



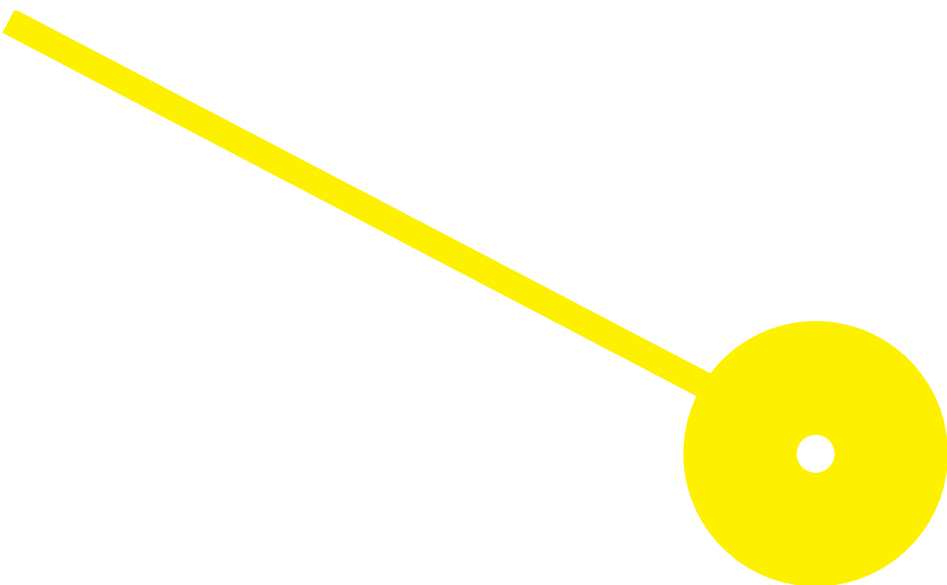
MESTRADO

Higiene e Segurança nas Organizações

# Estudo da Qualidade do Ar Interior em Edifícios Escolares: Relação entre $PM_{10}$ e $PM_{2,5}$ e a Concentração de Agentes Biológicos

Mariana Alexandra Tavares Ferraz

09/2024





**ESCOLA  
SUPERIOR  
DE SAÚDE**



**Estudo da Qualidade do Ar Interior em Edifícios Escolares: Relação entre  $PM_{10}$  e  $PM_{2,5}$  e a  
Concentração de Agentes Biológicos**

**Autor**

Mariana Alexandra Tavares Ferraz

**Orientador(es)**

Professora Doutora Joana Carvalho dos Santos/ Escola Superior de Saúde do Porto  
Professora Doutora Maria Manuela Vieira da Silva/ Escola Superior de Saúde do Porto

Dissertação apresentada para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de **Mestre em Higiene e Segurança nas Organizações** pela Escola Superior de Saúde do Instituto Politécnico do Porto.

### **Menção de apoio financeiro**

Dissertação realizada no âmbito da Prestação de Serviços do Centro de Investigação em Saúde Translacional e Biotecnologia Médica (TBIO) e da Clínica Pedagógica da Escola Superior de Saúde do Instituto Politécnico do Porto, na área da Segurança e Saúde Ocupacional, com a referência ESS/TBIO/BI/2023/08.



Clínica Pedagógica  
ESS | P.Porto

## **Agradecimentos**

**Às minhas orientadoras, Professora Doutora Joana Santos e Professora Doutora Manuela Vieira**, pela orientação exemplar, pela partilha de conhecimentos e pelo apoio constante ao longo deste percurso. As vossas contribuições foram fundamentais para o desenvolvimento desta dissertação.

**À minha família, em especial aos meus pais**, pelo apoio incansável, por todas as palavras de encorajamento e por acreditarem sempre no meu potencial. Sem vocês, nada disto seria possível.

**Ao meu namorado, Ricardo**, agradeço pelo amor incondicional, pelo apoio, compreensão e paciência durante os momentos de maior pressão. A tua presença e incentivo foram essenciais para a conclusão desta etapa.

**Aos meus amigos e colegas do TBIO e do mestrado**, pelo companheirismo e pela troca de conhecimentos, que foram essenciais para o meu crescimento académico e profissional.

A todos, o meu mais profundo e sincero agradecimento.

## Resumo

A QAI nas escolas é uma preocupação, devido à vulnerabilidade das crianças e ao tempo que estas passam nestes locais. Fatores como a ventilação inadequada e materiais de construção podem comprometer a QAI e afetar a saúde dos ocupantes. Poluentes físicos, químicos e biológicos, como  $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$ , bactérias e fungos, são de especial preocupação devido à sua perigosidade para a saúde. Este estudo teve como objetivo principal relacionar as concentrações de  $PM_{10}$  e  $PM_{2,5}$  com os agentes biológicos, em escolas do 1º ciclo e pré-escolar. As medições da QAI foram realizadas em 30 salas de aula em 8 escolas durante as atividades letivas. Em todas as salas, foram monitorizadas as  $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$ ,  $CO_2$ , bactérias, fungos, temperatura do ar e HR. A concentração de bactérias correlacionou-se de forma positiva e significativa com a HR ( $r = 0,583$ ;  $p < 0,001$ ) e  $CO_2$  ( $r = 0,493$ ;  $p = 0,006$ ), e negativamente com a temperatura ( $r = -0,444$ ;  $p = 0,014$ ). Foi constatada uma correlação negativa, mas estatisticamente significativa entre a concentração de fungos e a HR ( $r = -0,401$ ;  $p = 0,028$ ). A concentração de bactérias apenas se relacionou com as  $PM_{10}$  nas escolas mais antigas e sem ventilação mecânica ( $r = 0,591$ ;  $p = 0,020$ ). As partículas em suspensão e os agentes biológicos estão interrelacionados e são significativamente influenciados por fatores ambientais como o  $CO_2$ , temperatura do ar e HR e pelas características do edifício (ano de construção e tipo de sistema de ventilação). Embora a ventilação tenha demonstrado ser um fator crucial, a análise demonstra que a interação entre todos os parâmetros é complexa e contribui para a presença das bactérias e fungos. Assim, é essencial efetuar um controlo ambiental para proteger a saúde dos ocupantes e melhorar a QAI nas escolas.

**Palavras-chave:** Qualidade do Ar Interior; Poluentes do Ar Interior; Partículas em Suspensão; Agentes Biológicos; Escolas

## Abstract

IAQ in schools is a concern, due to the vulnerability of children and the time they spend indoors. Factors such as inadequate ventilation and building materials can compromise IAQ and affect the health of occupants. Physical, chemical, and biological pollutants, such as PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>, bacteria, and fungi, are of particular concern because of their health hazards. This study aimed to understand the relationship between PM<sub>10</sub> and PM<sub>2,5</sub> with microbial count in schools of the 1<sup>st</sup> cycle and preschool. IAQ evaluations were conducted in 30 classrooms in 8 schools, during the school activities. PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>, CO<sub>2</sub>, bacteria, fungi, air temperature, and RH were monitored in all classrooms. The concentration of bacteria was positively and significantly correlated with HR ( $r = 0,583$ ;  $p < 0,001$ ) and CO<sub>2</sub> ( $r = 0,493$ ;  $p = 0,006$ ), and negatively with temperature ( $p = 0,014$ ). A negative but statistically significant correlation was found between the concentration of fungi and HR ( $r = -0,401$ ;  $p = 0,028$ ). The concentration of bacteria was only related to PM<sub>10</sub> in older schools and without mechanical ventilation ( $r = 0,591$ ;  $p = 0,020$ ). Particulate matter and microbial count are interrelated and are significantly influenced by environmental factors such as CO<sub>2</sub>, temperature, and RH and by the characteristics of the building (year of construction and type of ventilation system). Although ventilation has proven to be a crucial factor, the analysis shows that the interaction between all parameters is complex and contributes to the presence of bacteria and fungi. Therefore, it is essential to carry out environmental control to protect the health of occupants and improve QAI in schools.

**Keywords:** Indoor Air Quality; Indoor Air Pollutants; Particulate Matter; Microbial Count; Schools

## Índice

1. Introdução.....	1
1.1. Relevância e Objetivos do Estudo.....	2
2. Revisão da Literatura .....	4
2.1. Qualidade do Ar Interior.....	4
2.1.1. Efeitos na Saúde.....	4
2.1.2. Fatores que Influenciam a Qualidade do Ar Interior.....	5
2.1.3. Enquadramento Legal.....	7
2.2. A Problemática da Qualidade do Ar Interior nos Edifícios Escolares.....	8
2.3. Poluentes do Ar Interior .....	10
2.3.1. Poluentes Físico-Químicos.....	10
2.3.1.1. Partículas em Suspensão.....	11
2.3.1.2. Dióxido de Carbono.....	13
2.3.1.3. Outros Poluentes.....	13
2.3.2. Poluentes Biológicos .....	17
2.3.2.1. Bactérias.....	18
2.3.2.2. Fungos.....	21
2.4. Ambiente Térmico.....	24
2.5. Ventilação.....	24
2.6. Condições Meteorológicas.....	26
2.7. Modelos de Análise da Qualidade do Ar Interior.....	27
2.8. Guidelines para a Qualidade do Ar Interior .....	29
3. Métodos.....	32
3.1. Tipo de Estudo.....	32
3.2. Caracterização da Amostra .....	32
3.3. Caracterização dos Locais a Avaliar .....	33
3.4. Procedimentos e Equipamentos de Medição.....	36
3.5. Tratamento e Análise de Dados.....	38
4. Resultados.....	39
4.1. Análise dos Parâmetros Físicos e Quantificação das PM10 e PM2,5.....	39
4.2. Avaliação e Quantificação de Bactérias e Fungos.....	45

4.3. Relação entre Agentes Biológicos e Variáveis Ambientais: Partículas em Suspensão, Dióxido de Carbono, Temperatura do Ar e Humidade Relativa.....	47
5. Discussão dos Resultados.....	55
6. Conclusão.....	66
Referências Bibliográficas.....	68
Anexo I.....	79

## Índice de Tabelas

Tabela 1 – Principais fatores que afetam a QAI e respectivas fontes.....	6
Tabela 2 – Principais diferenças entre as Bactérias Gram-Positivas e as Bactérias Gram-Negativas.....	19
Tabela 3 – Exemplos de Modelos de Análise da QAI .....	28
Tabela 4 – Guidelines da OMS para os poluentes do ar interior .....	30
Tabela 5 – Limiares de Proteção e margem de tolerância para os poluentes físico-químicos.....	31
Tabela 6 – Condições de referência para os poluentes biológicos.....	31
Tabela 7 – Caracterização dos edifícios escolares avaliados.....	34
Tabela 8 – Métodos de medição para os poluentes físico-químicos .....	36
Tabela 9 – Método de medição para os poluentes biológicos, e respetivo volume de ar .....	36
Tabela 10 – Meios de cultura, tempos e temperaturas de incubação para os microrganismos...	37
Tabela 11 – Dados dos parâmetros ambientais nas oito escolas: Temperatura do Ar, Humidade Relativa, Dióxido de Carbono, PM <sub>10</sub> e PM <sub>2,5</sub> .....	44
Tabela 12 – Concentração de bactérias e fungos no interior e no exterior das escolas.....	46
Tabela 13 – Correlações entre os parâmetros ambientais nas oito escolas .....	51
Tabela 14 – Correlações entre os parâmetros ambientais nas escolas do Grupo 1 .....	53
Tabela 15 – Correlações entre os parâmetros ambientais nas escolas do Grupo 2.....	54

## Índice de Figuras

Figura 1 – Exposição das crianças à poluição do ar .....	9
Figura 2 – Comparação do tamanho das partículas em suspensão .....	12
Figura 3 – Morfologia das Bactérias (a) cocos; (b) espiral; (c) bacilos.....	18
Figura 4 – Bactérias Gram-Positivas ao Microscópio.....	19
Figura 5 – Bactérias Gram-Negativas ao Microscópio.....	19
Figura 6 – Equipamentos de Medição da QAI (a) DustTrack II; (b) Monitor Multifunções; (c) MAS 100.....	37
Figura 7 – Concentração Média, Máxima e Mínima de $PM_{10}$ nos 8 Edifícios Escolares .....	39
Figura 8 – Concentração Média, Máxima e Mínima de $PM_{2,5}$ nos 8 Edifícios Escolares .....	40
Figura 9 – Concentração Média, Máxima e Mínima de $CO_2$ nos 8 Edifícios Escolares.....	42
Figura 10 – Concentração de bactérias aeróbias mesófilas para dois volumes de amostragem (100 L e 250 L) e respetiva média e desvio padrão nos oito edifícios escolares.....	45
Figura 11 – Concentração de fungos para dois volumes de amostragem (100 L e 250 L) e respetiva média e desvio padrão nos oito edifícios escolares.....	45
Figura 12 – Relação entre a concentração total de bactérias aeróbias mesófilas e a concentração total de fungos com as partículas em suspensão ( $PM_{10}$ e $PM_{2,5}$ ) .....	47
Figura 13 – Relação entre a concentração total de bactérias aeróbias mesófilas e a concentração total de fungos com o $CO_2$ .....	48
Figura 14 – Relação entre a concentração total de bactérias aeróbias mesófilas e a concentração total de fungos com a temperatura do ar interior .....	49
Figura 15 – Relação entre a concentração total de bactérias aeróbias mesófilas e a concentração total de fungos com a humidade relativa .....	50

## **Siglas, Abreviaturas e Acrónimos**

**AIDA** – *Air Infiltration Development Algorithm*

**APA** – Agência Portuguesa do Ambiente

**ASA** – Avaliação Simplificada Anual

**AVAC** – Aquecimento, Ventilação e Ar Condicionado

**CDF** – Computacionais da Dinâmica de Fluidos

**CO** – Monóxido de Carbono

**CO<sub>2</sub>** – Dióxido de Carbono

**COSVs** – Compostos Orgânicos Semi-Voláteis

**COVs** – Compostos Orgânicos Voláteis

**DGS** – Direção-Geral da Saúde

**DRE** – Doença Relacionada com o Edifício

**GES** – Grandes Edifícios de Comércio e Serviços

**HR** – Humidade Relativa

**IAQCC** – *Indoor Air Quality Climate Change*

**IAQM** – *Indoor Air Quality Model*

**IARC** – *International Agency for Research on Cancer*

**LPS** – Lipopolissacarídeos

**NO** – Monóxido de Azoto

**NO<sub>2</sub>** – Dióxido de Azoto

**NO<sub>x</sub>** – Óxido de Azoto

**O<sub>3</sub>** – Ozono

**OMS** – Organização Mundial de Saúde

**PAHPs** – *Potencial Airborne Human Pathogens*

**PM** – *Particulate Matter*

**PM<sub>10</sub>** – Partículas com 10 µm de diâmetro

**PM<sub>2,5</sub>** – Partículas com 2,5 µm de diâmetro

**PMV** – *Predicted Mean Vote*

**PPD** – *Predicted Percentage of Dissatisfied*

**PVC** – Policloreto de Vinila

**QAI** – Qualidade do Ar Interior

**RECS** – Regulamento de Desempenho Energético dos Edifícios de Comércio e Serviços

**REH** – Regulamento de Desempenho Energético dos Edifícios de Habitação

**RSECE** – Regulamento dos Sistemas Energéticos de Climatização em Edifícios

**SCE** – Sistema de Certificação Energética de Edifícios

**SED** – Síndrome do Edifício Doente

**TSA** – Técnico de Saúde Ambiental

**US EPA** – *United States Environmental Protection Agency*

**UTA** – Unidade de Tratamento de Ar

## 1. Introdução

Globalmente, a Qualidade do Ar Interior (QAI) emergiu como uma preocupação crítica para a saúde pública, com consequências significativas para o bem-estar, nomeadamente em locais onde as pessoas passam grande parte do seu tempo, como são exemplo os edifícios escolares (Mannerström et al., 2022). Em 2012, a Organização Mundial de Saúde (OMS) estimou que cerca de 6 milhões de mortes foram derivadas da poluição do ar (WHO, 2017). Estatísticas mais recentes demonstraram que todos os anos, mais de 3 milhões de pessoas morrem de forma prematura devido à poluição do ar interior, sendo os grupos mais vulneráveis as mulheres e as crianças (WHO, 2024).

A QAI é definida pela *United States Environmental Protection Agency* (US EPA) como a qualidade do ar no interior dos edifícios, com especial foco na saúde e conforto dos ocupantes. A poluição no ar exterior pode afetar a saúde das populações, no entanto, a poluição do ar interior pode apresentar efeitos adversos para a saúde dos ocupantes. Segundo a US EPA os níveis de poluentes no ar interior podem ser duas a cinco vezes maiores que no exterior e, ocasionalmente, mais de cem vezes (EPA, 2024d).

As escolas devem fornecer ambientes seguros e saudáveis onde as crianças possam aprender e crescer. As crianças são um grupo mais vulnerável e, por isso, a presença de poluentes no ar interior pode afetar a saúde, o conforto e o desempenho escolar, bem como reduzir a produtividade dos professores e aumentar o absentismo. Estes edifícios são particularmente importantes, devido ao tempo de permanência das crianças, às elevadas taxas de ocupação, às características fisiológicas das crianças e à variedade de poluentes do ar interior provenientes de fontes internas e externas, dos quais partículas em suspensão, poluentes químicos e poluentes biológicos (Thoua et al., 2022; Vornanen-Winqvist et al., 2020).

A exposição prolongada a poluentes do ar interior pode colocar em risco a saúde e segurança dos ocupantes. Para lidar com esses desafios, as organizações e a comunidade científica criaram *guidelines* para proteger a saúde pública e minimizar os riscos para os ocupantes. As *guidelines* da OMS estabelecem os limiares de proteção dos poluentes em residências, escolas e escritórios durante períodos de tempo específicos (Tran et al., 2020).

São exemplos de referência o Programa Nacional de Saúde Escolar 2015 da Direção-Geral da Saúde (DGS) que define políticas para promover a saúde em meio escolar; as orientações da OMS

“WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants”, “WHO guidelines for indoor air quality: dampness and mould”, e mais recentemente a “WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide”.

Em Portugal, foram criados referenciais como o Decreto-Lei n.º 156/92, de 29 de Julho, alterado pelo Decreto-Lei n.º 79/2006, de 4 de Abril, que aprovou o Regulamento dos Sistemas Energéticos de Climatização em Edifícios (RSECE). Este regulamento visou melhorar a QAI e a eficiência energética dos edifícios, reduzir o consumo de energia, promover o conforto térmico aos ocupantes, garantir a manutenção e monitorização adequadas dos sistemas de climatização e cumprir com as diretrizes europeias sobre a eficiência energética.

Com a revogação do referido Decreto-Lei, surge, em 2020, o Decreto-Lei n.º 101-D/2020, de 7 de dezembro, que transpõe a Diretiva (UE) 2018/844 e regula o Sistema de Certificação Energética dos Edifícios, tendo como objetivo assegurar e promover a melhoria do desempenho energético, e a sua modernização e renovação dos edifícios para responder às necessidades atuais da eficiência energética e da sustentabilidade. A preocupação com a QAI mantém-se, uma vez que a ventilação adequada e o controlo dos sistemas de climatização são essenciais para promover uma QAI adequada e para reduzir o consumo de energia dos edifícios. Este Decreto-Lei enfatiza a necessidade de implementar sistemas de ventilação adequados e eficientes, bem como a manutenção dos sistemas de climatização, para assegurar que o ar interior permaneça livre de poluentes, enquanto otimiza o uso de energia.

### **1.1. Relevância e Objetivos do Estudo**

A ênfase na problemática da poluição do ar tem evoluído para uma transformação gradual em direção a uma apreciação mais holística da QAI, considerando todos os fatores que afetam a QAI, reconhecendo a sua importância para a saúde e o bem-estar dos ocupantes (Tham, 2016). As escolas podem acarretar riscos para a saúde das crianças, devido ao tempo de permanência nestes locais. Assim, importa ter maior atenção a este tipo de edifícios (Baloch et al., 2020).

A qualidade do ar exterior, as atividades desenvolvidas, os materiais de construção e os equipamentos são das principais fontes que afetam a QAI nas escolas. Os poluentes do ar exterior podem ser transportados para o interior dos edifícios, através da ventilação. A realização de atividades pode libertar poluentes como alérgenos e partículas, e os ocupantes podem criar condições favoráveis para o desenvolvimento de fungos e bactérias. Equipamentos como

fotocopiadoras e computadores emitem Compostos Orgânicos Voláteis (COVs). Já os sistemas de Aquecimento, Ventilação e Ar Condicionado (AVAC) também são fundamentais para a QAI, devendo ser adequados e com a respetiva manutenção periódica. Os materiais de construção, como revestimentos de Policloreto de Vinila (PVC), parquet, linóleo, carpetes, vernizes e tintas, podem libertar compostos tóxicos (Tran et al., 2020). As condições ambientais como a temperatura do ar e a Humidade Relativa (HR) também afetam a QAI e podem causar problemas de saúde e afetar o conforto dos ocupantes (Vornanen-Winqvist et al., 2020).

Neste sentido, e tendo em consideração a importância destes edifícios na vida das crianças, este estudo visa investigar a relação entre a presença de partículas em suspensão no ar ( $PM_{10}$  e  $PM_{2,5}$ ) e a presença de agentes biológicos (bactérias e fungos). A presente dissertação tem ainda como objetivos específicos:

- Relacionar as concentrações de  $PM_{10}$  e  $PM_{2,5}$  com as concentrações de agentes biológicos (bactérias e fungos) em escolas do 1º ciclo e pré-escolar;
- Comparar a concentração de  $PM_{10}$  e  $PM_{2,5}$  em escolas do 1º ciclo e pré-escolar em diferentes momentos;
- Analisar a influência do dióxido de carbono ( $CO_2$ ), da temperatura do ar e humidade relativa na presença dos poluentes do ar interior;
- Analisar a influência do ano de construção do edifício e do tipo de sistema de ventilação (natural e/ou mecânico) na presença dos poluentes do ar interior.

Para alcançar os objetivos propostos, foi realizada uma revisão abrangente da literatura sobre a QAI em edifícios escolares, tendo sido abordadas questões sobre os efeitos para a saúde e as possíveis fontes que influenciam a QAI. Foram identificados e analisados os poluentes físico-químicos e biológicos presentes no interior dos edifícios, bem como as suas fontes e consequências para a saúde dos ocupantes. A literatura existente permitiu uma compreensão detalhada dos fatores que afetam a QAI, destacando-se os sistemas de ventilação, o ambiente térmico e as condições meteorológicas.

## **2. Revisão da Literatura**

### **2.1. Qualidade do Ar Interior**

O aumento da urbanização e o estilo de vida moderno tem levado a que as pessoas passem cerca de 80 a 90% do seu tempo em ambientes interiores, como escolas, escritórios, hospitais, edifícios comerciais e a habitação (Nunes et al., 2016). Neste contexto, é fundamental garantir que esses ambientes sejam de qualidade para garantir o bem-estar e a saúde das pessoas.

A Agência Portuguesa do Ambiente (APA) define a QAI como “todas as características químicas, físicas e biológicas do ar interior não residencial, em locais de trabalho, espaços públicos interiores, não incluindo espaços interiores industriais ou na presença de operações que possam afetar o conforto ou saúde do ocupante” (Matos et al., 2010). A relevância da QAI transcende o domínio da saúde pública, afetando os grupos mais vulneráveis, que devido às suas condições de saúde ou às diferentes faixas etárias estão sujeitos a riscos mais elevados aquando da exposição a concentrações elevadas de poluentes do ar interior (Gennaro et al., 2014; Nunes et al., 2016).

#### **2.1.1. Efeitos na Saúde**

A presença de poluentes no ar interior dos edifícios pode acarretar problemas de saúde para os ocupantes. Os efeitos desses poluentes podem manifestar-se imediatamente após a exposição ou surgir anos mais tarde. Como resultado, os efeitos podem ser divididos em efeitos imediatos e a longo prazo (EPA, 2024b).

##### **Efeitos Imediatos**

Consistem nos efeitos após uma exposição repetida a poluentes, da qual podem resultar, tonturas, cefaleias, fadiga e irritação dos olhos, nariz e garganta. Os sintomas são de curto prazo, passíveis de tratamento e melhoram quando se remove a fonte de poluição. Em casos mais específicos como, por exemplo, a asma, os sintomas podem surgir ou piorar após a exposição. Há que ter em consideração que este tipo de reações varia consoante a idade, as condições médicas preexistentes e a sensibilidade individual<sup>1</sup> (EPA, 2024e; Slezakova et al., 2012).

##### **Efeitos a Longo Prazo**

Surgem após períodos prolongados de exposição e, em alguns casos, podem surgir anos depois da exposição aos poluentes. Consequentemente, podem resultar doenças respiratórias, doenças

---

<sup>1</sup> Algumas pessoas podem desenvolver sensibilidade a determinados poluentes após exposições repetidas ou exposições a concentrações elevadas (EPA, 2024e).

cardíacas e cancro, que podem ser debilitantes ou, em casos mais graves, fatais (EPA, 2024e; Slezakova et al., 2012).

Inicialmente, o conceito de “edifício doente” surgiu para descrever locais de trabalho com ventilação inadequada, em que os ocupantes descreviam sintomas como cefaleias, fadiga, irritação nasal, ocular ou cutânea, garganta irritada e tosse. No entanto, diagnosticar um edifício doente é desafiador, pois não há biomarcadores objetivos para vincular sintomas e exposições ambientais (Bernstein et al., 2008).

Associados aos edifícios, podem surgir duas condições, classificadas como Síndrome do Edifício Doente (SED) e Doença Relacionada com o Edifício (DRE). A SED consiste num conjunto de sintomas, como dores de cabeça, irritação dos olhos, nariz ou garganta, tosse seca, tonturas e náuseas, que não podem ser relacionados com nenhuma causa específica, mas que aliviam quando o ocupante sai do edifício. Por outro lado, a DRE é uma doença com causa conhecida, que resulta da exposição a um agente presente num ambiente interior, em que os ocupantes se queixam de sintomas como, tosse, sensação de aperto no peito, febre, calafrios e dores musculares. Podem ainda ser relatadas alergias e infeções respiratórias graves. Após a saída do edifício, os ocupantes necessitam de um tempo prolongado de recuperação (Brun et al., 2023; EPA, 1991; Lukic & Radivojevic, 2023).

### **2.1.2. Fatores que Influenciam a Qualidade do Ar Interior**

O ar contém uma variedade de poluentes, cujas concentrações variam consoante as características das fontes de emissão (Gennaro et al., 2014). No entanto, os espaços *indoor* possuem diferentes características, determinadas pela sua localização, clima, estrutura do edifício, materiais de construção, taxa de ocupação, atividades desenvolvidas, entre outros fatores (EPA, 2014; Nunes et al., 2016). A relevância de cada fonte é determinada pela quantidade e perigosidade dos poluentes emitidos, que pode ser influenciada pela idade da fonte e a sua manutenção (EPA, 2024e). Na Tabela 1 estão destacados os fatores mais comumente encontrados no interior dos edifícios com a respetiva fonte.

Tabela 1 – Principais fatores que afetam a QAI e respectivas fontes  
(Adaptado de: Davamani et al., 2020; Mannan & Al-Ghamdi, 2021 & Matos et al., 2010)

<b>Fator</b>	<b>Fontes</b>
<b>Partículas em Suspensão</b>	Ventilação, revestimento das tubagens, existência de humidade, carpetes, filtros do sistema AVAC e higienização dos espaços
<b>CO<sub>2</sub></b>	Ocupantes e queima de combustíveis fósseis através da utilização de aquecedores ou equipamentos a gás
<b>Formaldeído</b>	Aglomerados em madeira, contraplacados sem selagem, isolamentos de espuma de ureia, tecidos, colas, carpetes e mobiliário
<b>Monóxido de Carbono (CO)</b>	Emissões de veículos, combustão e fumo do tabaco
<b>COV's</b>	Fotocopiadoras, impressoras e computadores, carpetes, mobiliário, fumo do tabaco, tintas, solventes, produtos de limpeza e perfumes
<b>Agentes Microbiológicos</b>	Águas paradas nos sistemas AVAC, desumidificadores, torres de refrigeração, torres de arrefecimento e existência de humidade
<b>Temperatura e humidade</b>	Taxa de ocupação, posicionamento inadequado dos termostatos, número de equipamentos instalados e gestão deficiente da humidade
<b>Ventilação Inadequada</b>	Design inadequado do sistema AVAC, alteração do funcionamento do sistema AVAC pelos ocupantes, conceção inadequada dos espaços e manutenção inadequada

Um dos fatores que mais influencia a concentração de poluentes do ar interior é a ventilação inadequada. Isso ocorre uma vez que a circulação de ar inadequada não permite diluir as emissões das fontes internas e expelir os poluentes para o exterior. Este problema é exacerbado pelas condições meteorológicas, em que temperaturas elevadas podem aumentar a concentração dos poluentes no interior dos edifícios (EPA, 2024b).

Os ocupantes, devido à transmissão de doenças e alergénios, bem como as atividades realizadas pelos mesmos, são outra fonte relevante. Podem ser utilizados quadros de giz, que podem influenciar a presença de partículas em suspensão no ar; a maioria dos produtos de limpeza utilizados contém COVs, que apresentam um alto nível de perigosidade para a saúde dos ocupantes; por vezes são colocados cartazes ou mobiliário a cobrir as janelas ou os dutos de ar, impedindo a sua circulação (EPA, 2024d). Importa ainda considerar que após a realização das atividades nos ambientes interiores, as concentrações de poluentes podem persistir no ar por períodos prolongados. Tal situação contribui para o quão complexa é esta temática da QAI (EPA, 2024e).

### **2.1.3. Enquadramento Legal**

Preservar a QAI nos edifícios é uma preocupação iminente num mundo cada vez mais urbanizado em que as pessoas passam a maior parte do seu tempo em ambientes interiores. Em Portugal, o reconhecimento do impacto da QAI nas pessoas, justificou a necessidade de se criarem referenciais normativos de forma a preservar a saúde e bem-estar das mesmas. No panorama jurídico português, surgiram diversos referenciais normativos que estabelecem e implementam medidas preventivas no que toca à qualidade do ar interior em edifícios.

As autoridades legislativas e reguladoras portuguesas estão a enfatizar cada vez mais a QAI e a eficiência energética dos edifícios. Em 2006, iniciou-se a abordagem legislativa sobre a QAI em Portugal, com o desenvolvimento do **Decreto-Lei n.º 78/2006, de 4 de Abril**. Este diploma aprovou o Sistema Nacional de Certificação Energética e da Qualidade do Ar Interior nos edifícios. No seguimento, surge o **Decreto-Lei n.º 79/2006, de 4 de Abril**, que aprovou o RSECE, estabelecendo requisitos para a conceção, manutenção e monitorização dos sistemas de climatização, garantindo conforto térmico, eficiência energética e qualidade do ar interior.

Em 2013, surgiu o **Decreto-Lei n.º 118/2013, de 20 de agosto** que simplificou e acoplou na legislação nacional três regulamentações fundamentais: o Sistema de Certificação Energética de Edifícios (SCE), o Regulamento de Desempenho Energético dos Edifícios de Habitação (REH) e o Regulamento de Desempenho Energético dos Edifícios de Comércio e Serviços (RECS). Embora tenha proscrito a obrigatoriedade de auditorias específicas no âmbito da QAI, refere a importância da ventilação adequada para garantir a saúde e bem-estar dos ocupantes. Como complemento às disposições estabelecidas pelo referido Decreto-Lei, foi desenvolvida a **Portaria n.º 353-A/2013, de 4 de dezembro** que consolidou a legislação relativa à eficiência energética dos edifícios, determinando os valores mínimos de caudal de ar novo por espaço, bem como os limiares de proteção e as condições de referência para os poluentes do ar interior. Representou, assim, um marco significativo na regulamentação da QAI em Portugal, nomeadamente para edifícios de comércio e serviços.

Anos mais tarde, e com a revogação dos Decretos-Lei suprarreferidos, surge o **Decreto-Lei n.º 101-D/2020, de 7 de dezembro** que estabelece os requisitos aplicáveis a edifícios para a melhoria do seu desempenho energético e regula o Sistema de Certificação Energética de Edifícios, transpondo a diretiva (UE) 2018/844 e parcialmente a Diretiva (UE) 2019/944.

Segundo o ponto 3 do Art.º 16º do Decreto-Lei n.º 101-D/2020, de 7 de dezembro, os Grandes Edifícios de Comércio e Serviços (GES)<sup>2</sup> e todos os edifícios de comércio e serviço que abrangem creches, estabelecimentos de educação pré-escolar e estabelecimentos de ensino do primeiro ciclo estão sujeitos a uma Avaliação Simplificada Anual (ASA) de requisitos relacionados com a qualidade do ar interior, a ser realizada por Técnicos de Saúde Ambiental (TSA).

A Portaria n.º 138-G/2021, de 1 de julho foi promulgada para detalhar as disposições específicas sobre a avaliação da QAI nos GES, conforme o estabelecido pelo Decreto-Lei n.º 101-D/2020, de 7 de dezembro. Esta Portaria é mais específica e estabelece os limiares de proteção, as condições de referência, os critérios de conformidade, e a respetiva metodologia para a medição dos poluentes e para a fiscalização do cumprimento das normas aprovadas. Em 2022, entra em vigor o Despacho n.º 1618/2022, de 9 de fevereiro, sobre a qualidade do ar interior dos edifícios, para complementar e reforçar as disposições estabelecidas pelos dois referenciais anteriores, fornecendo orientações adicionais e procedimentos específicos.

Segundo o Art.º 3º da Portaria n.º 138-G/2021, de 1 de julho, a ASA deve incluir, no mínimo, a medição dos poluentes físico-químicos, partículas em suspensão (PM<sub>2,5</sub> e PM<sub>10</sub>) e CO<sub>2</sub>. A avaliação para efeitos de fiscalização ou a realização de uma avaliação voluntária da QAI deve incluir a medição de outros poluentes físico-químicos (PM<sub>2,5</sub>, PM<sub>10</sub>, CO<sub>2</sub>, COVs, CO, formaldeído e radão) e, ainda, poluentes microbiológicos (bactérias e fungos).

## **2.2. A Problemática da Qualidade do Ar Interior nos Edifícios Escolares**

As escolas, enquanto parte integrante do quotidiano das crianças, têm como objetivo fornecer um ambiente saudável e de qualidade para a sua aprendizagem e desenvolvimento (Sadriadeh et al., 2022). Devido à elevada densidade e ao período prolongado de ocupação, a QAI e o conforto térmico são essenciais nos edifícios escolares (Miao et al., 2023). A QAI desempenha um papel preponderante na avaliação dos impactos da exposição pessoal das crianças aos poluentes do ar interior. Tal deve-se ao facto de estas passarem uma parte considerável do seu tempo nas escolas, aproximadamente, 7 a 8 horas diárias (Mannan & Al-Ghamdi, 2021).

As crianças têm uma taxa respiratória mais elevada e um metabolismo mais acelerado. Os sistemas respiratório, imunitário, reprodutivo, nervoso central e digestivo das crianças ainda

---

<sup>2</sup> Edifícios de comércio e serviços cuja área útil de pavimento, não considerando os espaços interiores não úteis, iguala ou ultrapassa 1000 m<sup>2</sup>.

estão em desenvolvimento, o que as torna num dos grupos mais vulneráveis aos efeitos adversos dos poluentes (Mannan & Al-Ghamdi, 2021; Sadrizadeh et al., 2022). A exposição das crianças aos poluentes do ar interior é uma preocupação mesmo antes do nascimento, prolongando-se ao longo das suas vidas em ambientes como as escolas e na realização de atividades ao ar livre. O facto dos seus órgãos ainda estarem em desenvolvimento, a sua estatura mais baixa e o estilo de vida mais ativo, faz com que estejam mais expostos aos poluentes (EEA, 2023). Na Figura 1, estão destacadas as principais características dessa vulnerabilidade e exposição.

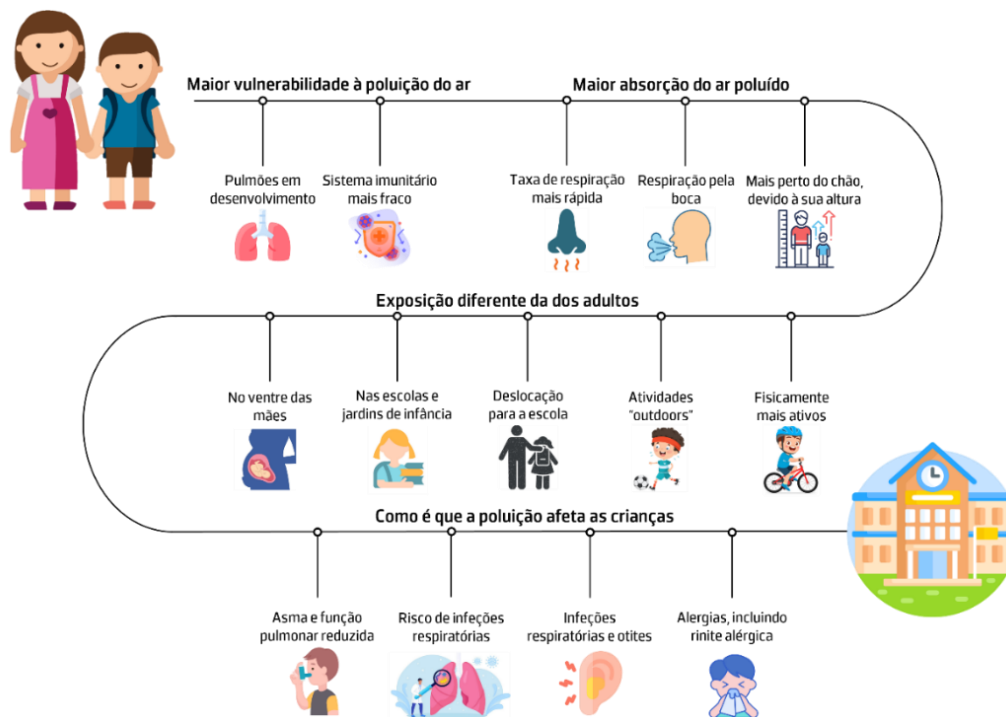


Figura 1 - Exposição das crianças à poluição do ar  
Adaptado de: (EEA, 2023)

Estudos (Wargocki & Wyon, 2013, 2017) revelaram que uma má QAI e uma exposição prolongada aos poluentes, seja em baixas ou elevadas concentrações, está associada a problemas no processo de aprendizagem, afetando as habilidades cognitivas das crianças. Tal resulta em distrações, dificuldades de concentração e prejudica a realização de tarefas. Além disso, pode afetar as condições de trabalho dos professores, reduzindo a eficiência no processo de ensino e aumentando o absentismo (Sadrizadeh et al., 2022; Wargocki et al., 2020).

A falta de prevenção dos problemas associados à QAI pode acarretar problemas de saúde para as crianças, incluindo tosse, irritação dos olhos, nariz e garganta, cefaleias, reações alérgicas e doenças mais graves, como é exemplo a Doença dos Legionários. Pode, ainda, aumentar os

sintomas de asma, que é considerada a principal causa de absentismo escolar. Estes problemas podem afetar o desempenho e conforto das crianças e professores, resultando não só em absentismo, como também o aumento da deterioração das instalações e, conseqüentemente, pode levar ao fecho temporário das escolas, para efetuar a manutenção das instalações e equipamentos (EPA, 2024d).

A literatura existente mostra que edifícios escolares bem ventilados podem reduzir os sintomas de asma. Os níveis elevados de CO<sub>2</sub> e a elevada taxa de ocupação nas escolas (pode ser até quatro vezes maior que a dos escritórios) são problemas significativos (Barbosa et al., 2020). Embora a QAI tenha vindo a melhorar, os sistemas de ventilação mecânica são frequentemente desativados por questões económicas, prejudicando o conforto dos ocupantes (Barbosa et al., 2020). A ventilação natural é uma medida eficaz para melhorar a QAI nas escolas. Não obstante, pode comprometer o conforto térmico dos ocupantes devido ao facto de que o ar exterior pode alterar, significativamente, a temperatura interior. Como resultado, a ventilação natural afeta tanto a QAI como o conforto térmico (Miao et al., 2023).

É fundamental que os responsáveis pelas escolas implementem medidas de prevenção e manutenção adequadas, bem como avaliações à qualidade do ar interior, para garantir um ambiente seguro e saudável para todos.

### **2.3. Poluentes do Ar Interior**

A poluição é definida como a introdução de substâncias nocivas no ambiente que podem prejudicar os humanos e outros seres vivos. Os poluentes podem ser sólidos, líquidos ou gasosos e, quando libertados no ambiente acima das concentrações legisladas, podem causar danos para a saúde das pessoas e afetar a qualidade do ambiente (Manisalidis et al., 2020).

Os poluentes do ar interior podem ser categorizados em poluentes químicos, físicos e biológicos (Winck et al., 2022). Estudos prévios (Godoi et al., 2009; Meklin et al., 2002; Mishra et al., 2015; Yang et al., 2009) demonstraram que os poluentes mais comumente avaliados são as partículas em suspensão, o CO<sub>2</sub>, o CO e os agentes biológicos, dos quais fungos e bactérias.

#### **2.3.1. Poluentes Físico-Químicos**

O ar interior contém uma variedade de poluentes físicos e químicos. Estes poluentes representam um perigo significativo para a saúde humana em espaços interiores. A exposição aos poluentes

pode ocorrer por inalação, ingestão e/ou contacto dérmico (Le Cann et al., 2011). Partículas em suspensão, COVs e Compostos Orgânicos Semi-Voláteis (COSVs) são exemplos de poluentes físico-químicos que provêm da poluição do ar exterior, dos produtos de desinfecção e limpeza e dos materiais de construção, podendo causar irritação das vias respiratórias, alergias e asma (Baudet et al., 2021).

As reações químicas nos ambientes interiores são semelhantes às que ocorrem no exterior, mas variam consoante a disponibilidade de fontes e superfícies, e da luz solar. As fontes interiores, como fibras têxteis e paredes de gesso aumentam a área de interação química, retendo COSVs, ácidos e bases. Estas fontes também permitem que os poluentes se alterem em novos compostos químicos, modificando a composição do ar interior. Os ocupantes emitem produtos químicos pela respiração e secreções da pele, que podem reagir com o ozono e outros poluentes. Fatores pessoais, como a idade também influenciam essas emissões (Waring & Morrison, 2022).

#### **2.3.1.1. Partículas em Suspensão**

As partículas em suspensão, também conhecidas como *Particulate Matter* (PM) consistem numa mistura de partículas sólidas e/ou líquidas suspensas no ar, que variam consoante a forma, tamanho, composição, solubilidade e origem (EPA, 2024a; Pope & Dockery, 2006).

Na sua composição, as poeiras contêm substâncias minerais como, são exemplo, os metais (cobre, crómio, ferro e zinco) e as partículas orgânicas derivadas de fontes vegetais e animais. Adicionalmente, podem apresentar uma variedade de microrganismos, que têm a capacidade de libertar substâncias químicas como endotoxinas, micotoxinas e COVs. A presença destes componentes faz com que as poeiras sejam uma fonte significativa de agentes biológicos prejudiciais para a saúde. Tanto a sua composição como a sua origem desempenham um papel crucial para determinar o seu potencial tóxico (Gutarowska et al., 2018). As partículas em suspensão podem ser divididas em 2 grupos (Bernstein et al., 2008; Kumar et al., 2020):

- **Partículas inaláveis “grossas” com diâmetro entre 2,5 e 10  $\mu\text{m}$ :** tendem a depositar-se nas regiões nasal, faríngea e laríngea do sistema respiratório;
- **Partículas finas, com diâmetro entre 0,1 e 2,5  $\mu\text{m}$  e ultrafinas, com diâmetro menor que 0,1  $\mu\text{m}$ :** têm uma propensão maior a se depositarem na região traqueobrônquica e ao nível dos alvéolos pulmonares.

Algumas partículas, como é exemplo a poeira, o pólen e a fuligem, apresentam um diâmetro suficientemente grande para serem vistas a olho nu. Outras são tão pequenas que só podem ser observadas ao microscópio eletrónico, como se pode observar na Figura 2.

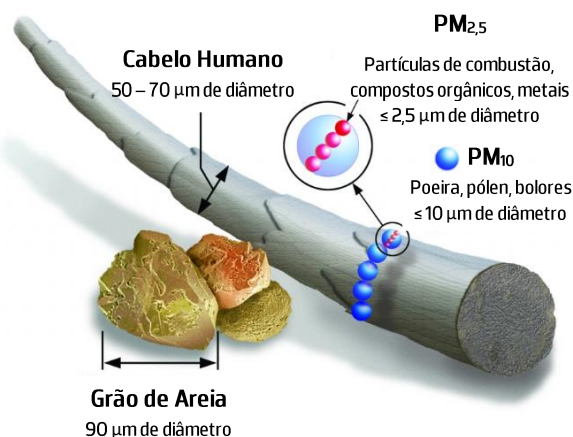


Figura 2 - Comparação do tamanho das partículas em suspensão

Adaptado de: (EPA, 2023f)

Como referido, as partículas com 10  $\mu\text{m}$  de diâmetro ( $\text{PM}_{10}$ ) podem penetrar nos pulmões, mas são as partículas com 2,5  $\mu\text{m}$  de diâmetro ( $\text{PM}_{2,5}$ ) que, segundo a US EPA suscitam maior preocupação, dado penetrarem mais profundamente nos pulmões, a nível alveolar, podendo causar ou agravar doenças respiratórias, doenças cardiovasculares e, em casos mais graves, cancro do pulmão (EPA, 2024a; Sary Eldin et al., 2022). Os grupos mais vulneráveis, como crianças e idosos, são particularmente suscetíveis a esses efeitos nocivos.

Uma variedade de estudos científicos realizados nesta área permitiram estabelecer uma correlação entre a exposição às partículas e a ocorrência de problemas de saúde, destacando-se os seguintes: morte prematura em indivíduos com doenças cardíacas e/ou pulmonares; incidência de ataques cardíacos não fatais; arritmias cardíacas; agravamento da asma; diminuição da função pulmonar; aumento de sintomas respiratórios, como irritação das vias respiratórias, tosse ou dificuldade em respirar (EPA, 2023d; Sadrizadeh et al., 2022).

As fontes externas das partículas em suspensão podem ser diversas, incluindo construções, queima de combustíveis, incêndios florestais, atividades industriais, tráfego e agricultura. Estas partículas, uma vez libertadas e/ou formadas na atmosfera podem ser transportadas pelo vento até longas distâncias da sua fonte, podendo ser bastante prejudiciais para a saúde (APA, 2021c). Por outro lado, o fumo do tabaco, a higienização dos espaços, os materiais de construção do

edifício, a taxa de ocupação e a ventilação, são potenciais fontes de PM nos ambientes interiores (Pope & Dockery, 2006).

### **2.3.1.2. Dióxido de Carbono**

O CO<sub>2</sub> é uma substância que está presente naturalmente na atmosfera, sendo parte constituinte do ciclo de carbono da Terra. No entanto, as atividades humanas estão a alterar esse ciclo de forma significativa, devido à queima de combustíveis fósseis e de biomassa (EPA, 2023b). É um gás incolor e inodoro, mas em concentrações elevadas pode apresentar um odor subtil. Devido à sua capacidade de absorver e emitir radiação infravermelha, este poluente está entre os gases com efeito de estufa mais significativos que contribuem para o aquecimento global (Sary Eldin et al., 2022).

Este gás é um subproduto da respiração humana, onde fatores como a ocupação e a eficácia do sistema de ventilação desempenham papéis cruciais na definição da sua concentração (Lowther et al., 2021). No interior dos edifícios, a sua presença deriva da taxa de ocupação, do uso de aquecedores a querosene e gás e ao fumo do tabaco (Sary Eldin et al., 2022). Em concentrações elevadas, o CO<sub>2</sub> causa desconforto e pode originar sintomas como, dores de cabeça, náuseas e tonturas, enquanto concentrações extremas podem levar à perda de consciência (Ali & Shahub, 2023).

Apesar de OMS não considerar o CO<sub>2</sub> como um poluente, os seus níveis de concentração são usados como um indicador para avaliar a QAI e a eficácia dos sistemas de ventilação (Sadrizadeh et al., 2022).

### **2.3.1.3. Outros Poluentes**

#### **Ozono (O<sub>3</sub>)**

O O<sub>3</sub> é uma substância complexa com alto potencial oxidante, encontrado na atmosfera e ao nível do solo. Na estratosfera, o O<sub>3</sub> desempenha um papel protetor crucial, formando a “camada de ozono” que protege a população dos raios ultravioleta (EPA, 2023c; Salonen et al., 2018). Na troposfera, o O<sub>3</sub> emerge como poluente secundário devido a reações fotoquímicas, catalisadas pela presença de poluentes primários precursores, os Óxidos de Azoto (NO<sub>x</sub>) e os COVs, provenientes das indústrias, do tráfego de veículos e da radiação solar (Salonen et al., 2018).

O ozono exerce uma panóplia de impactos adversos na vegetação, nos bens materiais e na saúde humana. Indivíduos com asma, crianças, idosos e pessoas que praticam atividades ao ar livre apresentam uma maior suscetibilidade à inalação de  $O_3$ . Outros fatores como características genéticas específicas e deficiências nutricionais (falta de vitamina C e E) podem aumentar o risco de exposição a este poluente (EPA, 2023e). Esta exposição pode induzir a irritações nos olhos, nariz e garganta, tosse, cefaleias, dores no peito e dificuldades respiratórias, comprometendo a função pulmonar (APA, 2021b).

### **Óxidos de Azoto ( $NO_x$ )**

Os  $NO_x$  constituem uma variedade de compostos nitrogenados e oxigenados, destacando-se o Monóxido de Azoto (NO) e o Dióxido de Azoto ( $NO_2$ ) como os mais significativos para a poluição atmosférica. As fontes de  $NO_x$  são diversas e abrangem processos de combustão industriais e tráfego de veículos por meio das emissões dos escapes (APA, 2021a). O  $NO_2$  é um gás com coloração acastanhada e odor característico, é altamente corrosivo e possui propriedades oxidantes significativas. Em contrapartida, o NO é um gás incolor, inodoro e insípido e, em geral, não é considerado um poluente perigoso devido à sua baixa toxicidade. No entanto, devido à sua natureza instável, o NO tende a transformar-se, rapidamente, em  $NO_2$  por meio de reações com o oxigênio presente no ar (APA, 2021a).

Nos ambientes interiores, as principais fontes dos óxidos de azoto são: utilização de aparelhos de combustão sem ventilação adequada; atividades de soldadura; fumo do tabaco e uso de aquecedores a querosene (EPA, 2024c; Sadrizadeh et al., 2022).

Exposições a altas concentrações de  $NO_2$  podem resultar em edema pulmonar e danos significativos para os pulmões como bronquite aguda ou crônica. Mesmo em baixas concentrações, este poluente acarreta algumas consequências, como o aumento da reatividade brônquica em pessoas com asma, a redução da função pulmonar em pacientes com DPOC e o aumento do risco de infecções respiratórias, especialmente em crianças mais pequenas (EPA, 2024c; Seguel et al., 2017).

### **Monóxido de Carbono**

O CO é um gás incolor, insípido e inodoro e altamente tóxico, características estas que o tornam um perigo significativo, pois pode resultar em fatalidades sem que os ocupantes percebam a sua presença (EPA, 2023a; Sadrizadeh et al., 2022).

Segundo as *guidelines* da OMS, as emissões de origem antropogénica são responsáveis por, aproximadamente, dois terços do CO presente na atmosfera, enquanto as emissões de origem natural contribuem com um terço. Há que considerar, também, que pequenas quantidades deste gás são geradas, endogenamente, no corpo humano (WHO, 2010a).

As fontes de CO incluem aquecedores a gás e querosene sem ventilação adequada, fogões a gás, geradores e outros equipamentos movidos a gasolina, fumo de tabaco, emissões do escape de veículos; entre outras (Sadrizadeh et al., 2022; Seguel et al., 2017).

Os efeitos associados ao CO variam consoante a sua concentração no ambiente. Em concentrações baixas pode provocar fadiga e dores no peito em pessoas com doenças cardíacas preexistentes. Concentrações moderadas têm o potencial de causar sintomas como angina, comprometimento da visão e redução da função cerebral. Quando o CO se encontra no ar em concentrações altas pode induzir ao comprometimento da visão e coordenação motora, dores de cabeça, tonturas, confusão e náuseas. Em concentrações extremamente altas, a exposição ao CO pode ser fatal (EPA, 2023a; Seguel et al., 2017).

### **Compostos Orgânicos Voláteis**

Os COVs são libertados no ambiente por meio de processos naturais e de atividades antropogénicas. Estes compostos podem ser encontrados tanto em ambientes externos como internos, e podem poluir o ar (Mishra et al., 2015).

As principais fontes de COVs são as emissões das indústrias e dos veículos, o fumo do tabaco, os produtos de limpeza, os sistemas de climatização, a utilização de vernizes e tintas e a presença de computadores, fotocopiadoras e impressoras. Os níveis de COVs no interior são influenciados por fatores como a idade e qualidade do edifício, bem como as práticas de manutenção e limpeza (Chin et al., 2014; Mishra et al., 2015; Quirós-Alcalá et al., 2016).

Associados aos altos níveis de concentração de COVs destacam-se sintomas como a irritação e secura na garganta, alergias, asma e outros poluentes respiratórios. Além disso, existe uma correlação entre os níveis totais de COVs e sintomas crónicos nas vias aéreas (Flamant-Hulin et al., 2009). Mas a exposição a compostos persistentes, como é o caso dos hidrocarbonetos aromáticos policíclicos pode causar alguns tipos de cancro (Sadrizadeh et al., 2022).

## **Formaldeído**

O formaldeído é um gás incolor, altamente reativo à temperatura ambiente. Provém de fontes naturais e antropogénicas, como a queima de combustíveis fósseis e a fabricação industrial de resinas (WHO, 2010a). O formaldeído é um dos principais poluentes em ambientes *indoor* (Hu et al., 2022).

No interior, o formaldeído provém de fontes como: materiais de construção do edifício; mobiliário; produtos de limpeza; equipamentos eletrónicos; têxteis e produtos de bricolagem, como tintas, colas, vernizes e lacas. Neste tipo de ambientes, as concentrações de formaldeído podem persistir, especialmente em condições de alta temperatura e humidade (Hu et al., 2022; Seguel et al., 2017; WHO, 2010a).

Segundo as diretrizes da *International Agency for Research on Cancer* (IARC), o formaldeído é possivelmente carcinogénico (Seguel et al., 2017). A exposição a níveis elevados de formaldeído pode causar náuseas, lacrimejamento, sensação de ardência nos olhos e garganta e dificuldade em respirar. Uma exposição prolongada está associada a um aumento de asma e, em casos mais graves, cancro nasofaríngeo (Hu et al., 2022).

## **Radão**

O radão é um gás nobre radioativo, incolor e inodoro que possui vários isótopos. O isótopo mais estável é o radão-222 que resulta da decomposição do urânio-238 e do rádio-226, presentes naturalmente no solo e nas rochas. Apresenta uma meia-vida de 3,8 dias e o seu decaimento gera produtos radioativos de curta vida útil (Seguel et al., 2017).

No exterior, os níveis de radão são geralmente mais baixos devido à sua dispersão na atmosfera. Os materiais de construção do edifício, o tipo de construção, a taxa de ventilação e as condições meteorológicas são alguns dos fatores que contribuem para o aumento da concentração deste gás (Gopalakrishnan & Jeyanthi, 2022; Gulan et al., 2023).

A inalação do radão está associada a um aumento significativo de cancro do pulmão, uma vez que a OMS considera este gás a segunda causa de cancro do pulmão, seguida do tabagismo (Gopalakrishnan & Jeyanthi, 2022; WHO, 2010a). Além do cancro do pulmão, a exposição ao radão pode causar outros problemas adversos para a saúde como leucemia, cancro do estômago, fígado e pâncreas. No entanto, segundo Field (2015), ainda não existem evidências suficientes

que sustentem a associação entre a exposição ao radão e outros tipos de cancro, para além do cancro do pulmão, ou entre a exposição ao radão e a outros efeitos na saúde.

### **2.3.2. Poluentes Biológicos**

Os agentes biológicos são definidos como “os microrganismos, incluindo os geneticamente modificados, as culturas de células e os endoparasitas humanos suscetíveis de provocar infeções, alergias ou intoxicações”. Os microrganismos são “qualquer entidade microbiológica, celular ou não celular, dotada de capacidade de reprodução ou de transferência de material genético” (Decreto-Lei n.º 84/97 de 16 de abril, 1997).

Os poluentes biológicos presentes no ar englobam bactérias, fungos, vírus e metabolitos destes microrganismos (Kumar et al., 2021). Os aerossóis microbianos no interior dos edifícios são produzidos e/ou libertados por uma panóplia de fontes, incluindo fontes naturais e antropogénicas. Acredita-se que os seres humanos são uma contribuição significativa para o microbioma presente nos ambientes. O ar exterior e os sistemas AVAC são outras fontes importantes de microrganismos do ar interior (Hassan Al-abdalall et al., 2020; Ruiz-Gil et al., 2020).

A ventilação, seja natural ou mecânica, é uma das fontes relevantes para a dispersão dos microrganismos. A falta de manutenção, ou a manutenção inadequada podem promover a disseminação dos agentes microbiológicos no ar (Carrazana et al., 2023; Stanley et al., 2019). Os ocupantes são também uma fonte importante a ter em consideração, devido à emissão de microrganismos através da pele, trato respiratório e fezes. A presença de microrganismos é agravada devido à realização das suas atividades diárias (Carrazana et al., 2023).

A temperatura do ar e a HR nos ambientes *indoor* têm influência significativa na composição e sobrevivência dos microrganismos. A viabilidade das bactérias diminui linearmente quando a humidade é mais baixa, mas os vírus não são tão afetados nem com humidades altas nem baixas (Božič & Kanduč, 2021; Lin & Marr, 2020). No que concerne à temperatura, as bactérias são mais resistentes a mudanças de temperatura; os esporos de fungos aumentam nos meses mais quentes; e os vírus preferem temperaturas mais específicas, que os tornam mais infecciosos (Carrazana et al., 2023; Frankel et al., 2012).

Nos ambientes interiores, os *Potencial Airborne Human Pathogens* (PAHPs)<sup>3</sup> de origem bacteriana, viral ou fúngica causam uma variedade de doenças infecciosas<sup>4</sup> no Homem. Dependendo da fonte de emissão, esses PAHPs podem disseminar-se e permanecer por longos períodos de tempo no ar. Como resultado, a exposição a níveis elevados de PAHPs podem representar um risco significativo para a saúde dos ocupantes (Carrazana et al., 2023).

### 2.3.2.1. Bactérias

As bactérias são microrganismos unicelulares e procariontes que estão presentes no solo, na água e no ar. As suas células apresentam uma parede celular espessa e rígida, constituídas por peptidoglicano que dá forma e resistência à célula (Parija, 2012; Trivedi et al., 2010). As bactérias podem apresentar diversas morfologias, sendo as mais comuns (a) esféricas (cocos), como estafilococos e estreptococos, (b) espiral, como treponema, a (c) bastonete (bacilo), dos quais *streptobacillus* e *spirillum*, representadas na Figura 3 (Trivedi et al., 2010). As bactérias são divididas em dois grandes grupos, diferenciados pela técnica de coloração de Gram, as bactérias gram-positivas e as gram-negativas (Panawala, 2017).

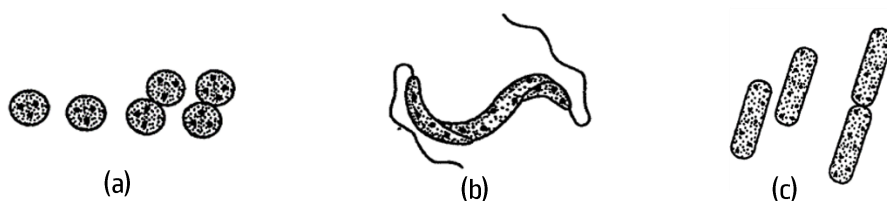


Figura 3 - Morfologia das Bactérias (a) cocos; (b) espiral; (c) bacilos

Adaptado de: (Trivedi et al., 2010)

### Bactérias Gram-positivas

As bactérias gram-positivas são as que, durante a coloração de Gram, produzem um resultado positivo, retendo uma coloração de violeta cristal (Figura 4). Devido à ausência de uma membrana externa, uma das características que mais distingue as bactérias gram-positivas é a sua suscetibilidade a antibióticos (Panawala, 2017). A parede celular destas bactérias apresenta uma grande quantidade de peptidoglicano em diversas camadas (Parija, 2012).

<sup>3</sup> Nos ambientes interiores, os PAHPs mais comumente encontrados são: *Mycobacterium tuberculosis*, *Moraxella catarrhalis*, *Staphylococcus aureus*, *Aspergillus fumigatus*, *Candida albicans*, vírus influenza tipo A e B, enterovírus e SARS-CoV-2 (Carrazana et al., 2023; Habibi et al., 2021).

<sup>4</sup> Estudos ambientais e de saúde pública relataram que a exposição a aerossóis microbianos pode causar doenças como, infecções nosocomiais, alergias, doenças pulmonares crônicas, doenças cardiovasculares, cancro e morte (Gómy, 2020; Zhang et al., 2018).

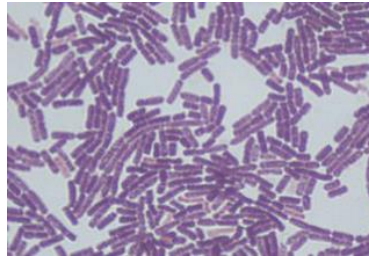


Figura 4 – Bactérias Gram-Positivas ao Microscópio

Fonte: (Panawala, 2017)

### Bactérias Gram-negativas

As bactérias gram-negativas são aquelas que não apresentam a coloração de violeta cristal durante a coloração de Gram. A camada de peptidoglicano destas bactérias é responsável por reter a coloração de violeta cristal e fica entre a membrana citoplasmática interna e externa das bactérias. Como resultado, durante a técnica de coloração de Gram, a safranina, um contra-corante, pode tornar estas bactérias vermelhas e rosas (Figura 5) (Panawala, 2017).

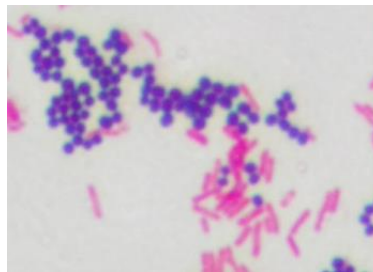


Figura 5 – Bactérias Gram-Negativas ao Microscópio

Fonte: (Panawala, 2017)

Na Tabela 2, estão representadas as principais diferenças entre as bactérias gram-positivas e as bactérias gram-negativas.

Tabela 2 – Principais diferenças entre as Bactérias Gram-Positivas e as Bactérias Gram-Negativas

Adaptado de: (Panawala, 2017)

Bactérias Gram-Positivas	Bactérias Gram-Negativas
Na coloração de Gram, <b>permanecem</b> com a coloração de violeta cristal	Na coloração de Gram, <b>não permanecem</b> com a coloração de violeta cristal
Ao microscópio, apresentam <b>cor roxa</b>	Ao microscópio e em contacto com a safranina apresentam uma <b>cor rosa</b>
<b>Apresentam</b> membrana externa	<b>Não apresentam</b> membrana externa
A camada de peptidoglicano é <b>espessa</b> e tem <b>várias camadas</b>	A camada de peptidoglicano é <b> fina</b> e tem apenas <b>uma camada</b>
Espaço periplasmático <b>ausente</b>	Espaço periplasmático <b>presente</b>

Bactérias Gram-Positivas	Bactérias Gram-Negativas
A espessura da parede celular tem <b>20–80 nm</b>	A espessura da parede celular tem <b>5–10 nm</b>
<b>Inexistência</b> de lipopolissacarídeos na parede celular	<b>Existência</b> de lipopolissacarídeos na parede celular
<b>Baixo teor</b> de lípidos e lipoproteínas na parede celular	<b>Alto teor</b> de lípidos e lipoproteínas na parede celular
<b>Exemplos:</b> <i>Actobacillus</i> , <i>Actinomyces</i> ; <i>Bacillus</i> ; <i>Streptococci</i> ; <i>Clostridium</i> ;	<b>Exemplos:</b> <i>Acetobacter</i> ; <i>Chlamydia</i> ; <i>Borrelia</i> ; <i>Bordetella</i> ; <i>Burkholderia</i> ; <i>Enterobacter</i>

Quando as bactérias estão em condições adversas ou quando a célula está a morrer, elas fragmentam-se e libertam as **endotoxinas**. As endotoxinas são parte constituinte das paredes celulares das bactérias gram-negativas (Moldoveanu, 2015). Exemplos comuns de bactérias gram-negativas são a *Escherichia coli*, *Salmonella*, *Legionella*, *Helicobacter* *Enterobacteriaceae* (Ogasawara et al., 2024). São compostas por Lipopolissacarídeos (LPS) que se dividem na região lipídica (lípidio A), no oligossacarídeo central e no polissacarídeo O (antigénio O). O lípidio A é a “base” dos LPS, sendo responsável pela toxicidade da endotoxina. O oligossacarídeo liga o lípidio A ao polissacarídeo O e contém dois açúcares que ajudam a manter a estrutura dos LPS. O antigénio O é composto por uma variedade de açúcares e é essencial para que o sistema imunitário do hospedeiro identifique as bactérias (Parija, 2012).

Existem dois tipos de exposição às endotoxinas, ocupacional e ambiental. A exposição ocupacional é periódica, afeta adultos saudáveis e a concentração de endotoxinas tende a ser mais elevada. Em contrapartida, a exposição ambiental é contínua e tende a afetar grupos mais vulneráveis, como crianças e idosos (Shamsollahi et al., 2019).

No ambiente, as concentrações de endotoxinas variam consoante a temperatura, sendo normalmente menores no inverno e maiores no verão, devido às condições que podem favorecer o seu crescimento (Rolph et al., 2018). A presença de endotoxinas está associada à presença de humidificadores contaminados, baixas taxas de ventilação, presença de animais domésticos, armazenamento de resíduos alimentares e poeiras (Dales et al., 2008). As endotoxinas podem, ainda, ser encontradas nas partículas em suspensão, nomeadamente nas  $PM_{10}$  e  $PM_{2,5}$ , provocando inflamação e/ou irritação das vias aéreas (Rolph et al., 2018).

A exposição a níveis baixos e moderados de endotoxinas pode desempenhar um papel preventivo contra o desenvolvimento de asma e alergias. No entanto, as concentrações elevadas podem causar inflamações nos pulmões, levando a problemas respiratórios, como a asma (Yoda et al., 2017). A inalação de endotoxinas pode, ainda, provocar outros sintomas, desde febre, dores de cabeça, irritação do nariz e garganta, além de desencadear uma resposta imunológica no corpo humano (Rolph et al., 2018).

A maioria das bactérias encontradas nos ambientes *indoor* são saprófitas e integram a microflora, normalmente encontrada nas vias respiratórias superiores, como nariz e boca. Os humanos, a presença de animais e o armazenamento de resíduos orgânicos são fontes importantes de bactérias (Moldoveanu, 2015).

Algumas espécies de bactérias, como são exemplo a *Mycobacteria* e *Legionella* produzem biofilmes, nomeadamente em sistemas de refrigeração. Por outro lado, outras espécies como *Actinobacteria* e *Bacillus*, estão associadas à presença de fungos em locais com humidade. Nos ambientes internos, bactérias como *Corynebacterium spp.*, *Streptococcus spp.*, *Staphylococcus spp.* e *Micrococcus spp.* são das espécies mais comumente encontradas (Kumar et al., 2021).

Uma grande parte das bactérias presentes no ar não representa um risco significativo para a saúde humana, até porque algumas dessas bactérias são vitais para o funcionamento do corpo humano. No entanto, quando se atingem concentrações elevadas de determinadas espécies bacterianas, as pessoas podem desenvolver sintomas e doenças. Estes efeitos dependem de fatores como: a espécie presente no ar; os produtos metabólicos produzidos; a concentração; o tempo de exposição e a suscetibilidade individual (Brągoszewska et al., 2018).

Os principais sintomas associados a estes microrganismos são as alergias, asma, irritação dos olhos e nariz, problemas de pele, dores de cabeça e bronquite (Rejc et al., 2019). Além do mais, podem originar doenças como tuberculose, provocada pela *Mycobacterium tuberculosis*, a lepra, em que o agente causal é a *Mycobacterium leprae* e a doença dos legionários, provocada pela *Legionella pneumophila* (Kumar et al., 2021).

### **2.3.2.2. Fungos**

Os fungos são microrganismos eucarióticos unicelulares ou multicelulares com estruturas de hifas, que se ramificam e se ligam a estruturas produtoras de esporos (conídios), tornando-os

dependentes de outros organismos para a absorção de nutrientes (Fashola et al., 2023). Os fungos desempenham diversos papéis na natureza, desde a decomposição da matéria orgânica à simbiose com outros organismos (Durugbo et al., 2013). Com base na sua morfologia, os fungos podem ser categorizados nos seguintes grupos (Parija, 2012):

- **Leveduras:** são fungos unicelulares, redondos ou ovais que se reproduzem por brotamento assexuado. É exemplo o *Cryptococcus neoformans*;
- **Forma semelhante a leveduras:** são fungos que se assemelham às leveduras com pseudohifas, dos quais *Candida albicans*;
- **Bolores:** crescem como hifas, com largura entre 2 e 10 µm. As hifas podem ser septadas (formam paredes transversais) ou não septadas (não formam paredes). Tem-se como exemplos, *Aspergillus*, *Penicillium* e *Rhizopus*;
- **Fungos Dimórficos:** encontram-se no solo em forma de hifas ou micélios e em culturas a 22–25°C e ocorrem em tecidos humanos e culturas como leveduras ou outras estruturas a 37°C. São exemplos *Coccidioides immitis*, *Histoplasma capsulatum* e *Blastomyces dermatitidis*.

A libertação e disseminação de fungos nos ambientes internos e externos são um fenómeno significativo que pode afetar a qualidade do ar e a saúde das pessoas. Espécies de fungos como, *Alternaria*, *Aspergillus* e *Cladosporium*, libertam esporos no ar, provocando alergias e irritações respiratórias em indivíduos sensíveis. Além disso, a propagação destes fungos em ambientes com má ventilação e humidade tornam-se numa maior preocupação para a saúde pública (Fashola et al., 2023; Moldoveanu, 2015).

Quando encontrados em concentrações elevadas em ambientes internos, os fungos como leveduras e *Stachybotrys*, podem apresentar um risco significativo para a saúde respiratória (Moldoveanu, 2015). Em locais húmidos e com sinais de humidade e bolores, os ocupantes apresentam sintomas como coriza, nariz entupido e irritação dos olhos e garganta. As infeções fúngicas podem surgir em indivíduos com o sistema imunitário comprometido, quando expostos a fungos como *Aspergillus spp.*, que pode causar aspergilose broncopulmonar alérgica, aspergilose pulmonar invasiva e aspergiloma pulmonar em pacientes com fibrose cística ou asma (Haleem Khan & Mohan Karuppaiyil, 2012).

Em locais com maior humidade, existe uma maior propensão para o desenvolvimento de fungos. Fatores como a estação do ano, as características e o ano de construção do edifício, bem como a taxa de ventilação, são cruciais para o crescimento de fungos (Moldoveanu, 2015). Nas escolas, os fungos mais predominantes são: *Penicillium spp.*, *Aspergillus spp.*, *Cladosporium spp.*, *Mucor spp.* e leveduras (Lignell, 2008). Os fungos podem crescer em quase todos os materiais naturais e sintéticos, sendo uma das fontes mais comuns a madeira. Fungos como *Closporium* e *Penicillium* infestam materiais de construção de madeira. Já as infestações por *Aspergillus*, *Trichodermae* *Penicillium* podem ser encontrados em móveis de madeira tratada, compósitos de madeira e plástico, compensados e produtos de madeira modificada (Haleem Khan & Mohan Karuppaiyil, 2012).

Algumas espécies de fungos também produzem toxinas, as **micotoxinas**, que ao serem inaladas ou ingeridas podem ser prejudiciais para a saúde (Moldoveanu, 2015). As micotoxinas, também conhecidas como metabolitos secundários, são substâncias altamente tóxicas produzidas pelos fungos (Moldoveanu, 2015). Já estão identificadas mais de 400 espécies de toxinas, produzidas por, pelo menos, 100 espécies de fungos (Awuchi et al., 2021; Fashola et al., 2023).

Normalmente, as micotoxinas são associadas a determinados tipos de bolores como, *Aspergillus*, *Fusarium* e *Penicillium*, que, quando inaladas, podem apresentar consequências graves para a saúde humana. As aflotoxinas são um dos exemplos mais preocupantes de micotoxinas, dado serem carcinogénicas e estarem associadas a problemas de saúde, incluindo o cancro hepático. Outro exemplo, são as ocratoxinas, que também têm propriedades carcinogénicas e são encontradas em alguns alimentos. Já os tricotecenos podem provocar vômitos, diarreia e prejudicar o sistema imunitário. No interior dos edifícios, estas micotoxinas representam uma ameaça significativa para a saúde, nomeadamente em condições que favorecem o crescimento dos fungos, como a humidade relativa, a temperatura e o pH (Awuchi et al., 2021; Fashola et al., 2023; Kumar et al., 2021).

A exposição às micotoxinas pode causar vários problemas de saúde, desde alergias ao nível respiratório e irritações nos olhos e na pele. Estas substâncias, quando inaladas, interferem na síntese do RNA, causando danos no DNA (Fashola et al., 2023). A intensidade de exposição depende de fatores como a concentração de micotoxinas no ar, a duração da exposição e a sensibilidade individual (Saad-Hussein & Ibrahim, 2021).

## 2.4. Ambiente Térmico

O ambiente térmico é definido como um conjunto de parâmetros térmicos que influenciam as trocas de calor entre o corpo humano e o meio ambiente. Pode ser descrito através de dois índices: *Predicted Mean Vote (PMV)* e *Predicted Percentage of Dissatisfied (PPD)*. O PMV é um índice de conforto ambiental, na qual a transferência de calor entre o ambiente e o corpo dos indivíduos é estável. O PPD indica a percentagem de indivíduos que não estão satisfeitos com as condições térmicas do ambiente envolvente (Khovalyg et al., 2020).

A satisfação dos indivíduos com o ambiente térmico é representada pelo conforto térmico, do modo em que pode variar de indivíduo para indivíduo. Fatores como a idade, sexo, nutrição, altura, peso, atividade física, entre outros, podem afetar o conforto térmico. Este pode ser classificado com base em fatores ambientais e fatores pessoais. Os fatores ambientais incluem a temperatura do ar, a HR, a velocidade do ar e a temperatura média radiante. Por outro lado, os fatores pessoais incluem o nível de atividade metabólica do indivíduo e o vestuário (Mujan et al., 2019; Özdamar & Umarogullari, 2018).

As crianças são mais vulneráveis aos estímulos ambientais desfavoráveis. A temperatura do ar definida como a temperatura ao redor do corpo humano<sup>5</sup>, apresenta um impacto significativo no bem-estar das crianças, no seu desempenho<sup>6</sup> e concentração. A concentração, conforto físico e produtividade podem ser afetados por flutuações na temperatura do ar. A humidade<sup>7</sup> é definida como o vapor de água presente no ar e noutros gases. Níveis baixos de humidade podem provocar sintomas como problemas respiratórios e desconforto, enquanto níveis elevados favorecem a proliferação de microrganismos (Özdamar & Umarogullari, 2018). Para atingir condições de conforto térmico nas escolas, é necessário ter em consideração a sua orientação, o projeto de arquitetura, o sistema AVAC, a taxa de ocupação e as interações entre os ocupantes (Romero et al., 2023).

## 2.5. Ventilação

A tendência de tornar os edifícios mais herméticos aumentou nos últimos anos com o objetivo de reduzir as perdas de calor durante os períodos de climatização dos espaços. No entanto, isso

---

<sup>5</sup> A temperatura do corpo humano é regulada por mecanismos de condução de calor que incluem 40% por radiação, 30% por convecção, 20% por evaporação e 10% por respiração (Özdamar & Umarogullari, 2018).

<sup>6</sup> As mudanças de temperatura podem resultar numa redução do desempenho até 30% (Sadrizadeh et al., 2022).

<sup>7</sup> Pode ser classificada em humidade absoluta, humidade relativa e humidade específica (Özdamar & Umarogullari, 2018).

pode resultar num aumento da concentração de CO<sub>2</sub> em locais com altas taxas de ocupação, como são exemplo as salas de aula. O CO<sub>2</sub> é um indicador significativo da eficácia dos sistemas de ventilação (Gil-Baez et al., 2017). Assim, é fundamental manter uma ventilação adequada para manter os níveis deste poluente abaixo do Limiar de Proteção.

O termo “ventilação” refere-se ao processo de renovação do ar em espaços fechados, a remoção do ar usado e a sua substituição por ar novo proveniente do exterior (Khan et al., 2008). Os sistemas de ventilação permitem manter os ambientes seguros, confortáveis e saudáveis para os ocupantes. Desempenham funções desde a renovação do ar, a regulação da temperatura e humidade e a remoção dos poluentes do ar. Isto é particularmente importante em espaços fechados, onde a taxa de ocupação pode aumentar significativamente as concentrações de poluentes (Sadrizadeh et al., 2022). O tipo de sistema de ventilação usado e a eficácia da distribuição do ar dentro das salas de aulas são fatores cruciais para a QAI.

A fim de melhorar a eficiência do processo de ventilação, alguns estudos concentram-se apenas nos sistemas de ventilação natural. No entanto, estes sistemas nem sempre estão disponíveis ou são adequados, o que fez com que estudos mais recentes se centrassem nos sistemas de ventilação híbrida (Chenari et al., 2016). Os sistemas de ventilação dividem-se em três tipos: ventilação natural, ventilação mecânica e ventilação híbrida.

Os **sistemas de ventilação natural** atuam de forma passiva, utilizando os processos físicos com o efeito chaminé e a ventilação impulsionada pelo vento para a circulação do ar sem a necessidade de energia, através de aberturas no edifício (Gil-Baez et al., 2017). Este tipo de sistemas é comumente utilizado para melhorar o conforto térmico, reduzindo os consumos de energia associados à utilização do ar condicionado, nomeadamente em climas mais quentes (Khan et al., 2008).

Os **sistemas de ventilação mecânica** são um tipo de sistema de renovação de ar em que este é impulsionado por equipamentos mecânicos, dos quais são exemplo os ventiladores e exaustores, incorporados em dutos de ar ou instalados nas paredes e tetos. Estes equipamentos removem o ar poluído e fornecem ar novo, permitindo a movimentação do ar (Atkinson et al., 2009). Os edifícios que apresentam ventilação mecânica podem incluir os sistemas AVAC. Os sistemas AVAC permitem uma ventilação adequada, controlam a temperatura e humidade para garantir conforto térmico e removem odores e contaminantes através do controlo da pressão,

filtragem e exaustão do ar. O sistema AVAC inclui equipamentos de aquecimento, resfriamento e ventilação, dos quais são parte integrante as caldeiras, as torres de refrigeração, as Unidades de Tratamento de Ar (UTA), os exaustores, os dutos e os filtros (EPA, 2024d).

Os **sistemas de ventilação híbrida** consistem na utilização de sistemas de ventilação natural e mecânica, e visam minimizar as desvantagens destes dois sistemas, mas, ao mesmo tempo, manter os seus benefícios (Chenari et al., 2016). É importante considerar que a ventilação natural deve ser usada sempre em detrimento da ventilação mecânica. Esta última só é acionada quando a taxa de fluxo do ar proveniente da ventilação natural é insuficiente (Atkinson et al., 2009).

As escolas mais recentes apresentam sistemas de ventilação mecânica, mas algumas escolas ainda utilizam apenas a ventilação natural para remover odores e contaminantes. No entanto, devido a temperaturas extremas, as janelas fechadas podem afetar a QAI; mesmo quando as janelas estão abertas, a ventilação natural pode ser insuficiente devido às condições do vento ou pequenas diferenças de temperatura entre o interior e o exterior (EPA, 2024d).

## **2.6. Condições Meteorológicas**

A interação entre o ambiente exterior e interior é fortemente influenciada por fatores meteorológicos externos, como a temperatura, a humidade relativa e a velocidade do vento. Durante os meses mais quentes, a temperatura externa supera a temperatura interna e cria um gradiente térmico, facilitando a movimentação do ar para o interior dos edifícios. Isso pode resultar num maior nível de poluentes no ar interior (Sadrizadeh et al., 2022).

Nazaroff (2013) afirma que os níveis de poluentes no ar interior podem ser influenciados pelo clima. Posto isto, o autor identificou três situações que, no âmbito das mudanças climáticas, têm impacto na QAI, (1) os níveis de poluentes no ar exterior podem variar, o que pode afetar a exposição dos ocupantes nos ambientes interiores, (2) os edifícios são operados de forma diferente, por exemplo, consoante a taxa de ventilação ou o uso de sistemas de climatização, que alteram as concentrações de poluentes no ar interior, (3) como resultado das mudanças climáticas, as pessoas mudam ou adaptam as suas atividades nos ambientes internos, o que resulta em mudanças nos níveis de poluentes no interior.

Estas situações destacam a complexidade da relação entre as mudanças climáticas e a QAI, exigindo uma abordagem integrada para garantir ambientes saudáveis. Além disso, ressaltam a importância de políticas e práticas sustentáveis para minimizar os impactos negativos na QAI.

### **2.7. Modelos de Análise da Qualidade do Ar Interior**

Entender e prever a poluição nos edifícios, requer uma modelação da QAI. Modelos bem desenvolvidos são usados para estimar as concentrações de poluentes e a exposição dos ocupantes, em vez de depender de medições dispendiosas e demoradas. A demanda por modelos preditivos de QAI tem vindo a aumentar, com o objetivo de apoiar os referenciais normativos, quantificar exposições e entender como é que a QAI se relaciona com outros fatores de desempenho dos edifícios (Abdalla & Peng, 2021; Sousa et al., 2017).

Para avaliar a QAI podem ser utilizadas duas abordagens: medições diretas e indiretas. As medições diretas incluem a instalação de equipamentos e sensores para recolher dados em tempo real, traduzindo-se em resultados precisos, mas podem ser mais complexas devido a limitações, como os instrumentos e métodos de amostragem. As medições indiretas dependem da modelação computacional e de métodos estatísticos para prever a concentração dos poluentes, sendo mais escaláveis e capazes de prever os efeitos das intervenções na QAI (Abdalla & Peng, 2021).

Para lidar com as elevadas concentrações de poluentes no ar interior, foram desenvolvidos modelos da QAI. Estes modelos podem variar desde métodos de regressão linear e modelos de balanço de massa até técnicas mais avançadas, os modelos Computacionais da Dinâmica de Fluidos (CDF) (Abdalla & Peng, 2021; Chaloulakou & Mavroidis, 2002).

Os modelos de balanço de massa derivam da compreensão de princípios e procedimentos físicos que estimam as mudanças nas concentrações de poluentes nos ambientes *indoor* ao longo do tempo e do espaço. Estes modelos regem-se pelo princípio de que o ar no interior dos edifícios é um volume de ar bem misturado, ou seja, que a distribuição dos poluentes nestes locais é homogénea. No entanto, o ar interior é complexo e, por isso, utilizar apenas um modelo de balanço de massa não é suficiente para abordar todos os poluentes em estudo (Abdalla & Peng, 2021).

Os modelos CDF analisam o fluxo de ar num edifício, espacial e temporalmente, quando não é possível prever a homogeneidade dos poluentes presentes no ar. Estes modelos são utilizados

para simular a entrada e o movimento dos contaminantes nos edifícios. Os modelos CDF não podem ser usados em detrimento dos métodos teóricos e experimentais, mas sim como um complemento. Em acréscimo, estes modelos têm sido utilizados para analisar o conforto térmico, a eficácia dos sistemas de ventilação e a poupança de energia (Liu et al., 2019; Shimada et al., 1996). Ao longo dos anos foram surgindo diversos modelos para a modelação da QAI e na Tabela 3 estão descritos alguns modelos apresentados pela literatura.

Tabela 3 – Exemplos de Modelos de Análise da QAI

Modelos	Características
<b>Indoor Air Quality Model (IAQM)</b> (Chaloulakou & Mavroidis, 2002)	Estima as concentrações de poluentes no ar interior, considerando fontes internas e externas, taxas de ventilação, características dos espaços e interações entre o interior e exterior. O modelo IAQM desenvolvido por Hayes (1991) permite simular as variações de O <sub>3</sub> proveniente do exterior, tendo por base as taxas de ventilação, as emissões, as reações químicas e os processos físicos.
<b>Indoor Air Quality Climate Change (IAQCC)</b> (Salthammer et al., 2022)	Simula o clima e a qualidade do ar, ou seja, avalia o efeito das mudanças climáticas nos ambientes interiores, e considera variáveis como as atividades dos ocupantes, as condições externas, as emissões, as reações químicas e o crescimento de bolores.
<b>Air Infiltration Development Algorithm (AIDA)</b> (Awbi, 2004)	Calcula a taxa de renovação de ar num local e estima as pressões do vento com base num algoritmo. Devem ser introduzidos dados sobre a dimensão do edifício, número de trajetórias do fluxo de ar, coeficiente do fluxo de ar e da pressão do vento, temperatura interior e exterior e velocidade do vento.
<b>CONTAM</b> (Das et al., 2014)	Simula os fluxos de ar dentro de um edifício e entre o edifício e o exterior, permitindo assim calcular as taxas de ventilação e as variações das concentrações de poluentes. Requer variáveis de entrada, como as condições meteorológicas, dimensões do edifício, temperatura interna, permeabilidade, tipos de poluentes e comportamento dos ocupantes.
<b>COMIS</b> (Das et al., 2014; Feustel, 1999)	Simula os fluxos de ar e o transporte de poluentes em vários locais. Depende de fatores como as aberturas do edifício, flutuação térmica, diferenças de pressão causadas pelo vento e sistemas de ventilação.
<b>AIOLOS</b> (Das et al., 2014)	Promove o desenvolvimento de ventilação passiva em edifícios para curtos ou longos períodos de tempo. Analisa dados climáticos específicos da área do edifício. Requer dados meteorológicos, características do edifício e detalhes sobre as técnicas de ventilação natural.

## 2.8. *Guidelines* para a Qualidade do Ar Interior

Devido aos efeitos significativos da poluição do ar no bem-estar e na saúde dos ocupantes, a QAI tem vindo a tornar-se uma questão cada vez mais preocupante. À medida que passamos a maior parte do nosso tempo no interior dos edifícios, a exposição aos poluentes do ar interior pode provocar problemas de saúde, como doenças respiratórias e alergias (EPA, 2024d; Mannerström et al., 2022). Deste modo, a implementação de *guidelines* para a QAI é essencial para garantir ambientes seguros e saudáveis através da orientação das práticas de controlo e monitorização (Tran et al., 2020).

A poluição do ar interior é mais complexa que a do ar exterior, devido à combinação de poluentes nestes locais, apresentado um impacto significativo para a saúde humana. Em 2021, a OMS desenvolveu uma *guideline* para a qualidade do ar exterior “**WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM<sub>2,5</sub> and PM<sub>10</sub>), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide**”, que define as recomendações para gerir e melhorar a qualidade do ar, tendo por base a saúde das pessoas e considerando os poluentes atmosféricos mais significativos. No âmbito da qualidade do ar interior, a OMS publicou três *guidelines* relevantes, em 2009, a “**WHO guidelines for indoor air quality: dampness and mould**”, refere os problemas de saúde associados à humidade e aos agentes biológicos em edifícios, e as respetivas diretrizes; em 2010 a “**WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants**”, apresenta as diretrizes para proteger a saúde pública contra uma variedade de poluentes químicos presentes no ar interior e em 2014 a “**WHO guidelines for indoor air quality: household fuel combustion**”, fornece orientações para promover o uso de combustíveis e tecnologias limpas, visando melhorar a saúde doméstica, incluindo recomendações contra a utilização de aquecedores a querosene. Deste modo, a OMS estabelece as seguintes *guidelines* para alguns poluentes do ar interior (Tabela 4).

Para as partículas em suspensão, PM<sub>2,5</sub> e PM<sub>10</sub>, a OMS estabelece apenas concentrações para o ar exterior, 15 µg/m<sup>3</sup> (média de 24 horas) e 5 µg/m<sup>3</sup> (média anual); 45 µg/m<sup>3</sup> (média de 24 horas) e 15 µg/m<sup>3</sup> (média anual), respetivamente (WHO, 2021).

Tabela 4 – *Guidelines* da OMS para os poluentes do ar interior

Adaptado de: (WHO, 2009, 2010b)

Poluentes	<i>Guidelines</i> OMS
Benzeno	Nenhum nível seguro de exposição é recomendado Pode provocar a morte (na relação de 1/10 000) a 17 µg/m <sup>3</sup>
Monóxido de Carbono	100 mg/m <sup>3</sup> – exposição de 15 minutos 35 mg/m <sup>3</sup> – exposição de 1 hora 10 mg/m <sup>3</sup> – exposição de 8 horas 7 mg m <sup>3</sup> – exposição de 24 horas
Formaldeído	0,1 mg/m <sup>3</sup> – média de 30 minutos
Dióxido de Nitrogénio	200 µg/m <sup>3</sup> – média de 1 hora 40 µg/m <sup>3</sup> – média anual
Radão	Risco excessivo para a saúde (na relação de 1/1000) a 6,7 Bq/m <sup>3</sup>
Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos	Nenhum nível seguro de exposição é recomendado, todas as exposições são relevantes para a saúde Pode provocar cancro (na relação de 1/10 000) a 1,2 ng/m <sup>3</sup>
Naftaleno	0,01 mg/ m <sup>3</sup> – média anual
Tricloroetileno	Pode provocar cancro (na relação de 1/10 000) a 230 µg/m <sup>3</sup>
Tetracloroetileno	0,25 mg/m <sup>3</sup> – média anual
Agentes Microbiológicos	Contaminação intermédia em ambientes não industriais: acima de 500 UFC/m <sup>3</sup> Alta contaminação: acima de 2000 UFC/m <sup>3</sup>

Como já referido em capítulos anteriores, a ventilação adequada desempenha um papel preponderante na qualidade do ar interior. Deste modo, foi implementada a “ANSI/ASHRAE Standard 62.1–2022: Ventilation and Acceptable Indoor Air Quality”. Esta norma estabelece as taxas mínimas de ventilação e outras medidas necessárias para garantir a QAI, com o objetivo de proteger a saúde e conforto dos ocupantes, reduzindo ao mínimo os efeitos nocivos para a saúde. A ANSI/ASHRAE Standard 62.1–2022 aplica-se a novos edifícios e serve como diretriz para melhorar a QAI em edifícios já existentes.

Em Portugal, com a implementação da Portaria n.º 138–G/2021, de 1 de julho, surgem novas *guidelines* para os parâmetros físico-químicos e biológicos, como representadas na Tabela 5 e na Tabela 6, respetivamente.

Tabela 5 – Limiares de Proteção e margem de tolerância para os poluentes físico-químicos

Adaptado de: (Portaria n.º 138-G/2021 de 1 de julho, 2021)

Poluentes Físico-Químicos	Limiar de Proteção	Margem de Tolerância (%) <sup>(a)</sup>
Partículas em Suspensão (fração PM <sub>2,5</sub> )	25 µg/m <sup>3</sup>	100
Partículas em Suspensão (fração PM <sub>10</sub> )	50 µg/m <sup>3</sup>	100
COV's	600 µg/m <sup>3</sup>	100
CO	10 mg/m <sup>3</sup>	-
Formaldeído	100 µg/m <sup>3</sup>	-
CO <sub>2</sub>	2250 mg/m <sup>3</sup>	30
Radão	300/m <sup>3</sup>	-

(a) No caso de edifícios existentes e de edifícios novos sem sistemas mecânicos de ventilação, pode ser considerada uma Margem de Tolerância (MT) segundo o critério de conformidade:  $[\text{Poluente}]_{\text{MAX}} \leq [\text{Poluente}]_{\text{Limiar de Proteção}} \times (1 + \text{MT})$

Tabela 6 – Condições de referência para os poluentes biológicos

Adaptado de: (Portaria n.º 138-G/2021 de 1 de julho, 2021)

Poluentes Microbiológicos	Unidade	Condições de Referência
Bactérias	UFC/m <sup>3</sup>	Concentração de bactérias totais no interior inferior à concentração no exterior acrescida de 350 UFC/m <sup>3</sup>
Fungos	UFC/m <sup>3</sup>	Concentração de fungos no interior inferior à detetada no exterior

Embora as políticas e *guidelines* estabeleçam metas para reduzir a poluição, não é possível garantir que o ar na Europa seja totalmente livre de poluentes. No entanto, continuar a melhorar a qualidade do ar na Europa, melhorará a saúde das gerações futuras, tornando o ar mais limpo e reduzindo a poluição (EEA, 2023).

### **3. Métodos**

#### **3.1. Tipo de Estudo**

A realização do presente trabalho de investigação incidiu num estudo transversal analítico, dado que se pretendeu investigar uma correlação entre a presença de partículas em suspensão e a presença de microrganismos. Um estudo transversal analítico é um tipo de estudo observacional utilizado em investigações que envolvem a análise de variáveis. Ao contrário dos estudos experimentais, onde o investigador manipula e controla as variáveis, um estudo transversal centra-se na recolha de dados num único momento (Setia, 2016). Esta abordagem é útil para investigar as relações entre variáveis e fornece *insights* significativos para entender padrões e tendências.

#### **3.2. Caracterização da Amostra**

As medições da QAI foram realizadas em dois momentos distintos. Numa primeira fase, a Câmara Municipal de um Município solicitou a realização da ASA nos GES, dos quais estabelecimentos escolares. Nesta primeira avaliação foram monitorizados os seguintes parâmetros: partículas em suspensão ( $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$ ) e  $CO_2$ . Estas avaliações foram realizadas de maio a novembro de 2023, durante o período diurno, entre as 9:30h e as 16:00h.

Após esta avaliação e devido à limitação temporal do estudo, foram selecionadas 8 escolas em que se verificaram concentrações de  $PM_{10}$  e  $PM_{2.5}$  superiores aos Limiares de Proteção estabelecidos pela Portaria n.º 138-G/2021, de 1 de julho. Posto isto, e com o objetivo de dar seguimento ao estudo da QAI, optou-se por realizar novas amostragens nestes 8 edifícios, monitorizando, também, os agentes biológicos (bactérias e fungos). As escolas selecionadas eram do ensino básico (1º ciclo) e englobavam o pré-escolar, abrangendo crianças dos 3 aos 9 anos. Assim, foram selecionadas algumas salas de aula destes edifícios consoante o estudo prévio realizado, perfazendo uma amostra total de 30 salas de aula ( $n = 30$ ). As escolas selecionadas foram avaliadas na primavera nos dois momentos de medição, de modo que as condições das avaliações fossem semelhantes. Para que se pudesse proceder às medições, os responsáveis do Gabinete de Prevenção e Segurança no Trabalho do Município estabeleceram contacto com os diretores dos edifícios a avaliar.

Numa segunda fase, realizaram-se as visitas aos estabelecimentos de ensino, com o objetivo de efetuar as medições dos parâmetros,  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$ ,  $CO_2$ , bactérias e fungos, bem como proceder a

uma nova caracterização dos espaços. As salas de aula foram monitorizadas durante as atividades letivas, com discrição, de modo a não perturbar as atividades normais dos ocupantes. As medições foram realizadas em abril e maio de 2024 durante o período diurno, entre as 9:30h e as 16:00h. Para efeitos de comparação, todos os parâmetros foram monitorizados no exterior de cada edifício, tendo sido garantidas todas as condições essenciais, quer meteorológicas quer de segurança.

De modo a manter a confidencialidade dos dados, as escolas foram codificadas de A a H, e os pontos de amostragem foram codificados de 001 a 030.

A amostra englobou 8 escolas, perfazendo um total de 30 pontos de medição, tendo os dados sido tratados por média para cada escola. Posteriormente, para efeitos de comparação com as variáveis 'Ano de Construção do Edifício' e 'Sistema de Ventilação', a amostra foi dividida em dois grupos distintos, o **Grupo 1**, que engloba as escolas A, C, E e F, que são escolas mais antigas (construídas entre 1955 e 2000) e unicamente com sistemas de ventilação natural, e o **Grupo 2**, que inclui as escolas B, D, G e H, mais recentes (construídas depois de 2000) e que utilizam, em simultâneo, sistemas de ventilação natural e mecânica.

### **3.3. Caracterização dos Locais a Avaliar**

Antes de se proceder à avaliação da QAI nas escolas, foi fundamental realizar uma caracterização detalhada dos edifícios. Para tal, elaborou-se uma *checklist* (Anexo I), tendo por base a literatura existente. Esta caracterização permitiu contextualizar os dados para o estudo, mas também identificar potenciais fontes e fatores que têm influência na QAI.

A análise começou pela localização geográfica das escolas, considerando a proximidade a fontes externas de poluição. Foram, também, descritas as características físicas dos edifícios, como o ano de construção, a área de cada local e o layout do edifício. Outro ponto crucial foi o tipo de sistema de ventilação utilizado e a existência de sistemas de climatização. Também se obtiveram informações relativamente ao número de ocupantes e ao tempo de permanência em cada local, bem como as atividades desenvolvidas. Observou-se, ainda, se havia presença de humidade e condensação nas janelas. Por último, foram identificadas fontes internas de poluição, como materiais de construção e equipamentos, mobiliário, realização dos procedimentos de higienização e tipo de produtos utilizados. Na Tabela 7, encontram-se descritas as características de cada edifício.

Tabela 7 – Caracterização dos edifícios escolares avaliados

Edifício	Ano de Construção	Área Total	Localização	Ventilação	Sistema de Climatização	Número Médio de Ocupantes	Atividades	Procedimento de Limpeza
A	1978	1469,0 m <sup>2</sup>	Zona residencial, junto ao centro da cidade A 2,1 km de uma via de tráfego intenso	Natural	Radiadores	23	Diálogo; leitura e pintura; uso de materiais didáticos	Limpeza das mesas e pavimento (varredura) ao final do dia
B	2010	6888,5 m <sup>2</sup>	Zona residencial, junto ao centro da cidade A 50 m de oficinas A 2,5 km de uma via de tráfego intenso	Natural e Mecânica	Aquecedores	22	Diálogo; leitura; pintura; uso de materiais didáticos	Limpeza das mesas e pavimento (varredura) ao final do dia
C	1965	1249,0 m <sup>2</sup>	Zona residencial A 1,4 km do aeroporto A 1,0 km de uma via de tráfego intenso	Natural	Aquecedores e Ar Condicionado	20	Diálogo; leitura; pintura; uso de materiais didáticos	Limpeza das mesas e pavimento (varredura) ao final do dia
D	2004	2711,5 m <sup>2</sup>	Zona residencial, junto ao centro da cidade A 700 m de uma bomba de gasolina	Natural e Mecânica	Aquecedores e Ar Condicionado	17	Diálogo; leitura; pintura; uso de materiais didáticos	Limpeza das mesas e pavimento (varredura) ao final do dia
E	1960	554,0 m <sup>2</sup>	Zona rural, com locais de agricultura A 1 km de uma via de tráfego intenso	Natural	Não tem	16	Diálogo; leitura; pintura; uso de materiais didáticos	Limpeza das mesas e pavimento (varredura) ao final do dia

Continuação da Tabela 7

Edifício	Ano de Construção	Área	Localização	Ventilação	Sistema de Climatização	Número Médio de Ocupantes	Atividades	Procedimento de Limpeza
F	1958	1469,0 m <sup>2</sup>	Zona residencial A 2 km de uma via de tráfego intenso	Natural	Aquecedores e Ar Condicionado	21	Diálogo; leitura; pintura; uso de materiais didáticos	Limpeza das mesas e pavimento (varredura) ao final do dia
G	2015	1817,0 m <sup>2</sup>	Zona rural, com locais de agricultura A 2 km de uma via de tráfego intenso A 550 m de uma bomba de gasolina	Natural e Mecânica	Radiadores	23	Diálogo; leitura; pintura; uso de materiais didáticos	Limpeza das mesas e pavimento (varredura) ao final do dia
H	2015	1416,9 m <sup>2</sup>	Zona residencial A 500 m de uma siderurgia A 1 km de um ecocentro A 2 km de uma zona industrial	Natural e Mecânica	Radiadores	20	Diálogo; leitura; pintura; uso de materiais didáticos	Limpeza das mesas e pavimento (varredura) ao final do dia

### 3.4. Procedimentos e Equipamentos de Medição

A avaliação dos poluentes físico-químicos foi realizada tendo por base métodos de medição diretos e a dos poluentes biológicos foi realizada por amostragens de ar com impacto em meio de cultura. Tendo por base o Despacho n.º 1618/2022, de 9 de fevereiro, foram utilizados os métodos de medição descritos nas Tabelas 8 e 9.

Tabela 8 – Métodos de medição para os poluentes físico-químicos  
Adaptado de: (Despacho n.º 1618/2022 de 9 de fevereiro, 2022)

Poluente	Método de Medição
CO <sub>2</sub>	Leitura direta com sensor
Partículas PM <sub>10</sub> e PM <sub>2,5</sub>	Amostragem ativa em filtro colocado em amostrador seletivo

Tabela 9 – Método de medição para os poluentes biológicos, e respetivo volume de ar  
Adaptado de: (Despacho n.º 1618/2022 de 9 de fevereiro, 2022)

Poluente	Método de Medição	Volume de Ar
Bactérias Cultiváveis Fungos Cultiváveis	Impacto em meio de cultura, seguido de incubação e quantificação	Entre 200 L e 300 L, a ajustar de acordo com a contaminação expectável do ambiente

Deste modo, para determinar os níveis de CO<sub>2</sub>, bem como a temperatura do ar e humidade relativa do ar, utilizou-se o equipamento de leitura direta (Sensor NDIR) Monitor Multifunções – Modelo *TSI 9656-X*. Para as medições das partículas em suspensão, recorreu-se ao equipamento de leitura direta (Sensor de Dispersão Ótica) Monitor de Partículas – Modelo *DustTrackII – TSI 8530*. Após as amostragens, os dados foram transferidos para o computador através do *software TSI LOGDAT TM* e o *TSI TRAKPRO TM Data Analysis Software*, respetivamente. Estes dois equipamentos recolhiam os parâmetros em intervalos de 1 em 1 minuto, tendo sido realizadas medições de 30 minutos para estes poluentes.

Para avaliar os agentes biológicos presentes no ar interior das salas de aula, utilizou-se o equipamento de recolha de ar, MAS 100 (MERCK). Foram realizadas amostras sequenciais de ar para bactérias e fungos para volumes de 100 L e 250 L no interior dos edifícios. No exterior, foi realizada apenas uma amostra para o volume de 250 L em cada edifício. O volume e, conseqüentemente, a duração da amostragem de recolha foi o mesmo para todos os edifícios. Para o volume de 100 L e 250 L as amostragens tiveram uma duração de 1 minuto e 2,5 minutos, respetivamente. Por cada dia de amostragem, foi realizado um branco, para servir como grupo de

controlo para as bactérias e fungos. O amostrador de ar do equipamento foi sempre limpo e desinfetado entre cada medição com álcool etílico a 70%. Após cada amostragem, as placas com meio agar foram seladas com *parafilm* e transportadas, numa mala térmica, para o laboratório para incubação.

Na Tabela 10 são apresentados os meios de cultura, os tempos de incubação e respetivas temperaturas para as bactérias e fungos. Após o período de incubação, foi realizada a contagem das colónias. Na Figura 6 estão dispostos os equipamentos utilizados.

Tabela 10 - Meios de cultura, tempos e temperaturas de incubação para os microrganismos

Microrganismo	Meio de Cultura	Tempo e Temperatura de Incubação
Microrganismos mesófilos totais a 37°C	Trypticase Soy Agar (TSA)	48 horas a 37°C
Fungos	Rose Bengal Chloramphenicol Agar (RBCA)	3 a 10 dias a 25°C



Figura 6 – Equipamentos de Medição da QAI (a) *DustTrack II*; (b) Monitor Multifunções; (c) MAS 100

As amostragens foram realizadas tendo em consideração os critérios estabelecidos pelo Despacho n.º 1618/2022, de 9 de fevereiro. As medições dos poluentes físico-químicos e biológicos foram realizadas (1) durante as atividades de normal funcionamento do edifício, (2) 1 hora após o início das atividades e o funcionamento dos sistemas AVAC, quando aplicável, (3) de modo a garantir a estabilização dos equipamentos e a representatividade das amostras, tendo sido recolhidas amostragens dos poluentes físico-químicos por um período de pelo menos 30 minutos, (4) ao nível das vias respiratórias dos ocupantes, entre 0,5 a 1,5 metros acima do pavimento, para ocupantes sentados, (5) a pelo menos 1 a 2 metros das paredes, janelas, portas, divisórias ou outras barreiras verticais, (6) a uma distância superior a 1 metro de fontes de emissão de poluentes, (7) de modo a garantir que os equipamentos não estavam sob a influência

direta de grelhas de insuflação, difusores de ar, ventoinhas ou aquecedores, (8) de modo a garantir que no exterior dos edifícios com ventilação mecânica, os equipamentos estão a uma distância mínima de 1 m da entrada de ar para a UTA e a 1 a 1,5 m acima do pavimento.

Após a realização das amostragens, os valores obtidos foram comparados com os Limiares de Proteção estabelecidos pela Portaria n.º 138-G/2021, de 1 de julho. No entanto, é preciso notar que a referida Portaria estabelece que nas escolas sem sistemas de ventilação mecânicos, deve-se aplicar uma margem de tolerância, de 100% para as partículas em suspensão e de 30% para o CO<sub>2</sub>. Assim, aplicando o cálculo,  $[\text{Poluente}]_{\text{MAX}} \leq [\text{Poluente}]_{\text{Limiar de Proteção}} \times (1 + \text{MT})$ , sabe-se que a margem de tolerância para as PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub> e CO<sub>2</sub> é de 100 µg/m<sup>3</sup>, 50 µg/m<sup>3</sup> e 2925 mg/m<sup>3</sup>, respetivamente.

### **3.5. Tratamento e Análise de Dados**

O tratamento estatístico dos dados do presente estudo realizou-se através do *software IBM SPSS Statistics*, versão 29.0, para analisar e tratar os dados. Para responder aos objetivos recorreu-se à estatística descritiva e inferencial. A análise descritiva foi efetuada para descrever e sumariar os dados obtidos. Foram calculadas médias aritméticas e desvios padrão. Os dados foram representados em gráficos de barras através das médias obtidas para cada escola.

Para análise e com o objetivo de perceber se os resultados eram confiáveis e “estáveis”, utilizou-se um intervalo de confiança de 95%, ou seja, com um nível de significância de 5% ( $\alpha = 0,05$ ). Relativamente à estatística inferencial, começou-se por verificar os pressupostos de normalidade das variáveis, tendo-se verificado que os dados não seguem uma distribuição normal, tendo-se recorrido a testes não paramétricos. Apesar de os resultados terem sido descritos através das médias aritméticas, os testes estatísticos foram realizados com os valores obtidos para os 30 pontos de medição, com o objetivo de se obter um maior poder estatístico ( $n = 30$ ) e para se obter uma maior variabilidade dos dados.

Para analisar as diferenças entre as concentrações de PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub> e CO<sub>2</sub> em momentos diferentes recorreu-se ao teste de Wilcoxon. Este teste estatístico também foi utilizado para perceber as diferenças entre as bactérias e os fungos em diferentes volumes de amostragem. O teste não paramétrico de Kruskal-Wallis foi utilizado para perceber se a concentração de bactérias e fungos variava consoante as partículas em suspensão, o CO<sub>2</sub>, a temperatura do ar e a HR.

Recorreu-se, ainda, à correlação de Spearman para perceber se existia uma relação significativa entre as variáveis.

#### 4. Resultados

O objetivo do presente estudo foi investigar a relação entre a presença de  $PM_{2,5}$  e  $PM_{10}$  e a concentração de bactérias e fungos em oito escolas. Com a realização da ASA e com as amostragens realizadas para o presente estudo, avaliou-se a concentração de  $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$  e  $CO_2$  em dois momentos distintos. De ressaltar que, como a ASA não define a obrigatoriedade para monitorizar os parâmetros microbiológicos (bactérias e fungos), estes foram apenas avaliados no segundo momento. Seguidamente, proceder-se-á à análise de cada parâmetro avaliado, bem como à investigação da relação entre a presença de partículas em suspensão e a concentração de bactérias e fungos. Além disso, será examinada a correlação desses parâmetros com outras variáveis, como a temperatura e humidade relativa. Após essa etapa, as escolas serão divididas em dois grupos, considerando o ano de construção do edifício e o tipo de sistemas de ventilação, para avaliar a influência dessas variáveis na QAI e na distribuição dos parâmetros analisados.

##### 4.1. Análise dos Parâmetros Físicos e Quantificação das $PM_{10}$ e $PM_{2,5}$

As concentrações de  $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$  e  $CO_2$  foram monitorizadas em dois momentos de avaliação distintos, cujas médias, máximos e mínimos são apresentados na Figura 7, 8 e 9, respetivamente. São representados, ainda, os Limiares de Proteção estabelecidos pela Portaria n.º 138-G/2021, de 1 de julho.

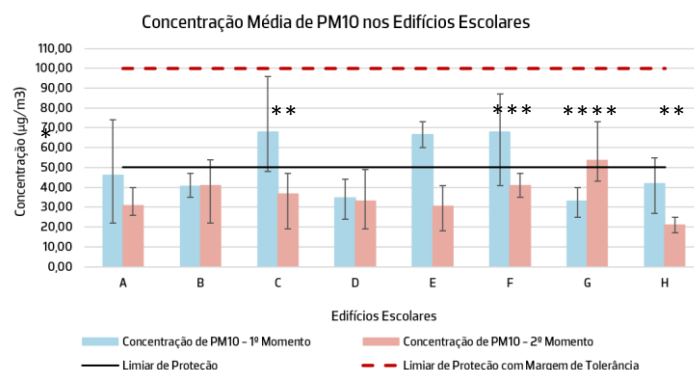


Figura 7 – Concentração Média, Máxima e Mínima de  $PM_{10}$  nos 8 Edifícios Escolares

\*Diferenças estatisticamente significativas entre os dois momentos de avaliação ( $p = 0,025$ ); \*\*Diferenças estatisticamente significativas entre os dois momentos de avaliação ( $p = 0,028$ ); \*\*\*Diferenças estatisticamente significativas entre os dois momentos de avaliação ( $p = 0,046$ ); \*\*\*\*Diferenças estatisticamente significativas entre os dois momentos de avaliação ( $p = 0,008$ )

Durante a primeira medição, as escolas C e F apresentaram as concentrações médias de  $PM_{10}$  mais elevadas, com  $67,83 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . A escola E apresentou a terceira maior concentração,  $66,67$

$\mu\text{g}/\text{m}^3$ , enquanto a escola G registou a menor concentração média,  $33,00 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . No segundo momento de medição, a escola H apresentou a menor concentração média ( $21,00 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) e a escola G apresentou a concentração média mais elevada, de  $53,67 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Outras escolas com concentrações médias elevadas englobaram a escola B e F, com  $41,00 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Na escola E, verificou-se uma redução significativa na concentração das  $\text{PM}_{10}$  de  $66,67 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para  $30,33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , refletindo-se numa diminuição de 54,5%. Na escola C e H, verificou-se uma situação semelhante, com reduções percentuais de 46% e 50%, respetivamente. Contrariamente, na escola B e na escola G observou-se um aumento na concentração das  $\text{PM}_{10}$ . Na escola B notou-se uma variação pouco significativa de 1,2%. Já na escola G denotou-se um aumento bastante significativo de 62,6%. Posto isto, não existiram diferenças estatisticamente significativas ( $p = 0,069$ ) para concluir que a concentração de  $\text{PM}_{10}$  variou nas oito escolas nos dois momentos de medição.

A análise das concentrações de  $\text{PM}_{10}$  permitiu constatar que algumas escolas ultrapassaram o Limiar de Proteção de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . As escolas A, C, E e F apresentam unicamente sistemas de ventilação natural. Posto isto, concluiu-se que no primeiro momento a escola A enquadra-se como regulamentar, pois não excedeu o Limiar de Proteção de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . As escolas C, E e F, apesar de apresentarem concentrações acima de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , a sua concentração máxima não excedeu os  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , enquadrando-se como regulamentares. No segundo momento, estas escolas enquadram-se como regulamentares, pois apresentaram concentrações abaixo de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . As escolas B, D, G e H, enquadram-se como regulamentares no primeiro momento de avaliação e, no segundo momento, apenas a escola G enquadra-se como não regulamentar.

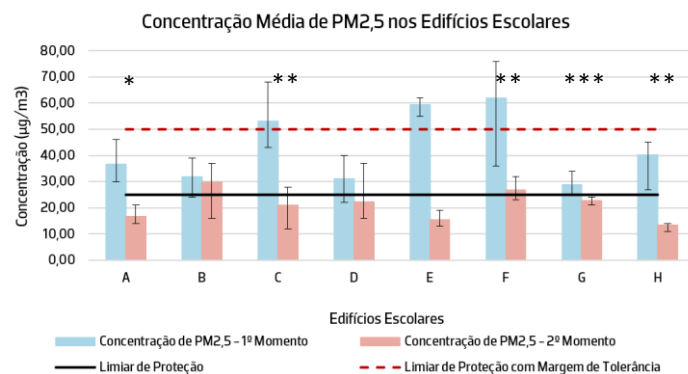


Figura 8 – Concentração Média, Máxima e Mínima de  $\text{PM}_{2,5}$  nos 8 Edifícios Escolares

\* Diferenças estatisticamente significativas entre os dois momentos de avaliação ( $p = 0,012$ ); \*\* Diferenças estatisticamente significativas entre os dois momentos de avaliação ( $p = 0,028$ ); \*\*\* Diferenças estatisticamente significativas entre os dois momentos de avaliação ( $p = 0,008$ )

A escola F apresentou a maior concentração média e máxima no primeiro momento, 62,00  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  e 76,00  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , respetivamente, seguida da escola E e C com concentrações médias de 59,33  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  e 53,17  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , respetivamente. Na escola G obteve-se a menor concentração média (28,89  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). No entanto, o mesmo não se verificou para o segundo momento de avaliação. A escola B e H apresentaram as concentrações de  $\text{PM}_{2,5}$  mais elevadas e mais baixas, de 29,75  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  e 13,25  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , respetivamente. Através do gráfico, observa-se claramente que existiu uma diminuição da concentração de  $\text{PM}_{2,5}$  do primeiro momento para o segundo. Verificou-se uma maior diminuição da concentração de  $\text{PM}_{2,5}$  na escola E, de 59,33  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para 15,33  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , resultando numa diminuição de 74,2%, seguida da escola H, C, F e A, com reduções de 67%, 60,5%, 56,9% e 54,5%, respetivamente.

Através dos resultados constatou-se que, em todas as escolas avaliadas, a concentração média de  $\text{PM}_{2,5}$  no segundo momento foi inferior à concentração registada no primeiro momento, contrariamente ao que se observou na análise da concentração das  $\text{PM}_{10}$ . Posto isto, existiram diferenças estatisticamente significativas ( $p = 0,012$ ) para concluir que a concentração de  $\text{PM}_{2,5}$  variou nas oito escolas nos dois momentos de medição.

No primeiro momento de avaliação, as escolas C, E e F enquadram-se como não regulamentares, uma vez que ultrapassaram o Limiar de Proteção de 25  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  e a margem de tolerância de 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . As escolas B, D, G e H também se enquadram como não regulamentares, pois apresentaram concentrações acima de 25  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . A escola A enquadra-se como regulamentar porque apesar de ter excedido os 25  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , não excedeu os 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . No segundo momento, as escolas A, C, E, G e H enquadram-se como regulamentares, pois apresentaram concentrações abaixo do Limiar de Proteção. A escola F, apesar de ter ultrapassado o Limiar de Proteção, não excedeu a margem de tolerância de 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , mantendo-se dentro dos limites regulamentares. A escola B ultrapassou o Limiar de Proteção, sendo classificada como não regulamentar.

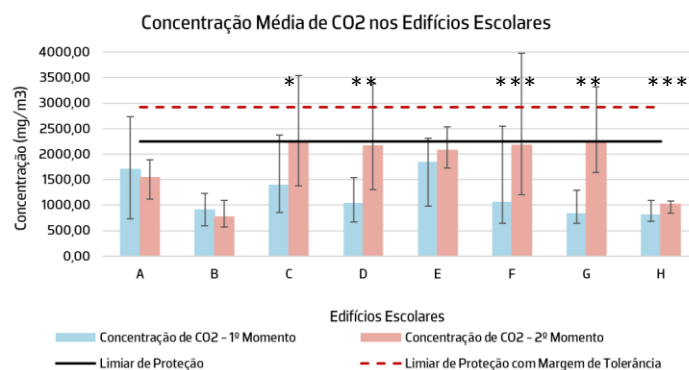


Figura 9 – Concentração Média, Máxima e Mínima de CO<sub>2</sub> nos 8 Edifícios Escolares

\* Diferenças estatisticamente significativas entre os dois momentos de avaliação ( $p = 0,028$ ); \*\* Diferenças estatisticamente significativas entre os dois momentos de avaliação ( $p = 0,008$ ); \*\*\* Diferenças estatisticamente significativas entre os dois momentos de avaliação ( $p = 0,046$ )

No primeiro momento de medição, a escola E apresentou a concentração média mais elevada de CO<sub>2</sub>, de 1834,48 mg/m<sup>3</sup>, seguida da escola A com 1699,45 mg/m<sup>3</sup>. As escolas H, G e B foram aquelas onde se detetaram níveis mais baixos de CO<sub>2</sub>, de 808,30 mg/m<sup>3</sup>, 826,20 mg/m<sup>3</sup> e 906,94, respetivamente. A escola A apresentou, num dos pontos de medição, a concentração mais elevada de todas as escolas, de 2729,75 mg/m<sup>3</sup>. Contrariamente, no segundo momento de medição o mesmo não se verificou. A concentração média mais elevada foi detetada na escola C (2258,55 mg/m<sup>3</sup>). Verificou-se, também, que as escolas D, E, F e G, apresentaram valores bastante elevados, comparativamente com a primeira avaliação. É de notar que a escola F apresentou a concentração mais elevada de CO<sub>2</sub> num dos pontos de medição, com um nível de 3974,70 mg/m<sup>3</sup>, seguida da escola C, D e G, com concentrações de 3544,46 mg/m<sup>3</sup>, 3385,18 mg/m<sup>3</sup> e 3319,27 mg/m<sup>3</sup>, respetivamente.

Comparando os dois momentos, verificou-se que a concentração média de CO<sub>2</sub> aumentou em todas as escolas, à exceção da escola A e B, em que a concentração diminuiu de 1699,45 mg/m<sup>3</sup> para 1537,27 mg/m<sup>3</sup> e de 906,94 mg/m<sup>3</sup> para 766,20 mg/m<sup>3</sup>, respetivamente. Com base nos dados analisados, verificou-se que existiram diferenças estatisticamente significativas, com  $p = 0,036$ , para afirmar que os níveis de CO<sub>2</sub> variaram nos dois momentos de avaliação.

As escolas cumprem com o Limiar de Proteção de 2250 mg/m<sup>3</sup>, nos dois momentos de avaliação, enquadrando-se como regulamentares.

A Tabela 11 apresenta os resultados obtidos dos parâmetros físicos (temperatura do ar e HR), CO<sub>2</sub> e partículas em suspensão (PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub>) no segundo momento de avaliação. Para cada uma

destas variáveis são apresentadas as médias ( $\bar{X}$ ), os valores máximos (Máx) e mínimos (mín), e respetivo desvio padrão (DP) para cada escola.

As escolas B e C apresentaram os valores extremos de temperatura do ar, de HR e de CO<sub>2</sub>. A escola B, com a temperatura do ar mais elevada de 26,35°C, apresentou o valor mais baixo de HR e de CO<sub>2</sub>, de 25,93% e 766,20 mg/m<sup>3</sup>, respetivamente. Em contrapartida, a escola C, que apresentou a menor temperatura do ar (19,88 °C), registou a média de HR mais elevada, de 65,50% e a concentração média de CO<sub>2</sub> mais elevada de 2258,50 mg/m<sup>3</sup>. A escola G destacou-se devido às concentrações mais elevadas de PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub>, de 53,67 µg/m<sup>3</sup> e 32,67 µg/m<sup>3</sup>, respetivamente. Nesta escola, também se detetaram concentrações de CO<sub>2</sub> elevadas (2231,76 mg/m<sup>3</sup>) e foi registada uma temperatura média e humidade relativa média, de 23,30 °C e 51,23%, respetivamente. As correlações entre os parâmetros serão realizadas no ponto 4.3.

Verificou-se que não existiram diferenças estatisticamente significativas para os parâmetros 'Temperatura do Ar', 'Humidade Relativa', 'Dióxido de Carbono', 'PM<sub>10</sub>' e 'PM<sub>2,5</sub>' nas escolas, pois  $p > 0,05$ .

Tabela 11 – Dados dos parâmetros ambientais nas oito escolas: Temperatura do Ar, Humidade Relativa, Dióxido de Carbono, PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub>

Escola	Temperatura (°C)				Humidade Relativa (%)				Dióxido de Carbono (mg/m <sup>3</sup> )				PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )				PM <sub>2,5</sub> (µg/m <sup>3</sup> )			
	$\bar{X}$	Máx	Mín	DP	$\bar{X}$	Máx	Mín	DP	$\bar{X}$	Máx	Mín	DP	$\bar{X}$	Máx	Mín	DP	$\bar{X}$	Máx	Mín	DP
A	23,53	24,00	23,00	0,86	34,00	38,00	30,00	4,05	1537,27	1885,74	1122,29	386,05	30,66	40,00	26,00	8,08	16,67	21,00	14,00	3,78
B	26,35	28,00	25,00	1,46	25,93	29,00	22,00	3,08	766,20	1098,49	571,21	244,19	41,00	54,00	22,00	13,74	29,75	37,00	16,00	9,50
C	19,88	21,00	19,00	0,59	65,50	71,00	60,00	4,19	2258,50	3544,46	1384,10	842,92	36,60	47,00	19,00	10,74	21,00	28,00	12,00	6,24
D	22,55	23,00	22,00	0,37	50,95	57,00	44,00	5,97	2159,91	3385,18	1301,71	910,82	33,00	49,00	19,00	12,73	22,25	37,00	16,00	10,01
E	20,00	20,00	20,00	0,35	57,43	59,00	56,00	1,37	2079,20	2539,34	1733,78	414,85	30,33	41,00	18,00	11,59	15,33	19,00	13,00	3,21
F	21,05	22,00	20,00	0,94	56,68	61,00	54,00	3,40	2173,18	3974,70	1202,85	1253,07	41,00	47,00	35,00	6,38	26,75	32,00	23,00	3,77
G	23,30	24,00	22,00	1,39	51,23	53,00	50,00	1,45	2231,76	3319,27	1640,41	943,01	53,67	73,00	43,00	16,77	32,67	43,00	26,00	9,07
H	24,63	27,00	23,00	1,71	41,10	43,00	39,00	2,02	1015,64	1085,67	849,50	111,25	21,00	25,00	17,00	3,27	13,25	14,00	11,00	1,50
<i>p-value</i>	0,465				0,465				0,582				0,187				0,187			

Legenda:  $\bar{X}$  – Média; Máx – Máximo; Mín – Mínimo; DP – Desvio Padrão

## 4.2. Avaliação e Quantificação de Bactérias e Fungos

As Figuras 10 e 11 apresentam a concentração de bactérias e de fungos, respetivamente, para o volume de 100 L e 250L e a média dos dois volumes nas oito escolas avaliadas.

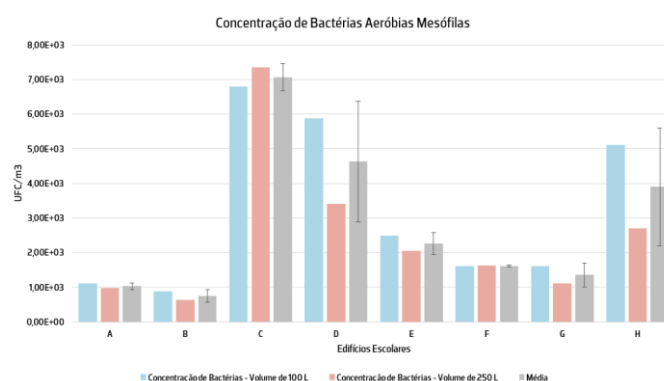


Figura 10 – Concentração de bactérias aeróbias mesófilas para dois volumes de amostragem (100 L e 250 L) e respetiva média e desvio padrão nos oito edifícios escolares

Nota: Valores de UFC/m<sup>3</sup>; volumes não diferem estatisticamente ( $p > 0,05$ )

A escola C apresentou a maior concentração de bactérias, de  $7,06 \times 10^3$  UFC/m<sup>3</sup> e na escola B detetou-se uma menor concentração de bactérias, de  $7,47 \times 10^2$  UFC/m<sup>3</sup>. Em 6 das 8 escolas, verificou-se que a maior concentração de bactérias persistia nas amostras de 100 L. Contrariamente, nas escolas C e F, as concentrações mais elevadas predominaram nas amostras de 250 L. Com isto, a variação observada nas concentrações bacterianas entre os dois volumes sugere que a metodologia da amostragem pode ter um impacto significativo nos resultados. A análise dos dados através do gráfico demonstrou uma variação na concentração média de bactérias entre os diferentes edifícios. Posto isto, concluiu-se que não existiram evidências estatisticamente significativas para afirmar, a um nível de significância de 0,05, que houve diferença nas concentrações de bactérias entre os dois volumes ( $p = 0,123$ ).

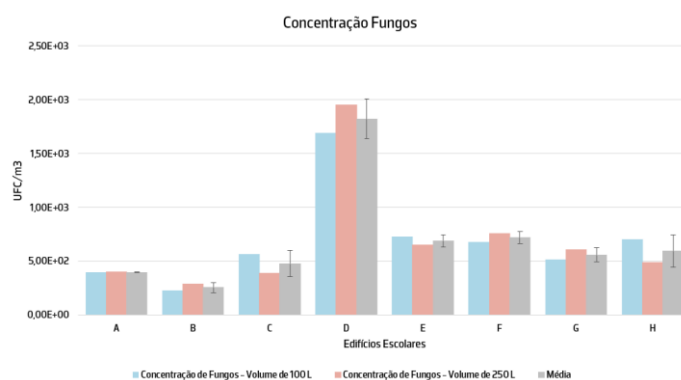


Figura 11 – Concentração de fungos para dois volumes de amostragem (100 L e 250 L) e respetiva média e desvio padrão nos oito edifícios escolares

Nota: Valores de UFC/m<sup>3</sup>; volumes não diferem estatisticamente ( $p > 0,05$ )

No que concerne à concentração média de fungos, a escola D destacou-se ao apresentar a maior concentração de  $1,82 \times 10^3$  UFC/m<sup>3</sup>. A escola C, que apresentou a maior concentração de bactérias, registou concentrações de fungos mais baixas, com uma média de  $4,76 \times 10^2$  UFC/m<sup>3</sup>. Observou-se que as concentrações de fungos foram mais elevadas no volume de 250 L em cinco escolas: A, B, D, F e G. Esta situação diverge significativamente daquela observada para a concentração de bactérias, em que as concentrações mais elevadas prevaleceram para o volume de 100 L. Concluindo, não houve evidências estatisticamente significativas para afirmar uma diferença nas concentrações de fungos entre os dois volumes ( $p = 0,779$ ).

Foram efetuadas as concentrações médias de bactérias e fungos para cada escola, com o objetivo de comparar os valores obtidos com o estabelecido pela Portaria n.º 138-G/2021 de 1 de julho, 2021. A Portaria n.º 138-G/2021 de 1 de julho, 2021 não estabelece um Limiar de Proteção numérico. A mesma refere que as condições de referências são as seguintes: a concentração de bactérias totais no interior deve ser inferior à concentração no exterior, acrescida de 350 UFC/m<sup>3</sup> e a concentração de fungos no interior deve ser inferior à detetada no exterior. Adicionalmente foi efetuada uma medição no exterior em cada escola, para o volume de 250 L, quer para as bactérias, quer para os fungos. Na Tabela 12, encontram-se as concentrações médias de bactérias e fungos para as oito escolas, no interior e no exterior, bem como o limite permitido para as bactérias, com o acréscimo das 350 UFC/m<sup>3</sup>.

Tabela 12 – Concentração de bactérias e fungos no interior e no exterior das escolas

Edifício Escolar	Concentração de Bactérias no Interior (UFC/m <sup>3</sup> )	Concentração de Bactérias no Exterior (UFC/m <sup>3</sup> )	Limite Permitido Bactérias (UFC/m <sup>3</sup> )	Concentração de Fungos no Interior (UFC/m <sup>3</sup> )	Concentração de Fungos no Exterior (UFC/m <sup>3</sup> )
A	$1,03 \times 10^3$	$4,00 \times 10^1$	$3,90 \times 10^2$	$3,96 \times 10^2$	$5,20 \times 10^2$
B	$7,47 \times 10^2$	$3,76 \times 10^2$	$7,26 \times 10^2$	$2,53 \times 10^2$	$1,69 \times 10^3$
C	$7,06 \times 10^3$	$2,44 \times 10^2$	$5,94 \times 10^2$	$4,76 \times 10^2$	$4,60 \times 10^2$
D	$4,62 \times 10^3$	$2,56 \times 10^2$	$6,06 \times 10^2$	$1,82 \times 10^3$	$7,08 \times 10^2$
E	$2,25 \times 10^3$	$2,28 \times 10^2$	$5,78 \times 10^2$	$6,86 \times 10^2$	$2,62 \times 10^4$
F	$1,60 \times 10^3$	$3,92 \times 10^2$	$7,42 \times 10^2$	$7,18 \times 10^2$	$1,06 \times 10^3$
G	$1,35 \times 10^3$	$1,48 \times 10^2$	$4,98 \times 10^2$	$5,58 \times 10^2$	$9,40 \times 10^2$
H	$3,89 \times 10^3$	$5,80 \times 10^2$	$9,30 \times 10^2$	$5,93 \times 10^2$	$7,20 \times 10^2$

Face ao descrito na tabela, pode-se concluir que as concentrações de bactérias no interior excederam as condições de referência em todas as escolas. Verificou-se que a concentração de bactérias no interior excedeu a concentração de bactérias no exterior, mesmo com o acréscimo de 350 UFC/m<sup>3</sup>. Quanto à concentração de fungos verificou-se que as escolas A, B, E, F, G e H cumprem com o estabelecido pela Portaria n.º 138-G/2021 de 1 de julho, pois apresentaram concentrações no interior inferiores às detetadas no exterior. Em contrapartida, as escolas C e D apresentaram concentrações no interior superiores às concentrações do exterior, não cumprindo com as condições de referência da Portaria suprarreferida.

### 4.3. Relação entre Agentes Biológicos e Variáveis Ambientais: Partículas em Suspensão, Dióxido de Carbono, Temperatura do Ar e Humidade Relativa

A Figura 12 ilustra a relação entre a concentração de bactérias e fungos com a concentração de partículas em suspensão (PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub>).

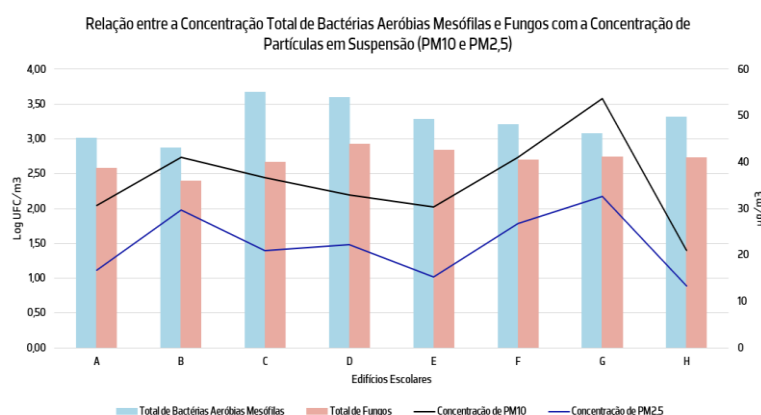


Figura 12 – Relação entre a concentração total de bactérias aeróbias mesófilas e a concentração total de fungos com as partículas em suspensão (PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub>)

As concentrações de PM<sub>2,5</sub> e PM<sub>10</sub> variaram entre 10 µg/m<sup>3</sup> a 40 µg/m<sup>3</sup>, e 20 µg/m<sup>3</sup> a 60 µg/m<sup>3</sup>, respetivamente, com picos significativos nas escolas B, F e G. Relativamente às bactérias aeróbias mesófilas, as concentrações variaram entre 2,50 e 4,00 Log UFC/m<sup>3</sup>. As concentrações totais de fungos variaram entre 2,50 e 3,00 Log UFC/m<sup>3</sup>. Através da análise do gráfico, observa-se que a concentração de bactérias tendeu a aumentar à medida que aumentou a concentração de partículas em suspensão, quer PM<sub>10</sub>, quer PM<sub>2,5</sub>. Neste sentido, pode destacar-se como exemplo a escola F que apresentou uma concentração de bactérias elevada de 3,20 Log UFC/m<sup>3</sup>, ou seja, 1,58 x 10<sup>3</sup> UFC/m<sup>3</sup>, que corresponde à segunda concentração de PM<sub>10</sub> mais elevada de 41,00 µg/m<sup>3</sup>. No entanto, para as escolas B e G, em que se verificaram concentrações de PM<sub>10</sub> elevadas (41,00 µg/m<sup>3</sup> e 53,67 µg/m<sup>3</sup>), é possível observar que a concentração de bactérias foi

inferior, com uma concentração de 2,87 Log UFC/m<sup>3</sup> (7,41 X 10<sup>2</sup> UFC/m<sup>3</sup>) e 3,08 Log UFC/m<sup>3</sup> (1,20 x 10<sup>3</sup> UFC/m<sup>3</sup>), respetivamente. Não existiram evidências estatisticamente significativas para afirmar que a concentração de bactérias variou com a concentração de PM<sub>10</sub> (p = 0,741).

No que concerne à concentração de PM<sub>2,5</sub>, verificaram-se picos correspondentes a um aumento da concentração de bactérias. Por exemplo, na escola F e G, em que concentrações de PM<sub>2,5</sub> de 26,75 µg/m<sup>3</sup> e 32,67 µg/m<sup>3</sup>, correspondem a concentrações de bactérias de 3,20 Log UFC/m<sup>3</sup> e 3,08 Log UFC/m<sup>3</sup>, respetivamente. No entanto, a escola B, que apresentou a concentração mais elevada de PM<sub>2,5</sub>, demonstrou a concentração total de bactérias aeróbias mesófilas mais baixa, de 2,87 Log UFC/m<sup>3</sup>. Estas variáveis correlacionaram-se negativamente (p = -0,117), mas não existiram evidências estatisticamente significativas para afirmar que a concentração de bactérias variou com a concentração de PM<sub>2,5</sub> (p = 0,538).

A concentração de fungos encontrada foi homogénea entre os demais pontos de medição, não se verificando grandes variações. As escolas D e E destacaram-se, devido à concentração de fungos de 2,92 Log UFC/m<sup>3</sup> (8,31 x 10<sup>2</sup> UFC/m<sup>3</sup>) e 2,84 Log UFC/m<sup>3</sup> (6,91 x 10<sup>2</sup> UFC/m<sup>3</sup>). É importante salientar as escolas F e G que apresentaram concentrações totais de fungos de 2,70 Log UFC/m<sup>3</sup> e 2,74 Log UFC/m<sup>3</sup>, que corresponderam a picos de PM<sub>10</sub>, de 41,00 µg/m<sup>3</sup> e 53,67 µg/m<sup>3</sup>, respetivamente, e de PM<sub>2,5</sub> de 26,75 µg/m<sup>3</sup> e 32,67 µg/m<sup>3</sup>. Não existiram evidências estatisticamente significativas para afirmar que a concentração de fungos variou conforme a concentração de PM<sub>10</sub> e de PM<sub>2,5</sub> (p > 0,05).

A Figura 13 apresenta a relação entre a concentração de bactérias e fungos nos 30 pontos de medição, e a sua relação com os níveis de CO<sub>2</sub>.

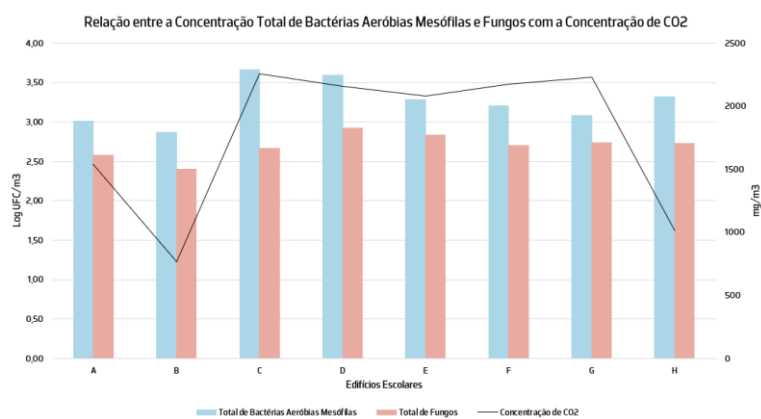


Figura 13 – Relação entre a concentração total de bactérias aeróbias mesófilas e a concentração total de fungos com o CO<sub>2</sub>

As concentrações médias de CO<sub>2</sub> apresentaram variações significativas entre as escolas, tendo variado desde 700 mg/m<sup>3</sup> a 2500 mg/m<sup>3</sup>. Em alguns casos foi possível observar a relação entre a concentração total de bactérias aeróbias mesófilas e a concentração de CO<sub>2</sub>. Na escola C e D, observaram-se concentrações elevadas de bactérias de 3,66 Log UFC/m<sup>3</sup> (4,57 x 10<sup>3</sup> UFC/m<sup>3</sup>) e 3,60 Log UFC/m<sup>3</sup> (3,98 x 10<sup>3</sup> UFC/m<sup>3</sup>) e elevadas concentrações de CO<sub>2</sub> de 2258,50 mg/m<sup>3</sup> e 2159,91 mg/m<sup>3</sup>, respetivamente. Outras situações em que se verificaram picos de CO<sub>2</sub> como, por exemplo, nas escolas F e G, também se verificaram concentrações elevadas de bactérias, de 3,20 Log UFC/m<sup>3</sup> e 3,08 Log UFC/m<sup>3</sup>. A concentração de bactérias e os níveis de CO<sub>2</sub> apresentaram uma correlação positiva e estatisticamente significativa ( $r = 0,493$ ;  $p = 0,006$ ).

A concentração de fungos também demonstrou relação com os níveis de CO<sub>2</sub>, embora de forma menos acentuada em comparação com as bactérias. Nas escolas D e E a concentração de fungos aumentou juntamente com a concentração de CO<sub>2</sub>, indicando uma possível relação entre os ambientes com elevada concentração de CO<sub>2</sub> e a proliferação de fungos. No entanto, o mesmo não se verificou na escola H em que a concentração de fungos foi das mais elevadas e os níveis de CO<sub>2</sub> foram mais baixos (1015,64 mg/m<sup>3</sup>). Não existiram evidências estatisticamente significativas para afirmar que a concentração de fungos variou consoante os níveis de CO<sub>2</sub> ( $p = 0,711$ ).

A Figura 14 representa a relação entre a concentração de bactérias e fungos com a temperatura do ar no interior das salas de aula das oito escolas avaliadas.

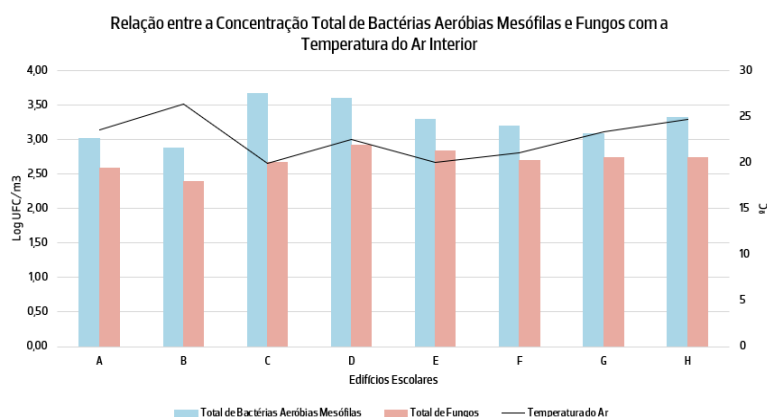


Figura 14 - Relação entre a concentração total de bactérias aeróbias mesófilas e a concentração total de fungos com a temperatura do ar interior

As escolas A, B, G e H registaram as temperaturas mais elevadas com uma média de 23,6°C, 26°C, 23,3°C e 24,8°C, respetivamente. A variação da temperatura do ar ocorreu devido às medições terem sido realizadas em dias diferentes, em que as condições meteorológicas variaram

significativamente. Na escola C, verificou-se a concentração de bactérias mais elevada (3,66 Log UFC/m<sup>3</sup>), o que não é coerente com o aumento da temperatura, visto que foi detetada uma temperatura do ar de 19,88°C. Já na escola A e B, verificaram-se temperaturas mais elevadas de 23,53°C e 26,35°C, respetivamente, e concentrações de bactérias mais baixas, 3,01 Log UFC/m<sup>3</sup> e 2,87 Log UFC/m<sup>3</sup>, respetivamente. Relativamente à concentração de fungos e a sua variação consoante a temperatura do ar, o gráfico não demonstrou uma correlação clara entre as duas variáveis. Na escola B, em que existiu um pico de temperatura (26,35°C), a concentração de fungos não aumentou proporcionalmente.

A análise estatística revelou uma correlação negativa entre a concentração de bactérias e fungos e a temperatura do ar, o que indica que à medida que a temperatura aumentou, a carga microbiana tendeu a diminuir. Existiram evidências estatisticamente significativas para afirmar que a concentração de bactérias e fungos variaram conforme a temperatura do ar interior ( $p < 0,05$ ).

A Figura 15 apresenta a concentração média de bactérias e fungos e a sua relação com a HR nas oito escolas.

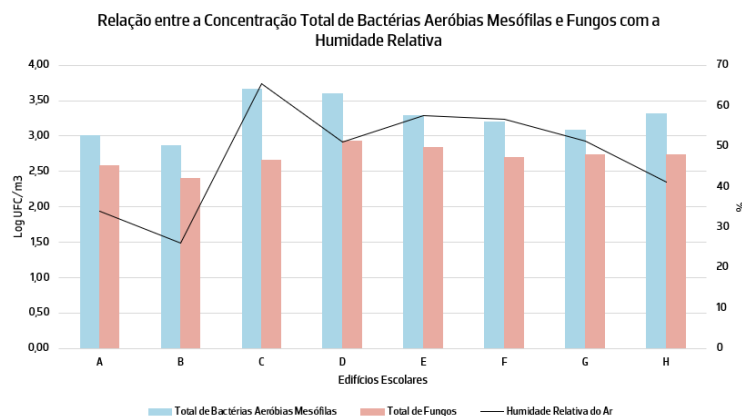


Figura 15 - Relação entre a concentração total de bactérias aeróbias mesófilas e a concentração total de fungos com a humidade relativa

As escolas C, E e F foram as que apresentaram uma maior HR nas salas de aula, com valores a variar desde 55% a 70%. Assim como no caso da temperatura do ar, a HR variou significativamente devido à variação das condições meteorológicas.

Como mencionado anteriormente, a escola C apresentou a concentração mais elevada de bactérias de 3,66 Log UFC/m<sup>3</sup>, o que foi consistente com o valor elevado de HR, de 65,5%. No entanto, o mesmo não se verificou para a concentração de fungos, que foi relativamente baixa de 2,66 Log UFC/m<sup>3</sup> ( $4,57 \times 10^2$  UFC/m<sup>3</sup>). A escola D, apesar de não ter apresentado uma HR tão

elevada (50,95%), apresentou a maior concentração de fungos, de 2,92 Log UFC/m<sup>3</sup>. De forma geral, as escolas com uma HR mais elevada tenderam a apresentar concentrações mais altas de bactérias, como observado na escola C e G. No entanto, a relação entre a HR e a concentração total de fungos foi menos acentuada. Existiram evidências estatisticamente significativas para afirmar que a concentração de bactérias variou consoante a HR ( $p < 0,001$ ), no entanto, a correlação entre a concentração de fungos e a HR não foi significativa ( $p = 0,140$ ).

Após a elaboração dos gráficos para explorar as relações entre a concentração total de bactérias aeróbias mesófilas e a concentração total de fungos com as variáveis, 'PM<sub>10</sub>', 'PM<sub>2,5</sub>', 'CO<sub>2</sub>', 'temperatura do ar' e 'humidade relativa', foi necessário perceber, de forma mais aprofundada, se existiram correlações significativas entre estas variáveis. A Tabela 13 apresenta os coeficientes de correlação de Spearman e os valores de significância associados entre as variáveis analisadas.

Tabela 13 – Correlações entre os parâmetros ambientais nas oito escolas

	PM <sub>2,5</sub>	PM <sub>10</sub>	CO <sub>2</sub>	T (°C)	HR (%)	Bactérias	Fungos
<b>PM<sub>2,5</sub></b>							
Coeficiente de Correlação	1	0,950*	-0,234	0,088	0,026	-0,117	-0,001
Sig. (2 extremidades)	---	< 0,001	0,158	0,642	0,890	0,538	0,995
<b>PM<sub>10</sub></b>							
Coeficiente de Correlação	0,950*	1	-0,144	-0,016	0,162	0,063	0,040
Sig. (2 extremidades)	< 0,001	---	0,387	0,934	0,393	0,741	0,833
<b>CO<sub>2</sub></b>							
Coeficiente de Correlação	-0,234	-0,144	1	-0,543*	0,730*	0,493*	0,071
Sig. (2 extremidades)	0,158	0,387	---	0,002	< 0,001	0,006	0,711
<b>T (°C)</b>							
Coeficiente de Correlação	0,088	-0,016	-0,543*	1	-0,860*	-0,444*	-0,401*
Sig. (2 extremidades)	0,642	0,934	0,002	---	< 0,001	0,014	0,028
<b>HR (%)</b>							
Coeficiente de Correlação	0,026	0,162	0,730*	-0,860*	1	0,583*	0,276
Sig. (2 extremidades)	0,890	0,393	< 0,001	< 0,001	---	< 0,001	0,140
<b>Bactérias</b>							
Coeficiente de Correlação	-0,117	0,063	0,493*	-0,444*	0,583*	1	0,384*
Sig. (2 extremidades)	0,538	0,741	0,006	0,014	< 0,001	---	0,036
<b>Fungos</b>							
Coeficiente de Correlação	-0,001	0,040	0,071	-0,401*	0,276	0,384*	1
Sig. (2 extremidades)	0,995	0,833	0,711	0,028	0,140	0,036	---

\* Evidências estatisticamente significativas, a um nível de significância de 0,05

A análise das correlações entre as variáveis demonstrou que a correlação entre as  $PM_{2,5}$  e  $PM_{10}$  foi a mais forte e significativa ( $r = 0,950$ ;  $p < 0,001$ ). No entanto, não existiram evidências estatisticamente significativas para afirmar que as partículas em suspensão, tanto as  $PM_{2,5}$  como as  $PM_{10}$  variaram com os restantes parâmetros ( $p > 0,05$ ).

A concentração de bactérias e fungos correlacionou-se positivamente com as  $PM_{10}$  ( $r = 0,063$  e  $r = 0,040$ , respetivamente), no entanto, não existiram evidências estatisticamente significativas para afirmar que a concentração de bactérias e de fungos variou com a concentração de  $PM_{10}$  ( $p > 0,05$ ). Em contrapartida, as bactérias e fungos correlacionaram-se negativamente com as  $PM_{2,5}$  ( $r = -0,117$  e  $r = -0,001$ , respetivamente) e sem evidências estatisticamente significativas ( $p > 0,05$ ).

O  $CO_2$  apresentou uma correlação negativa e moderada com a temperatura ( $r = -0,543$ ;  $p = 0,002$ ), o que indica que a variação foi inversamente proporcional, ou seja, à medida que a temperatura aumentou, as concentrações de  $CO_2$  diminuíram. Em contraste, o  $CO_2$  apresentou uma correlação positiva e estatisticamente significativa com a HR ( $r = 0,730$ ;  $p < 0,001$ ) e com a concentração de bactérias ( $r = 0,493$ ;  $p = 0,006$ ). A análise entre a concentração de fungos e a concentração de  $CO_2$  indicou uma correlação fraca e positiva ( $r = 0,071$ ). No entanto, não existiram evidências estatisticamente significativas para afirmar que a concentração de fungos variou consoante a concentração de  $CO_2$  ( $p = 0,711$ ).

A temperatura do ar demonstrou uma correlação negativa, mas significativa com a HR ( $r = -0,860$ ;  $p < 0,001$ ), com a concentração de bactérias ( $r = -0,444$ ;  $p = 0,014$ ) e com a concentração de fungos ( $r = -0,401$ ;  $p = 0,028$ ). Por sua vez, a HR apresentou uma correlação positiva e estatisticamente significativa com a concentração de bactérias ( $r = 0,583$ ;  $p < 0,001$ ). No entanto, a correlação com a concentração de fungos não foi significativa ( $p = 0,140$ ).

Como se obtiveram correlações entre os parâmetros ambientais, foi necessário perceber se estes foram influenciados por outras variáveis. Foram avaliadas duas variáveis independentes, o ano de construção do edifício (entre 1955 e 2000; e depois de 2000) e o sistema de ventilação utilizado (natural e/ou mecânica). Com isto, dividiram-se as escolas em dois grupos, o Grupo 1 (escolas mais antigas e sem ventilação mecânica) e o Grupo 2 (escolas mais recentes e com ventilação natural e mecânica). Nas Tabelas 14 e 15 são apresentadas as correlações entre as variáveis ambientais para o Grupo 1 e Grupo 2, respetivamente.

Tabela 14 – Correlações entre os parâmetros ambientais nas escolas do Grupo 1

	PM <sub>2,5</sub>	PM <sub>10</sub>	CO <sub>2</sub>	T (°C)	HR (%)	Bactérias	Fungos
<b>PM<sub>2,5</sub></b>							
Coeficiente de Correlação	1	0,931*	-0,427*	-0,123	0,233	0,422	0,070
Sig. (2 extremidades)	---	< 0,001	0,042	0,662	0,404	0,117	0,805
<b>PM<sub>10</sub></b>							
Coeficiente de Correlação	0,931*	1	-0,407	-0,238	0,376	0,591*	0,274
Sig. (2 extremidades)	< 0,001	---	0,054	0,392	0,167	0,020	0,323
<b>CO<sub>2</sub></b>							
Coeficiente de Correlação	-0,427*	-0,407	1	-0,222	0,625*	0,521*	-0,179
Sig. (2 extremidades)	0,042	0,054	---	0,426	0,013	0,046	0,524
<b>T (°C)</b>							
Coeficiente de Correlação	-0,123	-0,238	-0,222	1	-0,712*	-0,416	-0,375
Sig. (2 extremidades)	0,662	0,392	0,426	---	0,003	0,123	0,169
<b>HR (%)</b>							
Coeficiente de Correlação	0,233	0,376	0,625*	-0,712*	1	0,714*	-0,007
Sig. (2 extremidades)	0,404	0,167	0,013	0,003	---	0,003	0,980
<b>Bactérias</b>							
Coeficiente de Correlação	0,422	0,591*	0,521*	-0,416	0,714*	1	0,282
Sig. (2 extremidades)	0,117	0,020	0,046	0,123	0,003	---	0,308
<b>Fungos</b>							
Coeficiente de Correlação	0,070	0,274	-0,179	-0,375	-0,007	0,282	1
Sig. (2 extremidades)	0,805	0,323	0,524	0,169	0,980	0,308	---

\* Evidências estatisticamente significativas, a um nível de significância de 0,05

A análise das correlações demonstrou diferenças entre os coeficientes de correlação e o *p-value* entre algumas variáveis, enquanto outras mantiveram comportamentos semelhantes. Um exemplo de consistência foi a correlação entre as PM<sub>2,5</sub> e as PM<sub>10</sub> que permaneceu forte e significativa em todas as análises ( $p < 0,05$ ). Contudo, surgiram algumas diferenças notáveis. As PM<sub>2,5</sub> correlacionaram-se de forma negativa, mas significativa com o CO<sub>2</sub> ( $r = -0,427$ ;  $p = 0,042$ ), o que indica que à medida que o CO<sub>2</sub> aumenta, a concentração de PM<sub>2,5</sub> tende a diminuir. Verificou-se também uma correlação positiva e estatisticamente significativa entre as PM<sub>10</sub> e as bactérias ( $r = -0,591$ ;  $p = 0,020$ ).

Outra mudança notável foi observada na relação entre o CO<sub>2</sub> e a temperatura. Na análise realizada às oito escolas, essa correlação foi negativa, mas significativa. No entanto, no Grupo 1, essa

correlação, apesar de ter permanecido negativa, não foi estatisticamente significativa ( $r = -0,222$ ;  $p = 0,426$ ). De forma semelhante, outras correlações que foram significativas na análise geral, como aquelas entre a temperatura e as bactérias, a temperatura e os fungos, e entre as bactérias e os fungos, deixaram de ser estatisticamente significativas nas escolas do Grupo 1 ( $p > 0,05$ ). Estas novas correlações destacam uma possível influência do tipo de sistema de ventilação e do ano de construção do edifício sobre estes parâmetros ambientais.

Tabela 15 – Correlações entre os parâmetros ambientais nas escolas do Grupo 2

	PM <sub>2,5</sub>	PM <sub>10</sub>	CO <sub>2</sub>	T (°C)	HR (%)	Bactérias	Fungos
<b>PM<sub>2,5</sub></b>							
Coeficiente de Correlação	1	0,888*	0,171	0,052	0,169	-0,285	-0,063
Sig. (2 extremidades)	---	< 0,001	0,542	0,853	0,547	0,304	0,823
<b>PM<sub>10</sub></b>							
Coeficiente de Correlação	0,888*	1	0,306	0,083	0,247	-0,025	-0,041
Sig. (2 extremidades)	< 0,001	---	0,268	0,768	0,376	0,929	0,884
<b>CO<sub>2</sub></b>							
Coeficiente de Correlação	0,171	0,306	1	-0,504	0,868*	0,525*	0,275
Sig. (2 extremidades)	0,542	0,268	---	0,055	< 0,001	0,044	0,321
<b>T (°C)</b>							
Coeficiente de Correlação	0,052	0,083	-0,504	1	-0,758*	-0,530*	-0,590*
Sig. (2 extremidades)	0,853	0,768	0,055	---	0,001	0,042	0,021
<b>HR (%)</b>							
Coeficiente de Correlação	0,169	0,247	0,868*	-0,758*	1	0,552*	0,486
Sig. (2 extremidades)	0,547	0,376	< 0,001	0,001	---	0,033	0,066
<b>Bactérias</b>							
Coeficiente de Correlação	-0,285	-0,025	0,525*	-0,530*	0,552*	1	0,447
Sig. (2 extremidades)	0,304	0,929	0,044	0,042	0,033	---	0,095
<b>Fungos</b>							
Coeficiente de Correlação	-0,063	-0,041	0,275	-0,590*	0,486	0,447	1
Sig. (2 extremidades)	0,823	0,884	0,321	0,021	0,066	0,095	---

\* Evidências estatisticamente significativas, a um nível de significância de 0,05

No Grupo 2, a correlação entre o CO<sub>2</sub> e a temperatura continuou a não apresentar diferenças estatisticamente significativas ( $p = 0,055$ ). Um ponto de destaque foi a correlação positiva e estatisticamente significativa entre o CO<sub>2</sub> e a HR ( $r = 0,868$ ;  $p < 0,001$ ), que demonstrou um coeficiente mais forte do que nas outras análises. Por outro lado, ao contrário do que ocorreu no Grupo 1, observou-se no Grupo 2 uma correlação estatisticamente significativa entre a

temperatura e as bactérias ( $p = 0,042$ ) e, também, entre a temperatura e os fungos ( $p = 0,021$ ). Essa correlação significativa já tinha sido identificada na análise geral, mas não no Grupo 1, indicando que o impacto da temperatura sobre os microrganismos foi mais pronunciado nas escolas com ventilação mecânica. Uma semelhança com o Grupo 1 foi a ausência de correlação significativa entre as bactérias e os fungos ( $r = 0,447$ ;  $p = 0,095$ ).

## 5. Discussão dos Resultados

A avaliação dos parâmetros da QAI emerge como um aspecto crucial para identificar e monitorizar os poluentes do ar interior, incluindo agentes microbiológicos, como bactérias e fungos, partículas em suspensão e gases como o  $\text{CO}_2$ . Estes parâmetros são fundamentais para avaliar a QAI, nomeadamente em edifícios escolares, onde a exposição contínua pode afetar a saúde dos ocupantes. Estudar a forma como estes fatores interagem entre si e de que forma influenciam a composição do ar, é crucial para desenvolver *guidelines* eficazes para a QAI. Um dos objetivos deste estudo foi analisar a correlação entre a concentração de partículas em suspensão ( $\text{PM}_{10}$  e  $\text{PM}_{2,5}$ ) e a concentração de bactérias e fungos. A investigação revelou *insights* significativos sobre a relação das partículas em suspensão e a carga microbiana. Contudo, outros parâmetros como o  $\text{CO}_2$ , temperatura do ar interior e humidade relativa também foram considerados.

A análise comparativa dos parâmetros da QAI demonstrou que, nas oito escolas, havia variações significativas das concentrações de  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2,5}$ ,  $\text{CO}_2$ , bactérias e fungos. As concentrações de  $\text{PM}_{10}$  e  $\text{PM}_{2,5}$  variaram entre  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $96 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , e  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $76 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respetivamente, no primeiro momento de medição. No segundo momento, as concentrações de  $\text{PM}_{10}$  oscilaram entre  $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $73 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e as concentrações de  $\text{PM}_{2,5}$  entre  $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . A escola G, embora tenha revelado um aumento substancial nas concentrações de  $\text{PM}_{10}$ , as partículas em suspensão diminuíram na maioria das escolas no segundo momento de medição. Esta redução pode ter ocorrido devido à implementação de estratégias de melhoria após a primeira avaliação, como a priorização da ventilação natural – abertura de portas e janelas.

As escolas avaliadas localizam-se perto de zonas de tráfego intenso, duas estão situadas perto de bombas de gasolina ( $< 700 \text{ m}$ ), uma está localizada a  $50 \text{ m}$  de oficinas, uma localizada a  $500 \text{ m}$  de uma siderurgia e outra localizada perto de um aeroporto ( $< 1400 \text{ m}$ ), o que pode explicar a concentração elevada de partículas em suspensão no interior das salas de aula. As concentrações elevadas de partículas em suspensão podem ocorrer, maioritariamente, devido a

fontes externas de poluição, conforme relatado por Madureira et al., (2016), que avaliaram escolas portuguesas situadas perto de vias de tráfego intenso e de locais de estacionamento, tendo obtido concentrações de  $PM_{2,5}$  e  $PM_{10}$  superiores a  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respetivamente. Chatzidiakou et al., (2015) relataram concentrações médias de  $PM_{10}$  e  $PM_{2,5}$  superiores a  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e a  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respetivamente, em Londres, sem qualquer relação significativa entre escolas localizadas em áreas residenciais ou rurais.

O recurso à ventilação natural pode reduzir as concentrações de  $PM_{10}$  e  $PM_{2,5}$  no interior dos edifícios. No entanto, o aumento de 62,6% na concentração de  $PM_{10}$  na escola G sugere que outros fatores, como o tipo de atividades realizadas ou as condições meteorológicas adversas, podem ter influenciado as medições. Este aumento vai ao encontro do descrito na literatura que destaca a influência das atividades dos ocupantes na ressuspensão das partículas (Chatzidiakou et al., 2015). Barbosa et al., (2020) investigaram edifícios escolares em relação ao conforto, QAI e consumo de energia, tendo por base as condições climáticas do mediterrâneo. Para reforçar a ideia de que as condições meteorológicas afetam os poluentes do ar interior, os autores constataram que em regiões amenas como Portugal, a ventilação natural é útil, mas o desempenho é afetado pela temperatura, HR e intensidade do vento. Em dias quentes e/ou húmidos abrir as janelas pode aumentar a carga térmica interna e aumentar a concentração de poluentes no interior dos edifícios.

As concentrações de  $CO_2$  oscilaram entre  $596,85 \text{ mg}/\text{m}^3$  e  $2729,75 \text{ mg}/\text{m}^3$  no primeiro momento de medição e entre  $571,21 \text{ mg}/\text{m}^3$  e  $3974,70 \text{ mg}/\text{m}^3$  no segundo momento. Deste modo, constatou-se que 75% das escolas apresentaram níveis mais elevados de  $CO_2$  no segundo momento de medição. Este aumento pode ser resultado das condições meteorológicas adversas que dificultaram a ventilação natural, levando ao fecho das portas e janelas e, conseqüentemente, à acumulação de  $CO_2$  nas salas de aula. Como exemplo tem-se a escola C; as medições no segundo momento foram realizadas num dia com precipitação, o que levou a que os ocupantes fechassem as janelas. Este cenário destaca a vulnerabilidade destes edifícios, que dependem exclusivamente da ventilação natural, como também foi observado no estudo de Yogeswaran et al., (2023), que destacou a importância da ventilação adequada para manter a QAI.

Apesar da presença de sistemas de ventilação nas escolas, a ausência de ventilação adequada é um aspeto crítico, pois a ventilação, quando eficaz, ajuda a mitigar os problemas de qualidade do

ar (Yogeswaran et al., 2023). O CO<sub>2</sub> é uma variável importante para determinar a eficácia dos sistemas de ventilação e a existência de renovação de ar nas salas de aula. Silva et al., (2022) corrobora esta ideia, pois detetou no seu estudo que as salas de aula apresentam, frequentemente, níveis de CO<sub>2</sub> superiores a 1000 ppm, situação esta que indica uma taxa de renovação de ar insuficiente. A ausência de ventilação adequada é consistente com a literatura existente, que demonstra que edifícios com altos níveis de CO<sub>2</sub> tendem a ter sistemas de ventilação inadequados (Yogeswaran et al., 2023).

Estudos anteriores confirmam a preocupação com os níveis elevados de CO<sub>2</sub>. Andualet et al., (2019) detetaram concentrações de CO<sub>2</sub> que variaram de 401 a 550 ppm, enquanto Madureira et al., (2016) encontraram, em 83% das salas, concentrações médias de CO<sub>2</sub> superiores a 1000 ppm. Num estudo realizado na Eslovénia, concentrações de CO<sub>2</sub> de 2570 ppm foram detetadas em jardins de infância na primavera (Rejc et al., 2019). Pegas et al., (2011) relataram que os picos de CO<sub>2</sub> foram particularmente notáveis nos momentos em que os alunos iniciaram as suas atividades dentro das salas de aula, ou nas transições para o intervalo. Este aumento está associado à taxa de ocupação e à atividade física dos alunos, corroborando a observação de que a concentração de CO<sub>2</sub> aumenta com a atividade e o número de ocupantes (Rejc et al., 2019). Um estudo realizado em 2007 na Coreia relatou que as concentrações elevadas de CO<sub>2</sub> no interior resultaram do fecho das portas e janelas durante as aulas (Yang et al., 2009). Assim, é perceptível que os edifícios com altas concentrações de CO<sub>2</sub> apresentem sistemas de ventilação inadequados, sendo necessárias intervenções para garantir a QAI e a saúde dos ocupantes.

As concentrações de bactérias variaram entre  $4,27 \times 10^2$  UFC/m<sup>3</sup> e  $1,84 \times 10^4$  UFC/m<sup>3</sup>, com uma média total de  $3,04 \times 10^3$  UFC/m<sup>3</sup>. A escola C foi a que apresentou as concentrações de bactérias mais elevadas. Este edifício encontra-se localizado a < 1000 m de uma via de tráfego intenso e < 1500 m de um aeroporto, o que pode ter aumentado a carga microbiana. Estudos recentes demonstraram oscilações entre 208 UFC/m<sup>3</sup> e 23 504 UFC/m<sup>3</sup> e concentrações médias totais de 3670,49 UFC/m<sup>3</sup>, existindo diferenças estatisticamente significativas da carga bacteriana entre as diferentes escolas (Andualet et al., 2019), que foi similar aos resultados obtidos no presente estudo. Madureira et al., (2016) também reportaram concentrações bacterianas superiores a 1000 UFC/m<sup>3</sup>, e em alguns locais ultrapassava 3000 UFC/m<sup>3</sup>. Um estudo realizado na Índia investigou a presença de carga bacteriana e fúngica em escolas apresentando uma

concentração de bactérias de 1709 UFC/m<sup>3</sup> nas salas de aula, sendo o terceiro local com maior contagem bacteriana (Jabeen et al., 2023).

A variação da concentração de bactérias em ambientes *indoor* pode ser influenciada por uma panóplia de fatores ambientais. Segundo Andualet et al., (2019), fatores como o sistema de ventilação, a temperatura, a humidade relativa e as partículas em suspensão desempenham um papel significativo na proliferação de bactérias. Naruka & Gaur (2013) destacaram a atividade humana, a idade do edifício, as condições de ventilação, o ar exterior e a estação do ano como fatores que contribuem para a elevada concentração de bactérias no interior das escolas.

A concentração de fungos total apresentou uma média de  $6,96 \times 10^2$  UFC/m<sup>3</sup>, com variações entre  $1,80 \times 10^2$  UFC/m<sup>3</sup> e  $5,83 \times 10^3$  UFC/m<sup>3</sup>. A escola D apresentou a maior concentração de fungos, que pode ser justificada com a HR interior de 51%, destacando a humidade como um fator crucial para o crescimento de fungos. A literatura corrobora esta observação, destacando que a HR, juntamente com a temperatura e a taxa de ocupação, é crucial para o crescimento de fungos no interior (Haleem Khan & Mohan Karuppaiyl, 2012). Idealmente, a HR no interior deve ser mantida abaixo de 50% para minimizar o crescimento fúngico, conforme recomendado pelas *guidelines* da OMS “WHO guidelines for indoor air quality: dampness and mould”.

Hussin et al., (2011) relatou concentrações de fungos entre 65 UFC/m<sup>3</sup> e 700 UFC/m<sup>3</sup>, sendo consistente com os resultados obtidos no presente estudo, em 6 escolas avaliadas (75%). Num outro estudo, foram observadas concentrações de fungos entre 28 UFC/m<sup>3</sup> e 2098 UFC/m<sup>3</sup>, com picos extremos em alguns locais (5685 UFC/m<sup>3</sup>) (Dorizas et al., 2013). Jabeen et al., (2023) observaram que a concentração média de fungos em escolas variou entre 656 UFC/m<sup>3</sup> e 1799 UFC/m<sup>3</sup>, com a cantina a apresentar os níveis mais elevados. Além disso, estudos anteriores demonstraram que as concentrações de fungos variaram consoante a estação do ano. Frankel et al., (2012) relataram que durante o verão e o outono as concentrações de fungos eram significativamente mais elevadas no exterior do que no interior dos edifícios.

Os resultados relativos à concentração de partículas em suspensão (PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub>) e a sua correlação com a concentração bacteriana e fúngica fornece uma visão complexa sobre a QAI e a dinâmica dos microrganismos. Observou-se que as concentrações de PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub> apresentaram variações significativas entre os diversos pontos de medição.

Para as  $PM_{2,5}$ , a correlação com a concentração de bactérias foi negativa e não significativa ( $r = -0,117$ ;  $p = 0,538$ ). A ausência de uma correlação positiva e significativa retrata que partículas finas com  $2,5 \mu m$  de diâmetro podem não ser um fator determinante na proliferação e dispersão de bactérias no ar. Contrariamente, no estudo de Vishwakarma et al., (2023) foi encontrada uma correlação positiva e significativa entre as  $PM_{2,5}$  e a carga bacteriana. Andualet et al., (2019) encontraram uma correlação positiva forte ( $r = 0,572$ ) entre as  $PM_{2,5}$  e a concentração de bactérias totais, enfatizando o facto de que as  $PM_{2,5}$  podem atuar como um veículo de transmissão de microrganismos. No entanto, a falta de correlação no período da tarde, relatada no mesmo estudo, sugere que outros fatores, como os sistemas de ventilação, a taxa de ocupação e as atividades humanas também podem influenciar a concentração de bactérias.

Partículas com maior diâmetro, como as  $PM_{10}$ , podem conter uma maior quantidade de bactérias, o que explica as altas concentrações encontradas deste microrganismo em salas de aula onde as  $PM_{10}$  são elevadas (Vishwakarma et al., 2023). Não obstante, houve uma correlação fraca e não significativa entre a concentração de bactérias e as  $PM_{10}$  ( $r = 0,063$ ). Isso indica que apesar de existir uma tendência para o aumento da concentração de bactérias na presença de  $PM_{10}$ , essa correlação não é suficientemente forte para generalizar para todos os pontos de medição. Em contrapartida, Andualet et al., (2019) encontraram uma correlação positiva forte entre a concentração de bactérias e a concentração de  $PM_{10}$  ( $r = 0,685$ ), no entanto, não detetaram qualquer relação no período da tarde. A capacidade das partículas com maior diâmetro em fornecer uma maior superfície para a adesão das bactérias pode explicar os resultados observados por estes autores. O estudo realizado por Hiwar et al., (2021) descreve uma correlação positiva moderada e significativa entre as partículas em suspensão e os microrganismos. Outro estudo realizado em 2023 por Vishwakarma et al., também detetou uma correlação positiva e significativa entre as  $PM_{10}$  e as bactérias ( $r = 0,475$ ). Os nossos resultados são consistentes com os relatados por Brągoszewska et al., (2017) que não encontraram nenhuma correlação significativa entre a carga microbiana e  $PM_{10}$  na primavera.

A concentração de fungos não apresentou uma correlação clara com as partículas em suspensão. A correlação positiva fraca entre a concentração de fungos e a concentração de  $PM_{10}$  ( $r = 0,040$ ) e a ausência de correlação significativa com as  $PM_{2,5}$  ( $r = -0,001$ ) indicaram que a presença de fungos é menos influenciada pelas partículas em suspensão do que a presença de bactérias. Essa falta de correlação pode ser devido a diferentes mecanismos de dispersão e sobrevivência das

bactérias e fungos. Os fungos podem ter necessidades ambientais específicas, como uma maior dependência de humidade ou substratos (Azevedo & Barata, 2018).

Alguns estudos como o de Dorizas et al., (2013), encontraram correlações positivas entre a concentração de fungos e a presença de  $PM_{10}$ , indicando fatores como as atividades dos ocupantes e a ventilação inadequada que podem aumentar a concentração de  $PM_{10}$  e, conseqüentemente, a concentração fúngica. Carrazana et al., (2023) e Vishwakarma et al., (2023) também relataram que partículas com maior diâmetro tendem a apresentar uma maior concentração de microrganismos, o que poderia explicar a correlação positiva encontrada entre as  $PM_{10}$  e os fungos em alguns estudos. Mohamad Nor Zaki & Ahmad Bari, (2022) e Gennaro et al., (2014) enfatizaram que as partículas em suspensão podem causar problemas respiratórios e podem transportar microrganismos, nomeadamente as partículas mais finas ( $PM_{2,5}$ ) que podem permanecer suspensas no ar por longos períodos de tempo (Hiwar et al., 2021). As correlações fracas e não significativas encontradas no presente estudo indicam que a relação entre as partículas em suspensão e a carga microbiana é complexa e pode depender de vários fatores. Deste modo, é importante considerar fatores como a ventilação, as diversas fontes de partículas em suspensão e outros parâmetros ambientais, como temperatura e humidade, para justificar a elevada concentração de bactérias no interior dos edifícios.

Parâmetros como o  $CO_2$ , temperatura e HR influenciam o crescimento de bactérias e fungos. O presente estudo revelou que os níveis de  $CO_2$  exercem uma influência significativa sobre a carga bacteriana, com uma correlação positiva moderada de 0,493. Essa relação pode ser atribuída ao facto de que níveis elevados de  $CO_2$ , frequentemente associados a ambientes com grandes taxas de ocupação e ventilação inadequada, podem criar condições favoráveis para a proliferação de bactérias, uma vez que a maioria tem origem nos seres humanos. A concentração fúngica nas escolas também foi influenciada pelo  $CO_2$ , no entanto, foi verificada uma correlação positiva fraca ( $r = 0,071$ ). Estes resultados indicam que a correlação observada é tão fraca que poderia ter ocorrido ao acaso; não podemos afirmar que existe uma relação significativa entre estas variáveis ( $p > 0,05$ ).

Madureira et al., (2016). também observaram uma correlação positiva entre a concentração de bactérias e os níveis de  $CO_2$  (coeficiente de 0,257 e  $p < 0,05$ ). Este estudo descreve a importância da ventilação inadequada no aumento dos níveis de  $CO_2$  e, conseqüentemente, no crescimento

de bactérias, uma vez que os autores não encontraram nenhuma correlação significativa entre a taxa de ocupação e a carga bacteriana, enfatizando a importância dos sistemas de ventilação além da ocupação. Um estudo realizado em 2011 por Mentese et al., identificou uma correlação estatisticamente significativa entre a concentração de bactérias e fungos e a concentração de CO<sub>2</sub>. Kim et al., (2007) também encontraram uma correlação positiva entre a concentração de bactérias e fungos com os níveis de CO<sub>2</sub> em diversos edifícios ( $p < 0,05$ ).

A temperatura do ar interior foi, em média, 23°C, oscilando entre 19°C e 28°C. A humidade relativa variou entre 22% e 71%, com uma média de 48%. A variação da temperatura e da humidade relativa no interior das escolas diferiu devido ao facto das escolas utilizarem sistemas de ventilação natural e, ainda, devido às condições meteorológicas. A temperatura do ar exterior e a humidade relativa exterior foram em média 22°C e 56%, respetivamente.

A análise dos resultados obtidos indicou uma correlação negativa moderada entre a temperatura do ar interior e a concentração de bactérias ( $r = -0,444$ ). Esta correlação sugere que estes parâmetros são inversamente proporcionais, ou seja, à medida que a temperatura aumentou, a concentração de bactérias diminuiu, e vice-versa. Contudo, é importante notar que a análise dos dados revelou algumas inconsistências. Verificaram-se escolas com elevadas concentrações de bactérias a temperaturas mais baixas, e locais em que as temperaturas foram mais elevadas e a concentração de bactérias foi mais baixa. A falta de correlação positiva pode ser justificada pelo facto de as bactérias saprófitas, mais comuns no interior dos edifícios, fazerem parte da microflora do ser humano, sendo expelidas através da fala, tosse ou espirro (Kumar et al., 2021; Moldoveanu, 2015). Uma pessoa saudável pode apresentar entre 10<sup>2</sup> e 10<sup>4</sup> células microbianas em diferentes partes do corpo (Kumar et al., 2021), concluindo-se que a ocupação é um dos fatores que mais pode influenciar a concentração de bactérias.

De forma semelhante, a análise da concentração de fungos demonstrou uma correlação negativa moderada com a temperatura interior ( $r = -0,401$ ). Isso indica que, de forma geral, à medida que a temperatura do ar interior aumentou, a concentração de fungos diminuiu. A proliferação de fungos pode estar associada à humidade e a fontes como livros e madeira. Fatores como a estação do ano, a idade do edifício e os materiais de construção também podem estar entre as razões mais comuns para o aparecimento de fungos no interior dos edifícios (Kumar et al., 2021; Rautiainen et al., 2019).

Não obstante, a literatura também destaca a importância que a temperatura tem na presença de microrganismos no ar interior, sendo essencial para o seu crescimento e sobrevivência; temperaturas extremas podem retardar o crescimento de bactérias mesofílicas (Kumar et al., 2021); temperaturas entre 20–25°C promovem o crescimento de fungos mesofílicos; e temperaturas abaixo do nível ótimo, desaceleram o crescimento deste microrganismo (Haleem Khan & Mohan Karuppaiyil, 2012).

Estudos anteriores fornecem uma comparação diversificada para estes resultados. Por exemplo, Andualet et al., (2019) identificaram uma correlação positiva entre a concentração de bactérias e a temperatura do ar interior no período da tarde ( $r = 0,383$ ), no entanto não houve qualquer tipo de correlação no período da manhã. Estes resultados são consistentes com os de Brągoszewska et al., (2017) que detetaram uma correlação positiva entre a temperatura e a concentração de bactérias no inverno ( $r = 0,675$ ), mas sem qualquer correlação na primavera ( $r = -0,316$ ), mas inconsistentes com os de Hussin et al., (2011) que não detetaram qualquer influência da temperatura na proliferação de bactérias e fungos. Por outro lado, Naruka & Gaur, (2013) identificaram uma correlação negativa forte entre a concentração bacteriana e fúngica com a temperatura do ar interior. Rejc et al., (2019) também relataram correlações fracas e negativas entre a concentração de bactérias, nomeadamente *Staphylococcus* e *Enterobacteriaceae*, e a temperatura do ar interior, destacando que as concentrações de fungos no interior são semelhantes às do ar exterior, devido à sua propagação através da ventilação natural. Os autores referem ainda que as concentrações de fungos no exterior aumentaram com a temperatura, no entanto, a temperatura interior não afetou, significativamente, a concentração fúngica no interior.

Por outro lado, Frankel et al., (2012) identificaram uma correlação positiva entre a temperatura interior e a concentração de fungos, e uma correlação negativa com a concentração de bactérias. Um estudo realizado em 2021 por Hiwar et al., detetou uma relação positiva significativa entre a concentração de bactérias no ar e a temperatura, enquanto não houve uma correlação estatisticamente significativa entre a concentração de fungos e a temperatura do ar. Além disso, Prussin & Marr, (2015) e Carrazana et al., (2023) destacaram a importância dos ambientes com sistema de climatização, como aqueles com ar condicionado ou aquecedores, que podem manter a viabilidade de PAHPs por períodos de tempo prolongados. Embora exista alguma controvérsia sobre o efeito da temperatura na concentração de bactérias e fungos, no presente estudo verificou-se que a temperatura do ar não se correlaciona positivamente com a carga microbiana.

Assim, esta análise, reforça a ideia de que é necessário considerar outras variáveis que possam influenciar a concentração de microrganismos.

Os resultados obtidos demonstraram uma correlação positiva forte entre a concentração de bactérias e a HR ( $r = 0,583$ ), ou seja, à medida que a HR aumenta, a concentração de bactérias tendeu a aumentar. Esta situação é particularmente retratada na escola C, que apresentou a maior HR e, em simultâneo, a concentração bacteriana mais elevada, reforçando a importância que a HR tem como fator determinante na proliferação de bactérias nos ambientes interiores. Vários estudos corroboram estes resultados. Por exemplo, Yogeswaran et al., (2023) afirmaram que a humidade está relacionada, de forma positiva, com o crescimento bacteriano, relatando que este parâmetro físico, junto com os níveis de  $CO_2$  impactam significativamente a concentração de bactérias. Outro estudo destaca que uma HR elevada pode formar biofilmes nas superfícies, facilitando a proliferação e sobrevivência de microrganismos. Isso ocorre porque as células microbianas apresentam cerca de 70 a 90% de água na sua constituição; neste sentido, uma HR baixa inibe o metabolismo microbiano, enquanto uma HR elevada favorece a atividade microbiana (Qiu et al., 2022).

Alguns estudos apresentam resultados discrepantes. Andualet et al., (2019) relataram uma correlação negativa forte entre a HR e a carga bacteriana no período da tarde ( $r = -0,4014$ ) e no período da manhã ( $r = -0,7034$ ). Hussin et al., (2011) também encontraram uma correlação negativa moderada entre a concentração de bactérias e a HR ( $r = -0,351$ ). Contrariamente, Brągoszewska et al., (2017) detetaram uma correlação positiva entre a concentração de bactérias e a humidade, destacando o facto de que um ambiente seco reduz o metabolismo e as atividades fisiológicas dos microrganismos. Uma correlação forte e positiva foi encontrada por Naruka & Gaur, (2013) entre a HR e a concentração de bactérias no ar. Além disso, pesquisas indicam que uma ventilação adequada reduz a HR, inibindo o crescimento de microrganismos. Os resultados de Qiu et al., (2022) demonstraram que a ventilação foi mais eficaz do que a redução da HR para diminuir o crescimento bacteriano. No entanto, é importante ressaltar que a ventilação e o uso de sistemas de climatização podem propagar os microrganismos, sendo necessária uma manutenção periódica destes equipamentos.

A concentração fúngica não apresentou uma correlação tão clara com a HR. Embora se tenha observado uma correlação positiva, esta relação não foi significativa ( $r = 0,276$ ;  $p > 0,05$ ). Isso

mostra que, embora haja uma tendência de aumento da concentração de fungos associada à HR, a correlação não foi suficientemente forte para estabelecer uma dependência entre as duas variáveis. Estes resultados são corroborados por vários estudos. Alguns autores encontraram correlações fracas e positivas entre a concentração fúngica e a humidade relativa (Frankel et al., 2012; Rejc et al., 2019). Enquanto outros não relataram qualquer correlação significativa entre a HR e a concentração de fungos no ar interior (Hussin et al., 2011; Kim et al., 2007). Uma correlação positiva e significativa foi encontrada no estudo de Yogeswaran et al., (2023), entre a HR e o crescimento de fungos. A variabilidade nos resultados pode derivar de diferentes condições ambientais e metodologias utilizadas nos estudos. Ademais, a literatura existente descreve que a HR pode influenciar a viabilidade dos aerossóis bacterianos, com taxas de HR abaixo de 20% e acima de 60%, inibindo a viabilidade dos PAHPs (Carrazana et al., 2023).

Os resultados do presente estudo corroboram o relatado pela literatura, que tanto os parâmetros ambientais como as características dos edifícios (ano de construção e sistema de ventilação) influenciam, significativamente, a presença de poluentes e microrganismos do ar interior, sendo a ventilação responsável por 40% da variação destes poluentes (Bartlett et al., 2004). Com base nisto, as escolas foram agrupadas em dois grupos: o Grupo 1, que incluiu as escolas mais antigas e sem sistemas de ventilação mecânica, e o Grupo 2, que englobou as escolas mais recentes e com sistemas de ventilação natural e mecânica.

No Grupo 1, observou-se uma correlação significativa entre as  $PM_{10}$  e as bactérias ( $r = 0,591$ ;  $p = 0,020$ ), o que sugere que os edifícios mais antigos e a dependência exclusiva da ventilação natural podem contribuir para uma concentração mais elevada de partículas com maior diâmetro e, conseqüentemente, de bactérias. Estes resultados são coerentes com os de Andualet et al., (2019), que também detetaram uma correlação positiva entre as  $PM_{10}$  e as bactérias em escolas sem ventilação mecânica ( $r = 0,685$ ). Esta relação pode acontecer devido à capacidade das partículas sólidas e com maior diâmetro conseguirem transportar microrganismos.

Embora o esperado fosse que a ventilação natural aumentasse a proliferação de microrganismos devido à maior entrada de ar exterior, o estudo revelou que as correlações entre a temperatura e o  $CO_2$ , e entre a temperatura e os microrganismos (bactérias e fungos), não foram significativas no Grupo 1 ( $p > 0,05$ ). À primeira vista, estes resultados podem parecer contraditórios, mas fatores comportamentais e ambientais, como o fecho das janelas e portas devido ao ruído

exterior e às condições meteorológicas adversas, limitam a entrada de microrganismos provenientes do exterior. Isto pode ser explicado por Núñez & García (2022), que referiram que a ventilação natural, por si só, pode não ser suficiente para garantir a renovação do ar interior, nomeadamente em edifícios mais antigos, onde outros parâmetros como o ano de construção do edifício, os materiais de construção e a frequência da limpeza das salas têm um papel essencial.

No entanto, surgiram diferenças importantes entre os grupos em relação a outros parâmetros, especialmente no que diz respeito ao CO<sub>2</sub>, à temperatura e aos microrganismos. No Grupo 1 as correlações entre a temperatura e os microrganismos, como as bactérias e os fungos, não foram estatisticamente significativas ( $p > 0,05$ ). Estes resultados contradizem o descrito por Andualem et al., (2019) e Seseña et al., (2022), que identificaram correlações significativas entre a temperatura, a HR e a concentração de microrganismos. O estudo realizado por Andualem et al., (2019) demonstrou uma correlação negativa e estatisticamente significativa entre a HR e a concentração de bactérias ( $r = -0,703$ ), sugerindo que a variação da carga bacteriana pode estar relacionada com o sistema de ventilação e as características dos ambientes internos. Seseña et al., (2022) destacou que a concentração de microrganismos, como bactérias e fungos, no ar, é influenciada por uma panóplia de fatores, sendo a temperatura e a HR indicadores importantes para o crescimento e proliferação da carga microbiana. Deste modo, a ausência de correlações significativas no Grupo 1 pode ser explicada pela variabilidade e pelo controlo limitado das condições nos ambientes interiores, uma vez que a ventilação natural permite que fatores externos tenham uma maior influência sobre os poluentes presentes no interior.

Em contraste, salas de aula com ventilação mecânica, como observado no Grupo 2, tendem a apresentar condições ambientais mais estáveis, possibilitando correlações significativas entre a temperatura, a HR e a presença de microrganismos. Neste contexto, foi observada uma correlação mais forte e significativa entre a temperatura e a presença de bactérias e fungos ( $p < 0,05$ ). Isso indica que a ventilação mecânica pode criar condições mais estáveis de temperatura e HR, que favoreceram a proliferação destes microrganismos. O estudo de Canha et al., (2016) corrobora esta ideia, pois demonstrou que os sistemas de ventilação mecânica permitem manter uma ventilação constante e controlada e que, apesar de reduzir os níveis de CO<sub>2</sub>, mantêm uma temperatura e HR estáveis que podem criar ambientes propícios para o crescimento de microrganismos.

## 6. Conclusão

Neste estudo analisou-se a correlação entre a presença de partículas em suspensão e a concentração de microrganismos em escolas em Portugal. Os resultados indicaram variações significativas nas concentrações de  $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$ ,  $CO_2$ , bactérias e fungos, enfatizando a complexidade da QAI nos ambientes escolares.

As partículas em suspensão, como  $PM_{10}$  e  $PM_{2,5}$ , são partículas sólidas ou líquidas presentes no ar que pode penetrar nas vias respiratórias e acarretar problemas de saúde para os ocupantes. Os microrganismos, dos quais bactérias e fungos, são amplamente encontrados em ambientes interiores e podem ser transportados através das partículas em suspensão. A proliferação destes microrganismos é fortemente influenciada por fatores como a temperatura, a humidade relativa, a taxa de ocupação e o tipo de sistema de ventilação utilizado.

A ventilação natural tem um impacto significativo na redução dos poluentes do ar interior, mas a sua eficácia varia consoante as condições meteorológicas. A presença elevada de  $CO_2$ , associada a uma ventilação inadequada, demonstrou uma correlação positiva moderada com a proliferação bacteriana, indicando que ambientes com concentrações de  $CO_2$  elevadas também podem favorecer o crescimento de microrganismos. Embora a relação entre as partículas em suspensão e os microrganismos não tenha sido significativa, é evidente que fatores adicionais, como o  $CO_2$ , a temperatura, humidade relativa, ano de construção do edifício e tipo de sistema de ventilação têm um impacto crucial na presença de bactérias e fungos.

Com base nos resultados obtidos, este estudo revelou a necessidade de implementar medidas de prevenção e controlo para melhorar a QAI nas escolas. A instalação de sistemas de ventilação mecânica é uma solução eficaz para reduzir a concentração de partículas em suspensão e agentes biológicos, nomeadamente nas quatro escolas que dependem unicamente da ventilação natural. Além disso, para as escolas que já dispõe destes sistemas, é importante realizar a manutenção periódica destes equipamentos para garantir a sua operacionalidade e eficiência na remoção de poluentes. Adicionalmente devem ser realizados programas de educação ambiental para os docentes e não docentes sobre a importância da QAI e das boas práticas para mantê-la, relativamente ao que concerne à abertura de portas e janelas nas salas de aula, além de realizar formação para os auxiliares sobre os procedimentos corretos de limpeza das salas de aula. A limpeza regular das superfícies das salas de aula, combinada com a manutenção adequada dos

sistemas de ventilação mecânica e o uso adequado da ventilação natural, são essenciais para minimizar a presença de microrganismos e partículas.

Este estudo não esteve isento de limitações que eventualmente podem servir como direções para estudos futuros. O número reduzido de pontos de medição limitou a variabilidade dos parâmetros observados. Além disso, a amostragem temporal e a variabilidade dos parâmetros ambientais, como temperatura e umidade relativa, podem ter influenciado os níveis de poluentes no ar interior. Futuramente, seria relevante realizar a identificação dos microrganismos presentes nestas escolas, para compreender as suas fontes e implementar medidas de controle. Ampliar a amostragem para um maior número de escolas com regiões geográficas diferentes também ajudaria a generalizar os resultados e aprimorar as conclusões.

## Referências Bibliográficas

- Abdalla, T., & Peng, C. (2021). Evaluation of housing stock indoor air quality models: A review of data requirements and model performance. *Journal of Building Engineering*, 43, 102846. <https://doi.org/10.1016/j.jobe.2021.102846>
- Ali, M. A. G., & Shahub, L. A. (2023). Impact of CO<sub>2</sub> Concentration on Indoor Air Quality in Various Schools and Colleges in Baniwaleed City. *Scientific Journal for the Faculty of Science–Sirte University*, 3(2), 81–87. 10.37375/sjfssu.v3i2.1614
- Andualem, Z., Gizaw, Z., Bogale, L., & Dagne, H. (2019). Indoor bacterial load and its correlation to physical indoor air quality parameters in public primary schools. *Multidisciplinary Respiratory Medicine*, 14(1), 2. <https://doi.org/10.1186/s40248-018-0167-y>
- APA. (2021a). *Óxidos de Azoto (NOx)*. <https://apambiente.pt/ar-e-ruído/oxidos-de-azoto-nox>
- APA. (2021b). *Ozono (O3)*. <https://apambiente.pt/ar-e-ruído/ozono-o3>
- APA. (2021c). *Partículas em Suspensão (PM)*. <https://apambiente.pt/ar-e-ruído/particulas-em-suspensao-pm>
- Atkinson, J., Chartier, Y., Otaiza, F., Pessoa-Silva, C. L., Ching, P., Croome, D., Escombe, R., Li, Y., Liu, L., Luo, Z., Niu, J., Perino, M., Qian, H., Salt, M., Sawachi, T., Seto, W., Tang, J. W.-T., & Xie, X. (2009). *Natural Ventilation for Infection Control in Health-Care Settings*. [https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK143284/pdf/Bookshelf\\_NBK143284.pdf](https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK143284/pdf/Bookshelf_NBK143284.pdf)
- Awbi, H. B. (2004). *Ventilation of Buildings*. Routledge. <https://doi.org/10.4324/9780203634479>
- Awuchi, C. G., Ondari, E. N., Ogbonna, C. U., Upadhyay, A. K., Baran, K., Okpala, C. O. R., Korzeniowska, M., & Guiné, R. P. F. (2021). Mycotoxins Affecting Animals, Foods, Humans, and Plants: Types, Occurrence, Toxicities, Action Mechanisms, Prevention, and Detoxification Strategies—A Revisit. *Foods*, 10(6), 1279. <https://doi.org/10.3390/foods10061279>
- Azevedo, E., & Barata, M. (2018). Diversidade no reino Fungi e aplicações à Indústria. *Revista de Ciência Elementar*, 6(4). <https://doi.org/10.24927/rce2018.077>
- Baloch, R. M., Maesano, C. N., Christoffersen, J., Banerjee, S., Gabriel, M., Csobod, É., de Oliveira Fernandes, E., Annesi-Maesano, I., Csobod, É., Szuppinger, P., Prokai, R., Farkas, P., Fuzi, C., Cani, E., Draganic, J., Mogyorosy, E. R., Korac, Z., de Oliveira Fernandes, E., Ventura, G., ... Dewolf, M.-C. (2020). Indoor air pollution, physical and comfort parameters related to schoolchildren's health: Data from the European SINPHONIE study. *Science of The Total Environment*, 739, 139870. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139870>
- Barbosa, F. C., de Freitas, V. P., & Almeida, M. (2020). School building experimental characterization in Mediterranean climate regarding comfort, indoor air quality and energy consumption. *Energy and Buildings*, 212, 109782. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2020.109782>
- Bartlett, K. H., Kennedy, S. M., Brauer, M., van Netten, C., & Dill, B. (2004). Evaluation and Determinants of Airborne Bacterial Concentrations in School Classrooms. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene*, 1(10), 639–647. <https://doi.org/10.1080/15459620490497744>

- Baudet, A., Baurès, E., Guegan, H., Blanchard, O., Guillaso, M., Le Cann, P., Gangneux, J.-P., & Florentin, A. (2021). Indoor Air Quality in Healthcare and Care Facilities: Chemical Pollutants and Microbiological Contaminants. *Atmosphere*, *12*(10), 1337. <https://doi.org/10.3390/atmos12101337>
- Bernstein, J. A., Alexis, N., Bacchus, H., Bernstein, I. L., Fritz, P., Horner, E., Li, N., Mason, S., Nel, A., Oullette, J., Reijula, K., Reponen, T., Seltzer, J., Smith, A., & Tarlo, S. M. (2008). The health effects of nonindustrial indoor air pollution. *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, *121*(3), 585–591. <https://doi.org/10.1016/j.jaci.2007.10.045>
- Božič, A., & Kanduč, M. (2021). Relative humidity in droplet and airborne transmission of disease. *Journal of Biological Physics*, *47*(1), 1–29. <https://doi.org/10.1007/s10867-020-09562-5>
- Braęoszewska, E., Mainka, A., & Pastuszka, J. (2017). Concentration and Size Distribution of Culturable Bacteria in Ambient Air during Spring and Winter in Gliwice: A Typical Urban Area. *Atmosphere*, *8*(12), 239. <https://doi.org/10.3390/atmos8120239>
- Braęoszewska, E., Mainka, A., Pastuszka, J., Lizończyk, K., & Desta, Y. (2018). Assessment of Bacterial Aerosol in a Preschool, Primary School and High School in Poland. *Atmosphere*, *9*(3), 87. <https://doi.org/10.3390/atmos9030087>
- Brun, R., Verrielle, M., Romanias, M. N., Chenal, M., Soisson, A., Maier, W., & Thevenet, F. (2023). Uptake and reactivity of formaldehyde on lime-cement-plaster under typical indoor air conditions. *Building and Environment*, *229*, 109948. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2022.109948>
- Canha, N., Mandin, C., Ramalho, O., Wyart, G., Ribéron, J., Dassonville, C., Hänninen, O., Almeida, S. M., & Derbez, M. (2016). Assessment of ventilation and indoor air pollutants in nursery and elementary schools in France. *Indoor Air*, *26*(3), 350–365. <https://doi.org/10.1111/ina.12222>
- Carrazana, E., Ruiz-Gil, T., Fujiyoshi, S., Tanaka, D., Noda, J., Maruyama, F., & Jorquera, M. A. (2023). Potential airborne human pathogens: A relevant inhabitant in built environments but not considered in indoor air quality standards. *Science of The Total Environment*, *901*, 165879. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165879>
- Chaloulakou, A., & Mavroidis, I. (2002). Comparison of indoor and outdoor concentrations of CO at a public school. Evaluation of an indoor air quality model. *Atmospheric Environment*, *36*(11), 1769–1781. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00151-6](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00151-6)
- Chatzidiakou, L., Mumovic, D., & Summerfield, A. (2015). Is CO<sub>2</sub> a good proxy for indoor air quality in classrooms? Part 1: The interrelationships between thermal conditions, CO<sub>2</sub> levels, ventilation rates and selected indoor pollutants. *Building Services Engineering Research and Technology*, *36*(2), 129–161. <https://doi.org/10.1177/0143624414566244>
- Chenari, B., Dias Carrilho, J., & Gameiro da Silva, M. (2016). Towards sustainable, energy-efficient and healthy ventilation strategies in buildings: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *59*, 1426–1447. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.01.074>
- Chin, J.-Y., Godwin, C., Parker, E., Robins, T., Lewis, T., Harbin, P., & Batterman, S. (2014). Levels and sources of volatile organic compounds in homes of children with asthma. *Indoor Air*, *24*(4), 403–415. <https://doi.org/10.1111/ina.12086>

- Dales, R., Liu, L., Wheeler, A. J., & Gilbert, N. L. (2008). Quality of indoor residential air and health. *Canadian Medical Association Journal*, 179(2), 147–152. <https://doi.org/10.1503/cmaj.070359>
- Das, P., Shrubsole, C., Jones, B., Hamilton, I., Chalabi, Z., Davies, M., Mavrogianni, A., & Taylor, J. (2014). Using probabilistic sampling-based sensitivity analyses for indoor air quality modelling. *Building and Environment*, 78, 171–182. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2014.04.017>
- Davamani, V., Deepasri, M., Parameswari, E., Arulmani, S., Sebastian, S. P., & Ilakia, T. (2020). Chemistry of Indoor Pollutants and Their Impacts on Human Health. *International Research Journal of Pure and Applied Chemistry*, 40–61. <https://doi.org/10.9734/irjpac/2020/v21i930197>
- Decreto-Lei n.º 78/2006 de 4 de abril. (2006). *Diário da República, n.º 67, Série I-A. Ministério da Economia e da Inovação. Lisboa.*
- Decreto-Lei n.º 79/2006 de 4 de abril. (2006). *Diário da República, n.º 67, Série I-A. Ministério das Obras Públicas, Transportes e Comunicações. Lisboa.*
- Decreto-Lei n.º 84/97 de 16 de abril. (1997). *Diário da República, n.º 89, Série I-A. Ministério para a Qualificação e o Emprego. Lisboa.*
- Decreto-Lei n.º 101-D/2020 de 7 de dezembro. (2020). *Diário da República, n.º 237, 1º Suplemento, Série I. Presidência do Conselho de Ministros. Lisboa.*
- Decreto-Lei n.º 118/2013 de 20 de agosto. (2013). *Diário da República, n.º 159, Série I. Ministério da Economia e do Emprego. Lisboa.*
- Despacho n.º 1618/2022 de 9 de fevereiro. (2022). *Diário da República, n.º 28, Série II. Saúde e Ambiente e Ação Climática - Direção-geral da Saúde e Direção-Geral de Energia e Geologia. Lisboa.*
- Dorizas, P. V., Kapsanaki-Gotsi, E., Assimakopoulos, M. N., & Santamouris, M. (2013). Correlation of Particulate Matter with Airborne Fungi in Schools in Greece. *International Journal of Ventilation*, 12(1), 1–16. <https://doi.org/10.1080/14733315.2013.11683998>
- Durugbo, E. U., Kajero, A. O., Omoregie, E. I., & Oyejide, N. E. (2013). A survey of outdoor and indoor airborne fungal spora in the Redemption City, Ogun State, south-western Nigeria. *Aerobiologia*, 29(2), 201–216. <https://doi.org/10.1007/s10453-012-9274-y>
- EEA. (2023). *Air Pollution and Children's Health*. <https://www.eea.europa.eu/publications/air-pollution-and-childrens-health>
- EPA. (1991). *Indoor Air Facts No. 4 - Sick Building Syndrome*. [https://www.epa.gov/sites/default/files/2014-08/documents/sick\\_building\\_factsheet.pdf](https://www.epa.gov/sites/default/files/2014-08/documents/sick_building_factsheet.pdf)
- EPA. (2014). *Factors Affecting Indoor Air Quality*. [https://www.epa.gov/sites/default/files/2014-08/documents/sec\\_2.pdf](https://www.epa.gov/sites/default/files/2014-08/documents/sec_2.pdf)
- EPA. (2023a). *Carbon Monoxide's Impact on Indoor Air Quality*. <https://www.epa.gov/indoor-air-quality-iaq/carbon-monoxides-impact-indoor-air-quality>
- EPA. (2023b). *Emisiones de dióxido de carbono*. <https://espanol.epa.gov/la-energia-y-el-medioambiente/emisiones-de-dioxido-de-carbono>

- EPA. (2023c). *Ground-level Ozone Basics*. <https://www.epa.gov/ground-level-ozone-pollution/ground-level-ozone-basics#wwh>
- EPA. (2023d). *Health and Environmental Effects of Particulate Matter (PM)*. <https://www.epa.gov/pm-pollution/health-and-environmental-effects-particulate-matter-pm>
- EPA. (2023e). *Health Effects of Ozone Pollution*. <https://www.epa.gov/ground-level-ozone-pollution/health-effects-ozone-pollution>
- EPA. (2023f). *Particulate Matter (PM) Basics*. <https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics>
- EPA. (2024a). *Indoor Particulate Matter*. <https://www.epa.gov/indoor-air-quality-iaq/indoor-particulate-matter>
- EPA. (2024b). *Introduction to Indoor Air Quality*. <https://www.epa.gov/indoor-air-quality-iaq/introduction-indoor-air-quality>
- EPA. (2024c). *Nitrogen Dioxide's Impact on Indoor Air Quality*. <https://www.epa.gov/indoor-air-quality-iaq/nitrogen-dioxides-impact-indoor-air-quality>
- EPA. (2024d). *Reference Guide for Indoor Air Quality in Schools*. [https://www.epa.gov/iaq-schools/reference-guide-indoor-air-quality-schools#IAQRG\\_Section1](https://www.epa.gov/iaq-schools/reference-guide-indoor-air-quality-schools#IAQRG_Section1)
- EPA. (2024e, January 3). *Introduction to Indoor Air Quality*. <https://www.epa.gov/indoor-air-quality-iaq/introduction-indoor-air-quality>
- Fashola, M. O., Ajilogba, C. F., Aremu, B. R., & Babalola, O. O. (2023). Airborne fungi and mycotoxins. In *Aeromicrobiology* (pp. 147–175). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-96122-6.00007-4>
- Feustel, H. E. (1999). COMIS—an international multizone air-flow and contaminant transport model. *Energy and Buildings*, 30(1), 3–18. [https://doi.org/10.1016/S0378-7788\(98\)00043-7](https://doi.org/10.1016/S0378-7788(98)00043-7)
- Field, R. W. (2015). Radon: An Overview of Health Effects. In *Encyclopedia of Environmental Health* (pp. 467–475). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.09545-2>
- Flamant-Hulin, M., Caillaud, D., Sacco, P., Pénard-Morand, C., & Annesi-Maesano, I. (2009). Air Pollution and Increased Levels of Fractional Exhaled Nitric Oxide in Children with No History of Airway Damage. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 73(4), 272–283. <https://doi.org/10.1080/15287390903249206>
- Frankel, M., Bekö, G., Timm, M., Gustavsen, S., Hansen, E. W., & Madsen, A. M. (2012). Seasonal Variations of Indoor Microbial Exposures and Their Relation to Temperature, Relative Humidity, and Air Exchange Rate. *Applied and Environmental Microbiology*, 78(23), 8289–8297. <https://doi.org/10.1128/AEM.02069-12>
- Gennaro, G. de, Dambruoso, P. R., Loiotile, A. D., Gilio, A. Di, Giungato, P., Tutino, M., Marzocca, A., Mazzone, A., Palmisani, J., & Porcelli, F. (2014). Indoor air quality in schools. *Environmental Chemistry Letters*, 12, 467–482. <https://doi.org/10.1007/s10311-014-0470-6>
- Gil-Baez, M., Barrios-Padura, Á., Molina-Huelva, M., & Chacartegui, R. (2017). Natural ventilation systems in 21st-century for near zero energy school buildings. *Energy*, 137, 1186–1200. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.05.188>

- Godoi, R. H. M., Avigo, D., Campos, V. P., Tavares, T. M., de Marchi, M. R. R., Van Grieken, R., & Godoi, A. F. L. (2009). Indoor Air Quality Assessment of Elementary Schools in Curitiba, Brazil. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus*, *9*(3–4), 171–177. <https://doi.org/10.1007/s11267-009-9220-3>
- Gopalakrishnan, P., & Jeyanthi, J. (2022). Importance of radon assessment in indoor Environment—a review. *Materials Today: Proceedings*, *56*, 1495–1500. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.12.534>
- Górny, R. L. (2020). Microbial Aerosols: Sources, Properties, Health Effects, Exposure Assessment—A Review. *KONA Powder and Particle Journal*, *37*(0), 64–84. <https://doi.org/10.14356/kona.2020005>
- Gulan, L., Stajic, J. M., Spasic, D., & Forkapic, S. (2023). Radon levels and indoor air quality after application of thermal retrofit measures—a case study. *Air Quality, Atmosphere & Health*, *16*(2), 363–373. <https://doi.org/10.1007/s11869-022-01278-w>
- Gutarowska, B., Szulc, J., Nowak, A., Otlewska, A., Okrasa, M., Jachowicz, A., & Majchrzycka, K. (2018). Dust at Various Workplaces—Microbiological and Toxicological Threats. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *15*(5), 877. <https://doi.org/10.3390/ijerph15050877>
- Habibi, N., Uddin, S., Al-Salameen, F., Al-Amad, S., Kumar, V., Al-Otaibi, M., Razzack, N. A., Shajan, A., & Shirshikar, F. (2021). SARS-CoV-2, other respiratory viruses and bacteria in aerosols: Report from Kuwait's hospitals. *Indoor Air*, *31*(6), 1815–1825. <https://doi.org/10.1111/ina.12871>
- Haleem Khan, A. A., & Mohan Karuppaiyl, S. (2012). Fungal pollution of indoor environments and its management. *Saudi Journal of Biological Sciences*, *19*(4), 405–426. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2012.06.002>
- Hassan Al-abdalall, A., Abdullah Al-dakheel, S., & Abdulhadi Al-Abkari, H. (2020). Impact of Air-Conditioning Filters on Microbial Growth and Indoor Air Pollution. In *Low-temperature Technologies*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.88548>
- Hayes, S. R. (1991). Use of an Indoor Air Quality Model (IAQM) to Estimate Indoor Ozone Levels. *Journal of the Air & Waste Management Association*, *41*(2), 161–170. <https://doi.org/10.1080/10473289.1991.10466833>
- Hiwar, W., King, M., Shuweihdi, F., Fletcher, L. A., Dancer, S. J., & Noakes, C. J. (2021). What is the relationship between indoor air quality parameters and airborne microorganisms in hospital environments? A systematic review and meta-analysis. *Indoor Air*, *31*(5), 1308–1322. <https://doi.org/10.1111/ina.12846>
- Hu, D., Tobon, Y., Agostini, A., Grosselin, B., Chen, Y., Robin, C., Yahyaoui, A., Colin, P., Mellouki, A., & Daële, V. (2022). Diurnal variation and potential sources of indoor formaldehyde at elementary school, high school and university in the Centre Val de Loire region of France. *Science of The Total Environment*, *811*, 152271. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152271>
- Hussin, N. H. M., Sann, L. M., Shamsudin, M. N., & Hashim, Z. (2011). Characterization of Bacteria and Fungi Bioaerosol in the Indoor Air of selected Primary Schools in Malaysia. *Indoor and Built Environment*, *20*(6), 607–617. <https://doi.org/10.1177/1420326X11414318>

- Jabeen, R., Kizhisseri, M. I., Mayanaik, S. N., & Mohamed, M. M. (2023). Bioaerosol assessment in indoor and outdoor environments: a case study from India. *Scientific Reports*, *13*(1), 18066. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-44315-z>
- Khan, N., Su, Y., & Riffat, S. B. (2008). A review on wind driven ventilation techniques. *Energy and Buildings*, *40*(8), 1586–1604. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2008.02.015>
- Khovalyg, D., Kazanci, O. B., Halvorsen, H., Gundlach, I., Bahnfleth, W. P., Toftum, J., & Olesen, B. W. (2020). Critical review of standards for indoor thermal environment and air quality. *Energy and Buildings*, *213*, 109819. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2020.109819>
- Kim, K.-Y., Park, J.-B., Jang, G.-Y., Kim, C.-N., & Lee, K.-J. (2007). Assessment of Bioaerosols in the Public Buildings of Korea. *Indoor and Built Environment*, *16*(5), 465–471. <https://doi.org/10.1177/1420326X07082534>
- Kumar, P., Kausar, Mohd. A., Singh, A. B., & Singh, R. (2021). Biological contaminants in the indoor air environment and their impacts on human health. *Air Quality, Atmosphere & Health*, *14*(11), 1723–1736. <https://doi.org/10.1007/s11869-021-00978-z>
- Kumar, P., Omidvarborna, H., Barwise, Y., & Tiwari, A. (2020). Mitigating Exposure to Traffic Pollution in and Around Schools. *Global Centre For Clean Air Research*. [10.5281/zenodo.3754131](https://doi.org/10.5281/zenodo.3754131)
- Le Cann, P., Bonvallot, N., Glorennec, P., Deguen, S., Goeury, C., & Le Bot, B. (2011). Indoor environment and children's health: Recent developments in chemical, biological, physical and social aspects. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, *215*(1), 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2011.07.008>
- Lignell, U. (2008). *Characterization of Microorganisms in Indoor Environments*. National Public Health Institute.
- Lin, K., & Marr, L. C. (2020). Humidity-Dependent Decay of Viruses, but Not Bacteria, in Aerosols and Droplets Follows Disinfection Kinetics. *Environmental Science & Technology*, *54*(2), 1024–1032. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04959>
- Liu, Zhu, Kim, & Srebric. (2019). A Review of CFD Analysis Methods for Personalized Ventilation (PV) in Indoor Built Environments. *Sustainability*, *11*(15), 4166. <https://doi.org/10.3390/su11154166>
- Lowther, S. D., Dimitroulopoulou, S., Foxall, K., Shrubsole, C., Cheek, E., Gadeberg, B., & Sepai, O. (2021). Low Level Carbon Dioxide Indoors—A Pollution Indicator or a Pollutant? A Health-Based Perspective. *Environments*, *8*(11), 125. <https://doi.org/10.3390/environments8110125>
- Lukic, N., & Radivojevic, A. (2023). Defining a protocol for evaluation of indoor air quality in school buildings. *Facta Universitatis - Series: Architecture and Civil Engineering*, *21*(2), 257–273. <https://doi.org/10.2298/FUACE230531015L>
- Madureira, J., Paciência, I., Pereira, C., Teixeira, J. P., & Fernandes, E. de O. (2016). Indoor air quality in Portuguese schools: levels and sources of pollutants. *Indoor Air*, *26*(4), 526–537. <https://doi.org/10.1111/ina.12237>
- Manisalidis, I., Stavropoulou, E., Stavropoulos, A., & Bezirtzoglou, E. (2020). Environmental and Health Impacts of Air Pollution: A Review. *Frontiers in Public Health*, *8*. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2020.00014>

- Mannan, M., & Al-Ghamdi, S. G. (2021). Indoor Air Quality in Buildings: A Comprehensive Review on the Factors Influencing Air Pollution in Residential and Commercial Structure. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *18*, 3276. <https://doi.org/10.3390/ijerph18063276>
- Mannerström, M., Dvorakova, M., Svobodova, L., Rucki, M., Kotal, F., Vavrouš, A., Vrbíková, V., Kejlova, K., Jirova, D., & Heinonen, T. (2022). New approach methods for assessing indoor air toxicity. *Current Research in Toxicology*, *3*, 100090. <https://doi.org/10.1016/j.crttox.2022.100090>
- Matos, J., Brantes, J., & Cunha, A. M. A. (2010). Qualidade do Ar em Espaços Interiores – Um Guia Técnico. *Agência Portuguesa Do Ambiente*. [https://webstorage.cienciaviva.pt/public/pt.cienciaviva.www/divulgacao/Manual\\_QAI\\_APA\\_Maio2010.pdf](https://webstorage.cienciaviva.pt/public/pt.cienciaviva.www/divulgacao/Manual_QAI_APA_Maio2010.pdf)
- Meklin, T., Reponen, T., Toivola, M., Koponen, V., Husman, T., Hyvärinen, A., & Nevalainen, A. (2002). Size distributions of airborne microbes in moisture-damaged and reference school buildings of two construction types. *Atmospheric Environment*, *36*(39–40), 6031–6039. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00769-0](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00769-0)
- Mentese, S., Rad, A. Y., Arisoy, M., & Güllü, G. (2011). Seasonal and Spatial Variations of Bioaerosols in Indoor Urban Environments, Ankara, Turkey. *Indoor and Built Environment*, *21*(6), 797–810. <https://doi.org/10.1177/1420326X11425965>
- Miao, S., Gangolells, M., & Tejedor, B. (2023). Data-driven model for predicting indoor air quality and thermal comfort levels in naturally ventilated educational buildings using easily accessible data for schools. *Journal of Building Engineering*, *80*, 108001. <https://doi.org/10.1016/j.jobbe.2023.108001>
- Mishra, N., Bartsch, J., Ayoko, G. A., Salthammer, T., & Morawska, L. (2015). Volatile Organic Compounds: Characteristics, distribution and sources in urban schools. *Atmospheric Environment*, *106*, 485–491. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.10.052>
- Mohamad Nor Zaki, N. K., & Ahmad Bari, N. A. (2022). A Study on the indoor air quality (IAQ) at primary school in Industrial Area: A case study to Sekolah Kebangsaan Pasir Gudang 3 (SKPG3). *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, *1067*(1), 012010. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1067/1/012010>
- Moldoveanu, A. M. (2015). Biological Contamination of Air in Indoor Spaces. In *Current Air Quality Issues*. InTech. <https://doi.org/10.5772/59727>
- Mujan, I., Anđelković, A. S., Munćan, V., Kljajić, M., & Ružić, D. (2019). Influence of indoor environmental quality on human health and productivity – A review. *Journal of Cleaner Production*, *217*, 646–657. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.307>
- Naruka, K., & Gaur, J. (2013). Microbial air contamination in a school. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, *2*(12), 404–410.
- Nazaroff, W. W. (2013). Exploring the consequences of climate change for indoor air quality. *Environmental Research Letters*, *8*(1), 015022. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/1/015022>

- Nunes, R. A. O., Branco, P. T. B. S., Alvim-Ferraz, M. C. M., Martins, F. G., & Sousa, S. I. V. (2016). Gaseous pollutants on rural and urban nursery schools in Northern Portugal. *Environmental Pollution*, 208, 2–15. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.07.018>
- Núñez, A., & García, A. M. (2022). Effect of the passive natural ventilation on the bioaerosol in a small room. *Building and Environment*, 207, 108438. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2021.108438>
- Ogasawara, T., Kim, H., & Lim, E. (2024). Study on endotoxin in indoor environment: research at equine-related facilities in Japan. *Asian Journal of Atmospheric Environment*, 18(1), 3. <https://doi.org/10.1007/s44273-023-00025-6>
- Özdamar, M., & Umarogullari, F. (2018). Thermal Comfort and Indoor Air Quality. *International Journal of Scientific Research and Innovative Technology*, 5(3). <https://www.researchgate.net/publication/326324068>
- Panawala, L. (2017). *Difference Between Gram Positive and Gram negative Bacteria*. [https://www.researchgate.net/publication/315757324\\_Difference\\_Between\\_Gram\\_Positive\\_and\\_Gram\\_negative\\_Bacteria](https://www.researchgate.net/publication/315757324_Difference_Between_Gram_Positive_and_Gram_negative_Bacteria)
- Parija, S. C. (2012). *Textbook of Microbiology and Immunology* (2nd ed.). ELSEVIER.
- Pegas, P. N., Alves, C. A., Evtuyugina, M. G., Nunes, T., Cerqueira, M., Franchi, M., Pio, C. A., Almeida, S. M., & Freitas, M. C. (2011). Indoor air quality in elementary schools of Lisbon in spring. *Environmental Geochemistry and Health*, 33(5), 455–468. <https://doi.org/10.1007/s10653-010-9345-3>
- Pope, C. A., & Dockery, D. W. (2006). Health Effects of Fine Particulate Air Pollution: Lines that Connect. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 56(6), 709–742. <https://doi.org/10.1080/10473289.2006.10464485>
- Portaria n.º 138-G/2021 de 1 de julho. (2021). *Diário da República, n.º 126, 2º Suplemento, Série I. Saúde e Ambiente e Ação Climática. Lisboa.*
- Portaria n.º 353-A/2013 de 4 de dezembro. (2013). *Diário da República, n.º 235, 1º Suplemento, Série I. Ministérios do Ambiente, Ordenamento do Território e Energia, da Saúde e da Solidariedade, Emprego e Segurança Social. Lisboa.*
- Prussin, A. J., & Marr, L. C. (2015). Sources of airborne microorganisms in the built environment. *Microbiome*, 3(1), 78. <https://doi.org/10.1186/s40168-015-0144-z>
- Qiu, Y., Zhou, Y., Chang, Y., Liang, X., Zhang, H., Lin, X., Qing, K., Zhou, X., & Luo, Z. (2022). The Effects of Ventilation, Humidity, and Temperature on Bacterial Growth and Bacterial Genera Distribution. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(22), 15345. <https://doi.org/10.3390/ijerph192215345>
- Quirós-Alcalá, L., Wilson, S., Witherspoon, N., Murray, R., Perodin, J., Trousdale, K., Raspanti, G., & Sapkota, A. (2016). Volatile organic compounds and particulate matter in child care facilities in the District of Columbia: Results from a pilot study. *Environmental Research*, 146, 116–124. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.12.005>
- Rautiainen, P., Hyttinen, M., Ruokolainen, J., Saarinen, P., Timonen, J., & Pasanen, P. (2019). Indoor air-related symptoms and volatile organic compounds in materials and air in the hospital environment. *International Journal of Environmental Health Research*, 29(5), 479–488. <https://doi.org/10.1080/09603123.2018.1550194>

- Rejc, T., Kukec, A., Bizjak, M., & GodičTorkar, K. (2019). Microbiological and chemical quality of indoor air in kindergartens in Slovenia. *International Journal of Environmental Health Research*, *30*(1), 49–62. <https://doi.org/10.1080/09603123.2019.1572870>
- Rolph, C., Gwyther, C., Tyrrel, S., Nasir, Z., Drew, G., Jackson, S., Khera, S., Hayes, E., Williams, B., Bennett, A., Collins, S., Walsh, K., Kinnersley, R., & Gladding, T. (2018). Sources of Airborne Endotoxins in Ambient Air and Exposure of Nearby Communities—A Review. *Atmosphere*, *9*(10), 375. <https://doi.org/10.3390/atmos9100375>
- Romero, P., Miranda, M. T., Montero, I., Sepúlveda, F. J., & Valero-Amaro, V. (2023). Critical Review of the Literature on Thermal Comfort in Educational Buildings: Study of the Influence of the COVID-19 Pandemic. *Indoor Air*, *2023*, 1–36. <https://doi.org/10.1155/2023/8347598>
- Ruiz-Gil, T., Acuña, J. J., Fujiyoshi, S., Tanaka, D., Noda, J., Maruyama, F., & Jorquera, M. A. (2020). Airborne bacterial communities of outdoor environments and their associated influencing factors. *Environment International*, *145*, 106156. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106156>
- Saad-Hussein, A., & Ibrahim, K. S. (2021). Health Impact of Airborne Fungi. In *Handbook of Healthcare in the Arab World* (pp. 1421–1435). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-36811-1\\_59](https://doi.org/10.1007/978-3-030-36811-1_59)
- Sadrizadeh, S., Yao, R., Yuan, F., Awbi, H., Bahnfleth, W., Bi, Y., Cao, G., Croitoru, C., de Dear, R., Haghghat, F., Kumar, P., Malayeri, M., Nasiri, F., Ruud, M., Sadeghian, P., Wargocki, P., Xiong, J., Yu, W., & Li, B. (2022). Indoor air quality and health in schools: A critical review for developing the roadmap for the future school environment. *Journal of Building Engineering*, *57*, 104908. <https://doi.org/10.1016/j.jobe.2022.104908>
- Salonen, H., Salthammer, T., & Morawska, L. (2018). Human exposure to ozone in school and office indoor environments. *Environment International*, *119*, 503–514. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.07.012>
- Salthammer, T., Zhao, J., Schieweck, A., Uhde, E., Hussein, T., Antretter, F., Künzel, H., Pazold, M., Radon, J., & Birmili, W. (2022). A holistic modeling framework for estimating the influence of climate change on indoor air quality. *Indoor Air*, *32*(6). <https://doi.org/10.1111/ina.13039>
- Sary Eldin, N., Faggal, A., & El-Khouly, T. (2022). EVALUATING INDOOR AIR QUALITY IAQ IN PRIMARY SCHOOLS IN DOWNTOWN CAIRO, EGYPT. *Journal of Al-Azhar University Engineering Sector*, *17*(62), 324–344. <https://doi.org/10.21608/aej.2022.216821>
- Seguel, J. M., Merrill, R., Seguel, D., & Campagna, A. C. (2017). Indoor Air Quality. *American Journal of Lifestyle Medicine*, *11*(4), 284–295. <https://doi.org/10.1177/1559827616653343>
- Seseña, S., Rodríguez, A. M., & Palop, M. L. (2022). Indoor air quality analysis in naturally ventilated university training laboratories: a health risk assessment. *Air Quality, Atmosphere & Health*, *15*(10), 1817–1837. <https://doi.org/10.1007/s11869-022-01220-0>
- Setia, M. (2016). Methodology series module 3: Cross-sectional studies. *Indian Journal of Dermatology*, *61*(3), 261. <https://doi.org/10.4103/0019-5154.182410>
- Shamsollahi, H. R., Ghoochani, M., Jaafari, J., Moosavi, A., Sillanpää, M., & Alimohammadi, M. (2019). Environmental exposure to endotoxin and its health outcomes: A systematic review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *174*, 236–244. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.02.046>

- Shimada, M., Okuyama, K., Okazaki, S., Asai, T., Matsukura, M., & Ishizu, Y. (1996). Numerical Simulation and Experiment on the Transport of Fine Particles in a Ventilated Room. *Aerosol Science and Technology*, 25(3), 242–255. <https://doi.org/10.1080/02786829608965394>
- Silva, S. V. de O., Pagel, É. C., Bastos, L. E. G., & Marconsini, C. (2022). Ventilação natural e qualidade do ar em salas de aula. *PARC Pesquisa Em Arquitetura e Construção*, 13, e022021. <https://doi.org/10.20396/parc.v13i00.8666284>
- Slezakova, K., Morais, S., & Carmo Pereir, M. do. (2012). Indoor Air Pollutants: Relevant Aspects and Health Impacts. In *Environmental Health - Emerging Issues and Practice*. InTech. <https://doi.org/10.5772/30364>
- Sousa, G., Jones, B. M., Mirzaei, P. A., & Robinson, D. (2017). A review and critique of UK housing stock energy models, modelling approaches and data sources. *Energy and Buildings*, 151, 66–80. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2017.06.043>
- Stanley, H. O., Onwuna, B., & Ugboma, C. J. (2019). Microbial Assessment of Indoor Air Quality of Ventilation Systems. *Asian Journal of Advanced Research and Reports*, 1–7. <https://doi.org/10.9734/ajarr/2019/v3i430095>
- Tham, K. W. (2016). Indoor air quality and its effects on humans—A review of challenges and developments in the last 30 years. *Energy and Buildings*, 130, 637–650. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2016.08.071>
- Thoua, C., Cooper, E., Stamp, S., Mavrogianni, A., & Mumovic, D. (2022). Indoor Air Quality in Schools. In *Handbook of Indoor Air Quality* (pp. 1892–1928).
- Tran, V. Van, Park, D., & Lee, Y.-C. (2020). Indoor Air Pollution, Related Human Diseases, and Recent Trends in the Control and Improvement of Indoor Air Quality. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(8), 2927. <https://doi.org/10.3390/ijerph17082927>
- Trivedi, P. C., Pandey, S., & Bhadauria, S. (2010). *Textbook of Microbiology*.
- Vishwakarma, Y. K., Gogoi, M. M., Babu, S. N. S., & Singh, R. S. (2023). How dominant the load of bioaerosols in PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>: a comprehensive study in the IGP during winter. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(52), 112277–112289. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-29931-6>
- Vornanen-Winqvist, C., Järvi, K., Andersson, M. A., Duchaine, C., Létourneau, V., Kedves, O., Kredics, L., Mikkola, R., Kurnitski, J., & Salonen, H. (2020). Exposure to indoor air contaminants in school buildings with and without reported indoor air quality problems. *Environment International*, 141, 105781. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105781>
- Wargocki, P., Porras-Salazar, J. A., Contreras-Espinoza, S., & Bahnfleth, W. (2020). The relationships between classroom air quality and children's performance in school. *Building and Environment*, 173, 106749. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2020.106749>
- Wargocki, P., & Wyon, D. P. (2013). Providing better thermal and air quality conditions in school classrooms would be cost-effective. *Building and Environment*, 59, 581–589. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2012.10.007>

- Wargocki, P., & Wyon, D. P. (2017). Ten questions concerning thermal and indoor air quality effects on the performance of office work and schoolwork. *Building and Environment*, *112*, 359–366. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2016.11.020>
- Waring, M. S., & Morrison, G. C. (2022). Framing Indoor Chemistry Topics. In *Handbook of Indoor Air Quality* (pp. 812–817). Springer.
- WHO. (2009). *WHO guidelines for indoor air quality: dampness and mould*.
- WHO. (2010a). *WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants*. <https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/260127/9789289002134-eng.pdf?sequence=1>
- WHO. (2010b). *WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants*.
- WHO. (2017). *Evolution of WHO air quality guidelines: past, present and future*. Regional Office for Europe.
- WHO. (2021). *WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*.
- WHO. (2024). *Air quality, energy and health*. <https://www.who.int/teams/environment-climate-change-and-health/air-quality-energy-and-health/sectoral-interventions/household-air-pollution/health-risks>
- Winck, J. C., Almeida, S. M., Correia, G., Gabriel, M. F., Marques, G., & Silva, M. G. (2022). A call for a national strategy for indoor air quality. *Pulmonology*, *28*(4), 245–251. <https://doi.org/10.1016/j.pulmoe.2022.02.003>
- Yang, W., Sohn, J., Kim, J., Son, B., & Park, J. (2009). Indoor air quality investigation according to age of the school buildings in Korea. *Journal of Environmental Management*, *90*(1), 348–354. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.10.003>
- Yoda, Y., Tamura, K., & Shima, M. (2017). Airborne endotoxin concentrations in indoor and outdoor particulate matter and their predictors in an urban city. *Indoor Air*, *27*(5), 955–964. <https://doi.org/10.1111/ina.12370>
- Yogeswaran, K., Azmi, L., Bhassu, S., Isa, H. N., & Aziz, M. A. (2023). Physical parameters influence the microbial quality of indoor air in research laboratories: A report from Malaysia. *Kuwait Journal of Science*, *50*(4), 665–673. <https://doi.org/10.1016/j.kjs.2023.04.009>
- Zhang, M., Zuo, J., Yu, X., Shi, X., Chen, L., & Li, Z. (2018). Quantification of multi-antibiotic resistant opportunistic pathogenic bacteria in bioaerosols in and around a pharmaceutical wastewater treatment plant. *Journal of Environmental Sciences*, *72*, 53–63. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.12.011>

## Anexo I

### CHECKLIST – QUALIDADE DO AR INTERIOR

#### A. EDIFÍCIO

A1. NOME/CÓDIGO: \_\_\_\_\_

#### B. LOCALIZAÇÃO

B1. MORADA: \_\_\_\_\_

B2. COORDENADAS GPS: \_\_\_\_\_

#### B3. LOCALIZAÇÃO:

- |                                     |                                      |   |
|-------------------------------------|--------------------------------------|---|
| <input type="checkbox"/> Industrial | <input type="checkbox"/> Residencial | <input type="checkbox"/> Centro da Cidade |
| <input type="checkbox"/> Comercial  | <input type="checkbox"/> Rural       |   |

#### B4. POTENCIAIS FONTES DE CONTAMINAÇÃO DO AR EXTERIOR:

- |   |   |  |
|---|---|--|
| <input type="checkbox"/> Nenhuma          | <input type="checkbox"/> Agricultura        | <input type="checkbox"/> Central de Trat. Resíduos |
| <input type="checkbox"/> Indústria        | <input type="checkbox"/> Autoestrada        | <input type="checkbox"/> Aterro                    |
| <input type="checkbox"/> Central Elétrica | <input type="checkbox"/> Bombas de Gasolina | <input type="checkbox"/> Outras: _____             |
| <input type="checkbox"/> Tráfego          | <input type="checkbox"/> ETAR               |  |

#### C. CONSTRUÇÃO DO EDIFÍCIO

C1. ANO DE CONSTRUÇÃO: \_\_\_\_\_

C2. ÁREA TOTAL: \_\_\_\_\_

#### C3. TIPO DE EDIFÍCIO:

- |                                       |  |   |
|---------------------------------------|--|---|
| <input type="checkbox"/> Industrial   | <input type="checkbox"/> Escolar           | <input type="checkbox"/> Hospitalar (hospitais e/ou centros de saúde) |
| <input type="checkbox"/> Habitacional | <input type="checkbox"/> Comércio/Serviços |   |

#### C4. Nº DE PISOS:

Acima do Solo: \_\_\_\_\_

Abaixo do Solo: \_\_\_\_\_

#### C5. Nº DE DIVISÕES:

Acima do Solo: \_\_\_\_\_

Abaixo do Solo: \_\_\_\_\_

## A. VENTILAÇÃO E CLIMATIZAÇÃO

### D1. VENTILAÇÃO:

Natural                      N<sup>o</sup> Total de Janelas: \_\_\_\_\_

Mecânica                      N<sup>o</sup> Total de Exaustores: \_\_\_\_\_

### D2. SISTEMA DE CLIMATIZAÇÃO (Aquecimento/Arrefecimento):

Sim

Não

Se sim, qual(ais):

Ventoinha                       Recuperador de Calor                       Aquecedores

Ar Condicionado                       Radiador                       Outro: \_\_\_\_\_

Lareira                       Ventiloinfectores

## B. CARACTERIZAÇÃO DOS ESPAÇOS

### E.1 COM BASE NOS LOCAIS DE MEDIÇÃO (preencha o quadro seguinte):

Designação do Local	Área	N <sup>o</sup> de Ocupantes	Tempo no local	Outras Observações

### E2. ATIVIDADES NO AMBIENTE INTERIOR:

#### E2.1 QUE ATIVIDADES SE REALIZAM NO AMBIENTE INTERIOR?

Designação do Local	Atividade

Exemplos: (a) cozinha e preparo de alimentos; (b) fumar; (c) uso de produtos de limpeza; (d) atividades de arte; (e) uso de lareiras e fogões a lenha; (f) armazenamento de produtos químicos; (g) uso de fotocopiadoras e impressoras; (h) presença de animais de estimação; (i) procedimentos médicos e cirúrgicos; (j) atividades desportivas e físicas; (k) aulas de laboratório; (l) uso de dispositivos eletrônicos (computadores); (m) uso de equipamentos médicos; (n) manuseamento de agentes biológicos; (o) outra atividade (a designar).

## A. INFORMAÇÃO COMPLEMENTAR

### F1. PROBLEMAS VISÍVEIS

F1.1 EXISTEM SINAIS DE HUMIDADE?  Sim  Não

Se sim, em que locais? \_\_\_\_\_

Que sinais de humidade foram detetados?

Bolores

Soalho escurecido

Cheiro a mofo/humidade

Outros: \_\_\_\_\_

Manchas visíveis \_\_\_\_\_

F1.2 HÁ TENDÊNCIA PARA CONDENSAÇÃO NAS JANELAS?  Sim  Não

F1.3 HÁ TINTA LASCADA?  Sim  Não

Se sim, em que locais? \_\_\_\_\_

F1.3 OUTROS PROBLEMAS: \_\_\_\_\_

