (FGV, 2020). São Paulo é a maior megalópole brasileira, com uma região metropolitana (RMSP) densamente povoada, superando 22 milhões de habitantes. Especificamente, a cidade de São Paulo, sendo a cidade mais populosa do Brasil tem uma densidade demográfica de 7.400 habitantes por km² (IBGE, 2020; City Population, 2020). A RMSP historicamente passou por um rápido e caótico processo de urbanização e crescimento populacional, o que gerou também um aumento significativo da frota veicular e uma consequente insegurança ambiental associada a poluição do ar (Andrade *et al.*, 2017).

Na cidade de São Paulo, um aumento da população idosa tem sido verificada ao longo dos anos, sendo 9,3 % em 2000 e chegando a 11,9 % em 2010. Já em 2018, a população idosa chegou a 1,7 milhões na cidade, correspondendo a 14,7 % de toda população e recentes estimativas indicam que podem chegar a 20 % até 2030 (Prefeitura de São Paulo, 2019a). Apesar da redução das emissões primárias de poluentes atmosféricos em São Paulo durante os últimos anos, os padrões recomendados pela OMS ainda são excedidos (Andrade *et al.*, 2017). Esses fatores combinados justificam a importância de ser avaliada a exposição dessa população no ambiente onde passam a maior parte do tempo. A população urbana frequentemente passa mais tempo dentro de ambientes fechados, os idosos especialmente passam entre 80 e 90 % do tempo em ambientes internos (Simoni *et al.*, 2003). Medidas de poluentes *indoor/outdoor*, em casas de repouso, mostraram a significativa relação entre alta exposição de poluentes e efeitos na saúde (Hassanvand *et al.*, 2015; Bentayeb *et al.*, 2013).

1.4 Justificativa

Medições de MP (*indoor/outdoor*) em relação ao tamanho e composição, além de estimativas relativas aos potenciais riscos à saúde são de extrema importância em casas de repouso, onde grande parte da população idosa vive. A RMSP tem o maior número de

Instituições de longa permanência para idosos (ILPI) no Brasil com 1.219 instituições identificadas em 2010; entretanto, projeções indicam que esse número é inferior ao número ideal que atenda toda população e o seu constante crescimento (IPEA, 2010). As características das ILPI no Brasil (espaços abertos) pode favorecer o transporte de poluentes de origem externa para os ambientes internos. As concentrações de poluentes *indoor* são frequentemente afetadas por fontes *outdoor* que podem infiltrar através de fluxos de vento (janelas e portas abertas) ou por infiltrações em fissuras por exemplo (Thatcher e Layton 1995; Finlayson-Pitts e Pitts, Jr, 1999). Evidências diversas sugerem que a exposição ao MP em ambientes internos, mesmo em níveis baixos, pode causar efeitos adversos à saúde, principalmente na população idosa (Bentayeb *et al.*, 2013; Bentayeb *et al.*, 2015; Hasheminassab *et al.*, 2014; Simoni *et al.*, 2003).

As fontes internas e externas de poluentes do ar são informações públicas importantes para a tomada de decisões relacionadas aos riscos à saúde de grande parte das populações mais pobres e vulneráveis do mundo, o que requer esforços ampliados no campo da pesquisa (Bruce *et al.*, 2000).

Ainda existem incertezas associadas a composição e as fontes de MP em ambientes internos no Brasil. Fato esse associado principalmente a escassez de informações sobre os diferentes tipos de habitação e as condições de subsistência da população socialmente mais vulnerável. Sendo de significativa importância mais estudos *in loco* onde reais condições são mensuradas.

É nesse panorama que se insere a presente pesquisa, tendo o objetivo necessário de compreender um ambiente onde vive uma parcela da população idosa de São Paulo, população essa em constante crescimento e mais vulnerável aos efeitos nocivos da poluição do ar. Cabe ressaltar que esse trabalho apresenta algumas singularidades como: realizado *in loco* em dois ambientes distintos; uma ILPI localizada em um bairro residencial; arquitetura diferenciada (prédio antigo cercado de vegetação); distante de vias de intenso fluxo veicular e realizado em diferentes períodos do ano. Essas singularidades tornam essa pesquisa necessária tanto em nível de caracterização do MP em ambientes fechados, quanto seus potenciais riscos à saúde para a população idosa do local e região adjacente. A presente pesquisa parte da necessidade de se caracterizar o MP em um ambiente específico de cuidados contínuos com idosos na RMSP e assim estimar os possíveis efeitos na saúde.

2 Objetivos

O objetivo do presente trabalho é avaliar o MP (*indoor/outdoor*) em uma ILPI localizada na cidade de São Paulo em diferentes períodos do ano e estimar os efeitos na saúde dos idosos. Como objetivos específicos pode-se elencar:

- Caracterização do MP em diferentes faixas de tamanho de acordo com as concentrações de massa, íons solúveis e elementos traço.
- Estudo dos íons solúveis quanto ao perfil de tamanho e acidez.
- Influência da sazonalidade e fatores meteorológicos na concentração do MP.
- Avaliação de partículas *quasi* ultrafinas (q-UFP) (*indoor/outdoor*) e *blackcarbon*.
- Perfil horário (9:00-17:00) para MP_{2,5} e UFP (*indoor/outdoor*) em dois períodos distintos do ano.
- Estimar a concentração de partículas depositadas no sistema respiratório dos idosos (homens e mulheres) nos dois ambientes (*indoor/outdoor*) para as diferentes faixas de tamanho.
- Estimar a concentração de UFP depositadas no sistema respiratório.
- Avaliação de risco carcinogênico a partir dos componentes do MP nas q-UFP considerando cenários distintos de exposição (crônica e subcrônica).

3 Materiais e métodos

3.1 Metodologia de coleta e caracterização do local de amostragem

As medidas de MP foram realizadas na Casa Ondina Lobo (OL) localizada na zona sul de São Paulo ($23^{\circ}38'28.4''S$, $46^{\circ}41'14.5''W$) em uma região nobre e residencial do distrito de Santo Amaro. O distrito de Santo Amaro tem uma das maiores proporções de idosos residentes em relação a população total (20,7 %), sendo essa a sétima maior entre os noventa e seis distritos de São Paulo (Prefeitura de São Paulo 2019b). A OL fica localizada em um bairro residencial (Jardim dos estados) cercado por duas vias de intenso fluxo veicular (Santo Amaro e Washington Luiz) e internamente com um fluxo majoritário de veículos leves.

A ILPI OL é uma instituição de longa permanência para idosos sem fins lucrativos funcionando desde 1950, beneficiando desde então mais de 1.800 idosos. A casa é considerada de utilidade pública federal, estadual e municipal, registrada na Secretaria de Estado da Promoção Social e na Prefeitura do município de São Paulo. Atualmente abriga e mantém 66 idosos com idade entre 60 e 89 anos, entre homens e mulheres, sem recursos próprios de subsistência. A casa funciona em uma área de 7.247 m^2 com 3.001 m^2 de área construída que foi cedida ainda no ano de 1947, sendo então caracterizada por uma estrutura predial antiga e cercada de árvores e arbustos de médio e grande porte (Figura 1b).

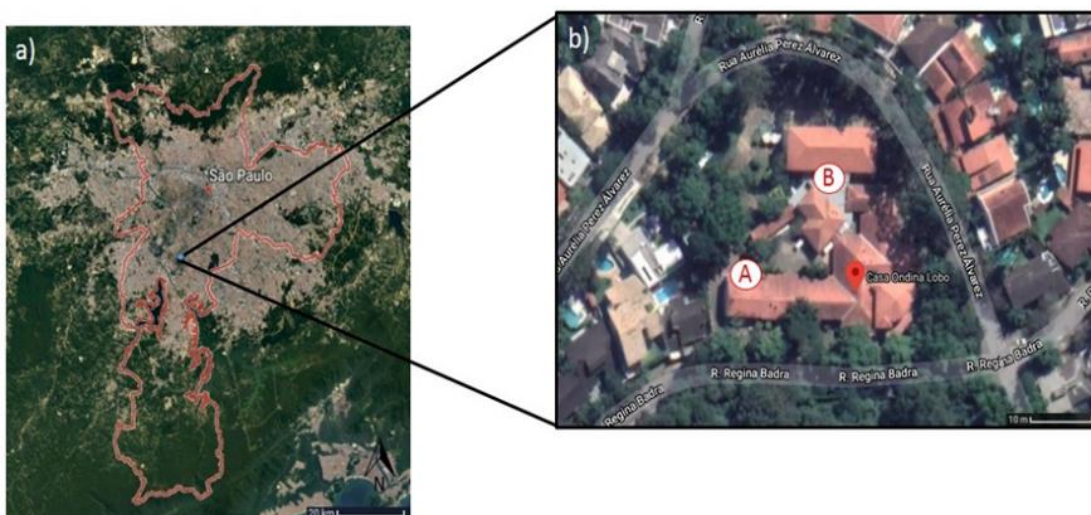


Figura 2. Imagem de satélite destacando: a) a área densamente povoada da RMSP e os contornos da cidade de São Paulo e b) a ILPI Ondina Lobo em São Paulo ($23^{\circ}38'28,4''S$, $46^{\circ}41'14,5''W$), onde A e B indicam as áreas de amostragens externa e interna, respectivamente. Fotos adaptadas do google maps (<https://maps.google.com/>).

As medições de MP foram realizadas simultaneamente em dois ambientes (*indoor/outdoor*) em dois locais diferentes: (A) local doravante denominado *outdoor* fica localizado em uma área externa de recreação, próxima da cozinha e dos dormitórios masculinos (Figura 1b), e (B) doravante denominado *indoor* localizado em local fechado dentro da enfermaria feminina e próximo do dormitório feminino (Figura 1b). A escolha dos locais foi feita de acordo com a estrutura disponível (eletricidade e suporte para o equipamento). Dentro das limitações encontradas e objetivando dois locais com características distintas, de modo a comparar diferentes ambientes, essa foi a melhor configuração encontrada para a realização do estudo no referido local. Durante o dia, em períodos distintos, foi percebida a presença de um número reduzido de fumantes próximo ao local *outdoor*. Apesar desses episódios, uma possível interferência da fumaça de cigarro nos resultados não foi considerada tendo em vista a distância do equipamento (aproximadamente 20 m) e também o número baixo de fumantes (aproximadamente seis) em dias e períodos distintos.

Todos os protocolos e procedimentos realizados nessa pesquisa foram previamente aprovados pelo Comitê de ética da Faculdade de medicina do Hospital das Clínicas da Universidade de São Paulo sob número de protocolo 6609219.8.0000.0068. A ILPI OL atualmente tem uma parceria para atenção clínica dos idosos com o Núcleo de Geriatria do Hospital das Clínicas da Faculdade de Medicina – USP.

Um total de 300 coletas foram realizadas em trinta dias, entre janeiro de 2018 e agosto de 2019, cada dia com medições em dois ambientes (*indoor* e *outdoor*) e dois PCIs com cinco estágios. Os dias de medições ocorreram de acordo com a disponibilidade dos equipamentos e em diferentes períodos do ano (7 dias no verão, 13 dias de outono e 10 dias de inverno). Os parâmetros de temperatura, velocidade do vento e precipitação foram disponibilizados pela estação meteorológica do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências atmosféricas (IAG), 9,4 km distante da OL.

3.2 Instrumentação e análises

As medidas de MP foram realizadas usando um coletor por impacto em cascata de uso pessoal (PCIS Sioutas, SKC Inc., Eighty Four, PA, USA) conectado a uma bomba de ar (Leland Legacy, SKC Inc., Cat. No. 100-3000) para manter um fluxo de ar contínuo de 9 L min^{-1} e mantido em uma altura fixa de aproximadamente 2 m acima do solo em

ciclos de 24 horas. A bomba de ar foi calibrada com um calibrador Defender 510 antes de cada coleta. O coletor PCIS tem cinco estágios de impactação: (A) $> 2.5 \mu\text{m}$, (B) $2.5-1.0 \mu\text{m}$, (C) $1.0-0.5 \mu\text{m}$, (D) $0.5-0.25 \mu\text{m}$ e (E) $<0.25 \mu\text{m}$ (partículas *quasi*-ultrafinas, q-UFP). Filtros de PTFE de 25 mm foram usados nos estágios de moda grossa e de acumulação (A, B, C e D) e filtros de 37 mm para partículas *quasi*-ultrafinas (estágio E). Filtros de PTFE são ideais para o coletor PCIS por ser disponível comercialmente e quimicamente inerte, além de ser ideal para a maioria das análises químicas (Misra *et al.*, 2002). As análises gravimétricas dos filtros foram realizadas antes e após as amostragens em uma balança com escala de precisão $1 \mu\text{g}$ (MXS; Mettlerred, Columbus, OH, USA) e os filtros foram equilibrados em uma sala com ambiente controlado ($T = 25 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$, $H = 40 \pm 2 \%$) durante 24 horas antes e após as coletas. As concentrações de MP_{10} foram calculadas de acordo com a soma de todos os cinco estágios e para $\text{MP}_{2.5}$ foi considerada a soma dos quatro últimos estágios (B, C D e E).

3.2.1 Concentração de íons solúveis

Análises de íons majoritários inorgânicos solúveis em água foram realizadas em todos os estágios de impactação. Os cátions (Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) e ânions (Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-}) foram mensurados por cromatografia com um sistema cromatográfico modular Metrohm modelo 851 (Herisau, Suíça). Para extração do material solúvel, os filtros foram submetidos a agitação mecânica imersos em 10 ml de água deionizada (resistividade $> 18,2 \text{ M}\Omega \text{ cm}$) por uma hora, seguida de filtração (Millex-GV filtro $0,22 \mu\text{m}$) e mantidos sobre refrigeração até o momento das análises por cromatografia.

Os íons foram quantificados de acordo com uma curva externa de calibração para cada íon. Os valores de limite de detecção (LD) foram calculados a partir dos parâmetros obtidos pelo método dos mínimos quadrados, a partir da curva de calibração ($y = a + bx$) e correspondeu ao sinal branco (ou coeficiente linear) mais três vezes o desvio padrão (sd) do coeficiente angular (sdy/x), ou seja, $\text{DL} = a + 3 \text{ sdy}/x$. Os valores de LD para todas as espécies variaram entre $0.04 \mu\text{mol L}^{-1}$ para K^+ e $0.81 \mu\text{mol L}^{-1}$ para Ca^{2+} , sendo o limite de quantificação (LQ) dez vezes maior que os valores de LD. As condições analíticas para análise dos ânions foram: coluna aniônica Metrosep A-Supp5 (250mm x 4mm), solução eluente de Na_2CO_3 $4,0 \text{ mmol L}^{-1}$ / NaHCO_3 $1,0 \text{ mmol L}^{-1}$; vazão de $0,7 \text{ mL min}^{-1}$; coluna supressora Metrohm e regenerante solução de H_2SO_4 50 mmol L^{-1} – água deionizada sob vazão de $0,8 \text{ mL min}^{-1}$. Para análise de cátions foram seguintes as condições: coluna catiônica Metrosep modelo C2 150 (150 x 4 mm) da Metrohm, eluente

solução de ácido tartárico 4 mmol L⁻¹ / ácido dipicolínico 0,7567 mmol L⁻¹, fluxo 1,0 mL min⁻¹ e sistema de supressão eletrônico Metrohm.

3.2.2 Análise de *Black carbon* e elementos principais

No estágio E foi realizada análise de *black carbon* pelo método de refletância óptica, e de modo a não causar divergências quanto a outras técnicas de medições, incertezas ou incompatibilidades na comparação entre outros trabalhos, será usada a denominação rBC doravante, de acordo com Petzold *et al.* (2013), indicando que foram feitas análises por refletância. As medidas de refletância foram realizadas com um refletômetro (*smoke stain reflectometer* modelo 43 D; Difusão Systems Ltd, Londres, Reino Unido). As concentrações foram calculadas considerando a equação de refletância proposta por Segalin *et al.* (2016) (Eq.1) que usou os mesmos instrumentos para coleta e análise. A curva de calibração foi obtida empiricamente usando padrões gravimétricos (Miranda *et al.*, 2012).

$$rBC = ((82,794 - (73,206 \log(m)) + 15,901 \log(m)^2) \cdot a) / v \quad (1)$$

Onde m é a medida de duas refletâncias realizadas em um mesmo filtro; a é a área do filtro amostrada (cm²) e v é o volume de ar amostrado em m³.

As análises de elementos traço foram realizadas nas q-UFP (estágio E) por EDXRF com um espectrômetro (EDX 700HS; Shimadzu Corporation, Analytical Instruments Division, Tokyo, Japão). A região que recebeu radiação compreende uma área do filtro de aproximadamente 3.4 cm² e pode ser considerada homogênea por receber radiação da fonte de raios X por 900s nas seguintes condições: Filtro de alumínio (Al), vácuo de caminho para raios X, colimador de 10mm de diâmetro, faixa de energia de 10-20 keV, tensão de tubo de 50Kv, tubo de raios X Rh e detector de Si (Li). Analisamos os elementos S, K, Na, Fe, Ca, Mg, Zn, P, Si, Cr, Al, Pb, Cu, Br, V, Se, Mn, Ti, Ni e As. Para cada elemento são permitidas análises qualitativas e também quantitativas, pois a radiação fluorescente é proporcional à quantidade do elemento. Na análise quantitativa, o sistema calcula com precisão as concentrações dos elementos por meio das intensidades de sinal e/ou sobre uma curva de calibração obtida para cada elemento de referência (Shimadzu Corporation) (Miranda *et al.*, 2012).

3.2.3 Perfil horário (MP_{2,5} e UFP)

Foi realizado um estudo de caso para uma avaliação do perfil horário (9:00 às 17:00) das concentrações de MP_{2,5} e partículas ultrafinas (UFP) nos dois ambientes estudados. Uma primeira semana no período do outono de 2019 (14/05 a 17/05) e uma outra no inverno do mesmo ano (12/08 a 16/08). Para as medidas de MP_{2,5} foi usado um monitor de aerossol Dusttrak II modelo 8530 (TSI Incorporated, Minnesota 55126 USA) e para medidas de UFP foi usado um contador de partículas ultrafinas P-Trak modelo 8525 (TSI Incorporated, Minnesota 55126 USA). As concentrações de MP_{2,5} (µg/m³) e UFP (nº de partículas/cm³) foram medidas em tempo real durante o dia.

3.2.4 Análises estatísticas

Foram realizadas análises estatísticas para os diferentes ambientes com uso do R (versão 4.1.0) e o software Prisma (versão 5.0). Os dados de concentração para cada estágio foram expressos com valores de média e variações de interquartil. Para avaliação das diferentes concentração de MP nos dois ambientes *indoor/outdoor* foi realizado o teste *t-Student* (p<0,05; duas caudas).

3.3 Avaliação de riscos à saúde

3.3.1 Deposição de partículas

Foi estimada a concentração de partículas depositadas no sistema respiratório dos idosos, considerando os diferentes parâmetros para homens e mulheres. A dose de partículas depositadas (RDD) foram estimadas de acordo com a equação (2), de acordo com (Segalin *et al.*, 2017; Azarmi and Kumar, 2016; Kumar and Goel, 2016).

$$RDD = (VM \times f) \cdot DF_{ij} \cdot PM_i \quad (2)$$

Onde VM é o volume minuto (m³/ciclo), *f* é a frequência respiratória (respirações por minuto), *DF_{ij}* é a fração depositada para cada diâmetro específico e *PM_i* é a concentração medida. Os parâmetros respiratórios para os idosos (homens e mulheres) VM e *f* foram: 2.8 · 10⁻⁴ m³ (3.8 · 10⁻⁴ m³) por ciclo respiratório e 15 (16) incursões respiratórias por minuto para mulheres (homens), respectivamente (Parreira *et al.* 2010). *DF_{ij}* foi calculada de acordo com equações propostas por Hinds (1999) e os detalhes estão dispostos no apêndice A.

Foi estimada também a dose de UFP inaladas por massa corporal. A dose de inalação para UFP foi calculada de acordo com a equação (3) (Slezakova *et al.*, 2018; Fonseca *et al.*, 2014).

$$Dose (D) = (VM/m) \cdot C \cdot t \quad (3)$$

Onde VM é o volume minuto (L/min); m é a massa corporal (kg); C é a concentração de UFP (Nº de partículas/L) e t é o tempo de exposição em minutos. Foi considerada uma massa corporal média de 67 kg e VM igual a 5,98 L/min e 4,26 L/min para homens e mulheres, respectivamente (Parreira *et al.*, 2010).

3.3.2 Avaliação de risco carcinogênico

Foi estimado o risco à saúde dos idosos de acordo com elementos presentes na fração de q-UFP (indoor/outdoor). Os elementos encontrados foram avaliados de acordo com seu potencial efeito deletério à saúde para efeitos carcinogênicos e não-carcinogênicos. Foi usada uma metodologia proposta pela US-EPA para cálculo de risco carcinogênico e não-carcinogênico de acordo com elementos inalados. A metodologia proposta no “Guia para avaliação de risco por inalação” US-EPA (2009) descreve os parâmetros e equações para se estimar o risco de cada contaminante considerando uma exposição por via inalatória de acordo com a concentração exposta de inalação (EC_{inh}):

$$EC_{inh} = C \times \frac{ET \cdot EF \cdot ED}{ATn} \quad (4)$$

Onde C é a concentração ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dos contaminantes na fração q-UFP medida por EDXRF; EF é a frequência de exposição (243 dias ano⁻¹) representando os meses medidos; ET é o tempo de exposição (12 horas dia⁻¹) de acordo com o tempo em que os idosos permanecem nos locais (indoor/outdoor) durante o dia. Foram considerados dois diferentes cenários de acordo com definição proposta por US-EPA (2019; 2009): cenário de exposição subcrônica para um tempo de aproximadamente dez por cento da expectativa de vida e cenário crônico com um tempo de exposição contínua superior ao período subcrônico. ED representa a duração da exposição e consideramos uma exposição contínua de 7,5 anos para o cenário subcrônico, representando dez por cento da expectativa de vida no Brasil, e 9 anos para o cenário crônico.

AT_n é o tempo médio ($AT_n = 24 \text{ anos} \times 365 \text{ dias} \times 24 \text{ horas dia}^{-1}$) para risco não-carcinogênico e ($AT_n = 70 \text{ anos} \times 365 \text{ dias} \times 24 \text{ horas dia}^{-1}$) para risco carcinogênico (Khan *et al.*, 2016; Hu *et al.*, 2012).

O risco não carcinogênico é calculado pelo quociente de risco (HQ) e o risco carcinogênico por tempo de vida (LCR) foi estimado para elementos classificados pela Agência Internacional de Pesquisa com câncer (IARC). Os fatores HQ e LCR são calculados a partir das equações:

$$HQ = \frac{EC_{inh}}{(RtC_i \times 1000 \mu g m^{-3})} \quad (5)$$

$$LCR = IUR \times EC_{inh} \quad (6)$$

Onde RtC_i é o valor de concentração para toxicidade por inalação (mg/m^3) e IUR é a unidade de risco por inalação ($(\mu g/m^3)^{-1}$). Os valores de RtC_i e IUR são obtidos por US-EPA (2019), disponível também no apêndice B. O risco não-carcinogênico pode ser medido pelo valor de índice de risco (HI), obtido a partir da soma de todos os HQ individuais, para se poder estimar o risco total não-carcinogênico para os múltiplos elementos e cenários. Os riscos à saúde são improváveis quando $HI \leq 1$; entretanto, pode existir risco quando os valores indicarem $HI \geq 1$. Para o risco carcinogênico deve ser observado o valor de LCR, sendo esse parâmetro representativo da probabilidade de desenvolvimento de câncer a partir de uma exposição por via inalatória antes dos 70 anos de idade (Khan *et al.*, 2016).

4 Resultados e discussão

4.1 Situação meteorológica

De acordo com o boletim climatológico mensal da Estação Meteorológica do IAG-USP para os meses de maio e junho de 2018, quando foram realizadas as primeiras coletas, houve um acumulado de 20,6 e 21,5 mm de precipitação para maio e junho, respectivamente, ambos abaixo da média climatológica para o período. O mês de maio registrou mais dias com chuva (15) em comparação a junho (3). As temperaturas média, média máxima e média mínima, mensais para os meses de maio e junho ficaram acima das médias climatológicas com um máximo de 31,3 °C em 4 de maio e 29,3 °C em 24 de junho. As médias mensais registraram 18,2 °C (média climatológica: 17,0 °C) para maio e 17,4 °C (média climatológica: 15,8 °C) para junho (Estação meteorológica IAG-USP, 71° e 72° 2018).

Em 2019 foram realizadas coletas no verão (janeiro e fevereiro), outono (março, abril e maio) e no inverno (agosto). Em janeiro a precipitação total mensal ficou acima da média climatológica para o mês, 268,0 mm (média climatológica: 232,1 mm) e uma média mensal de temperatura (24,6 °C) também superior à média climatológica para o mês (21,7 °C). Em fevereiro a precipitação total mensal acumulada foi mais que o dobro da média climatológica para o mês, com 469,6 mm (média climatológica: 210,7 mm). A temperatura média mensal registrou 22,6 °C (média climatológica: 21,9 °C) (Estação meteorológica IAG-USP 79° e 80°, 2019).

Em março de 2019 a precipitação total acumulada foi novamente superior ao dobro da média climatológica, com 329,2 mm (média climatológica: 164,4mm) e a temperatura mensal registrou média de 22,0 °C (média climatológica: 21,1 °C). Os meses de abril e maio registraram média de precipitação total acumulada de 164,4 mm (média climatológica: 83,3 mm) e 61,7 mm (média climatológica: 64,1 mm), respectivamente. As médias mensais de temperatura foram superiores à média climatológica, com 21,4 °C (média climatológica: 19,2 °C) para abril e 19,8 °C (média climatológica: 17,0°C) para maio do mesmo ano (Estação meteorológica IAG-USP 81°, 82°, 83°, 2019).

O mês de agosto de 2019 registrou uma precipitação total acumulada quatro vezes menor que a média climatológica para o período 9,9 mm (média climatológica: 37,6 mm), situação característica dos meses de inverno em São Paulo. A média de temperatura

mensal registrada foi similar à média climatológica 16,6 °C (média climatológica: 16,3 °C) (Estação meteorológica IAG-USP 86°, 2019).

4.2 Análises gravimétricas

As médias, desvio padrão, mínimo e máximo para as concentrações de MP₁₀ (estágios A+B+C+D+E) e MP_{2,5} (estágios B+C+D+E) foram avaliadas considerando os diferentes períodos do ano (Tabela 1). Em acordo com o decreto estadual nº 59113/2013 que estabelece os padrões definidos pela CETESB para qualidade do ar no estado de São Paulo e a resolução CONAMA nº 491/2018, que definem um limite diário de 120 µg/m³ para MP₁₀ e 60 µg/m³ para MP_{2,5}, não houveram ultrapassagens desses padrões nos diferentes ambientes (*indoor/outdoor*) durante o período de estudo (Figura 3). Entretanto, de acordo com as diretrizes propostas pela OMS para MP₁₀ e MP_{2,5} (50 µg/m³ e 25 µg/m³, respectivamente), as medidas encontradas excederam esse padrão 04/00 vezes para MP₁₀ (*indoor/outdoor*) (Figura 4) e 16/06 vezes para MP_{2,5} na OL, com maiores concentrações registradas nos períodos de outono e inverno (Figura 3). Essas conclusões iniciais já indicaram que a população idosa, residente na OL, estava sendo exposta a níveis de concentrações de partículas potencialmente nocivas à saúde.

Tabela 1. Média (desvio padrão), máximo e mínimo para concentrações (µg/m³) no ambiente outdoor (Out) e indoor (Ind) para MP₁₀ e MP_{2,5} e razão indoor/outdoor (I/O) por estação do ano.

Estação	Nº de dias	MP ₁₀ (µg/m ³)		MP _{2,5} (µg/m ³)		
		Média ± SD	Max-min	Média ± SD	Max-min	
Verão	7	Out	28,7 ± 8,7	39,9-12,7	16,5 ± 5,2	31,2-9,5
		In	18,6 ± 8,5	33,2-7,8	11,3 ± 6,3	27,3-5,2
		I/O	0,6 ± 0,1	0,9-0,5	0,6 ± 0,25	0,5-1,0
Outono	13	Out	32,2 ± 11,4	59,9-11,8	24,8 ± 8,7	45,7-8,5
		In	20,8 ± 9,0	40,3-7,4	15,9 ± 5,3	32,8-4,5
		I/O	0,6 ± 0,1	0,7-0,5	0,6 ± 0,1	0,7-0,4
Inverno	10	Out	34,3 ± 13,8	53,1-17,9	27,1 ± 10,4	40,3-13,7
		In	21,3 ± 14,0	38,9-7,8	16,8 ± 12,3	38,9-5,6
		I/O	0,6 ± 0,2	0,9-0,4	0,6 ± 0,1	0,9-0,3

Em todos os dias de coleta foi identificado uma predominância das concentrações *outdoor* em relação as *indoor*. O local de amostragem *indoor* é também caracterizado por um ambiente aberto, com constantes trocas de ar, portanto, consideramos as trocas de ar com o exterior através das janelas, que permanecem frequentemente abertas, como a principal fonte de MP para o ambiente *indoor*.

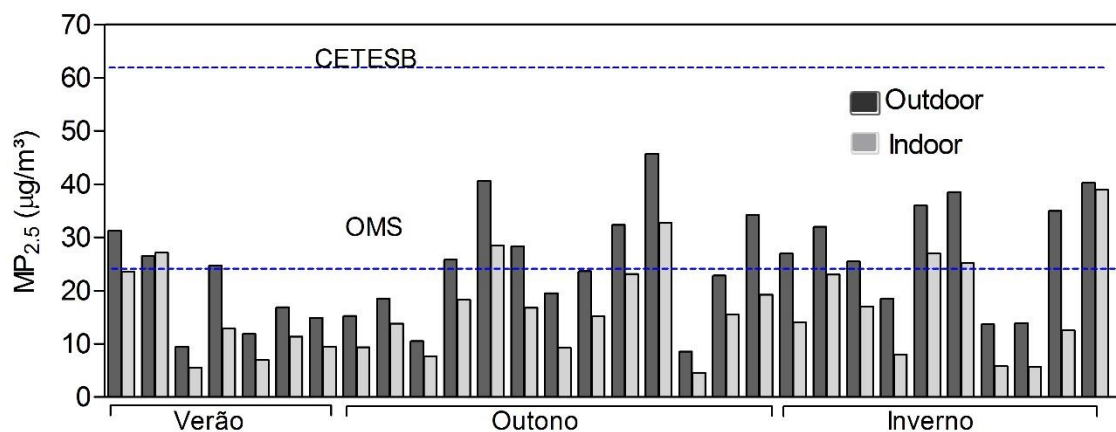


Figura 3. Perfil de concentrações diárias (24h) por estação do ano para $PM_{2.5}$ (outdoor/indoor) entre janeiro de 2018 e agosto de 2019 na ILPI OL. As linhas pontilhadas azuis indicam os padrões para São Paulo (CETESB) e recomendações da OMS. Obs.: Não foram realizadas medidas na primavera.

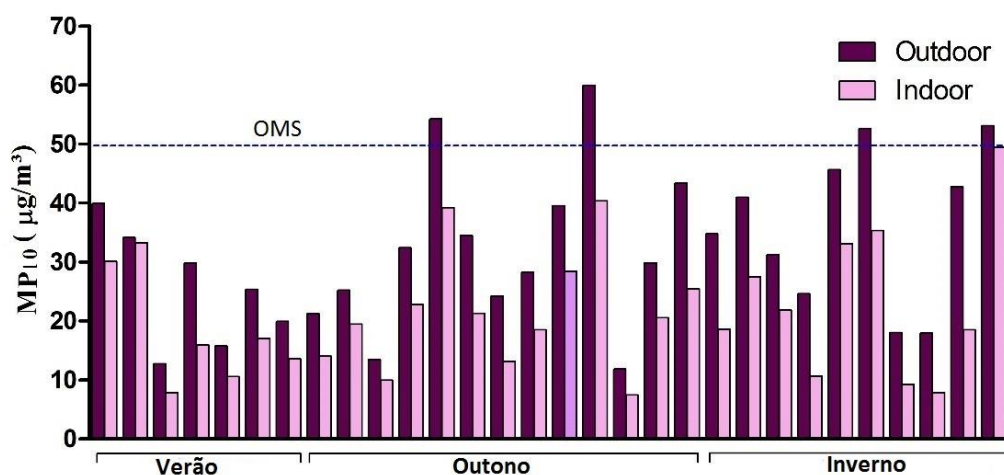


Figura 4. Perfil de concentrações diárias (24h) por estação do ano para PM_{10} (outdoor/indoor) entre janeiro de 2018 e agosto de 2019 na ILPI OL. A linha pontilhada azul indica o padrão recomendado pela OMS.

As menores concentrações, em média, para $PM_{2.5}$ e PM_{10} ocorreram em dias de verão (Figura 3 e 4), o que pode ser explicado pelas condições favoráveis à dispersão dos poluentes durante esse período do ano, característico por apresentar chuvas frequentes e

fortes rajadas de vento em São Paulo (CETESB, 2019; Castanho e Artaxo, 2001). Maiores concentrações foram registradas nos meses de outono e inverno (Figura 3 e 4). Frequentemente são registradas maiores concentrações de MP durante o inverno em São Paulo devido as condições mais desfavoráveis à dispersão dos poluentes (CETESB, 2020). As maiores concentrações médias para MP_{2,5} e MP₁₀ foram 27,1 e 34,3 µg/m³ para o ambiente *outdoor* e 16,8 e 21,3 µg/m³ para o ambiente *indoor*, respectivamente registrados nas medidas de inverno (Tabela 1). Uma frequente subsidência do ar e a inversão térmica característica proporcionam condições desfavoráveis à dispersão dos poluentes durante a maior parte dos dias de inverno em São Paulo (CETESB, 2020; Castanho e Artaxo, 2001).

Durante dois dias de inverno é perceptível uma significativa redução nas concentrações de MP, logo após dias mais poluídos (Figura 3 e 4) o que foi relacionado diretamente à passagem de um sistema frontal (frente fria) associada a um aumento significativo da velocidade média dos ventos (>5 m/s), promovendo favoráveis condições a dispersão dos poluentes como pode ser observado na Figura 5. Em comparação com dados disponibilizados pela estação da CETESB em Santo Amaro (distante 3.3 km do local de coleta), antes e depois da passagem do sistema registrou-se uma queda de 84 % nas concentrações de MP₁₀. Na estação de Congonhas (distante 4.7 km) houve uma diminuição de 58 % nas concentrações de MP₁₀ e uma diminuição de 76 % nas concentrações de MP_{2,5} enquanto que em nossas medidas registramos uma diminuição de 64 % e 66 % nas medições de MP_{2,5} e MP₁₀ respectivamente. Menores alterações nas concentrações de MP₁₀ da estação de Congonhas provavelmente se justifica pela proximidade da estação com a avenida dos bandeirantes, resultado de uma influência direta de emissões veiculares constantes.

Durante os dias de estudo foram observadas variações entre 25 e 42 µg/m³ para MP₁₀ em média em estações da CETESB próximas a ILPI OL e entre 16 e 19 µg/m³ para MP_{2,5} no mesmo período. As concentrações de MP₁₀ registraram máximos diários de 59,9 µg/m³ e 40,3 µg/m³ para os ambientes *outdoor* e *indoor*, respectivamente (Tabela 1). Os valores máximos para MP₁₀ na estação Santo Amaro (41,2 µg/m³) e para MP_{2,5} na estação Congonhas (34,4 µg/m³) coincidem com o máximos registrados em nosso estudo (Figura 3 e 4). Tal padrão pode estar associado principalmente a condições de tempo estável associadas a influência da alta subtropical sobre o Sudeste e ventos com baixa intensidade (< 2,2 m/s).

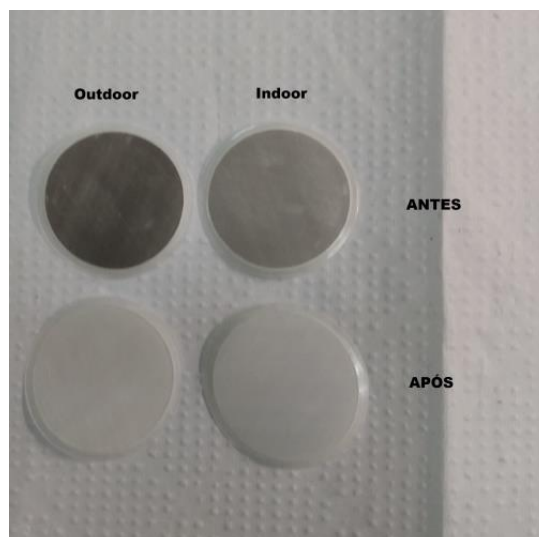


Figura 5. Fotografia dos últimos estágios de impactação (*indoor e outdoor*) em dias antes e após a passagem de sistema frontal sobre a RMSP (frente-fria 13/08/2019).

Os meses de inverno registraram maior número de ultrapassagens do padrão recomendado pela OMS para $MP_{2,5}$, especificamente em dias seguidos de agosto de 2019 (Figura 3) quando um bloqueio atmosférico ocorreu devido à atividade anormal da Alta subtropical do Atlântico Sul, confinando os poluentes em baixos níveis próximos a superfície (Sánchez-Ccoyllo e Andrade, 2002).

As médias de $MP_{2,5}$ ($22,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) *outdoor* e $14,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ *indoor*, foram inferiores ($p < 0,05$) quando comparadas com outros estudos em ILPI. Uma ILPI na Cidade do México registrou $37,2$ e $35,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ *outdoor* e *indoor*, respectivamente. Esses resultados foram associados a veículos pesados que permaneceram estacionados próximos ao local (Holguín *et al.*, 2003). Em Teerã, foram analisadas concentrações de $MP_{2,5}$ em uma ILPI e registraram $30,9$ e $16,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em média, *outdoor* e *indoor*, respectivamente, o que foi justificado por tempestades de areia na região (Hassanvand *et al.*, 2014). Em São Paulo, diferentes metodologias e dias de coleta tem identificado significativas variações em médias de $MP_{2,5}$ como $23,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ no verão e $35,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ no inverno entre 2017 e 2018 (Miranda *et al.*, 2012), variações de $15,0$ a $23,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em terminais de ônibus em 2016 (Nogueira *et al.*, 2019) e em ambiente interno, variações entre $3,5$ e $5,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em museus de São Paulo (Cavicchioli *et al.*, 2014). Medidas realizadas internamente em casas de idosos (59), em diferentes regiões de São Paulo, registraram média de $24 \pm 12,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Segalin *et al.*, 2017).

Menores médias para $MP_{2,5}$, em comparação a outras pesquisas, pode estar relacionada a localização da ILPI OL (Figura 2), situada em um bairro residencial (com

um tráfego local de veículos leves), cercada de áreas verdes, com apenas casas residenciais e longe de vias de intenso tráfego veicular. Em ambientes próximos de vias com tráfego veicular, a vegetação pode atuar como uma barreira entre emissões veiculares e pedestres/residentes, por meio da coleta de poluentes ou redirecionamento do fluxo de ar poluído (Kumar *et al.*, 2019).

A concentração de partículas finas representou 77,3 % da massa total de MP₁₀. Resultados similares relativos a composição do MP em São Paulo foram registrados pela CETESB (CETESB, 2020) e estudos específicos (Segalin *et al.*, 2017; Nogueira *et al.*, 2019), que mostraram as partículas finas como dominantes na composição do MP na RMSP. O estudo de Segalin e colaboradores (2017) registrou a contribuição de 78 % das partículas finas na composição do MP₁₀, enquanto Nogueira e colaboradores (2019) constatou que o MP fino representou 40 % da massa total de MP₁₀, chegando em média a mais de 50 % em alguns terminais de ônibus na RMSP.

4.2.1 Concentrações *indoor* x *outdoor*

Em todas os 30 dias de medições na ILPI OL foram registradas, em todas faixas de tamanho, maiores concentrações no ambiente *outdoor* (Tabela 1, Figuras 2 e 3), sendo em média, 35 % maiores para MP_{2,5} ($p < 0,05$ e $r = 0,79$) e 34 % maiores para MP₁₀ ($p < 0,05$ e $r = 0,84$). Vale ressaltar as características do ambiente “*indoor*” como sendo um local de descanso com poltronas, camas, cadeiras e algumas mesas para refeições ou administração de medicamentos, sem cortinas, tapetes ou sistema de ar condicionado. Consideramos que as concentrações e composições do MP interno são devidas à trocas de ar com o exterior através dos fluxos de ar.

O teste One way ANOVA com teste de Bonferroni de múltipla comparação foi aplicado para avaliar diferentes grupos para partículas finas e grossas nos dois ambientes (*indoor/outdoor*). Foi encontrada uma diferença significativa entre concentrações de partículas finas e grossas no ambiente *outdoor* ($p < 0,05$ e $r = 0,6$). Essa diferença e a baixa correlação linear está de acordo com a literatura que sugere uma associação não-linear entre o MP fino e grosso, o que é geralmente atribuído aos diferentes mecanismos para formação, origem, comportamento e remoção das duas frações na atmosfera (Seinfeld e Pandis, 2016). A distribuição estatística (box plot) (Figura 6) para as concentrações de MP, segregadas por tamanho, mostra uma ordem decrescente de concentração de massa, indicando partículas de menor diâmetro com maiores concentrações ($E > D > A > B > C$), para os dois ambientes.

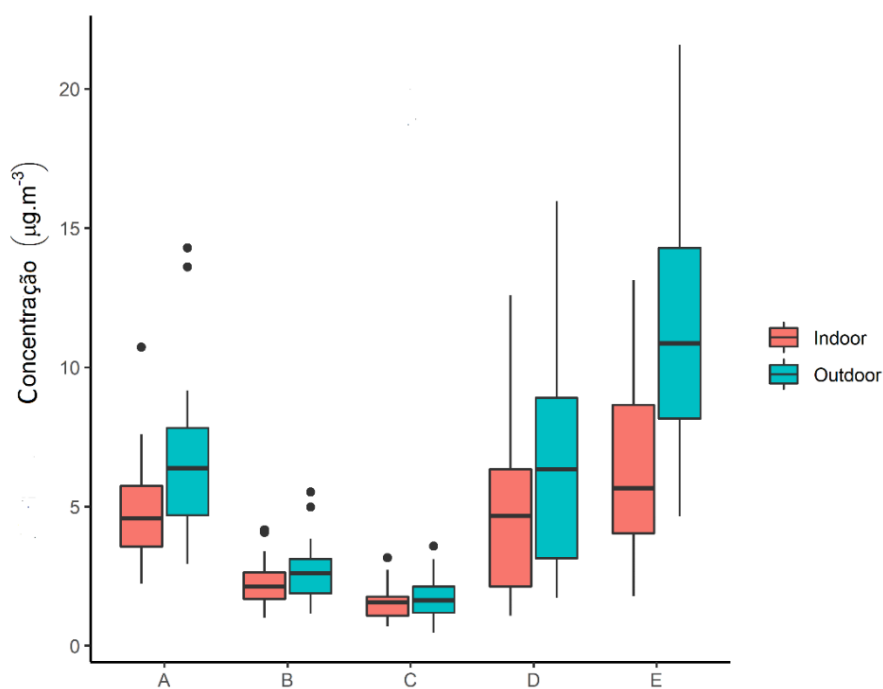


Figura 6. Boxplot para concentração de massa das partículas segregadas por tamanho *indoor* e *outdoor* na ILPI OL. As linhas horizontais nas caixas representam os percentis 25th, 50th e 75th.

As concentrações médias por estágio em ordem decrescente foram: $7,54 \pm 2,74 > 5,52 \pm 2,25 > 4,77 \pm 1,22 > 2,33 \pm 0,64 > 2,04 \pm 0,60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $13,4 \pm 5,17 > 8,78 \pm 3,54 > 7,26 \pm 2,74 > 3,38 \pm 1,49 > 2,44 \pm 0,76 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para os ambientes *indoor* e *outdoor*, respectivamente. Resultado similar indicando a predominância de concentrações no estágio E (q-UFP) foi observado por Segalin e colaboradores (2017) nas residências de 59 idosos na RMSP. Medidas realizadas em uma cidade no norte da Índia, com a utilização do mesmo coletor, identificou um perfil similar indicando uma predominância do estágio $D_{0,5-0,25}$ no ambiente *indoor* e do estágio E no *outdoor* (Rohra, H *et al.*, 2018). Em Singapura medições também registraram predominância dos estágios D e E para ambientes *indoor* e *outdoor* na Universidade de Singapura (Sharma e Balasubramanian, 2018). Tais achados reforçam o indicativo da predominância de partículas na moda de acumulação em grandes centros urbanos, resultadas principalmente de processos secundários na atmosfera (condensação de sulfatos secundários, nitratos e orgânicos em fase gasosa), além de coagulação de partículas menores e emissões primárias (Seinfeld e Pandis, 2016).

A relação *indoor/outdoor* (I/O), em média, para cada estágio é um indicativo essencial para avaliar possíveis fontes e suas influências nos dois ambientes (Chen e

Zhao, 2011). Em geral, se não existem fontes de partículas para o ambiente interno, os níveis *indoor* tendem a refletir os *outdoor* (Finlayson-Pitts e Pitts Jr, 1999). A figura 7 indica os valores absolutos de I/O, sendo essa menor nos últimos estágios de impactação (D e E).

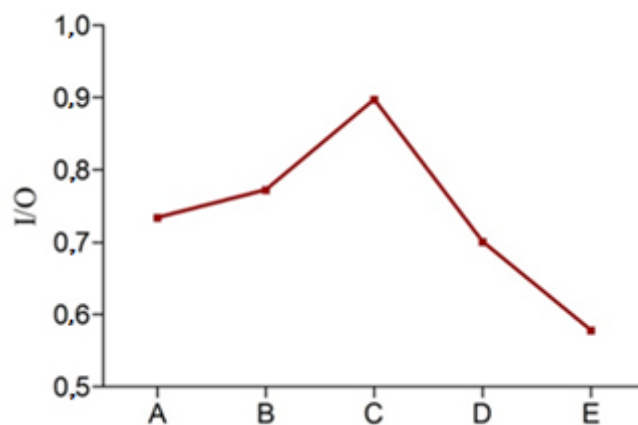


Figura 7. Relação I/O média para os diferentes estágios.

Os resultados indicam, no ambiente interno, o maior impacto de partículas na moda grossa em comparação com as modas de acumulação e q-UFP. Isso reflete diretamente o efeito de possíveis fontes internas associadas ao desgaste predial (desgaste de tinta e reboco de paredes), procedimentos de limpeza e fontes externas como a resuspensão de partículas do solo, todas elas em sua maioria na moda grossa. Por outro lado, as principais fontes de partículas externas em São Paulo estão associadas à exaustão veicular e nitratos e sulfatos secundários, em sua maioria na moda de acumulação e q-UFP. Valores de $I/O < 0$ indicam que permanecer mais tempo em ambiente fechado pode não ser seguro aos ocupantes de edifícios ventilados naturalmente e ações corretivas podem ser necessárias principalmente em períodos mais poluídos (Viana *et al.*, 2014). Outros estudos identificaram um perfil similar ($I/O < 0$), sugerindo a forte prevalência de fontes externas ou a perda de partículas *indoor* por processos de evaporação ou deposição (Viana *et al.*, 2014; Rohra *et al.*, 2018; Sharma e Balasubramanian, 2018; Hassanvand *et al.*, 2014).

É esperado que partículas nos últimos estágios possam penetrar mais eficientemente no ambiente interno por conta de sua menor eficiência de deposição associada ao menor diâmetro, partículas na faixa de 100 a 200 nm apresentam menores

perdas por difusão ou impactação (Abt *et al.*, 2000). Já para partículas na moda grossa a taxa de penetração *indoor* diminui com o aumento do diâmetro devido principalmente ao aumento da taxa de deposição relacionada diretamente ao aumento do diâmetro das partículas (Viana *et al.*, 2014). Tais fatores são um forte indicativo da possível ocorrência de fontes de partículas na moda grossa associadas a processos internos e de fontes externas de partículas ultrafinas e quase-ultrafinas afetando diretamente o ambiente interno através de transporte. Entretanto, mesmo com esses indicativos é notória a predominância de fontes externas (para partículas grossas e finas) afetando diretamente o ambiente interno.

A forte correlação (*indoor/outdoor*) para MP_{10} e $MP_{2,5}$ (Figura 8), indicam a alta taxa de infiltração de partículas no ambiente interno da ILPI OL.

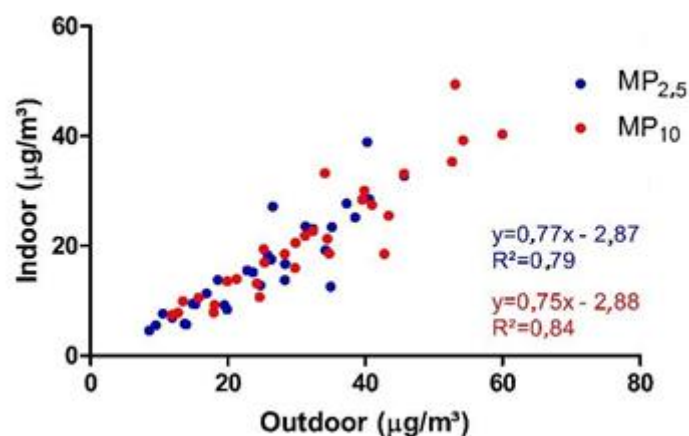


Figura 8. Correlação entre as concentrações para os ambientes *indoor* e *outdoor* para todos os dias de coleta ($MP_{2,5}$ e MP_{10}).

Durante todo o período do dia portas e janelas permanecem abertas o que favorece diretamente o transporte de poluentes aos ambientes internos da ILPI OL. Atividades diárias de limpeza interna (utilização de vassoura e produtos químicos), serviços de jardinagem (cortador de grama), nebulização de medicamentos e a proximidade da cozinha foram presenciadas durante o dia. Tais atividades podem ser significativas fontes de partículas nas diferentes faixas de tamanho para ambos os ambientes.

4.3 Partículas *quasi*-ultrafinas (q-UFP)

O conceito de partícula *quasi*-ultrafina tem sido utilizado frequentemente em outros estudos (Segalin *et al.*, 2020; Viana *et al.*, 2014; Arhami *et al.*, 2009). As q-UFP

representaram 46,3 % das concentrações de MP_{2,5} (Figura 10), sendo as concentrações *outdoor* 40 % superiores ($p < 0.05$ e $r = 0.91$) em comparação as medidas *indoor*. As concentrações registraram máximos entre 21,7 e 18,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ *outdoor* e entre 20,8 e 12,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ *indoor* entre os diferentes períodos do ano medidos. Nos períodos do ano foram registradas médias de 14,8/9,7, 12,4/6,5 e 10,6/6,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para o ambiente externo/interno durante os dias de inverno, outono e verão, respectivamente. Em média, comparando os diferentes períodos do ano foram registradas médias de 12,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e 7,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para q-UFP *outdoor* e *indoor*, respectivamente. No ambiente *indoor* de 59 casas de idosos na RMSP foi identificada uma concentração média de $10,4 \pm 6,32 \mu\text{g}/\text{m}^3$, resultantes de fontes internas (desgaste de paredes e cocção de alimentos) e fontes externas (aerossol secundário, emissões veiculares, construção civil, resuspensão do solo) (Segalin *et al.*, 2020).

Em outras localidades no mundo, por exemplo em Los Angeles, as q-UFP em comunidades de acolhimento para idosos variaram entre 7,2 e 11,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ *outdoors* e entre 6,0 e 10,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ *indoors* (Arhami *et al.*, 2009). Escolas em Barcelona registraram médias de $25,6 \pm 10,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ *outdoors* e $23,4 \pm 14,0$ *indoors* (Viana *et al.*, 2014). Esses altos valores associados principalmente a fontes locais próximas as escolas. Em episódios de nuvens de fumaça resultante de queimadas em Singapura, as q-UFP registraram médias de 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ *indoors* e 85 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ *outdoors* (Sharma e Balasubramaniam 2018). São notórias variações diversas em diferentes ambientes devido a diferentes processos de formação para essas partículas, sendo constantemente associado a emissões veiculares em centros urbanos e a processos secundários na atmosfera.

Em Los Angeles foram identificadas cinco principais fontes de q-UFP em diferentes ambientes externos, a saber: poeira de estrada, abrasão veicular, combustão de óleo residual, fontes de cádmio e metalização (Saffari *et al.*, 2013). Já em ambientes internos suas fontes variam dependendo de diferentes fatores como níveis de ventilação, fontes *outdoor* e processos internos (cocção de alimentos, sistemas de aquecimento, queima de cigarro) (Finlayson-Pitts e Pitts Jr, 1999). Por seu menor diâmetro essas partículas apresentam significativo potencial de deposição no sistema respiratório podendo até serem difundidas para a corrente sanguínea. Estudos tem identificado uma associação positiva entre componentes presentes nas q-UFP e biomarcadores de inflamação sistêmica (IL-6 e Stnf-RII), ativação plaquetária e diminuição da atividade

enzimática antioxidante em idosos com DAC (doença arterial coronária) (Delfino *et al.*, 2008, 2009).

4.3.1 *Black carbon* (rBC)

Outro componente do MP fino que tem significativos efeitos na saúde humana, ecossistemas, clima e visibilidade é o *black carbon* (EPA, 2012). Foram avaliadas as concentrações de *black carbon* nas q-UFP nos dois ambientes de estudo (Figura 9).

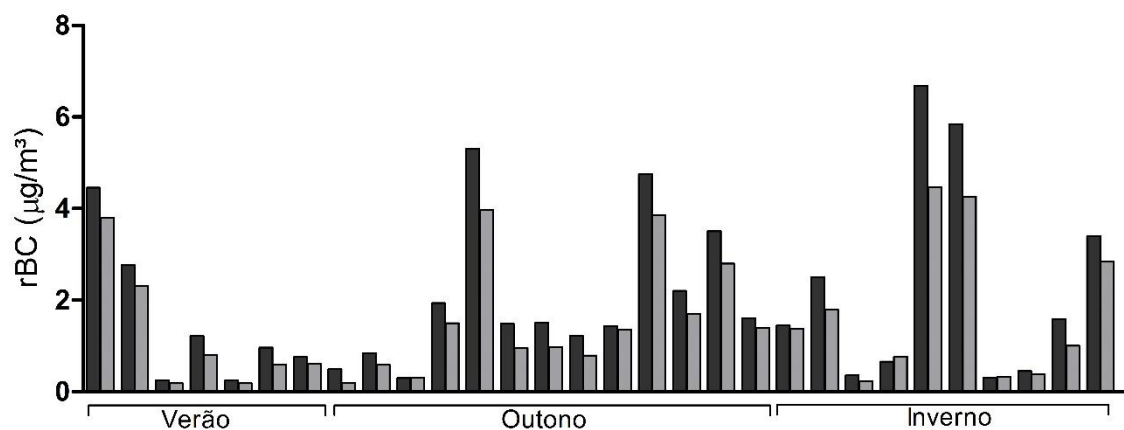


Figura 9. Concentração de *black carbon* (rBC) *outdoor/indoor* nos diferentes períodos medidos.

Foram registradas concentrações médias de 1,7 e 1,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para rBC nas q-UFP nos ambientes *outdoor* e *indoor*, respectivamente. Os valores máximos nos dois ambientes foram de 6,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e 4,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente para *outdoor* e *indoor*, ambos ocorrendo em um mesmo dia. Os valores máximos de rBC ocorreram durante os dias de inverno (Figura 9), coincidindo com máximos registrados para $\text{MP}_{2,5}$, evidenciando o *black carbon* como um importante componente do MP fino (Figura 3).

As concentrações de rBC representaram $18 \pm 4,7$ % das q-UFP (Figura 10), uma porcentagem menor comparada com os $26,2 \pm 12,3$ % registrados em residências de idosos na RMSP (Segalin *et al.*, 2016). Vale salientar que o estudo realizado em residências de idosos foi influenciado fortemente por emissões veiculares de rotas de intenso tráfego veicular de veículos leves e pesados, além de outras fontes como construção civil (Segalin *et al.*, 2016; 2017). Outros estudos na RMSP registraram o rBC em porcentagens variando, em média, de 21 % (Castanho e Artaxo, 2001) a 38 % (Miranda *et al.*, 2012) no MP fino. O *black carbon* por ser um importante componente do MP fino em meios urbanos pode ser associado diretamente a fontes externas, principalmente emissões veiculares.

As fontes externas contribuem de forma significativa para os registros de *black carbon* em ambientes internos. Sistemas de aquecimento/cocção com queima de biomassa, aquecedores a querosene e fumaça de cigarro são as principais fontes de *black carbon* em ambientes internos, já na ausência dessas fontes, emissões externas influenciam diretamente as concentrações internas (Finlayson-Pitts e Pitts Jr, 1999; Jacobson, 2002). A correlação de rBC entre os ambientes apresentou um alto valor de coeficiente de Pearson ($r=0,74$), o qual foi posteriormente validado com o teste two-way ANOVA que não apresentou diferença significativa ($p<0,05$), indicando uma homogeneidade de fontes para os dois ambientes. Esses resultados corroboram os achados anteriores relativos a influência das fontes externas no ambiente interno, devido aos fatores já explicitados. Em centros urbanos, as fontes mais significativas de rBC em ambientes internos vem do meio externo, mesmo onde há menores fontes internas como velas acessas (Isiugo *et al.*, 2019).

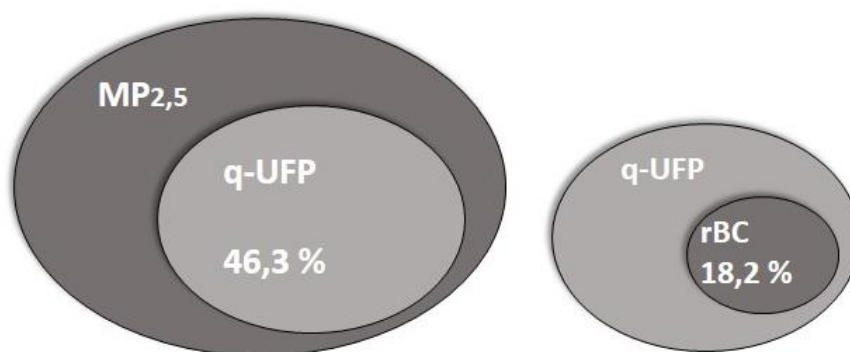


Figura 10. Proporções de q-UFP no $MP_{2,5}$ e rBC nas q-UFP para todo o período.

O rBC é comprovadamente danoso à saúde humana. Estudos tem indicado sua relação direta com aumento da mortalidade, doenças respiratórias e cardiovasculares entre outras (EPA, 2012; WHO, 2012). Avaliações internas, onde os idosos passam a maior parte do tempo, se fazem necessárias para identificar possíveis fontes e propor ações pontuais para redução da exposição dessa população mais vulnerável a essas partículas oriundas de diferentes fontes. O estudo dos elementos presentes nessas partículas é um importante resultado para se estimar as fontes e os potenciais efeitos na saúde.

4.3.2 Elementos

As concentrações médias (desvio padrão), máximos e mínimos para elementos traço nas q-UFP nos dois ambientes são apresentados na tabela 2.

Tabela 2. Concentração média de elementos traço \pm desvio padrão, mínimo e máximo para dois ambientes na ILPI OL na cidade de São Paulo, entre Janeiro de 2018 e agosto de 2019.

Elemento	<i>Outdoor</i> (min-max)	<i>Indoor</i> (min-max)
	ng/m ³	
S	740 \pm 292 (141-749)	722 \pm 276 (136-748)
K	254 \pm 45,8 (78,5-257)	91,2 \pm 38,1 (7,7-102)
Na	97,4 \pm 38,2 (3,01-127)	97,2 \pm 36,8 (1,95-108)
Fe	35,6 \pm 13,8 (6,61-47,9)	20,5 \pm 5,71 (5,62-23,3)
Ca	9,89 \pm 2,12 (0,72-11,3)	8,61 \pm 1,92 (2,8-9,8)
Mg	20,4 \pm 10,6 (1,32-33,4)	18,5 \pm 9,41 (1,61-20,5)
Zn	17,6 \pm 3,22 (1,89-19,7)	13,5 \pm 4,72 (1,91-14,6)
P	11,9 \pm 7,72 (1,53-15,4)	9,21 \pm 7,81 (1,73-11,4)
Si	14,9 \pm 4,29 (0,72-15,1)	11,5 \pm 2,12 (1,12-12,4)
Cr	12,7 \pm 3,78 (1,12-13,1)	6,21 \pm 2,51 (1,6-7,1)
Al	11,6 \pm 5,69 (2,43-12,6)	8,69 \pm 1,91 (4,81-10,7)
Pb	3,11 \pm 0,91 (0,6-4,1)	2,69 \pm 0,93 (0,5-2,9)
Cu	1,21 \pm 1,03 (0,1-1,7)	0,21 \pm 0,12 (0,1-0,4)
Br	2,21 \pm 0,86 (0,02-2,4)	1,32 \pm 0,56 (0,5-2,8)
V	1,01 \pm 0,52 (0,11-1,3)	1,12 \pm 0,42 (0,13-1,7)
Se	0,94 \pm 3,9 (0,32-11,5)	0,72 \pm 0,91 (0,2-0,8)
Mn	0,71 \pm 0,31 (0,06-1,3)	0,23 \pm 0,12 (0,07-0,3)
Ti	0,22 \pm 0,041 (0,04-0,08)	0,11 \pm 0,022 (0,2-0,07)
Ni	0,53 \pm 0,41 (0,04-6,0)	0,32 \pm 0,031 (0,08-0,04)
As	0,21 \pm 0,081 (0,1-0,2)	0,13 \pm 0,032 (0,09-0,1)

Os elementos S, K e Na registraram maiores médias em todas as campanhas, com o enxofre registrando maiores valores, com médias de 740 e 722 ng/m³ nos ambientes externo e interno, respectivamente. Estudos anteriores sobre a composição do MP na RMSP tem mostrado a predominância do enxofre, especialmente nas frações finas (Vieira-Filho *et al.*, 2016a; Miranda *et al.*, 2012; Segalin *et al.*, 2020; Ynoue e Andrade, 2004). As concentrações de enxofre estão diretamente relacionadas a emissões veiculares

em São Paulo por ser comumente encontrado em forma de sulfato (Segalin *et al.*, 2020; Miranda *et al.*, 2012). As concentrações de enxofre reduziram significativamente ao longo dos últimos anos em São Paulo, resultado direto das políticas públicas para controle de emissões (Andrade *et al.*, 2017).

No ambiente externo as medidas de K registraram a segunda maior média para os elementos estudados ($254 \text{ ng/m}^3 \pm 45.8$). O K tem sido comumente associado a fumaça resultante da queima de biomassa (Finlayson-Pitts e Pitts Jr, 1999; Ynoue e Andrade, 2004; Kundu *et al.*, 2010). No ambiente externo, em períodos isolados e apenas durante o dia, alguns idosos faziam uso de cigarro, tal prática é potencialmente uma fonte para K nas q-UFP. Em ambiente com a influência da fumaça de cigarro, mesmo que em uso periódico, sulfatos, Al, Si e K formam o grupo de elementos mais abundantes (Slezakova *et al.*, 2011). Já as concentrações de Na podem indicar a influência de emissões resultantes das atividades de cocção no local de estudo. A cozinha localiza-se entre os dois pontos de coleta e permanece em funcionamento durante todo o dia com janelas e portas abertas.

Componentes minerais (Fe, Ca, Mg, Zn, P, Si) representaram o terceiro grupo de componentes mais abundantes nas q-UFP. Esses componentes são associados principalmente a resuspensão do solo, desgaste predial (paredes), processos de combustão industrial e queima de óleo lubrificante em automóveis (Segalin *et al.*, 2020; Miranda *et al.*, 2012; Viana *et al.*, 2014; Castanho e Artaxo, 2001). Devido à idade e falta de manutenção mais constante, verifica-se um desgaste significativo em todos os edifícios da ILPI OL, o que pode justificar a presença destes elementos indicativos de construção civil nas q-UFP. Metais como Cu, Ni, Cr e Zn são associados a emissões de veículos leves e ao uso de aditivos e lubrificantes (Andrade *et al.*, 2012; Hetem e Andrade, 2016).

A presença de alguns metais pesados (Cr, Pb, V, Ni, As), mesmo que em baixas concentrações, pode ser potencialmente nociva à saúde da população idosa residente. Estudos tem avaliado seus efeitos e associado diretamente a doenças cardíacas, risco carcinogênico, doenças respiratórias, alterações de metabolismo e sistema reprodutor entre outros (Tchounwou *et al.*, 2012). Essas partículas apresentam atividade redox, que em contato com o meio celular induz a produção de espécies oxidativas de oxigênio, levando ao stress oxidativo e consequente dano celular (Ulrich e Shiraiwa, 2015). Alguns metais pesados no MP_{10} , $\text{MP}_{2.5}$, MP_1 (*indoor/outdoor*), em uma ILPI e uma escola em Teerã, na maioria dos casos, são transportados do ambiente externo para o interno, o que

pode aumentar o risco carcinogênico e mutagênico nos ambientes internos (Hassanvand *et al.*, 2014).

Em São Paulo houve uma significativa redução de Pb entre os anos de 1977-2013 resultante de alterações na composição da gasolina e uso de etanol puro. V e Ni também apresentaram uma significativa diminuição, provavelmente associada à mudanças do uso de caldeiras a óleo para caldeiras elétricas em instalações industriais (Andrade *et al.*, 2017). Apesar das reduções ao longo dos anos, a presente pesquisa evidenciou significantes concentrações para alguns metais pesados como Pb, Cr e Ni nas q-UFP, tais partículas representam um potencial risco carcinogênico quando inaladas (Khan *et al.*, 2016; US EPA, 2019; Cao *et al.*, 2014).

4.4 Perfil horário (MP_{2,5} e UFP)

4.4.1 Perfil horário de distribuição de número para UFP

Numerosos estudos têm destacado a forte influência negativa de partículas ultrafinas (UFP) na saúde humana. Devido ao seu menor tamanho (<100 nm) são facilmente incorporadas por vias inalatórias, podendo depositar-se profundamente no sistema respiratório e até serem difundidas para outros sistemas pela corrente sanguínea, resultando em efeitos nocivos à saúde (Hei, 2013; Heal *et al.*, 2012). Estudos tem associado uma exposição a UFP com efeitos adversos como inflamações pulmonares e sistêmicas, stress oxidativo, doenças pulmonares e cardíacas além do aumento da morbidade (Vitanen *et al.*, 2017; Ohlwein *et al.*, 2019) Em um ambiente urbano, as emissões veiculares são a principal fonte antropogênica de UFP, seguidas de outras fontes como construção civil, cocção de alimentos, queima de biomassa, incineração de lixo, processos na agricultura e emissões fugitivas, além de serem também produzidas em processos de conversão gás-partícula (HEAL *et al.*, 2012; Finlayson-Pitts, 2000; Seinfeld e Pandis, 2016).

A contribuição de outras fontes para UFP são modestas em comparação com as emissões veiculares. Na RMSP, essas emissões são as mais significantes fontes de UFP e ao longo do dia e a formação de novas partículas entre 50 e 100 nm são identificadas como resultado de processos fotoquímicos (Albuquerque, T.T.A *et al.* 2012). Além das emissões veiculares, fontes remotas como queima de biomassa e transporte de sal marinho contribuem para a formação de UFP, mas em menor proporção (Souto-Oliveira, C., 2016).

Em São Paulo, assim como em todo Brasil, as mudanças na composição dos combustíveis ao longo dos anos influenciaram as emissões. O programa nacional de álcool (Pró-álcool), criado em 1975, estimulou o uso do etanol como combustível determinando uma mistura de álcool e gasolina (flex-fuel). Uma associação inversa entre o etanol contido na gasolina e concentrações de UFP foi identificada em São Paulo. Foi percebida uma diminuição de 25 a 30% nas concentrações de UFP associada ao aumento de 20 a 70% na inserção de etanol na frota flex-fuel de São Paulo (Salvo, A *et al.*, 2017). Outra mudança significativa ocorreu na composição do diesel produzido no Brasil com a inserção do programa de Biodiesel, que em 2018 começou a valer a mistura obrigatória de 10% de biodiesel ao óleo diesel. O uso de biodiesel proporciona um aumento nas concentrações de UFP (Martins *et al.*, 2012).

Entendendo a importância do estudo dessas partículas e considerando os diferentes fatores associados como composição e possíveis efeitos na saúde foi avaliado o perfil horário das UFP nos dois locais de estudo (entre 9:00 e 17:00). Nas duas semanas de coleta (outono e inverno), em média, as concentrações *outdoor* foram 63 % superiores as concentrações *indoor*. Uma análise de grupos (*two way* ANOVA) com teste de Bonferroni indicou uma diferença estatisticamente significativa ($p < 0,05$) entre os dois locais. Associada as principais fontes de UFP, é perceptível a influência direta das fontes externas no ambiente *indoor*. Weichenthal e colaboradores (2008) confirmaram a tendência de aumento das UFP em ambientes fechados (salas de aula) quando ocorre um aumento da infiltração de ar vindo do ambiente externo. A figura 11 apresenta a correlação das concentrações de UFP entre os dois ambientes.

Apesar de positiva é notória a pobre correlação ($r^2 = 0,24$) entre os dois ambientes devida principalmente as significativas variâncias dos níveis de UFP *outdoor* (Figura 12 e 13). O ambiente externo é caracterizado por diferentes variáveis capazes de alterar os níveis de UFP como a fumaça de cigarro, cocção de alimentos na cozinha, procedimentos de limpeza, administração de medicamentos por nebulização, veículos em circulação entre outros. Um estudo realizado em pré-escolas portuguesas encontrou uma correlação fraca ($r^2=0,14$) entre os ambientes *indoor* e *outdoor*, fator associado a variações significativas dos níveis de UFP *indoor* (Fonseca *et al.*, 2014).

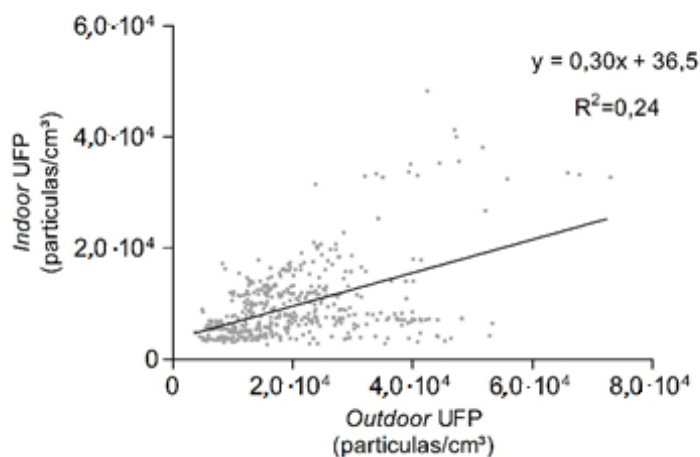


Figura 11. Correlação de partículas ultrafinas *indoor* e *outdoor* na ILPI OL, para todo período.

As concentrações numéricas mensuradas nos dois períodos distintos são apresentadas nas figuras 12 e 13, indicativas do perfil horário das concentrações numéricas de UFP. As medidas feitas no período de outono (Figura 12) foram, em média, 32 % menores no *outdoor* e 38 % menores no *indoor*, quando comparadas com as coletas realizadas nos dias de inverno (Figura 14). Comumente durante o inverno são registradas maiores concentrações de partículas devido aos fatores já discutidos anteriormente.

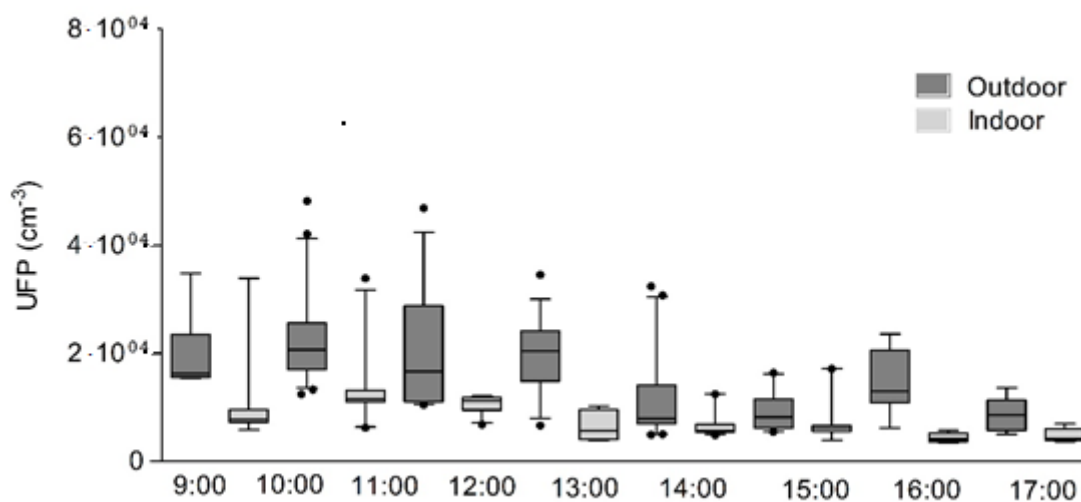


Figura 12. Representação da concentração numérica de partículas ultrafinas (UFP) nos diferentes ambientes (*outdoor/indoor*) para os dias de outono (14/05-17/05). As linhas horizontais nas caixas representam os percentis 25th, 50th e 75th.

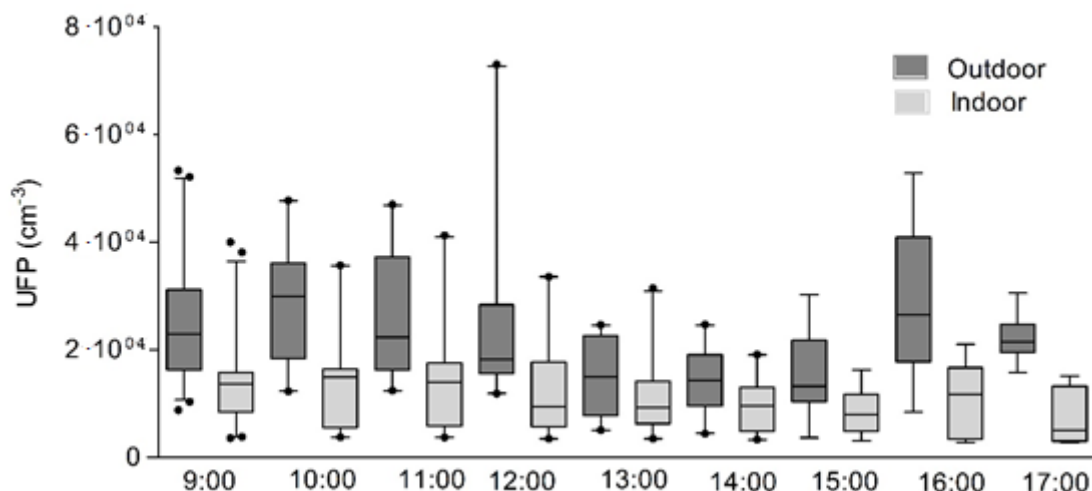


Figura 13. Representação da concentração numérica de partículas ultrafinas (UFP) nos diferentes ambientes (outdoor/indoor) para os dias de inverno (12/08-16/08). As linhas horizontais nas caixas representam os percentis 25th, 50th e 75th.

A semana de outono (14-17/05 de 2019), foi uma semana com temperaturas variando entre 17,6 °C e 20,8 °C e umidade variando entre 98 e 57 %. Durante essa semana três dias registraram precipitação, 15, 16 e 17/05 com totais diários de 3, 13 e 0,7 mm, respectivamente. Já a velocidade do vento variou entre 5,5 e 6,2 km/h entre os dias mensurados. No inverno (12-16/08 de 2019) as temperaturas variaram entre 11,3 °C e 21,5 °C já a umidade variou entre 98 e 28 %. Durante os dias de coleta no inverno não foram registradas precipitações e a velocidade média do vento variou entre 4,7 e 7,9 km/h. Não foram identificados durante os dias de coleta condições atípicas ou episódios extremos que possam influenciar de forma significativa os resultados. Apenas nos dias de outono ocorreram precipitações isoladas durante períodos distintos do dia 16/05. Nos dias de outono e inverno os valores de velocidade do vento foram, em média, 7,5 % superiores à média registrada nos respectivos meses.

Estudos tem identificado uma correlação positiva entre altas temperaturas e o aumento da concentração de UFP, indicando máximas concentrações coincidindo com o máximo de radiação solar, processo associado principalmente a transformações secundárias de formação de partículas relacionadas a atividade fotoquímica (Slezakova *et al.*, 2019a; Fonseca *et al.*, 2014; Slezakova *et al.*, 2019b; Park *et al.*, 2008). Nossos resultados indicaram maior média de temperatura para os dias de outono (18,5 °C) em comparação aos dias de inverno (15,4 °C).

Para uma melhor análise da influência das variáveis meteorológicas (temperatura, velocidade do vento e umidade) nas concentrações de UFP no local de coleta, julgamos necessárias serem feitas medidas simultâneas no próprio local de coleta. Por ser um local menor e em um ambiente fechado, medidas *in loco* se fariam necessárias para melhor controle e confiabilidade dos dados coletados, entretanto por questões técnicas não houve a possibilidade de serem executados tais ensaios. De todo modo, analisamos as principais variáveis associadas as concentrações de UFP nos dois locais e suas influências durante o dia.

Entre as 9:00 e 10:00 nos dois ambientes ocorre o início das atividades (serviço de café da manhã, jogos, pinturas, artesanato) e a ocupação dos locais pelos idosos. A maior parte das atividades é realizada no ambiente externo, sendo o ambiente interno usado apenas para repouso e administração de medicamentos na enfermaria feminina. Essa ocupação dos espaços associada as atividades, nesses horários, resulta em maiores concentrações nesse período (Figura 12 e 13). Estudos de UFP internas, em salas de aula, evidenciaram um aumento dessas concentrações associadas ao aumento das atividades internas e a ocupação dos espaços (Fonseca *et al.*, 2014; Morawska *et al.*, 2009).

Entre as 11:00 e 12:00 foram registradas as maiores médias em comparação aos outros horários de medida. Nesse horário ocorre a cocção de alimentos e o serviço do almoço aos residentes nos dois locais, durante o período de amostragem, o processo de cozimento incluiu ferver, fritar e assar; durante o dia são servidas um total de cinco refeições. Estudo realizado em escolas de Portugal identificou um aumento de UFP devido a emissões associadas a cocção de alimentos e elevações de UFP relacionadas ao aumento da ocupação nos locais de refeição coletiva (Slezakova *et al.*, 2019b; Fonseca *et al.*, 2014). Após as 13:00 ocorre uma tendência de queda nas concentrações, tal comportamento pode ser associado a diminuição das atividades e ocupação dos espaços com alguns idosos se recolhendo aos quartos. Entre 15:00 e 17:00 uma nova tendência de aumento é percebida nos dois ambientes, durante esse período é servida outra refeição e também são realizadas atividades de acompanhamento médico (fisioterapia e enfermagem) o que aumenta a taxa de ocupação nos dois locais e influencia no aumento das UFP.

Com o objetivo de avaliar também o perfil diário das concentrações de MP_{2,5} e indicar possíveis fontes foram realizadas medições simultâneas nos dois ambientes.

4.4.2 Perfil horário da concentração em massa de MP_{2,5}

Na semana de outono foram registradas médias de 26,3 e 12,5 µg/m³ nos ambientes *outdoor* e *indoor*, respectivamente. Nessa mesma semana a estação Congonhas da CETESB registrou média de 13,4 µg/m³. Foi aplicado um teste One way anova com análise de Bonferroni para avaliar as diferenças entre as concentrações nos ambientes e a registrada em Congonhas no mesmo período (Figura 14).

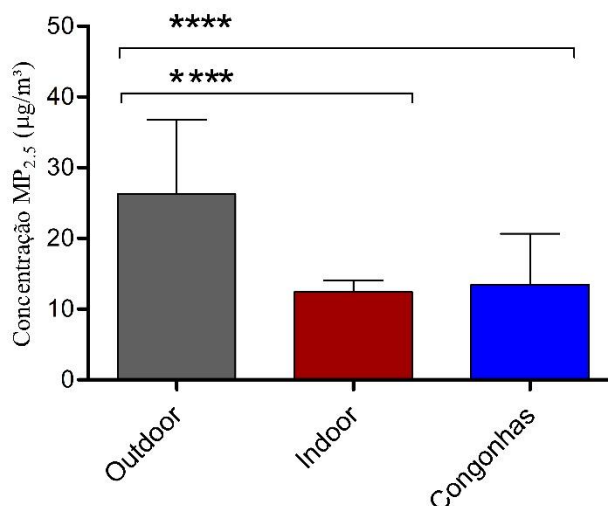


Figura 14. Concentrações médias de MP_{2,5} para a semana de outono em comparação com valores registrados na estação Congonhas. (* indica diferença estatisticamente significativa ($p < 0,05$) na análise de Bonferroni).

Foram identificadas diferenças estatisticamente significativas entre as medições *outdoor/indoor* e entre *outdoor/Congonhas*. As concentrações internas não tiveram significativas variações devido principalmente à ausência de potenciais fontes no ambiente (Figura 15). As chuvas registradas na semana (16,7 mm acumulados) podem ter influenciado menores concentrações registradas na estação Congonhas. Já no local de coleta as atividades seguiram normalmente, com destaque que nesses dias as janelas e portas permaneceram fechadas, o que potencialmente confina os poluentes, oriundos principalmente das atividades como cocção de alimentos, procedimentos de limpeza e fumaça de cigarro, no espaço fechado.

É perceptível a pouca variação das medições para MP_{2,5} no ambiente interno (Figura 15), com exceção para o início da manhã devido ao início da ocupação do espaço e a primeira refeição, uma leve tendência de aumento próximo ao meio dia também é

observada devido ao horário de almoço. Nas primeiras horas da manhã também ocorre a limpeza de camas e chão, o que potencialmente favorece esse aumento no horário.

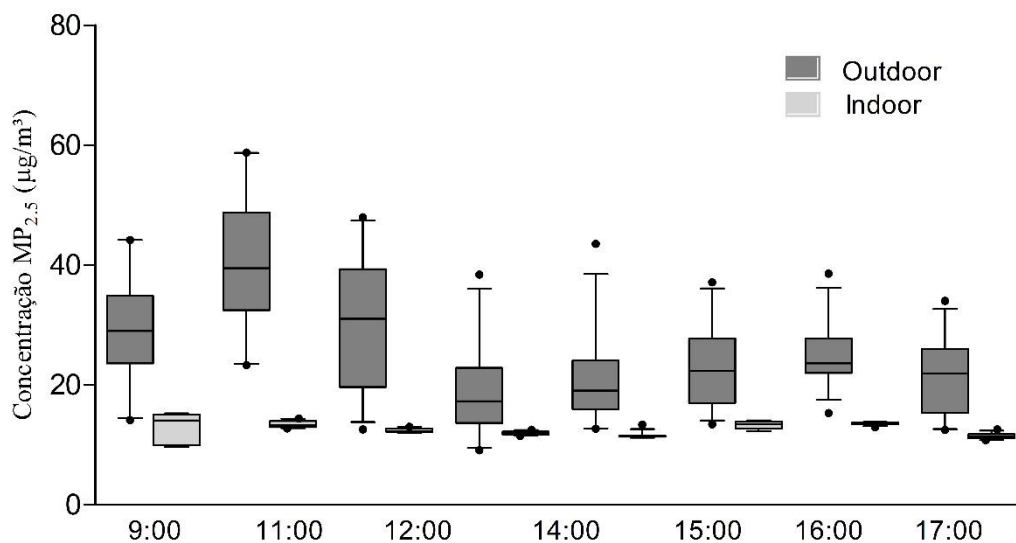


Figura 15. Perfil diário de MP_{2.5} nos dois locais de coleta para os dias de outono. As linhas horizontais nas caixas representam os percentis 25th, 50th e 75th.

As concentrações medidas no ambiente interno ficaram abaixo da diretriz recomendada pela OMS em 2005 (25 µg/m³) (WHO, 2010), entretanto as concentrações de MP_{2.5} no ambiente externo foram superiores, em média. Para as novas diretrizes da OMS em 2021 (5 µg/m³ de média anual) (WHO, 2021) os dois locais registraram maiores concentrações médias. O ambiente externo registrou maiores variações durante o dia e valores mais dispersos indicando diferentes fontes influenciando as concentrações de MP_{2.5} no local (Figura 15). Foi percebido por exemplo, durante as medições, o aumento das medidas durante procedimentos de limpeza e aumento da ocupação do local. As maiores médias nos primeiros horários da manhã também são perceptíveis nas concentrações de MP_{2.5}, indicando a possível influência das principais fontes anteriormente mencionadas.

As medidas realizadas no inverno registraram médias de 22,7 e 11,7 µg/m³ no ambiente *outdoor* e *indoor*, respectivamente. As medidas foram, em média, inferiores as medições feitas no outono com exceção para o registrado na estação Congonhas (19,8 µg/m³). As medidas *outdoor* foram superiores estatisticamente em comparação as *indoor* e as registradas em Congonhas pela CETESB ($p < 0,05$) (Figura 16). Mesmo no inverno quando são registradas as maiores concentrações, em média, os valores não ultrapassaram

as recomendações da OMS vigentes no período ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$) dos anos de 2018 e 2019. Para os padrões atuais (2021), mais restritivos, todas as medidas ultrapassaram o recomendado pela OMS.

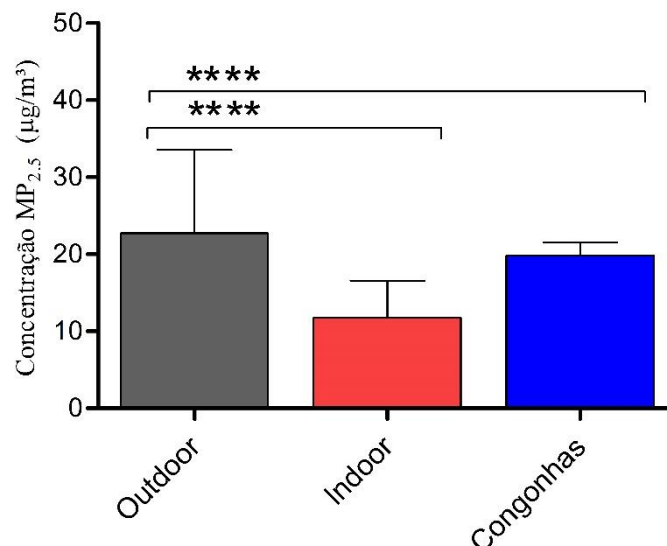


Figura 16. Concentrações médias de MP_{2.5} para a semana de inverno em comparação com valores registrados na estação Congonhas. (* indica diferença estatisticamente significativa ($p < 0,05$) na análise de Bonferroni).

É notório observar que no ambiente externo, nos dois períodos medidos, foram registradas concentrações estatisticamente superiores às registradas em Congonhas (uma estação próxima a uma via de intenso fluxo veicular e distante 4,7 km). Isso evidencia a contribuição das fontes locais no ambiente *outdoor*, influenciando diretamente as medidas. Esse fator é uma evidência preocupante para a saúde dos idosos residentes, principalmente aqueles que ocupam o ambiente externo na maior parte do tempo e um indicativo claro da necessidade de mudanças no local visando melhorias na qualidade do ar. O perfil horário registrou o mesmo comportamento das medidas de outono nos dois locais, com o ambiente *indoor* indicando menores variações e o ambiente *outdoor* com um perfil similar ao já observado no outono (Figura 17) com picos no primeiro (9:00-12:00) e segundo (16:00-17:00) horário, não havendo precipitação durante os dias medidos, foram percebidas pequenas variações nas concentrações diárias de MP_{2.5} no ambiente externo (Figura 17).

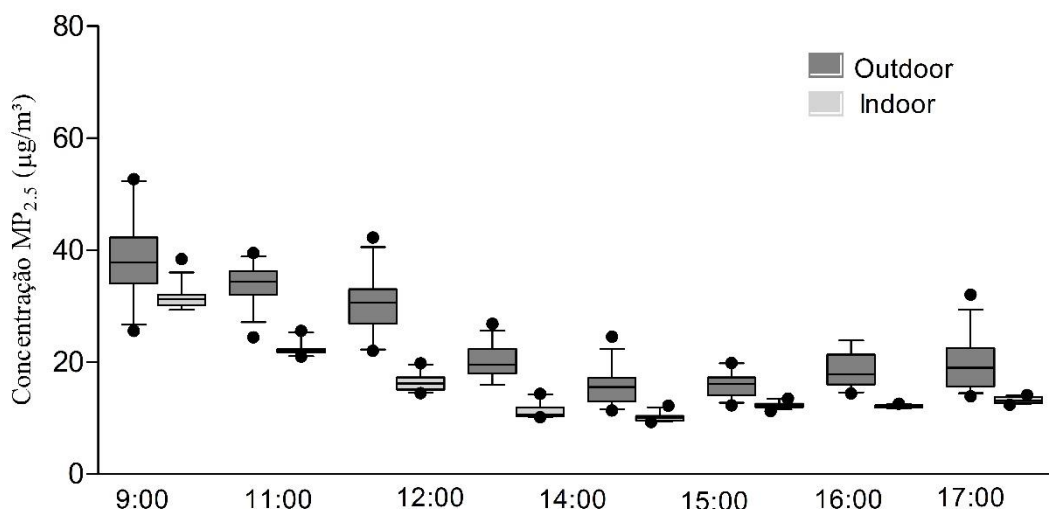


Figura 17. Perfil diário de MP_{2.5} nos dois locais de coleta para os dias de inverno. As linhas horizontais nas caixas representam os percentis 25th, 50th e 75th.

Avaliações dos perfis horários para UFP e MP_{2.5} indicaram a influência das fontes no ambiente *outdoor* da ILPI OL. Já nos primeiros horários da manhã são iniciadas as atividades na casa, com limpeza de quartos e camas. Por volta das 8:00-9:00 da manhã os idosos permanecem nos dois ambientes. A enfermaria feminina (*indoor*) é um local de descanso, onde não é permitido o uso de cigarro e com acesso a TV onde também são feitas refeições e administração de medicamentos. Os procedimentos de limpeza são realizados com vassouras e panos umedecidos com outros produtos. Por permanecer aberto a maior parte do tempo, favorecendo fluxos de ar para o ambiente, julgamos que as principais fontes de MP para o ambiente interno são de origem externa.

Já no ambiente *outdoor* da ILPI OL ocorrem diferentes atividades favorecendo significativas variações no perfil horário das concentrações de UFP e MP_{2.5}. Por exemplo era notório o aumento instantâneo (pelos aparelhos) quando algum idoso fazia uso de cigarro seguido de uma diminuição brusca quando não ocorria tal prática. Também era notório o aumento nos momentos de refeição e quando os idosos realizavam atividades de fisioterapia ou acompanhamento médico que acarretava em aumento da taxa de ocupação de pessoas no local. Também houveram dias onde era feito serviço de jardinagem, quando era perceptível o aumento de partículas oriundas de resuspensão do solo.

Foi percebida as diferentes nuances associadas a identificação de fontes de MP em um ambiente tão complexo, onde em momentos se percebia maior contribuição de umas em detrimento de outras. Tais achados instigam a curiosidade e necessidade de mais estudos com mais dias e outras metodologias de modo a caracterizar mais claramente as diferentes fontes e em consequência identificar seus potenciais efeitos na saúde dos idosos. Em prosseguimento as avaliações das possíveis fontes e seus impactos nos dois ambientes, foram realizadas avaliações de íons solúveis nos dois ambientes.

4.5 Íons solúveis

As concentrações normalizadas dos íons registraram uma distribuição bimodal, com partículas finas (moda de acumulação) registrando maiores médias em comparação a moda grossa (Figura 18). O ambiente externo registrou maiores concentrações, em média, em comparação ao ambiente interno ($p < 0,05$), sendo respectivamente $16,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $11,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$. O comportamento de cada íon individualmente, nas diferentes frações de tamanho, foi avaliado para se indicar sua contribuição e assim identificar como isso pode interferir no estudo das potenciais fontes de MP para os dois ambientes. A soma das concentrações em todos os estágios identificou as medidas de sulfato (SO_4^{2-}) registrando maiores médias, seguido das concentrações de cálcio (Ca^{2+}), sódio (Na^+), nitrato (NO_3^-), cloro (Cl^-) e amônio (NH_4^+) e menores concentrações de K^+ , F^- e Mg^{2+} no ambiente externo. O ambiente interno registrou um perfil similar sendo o sulfato em maiores concentrações, seguido do sódio, cálcio, cloreto, nitrato, amônio e menores concentrações de F^- , K^+ e Mg^{2+} .

Foi possível identificar a dominância de certas espécies na moda fina e outras na moda grossa do MP. Os íons potássio, amônio, nitrato e sulfato registraram valores máximos de concentração na moda $\text{MP}_{1,0}$, enquanto sódio, cloreto, magnésio e cálcio foram predominantes na moda grossa (Figura 18). Esse perfil foi identificado por outros estudos realizados em São Paulo (Castanho e Artaxo, 2001; Vieira-Filho, 2016a; Ynoue e Andrade, 2004). Tais achados indicam a significativa contribuição de MP proveniente de emissões veiculares (por emissão direta ou processos atmosféricos secundários) e a resuspensão de partículas do solo como principais fontes de MP na RMSP.

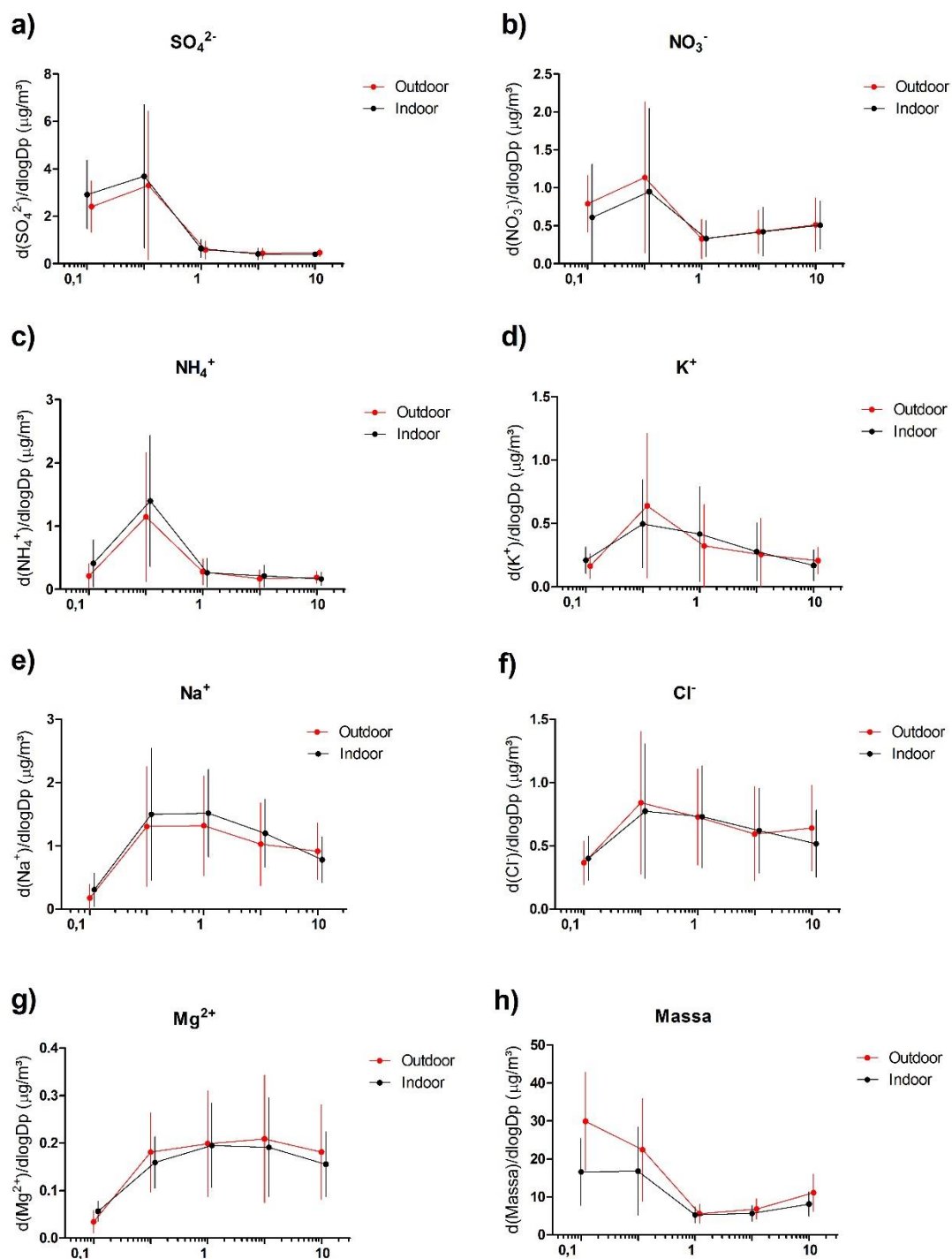


Figura 18. Concentração de íons solúveis normalizadas por diâmetro presentes no material particulado nos ambientes *outdoor* e *indoor* na ILPI OL. a) sulfato, b) nitrato, c) amônio, d) potássio, e) sódio, f) cloreto, g) magnésio, h) concentração em massa, em todo período.

As concentrações de sulfato registraram apenas um pico, com máximos nas modas de acumulação e q-UFP, e os dois ambientes (*indoor/outdoor*) apresentando medidas similares. Esse comportamento para o sulfato é similar em diferentes metrópoles como Barcelona (Viana *et al.*, 2014), Wanzhou-China (Lin *et al.*, 2020), São Paulo (Viera-Filho *et al.*, 2016a) e até na Costa leste da Antártica (Xu *et al.*, 2013). Em ambientes urbanos o sulfato é formado principalmente por oxidação secundária do SO₂ em meio aquoso catalisado por metais de transição e também pela oxidação de outros gases de enxofre a partir de fontes antropogênicas, principalmente emissões veiculares (Seinfeld e Pandis, 2016; Ulrich e Shiraiwa, 2015).

Esse perfil também sugere que as medidas de sulfato registradas foram resultantes principalmente por processos de oxidação fotoquímica do SO₂, pois durante a noite o processo de oxidação aquosa do SO₂ resulta em uma predominância de partículas na moda grossa (Ynoue e Andrade, 2004; Seinfeld e Pandis, 2016). Nos dias de verão foi registrada uma média de $2,17 \pm 0,86 \mu\text{g}/\text{m}^3$ *outdoor* e $1,87 \pm 0,76 \mu\text{g}/\text{m}^3$ *indoor*, enquanto no inverno foi registrada uma média de $1,68 \pm 0,87 \mu\text{g}/\text{m}^3$ *outdoor* e $1,83 \pm 1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ *indoor*. Essa já descrita similaridade entre as medidas nos dois ambientes indica a direta influência de emissões a partir de típicas fontes antropogênicas *outdoor* (principalmente tráfego veicular e emissões industriais), que infiltram *indoors*. Segalin e colaboradores (2020) em estudo dentro da casa de idosos, encontrou um máximo de sulfato em uma residência muito próxima a uma avenida de intenso fluxo veicular em São Paulo. Medições dentro de um túnel de São Paulo registraram máximos de sulfato ($3,27 \mu\text{g}/\text{m}^3$) superando todos os demais íons solúveis (Vieira-Filho *et al.*, 2016b).

É importante evidenciar também a possível contribuição da fumaça de cigarro. Mesmo em períodos distintos do dia e com número reduzido de fumantes, pode haver uma influência dessas emissões nas concentrações de sulfato. Medidas de MP_{2,5} feitas em um ambiente influenciado por fumaça de cigarro indicou a maior contribuição de sulfatos (34%) em comparação aos demais poluentes (Slezakova *et al.*, 2011). Outro componente encontrado em abundância no aerossol atmosférico em grandes centros urbanos é o nitrato (NO₃⁻), que tem uma importância significativa associada principalmente a sua formação como resultante da reação do NO₂ em meio aquoso, esse associado principalmente a formação do ozônio troposférico e efeitos nocivos à saúde como o stress nitrativo no pulmão (Ulrich e Shiraiwa, 2015).

As concentrações de nitrato registraram um perfil com dois máximos nas modas grossa e fina. Para concentrações na moda MP_{1,0} as medidas externas tem uma tendência de superar as medidas internas, enquanto na moda grossa apresentaram significativa similaridade (Figura 18, (g)). Em geral é comum ser observada as concentrações de nitrato nas modas fina e grossa, com as quantidades relativas a cada uma sendo altamente variáveis a depender do local de coleta (Finlayson-Pitts e Pitts Jr, 1999). Esse perfil, com maiores médias na moda fina, indica a forte influência dos processos de formação do aerossol secundário na atmosfera de São Paulo e sua capacidade de interferir mesmo em ambientes fechados.

As medidas realizadas no outono registram, em média, as maiores concentrações de nitrato $0,35 \pm 1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ *outdoor* e $0,26 \pm 0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ *indoor*, relacionada diretamente com maiores registros de umidade nos dias de coleta. Em meios urbanos o nitrato é encontrado comumente na forma de nitrato de amônio (NH_4NO_3) resultante da reação de altas concentrações de amônia (NH_3) com ácido nítrico (HNO_3). Condições de alta umidade e baixa temperatura são termodinamicamente favoráveis a reação entre amônia e ácido nítrico para formar nitrato (Seinfeld e Pandis, 2016; Finlayson-Pitts e Pitts Jr, 1999). Maiores concentrações de nitrato são comumente encontradas no período noturno, onde as condições supracitadas são mais favoráveis, como em medidas realizadas em São Paulo (1999) (Ynoue e Andrade, 2004), em Rondônia (2002) (Kundu *et al.*, 2010) e em Barcelona (2012-2013) (Viana *et al.*, 2015). Sob essas condições o nitrato de amônia permanece em estabilidade térmica, favorecendo concentrações de nitrato com pico na moda fina (Viana *et al.*, 2015). Vale salientar que nos dois ambientes é frequente, em alguns períodos do dia, o uso de inaladores e umidificadores que podem favorecer essas condições supracitadas.

Já na moda grossa as medidas de nitrato podem estar associadas a emissões diretas ou a uma mudança da moda fina para a moda grossa. Essa última relacionada ao processo de decomposição do NH_4NO_3 devido à instabilidade térmica associada a elevadas temperaturas em dias quentes, favorecendo uma mudança para a moda grossa com a formação de nitrato de sódio (NaNO_3) ou nitrato de cálcio ($\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$) pela interação do HNO_3 (g) com NaCl ou CaCO_3 (Viana *et al.*, 2014; 2015; Miguel *et al.*, 2004). Nos dias de verão foram registradas maiores temperaturas diárias e também menores concentrações de nitrato, em média ($0,18 \pm 0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$), em comparação aos dias de outono e inverno, o que pode ser indicativo de uma mudança no perfil das modas

associado a decomposição do nitrato de amônio (Miguel *et al.*, 2004; Viana *et al.*, 2014; 2015). A correlação de Spearman positiva no estágio A para nitrato e cálcio nos dois ambientes (Figura 19 e 20), pode ser um indicativo da formação de $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ na moda grossa em dias de elevadas temperaturas.

Considerando as condições anteriormente descritas para formação de sulfato e nitrato em diferentes condições atmosféricas, foi percebido que na moda fina a relação $\text{SO}_4^{2-}/\text{NO}_3^-$, para os dois ambientes, foi quase duas vezes superior no verão em comparação ao período de inverno. A similaridade nos perfis de nitrato e sulfato na moda fina indica suas principais formas (aerossol secundário) e fontes (tráfego veicular) na RMSP. Outro componente importante para se entender a contribuição das fontes veiculares no aerossol presente na ILPI OL é o íon amônio.

A distribuição de tamanho para o NH_4^+ registrou um pico apenas em $\text{MP}_{1,0}$ (Figura 18 (a)) com média de $0,12 \pm 0,07 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $0,14 \pm 0,08 \mu\text{g}/\text{m}^3$ no ambiente *outdoor* e *indoor*, respectivamente. 84 % da massa de NH_4^+ ficou restrita a partículas na faixa do $\text{MP}_{1,0}$. Estudos em São Paulo e em outros países reforçam esse fato relativo a predominância de amônio na moda fina (Ynoue e Andrade, 2004; Viera-Filho *et al.*, 2016a; Viana *et al.*, 2014, 2015). Nossos achados indicaram uma leve superioridade das medições internas em relação as externas, esse comportamento é esperado devido as diferentes fontes de amônia no ambiente interno como o próprio corpo humano, flores, agentes de limpeza e materiais de construção (Ohira *et al.*, 2013). Considerando o ambiente interno do presente estudo como um local de cuidado contínuo para idosas (enfermaria feminina), os corpos humanos podem liberar amônia pelo metabolismo da ureia e proteínas ou pelo uso de produtos de limpeza a base de amônia. Resultados similares onde concentrações internas de amônio foram superiores a medições externas tem sido observados em diferentes estudos (Maskova *et al.*, 2017; Aparicio *et al.*, 2011; Fisher *et al.*, 2003).

Já as medições de íon amônio *outdoor*, mais significantes em atmosferas urbanas é associado diretamente a emissões veiculares. Medições em tuneis de São Paulo registraram concentrações médias de gás amônia três vezes superiores a outras medidas realizadas fora dos tuneis e um fator de emissão para NH_3 de $44 \pm 22 \text{ mg}/\text{km}$ (Vieira-Filho *et al.*, 2016b). O perfil de amônio similar aos perfis de nitrato e sulfato, na moda fina (Figura 18), indica a relação direta entre esses íons como provenientes diretamente de reações secundárias associadas principalmente a emissões veiculares. No ar, o gás

amônia neutraliza ácidos, formando nitrato de amônia (NH_4NO_3) ao reagir com ácido nítrico e sulfato de amônia (NH_4HSO_4) ao reagir com ácido sulfúrico (H_2SO_4) (Seinfeld e Pandis, 2016; Finlayson-Pitts e Pitts Jr, 1999). As concentrações de NH_4^+ , SO_4^{2-} e NO_3^- representaram, nos dois ambientes, aproximadamente 40 % de todos os íons indicando as fontes externas como principal influência para o MP presente na ILPI OL.

O segundo íon mais abundante é o Na^+ , apresentando uma concentração normalizada por diâmetro com 20 % da massa na fração grossa e 80 % na fração fina (Figura 18 (b)). A massa de Na^+ presente na fração fina pode indicar a contribuição de fontes veiculares (emissão direta ou resuspensão do solo) (Vieira-Filho *et al.*, 2016a). Na moda grossa as medidas de Na^+ foram correlacionadas diretamente com Cl^- (Figura 19 e 20), sendo um indicativo claro de emissões associadas a cocção de alimentos na cozinha devido a sua proximidade nos dois ambientes. Segalin e colaboradores (2020) identificou as atividades de cocção como a fonte interna para Na^+ e Cl^- .

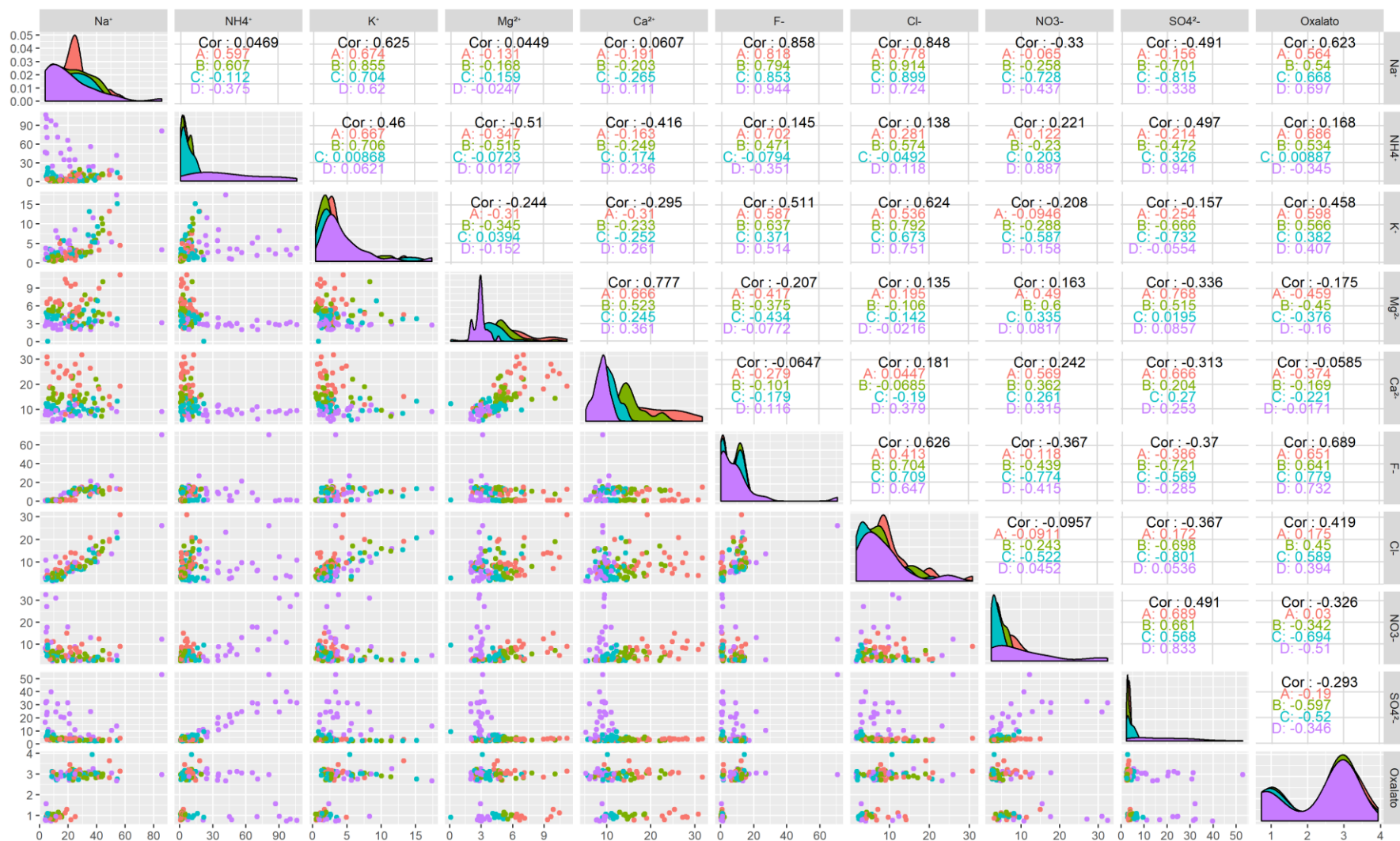


Figura 19. Correlação de Spearman para os diferentes íons solúveis presentes no MP (*outdoor*) nos diferentes estágios de impactação.



Figura 20. Correlação de Spearman para os diferentes íons solúveis presentes no MP (*indoor*) nos diferentes estágios de impactação.

A entrada da brisa marítima na cidade de São Paulo pode também influenciar as concentrações de Na^+ . Durante os dias de verão foram registradas as maiores concentrações de Na^+ ($0,54 \pm 0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) comparado aos outros períodos de coleta. Apesar da altitude (800 m em média) e da distância para o oceano (~40 km), a brisa marítima entra em São Paulo aproximadamente 50 % dos dias do ano e são mais frequentes durante os meses mais quentes (Oliveira *et al.*, 2003). Uma correlação também positiva foi identificada entre Na^+ e F^- nos dois ambientes (Figura 19 e 20), sendo um indicativo da presença de fluoreto de sódio (NaF) comumente associado a produtos de higiene bucal e outros produtos de limpeza. A água, por vezes usada em umidificadores de ar nos locais de estudo, também pode ser uma fonte para fluoreto nos ambientes (Zuo, H *et al.*, 2018).

Na fração mineral (Ca^{2+} e Mg^{2+}), com representação em duas modas (fina e grossa) (Figura 18 (c e f)) com prevalência na moda grossa, registraram em média 61 % de sua composição na fração grossa e apresentaram significativa correlação positiva ($r = 0,7$) (Figura 19 e 20). Em São Paulo medições diurnas indicaram contribuições para Ca^{2+} e Mg^{2+} de 73 e 56 % na moda grossa, evidenciando sua origem mineral a partir de resuspensão do solo e construção civil (Ynoue e Andrade, 2004). Estudos com diferentes metodologia e em diferentes locais identificaram perfil similar de fontes para Ca^{2+} e Mg^{2+} (Wang *et al.*, 2005; Viana *et al.*, 2015; 2014; Satsangi *et al.*, 2013). Outros fatores internos é o constante desgaste das estruturas de paredes e teto da ILPI OL devido à idade avançada do prédio e os procedimentos de limpeza que podem ser fontes de Ca^{2+} e Mg^{2+} no local, justificando as concentrações de Ca^{2+} registrarem a terceira maior média em comparação aos demais íons. Ca^{2+} registraram suas maiores médias durante o período de verão com $0,39 \mu\text{g}/\text{m}^3$ *outdoor* e $0,32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ *indoor*, o que pode estar associado as condições meteorológicas características do período como maiores médias de velocidade do vento que favorecem a resuspensão de partículas do solo.

Os íons de K^+ registraram perfil com pico na moda fina similar ao registrado por Cl^- (Figura 18). K^+ registrou maiores concentrações nos dias de verão ($0,2 \pm 0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) quando comparado com os dias de outono ($0,08 \pm 0,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e inverno ($0,05 \pm 0,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Concentrações de K^+ tem sido atribuído a queima de biomassa de outras regiões transportadas para São Paulo (Vieira-Filho *et al.*, 2013; Vasconcelos *et al.*, 2010; Pereira *et al.*, 2017; Miranda *et al.*, 2002) e por queimas de biomassa local em pizzarias e padarias (Lima *et al.*, 2020), entretanto, íons de potássio também podem ser oriundos de emissões veiculares (Andrade *et al.*, 2012) ou resuspensão de partículas de solo associada ao fluxo veicular nas ruas ou

construção civil (desgaste predial) (Tiwari *et al.*, 2016; Behera e Sharma, 2010). As medidas de K^+ foram fortemente correlacionadas com Cl^- e Na^+ (Figura 19 e 20). Esses elementos registraram maiores concentrações no ambiente de pizzarias de São Paulo devido à queima da biomassa (madeira) e uso de sal na cocção dos alimentos (Lima *et al.*, 2020). Nas proximidades do local de coleta existem pizzarias e restaurantes que podem ter influenciado tais medidas, entretanto é importante considerar mais fortemente a influência da cozinha, próxima aos locais de coleta, e também a queima de cigarro no ambiente externo. Outra fonte que se mostrou significativamente influente nos locais de coleta foram as emissões veiculares, tais fontes podem ser um fator relativo as medidas de K^+ , uma vez que 50 % do combustível usado no Brasil é etanol da cana de açúcar, que contém K presente na vegetação (Andrade *et al.*, 2012).

4.5.1 Avaliação de neutralização para ácido sulfúrico e ácido nítrico

Os efeitos nocivos da acidez dos aerossóis na saúde humana tem sido evidenciados desde os tempos antigos até o presente (Folinsbee, L.J., 1989; Shapoury *et al.*, 2021). A avaliação de acidez do aerossol atmosférico é um parâmetro mensurado não apenas por medidas de pH, mas por uma combinação de balanço e razões molares dos íons solúveis em água envolvidos nas relações de equilíbrio, sendo também um parâmetro essencial para a compreensão dos processos físico-químicos na formação do aerossol secundário e no crescimento de núcleos de condensação de nuvem (Segalin *et al.*, 2020).

Em ambientes com baixa disponibilidade de NH_3 , o ácido sulfúrico existe na fase de aerossol na forma de H_2SO_4 . A medida que o NH_3 disponível aumenta, o H_2SO_4 é convertido em HSO_4^- e seus sais, e finalmente se existe abundância de NH_3 , é formado SO_4^{2-} e seus sais (Seinfeld e Pandis, 2016). O valor de 1,5 para a razão molar entre $[NH_4^+/SO_4^{2-}]$ é considerado referência para caracterizar o sistema rico ou pobre em amônio. Devido a afinidade entre NH_3 e ácido sulfúrico, o NH_4HSO_4 é mais provável de ser produzido. Se a razão molar supera 2,0, o $(NH_4)_2SO_4$ é também produzido, o que significa uma total neutralização do ácido sulfúrico por excesso de amônia no ambiente (Huang *et al.*, 2011; Vieira-Filho *et al.*, 2016a; Finlayson-Pitts e Pitts, Jr, 1999). Quando $[NH_4^+/SO_4^{2-}] \geq 1,5$, ocorre uma significativa neutralização do ácido sulfúrico e também do ácido nítrico, formando nitrato de amônio ($NH_3 + HNO_3 \leftrightarrow NH_4NO_3$) (Huang *et al.*, 2011).

Com o objetivo de avaliar a acidez para o MP nas modas de acumulação (estágio D) e q-UFP (estágio E), foi analisada a razão estequiométrica entre amônio (NH_4^+) e sulfato (SO_4^{2-}) (Figura 19a) e sulfato mais nitrato ($\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^-$) (Figura 19b).

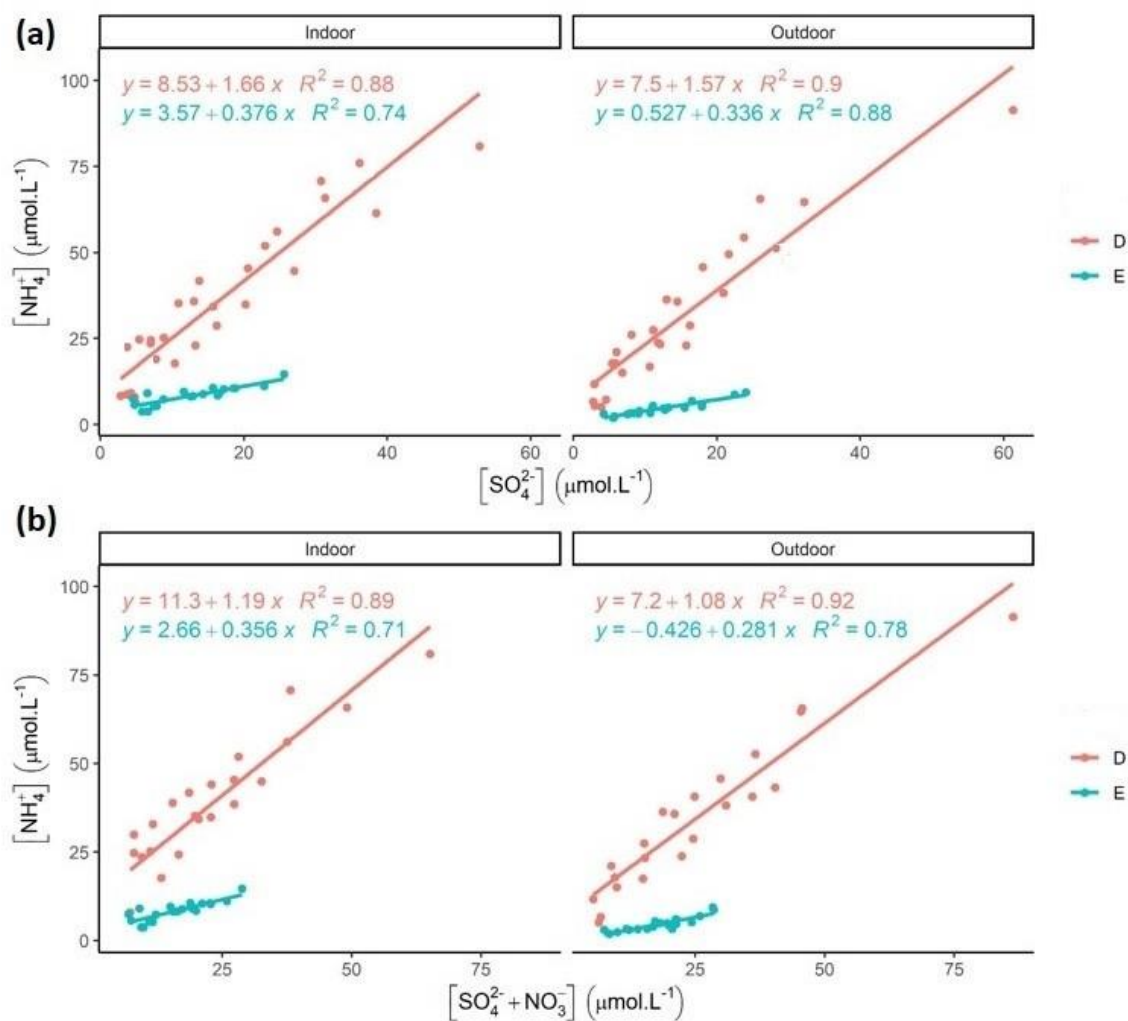


Figura 21. Razão estequiométrica ($\mu\text{mol/L}$): a) amônio vs sulfato e b) amônio vs sulfato + nitrato para os estágios D (vermelho) e E (azul) para os diferentes ambientes.

NH_4 e SO_4^{2-} no estágio D tem uma inclinação de 1,7 para o ambiente *indoor* (Figura 21a) e 1,6 para o *outdoor* (Figura 21b), significativamente maior em comparação ao estágio E, indicando um processo de neutralização diferente para cada fração do MP. Um estudo da composição química do MP (*indoor/outdoor*) em casas de idosos na Bélgica, indicou os aerossóis inorgânicos secundários preferencialmente associados com $\text{PM}_{2.5-1}$ do que $\text{PM}_{1,0}$.

A alta inclinação no ambiente *indoor* superior ao *outdoor*, em todos os casos e estágios (Figura 21), pode ser explicada pela possível influência de fontes internas de NH_3 . Apesar de ser um fato notório que a maior fonte de NH_3 em São Paulo são as emissões veiculares e mesmo com predominância em ambientes externos podem afetar os ambientes internos (Vieira-Filho *et al.*, 2016b; Segalin *et al.*, 2020), a ocorrência de fontes internas no ambiente *indoor* da ILPI OL pode ser um fator para uma melhor neutralização do ácido sulfúrico no ambiente. Segalin e colaboradores (2020) registrou uma inclinação de 2,2 para amônio e sulfato em casas de idosos em São Paulo. Em coletas realizadas em 2012 (São Paulo), foi identificado um range de 0,08-0,88 para a relação $[\text{NH}_4^+/\text{SO}_4^{2-}]$ indicando uma atmosfera limitante de amônia para a neutralização parcial dos ácidos atmosféricos (Vieira-Filho *et al.*, 2016a). Almeida e colaboradores (2019) estimaram, a partir do modelo ISORROPIA II, $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ e Na_2SO_4 como os componentes mais abundantes no MP em São Paulo, seguido de NH_4HSO_4 . Nossos achados podem ser um indicativo das alterações na atmosfera associadas principalmente a redução do nível de enxofre associado a mudanças na composição dos combustíveis (Andrade *et al.*, 2017) e aumento dos níveis de NH_3 devido ao uso de conversores catalíticos de três vias em veículos motorizados (Kean *et al.*, 2019).

Apesar do bom fator de neutralização para o ácido sulfúrico nos dois ambientes (Figura 21a) a amônia não foi suficiente para a neutralização do ácido sulfúrico e ácido nítrico (Figura 21b) como indicam as inclinações das linhas de regressão (1,2 e 1,1 para os ambientes *indoor* e *outdoor*, respectivamente). Em um ambiente muito influenciado por emissões veiculares em São Paulo, Segalin e colaboradores (2020) encontraram uma inclinação de 1,8 para a relação $[\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}]$ e a dominância de sais de amônia ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ e NH_4NO_3) em aerossóis sólidos em São Paulo indica um ambiente de boa neutralização da acidez (Almeida *et al.*, 2019; Vieira-Filho *et al.*, 2016b). Entre 1999 e 2000, em Barcelona e Shanghai, foi registrada uma inclinação de 1,0 para a neutralização de nitrato e sulfato por amônio nas duas cidades (Querol *et al.*, 2001)(Yao *et al.*, 2002). Na Bélgica, em 2010, foram registradas inclinações de 1,3 e 1,4 *outdoor* e *indoor*, respectivamente (Buczynska *et al.*, 2014). Quando a razão nitrato/sulfato $< 1,5$, a neutralização do nitrato depende de diferentes fatores: (i) a reação em fase gasosa entre HNO_3 com partículas de sal marinho ($\text{NaCl} + \text{HNO}_{3(g)} \rightarrow \text{NaNO}_3 + \text{HCl}_{(g)}$) ou com partículas minerais na moda fina (CaCO_3); (ii) hidrólise heterogênea de N_2O_5 durante a noite em partículas de sulfato de amônio pré-existentes em condições de alta umidade relativa (Squizzato *et al.*, 2013).

4.6 Efeitos na saúde

4.6.1 Deposição de partículas

A estimativa de deposição de partículas no sistema respiratório, considerando as diferentes faixas de tamanho do MP, é um importante indicativo para estimativa de efeitos na saúde da população exposta. Para as estimativas de deposição com as medições feitas no PCIS, foi considerado o diâmetro médio em cada faixa de tamanho medida no equipamento, sendo 1,75, 0,75, 0,38 e 0,13 μm para $\text{PM}_{2.5-1.0}$, $\text{PM}_{1.0-0.5}$, $\text{PM}_{0.5-0.25}$ e $\text{PM}_{<0.25}$, de acordo com metodologia proposta por (Segalin *et al.*, 2017). A estimativa de deposição para partículas finas foi calculada considerando as três regiões do sistema respiratório humano (vias aéreas superiores, região traqueobrônquica e alveolar) em idosos (homens e mulheres).

A massa das partículas finas depositadas por minuto, em média, foi 30 % maior no ambiente *outdoor* em comparação ao *indoor* (Figura 22). Tal perfil é justificado pelas maiores concentrações de partículas finas registradas *outdoor* em comparação ao *indoor* (Figura 3). O ambiente externo da ILPI OL é também o local onde são feitas atividades de condicionamento físico e de fisioterapia com os idosos, tal fato se mostra nocivo à saúde dessa população devido a exposição a maiores concentrações atmosféricas no local e ao aumento da deposição de partículas durante a prática de atividades físicas associado ao aumento de frequência respiratória e volume corrente (Segalin *et al.*, 2017; Slezakova *et al.*, 2018).

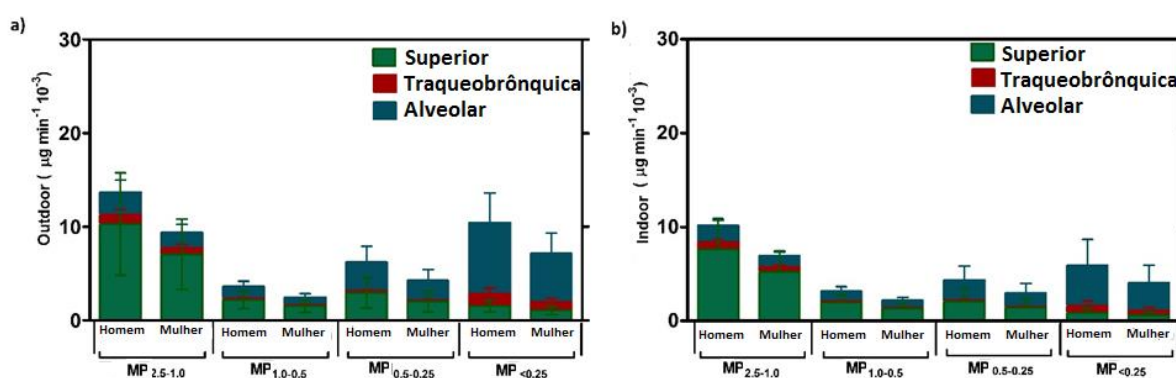


Figura 22. Deposição de partículas em três diferentes regiões pulmonares e para diferentes faixas de tamanho entre homens e mulheres na ILPI OL (a) outdoor e (b) indoor. Figura adaptada de Sousa *et al.*, 2021.

A deposição em vias aéreas superiores foi maior em partículas de maior diâmetro aerodinâmico ($MP_{2,5-1,0}$), em contraste se observa maior deposição em região alveolar para menores diâmetros ($MP_{<0,25}$) (Figura 22). Esse comportamento está relacionado aos diferentes mecanismos de deposição (difusão, sedimentação e impactação) associados a cada diâmetro e a morfologia do pulmão humano (Deng *et al.*, 2019). Em estudo realizado na China foi encontrada uma superioridade de 67 % para a deposição de partículas na moda grossa em vias aéreas superiores e para UFP na região alveolar uma superioridade de 66 % (Lv *et al.*, 2021). Perfil similar ao observado em residências de idosos em São Paulo (Segalin *et al.*, 2020) e em Singapura (Sharma e Balasubramanian, 2018). A deposição na faixa do $MP_{2,5-1,0}$ registrou os maiores valores de deposição, em média, com o ambiente *outdoor* registrando média 25 % maior que o *indoor*. Em dias mais poluídos foi observado um aumento significativo na estimativa de deposição de partículas em comparação à dias com menores concentrações de MP. Em dias mais poluídos, principalmente no inverno, quando o índice de qualidade do ar da CETESB se mostra na faixa “ruim” ou “muito ruim”, na escala de qualidade, permitir que os idosos permaneçam menos tempo no ambiente externo pode ser uma medida necessária para melhoria da saúde.

Em homens a deposição foi, em média, 32 % maior do que em mulheres (Figura 22). Esse resultado era esperado devido aos maiores valores de frequência respiratória e volume corrente em homens quando comparados as mulheres (Hinds, 1999; Segalin *et al.*, 2017; Azarmi e Kumar, 2016). A significativa taxa de deposição para partículas menores ($MP_{<0,25}$) nos dois ambientes, em homens e mulheres (Figura 22) é um importante indicativo para se buscar melhorias na qualidade do ar nos dois ambientes, tendo em vista a que a deposição de partículas de menor diâmetro são significativamente mais prejudiciais à saúde devido sua fácil penetração na região alveolar e translocação por vários órgãos e sistemas, sendo também mais associadas ao stress oxidativo e inflamações sistêmicas (Li *et al.*, 2016; Oberdorster *et al.*, 2002; Heal *et al.*, 2012; Moreno-Ríos *et al.*, 2021).

4.6.2 Dose de inalação para UFP

A dose de UFP inaladas nos períodos coletados foi realizada considerando as diferenças entre os idosos (homens e mulheres) e os períodos do dia. Devido as maiores concentrações registradas no inverno, em média, a estimativa de UFP depositadas foi 34 % maior em comparação com os dias de outono (Figura 23). No ambiente externo, em dias de inverno, os máximos registrados para a deposição nos homens variou entre $1,4 \cdot 10^9 \text{ kg}^{-1}$ nos primeiros horários da manhã e entre $1,2 \cdot 10^9 \text{ kg}^{-1}$ ao final da tarde. A estimativa de deposição para mulheres foi sempre inferior em comparação aos homens devido a fatores já discutidos anteriormente. Independentemente da idade e até mesmo em condições de prática de atividade física a deposição de UFP é superior em homens em comparação a mulheres (Slezakova *et al.*, 2019a).

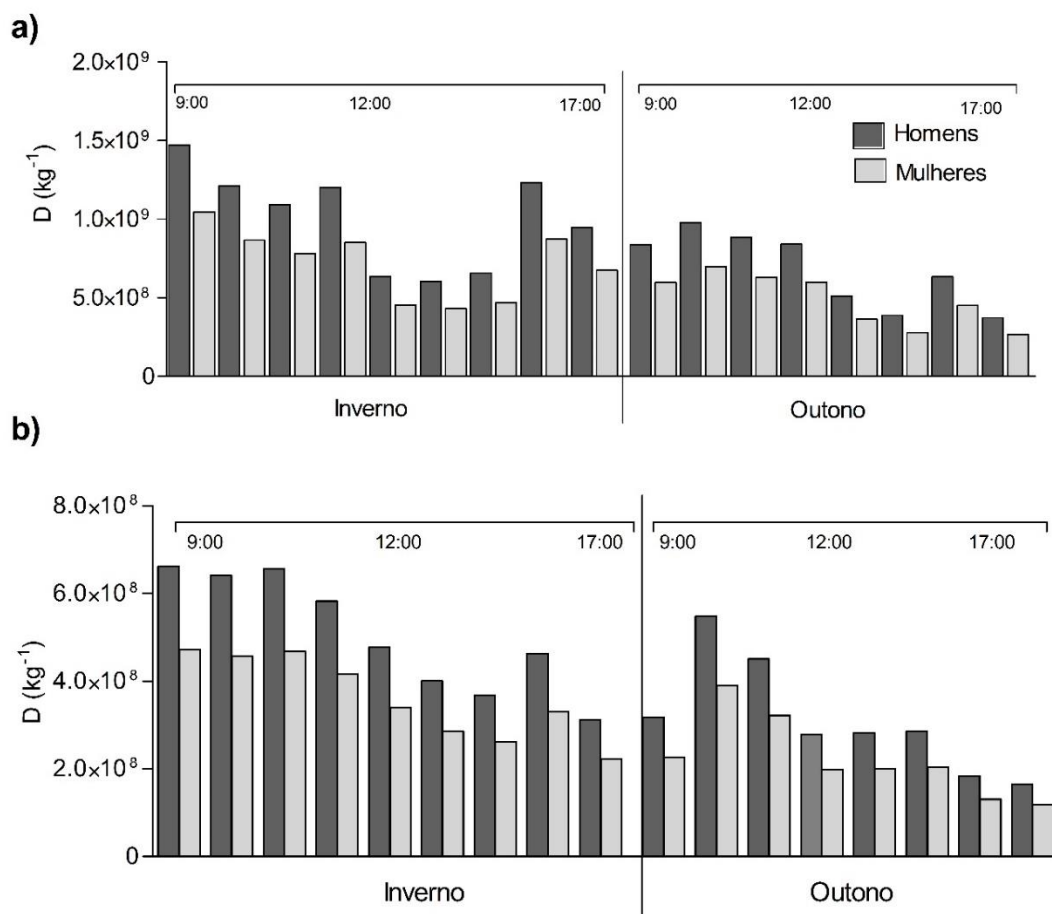


Figura 23. Dose de UFP inaladas durante o dia, considerando as diferentes semanas medidas, para homens e mulheres e entre os ambientes a) *outdoor* e b) *indoor*.

Em média a deposição foi 29 % maior para homens em relação as mulheres, para os dois ambientes. A estimativa de inalação para UFP foi maior nos períodos de pico no início da manhã e no final da tarde coincidindo com os máximos de UFP. Vale salientar que não foram realizadas estimativas considerando a prática de atividades físicas, realizadas em alguns momentos do dia no ambiente externo, o que pode aumentar ainda mais a fração de deposição. Quando ocorre a prática de atividades esportivas a deposição de UFP pode ser até cinco vezes maior em relação a condição basal (Slezakova *et al.*, 2019a; 2019b).

Em geral, ocorre uma variação de doses de deposição entre pessoas com idades diferentes devido a discrepâncias em volumes corrente, frequência respiratória e morfologia pulmonar, devido a isso em comparação a outras idades os idosos tem uma menor fração de deposição (Lv *et al.*, 2021; Slezakova *et al.*, 2019a). Mesmo apresentando menor dose de deposição em comparação a outras idades os idosos são mais susceptíveis aos efeitos da deposição dessas partículas devido a condições de saúde pré-existent.

O ambiente externo como era esperado se mostrou mais prejudicial à saúde dos idosos, registrando estimativas de deposição quase duas vezes superior em comparação ao ambiente interno. Em escolas de Portugal, a deposição de UFP foi 48 % maior no ambiente externo em comparação ao ambiente interno em crianças (Fonseca *et al.*, 2014). Como já descrito anteriormente, diferentes fatores podem ter influenciado maiores concentrações de UFP no ambiente externo como emissões veiculares, fumaça de cigarro, resuspensão e até emissões por cocção de alimentos. Um fato notório é que os horários de picos das medidas de UFP e em associação os picos de deposição, ocorreram em momentos de alta taxa ocupação dos espaços, principalmente menores espaços ocupados por muitas pessoas, quando ocorria queima de cigarro e quando da prática de atividades de limpeza e jardinagem. Tais achados podem servir de base para melhorias nas políticas da instituição de modo a mitigar os efeitos relativos as fontes e processos descritos.

4.6.3 Avaliação de risco carcinogênico

Com o objetivo de avaliar os riscos carcinogênicos e não-carcinogênicos relativos a componentes das q-UFP, foi realizada estimativa considerando metodologia proposta pela US-EPA em diferentes cenários de exposição nos dois locais de exposição. Para essa avaliação não foram consideradas diferenças entre homens e mulheres pois a metodologia leva em consideração apenas o tempo de exposição e risco relativo a cada elemento. O risco carcinogênico para quatro metais pesados (Ni, Pb, Cr e As) e risco não-carcinogênico para Mn, Se, V, Ni, Cr, Pb e As *indoor* e *outdoor* são mostrados na tabela 3.

Tabela 3. Quociente de risco (HQ) e risco carcinogênico (LCR) para metais pesados presentes nas q-UFP considerando diferentes cenários e diferentes ambientes.

Elementos	HQ _{SC}		HQ _C	
	Outdoor	Indoor	Outdoor	Indoor
Mn	1,5 x 10 ⁻³	4,2 x 10 ⁻⁴	1,7 x 10 ⁻³	5,0 x 10 ⁻⁴
V	1,0 x 10 ⁻³	1,1 x 10 ⁻³	1,2 x 10 ⁻³	1,4 x 10 ⁻³
Cr	1,3 x 10 ⁻²	6,4 x 10 ⁻³	1,6 x 10 ⁻²	7,7 x 10 ⁻³
Ni	3,7 x 10 ⁻³	2,2 x 10 ⁻³	4,5 x 10 ⁻³	2,7 x 10 ⁻³
Pb	-	-	-	-
Se	4,7 x 10 ⁻⁶	3,6 x 10 ⁻⁶	5,6 x 10 ⁻⁶	4,4 x 10 ⁻⁶
As	1,3 x 10 ⁻³	6,5 x 10 ⁻⁴	1,6 x 10 ⁻³	7,8 x 10 ⁻⁴
HI = Σ HQ _i	2,1 x 10 ⁻²	1,1 x 10 ⁻²	2,5 x 10 ⁻²	1,3 x 10 ⁻²
	LCR _{SC}		LCR _C	
	Outdoor	Indoor	Outdoor	Indoor
Pb	1,3 x 10 ⁻⁹	1,1 x 10 ⁻⁹	1,6 x 10 ⁻⁹	1,4 x 10 ⁻⁹
Cr	3,8 x 10 ⁻⁵	1,8 x 10 ⁻⁵	4,6 x 10 ⁻⁵	2,2 x 10 ⁻⁵
Ni	4,6 x 10 ⁻⁹	2,8 x 10 ⁻⁹	5,5 x 10 ⁻⁹	3,3 x 10 ⁻⁹
As	3,0 x 10 ⁻⁸	1,5 x 10 ⁻⁸	3,7 x 10 ⁻⁸	1,8 x 10 ⁻⁸
Σ LCR	3,8 x 10 ⁻⁵	1,9 x 10 ⁻⁵	4,6 x 10 ⁻⁵	2,2 x 10 ⁻⁵

Os dois cenários (crônico e subcrônico) foram considerados de acordo com metodologia proposta pela USA-EPA (2019) e foram idealizados com o objetivo de identificar os efeitos relativos a diferentes tempos de exposição (7,5 e 9 para o cenário subcrônico e crônico, respectivamente). O valor de HQ para os efeitos não carcinogênicos foram em ordem

decrecente: Cr > Ni > Mn > As > V > Se para o ambiente externo e Cr > Ni > V > As > Mn > Se para o ambiente interno, mostrando o Cr e Ni como os elementos mais deletérios à saúde humana para riscos não carcinogênicos (Tabela 3). Sharma e Balasubramanian (2018) em Singapura mostrou relativos altos valores de HQ para Cr e Mn, indicando sua significativa contribuição para riscos não-carcinogênicos. Estudos em grandes centros urbanos na China indicaram a significativa importância de Cr e Mn para efeitos nocivos à saúde humana (Hu *et al.*, 2011; 2012; Cao *et al.*, 2014). Os achados da presente pesquisa mostraram os índices de risco (HI) nos diferentes cenários, abaixo do nível aceitável (i.e HQ = 1) (Tabela 3). A soma dos HI para todos os cenários foi $7,0 \times 10^{-2}$, o que foi inferior aos valores de HQ no MP_{2,5} identificado por Khan e colaboradores (2016) na Malásia, que registrou HI = $35,7 \times 10^{-2}$; também por Hu e colaboradores (2012), HI = 3,27 em Nanjin, China e por Cao e colaboradores (2014), HI = 16,6, 28,8, e 44,7 em Shanxi, China. Valores de HI = 1,24 para crianças e 1,09 para adultos foram identificados em Zhuzhou, China (Lyu *et al.*, 2017). Mesmo em níveis aceitáveis, o cenário crônico pode indicar condições nocivas à saúde dos idosos se houver uma exposição contínua e prolongada.

O risco carcinogênico para metais pesados registrou máximos de $2,2 \times 10^{-5}$ e $4,6 \times 10^{-5}$, respectivamente, para o ambiente interno e externo em relação ao cenário crônico, o que representa um significativo risco carcinogênico (Tabela 3). Pode-se observar que os valores de LCR excederam o valor limite de 1×10^{-6} em ambos ambientes e cenários. Os metais que apresentaram maior risco carcinogênico foram Cr e As, sendo esses os potencialmente mais nocivos para a população idosa; os outros metais (Pb e Ni) não mostraram significantes riscos carcinogênicos. O alto potencial carcinogênico do Cr e As tem sido descrito frequentemente (Hasheminassab *et al.*, 2014; Khan *et al.*, 2016; Lyu *et al.*, 2017). Os resultados da presente pesquisa foram, em média, significativamente acima do limite aceitável (Tabela 3), o que pode ser explicado pelas altas concentrações de q-UFP (Figura 6) e o longo tempo de exposição relativo aos diferentes cenários considerados. Alguns estudos registraram menores valores de LCR, como $3,9 \times 10^{-6}$ para MP_{2,5} na Malásia (Khan *et al.*, 2016) e $2,43 \times 10^{-6}$ para adultos em Nanjin, China (Hu *et al.*, 2011), que foi levemente superior ao nível aceitável. Na província de Shanxi – China foi encontrado valores de LCR dentro do limite aceitável para Co, Ni e Cd; entretanto, o risco para Cr foi levemente acima de 1×10^{-4} (Cao *et al.*, 2014). Outras pesquisas registraram valores de LCR significante acima do recomendado ($2,47 \times 10^{-4}$) em Hangzhou,

China (Niu *et al.*, 2015) e $1,6 \times 10^{-4}$ indicando alto risco carcinogênico acumulativo para Cr, As, Pb, em crianças da China (Lyu *et al.*, 2017).

5 Conclusão

O presente trabalho surgiu da necessidade de responder uma pergunta: Quais os possíveis efeitos deletérios na saúde de idosos residentes em uma ILPI localizada em um bairro residencial de São Paulo? A partir dessa pergunta central outras puderam ser formuladas: Qual a composição do MP nesse local? A composição difere em ambientes distintos do mesmo local? A localização da ILPI e a arquitetura do local pode influenciar as concentrações? Possíveis fontes internas podem influenciar na composição e em consequência os efeitos na saúde?

Até onde sabemos, essa é a primeira pesquisa a estudar os efeitos do MP e seus constituintes na saúde de idosos (homens e mulheres), considerando dois ambientes distintos de uma casa de repouso em São Paulo. A caracterização do MP por tamanho indicou uma predominância de partículas na moda de acumulação nos dois ambientes de coleta. Esse conhecimento é significativamente importante tanto do ponto de vista de impactos à saúde, sendo essas partículas menores mais nocivas, quanto para a caracterização das fontes internas e externas nos dois locais. Em todas as faixas de tamanho mensuradas as concentrações externas registraram maiores valores em comparação as internas ($I/O < 1$), com destaque para a forte correlação entre os dois locais ($r = 0,86$) evidenciando o impacto de fontes externas no ambiente interno. As características do local (espaço aberto sem sistema de ar condicionado) favorece a entrada de poluentes do meio externo para o interno. As variações associadas a sazonalidade (estações do ano) e sistemas frontais (como por exemplo as frentes frias), com dias de inverno registrando maiores médias em comparação ao outono e este com respeito ao verão, são um indicativo da maior influência de fontes externas ao ambiente da ILPI OL. Esses resultados corroboram outros estudos avaliando efeitos da entrada de ar externo para ambientes internos em diferentes regiões e construções de diferentes fins como escolas e museus.

O perfil diário de UFP e $MP_{2,5}$ indicou maiores concentrações entre horários iniciais da manhã e o meio dia, associado principalmente ao aumento da taxa de ocupação nos locais e as refeições, além de atividades físicas e de procedimentos de limpeza. Um segundo horário de pico foi evidenciado no final da tarde. Vale destacar que a área da ILPI OL é cercada por vegetação e casarões com jardins, o que pode ter contribuído para concentrações de MP menores do que as medições da rede oficial de qualidade do ar.

As medições de q-UFP também tem uma grande importância no escopo da pesquisa devido sua predominância em relação as partículas em outras faixas de tamanho. Também na

sua composição por evidenciar a importância do rBC como componente das partículas finas em São Paulo e a presença de elementos potencialmente nocivos à saúde humana, com destaque para metais pesados carcinogênicos, possivelmente oriundos tanto de emissões veiculares quanto da fumaça de cigarro no local.

Já as concentrações de íons solúveis mostram a complexidade de se avaliar diferentes fontes de MP do local. Distribuições nas diferentes modas indicaram a significativa contribuição do aerossol secundário, associados às emissões veiculares, à possível influência da supracitada fumaça de cigarro, às emissões por processos de cocção de alimentos, aos cuidados médicos (nebulização de medicamentos), aos procedimentos de limpeza (resuspensão de partículas e produtos químicos) e ao desgaste predial.

Avaliações da acidez atmosférica indicaram uma boa neutralização do ácido sulfúrico pela amônia nos dois ambientes, sendo esse processo melhor evidenciado no ambiente interno, possivelmente relacionado à maior presença de amônia no ambiente interno (p.ex., uso de produtos de limpeza 'amoniacaís'). Já a soma de ácido sulfúrico mais ácido nítrico não indicou uma boa neutralização por amônia, o que pode indicar uma atmosfera potencialmente mais ácida. Vale salientar que para se verificar uma atmosfera mais ácida se faz necessária avaliações complementares de pH e também de emissões diretas de sais de sulfato e nitrato o que evidencia a necessidade da continuidade dos estudos até aqui realizados.

Dentre os vários resultados obtidos pode-se destacar a presença de metais pesados como Cr, Ni e As, permanecendo significantes na composição das q-UFP, apresentando um nível de risco carcinogênico inseguro ($LCR > 1 \times 10^{-6}$), implicando em maiores riscos à saúde da população para os dois cenários distintos. A estimativa detalhada nos cenários evidenciou os riscos de uma exposição prolongada para a população idosa. Além do risco carcinogênico, as estimativas de deposição para o MP segregado por diâmetro e UFP mostram o risco para a saúde dos idosos que permanecem grande parte do tempo no ambiente externo, a varanda, em especial os homens.

O avanço na caracterização dos poluentes presentes no ar, no ambiente onde vivem populações mais vulneráveis é essencial para se identificar principais fontes poluidoras, ambientes mais nocivos e propor melhorias de modo a mitigar os efeitos à saúde. Os idosos, dentro das populações mais vulneráveis, merecem uma atenção especial devido principalmente ao aumento da expectativa de vida em todo o mundo e ao aumento do número de casas para

acolhimento de idosos. Os resultados aqui apresentados podem fornecer bases sólidas para que os governos nacionais e locais possam desenvolver políticas, identificar tecnologias e padrões para a redução de poluentes atmosféricos em ambientes internos e externos com foco em populações mais vulneráveis.

6 Sugestões para trabalhos futuros

Os resultados aqui obtidos proporcionaram melhor compreensão em torno da composição do material particulado no ambiente de estudo e seu potencial efeito deletério na saúde dos idosos. Entretanto, é necessário estar ciente das limitações envolvidas. Desse modo sugere-se para estudos futuros uma análise das fontes do material particulado, como a Análise de componentes principais (PCA), Análise de fatores, Fatoração de matriz positiva (PMF) ou Balanço químico de massa (CMB). Uma modelagem para estimativa de pH e também uma análise de componentes orgânicos traria maiores detalhes a composição do material particulado e uma melhor estimativa de riscos associados.

Há também uma necessidade de se avaliar a contribuição da fumaça de cigarro, com um estudo comparativo em momentos de uso e não-uso. As outras fontes potenciais nos dois ambientes também necessitam de melhor descrição quanto a sua real contribuição. Por último sugere-se que sejam feitas análises quanto ao acúmulo de substâncias tóxicas nos idosos devido ao longo tempo de permanência de alguns, aplicação de questionários para os residentes (principalmente nos dias de inverno) e um acompanhamento contínuo de pesquisadores da área da saúde para se mensurar os efeitos diretos da poluição do ar nessa população.

7 Referências

- ABT, E.; SUH, H. H.; CATALANO, P.; KOUTRAKIS, P. Relative Contribution of Outdoor and Indoor Particle Sources to Indoor Concentrations. **Environmental Science Technology**. 34, 3579–3587, 2000.
- ALBUQUERQUE, T.T.A.; ANDRADE, M. F.; YNOUE, R.Y. Characterization of atmospheric aerosols in the city of Sao Paulo, Brazil: comparisons between polluted and unpolluted periods. **Environment Monitoring Assess.** 184 (2), 969-984. 2012.
- ALMEIDA, G. P.; BITTENCOURT, A. T.; EVANGELISTA, M. S.; VIEIRA-FILHO, M. S.; FORNARO, A. Characterization of aerosol chemical composition from urban pollution in Brazil and its possible impacts on the aerosol hygroscopicity and size distribution. **Atmospheric Environment**. 202, 149-159. 2019.
- ANDRADE, M. F.; MIRANDA, R. M.; FORNARO, A.; Kerr, A.; OYAMA, B.; ANDRE, P.A.; SALDIVA, P. Vehicle emissions and PM_{2.5} mass concentrations in six Brazilian cities. **Air Quality Atmospheric Health**. 5, 79–88. 2012.
- ANDRADE, M.F.; KUMAR, P.; DE FREITAS, E.D.; YNOUE, R.Y.; MARTINS, J.; MARTINS, L.D.; NOGUEIRA, T.; PEREZ-MARTINEZ, P.; DE MIRANDA, R.M.; ALBUQUERQUE, T.; GONCALVES, F.L.T.; OYAMA, B; ZHANG, Y. Air quality in the megacity of São Paulo: Evolution over the last 30 years and future perspectives. **Atmospheric Environment**. 159, 66–82. 2017.
- APARICIO, L. S.; SMOLÍK, J.; MA SKOVA, L.; SOUCKOVA, M.; GRONTOFT, T.; ONDRACKOVA, L.; STANKIEWICZ J. Relationship of indoor and outdoor air pollutants in a naturally ventilated historical building envelope. **Building Environment**. 46, 1460-1468. 2011.
- ARAUJO, J.A., NEL, A.E. Particulate matter and atherosclerosis: role of particle size, composition and oxidative stress. **Part. Fibre. Toxicology**. 6, p. 24–42. 2009.
- ARHAMI, M.; et al. Size-segregated inorganic and organic components of PM in the communities of the Los Angeles Harbor. **Aerosol Science Technology**. 43, 145–160. 2009.
- AUKSHIRE, J.; KARRAKER, A.; CLARKE, P. Neighborhood social stressors, fine particulate matter air pollution, and cognitive function among older U.S. adults. **Society Science Medical**. 172, 56-63. 2017.
- AZARMI, F.; KUMAR, P. Ambient exposure to coarse and fine particle emissions from building demolition. **Atmospheric Environment**. 137, 62-79. 2016.
- BAKONYI, S.; OLIVEIRA, I.; MARTINS, L.; BRAGA, A. Air pollution and respiratory diseases among children in the city of Curitiba, Brazil. **Revista de Saúde Pública**. 38. 696-700. 2004.
- BEHERA, S. N.; SHARMA, M. Reconstructing primary and secondary components of PM_{2.5} composition for an urban atmosphere. **Aerospace Science Technology**. 44. 983-992. 2010.
- BELL, M.L. Assessment of the health impacts of particulate matter characteristics. Res. Rep. Health Eff. Inst. **Health Effects Institute**, Boston, MA. 161, 5-38. 2012.

- BENTAYEB, M. et al. Indoor air quality, ventilation and respiratory health in elderly residents living in nursing homes in Europe. **European Respiratory Journal**. 45, 1228-1238. 2015.
- BENTAYEB, M.; MARZIA S.; DAN N.; SANDRA B.; SARA M.; GIOVANNI V.; ISABELLA A. Indoor air pollution and respiratory health in the elderly. **Journal Environment Science Health**. A. 48:14, 1783-1789. 2013.
- BRUCE, N.; PEREZ-PADILLA, R.; ALBALAK, R. Indoor air pollution in developing countries: a major environmental and public health challenge. **Bull. World Health Organ**. 78, 1078-1092. 2000.
- BUCZYNSKA, A. J.; KRATA, A.; GRIEKEN, R. V.; BROWN, A.; POLEZER, G.; WAEL, K. D.; VERMAAK, S. Composition of PM_{2.5} and PM₁ on high and low pollution event days and its relation to indoor air quality in a home for the elderly. **Science total Environment**. 490, 134-143. 2014.
- CAO, S. et al. Health risks from the exposure of children to As, Se, Pb and other heavy metals near the largest coking plant in China. **Science Total Environment**. 472, 1001–1009. 2014.
- CARMO, C; HACON, S; LONGO, K; FREITAS, S; IGNOTTI, E; LEON, A; ARTAXO, P. Associação entre material particulado de queimadas e doenças respiratórias na região sul da Amazônia brasileira. **Revista Panamerican Salud Publica**. 27. 6-10. 2010.
- CASTANHO, A.D.A., ARTAXO, P. E. Sao Paulo aerosol source apportionment for wintertime and summertime. **Atmospheric Environment**. 35, 4889-4902. 2001.
- CAVICCHIOLI, A.; MORRONE, E. P.; FORNARO, A. Particulate matter in the indoor environment of Museums in the Megacity of São Paulo. **Quimica Nova**. 37, 9. 1427-1435. 2014.
- CETESB, 2019. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade do ar no estado de São Paulo 2018**. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/ar/publicacoes-relatorios/>.
- CETESB, 2020. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade do ar no estado de São Paulo 2019**. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/ar/publicacoes-relatorios/>.
- CHEN, C.; ZHAO, B. Review of relationship between indoor and outdoor particles: I/O ratio, infiltration factor and penetration factor. **Atmos. Environ**. 45, 275-288. 2011.
- CITY POPULATION, 2020. **Population Statistics for Countries, Administrative Areas, Cities and Agglomerations**. Disponível em: <https://www.census.gov/prod/2009pubs/p95-09-1.pdf>.
- COSTA, A. et al. The formulation of nanomedicines for treating tuberculosis. **Advanced Drug Delivery Reviews**. 102, 102-115. 2016.
- DELFINO, R.J. et al. Air pollution exposures and circulating biomarkers of effect in a susceptible population: clues to potential causal component mixtures and mechanisms. **Environmental Health Perspectives**. 117, 1232-1238. 2009.
- DELFINO, R.J. et al. Circulating biomarkers of inflammation, antioxidant activity, and platelet activation are associated with primary combustion aerosols in subjects with coronary artery disease. **Environmental Health Perspectives**. 116, 898-906. 2008.

- DELFINO, R; SIOUTAS, C; MALIK, S. Potential Role of Ultrafine Particles in Associations between Airborne Particle Mass and Cardiovascular Health. **Environmental Health Perspectives**. 113. 934-946. 2005.
- DENG, Q.; DENG, L.; MIAO, Y.; GUO, X.; LI, Y. Particle deposition in the human lung: Health implications of particulate matter from different sources. **Environment Research**. 169, 237-245. 2019.
- DOMINICI, F; BELL, M; McDERMOTT, A; ZEGER, S; SAMET, J. Fine Particulate Air Pollution and Hospital Admission for Cardiovascular and Respiratory Diseases. **The Journal of the American Medical Association**. 10. 1127-1134, 2006.
- DONALDSON, K.; STONE, V. Current hypotheses on the mechanisms of toxicity of ultrafine particles. **Annual Institute Super Sanita**. 39, 405–410. 2003.
- EPA. United States Environmental Protection Agency. **Report to Congress on Black Carbon**. Department of the Interior, Environment and Related Agencies Appropriations. 2012.
- ESTAÇÃO METEOROLÓGICA DO IAG-USP. **Relatório Mensal** – 71º Edição. 2018. Disponível em: <http://www.estacao.iag.usp.br/>
- ESTAÇÃO METEOROLÓGICA DO IAG-USP. **Relatório Mensal** – 72º Edição. 2018. Disponível em: <http://www.estacao.iag.usp.br/>.
- ESTAÇÃO METEOROLÓGICA DO IAG-USP. **Relatório Mensal** – 79º Edição. 2018. Disponível em: <http://www.estacao.iag.usp.br/>.
- ESTAÇÃO METEOROLÓGICA DO IAG-USP. **Relatório Mensal** – 80º Edição. 2018. Disponível em: <http://www.estacao.iag.usp.br/>.
- ESTAÇÃO METEOROLÓGICA DO IAG-USP. **Relatório Mensal** – 81º Edição. Maio, 2018. Disponível em: <http://www.estacao.iag.usp.br/>.
- ESTAÇÃO METEOROLÓGICA DO IAG-USP. **Relatório Mensal** – 82º Edição. 2018. Disponível em: <http://www.estacao.iag.usp.br/>.
- ESTAÇÃO METEOROLÓGICA DO IAG-USP. **Relatório Mensal** – 83º Edição. 2018. Disponível em: <http://www.estacao.iag.usp.br/>.
- ESTAÇÃO METEOROLÓGICA DO IAG-USP. **Relatório Mensal** – 86º Edição. 2018. Disponível em: <http://www.estacao.iag.usp.br/>.
- FINLAYSON-PITTS, B.J.; Pitts, Jr, J.N. **Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere Theory, Experiments, and Application**, 1rd ed, San Diego, CA: Elsevier. 1999.
- FISHER, M. L.; LITTLEJOHN, D. M. M. LUNDEN, N. J. B. Automated measurements of ammonia and nitric acid in indoor and outdoor air. **Environment Science Technology**. 37, 2114-2119. 2003.
- FOLINSBEE, L. J. Human health effects of exposure to airborne acid. **Environment Health Perspective**. 79, 195-19. 1989.
- FONSECA, J.; SLEZAKOVA, K.; MORAIS, S.; PEREIRA, M.C. Assessment of ultrafine particles in Portuguese preschools: levels and exposure doses. **Indoor Air**. 24 (6), 618–628. 2014.
- FUNDAÇÃO GETÚLIO VARGAS, 2020. **Onde estão os idosos ? Conhecimento contra a covid-19**. Marcelo Neri. <https://cps.fgv.br/covidage>.

- HABERRZETTL P.; BHATNAGAR A.; CONKLIN D.J. Particulate Matter and Oxidative Stress – **Pulmonary and Cardiovascular Targets and Consequences**. In: Laher I. (eds) *Systems Biology of Free Radicals and Antioxidants*. Springer, Berlin, Heidelberg. pp 1557-1586. 2014.
- HASHEMINASSAB, S.; DAHER, N.; SHAFER, M. M.; SCHAUER, J. J.; DELFINO, R. J.; SIOUTAS, C. Chemical characterization and source apportionment of indoor and outdoor fine particulate matter (PM_{2.5}) in retirement communities of the Los Angeles Basin. **Science Total Environment**. 15, 528-537. 2014.
- HASSANVAND, M. S. et al. Characterization of PAHs and metals in indoor/outdoor PM₁₀/PM_{2.5}/PM₁ in a retirement home and a school dormitory. **Science Total Environment**. 527–528, 100–110. 2015.
- HASSANVAND, M.S. et al. Indoor/outdoor relationships of PM₁₀, PM_{2.5}, and PM₁ mass concentrations and their water-soluble ions in a retirement home and a school dormitory. **Atmospheric Environment**. 82, 375-382. 2014.
- HEAL, M. R.; KUMAR, P.; HARRISON, R. M. Particles, air quality, policy and health. **Chemistry Society Review**. 41, 6606-6630. 2012.
- HEI. **Understanding the health effects of ambient ultrafine particles**. HEI perspectives 3. Health Effects Institute, Boston, MA. 2013.
- HETEM, I. G.; ANDRADE, M. F. Characterization of fine particulate matter emitted from the resuspension of road and pavement dust in the metropolitan area of Sao Paulo, Brazil. **Atmosphere**. 7, 31–41. 2016.
- HINDS, W.C. **Aerosol Technology: Properties, Behaviour and Measurement of Airborne Particles**. second ed. John Wiley & Sons, USA, p. 483. 1999.
- HOLGUÍN, F. et al. Air pollution and heart rate variability among the elderly in Mexico City. **Epidemiology**. 14, 521-527. 2003.
- HONDA, T.; PUN, V.; MANJOURIDES, J.; SHU, H. Anemia prevalence and hemoglobin levels are associated with long-term exposure to air pollution in an older population. **Environment International**. 101, 125-132. 2017.
- HU, X.; ZHANG, Y.; DING, Z.; WANG, T.; LIAN, H.; SUN, Y.; WU, J. Bioaccessibility and health risk of arsenic and heavy metals (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn and Mn) in TSP and PM_{2.5} in Nanjing, China. **Atmospheric Environment**. 57, 146–152. 2012.
- HU, X.; ZHANG, Y.; LUO, J.; WANG, T.; LIAN, H.; DING, Z. Bioaccessibility and health risk of arsenic, mercury and other metals in urban street dust from a mega-city, Nanjing, China. **Environment Pollution**. 159, 1215–1221. 2011.
- HUANG, X.; QIU, R.; CHAN, C. K.; RAVI KANT, P. Evidence of high PM_{2.5} strong acidity in ammonia-rich atmosphere of Guangzhou, China: transition in pathways of ambient ammonia to form aerosol ammonium at $[\text{NH}_4^+]/[\text{SO}_4^{2-}] = 1.5$. **Atmospheric Research**. 99, 488–495. 2011.
- IBGE, 2019. **Revista IBGE Retratos Longevidade, 2019**. Instituto Brasileiro de Geografia, Estatística. (Brazilian Institute of Geography and Statistics).n 16.
https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/media/com_mediaibge/arquivos/d4581e6bc87ad8768073f974c0a1102b.pdf.

IBGE, 2020. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.**

<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/sao-paulo/panorama>.

ICRP. Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection, Annals of the International Commission on Radiological Protection, Publication 66, Elsevier Science, Inc., Tarrytown, New York. 1994.

IPEA, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. **Características das instituições de longa permanência para idosos - Região Sudeste.** 2010. <http://www.ipea.gov.br>.

ISIUGO, K. et al. Predicting indoor concentrations of black carbon in residential environments. **Atmos. Environ.** 201, 223–230. 2019.

JACOBSON, M. Z. **Atmospheric Pollution: History, Science, and Regulation**, first ed. Cambridge University Press. USA, p.385. 2002.

KEAN A. J.; LITTLEJOHN D.; BAN-WEISS G. A.; HARLEY R. A.; KIRCHSTETTER T. W.; LUNDEN M. M. Trends in on-road vehicle emissions of ammonia. **Atmospheric Environment.** 43:15 65–157 0. 2009.

KELLY, F.J.; Fussel, J. C. Size, source and chemical composition as determinants of toxicity attributable to ambient particulate matter. **Atmospheric Environmental.** 60, 504-526. 2012.

KHAN, M. F. et al. Fine particulate matter in the tropical environment: monsoonal effects, source apportionment, and health risk assessment. **Atmospheric Chemistry Physics.** 16. 597-617. 2016.

KINSELLA, K.; He, W. **An aging world: 2008.** U.S. Census Bureau international population reports P95/09-1. U.S. Government Printing Office: Washington, DC, 2009.

KIOUMOURTZOGLOU, M.; SCHWARTZ, J. D.; WEISSKOPF, M.G., MELLY, S.J.; WANG, Y.; DOMINICI, F.; ZANOBETTI, A. Long-term PM_{2.5} Exposure and Neurological Hospital Admissions in the Northeastern United States. **Environment Health Perspective.** 124, 23-29. 2016.

KUMAR, P.; ABHIJITH, K.V.; BARWISE, Y. Implement Green Infrastructure for Air Pollution Abatement: General Recommendations for Management and Plant Species Selection. **Global Centre for Clean Air Research.** University of Surrey. 2019.

KUMAR, P.; GOEL, A. Concentration dynamics of coarse and fine particulate matter at and around the signalised traffic intersections. **Environment Science Process Impacts.** 18, 1220-1235. 2016.

KUNDU S.; KAWAMURA K.; ANDRAE T. W.; HOFFERD A.; ANDREAE M. O. Diurnal variation in the water-soluble inorganic ions, organic carbon and isotopic compositions of total carbon and nitrogen in biomass burning aerosols from the LBA-SMOCC campaign in Rondonia, Brazil. **Journal Aerosol Science.** 41(1):118–133. 2010.

LEROUX, M; CROBEDDU, B; KASSIS, N; PETIT, P; JANEL, N; ANDREAU, K. The iron component of particulate matter is antiapoptotic: A clue to the development of lung cancer after exposure to atmospheric pollutants ? **Biochimie.** 118. 195-206, 2015.

LI, X. et al. Modeled deposition of fine particles in human airway in Beijing, China. **Atmospheric Environment.** 124, 387-395. 2016.

- LIM, Y.; BAE, H.; YI, S.; PARK, E.; LEE, B.; HONG, Y. Vascular and cardiac autonomic function and PM_{2.5} constituents among the elderly: A longitudinal study. **Science Total Environment**. 607-608, 847-854. 2017.
- LIMA, F. D. M.; PÉREZ-MARTÍNEZ, P. J.; ANDRADE, M. F.; KUMAR, P.; MIRANDA, R. M. Characterization of particles emitted by pizzerias burning wood and briquettes: a case study at São Paulo, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**. 27, 35875-35888. 2020.
- LIN, C.; HUO, C.; YANG, F.; WANG, B.; CHEN, Y.; WANG, H. Characteristics of Water-soluble Inorganic Ions in Aerosol and Precipitation and their Scavenging Ratios in an Urban Environment in Southwest China. **Aerosol and Air Quality Research**. 21, 5. 2020.
- LV, H.; LI, H.; QIU, Z.; ZHANG, F.; SONG, J. Assessment of pedestrian exposure and deposition of PM₁₀, PM_{2.5} and ultrafine particles at an urban roadside: A case study of Xi'an, China. **Atmospheric Pollution Research**. 12, 112-121. 2021.
- LYU, Y.; ZHANG, K.; CHAI, F.; CHENG, T.; YANG, Q.; ZHENG, Z.; LI, X., Atmospheric sizeresolved trace elements in a city affected by nonferrous metal smelting: indications of respiratory deposition and health risk. **Environ. Pollut.** 224, 559–571. 2017.
- MALEK, G. et al. Indoor air pollution and respiratory health in the elderly. **Journal Environment Science Heal. A**. 48, 1783-1789. 2013.
- MARTINS, L. D. Particle emission from heavy-duty engine fuelled with blended diesel and biodiesel. **Environment Monitory Assess.** 184. 2663–2676. 2012.
- MASKOVA, L; SMOLIK, J.; DUROVIC, M. Characterization of indoor air quality in different archives – Possible implications for books and manuscripts. **Building Environment**. 120, 77-84. 2017.
- MIGUEL, A. H. et al. Seasonal variation of the particle size distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons and of major aerosol species in Claremont, California. **Atmospheric Environment**. 38, 3241–3251, 2004.
- MIRANDA, R.M.; ANDRADE, M.F.; FORNARO, A.; ASTOLFO, R.; ANDRE, P.A.; SALDIVA, P. Urban air pollution: a representative survey of PM_{2.5} mass concentrations in six Brazilian cities. **Air Quality Atmospheric Health**. 5, 63-77. 2012.
- MISRA, C.; SINGH, M.; SHEN, S.; SIOUTAS, C.; HALL, P.M. Development and evaluation of a personal cascade impactor sampler (PCIS). **Journal Aerosol Science**. 33, 1027-1047. 2002.
- MORAWSKA, L.; HE, C.; JOHNSON, G.; GUO, H.; UHDE, E.; AYOUKO, G. Ultrafine particles in indoor air of a school: possible role of secondary organic aerosols. **Environment Science Technology**. 43, 9103–9109. 2009.
- MORENO-RÍOS, L. P.; TEJEDA-BENÍTEZ.; BUSTILLO C. F. Sources, characteristics, toxicity, and control of ultrafine particles: An overview. **Geoscience Frontiers**.101-147. 2021.
- MUKHERJEE, A., AGRAWAL, M. A Global Perspective of Fine Particulate Matter Pollution and Its Health Effects. Rev. **Environment Contamination Toxicology**. 244, 5-51. 2017.

- NEUPANE, B.; JERRET, M.; BURNETT, R.T.; MARRIE, T.; ARAIN A.; LOEB, M. Long-Term Exposure to Ambient Air Pollution and Risk of Hospitalization with Community-acquired Pneumonia in Older Adults. **American Journal Respiratory Critical Care**. 181, 47–53. 2009.
- NIELSEN, R; BEELEN, R; WANG, M; HOEK, G; ANDERSEN, Z; HOFFMANN, B. Particulate matter air pollution components and risk for lung cancer. **Environment International**. 87. 66-73. 2016.
- NIU, L.; YE, H.; XU, C.; YAO, Y.; LIU, W. Highly time- and size-resolved fingerprint analysis and risk assessment of airborne elements in a megacity in the Yangtze River Delta, China. **Chemosphere** 119, 112–121. 2015.
- NOGUEIRA, T.; DOMINUTTI, P.; VIEIRA-FILHO, M.; FORNARO, A.; ANDRADE, M.F. Evaluating atmospheric pollutants from urban buses under real-world conditions: implications of the main public transport mode in São Paulo, Brazil. **Atmosphere**. 10, 108. 2019.
- OBERDORSTER, G. et al. Extrapulmonary translocation of ultrafine carbon particles following whole-body inhalation exposure of rats. **Journal Toxicology Environment. Health A**. 65, 1531-1543. 2002.
- OBERDORSTER, G.; OBERDORSTER, E.; OBERDORSTER, J. Nanotoxicology: an emerging discipline evolving from studies of ultrafine particles. **Environment Health Perspec**.113, 823-839. 2005.
- OHIRA, S. I.; HEIMA, M.; YAMASAKI, T.; TANAKA, T.; KOGA, T.; TODA, K. Flow-based ammonia gas analyzer with an open channel scrubber for indoor environments. **Talanta**. 116, 527-534. 2013.
- OHLWEIN, S.; KAPPELER, R.; KUTLAR J, M.; KUNZLI, N.; HOFFMANN, B. Health effects of ultrafine particles: a systematic literature review update of epidemiological evidence. **International Journal Public Health**. 1-13. 2019.
- OLIVEIRA, A.P.; BORNSTEIN, R.; SOARES, J. Annual and diurnal wind patterns in the city of Sao Paulo. **Water Air Soil Poll**. 3, 3–15. 2003.
- PARK, K.; PARK, J. Y.; KWAK, J.; CHO, G. N.; KIM J. Seasonal and diurnal variations of ultrafine particle concentration in urban Gwangju, Korea: Observation of ultrafine particle events. **Atmospheric Environment**. 42, 788-799. 2008.
- PARREIRA, V. F.; BUENO, C. J.; FRANÇA, D.C.; VIEIRA, D.S.R.; PEREIRA, D, R.; BRITO, R.R. Breathing pattern and thoracoabdominal motion in healthy individuals: influence of age and sex. **Revista Brasileira Fisioterapia**. 14(5), 411-6. 2010.
- PATEL, M.M., CHILLRUD, S.N., DEEPTI, K.C., ROSS, J.M., KINNEY, P.L. Traffic-related air pollutants and exhaled markers of airway inflammation and oxidative stress in New York City adolescents. **Environmental Research**. 121, 71-78. 2013.
- PELED, R. Air pollution exposure: who is at high risk? **Atmospheric Environment**. 45, 1781-1785. 2011.
- PEREIRA, G. M. et al. Particulate pollutants in the Brazilian city of São Paulo: 1-year investigation for the chemical composition and source apportionment. **Atmospheric Chemistry Physics**. 17, 11943–11969. 2017.

- PETER, R.; EE, N.; PETERS, J.; BOOTH, A.; MUDWAY, I.; ANSTTEY, K. Air pollution and Dementia: A systematic Review. **Journal Alzheimers Discus.** 70, 145-163. 2019.
- PETZOLD, A. et al. Recommendations for reporting “black carbon” measurements. **Atmospheric Chemistry Physics.** 13, 8365-8379. 2013.
- POPE III, A; BURNETT, R; TURNER, M; COHEN, A; KREWSKI, D; JERRET, M; GAPSTUR, S; THUN, M. Lung Cancer and Cardiovascular Disease Mortality Associated with Ambient Air Pollution and Cigarette Smoke: Shape of the Exposure–Response Relationships. **Environmental Health Perspectives.** 119. 1616-1621, 2011.
- POSCHL, U., SHIRAIWA, M. Multiphase Chemistry at the Atmosphere–Biosphere Interface Influencing Climate and Public Health in the Anthropocene. **Chemical Reviews.** 115, 4440-4475. 2015.
- PREFEITURA DE SÃO PAULO. **Indicadores Sociodemográficos da População Idosa na Cidade de São Paulo.** Secretaria municipal de direitos humanos. 2019b.
<http://www.capital.sp.gov.br/noticia/publicacao-mostra-indicadores-sociodemograficos-da-populacao-idosa>.
- PREFEITURA DE SÃO PAULO. **Retrato da pessoa idosa na Cidade de São Paulo.** Informes Urbanos. 37. 2019a.
https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/direitos_humanos/idosos/publicacoes.
- QUEROL, X. et al. PM10 and PM2.5 source apportionment in the Barcelona Metropolitan area, Catalonia, Spain. **Atmospheric Environment.** 35, 6407–6419. 2001.
- ROHRA, H.; TIWARI, R.; KHARE, P.; TANEJA, A. Indoor-outdoor association of particulate matter and bounded elemental composition within coarse, quasi-accumulation and quasi-ultrafine ranges in residential areas of northern India. **Science Total Environment.** 631, 1383-1397. 2018.
- SAFFARI A.; DAHER, N.; SHAFER, M. M.; SCHAUER, J. J.; SIOUTAS, C. Seasonal and spatial variation of trace elements and metals in quasi-ultrafine (PM0.25) particles in the Los Angeles metropolitan area and characterization of their sources. **Environmental Pollution.** 181, 14-23. 2013.
- SALVO A.; JOEL B.; Paulo A.; Geiger, F. M. Reduced ultrafine particle levels in São Paulo’s atmosphere during shifts from gasoline to ethanol use. **Nature Comunications.** 2017.
- SÁNCHEZ-CCOYLLO, O. R.; ANDRADE, M. F. The influence of meteorological conditions on the behavior of pollutants concentrations in São Paulo, Brazil. **Environment Pollution.** 116, 257-263. 2002.
- SATSANGI, A.; PACHAURI, T.; SINGLA, V.; LAKHANI, A.; KUMARI, M. Water Soluble Ionic Species in Atmospheric Aerosols: Concentrations and Sources at Agra in the Indo-Gangetic Plain (IGP). **Aerosol Air Quality Research.** 13, 1877-1889. 2013.
- SEGALIN, B.; FORNARO, A.; KUMAR, P.; KLEMM, O.; ANDRADE, M. F.; TREZZA, B.M.; BUSSE, A.; FILHO, W.J.; GONCALVES, F. L. T. Chemical composition of quasi-ultrafine particles and their sources in elderly residences of Sao Paulo megacity. **Aerosol Air Quality Research.** 20, 1002–1015. 2020.
- SEGALIN, B.; GONÇALVES, F.L.T.; FORNARO, A. Black Carbon em material particulado nas residências de idosos na Região Metropolitana de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira Meteorologia.** 31, 311-318. 2016.

- SEGALIN, B.; KUMAR, P.; MICADEI, K.; FORNARO, A.; GONÇALVES, F.L.T. Size-segregated particulate matter inside residences of elderly in the Metropolitan Area of São Paulo, Brazil. **Atmospheric Environment**. 148, 139-151. 2017.
- SEINFELD, J.H., PANDIS, S.N. **Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change**, third ed. John Wiley & Sons, USA, p. 1152. 2016.
- SHAPOURY, P.; ZHANG, Z. W.; ARANGIO, A.; CELO, V.; DABEK-ZLOTORZYNSKA, E.; HARNER, T.; NENES, A. The influence of chemical composition, aerosol acidity, and metal dissolution on the oxidative potential of fine particulate matter and redox potential of the lung lining fluid. **Environmental International**. 148, 106-343. 2021.
- SHARMA, R.; BALASUBRAMANIAN, R. Size-fractionated Particulate Matter in Indoor and Outdoor Environments during the 2015 Haze in Singapore: Potential Human Health Risk Assessment. **Aerosol Air Quality Research**. 18, 904–917. 2018.
- SIMONI, M.; JAAKKOLA M. S.; CARROZZI L.; BALDACCI S.; DI PEDEF.; VIEGI G. Indoor air pollution and respiratory health in the elderly. **European Respiratory Journal**. 21, (40). 15–20. 2003.
- SLEZAKOVA, K.; FERNANDES, E. O.; PEREIRA, M. C. Assessment of ultrafine particles in primary schools: Emphasis on different indoor microenvironments. **Environmental Pollution**. 246, 885-895. 2019b.
- SLEZAKOVA, K.; PEIXOTO, C.; OLIVEIRA, M.; DELERUE-MATOS, C.; PEREIRA, M.C.; Morais, S. Indoor particulate pollution in fitness centers with emphasis on ultrafine particles. **Environment Pollution**. 233, 180–193. 2018.
- SLEZAKOVA, K.; PEREIRA, M. C.; MORAIS, S. Ultrafine particles: Levels in ambient air during outdoor sport activities. **Environmental Pollution**. 2019a.
- SLEZAKOVA, K.; PIRES, J. C. M.; MARTINS, F. G.; PEREIRA, M. C.; FERRAZ-ALVIM, M. C. Identification of tobacco smoke components in indoor breathable particles by SEM-EDS. **Atmospheric Environment**. 45, 863-872. 2011.
- SOUSA, N. A.; SEGALIN, B.; BUSSE, A. L.; FILHO, W. J.; FORNARO, A.; GONÇALVES, F. L. T. Indoor/outdoor particulate matter and health risk in a nursing community home in Sao Paulo, Brazil. **Atmospheric Pollution Research**. 12, 101-188. 2021.
- SOUTO-OLIVEIRA, C; KUMAR, P; LOPES, F.; LANDULFO, E; ABINSKI, M.; ANDRADE, M. F. Effect of local and remote sources and new particle formation events on the activation properties of cloud condensation nuclei in the Brazilian megacity of Sao Paulo. **Atmos. Chemistry Physics**. 16, 14635-14656. 2016.
- SQUIZZATO S. et al. Factors determining the formation of secondary inorganic aerosol: a case study in the Po Valley (Italy). **Atmospheric Chemistry Physics**. 13:1927–39. 2013.
- SUN, R.; GU, D.; DEC, L. Air pollution, economic development of communities, and health status among the elderly in urban China. **American Journal Epidemiology**. 168 (11), 1311-1318. 2008.
- TCHOUNWOU, P. B.; YEDJOU, C. G.; PATLOLLA, A. K.; SUTTON, D. J. Heavy metals toxicity and the Environment. **National Institute of Health**. 101: 133-164. 2012.
- THATCHER, T. L.; LAYTON D. W. Deposition, resuspension, and penetration of particles within a residence. **Atmospheric Environment**. 29, 1487–97. 1995.

- TIWARI, S., et al. Aerosol chemical characterization and role of carbonaceous aerosol on radiative effect over Varanasi in central Indo-Gangetic Plain. **Atmospheric Environment**. 125, 437–449. 2016.
- UNITES NATIONS, 2015. **World Population Prospects: the 2015 Revision, Key Findings and Advance Tables**. United Nations, Department of Economic and Social Affairs, p. 66. Population Division. ESA/P/WP.241. https://esa.un.org/unpd/wpp/Publications/Files/Key_Findings_WPP_2015.pdf (accessed 10 May 2020).
- URICH P.; SHIRAIWA, M. Multiphase Chemistry at the Atmosphere–Biosphere Interface Influencing Climate and Public Health in the Anthropocene. **Chemical Reviews**. 115. 4440–4475. 2015.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency), 2019. **The Screening Level (RSL) Resident Ambient Air Tables**. Last updated April 2019). <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables>.
- US EPA: **Risk Assessment Guidance** for Superfund, in: Part F, Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment, vol. I. 2009. (28 July 2020). <https://www.epa.gov/risk/risk-assessment-guidance-superfund-rags-part-f>.
- VASCONCELLOS, P. C. et al. Determination of anthropogenic and biogenic compounds on atmospheric aerosol collected in urban, biomass burning and forest areas in São Paulo. Brazil. **Sci. Total Environ**. 408, 5836–5844. 2010.
- VIANA, M., et al. Indoor/outdoor relationships and mass closure of quasi-ultrafine, accumulation and coarse mode particles in Barcelona schools. **Atmos. Chem. Phys.** 14, 4459–4472. 2014.
- VIANA, M. et al. Partitioning of trace elements and metals between quasi-ultrafine, accumulation and coarse aerosols in indoor and outdoor air in schools. **Atmos. Environ**. 106, 392–401. 2015.
- VIEIRA-FILHO, M.; PEDROTTI, J. J.; FORNARO, A. Contribution of long and mid-range transport on the sodium and potassium concentrations in rainwater samples, São Paulo megacity, Brazil. **Atmospheric Environment**. 79, 299–307. 2013.
- VIEIRA-FILHO, M.; PEDROTTI, J.J.; FORNARO, A. Water-soluble ions species of size-resolved aerosols: Implications for the atmospheric acidity in São Paulo megacity, Brazil. **Atmos. Res**. 181, 281–287. 2016a.
- VIERA-FILHO, M. S.; ITO, D. T; PEDROTTI, J. J.; COELHO, L. H., FORNARO, A. Gas-phase ammonia and water-soluble ions in particulate matter analysis in an urban vehicular tunnel. **Environment Science Pollution Research**. 23: 19876–19886. 2016b.
- VIITANEN, A. K.; UUKSULAINEN, S.; KOIVISTO, A. J.; HAMERI, K.; KAUPPINEN, T. Workplace measurements of ultrafine particles e a literature review. **Ann. Work Exposures Health**. 61 (7), 749–758. 2017.
- WANG, Y.; ZHUANG, G.; TANG, A; YUAN, H.; SUN, Y.; CHEN, S.; ZHENG, A. The ion chemistry and the source of PM_{2.5} aerosol in Beijing. **Atmospheric Environment**. 39, 3771–3784. 2005.
- WEICHENTHAL, S.; DUFRESNE, A.; INFANTE-RIVARD, C.; JOSEPH, L. Characterizing and predicting ultrafine particle counts in Canadian classrooms during the winter months: Model development and evaluation. **Environmental Research**. 106, 349–360. 2008.

- WHO, Global Health Observatory data Repository. **Deaths by country**. World Health Organization. <https://apps.who.int/gho/data/view.main.BODAMBIENTAIRDTHS>. (Accessed 19 June 2020). 2018.
- WHO, World Health Organization, Regional Office for Europe. **WHO Guidelines for Indoor Air Quality: Selected Pollutants**, p. 484. ISBN: 9789289002134. 2010
- WHO. **Global air quality guidelines**. Particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. 2021.
- WICHMANN, E.; SPIX, C; TUCH, T.; WOLKE, G.; PETERS, A.; HEINRICH, J.; HEYDER, J. Daily Mortality and Fine and Ultrafine Particles in Erfurt, Germany Part I: Role of Particle Number and Particle Mass. **Synopsis of Research Report**. 98. p. 253-259. 2000.
- World Health Organization, 2012. **Health effects of black carbon**. Disponível em: <https://www.ccacoalition.org/en/resources/health-effects-black-carbon>.
- XU, G.; Y, GAO.; Q, LIN.; W, LI.; L, CHEN. Characteristics of water-soluble inorganic and organic ions in aerosols over the Southern Ocean and coastal East Antarctica during austral summer. **Journal Geophysics Research Atmospheres**. 118, 303–13. 2013.
- YAO X. et al. The water-soluble ionic composition of PM_{2.5} in Shanghai and Beijing, China. **Atmospheric Environment**. 36:4223–34. 2002.
- YNOUE, R.Y; ANDRADE, M. F. Size-resolved mass balance of aerosol particles over the São Paulo metropolitan area of Brazil. **Aerosol Science Technology**. 38: 52–62. 2004.
- ZUO, H. et al. The toxic effect of sodium fluoride on *Spodoptera frugiperda* 9 cells and differential protein analysis following NaF treatment of cells. **Environmental Pollution**. 236, 313-323. 2018.

8 Apêndice

APÊNDICE A – Cálculo de dose de deposição no sistema respiratório

A estimativa de partículas depositadas no sistema respiratório para as três regiões (Superior, traqueobrônquica e alveolar) foram consideradas de acordo com modelo proposto por Hinds (1999) em conjunto a Comissão Internacional para Proteção Radiológica relacionada ao modelo desenvolvido para o trato respiratório humano (HRT) (ICRP, 1994). A fração de inalação (IF) usada no modelo é dada de acordo com:

$$I_f = 1 - 0.5 \left(1 - \frac{1}{1 + 0.00076 \cdot d_p^{2.8}} \right)$$

Onde, d_p é o diâmetro da partícula (μm).

A fração de deposição (DF) na região Superior (DF_S), Tracheobronquica (DF_{TB}) e Alveolar (DF_{AL}) são medidos:

$$DF_S = I_f \cdot \left(\frac{1}{1 + \exp(6.84 + 1.183 \ln d_p)} + \frac{1}{1 + \exp(0.924 - 1.885 \ln d_p)} \right)$$

$$DF_{TB} = \left(\frac{0.0032}{d_p} \right) \cdot \left[\exp(-0.234(\ln d_p + 3.4)^2) + 63.9 \cdot \exp(-0.819(\ln d_p - 1.61)^2) \right]$$

$$DF_{AL} = \left(\frac{0.0155}{d_p} \right) \left[\exp \exp(-0.416(\ln d_p + 2.84)^2) + 19.11 \exp(-482(\ln d_p - 1.326)^2) \right]$$

Apêndice B – Toxicidade para os diferentes elementos considerando carcinogênicos e não-carcinogênicos.

Valores de toxicidade por inalação (RtC_i) e Unidade de risco para inalação (IUR) de acordo com US EPA 2019.

RtC _i (mg/m ³)	
Mn	5 x 10 ⁻⁵
V	1.0 x 10 ⁻⁴
Cr	1.0 x 10 ⁻⁴
Ni	1.4 x 10 ⁻⁵
Se	2.0 x 10 ⁻²
As	1.6 x 10 ⁻⁵
IUR (µg/m ³) ⁻¹	
Pb	1.2 x 10 ⁻⁵
Cr	8.4 x 10 ⁻²
Ni	2.6 x 10 ⁻⁴
As	4.3 x 10 ⁻³



Contents lists available at ScienceDirect

Atmospheric Pollution Research

journal homepage: www.elsevier.com/locate/apr

Indoor/outdoor particulate matter and health risk in a nursing community home in São Paulo, Brazil

Natanna Almeida Sousa^{a,*}, Bruna Segalin^a, Alexandre L. Busse^b, Wilson J. Filho^b, Adalgiza Fornaro^{a,**}, Fabio L.T. Gonçalves^a

^a Department of Atmospheric Science, Institute of Astronomy, Geophysics and Atmospheric Science, University of São Paulo, Rua Do Matão, 1226, 05508-090, São Paulo, São Paulo, Brazil

^b Geriatrics Division, Faculty of Medicine, University of São Paulo, São Paulo, Brazil

ARTICLE INFO

Keywords:

Size-segregated particulate matter indoor/outdoor
Elderly's health
Air pollution in a nursing home
Cancer risk assessment in the elderly population

ABSTRACT

The elderly spend more of their daily time indoors, especially at home, and due to this, air quality measurements where they live are extremely important. Thus, this study was conducted to evaluate indoor/outdoor size-segregated particulate matter (PM) mass concentrations, followed by black carbon (BC) and trace elements analysis and health risk assessment estimate in quasi-ultrafine particles (q-UFP), in a OL nursing home in São Paulo, Brazil. The outdoor mass concentrations ($32.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} and $22.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for $\text{PM}_{2.5}$) were higher ($p < 0.05$) than those indoors ($21.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} and $14.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for $\text{PM}_{2.5}$), indicating the significant influence of outdoor sources reinforced by the strong correlation between indoor/outdoor, $r^2 = 0.84$ and 0.79 for PM_{10} and $\text{PM}_{2.5}$, respectively. The daily $\text{PM}_{2.5}$ and PM_{10} mass concentrations indoors and outdoors exceeded the World Health Organization (WHO) Guidelines during different seasons. The elements S, K and Na were the most abundant in all campaigns, with sulfur the highest, reaching 740 and $722 \text{ ng}/\text{m}^3$ outdoors and indoors, respectively. The Lifetime Carcinogenic Risk (LCR) values (2.2×10^{-5} and 4.6×10^{-5} for 1.9×10^{-5} and 3.8×10^{-5}) exceeded the threshold value of 1×10^{-6} under indoors and outdoors, on mean, for different scenarios (chronic and sub chronic). The particle deposition was found to be 32%, in the respiratory system, higher for elderly males than for females. Our study confirmed that both indoor and outdoor environments may be unsafe for the elderly health and the importance of reducing harmful air pollutants where populations have been living.

1. Introduction

Among the air pollutants, the particulate matter (PM) has significant importance for public health, due to its association with several health risks, being its effects directly associated with the particles size (Haberkzetti et al., 2014). The classification by size has been considered by particles diameters as follows: PM_{10} smaller than $10 \mu\text{m}$; coarse ($\text{PM}_{2.5-10}$) from 2.5 to $10 \mu\text{m}$; fine ($\text{PM}_{2.5}$) smaller than $2.5 \mu\text{m}$ and ultrafine ($\text{PM}_{0.1}$) smaller than $0.1 \mu\text{m}$ (Seinfeld and Pandis, 2016; Kelly and Fussel, 2012). While $\text{PM}_{2.5-10}$ are deposited only in upper respiratory tract (primary bronchi and nasopharynx), $\text{PM}_{2.5}$ can penetrate into alveoli and terminal bronchioles, and $\text{PM}_{0.1}$ can suffer translocation through the alveolar epithelium towards the bloodstream (Massey et al.,

2016; Haberkzetti et al., 2014; Kelly and Fussel, 2012; Oberdorster et al., 2005; Donaldson and Stone, 2003).

The particulate matter chemical composition is complex, including trace elements, ions, elemental carbon, and organic compounds (Bell 2012; Poschl and Shiraiwa, M, 2015; Massey et al., 2016). These chemical composition influences the toxicity of PM, exhibiting redox activity, which causes cellular damage (Patel et al., 2013; Haberkzetti et al., 2014) and, finally, lead to an increase in morbidity and mortality (Araujo and Nel, 2009; Mukherjee and Agrawal, M, 2017).

The air pollutants affect mainly elderly, children and people with pre-existing diseases (Peled, 2011). The elderly susceptibility to air pollution is associated with the development of chronic conditions due to degradation of physiological processes resulting from aging and an

Peer review under responsibility of Turkish National Committee for Air Pollution Research and Control.

* Corresponding author.

** Corresponding author.

E-mail addresses: natannaalmeida@tag.usp.br, natannaalmeida@gmail.com (N.A. Sousa), segalinbruna@gmail.com (B. Segalin), aebusse@gmail.com (A.L. Busse), wiljac@usp.br (W.J. Filho), adalgiza.fornaro@tag.usp.br (A. Fornaro), fabio.goncalves@tag.usp.br (F.L.T. Gonçalves).

<https://doi.org/10.1016/j.apr.2021.101188>

Received 2 May 2021; Received in revised form 30 August 2021; Accepted 31 August 2021

Available online 15 September 2021

1309-1042/© 2021 Turkish National Committee for Air Pollution Research and Control. Production and hosting by Elsevier B.V. All rights reserved.