UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO – UFES
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL – PPGEA

FABIANA TRINDADE DA SILVA

A INFLUÊNCIA DAS CONFIGURAÇÕES URBANAS NA QUALIDADE DO AR

VITÓRIA
2020

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO – UFES

CENTRO TECNOLÓGICO

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL – PPGEA

FABIANA TRINDADE DA SILVA

A INFLUÊNCIA DAS CONFIGURAÇÕES URBANAS NA QUALIDADE DO AR

VITÓRIA

2020

FABIANA TRINDADE DA SILVA

A INFLUÊNCIA DAS CONFIGURAÇÕES URBANAS NA QUALIDADE DO AR

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Engenharia Ambiental.

Área de concentração: Poluição do ar

Orientador Prof. Dr. Neyval Costa Reis Jr.

Co-orientadora: Prof.ª Dr.ª Cristina Engel de Alvarez

Vitória

2020

Ficha catalográfica disponibilizada pelo Sistema Integrado de
Bibliotecas - SIBI/UFES e elaborada pelo autor

Trindade da Silva, Fabiana, 1988-
T832i A influência das configurações urbanas na qualidade do ar / Fabiana Trindade da Silva. - 2020.
170 f. : il.

Orientador: Neyval Costa Reis Júnior.
Coorientadora: Cristina Engel de Alvarez.
Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico.

1. Ar - Poluição. 2. Fluidodinâmica computacional. 3. Planejamento urbano. I. Costa Reis Júnior, Neyval. II. Engel de Alvarez, Cristina. III. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico. IV. Título.

CDU: 628

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

A INFLUÊNCIA DAS CONFIGURAÇÕES URBANAS NA QUALIDADE DO AR

Fabiana Trindade Silva

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Neyval Costa Reis Jr
Orientador - PPGEA/CT/UFES

Prof.ª Dr.ª Cristina Engel alvarez
Coorientadora – PPGEA/UFES

Prof.ª Dr.ª Jane Meri Santos
Examinadora Interna – PPGEA/UFES

Elisa Valentim

Prof.ª Dr.ª Elisa Valentim Goulart
Examinadora Interna – PPGEA/UFES

Prof. Dr. Luís Manuel Bragança de Miranda e Lopes
Examinador Externo – DEC/UMINHO

Prof. Dr. Miguel Jose das Neves Pires Amado
Examinador Externo – DECivil/IST/ULisboa

Diogo Costa Buarque
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

Vitória/ES, 21 de fevereiro de 2020

Aos meus pais e ao meu irmão por todo apoio e carinho.

Àqueles que ousam tentar e persistem em continuar.

AGRADECIMENTOS

"Aqueles que passam por nós, não vão sós, não nos deixam sós. Deixam um pouco de si, levam um pouco de nós." (Antoine de Saint-Exupéry)

Foi uma longa jornada, repleta de desafios. A jornada pelo conhecimento nunca é solitária, foram muitos os que participaram desse processo. Só posso agradecer a todos que de alguma forma contribuíram para a concretização dessa etapa.

Quero expressar meu profundo agradecimento aos meus pais Fabio e Silvia e ao meu irmão Filipe pelo apoio incondicional, carinho e incentivo fundamentais para a conclusão de mais esta etapa na minha vida. Palavras não são suficientes para descrever a importância de ter vocês ao meu lado.

Agradeço ao Felipe, pessoa incrível que o doutorado me deu e que levo para a vida. Obrigada pelo suporte, amparo e carinho. Difícil imaginar esta etapa sem você.

Gostaria de agradecer aos meus orientadores Prof. Dr. Neyval Costa Reis Jr.e Prof.ª Dr.ª Cristina Engel de Alvarez pela orientação de vocês, por toda troca e ensinamentos. A orientação de vocês foi fundamental para o desenvolvimento e conclusão da tese.

Agradeço também aos professores Prof. ª Dr.ª Jane Meri Santos, Prof.ª Dr.ª Elisa Valentim, Prof. Dr. Luís Bragança e Prof. Dr. Miguel Amado por terem aceitado participar da minha banca. A contribuição de vocês foi muito valorosa para o desenvolvimento e conclusão da tese.

Levo também meu agradecimento ao NQualiAr, na pessoa do Prof. Dr. Neyval Costa Reis Jr. pelos equipamentos para o desenvolvimento da pesquisa. Agradeço também aos colegas do laboratório, Yossimar, Vitor, Igor, Jamily, Karine, Adrielle, Mayana. Ao Alexandre, que inúmeras vezes resolveu os entraves tecnológicos e em especial neste último ano.

Agradeço também ao amigo Marcelo, pela ajuda e por dividir os lamentos e contentos desta etapa.

Um agradecimento especial à FAESA pelo apoio que me deram para a conclusão do doutorado. Agradeço também aos meus alunos que torceram por mim e me apoiaram.

“[...] Porque vir a Trude, perguntava-me. E sentia vontade de partir.

- Pode partir quando quiser – disseram-me -, mas você chegará a uma outra Trude, igual ponto por ponto; o mundo é recoberto por uma única Trude que não tem começo nem fim, só muda o nome do aeroporto.”

As cidades contínuas: Cidade de Trude

CALVINO, Italo. **As cidades invisíveis.** Companhia das Letras, 1990.

RESUMO

A morfologia urbana é um aspecto fundamental para o entendimento da dispersão de poluentes no meio urbano. O objetivo geral do presente trabalho consiste em analisar o impacto que diferentes estratégias de planejamento urbano exercem na dispersão e concentração de poluentes no nível do transeunte. Para isso, foram definidas como estratégias de planejamento a serem investigadas diferentes tipologias de quadra e os índices urbanísticos *Floor Area Ratio* (*FAR* – coeficiente de aproveitamento), *Surface Coverage* (*SC* – taxa de ocupação) e altura das edificações (*H*). Para a avaliação da interferência de diferentes configurações urbanas na qualidade do ar, foram simuladas cinco tipologias de quadra utilizando URANS (*Unsteady Reynolds Average Navier Stokes).* As tipologias são *single-block, detached buildings, central courtyard, inners courtyards,* e *row*. A partir dos resultados de concentração de poluentes das simulações dos cinco casos iniciais foram selecionadas três tipologias para a variação dos índices urbanísticos: *single-block* (menor concentração), *detached buildings* (maior concentração), e *central courtyard* (valor de concentração intermediário), que representam diferentes disposições de porosidade da quadra. Verificou-se que para os casos iniciais a tipologia *single-block* apresentou a menor concentração de poluentes e a tipologia *detached buildings* apresentou a maior. No entanto, com a redução da superfície construída (SC), esta mesma tipologia teve a segunda menor concentração dentre as onze configurações investigadas. Ademais, para um mesmo FAR (5 – valor do caso base), reduzir a SC e consequentemente aumentar a altura dos edifícios resultou em menor concentração comparativamente ao um arranjo com edifícios mais baixos. Por fim, percebe-se que o desempenho da ventilação local não está linearmente relacionado ao SC, mas depende fortemente do arranjo dos edifícios.

Palavras-chave: Tipologia da quadra; Planejamento urbano; Qualidade do ar; Dispersão de poluentes.

ABSTRACT

Urban morphology is a fundamental aspect of understanding the pollutant dispersion in the urban environment. Thus, the study's main goal is to analyze, using CFD, the impact that different urban planning strategies have on the pollutant dispersion at the pedestrian level. For this, the planning strategies investigated are block typology and the urban indexes Floor Area Ratio (FAR), Surface Coverage (SC), and buildings' height (H). To assess the interference of different urban configurations in air quality, five typologies using URANS (Unsteady Reynolds Average Navier Stokes) were simulated. The typologies are single-block, detached buildings, central courtyard, inners courtyards, and row. From the five cases, simulation pollutant concentration's results were selected three typologies for indexes variation: single-block (lower concentration), detached buildings (greater concentration), and central courtyard (intermediary concentration), that present different porosity disposition. It was found for the basic cases that the single block typology had the lowest concentration and the detached buildings had the higher. However, with a decrease of the surface coverage (SC), this same typology had the second smallest concentration between configurations. Also, for the same FAR (5 – basic cases value), reduce the SC and, consequently, increase the building's height, resulting in less concentration than an arrangement with shorter buildings. Finally, the performance of local ventilation is not linearly related to SC but strongly depends on the arrangement of the buildings.

Keywords: Block typology; Urban planning; Air quality; Pollutant dispersion.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.2 - Mapa conceitual da tese 26

Figura 2.1 - Organização da Revisão de literatura 28

Figura 2.2 - Estrutura da atmosfera 29

Figura 2.3 - Ciclo diário da CLP 30

Figura 2.4 - Perfis de temperatura e condições de estabilidade atmosférica 33

Figura 2.5 – Divisão das camadas atmosféricas na área urbana 33

Figura 2.6 - FAR (floor area ratio) e SC (surface coverage) 37

Figura 2.7 - Escoamento dentro de um cânion urbano 40

Figura 2.8 - Regimes de escoamento perpendicular em cânions urbanos de diferentes proporções 41

Figura 2.9 - Limites de separação do escoamento em três diferentes regimes em função da geometria do prédio (L/H) e do cânion (H/W) 41

Figura 2.10 - Parametrização do cânion urbano para duas configurações que apesar de terem mesma razão de aspecto possuem diferentes dimensões de prédio 43

Figura 2.11 - Definição de densidade urbana: área do plano e área frontal 44

Figura 3.3.1 - Descrição das etapas para a definição das geometrias investigadas 62

Figura 3.2 -Números de artigos sobre dispersão de poluentes por ano 63

Figura 3.3- Categorias de arranjos urbanos (a) Real; e Genéricas :(b) Idealizado; (c) Simplificado; ((d) Derivado 64

Figura 3.4 - Percentual da distribuição das categorias de geometrias na revisão de literatura 65

Figura 3.5 - Distribuição quantitativa para (a) Formato da quadra; (b) Tipologia da quadra 66

Figura 3.6 - Vista de satélite e mapa de figura e fundo para as cidades selecionadas: Cidades asiáticas: (a) Tóquio; (b) Hong Kong; (c) Xangai; Cidades europeias: (d) Barcelona; (e) Paris; (f) Londres; Cidades americanas: (g) Nova Iorque; (f) São Paulo 68

Figura 3.7 - (a) Tecido urbano; Tipologia da quadra: (b) *single-block*; (c) *detached buildings*; (d) *central courtyard*; (e) *inners courtyard*; (f) *row* 79

Figura 3.8 - Derivação dos cenários básicos para as tipologias (a) *Single-block*: casos 1, 1A e 1B; (b) *Detached buildings:* casos 2, 2A e 2B; (c) *Central courtyard*: casos 3, 3A e 3B 81

Figura 3.9 - (a) Tecido urbano e; Tipologia da quadra para os casos *Single-block* (b) 1A, (c) 1B; *Detached buildings*; (d) 2A, (e) 2B; *Central courtyard* (f) 3A, (g) 3B 81

Figura 4.1 - Descrição dos procedimentos metodológicos 83

Figura 4.2 - Série temporal da velocidade lateral do escoamento em diversos pontos ao redor de um obstáculo isolado, obtido por Tominaga et al. (2017) por meio de simulação URANS 90

Figura 4.3 - Representação esquemática do domínio computacional empregado nas simulações (a) Domínio dos casos iniciais: *Lx*= 612m; *Ly*= 428m; *Lz*= 216m; (b) Domínio dos casos derivados *Lx*= 612m; *Ly*= 428m; *Lz*= 378m 91

Figura 4.4 - Representação esquemática do ponto nodal no interior de um volume de controle no domínio computacional 94

Figura 4.5 - Malha dos domínios computacionais com refinamento próximo aos prédios (a) Domínio dos casos iniciais com *Lz*=216m e (b) corte da malha cpm detalhe das *inflation layers*; (c) Domínio dos casos derivados com *Lz*= 378m e (d) corte da malha 95

Figura 4.6 - (a) Perfis de velocidade média normalizados na direção do vento 0º e (b) Concentração média normalizada a 2m de altura no domínio meio; sob diferentes tipos de malhas 96

Figura 4.7 - Configuração do arranjo do DIPLOS 98

Figura 4.8 - Localização das fontes 98

Figura 5.1 - Descrição das seções do capítulo 100

Figura 5.2 - Perfis de velocidade média normalizados de valores medidos (*wind tunnel*) e simulados (URANS) em (a) 0º na direção do vento e (c) 90º na direção do vento. Perfis selecionados da concentração média medida e simulada do escalar em (b) 0º (d) 90º. Sob diferentes tipos de malha (*basic* –básica; *coarse* – grossa; *fine* –fina) (e) Perfis de velocidade média normalizado na direção 0º e (f) Concentração média normalizada na direção 0º 102

Figura 5.3 - Esquema de configuração para *single-block*: (a) Domínio computacional do caso *single-block* (b) Arranjo da tipologia da quadra e descrição das métricas 103

Figura 5.4 - (a) Distribuição da concentração média normalizada nos planos horizontal e vertical, juntamente com o vetor de velocidade no plano vertical (b) Visão esquemática do domínio computacional (c) Magnitude da velocidade média normalizada e vetor de velocidade entre as quadras 104

Figura 5.5 - (a) magnitude média normalizada da velocidade no domínio (b) concentração média normalizada no domínio 105

Figura 5.6 - (a) localização da seção vertical do cânion para exibição de (b) concentração média normalizada e (c) magnitude da velocidade média normalizada 106

Figura 5.7 - (a) embaixo: seção perpendicular do cânion; meio: concentração média normalizada com vetor de velocidade para o cânion a 2m de altura; encima: a seção vertical do cânion expandida em (b) Concentração média normalizada com velocidade vetor no plano vertical (c) linhas de corrente entre quadras 107

Figura 5.8 - (a) Localização do cruzamento onde foi plotada (b) magnitude da velocidade média normalizada no plano horizontal a 2m de altura e (c) concentração média normalizada e vetor de velocidade para o mesmo plano na visualização 3D..... 108

Figura 5.9 – Superfícies de isoconcentração para C^*=0,2; C^*=0,04; C^*=0,06; C^*=0,08 109

Figura 5.10 - Concentração média normalizada em (a) fachada a sotavento e (b) fachada a barlavento (c) localização das fachadas..... 110

Figura 5.11 - (a) Concentração média normalizada no eixo y para três linhas localizadas em (b) Linha 1 - calçada a sotavento, Linha 2 - rua central e Linha 3 - calçada a barlavento 111

Figura 5.12 - Concentração média normalizada para 6 tipologias de blocos urbanos a 2m de altura; (a) *Single-block*; (b) *Detached buildings*; (c) *Central courtyard*; (d) *Inners courtyards*; (e) *Row*; e Valores médios normalizados de concentração nas ruas perpendiculares e no plano horizontal na altura de 2m para (f) as cinco tipologias..... 113

Figura 5.13 – *Central courtyard* (a) magnitude média normalizada da velocidade, (b) concentração média normalizada; *Inners courtyards* (c) magnitude média normalizada da velocidade, (d) concentração média normalizada..... 117

Figura 5.14 - Single-block (a) magnitude média normalizada da velocidade, (b) concentração média normalizada; Row (c) magnitude média normalizada da velocidade, (d) concentração média normalizada.....118

Figura 5.15 – *Detached buildings* (a) magnitude média normalizada da velocidade, (b) concentração média normalizada..... 118

Figura 5.16 - Concentração média normalizada para as cinco tipologias: (a) *Single-block*; (b) *Detached buildings*; (c) *Central courtyard*; (d) *Inner courtyards*; (e) *Row*; localizado na (f) seção vertical do cânion paralelo..... 119

Figura 5.17 - Concentração média normalizada com vetor de velocidade no plano vertical e proporção (H/W) para as cinco tipologias: (a) *Single-block*; (b) *Detached buildings*; (c) *Central courtyard*; (d) *Inner courtyards*; (e) *Row*; Localizado no (f) cânion perpendicular 120

Figura 5.18 - Concentração média normalizada em fachadas de sotavento nas cinco tipologias: (a) Single-block; (b) Detached buildings; (c) Central courtyard; (d) Inner courtyards; (e) Row; (f) Localização da fachada a sotavento 121

Figura 5.19 - Single-block: magnitude média normalizada da velocidade (a) Caso 1; (c) Caso 1A; (e) Caso 1B e concentração média normalizada (b) Caso 1; (d) Caso 1A; f) Caso 1B.....121

Figura 5.20- Caso 1B (a) cruzamento localizado no domínio, (b) magnitude da velocidade média normalizada no plano horizontal a 2m de altura e (c) vetor de velocidade e concentração média normalizada para o mesmo plano na visualização 3D.....122

Figura 5.21 - Detached buildings: magnitude média normalizada da velocidade (a) Caso 2; (c) Caso 2A; (e) Caso 2B e concentração média normalizada (b) Caso 2; (d) Caso 2A; f) Caso 2B 126

Figura 5.22 - *Detached buildings*: concentração média normalizada e o vetor de velocidade no nível de pedestres no (a) cânion perpendicular ao (b) Caso 2; (c) Caso 2A; (d) Caso 2B 127

Figura 5.23 – Central courtyard: magnitude média normalizada da velocidade (a) Caso 3; (c) Caso 3A; (e) Caso 3B e concentração média normalizada (b) Caso 3; (d) Caso 3A; f) Caso 3B 128

Figura 5.24 – Concentração media normalizada para os seis casos: Single-block (a) Caso 1; (b) Caso 1A; (c) Caso 1B; Detached buildings (d) Caso 2; (e) Caso 2A; (f) Caso 2B; Central courtyard (g) Caso 3; (h) Caso 3A; (i) Caso 3B; localizada na (j) Secção vertical do cânion paralelo 130

Figura 5.25 - Concentração média normalizada com vetor de velocidade no plano vertical e razão de aspecto (H/W) para os seis casos: Single-block (a) Caso 1; (b) Caso 1A; c) Caso 1B; Detached buildings (d) Caso 2; (e) Caso 2A; f) caso 2B; Central courtyard (g) Caso 3; h) caso 3A; i) caso 3B; localizado na (j) seção vertical do cânion perpendicular 131

Figura 5.26 - Concentração média normalizada nas fachadas a sotavento nos seis casos: Single-block (a) Caso 1; (b) Caso 1A; c) Caso 1B; Detached buildings (d) Caso 2; (e) Caso 2A; f) caso 2B; Central courtyard (g) Caso 3; h) caso 3A; (i) Caso 3B. (j) Localização da fachada a sotavento 132

Figura 5.27 - Para todos os casos no volume do pedestre τp*, *NEV*, cped. *Single-block* (1, 1A, 1B), *Detached buildings* (2, 2A, 2B), *Central Courtyard* (3, 3A, 3B), *Inners courtyards* (4), *Row* (5) 135

LISTA DE TABELAS

Tabela 3-1 - Tipologia da quadra nas cidades selecionadas 69

Tabela 3-2 - Descrição métrica dos arranjos urbanos para os artigos selecionados..... 72

Tabela 3-3 - Descrição métrica dos arranjos urbanos nas cidades selecionadas 74

Tabela 3-4 - Definição dos valores para as métricas das quadras 79

Tabela 3-5 - Definição dos valores das métricas para os 11 casos..... 81

Tabela 4-1 - Descrição métrica dos onze casos simulados..... 93

Tabela 4-2 - Configuração para as simulações em CFD 97

Tabela 5-1 - Descrição da contiguidade das fachadas e razão de aspecto dos cânions para as cinco tipologias 122

Tabela 5-2 - Descrição dos casos modificados..... 122

LISTA DE SIMBOLOS

Letras Romanas

C_μ, C_1, C_2, C_3	Constantes empíricas do modelo k−ε [kg m-3]
CFD	*Computational Fluid Dynamics*
DNS	*Direct Numerical Simulation*
3D	Tridimensional
d_f	Fator de ajuste
ECT	Energia cinética turbulenta [m2 s-2]
F_U, F_V , F_W e F_Θ	Termos de força do modelo WRF
g	Aceleração da gravidade [m s-2]
Gk	Produção de ECT devido aos gradientes de velocidade média [N m-2 s]
k	Energia cinética turbulenta
IEMA	Instituto Estadual do Meio Ambiente
k	Energia cinética turbulenta [m2 s-2]
l	Escala de comprimento característico [m]
LES	*Large Eddy Simulation*
M_t	Número de *Mach* turbulento
MVF	Método dos Volumes Finitos
p	Pressão [N m-2]
RANS	*Reynolds Averaging Navier-Stokes*
Re	Número de Reynolds [ ]
Re_{crit}	Número de Reynolds [ ]
S_{ij}	Tensor taxa de deformação [s-1]
S_k e S_ε	Termos fontes
t	Tempo [s]
$\bar{u}$	Velocidade média na direção longitudinal [m s-1]
u^*	Velocidade de fricção [m s-1]
u_i	Velocidade instantânea na direção *i* [m s-1]
u_i'	Flutuação de velocidade instantânea na direção *i* [m s-1]
u	Velocidade instantânea na direção i [m s-1]
UDF	*User-Defined Function*
v	Velocidade instantânea na direção j [m s-1]
w	Velocidade instantânea na direção k [m s-1]
WRF	*Weather Research and Forecast*

Letras Gregas

$\Delta\overline{W}$	Variação de velocidade [ms-1]
κ	Constante de Von-Kàrman [ ]
ε	Taxa de dissipação da energia cinética turbulenta [m2 s-3]
ω	Taxa de dissipação específica da turbulência [s-1]

μ	Viscosidade molecular do fluido [m2s-2]
μ_t	Viscosidade turbulenta [Nsm-2]
μ_{turb}	Viscosidade turbulenta [N s m-2]
ν	Viscosidade cinemática do fluido [m2s-1]
σ_k, σ_ε	Números de *Prandtl* turbulentos
ρ	Massa específica [kg m^{-3}]
τ	Escala Temporal
τij	Tensor das tensões de Reynolds [N m-2]
τ_{ij}^{lam}	Tensor das tensões de cisalhamento [N m-2]
τ_{ij}^{turb}	Tensor das tensões de Reynolds [N m-2]
ϕ	Variável genérica [ ]
θ	Ângulo de direção do vento [º]

Subscritos

i,j,k	Índices de direção da notação de Einstein
H	Altura do obstáculo

Sobrescritos

‘	Flutuações turbulentas
─	Valores médios com respeito ao tempo
SIM	Simulado
OBS	Observado

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 19

1.1.HIPÓTESES 23

1.2. OBJETIVOS 24

1.3. ESTRUTURA DA TESE 24

2. REVISÃO DE LITERATURA 28

2.1. CONCEITOS FUNDAMENTAIS 28

2.1.1. Atmosfera e a camada limite atmosférica 28

2.1.2. Morfologia urbana e planejamento 34

2.2. MORFOLOGIA URBANA E DISPERSÃO DE POLUENTES 37

2.2.1. Configurações urbanas 39

2.2.1.1. CÂNIONS URBANOS 39

2.2.1.2. ARRANJOS URBANOS 44

2.3. PLANEJAMENTO URBANO E QUALIDADE DO AR 52

3. TIPOLOGIAS E MÉTRICAS RELEVANTES PARA SIMULAÇÃO DE AMBIENTES 62

3.1. ANÁLISE E IDENTIFICAÇÃO DAS TIPOLOGIAS USUAIS 63

3.1.1. Identificação das tipologias usuais por meio de revisão da literatura científica 63

3.1.2. Identificação das tipologias usuais por meio de análise empírica 67

3.2. ANÁLISE MÉTRICA DAS GEOMETRIAS SELECIONADAS 69

3.3. DISCUSSÃO E DEFINIÇÃO TIPO-MÉTRICA DAS GEOMETRIAS 75

3.4. DESCRIÇÃO DAS GEOMETRIAS REPRESENTATIVAS PARA SIMULAÇÃO 77

4. SIMULAÇÃO NUMÉRICA 83

4.1. MODELAGEM MATEMÁTICA 83

4.1.1. Modelagem da turbulência 86

4.1.1.1. Modelo k-ω SST 89

4.1.1.2. Abordagem URANS 90

4.1.2. Geometria do domínio computacional e condições de contorno 91

4.2. MODELAGEM NUMÉRICA 93

4.3. VALIDAÇÃO DO MODELO 97

5. RESULTADOS 100

5.1. VALIDAÇÃO DA MODELAGEM NUMÉRICA 100

5.2. VENTILAÇÃO E DISPERSÃO DE POLUENTES 103

5.2.1. Análise da ventilação e concentração de poluentes no caso base 103

5.2.2. Análise do efeito da tipologia da quadra sobre a concentração de poluentes 111

5.2.3. Análise da relação entre índices urbanísticos e concentração de poluentes 121

5.3. *BREATHABILITY* E PARÂMETROS DE VENTILAÇÃO 133

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS 138

REFERÊNCIAS 145

APÊNDICE A 164

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

1 **INTRODUÇÃO**

2 REVISÃO DE LITERATURA

3 TIPOLOGIAS E MÉTRICAS

4 SIMULAÇÃO NUMÉRICA

5 RESULTADOS

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

1.1. HIPÓTESE
1.2. OBJETIVOS
1.3. ESTRUTURA DA TESE

1. INTRODUÇÃO

A maioria da população do mundo já vive em áreas urbanas e estima-se que este número irá aumentar consideravelmente nos próximos trinta anos (UNITED NATIONS, 2018). Em 2018, 55% (cerca de 4,2 bilhões) da população mundial vivia em cidades e é previsto que este número chegue a 68% (cerca de 6,7 bilhões) até 2050 (UNITED NATIONS, 2018). A rápida urbanização e o constante aumento da emissão de poluentes por veículos tem sido relacionado a perca de qualidade do ar. Atualmente, a poluição do ar em áreas urbanas é um dos principais problemas ambientais (RAMPONI et al., 2015; YUAN et al., 2019b). Esse problema pode estar associado a uma ampla gama de efeitos agudos e crônicos à saúde (BRUNEKREEF; HOLGATE, 2002; WHO, 2016).

A Organização Mundial da Saúde (WHO, 2016) aponta que cerca de 3 milhões de mortes ocorreram em 2016 associadas à poluição do ar em ambientes externos. De forma a obter cenários com melhores condições de qualidade do ar, o planejamento urbano é apontado como uma importante ferramenta e diversos estudos destacam sua importância (LIN et al., 2015; YUAN et al., 2014; KRUGER et al., 2011). Destaca-se ainda, que a dinâmica urbana acontece essencialmente no nível do transeunte e assim este é especialmente importante para o planejamento urbano (GEHL, 2010) e foco de diversos estudos relacionados a qualidade do ar (SHI et al., 2015, AYO et al., 2015).

O estudo da qualidade do ar requer o entendimento dos processos de dispersão em áreas urbanas. As condições meteorológicas podem afetar os poluentes atmosféricos por vários processos físicos e químicos, como por dispersão, transformação e remoção de poluentes do ar, acarretando na diminuição da sua concentração (SARAIVA et al., 2012). Ademais, a qualidade do ar pode ser investigada por meio da "*breathability"*- ou "respirabilidade", considerando a tradução literal - de uma cidade. A *breathability* reflete o potencial da cidade de ser ventilada por meio da ação do vento sobre ela (BUCCOLIERI et al., 2015). Assim, este potencial resulta da interação entre o vento e as edificações (PANAGIOTOU et al., 2013).

Visto que em áreas urbanas existe uma ampla gama de fontes de poluição, nas áreas mais adensadas das cidades, a rugosidade urbana pode contribuir para uma dispersão atmosférica deficiente (VARDOULAKIS et al., 2003), pois afeta o escoamento atmosférico. Assim, é necessário o entendimento da relação entre a morfologia urbana e a dispersão de poluentes. A

morfologia urbana e o escoamento estão fortemente relacionados através das múltiplas combinações de arranjo, densidade, forma e dimensão dos edifícios (RAMPONI et al., 2015). A rápida expansão das áreas urbanas, especialmente nos países em desenvolvimento, colocou em foco a relação entre densidade urbana e a ventilação natural (PENG et al., 2019b). Além disso, muitos estudos apontam a morfologia urbana como um fator-chave para a compreensão dos padrões de dispersão do escoamento de ar e poluentes (KURPPA et al., 2018; YUAN et al., 2014).

Os processos físicos da dispersão de poluentes são comumente estudados usando a dinâmica de fluidos computacional (CFD – *Computational Fluid Dynamics*) (CHEN et al., 2017; HANG et al., 2015) e experimentos em túnel de vento (CARPENTIERI; ROBINS, 2015; FUKA et al., 2017). Mais recentemente, a técnica de CFD tem sido frequentemente aplicada considerando os recursos vantajosos, como velocidade de simulação, precisão e visualização abrangente dos fenômenos atmosféricos (SHI et al., 2015). Além disso, as simulações numéricas permitem que estudos paramétricos possam ser realizados a fim de avaliar de forma eficiente diferentes configurações (VAN HOOFF; BLOCKEN, 2010). No entanto, diversos estudos apontam que a qualidade dos resultados é associada a escolha adequada da geometria a ser simulada (CARPENTIERI; ROBINS, 2015; GUO et al., 2017; PENG et al., 2019a; YOU et al., 2017a).

Para que os resultados destas simulações possam auxiliar o processo de planejamento urbano, o delineamento da geometria deve ser cuidadosamente selecionado para fornecer uma representação real do problema estudado. Porém, a maioria dos estudos sobre modelagem da dispersão de poluentes no meio urbano utiliza geometrias genéricas com arranjos idealizados (CHEN et al., 2017; HANG et al., 2015; LIN et al., 2014a), principalmente devido à dificuldade de realizar simulações com modelos complexos. Embora esses estudos forneçam uma grande quantidade de informações valiosas é importante que os resultados das pesquisas tenham aplicabilidade no processo de planejamento. Diante disso, é possível identificar dois aspectos principais que dificultam esse processo: (i) cenários às vezes demasiadamente idealizados; e (ii) métricas usadas nos estudos de simulação não são as mesmas usadas no planejamento urbano.

Os arranjos idealizados geralmente usam as mesmas dimensões para largura e/ou comprimento da quadra construída; altura; e espaço entre quadras (ruas). Este tipo de arranjo difere dos ambientes reais devido à dissonância dos parâmetros do tecido urbano (ruas e quadras) e à simplificação do arranjo dos edifícios dentro da quadra (tipologias). Diferente dos arranjos

idealizados que distribuem edifícios em uma área aberta, os ambientes reais das cidades são formados por edifícios dispostos dentro de quadras separadas por ruas. Além disso, cidades reais apresentam ruas mais estreitas do que os quarteirões. Assim, existe uma diferença entre a geometria dos arranjos idealizados e os ambientes reais das cidades.

As características morfológicas das ruas, incluindo a largura da rua, aberturas laterais e cruzamentos, estão intimamente relacionadas aos escoamentos de ar nos cânions (SHEN et al., 2017a). Adicionalmente, a largura da rua pode afetar a eficiência da ventilação (RAMPONI et al., 2015). A proporção entre as aberturas e as áreas construídas afetam a qualidade do ar (SHEN et al., 2017). Consequentemente, a largura das ruas em arranjos idealizados pode levar a cenários que não necessariamente representam as situações existentes/reais. Destaca-se que a quadra ou quarteirão é um componente central do planejamento urbano. No entanto, nos arranjos idealizados, as dimensões desse componente estão distantes da realidade. A diferença em relação às áreas urbanas reais pode ser atribuída, principalmente, ao fato de a largura e o comprimento da quadra serem iguais à altura do edifício.

Além disso, a disposição do edifício em um quarteirão leva a uma variedade de tipologias de quadras. Guo et al. (2017) e Ricci et al. (2017) apontam que a tipologia da quadra afeta o escoamento de ar urbano, e o uso da simplificação da tipologia da quadra usualmente gera uma versão da cidade demasiadamente idealizada ou irreal. As áreas urbanas reais são altamente heterogêneas, apresentando uma grande variação de densidade e tipologias na mesma cidade. Apesar disso, para obter respostas mais generalistas que possam apoiar o processo de planejamento urbano, é importante que a parametrização da tipologia de quadras seja baseada no ambiente real das cidades.

Desta forma, para aumentar a aplicabilidade dos resultados no planejamento urbano é necessário produzir tipologias simplificadas de áreas urbanas que melhor representem os tipos de arranjos urbanos de maneira mais ampla (MERLIER et al., 2018). Se por um lado, a simplificação da geometria pode reduzir de maneira significativa a complexidade do escoamento, a utilização de geometrias reais muito específicas reduz a generalidade dos resultados encontrados. Recentemente, alguns autores têm buscado identificar as tipologias mais comuns empregadas em regiões urbanas. Neste contexto, é importante entender o efeito do emprego dessas tipologias sobre a qualidade do ar no nível do pedestre. Assim, o cenário derivado é apresentado como uma abordagem intermediária entre os cenários reais e os idealizados.

Nessas circunstâncias, a tipologia derivada fornece resultados generalistas com base em tipologias de cidades reais. A tipologia da quadra é investigada em alguns estudos como os conduzidos por Buccolieri et al. (2015); Yang et al. (2019b); Yuan et al. (2019) entre outros. Essas pesquisas geralmente investigam as características da tipologia da quadra, como comprimento, largura, altura dos edifícios e porosidade, e suas variações para a mesma tipologia. No entanto, nenhum dos estudos compara o impacto de diferentes tipologias de quadra na qualidade do ar.

Além disso, existe outro fator importante a ser considerado: a diferença entre as métricas utilizadas nos estudos de simulação de dispersão de poluentes e o processo de planejamento urbano. A maioria dos estudos da literatura utiliza as métricas de área do plano (λ_p) e área frontal (λ_f) para descrever a densidade de uma região. Essas métricas são bem aceitas em estudos de túnel de vento e/ou modelagem numérica da dispersão de poluentes em áreas urbanas e usadas com o intuito de representar densidades de cidades reais (HANG et al., 2015; RAMPONI et al., 2015; SHIRZADI et al., 2018). No entanto, as métricas nos estudos de modelagem ainda estão longe dos índices habituais de planejamento urbano. Alguns dos índices urbanísticos mais comuns em planos diretores em todo o mundo são coeficiente de aproveitamento (*FAR*), cobertura de superfície (*SC*) e altura dos edifícios (*H*). Esses índices estão bem consolidados no planejamento urbano e adotados em países como Espanha, França, Japão, Estados Unidos, Brasil e outros.

Por exemplo, o índice *FAR* associa-se à densidade construída, e é frequentemente empregado como uma maneira de controlar a densidade de uma região. O *SC* se correlaciona com a porosidade urbana e representa a relação entre a projeção da área construída e a área não construída. Esses dois índices estão fortemente interligados e a relação entre eles é o que possibilita diferentes tipologias de quadra para uma mesma densidade construída. De outro lado, os estudos de modelagem usualmente empregam a *packing density* para definir a densidade construída, expressa pela razão da área do plano horizontal (λ_p) que considera a projeção da área construída; porém, não considera o volume construído. Apesar da maioria das pesquisas de modelagem utilizar a *packing density*, mais recentemente alguns estudos tem empregado índices como *FAR* e *SC* (CHESHMEHZANGI; BUTTERS, 2016; PENG et al., 2019b). Estes estudos empregam os índices urbanísticos como forma de representar a cidade com um enfoque compatível com a prática do planejamento urbano, porém esses ainda representam a minoria dos estudos.

Evidencia-se assim, que os estudos que focam no impacto da tipologia da quadra na qualidade o ar ainda são poucos. Apesar de haver um aumento nos estudos que utilizam tipologias derivadas de situações existentes, esses ainda são a minoria em comparação com os arranjos idealizados. Ademais, as pesquisas que utilizam índices urbanísticos para a caracterização dos cenários simulados e investigação da influência destes são recentes e escassas. Sendo assim, para ser mais consistente com a realidade das cidades, é importante modelar cenários baseados em ambientes reais, aplicar métricas da prática vigente de planejamento urbano e entender como a variação dos valores destas métricas influenciam a qualidade do ar em um ambiente urbano.

1.1.HIPÓTESES

Partindo das premissas que:

- As características do escoamento podem afetar à qualidade do ar (BELCHER, 2005; BLOCKEN et al., 2013);
- As configurações urbanas impactam no escoamento de ar (LIN et al., 2014, YUAN et al., 2014; RAMPONI et al., 2015);
- As condições de ventilação no nível do transeunte são as mais impactadas pela rugosidade urbana (COCEAL; BELCHER, 2006, SHI et al., 2015);
- A porosidade urbana é fundamental para o permeio do vento entre as quadras (YUAN et al., 2014; SILVA; ALVAREZ, 2015; AN et al., 2019);
- O planejamento urbano define diferentes estratégias para regular o crescimento das cidades, como a tipologia da quadra e a definição de índices urbanísticos;
- A tipologia da quadra afeta o escoamento de ar urbano, e o uso da simplificação da tipologia da quadra geralmente gera uma versão da cidade idealizada (GUO et al.,2017; RICCI et al., 2017);
- O coeficiente de aproveitamento (*FAR*) é definido na fase inicial do planejamento urbano (PENG et al., 2019b) de forma a regular a densidade construída de uma região;
- A taxa de ocupação (*SC*) é um dos índices chave que afetam a dispersão de poluentes próximo a superfície (YANG et al., 2019);
- A altura das construções impactam na dispersão de poluentes (AZIZI; JAVANMARDI, 2017; KURPPA et al., 2018).

Foram delineadas as seguintes hipóteses de trabalho:

→ As tipologias da quadra que apresentam mais afastamentos entre os edifícios têm menor concentração de poluentes no nível do pedestre;

→ Para uma mesma densidade construída (*FAR*) prédios mais altos com menores superfícies construídas (*SC*) são melhores para a dispersão de poluentes do que prédios mais baixos mas com pouca área livre no nível do pedestre;

→ O desempenho da tipologia da quadra para a dispersão de poluentes depende dos valores estabelecidos para os índices urbanísticos.

1.2. OBJETIVOS

O objetivo geral da presente pesquisa é analisar o impacto que diferentes estratégias de planejamento urbano exercem na dispersão e concentração de poluentes no nível do transeunte. Assim foram definidas como estratégias de planejamento a serem investigadas a tipologia de quadra e os índices urbanísticos (*FAR*, *SC* e *H*). De forma a alcançar o objetivo geral foram delineados os seguintes objetivos específicos:

- Identificar, selecionar e descrever tipologias de quadra que sejam representativas de cidades reais;
- Estudar por meio de simulação computacional (CFD), o impacto de diferentes configurações urbanas na dispersão e concentração de poluentes;
- Investigar o impacto das tipologias de quadra na distribuição da concentração de poluentes no nível do pedestre;
- Examinar o impacto da variação dos índices urbanísticos *FAR*, *SC* e *H* através de dois diferentes cenários para três tipologias de quadra (seis cenários) na distribuição da concentração de poluentes na altura do pedestre.

1.3. ESTRUTURA DA TESE

A estrutura da tese é composta por 5 capítulos a saber. No **Capítulo 1** de introdução, que ora se finaliza, são abordadas as questões sobre a qualidade do ar urbano no nível do transeunte. Ressalta-se o impacto da morfologia urbana no estudo da dispersão de poluentes e a consequente importância da definição de geometrias urbanas que representem cenários reais

para auxiliar o processo de planejamento urbano. Sequencialmente são apresentados o recorte da temática, os objetivos e a estrutura dos capítulos.

No **Capítulo 2** é a realizada a revisão de literatura onde são apresentados conceitos fundamentais para tese e o levantamento do estado da arte quanto a temática. Os conceitos fundamentais tratam da atmosfera, e da morfologia urbana e planejamento. O levantamento do estado da arte foca nos estudos sobre o impacto das características da morfologia urbana na dispersão e concentração de poluentes.

No **Capítulo 3** são apresentados os procedimentos metodológicos adotados na pesquisa. Primeiramente é realizada a definição das geometrias a serem simuladas, depois é validado o modelo computacional por meio da comparação com dados de experimento em túnel de vento. Subsequentemente, são realizadas as simulações em CFD e a análise dos resultados.

No **Capítulo 4** são definidos e descritos os onze cenários que serão simulados. No **Capítulo 5** são apresentados e discutidos os resultados da simulação computacional. São apresentados dados de concentração, velocidade do vento, idade média do ar, fluxos médios e turbulentos. No **Capítulo 6** são feitas as considerações finais baseadas nos resultados das simulações e recomendações para trabalhos futuros. Por fim, o fluxograma da Figura 1.2 apresenta a tese por meio de um mapa conceitual.

Figura 1.1 - Mapa conceitual da tese

CAPÍTULO 2

REVISÃO DE LITERATURA

1 INTRODUÇÃO

2 REVISÃO DE LITERATURA

3 TIPOLOGIAS E MÉTRICAS

4 SIMULAÇÃO NUMÉRICA

5 RESULTADOS

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

2.1. CONCEITOS FUNDAMENTAIS

2.1.1. Atmosfera

2.2.1.1. Ventos na atmosfera

2.1.2. Morfologia urbana e Planejamento

2.2. MORFOLOGIA URBANA E DISPERSÃO DE POLUENTES

2.2.1. Configurações urbanas

2.2.1.1. Cânions urbanos

2.2.1.2. Arranjos urbanos

2.2.1.2.1. Geometrias idealizadas

2.2.1.2.2. Tipologia da quadra

2.2.1.2.3. Categorias de tipologia da quadra

2.2.2. Densidade urbana

2. REVISÃO DE LITERATURA

O presente capítulo apresenta inicialmente conceitos fundamentais relacionados à atmosfera e seus fenômenos e sobre morfologia urbana e planejamento. Em seguida é abordada a dispersão de poluentes no meio urbano. Neste tópico é realizado o levantamento do estado da arte de forma a levantar as lacunas existentes e explanar o problema científico. A partir do levantamento das pesquisas sobre a temática foi delineada a abordagem definida nesta tese. A Figura 2.1 apresenta de forma esquemática a organização do capítulo.

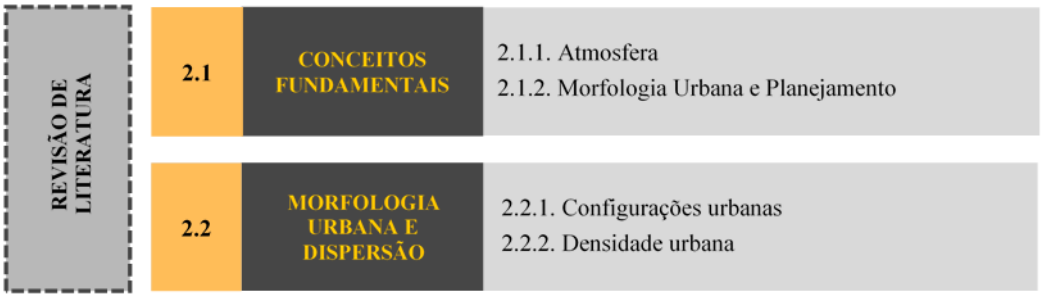


Figura 2.1 - Organização da Revisão de literatura

2.1. CONCEITOS FUNDAMENTAIS

2.1.1. Atmosfera e a camada limite atmosférica

A atmosfera é a camada gasosa que envolve os planetas, no caso da atmosfera terrestre ela é composta por inúmeros gases que ficam retidos por causa da força da gravidade. A atmosfera terrestre é dividida em quatro camadas, troposfera, estratosfera, mesosfera e termosfera. Estas camadas são determinadas pelo perfil de temperatura nela encontrada (Figura 2.2). A troposfera é a camada mais baixa da atmosfera terrestre, sua profundidade varia de 9 a 16 km aproximadamente, dependendo da latitude, mas normalmente apenas os dois primeiros quilômetros são diretamente modificados pela superfície subjacente (STULL, 1988). Quase todos os poluentes emitidos próximos a superfície terrestre são transportados, dispersos, transformados e removidos dentro desta camada.

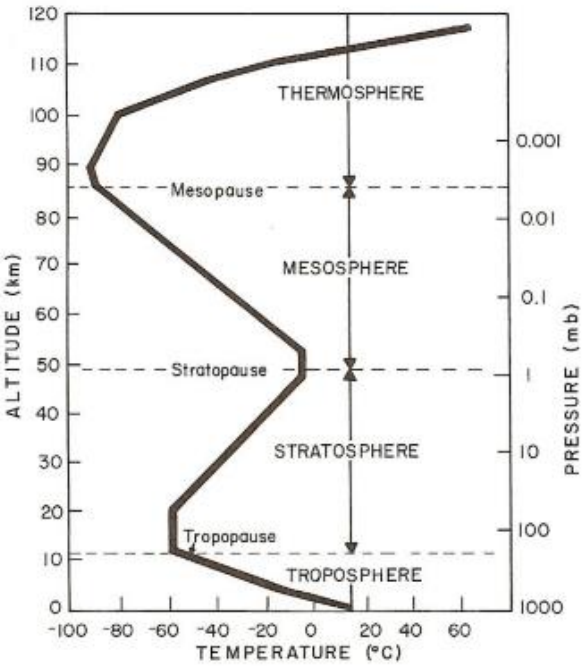


Figura 2.2 - Estrutura da atmosfera
Fonte: Arya (1999)

A troposfera pode ser dividida em Camada Limite Planetária (CLP), que se estende até aproximadamente 1 km a partir da superfície terrestre e a atmosfera livre (normalmente entre 1 e 2 km), que se estende a partir da CLP até a tropopausa (SEINFELD; PANDIS, 2006). O escoamento de ar na atmosfera é fortemente influenciado pelas tensões de cisalhamento, devido à sua interação com a superfície da Terra, aos escoamentos atmosféricos de larga escala e pelas forças de empuxo, devido aos fluxos de calor e gradiente de densidade vertical.

As influências das tensões de cisalhamento e forças de empuxo são limitadas à Camada Limite Planetária. Acima da CLP, na atmosfera livre está localizada a camada geostrófica onde apenas os gradientes horizontais de pressão e as forças de Coriolis exercem influência no escoamento (SEINFELD; PANDIS, 2006). Em geral, o fenômeno da dispersão de poluentes é apenas estudado nesta pequena parte da troposfera, a CLP, onde os principais processos de transporte e remoção dos poluentes ocorrem mais frequentemente.

A Camada Limite Planetária (CLP) ou Camada Limite Atmosférica (CLA) pode ser definida como a parte da troposfera que é diretamente influenciada pela presença da superfície terrestre e responde as forças da superfície com a escala de tempo de cerca de uma hora ou menos (STULL, 1988). Estas forças incluem fricção, evaporação, transpiração, transferência de calor, emissão de poluentes, e modificações no escoamento induzidas pela topografia. A CLP não tem

altura constante, ela varia de centenas de metros a poucos quilômetros, dependendo da taxa de aquecimento e resfriamento da superfície terrestre, intensidade do vento, rugosidade do terreno e características topográficas da superfície, movimento vertical de grande escala, advecção horizontal de calor e umidade e localização geográfica.

A mudança na altura da CLP pela variação de temperatura, ocorre por exemplo durante o dia, quando a superfície terrestre está aquecida pelo sol, há uma transferência do calor desta para a atmosfera que se encontra mais fria, o que causa uma mistura térmica fazendo com que a CLP cresça e atinja uma altura de aproximadamente 1 a 2 km (Figura 2.3). Durante a noite, não ocorre esta transferência de calor e assim a mistura térmica é suprimida, causando um decréscimo na altura da CLP que pode chegar a menos de 100 m de altura (PANOFSKY; DUTTON, 1984).

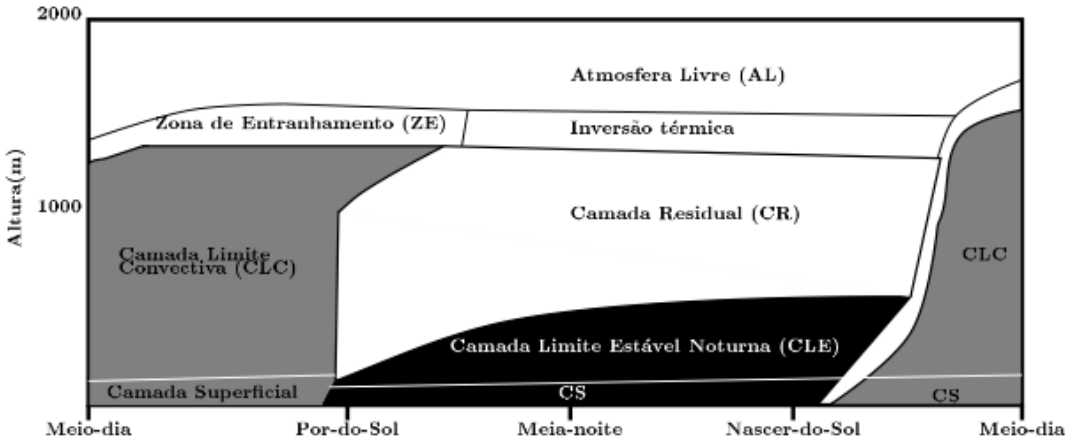


Figura 2.3 - Ciclo diário da CLP
Fonte: Stull (1991)

A parte mais baixa da CLP é chamada de Camada Superficial (CS) e ocupa cerca de 10% da altura da CLP, e é onde a maioria das atividades humanas ocorrem. A principal característica da CS é apresentar fluxos verticais que não variam mais de 10%, sendo assim considerada uma camada de fluxos constantes e desta forma a tensão de cisalhamento e fluxo de calor são considerados constantes. A resposta da superfície terrestre à radiação provoca mudanças na CLP através de processos de transporte, sendo a turbulência um dos processos de transporte mais importantes. A espessura da camada superficial depende das condições atmosféricas e pode variar de 10 m numa noite com céu limpo e ventos fracos até 100 m em um dia com ventos fortes.

Os ventos são movimentos de ar ocasionados pela distribuição de radiação desigual na superfície da Terra e pelo seu movimento de rotação (AYOADE, 2011). No primeiro caso, ocorre variações da distribuição sazonal das pressões atmosféricas; e no segundo caso, o movimento de rotação da Terra dá origem ao Efeito de Coriolis (FERREIRA, 2006). O escoamento na atmosfera é virtualmente turbulento. De acordo com Hinze (1975) o movimento turbulento de um fluido é a condição irregular do escoamento, na qual as várias quantidades envolvidas apresentam uma variação randômica no tempo e no espaço, tal que podem ser diferenciados estatisticamente de seus valores médios.

Reynolds (1883) em um dos primeiros estudos sobre instabilidade e turbulência, estabeleceu a partir da investigação de escoamentos no interior de tubos, a existência de dois regimes fundamentais de escoamento, o laminar e o turbulento. Reynolds estabeleceu também a existência de um parâmetro adimensional de controle da transição [1], que é conhecido como número de Reynolds.

$$Re = \frac{Ul}{v} \qquad \text{[Eq. 1]}$$

Onde, U é a escala de velocidade, l é a escala de comprimento e v é a viscosidade cinemática do fluido.

Para baixos números de Reynolds, os efeitos viscosos são significativos e podem suprimir as instabilidades do escoamento, porém para altos números de Reynolds, os efeitos da viscosidade são muito pequenos para suavizar as perturbações e assim são formados os vórtices turbulentos. A CLP é turbulenta em toda sua extensão. Na atmosfera o número de Reynolds é da ordem de 10^7, isso significa que a forças ligadas ao escoamento médio são 10^7 vezes maiores que a forças moleculares responsáveis pela dissipação das instabilidades. Portanto, os efeitos viscosos não são suficientemente fortes em comparação com as forças inerciais e assim os vórtices turbulentos são formados, estes possuem diferentes tamanhos e dispõem-se de forma randômica.

Na atmosfera, a turbulência pode ser gerada por duas fontes principais de energia, a mecânica e a térmica. Na fonte mecânica a turbulência é gerada pelo atrito. No meio urbano a turbulência é gerada pelo atrito com a rugosidade das superfícies dos edifícios. Uma importante característica da turbulência é sua capacidade de transportar e misturar fluidos de maneira mais

efetiva que o escoamento laminar, assim a turbulência aumenta a facilidade em dispersar os poluentes.

A frequência relativamente alta em que ocorre a turbulência perto da superfície é uma das características que torna a CLP diferente do restante da atmosfera. A viscosidade, propriedade que determina o grau de resistência do fluido à força de cisalhamento é responsável na CLP pelo surgimento de tensões cisalhantes devido ao atrito do ar com a superfície ou com obstáculos e é responsável pela dissipação de energia cinética que é convertida em calor. A intensidade da turbulência na atmosfera é fortemente ligada a estratificação vertical de temperaturas. O perfil vertical pode agir suprimindo ou ampliando os movimentos turbulentos, este efeito é chamado estabilidade atmosférica. A estabilidade atmosférica pode ser determinada comparando o perfil real de temperatura com o perfil adiabático (-0,98°C/100m).

Quando ocorre o perfil de temperatura adiabático, a atmosfera encontra-se em condições neutras (Figura 2.4, situação 1) e assim uma parcela de ar a qualquer altura está em uma condição de equilíbrio (não tende a subir ou descer). Apesar da atmosfera raramente se encontrar nesta condição de equilíbrio, devido às trocas de calor com a superfície e fenômenos de larga escala que geralmente resultam em perfis de temperatura diferentes do neutro, este perfil é utilizado como referência.

A atmosfera será considerada instável (Figura 2.4, situação 2) se a temperatura diminuir com a altura a uma taxa maior que a neutra, assim uma parcela de ar deslocada de sua posição inicial para cima ou para baixo continuará a se mover no sentido que foi deslocada, ou seja há uma ampliação do movimento, estimulado pelas forças de empuxo. Quando ocorre a diminuição da temperatura com a altura a uma taxa menor que a neutra, a atmosfera será considerada estável (Figura 2.4, situações 3 e 4, respectivamente). Quando a temperatura aumenta com a altura, a atmosfera também será considerada estável (Figura 2.4, situação 5).

Dessa forma uma parcela de ar deslocada de sua posição inicial terá seu movimento suprimido pela ausência das forças de empuxo e tenderá a retornar a sua posição inicial. As condições de estabilidade atmosférica tendem a suprimir ou amplificar a turbulência na atmosfera, reduzindo os movimentos das massas de ar causados pelas flutuações verticais de velocidade do escoamento (condição estável) ou ampliando os movimentos das massas de ar causados pelas flutuações verticais de velocidade do escoamento (condição instável).

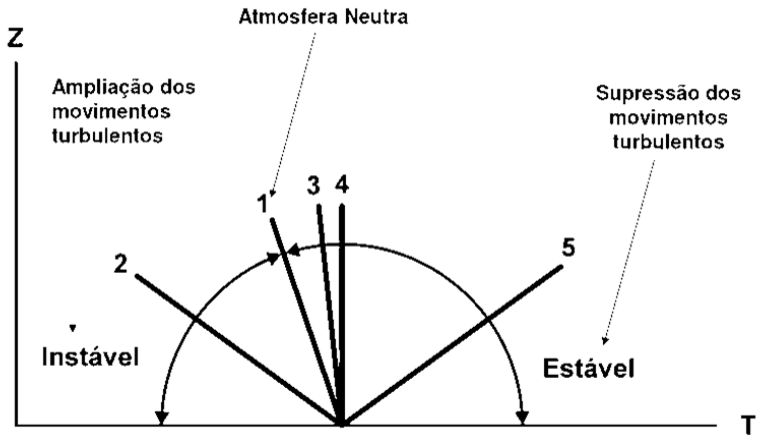


Figura 2.4 - Perfis de temperatura e condições de estabilidade atmosférica
Fonte: Adaptado de Stull (1991)

No limite vertical a relação do meio urbano com o perfil de vento é divido em camadas (Figura 2.5). A denominada camada limite urbana (CLU) é a região da CLP que é diretamente afetada pela presença do dossel urbano. A camada intra-urbana é uma subdivisão da camada atmosférica que compreende a área abaixo do topo dos edifícios. Esta camada é especialmente importante para análise da ventilação, pois essa variável climática é impactada pela rugosidade da tipologia urbana, no caso os edifícios. O vento distante dos efeitos superficiais, apresenta um perfil de velocidade vertical aproximadamente constante, ao se aproximar do solo tem sua velocidade reduzida, criando assim um gradiente de velocidade (COCEAL; BELCHER, 2006).

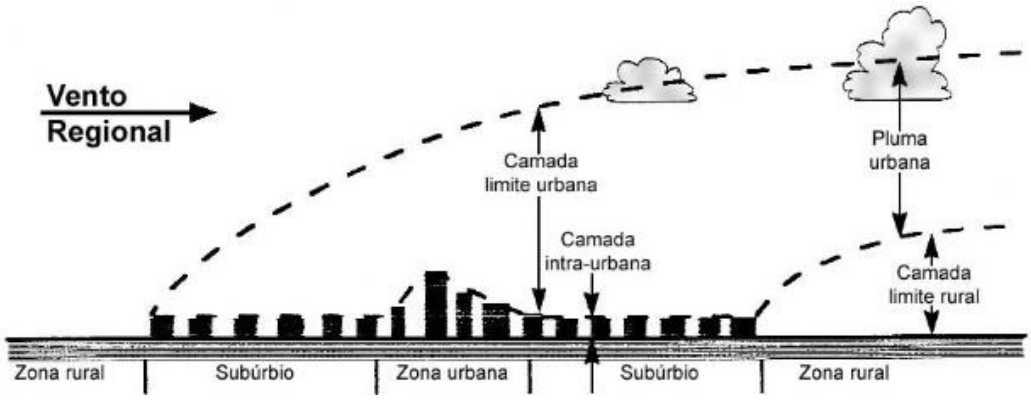


Figura 2.5 – Divisão das camadas atmosféricas na área urbana
Fonte: Adaptado de Faria (1997)

Dentro da camada intra-urbana o nível do transeunte é especialmente importante para o desenho urbano (GEHL; SVARRE, 2013) e foco de diversos estudos (AYO et al., 2015; LIN et al., 2014a; SHI et al., 2015; YUAN et al., 2014). Os escoamentos no nível do transeunte são

estabelecidos pela complexa interação entre o vento e o meio construído, o que torna fundamental o estudo dos parâmetros que compõem as configurações urbanas.

2.1.2. Morfologia urbana e planejamento

A morfologia urbana trata do estudo da forma da cidade que através do traçado e parcelamento do solo pode ser dividida em vias, quarteirões, lotes e edifícios. As cidades são organismos vivos em constante modificação de acordo com os anseios e necessidades da sociedade, sua evolução acontece em uma sobreposição de períodos. As configurações das estruturas da cidade são resultados dos processos de transformações ocorridos ao longo da história, e que, de alguma forma, contribuíram para modificar antigas estruturas que não mais suportavam as necessidades da sociedade, criando outras em função da determinação de novas exigências.

Duas grandes divisões podem ser feitas para o entendimento das configurações das cidades, o crescimento espontâneo desordenado que segue uma organicidade e ainda se encontra presente nos centros históricos de várias cidades; e o crescimento planejado que é alterado de acordo com a corrente do movimento urbanista de cada período. O maior marco na forma de organização das cidades aconteceu com o urbanismo moderno, onde são encontrados os principais postulados sobre ordenamento territorial, recebe grande influência das preocupações sanitaristas e reflete-se em um traçado geométrico e regulamentação das edificações.

A era industrial representa um marco nas mudanças das estruturas das cidades, que foram profundamente transformadas. A mudança das pessoas do campo para as cidades em busca das novas oportunidades advindas do período acelerou o crescimento das cidades. Este crescimento não planejado da cidade industrial, na segunda metade do século XIX, acarretou condições agravantes de insalubridade. A alta densidade das configurações urbanas e as ruas estreitas associadas às edificações conjugadas impediam o necessário arejamento e insolação urbana o que contribuía para a manifestação de doenças, especialmente devido à falta de renovação do ar (HALL, 2014).

As novas demandas por áreas para as indústrias e para a construção de bairros residenciais para os trabalhadores, modificação do sistema de transporte, instalação de saneamento, construção de áreas de lazer e institucional marcaram o processo de metropolização que ocorreu em países como Inglaterra, Alemanha, França e Estados Unidos (QUINTO, 2003). Neste cenário o

urbanismo, visto como ciência, surge como uma resposta às necessidades de superar os problemas de salubridade.

Nos anos seguintes, as tendências urbanísticas das cidades industriais foram refletidas em propostas e aprovações de leis sanitárias. As preocupações com as condições de salubridade das cidades para a saúde dos citadinos nortearam planos como os de: Paris de Haussmann (1851), Barcelona de Cerdá (1859), e as cidades Jardins de Howard (1898).

No Brasil a implantação do urbanismo sanitarista está associada a consolidação do modo de produção capitalista e como forma de preparação para a industrialização das cidades. As mudanças estruturais em toda a Europa no século XIX serviram de modelo para as mudanças das estruturas das cidades coloniais brasileiras, que não comportavam mais a população e contribuíam para gerar problemas de insalubridade, principalmente no que diz respeito à propagação de epidemias (BENEVOLO, 1997).

Neste cenário, Saturnino de Brito foi o engenheiro sanitarista brasileiro, que realizou alguns dos mais importantes estudos de saneamento e urbanismo em várias cidades do país (LOPES, 2014), sendo considerado o "pioneiro da Engenharia Sanitária e Ambiental no Brasil". O primeiro plano urbanístico de saneamento e melhoramentos de Saturnino de Brito foi para a cidade de Vitória (Espírito Santo) entre os anos de 1895 e 1896, conhecido como Novo Arrabalde, mais tarde Brito se consagraria com a realização de projetos urbanos em várias cidades do país, como Campinas, Petrópolis, Santos, Recife e João Pessoa.

No século XX surge o urbanismo moderno que enxerga a cidade como solução para os problemas sociais. A publicação da Carta de Atenas (CIAM, 1933), que é o manifesto urbanístico resultante do IV Congresso Internacional de Arquitetura Moderna (CIAM), realizado em Atenas em 1933, marca um novo momento no urbanismo internacional. O documento final, redigido por Le Corbusier e fruto das discussões do congresso, traça diretrizes para ordenamento do território que seriam aplicáveis internacionalmente.

As principais diretrizes modernistas tratam do zoneamento das cidades em funções (habitar, trabalhar, circular e recrear), da regularidade do traçado, da disposição de edifícios verticais espaçados no território de forma a liberar o solo (uso de pilotis). Esta tentativa de regulamentação da construção das cidades dá origem a elaboração dos primeiros planos-diretores.

As diretrizes do urbanismo moderno desdobraram-se em planos urbanísticos e vários de seus parâmetros são usados até hoje na organização das cidades, como os planos diretores e a definição de índices por zoneamento. O zoneamento, ferramenta frequentemente usada no planejamento urbano, define características como forma, dimensões e usos dos espaços urbanos por meio da definição de zonas, para as quais são definidos valores e restrições. Destaca-se que esta forma de organização tradicional foca na descrição funcional do espaço.

Para a ordenação do território são definidos parâmetros para a construção dos edifícios, sendo estes parâmetros estabelecidos através de valores máximos e mínimos estipulados em função da configuração que se deseja obter. Os índices urbanísticos mais comuns encontrados nos planos diretores mundiais são coeficiente de aproveitamento (CA), expresso como *FAR* (*Floor Area Ratio*); taxa de ocupação (TO) também expressa como *SC* (*surface coverage*) ou *BSC* (*building surface coverage*); afastamentos frontal, laterais e de fundos; e altura. A densidade construída é fortemente relacionada aos índices *FAR*, *SC* e *H*; enquanto a tipologia da quadra relaciona-se principalmente com a disposição dos afastamentos na área do quarteirão.

Quanto aos afastamentos, o zoneamento usualmente prevê os valores mínimos que as construções devem ficar em relação aos limites do lote. Os afastamentos são normalmente estabelecidos nos planos diretores como forma de proporcionar mais espaços abertos e condições adequadas de iluminação e ventilação. Em construções anteriores aos planos urbanos é comum o pouco ou nenhum afastamento entre edificações, criando fileiras contíguas ou blocos adensados. Na Europa é comum que a área livre da quadra se encontre em seu interior, exibindo assim a tipologia de pátio.

Quanto a densidade construída, o conceito de *FAR* surgiu na Europa no século XIX e passou a ser usado nos Estados Unidos e em outros países no século XX. O índice é frequentemente usado por planejadores urbanos como forma de controle da densidade construída. A *FAR*, dependendo do local, também é chamada de *floor space ratio* (*FSR*), *floor space index* (*FSI*), *site ratio*, e *plot ratio*. A nomenclatura varia de acordo com o país e com a região. Nos Estados Unidos e Canadá se utiliza tanto *FAR* quanto *FSR*. No Reino Unido e em Hong Kong se utiliza tanto *plot ratio* quanto *site ratio*. Na Espanha se utiliza *FAR* (*coeficiente de utilización del suelo*), assim como na França (*coefficient d'occupation des sols*) e no Brasil (*coeficiente de aproveitamento*).

FAR ou CA no Brasil é expresso como coeficiente entre a área total construída e a área do lote e representa um índice fortemente relacionado com a densidade construída de uma área. Já o *SC* ou TO no Brasil representam a relação da projeção da edificação em relação à área do lote e trata da permeabilidade das estruturas (Figura 2.6).

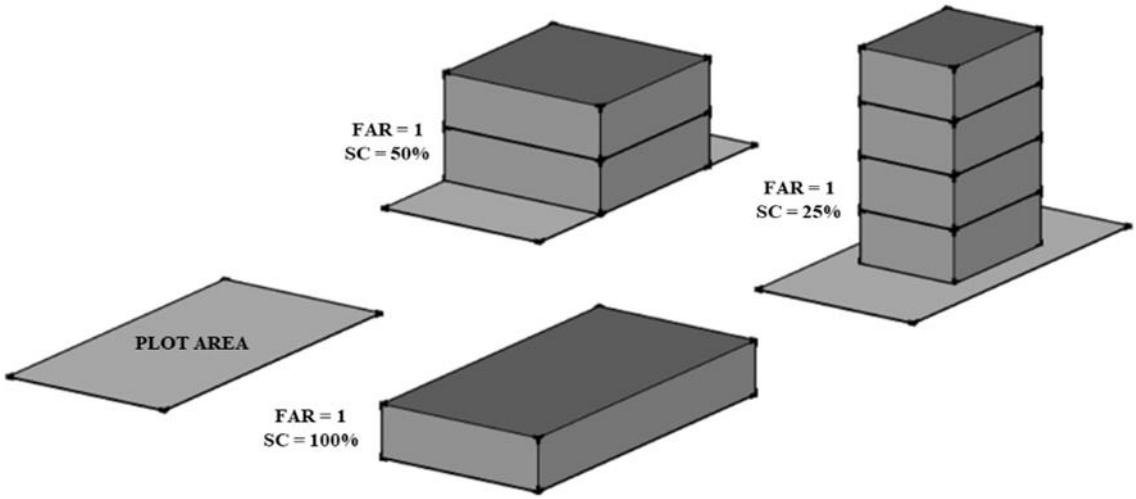


Figura 2.6 - FAR (*floor area ratio*) e SC (*surface coverage*)

Mais recentemente, é possível identificar estudos em CFD que focam no planejamento urbano, e esses usam índices como *FAR* ou *FSI* e *SC* ou *BSC* (CHESHMEHZANGI; BUTTERS, 2016; PENG et al., 2019a) para a caraterização dos espaços urbanos. De forma a manter a correspondência das terminologias mais usuais dos estudos e planos diretores, na presente pesquisa serão usados os termos *FAR* e *SC*.

2.2. MORFOLOGIA URBANA E DISPERSÃO DE POLUENTES

O escoamento de ventilação natural é fortemente relacionado à morfologia urbana, que envolve uma combinação de densidade urbana, o arranjo dos prédios e a geometria e dimensões do edifício (RAMPONI et al., 2015). Para a investigação dos padrões de dispersão de poluentes no meio urbano se faz necessário entender o comportamento do escoamento de ar quando se depara com os obstáculos. Os estudos sobre o efeito da morfologia urbana sobre a dispersão de poluentes geralmente usam duas configurações urbanas: os cânions urbanos e os arranjos urbanos. O cânion urbano é constituído pelas paredes de dois prédios adjacentes e a rua

localizada entre eles. A dimensão dessa estrutura é comumente expressa pela proporção, que é a altura média (*H*) dividida pela largura da rua (*W*) (VARDOULAKIS et al., 2003).

Por muitas décadas, os estudos sobre o efeito da morfologia urbana no escoamento de ar concentraram-se principalmente nos cânions das ruas (GRIMMOND; OKE, 2002; JOHNSON; HUNTER, 1998; VARDOULAKIS et al., 2003). Porém, nos últimos 10 anos, os estudos que investigaram a configuração do arranjo urbano aumentaram (LIN et al., 2014a; RAMPONI et al., 2015). O arranjo urbano inclui ruas, quarteirões e prédios, formando uma área urbana conhecida como tecido urbano. O quarteirão ou quadra é um elemento central do planejamento urbano. Da mesma forma, o arranjo do edifício dentro de um quarteirão leva a uma variedade de tipologias de quadra que representam edifícios separados ou contíguos um ao outro.

As tipologias de quadra configuram diferentes relações entre áreas não construídas e construídas, representadas por parâmetros como densidade, taxa de ocupação, volume construído e razão de aspecto do cânion. Portanto, são identificados os parâmetros do tecido urbano e as tipologias de quadra como os principais aspectos influenciadores na dispersão de poluentes.

Para resumir, as características da morfologia urbana que impactam na dispersão de poluentes podem ser organizadas em dois grupos: arranjos urbanos e a relação entre áreas construídas e não-construídas (Quadro 2.1). Quanto ao grupo arranjos urbanos as características referem-se aos elementos do tecido urbano, como ruas e quadras, e aos elementos da tipologia da quadra referem-se a contiguidade e permeabilidade.

Quadro 2.1 - Morfologia urbana e compilação das principais características

Morfologia urbana: principais características		
Arranjo urbano	**Tecido urbano**	Ruas: largura e comprimento
		Quadra: formato, largura, comprimento e altura
	Tipologia da quadra	Contígua
		Permeável
Relação entre áreas construídas e não construídas		Razão de aspecto do cânion
		Densidade: Razão da área frontal, Razão da área do plano, FAR
		SC / Porosidade
		Rugosidade

2.2.1. Configurações urbanas

Conforme citado anteriormente, os estudos anteriores sobre o efeito da morfologia urbana sobre a dispersão de poluentes geralmente usam duas configurações urbanas: os cânions urbanos e os arranjos urbanos. Os primeiros estudos foram especialmente focados em cânions, principalmente por causa da maior facilidade de representação em túnel de vento e menor esforço computacional requerido para simulações bidimensionais (GRIMMOND; OKE, 2002; JOHNSON; HUNTER, 1998; VARDOULAKIS et al., 2003). Mais recentemente, os estudos que investigaram a configuração do arranjo urbano aumentaram (LIN et al., 2014a; RAMPONI et al., 2015), incluindo ruas, quarteirões e prédios. Nos últimos anos, com o aumento da capacidade de processamento, alguns autores começaram a explorar as características geométricas dos cânions urbanos, estudando não apenas a razão de aspecto, mas também a forma de prédios e interseções ou seu comprimento.

2.2.1.1. CÂNIONS URBANOS

As principais características da dispersão de poluentes em cânions urbanos são relatadas em trabalhos pioneiros em túnel de vento como os realizados por Johnson et al. (1973), Nicholson (1975) dentre outros. De acordo com Vardoulakis et al. (2003) as dimensões do cânion podem ser expressas pela razão de aspecto, que é a altura do cânion (H) dividida pela largura (W). Ainda de acordo com os autores, o valor da razão de aspecto pode ser usado para classificar os cânions da seguinte maneira: (i) $H/W \approx 1$ e sem grandes aberturas nos limites: cânion regular; (ii) $H/W < 0{,}5$: avenidas; (iii) $H/W \approx 2$, *deep canyon* (cânions profundos). Uma subclassificação para as categorias acima pode ser feita dependendo da distância entre os dois principais cruzamentos ao longo da rua, definida como a razão de aspecto do edifício (L/H). A razão de aspecto do edifício (L/H) é usada para classificar o comprimento do cânion em curta ($L/H \leq 3$), média ($3 < L/H < 7$) e longa ($L/H \geq 7$).

Ademais, Vardoulakis et al. (2003) relatam que quando o espaçamento dos edifícios se torna menor (menores taxas H/W) o fluxo de ar turbulento tem distância insuficiente para se reajustar antes de encontrar os prédios posteriores, resultando no regime de escoamento de interferência de esteira (Figura 2.7).

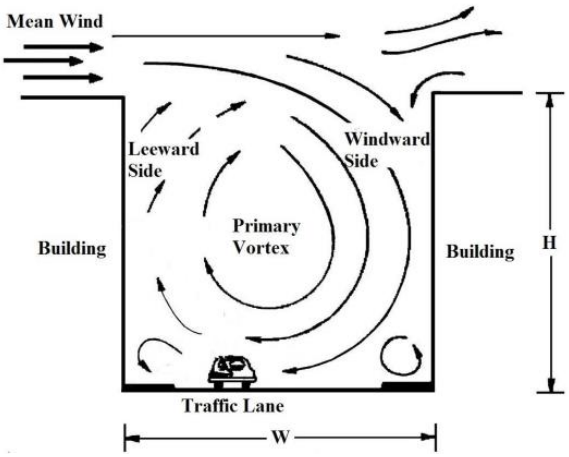


Figura 2.7 - Escoamento dentro de um cânion urbano
Fonte: Vardoulakis et al. (2003)

Baseado em estudos de túnel de vento Grimmond; Oke (1999) propõem um sistema de classificação do regime de escoamento do vento fundamentada na razão de aspecto do cânion, que usa três classificações: escoamento com rugosidade isolada, escoamento com interferência de esteira e escoamento turbulento (Figura 2.8). A transição entre esses três regimes de escoamento ocorre para combinações de valores de *H/W* e *L/H*, onde *L* é o comprimento do prédio normal ao escoamento (Figura 2.9).

1. Escoamento com rugosidade isolada ($H/W < 0.33$): quando a largura da rua é cerca de três vezes maior que a altura do prédio, praticamente não há interação entre o escoamento turbulento e o prédio subsequente.

2. Escoamento com interferência de esteira ($0.33 < H/W < 0.7$): quando os edifícios estão próximos e o escoamento turbulento do prédio anterior influencia no próximo.

3. Escoamento turbulento (*skimming flow*) ($H/W > 0.7$): quando a distância entre dois obstáculos é tão estreita que o escoamento de ar é desviado para cima dos obstáculos, ocasionando um movimento turbulento no espaço entre esses obstáculos.

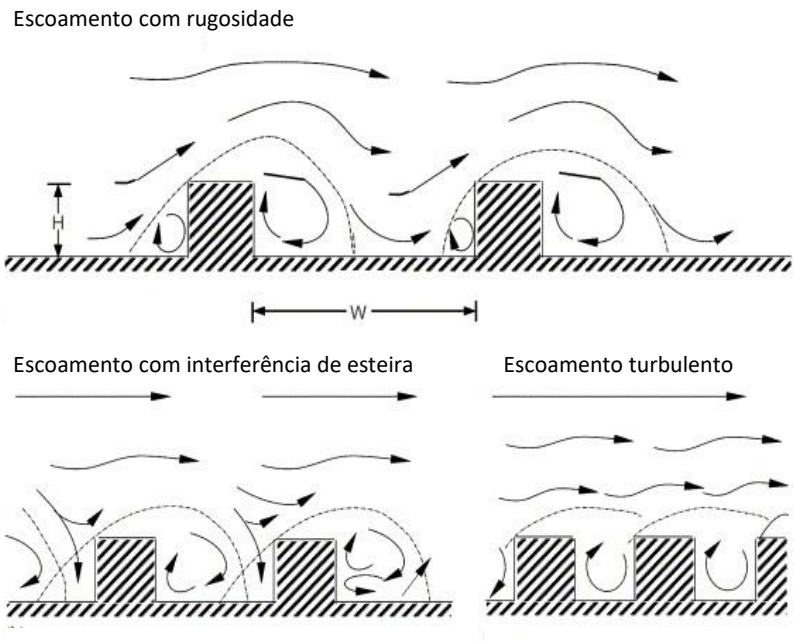


Figura 2.8 - Regimes de escoamento perpendicular em cânions urbanos de diferentes proporções
Fonte: Adaptado de Oke (1988)

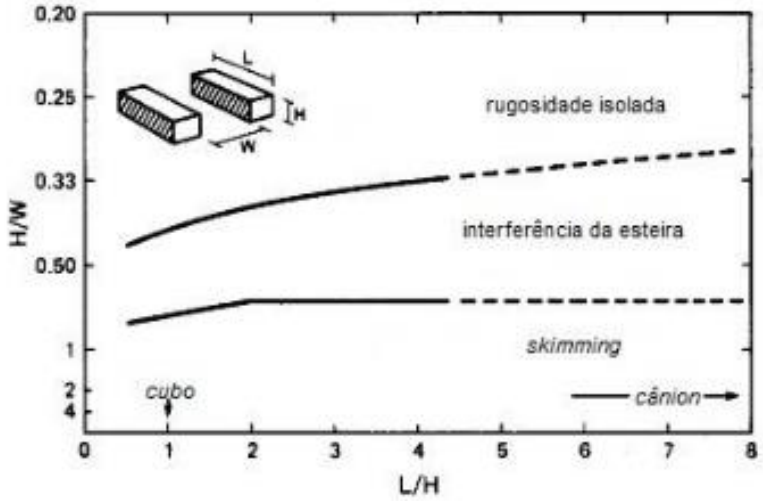


Figura 2.9 - Limites de separação do escoamento em três diferentes regimes em função da geometria do prédio (L/H) e do cânion (H/W)
Fonte: Adaptado de Oke (1988)

HE et al. (2017) usaram CFD para avaliar o efeito de diferentes razões de aspecto no escoamento e na exposição a poluentes veiculares passivos. Foram avaliadas razões de aspecto de 1 a 6. Identificou-se que nos cânions com razão de aspecto de 1-4 ocorreu um vórtice principal que levou a acumulação do poluente nos prédios a sotavento. Já para cânions longos e estreitos com razões de aspecto de 5-6 houve a ocorrência de dois vórtices, o que levou a uma maior acumulação do poluente nos prédios a barlavento. Adicionalmente os cânions com razão

de aspecto 5-6 apresentaram maior acumulação de poluente do que os cânions com *H/W* de 1-4.

Além disso, o comprimento lateral do prédio (*L*) também representa uma dimensão importante e é usada para caracterizar a razão de aspecto do edifício, a qual determina a organização espacial dos edifícios (VARDOULAKIS et al.,2003). Park et al. (2015) estudam o efeito da razão de aspecto do edifício na dispersão de poluentes reativos em cânions urbanos usando um modelo acoplado de CFD e química. Primeiramente foram analisadas as características do escoamento para diferentes razões de aspecto. Para cada razão de aspecto foram investigados seis cenários de emissão. Foi encontrado que perto do chão, há uma diferença marcante no padrão de fluxo entre os cânions de ruas curtas e o de ruas longas. Os fluxos reversos e descendentes são dominantes no cânion das ruas curtas e a convergência de fluxos existe perto do centro dos cânions das ruas longas, o que induz uma grande diferença nos padrões de dispersão de NOX e O3.

Os estudos sobre cânions usualmente retratam uma situação idealizada com prédios de mesmas alturas e ruas estreitas. Porém em cidades reais são encontradas diferentes larguras de ruas e alturas de prédios variadas que são responsáveis por criar padrões únicos de dispersão e escoamento nos cânions (LI et al., 2006; TOMINAGA; STATHOPOULOS, 2013). Fu et al. (2017) avaliaram o efeito da geometria do cânion na distribuição das emissões veiculares no centro de Beijing. Os resultados indicaram que a geometria do cânion influencia fortemente a exposição humana aos poluentes do tráfego em áreas densamente habitadas.

Foi identificado por Fu et al. (2017) que o aumento da altura dos prédios levou a um índice mais alto de poluição dentro dos cânions e a um índice mais baixo fora dos cânions no nível do transeunte. Além disso, cânions com alturas de construção altamente uniformes ou muito irregulares em cada lado da rua tendem a diminuir as concentrações de poluição do ar em escala urbana no nível dos pedestres. Também perceberam que o aumento da largura das ruas tende a levar a menores concentrações de poluentes, reduzindo as concentrações e melhorando simultaneamente a ventilação.

Shen et al. (2017) investigam por meio de CFD a relação da morfologia das ruas com a qualidade do ar em seis casos irregulares de situações reais em Manhattan, Paris, Barcelona, Berlim, Londres e Nanjing. Os resultados mostram que as características morfológicas da rua, incluindo a largura da rua, aberturas laterais e interseções, estão intimamente relacionadas com

o escoamento de ar nos cânions. A qualidade do ar melhora com uma razão de aspecto decrescente da rua central, devido a uma maior troca vertical através do topo da rua, o que sugere que uma rua central aberta é de melhor qualidade do ar. As aberturas laterais e intersecções das ruas têm efeitos importantes no escoamento de ar nos cânions, e os efeitos são particularmente pronunciados quando as larguras das ruas são semelhantes. Os resultados de Shen et al. (2017) demonstram que a separação entre edifícios encontradas em situações reais é uma variável importante no estudo do escoamento e dispersão no meio urbano. Além disso como demonstrado em Grimmond e Oke (1999) e Fu et al. (2017) o efeito da canalização do vento pelas paredes do edifício impacta nas ruas adjacentes.

Apesar da razão de aspecto ser uma variável comum para parametrizar um cânion ou arranjo urbano, configurações urbanas diferentes podem ter a mesma proporção, mas dimensões urbanas distintas (Figura 2.10). Assim, Salvati et al. (2019) destacaram que a razão de aspecto do cânion não é suficiente para caracterizar os efeitos tridimensionais das configurações urbanas. Nessas circunstâncias, outros parâmetros são utilizados para descrever os cânions das ruas, como a relação entre a largura da rua, o comprimento, os cruzamentos e as características do edifício como altura e aberturas laterais.

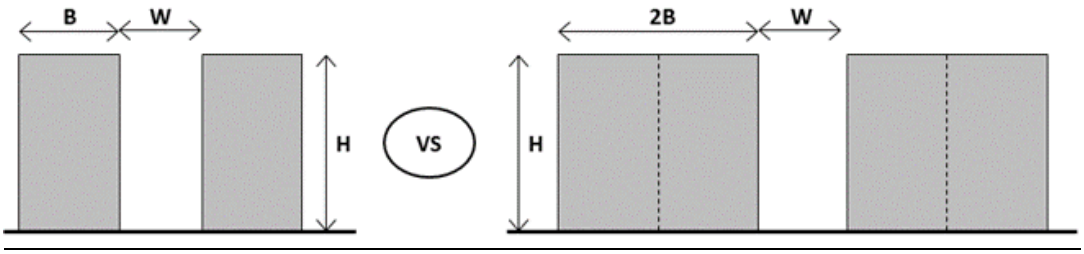


Figura 2.10 - Parametrização do cânion urbano para duas configurações que apesar de terem mesma razão de aspecto possuem diferentes dimensões de prédio

As principais conclusões sobre o impacto das ruas na dispersão de poluentes estão resumidas abaixo:

<u>- Sobre a razão de aspecto:</u> maior razão de aspecto aumenta a concentração de poluentes nas ruas na altura dos pedestres (FU et al., 2017a; HE et al., 2018; SHEN et al., 2017a);

<u>- Sobre a largura da rua:</u> o aumento da largura da rua tende a resultar em concentrações mais baixas de poluentes, melhorando a ventilação (FU et al., 2017a; RAMPONI et al., 2015);

- Sobre as aberturas laterais: fortemente relacionadas à continuidade das fachadas, ou seja, mais continuidade representam maior canalização do vento e baixa concentração nessa região (SHEN et al., 2017a);

- Sobre os cruzamentos: O poluente se acumula nas vértices da área edificada (CARPENTIERI et al., 2009).

2.2.1.2. ARRANJOS URBANOS

De forma a entender o impacto das diversas variáveis do meio urbano, muitos estudos concentram suas investigações nos arranjos urbanos (AN et al., 2019; BUCCOLIERI et al., 2015; CARPENTIERI; ROBINS, 2015a; HANG et al., 2012a; YUAN et al., 2019a). No entanto, a abordagem desses arranjos difere de acordo com o estudo, essa pode ser classificada em duas grandes categorias: as geometrias idealizadas e a tipologia da quadra. A principal diferença entre estas duas categorias é a organização dos edifícios no meio urbano, os arranjos de geometrias idealizadas usam o edifício como elemento base para o planejamento do espaço, enquanto a tipologia da quadra considera o quarteirão como elemento base.

O arranjo urbano é geralmente caracterizado pelo parâmetro de densidade. Vários estudos (BUCCOLIERI et al., 2015; CARPENTIERI & ROBINS, 2015; LIN et al., 2014a; RAMPONI et al., 2015) utilizam a razão de área do plano e a razão de área frontal para descrever a densidade urbana (Figura 2.11), que geralmente é expressa pela *packing density* (densidade da área planejada) (RAMPONI et al., 2015; SHIRZADI et al., 2018), também conhecida como *urban footprint*. Esse tipo de estudo aplica a *packing density* como uma maneira de isolar certos parâmetros e manter a relação entre os outros.

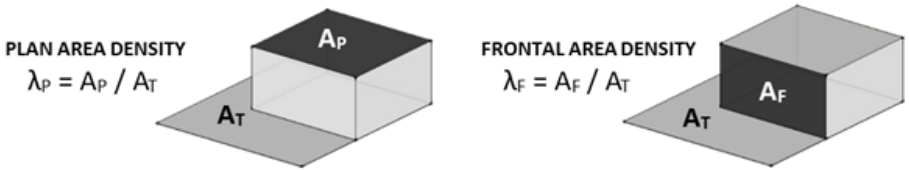


Figura 2.11 - Definição de densidade urbana: área do plano e área frontal

Grimmond & Oke (1999) compilaram densidades típicas de áreas frontais em várias cidades, a maioria das quais varia de 0,12 a 0,33, e esses valores são utilizados por outros estudos. Lin &

Hong (2015) usam esses valores para quantificar o desempenho da ventilação em cidades de média densidade ($\lambda_f = \lambda_p = 0{,}25$). Hamlyn & Britter (2005) realizaram uma simulação numérica do fluxo de fluido sobre uma matriz de edifícios idênticos com três diferentes densidades de área frontal ($\lambda_f = 0{,}0625$; 0,16 e 0,44) para quantificar o transporte vertical de material através do topo altura dos edifícios (ventilação). O fluxo médio dentro do arranjo depende fortemente de λ_f. Eles descobriram que, aumentando a densidade da área frontal, a ventilação diminui.

Em áreas de alta densidade, a rugosidade urbana pode contribuir para uma fraca dispersão atmosférica (VARDOULAKIS et al., 2003). Caso contrário, Mei et al. (2017) apontaram que a taxa de ventilação é aumentada em arranjos com densidades mais baixas. Ao mesmo tempo, maior *packing density* produz menor força de arraste e atinge menor velocidade no dossel urbano, causando menor capacidade de *breathability* da cidade (CHEN et al., 2017). Para densidade constante, configuração regular e altura uniforme do edifício, a redução da taxa de ocupação melhora a ventilação, aumentando a taxa de troca de ar de nível superior, em vez de aumentar o arraste horizontal (MEI et al., 2017), melhorando consequentemente a qualidade do ar.

Como pode ser visto, a densidade é um fator chave para descrever um arranjo urbano. Além disso, a *packing density* é aplicada em vários estudos como forma de criar cenários que podem representar condições reais das cidades (BUCCOLIERI et al., 2015; HANG et al., 2012; LIN; HONG, 2015).

2.2.1.2.1. Geometrias idealizadas

A maioria dos estudos que utilizam o arranjo urbano como cenário de análise, adota uma geometria idealizada, de prédios simétricos, onde a largura é igual ao comprimento que é igual ao afastamento entre eles. No arranjo idealizado, a dispersão de poluentes é estudada considerando obstáculos (quadras) quadrados (BUCCOLIERI et al., 2015; CHEN et al., 2017; HANG et al., 2015) ou retangulares (CARPENTIERI; ROBINS, 2015b; CASTRO et al., 2017; KUMAR et al., 2015a; RAMPONI et al., 2015).

Para esses dois arranjos, a dispersão de poluentes apresenta padrões diferentes, mostrando o impacto da forma do bloco. Para a mesma área (300m x 300m), Gan & Chen (2016) compararam dois cenários de blocos com o mesmo volume construído, o edifício do tipo ponto

(quadrado) e o tipo prancha (retângulo). Os resultados mostraram, na altura do pedestre, maior velocidade do vento para o arranjo tipo edifício pontual, que apresenta maiores espaços entre os edifícios.

Mei et al. (2017) também partem de um arranjo idealizado para estudar o impacto de diferentes densidades para a qualidade do ar. Para isso são alteradas características dos edifícios que influenciam na taxa de ocupação (Figura 2.12). Através de simulação em CFD os resultados apontaram que a taxa de ventilação é ampliada em arranjos com menores densidades. Para densidade constante, reduzir a taxa de ocupação melhora a ventilação aumentando a taxa de troca de ar no nível do topo, em vez de aumentar o arraste horizontal.

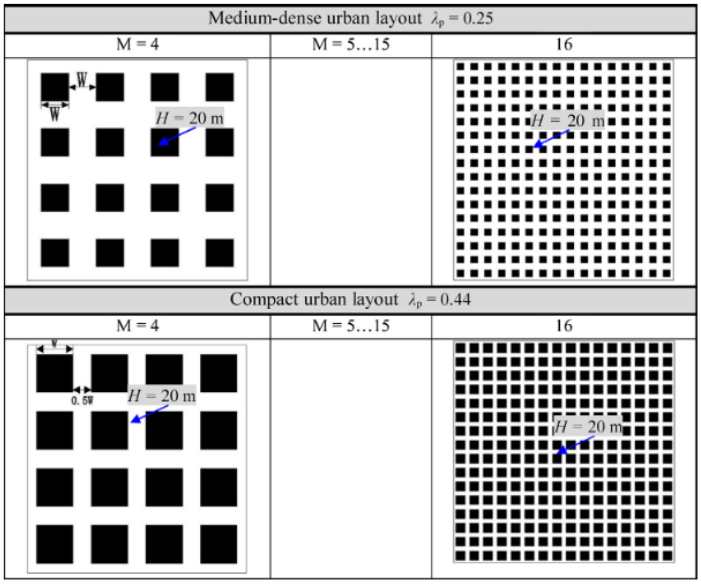


Figura 2.12 - Para uma mesma altura dos edifícios, as figuras da parte superior mostram um arranjo com menor área do plano (modelo de quadra de média densidade); nas imagens da parte inferior é ilustrado um arranjo com maior área do plano (modelo compacto de quadra
Fonte: Mei et al. (2017)

Hang et al. (2012) avaliam por meio de RANS o efeito da variação da altura do edifício no processo de remoção de poluentes. Os resultados indicaram que para as situações com alturas variadas de prédios a remoção dos poluentes depende dos fluxos médios e, para arranjos de prédios de altura uniforme, razões de aspecto menores ou maiores comprimentos de rua podem contribuir para a remoção de poluentes através da difusão turbulenta.

2.2.1.2.2. Tipologia da quadra

Nos arranjos urbanos, as principais características analisadas são as ruas e as quadras. Ramponi et al. (2015) destacam a importância da largura da rua para o escoamento. Os autores usam um arranjo de quadras adensadas (blocos) em formato retangular para avaliar o impacto da variação da largura da rua e de diferentes direções de vento na dispersão de poluentes. As larguras das ruas são baseadas em situações reais e por meio de CFD (RANS) observaram que para as direções de vento oblíqua e perpendicular o uso da via central com maior largura melhora a ventilação. Isso não acontece para a direção paralela do vento, onde a via central reduz a taxa do escoamento para as vias paralelas mais estreitas, o que afeta negativamente a eficiência da ventilação.

Os estudos sobre o impacto da quadra na dispersão de poluentes investigam a forma (AZIZI; JAVANMARDI, 2017), a orientação do vento e da quadra (KURPPA et al., 2018) e a disposição dos edifícios (AN et al., 2019; GUO et al., 2017; RICCI et al., 2017). Ricci et al. (2017) utilizam CFD/RANS para quantificar os desvios causados pela simplificação da geometria. Primeiramente, foi simulado uma única quadra com três versões da geometria: simplificada, aproximada e detalhada (Figura 2.13). Na segunda etapa, foi simulado um conjunto de quadras em Veneza, usando uma simplificação da geometria em comparação com o arranjo aproximado. Os resultados apontam que ao simplificar o arranjo da quadra, considerando-a como um bloco há uma grande diferença na acurácia dos resultados quando comparado com o arranjo existente ou ainda com o arranjo aproximado (que considera polígonos simples).

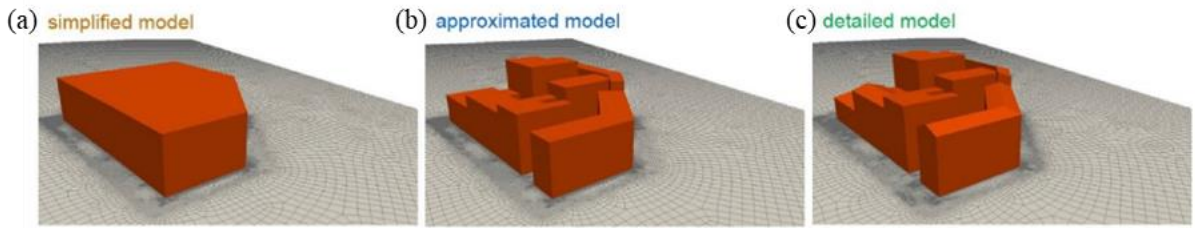


Figura 2.13 - Diferentes versões de modelagem para uma mesma quadra real: (a) simplificado; (b) aproximado; (c) detalhado
Fonte: Ricci et al. (2017)

Carpentieri & Robins (2015) usam o arranjo de quadras como blocos adensados de formato retangular em sua pesquisa. Os autores avaliam diferentes formas da simplificação da geometria de uma parcela de Londres na dispersão, para isso são usados dados experimentais e simulação

em CFD. Além da variabilidade da altura do edifício, outras características morfológicas demonstraram ser um fator significativo na modelagem do escoamento e da dispersão na escala do bairro: a razão de aspecto do prédio (ou, inversamente, razão de aspecto do cânion); o ângulo entre os cânions e o vento paralelo; e características geométricas como, por exemplo, a presença de edifícios muito altos imediatamente no entorno da área estudada. Os autores concluíram que os perfis de vento estavam mais correlacionados com as características geométricas, como a razão de aspecto do prédio, do que com a razão da área frontal como se esperava.

Azizi & Javanmardi (2017) indicam que a altura, largura do quarteirão e largura das ruas adjacentes afetam o comportamento da ventilação natural em torno do arranjo. Os autores concluíram que quando o maior comprimento do quarteirão está localizado frente a ruas mais largas há um incremento na ventilação dentro da quadra. Kurppa et al. (2018) investigaram o papel da orientação e formato das quadras na ventilação e dispersão de poluentes provenientes do tráfego em um *boulevard* planejado. Foram simulados quatro cenários que mostraram que as variações de altura junto com múltiplos cruzamentos melhoram a ventilação e reduzem a concentração média no nível do pedestre. Os autores encontraram maior concentração ao longo do *boulevard* e transporte vertical mais fraco quando os lados mais longos dos quarteirões são paralelos ao *boulevard*. Esses resultados são apoiados em estudos anteriores (MICHIOKA et al., 2014).

A altura dos edifícios tem sido frequentemente apontada como fator de impacto na dispersão de poluentes em vários estudos (HANG et al., 2012a; RAMPONI et al., 2015). A altura do edifício também é representada pela rugosidade. Investigações ilustram que alturas variáveis de construção podem aumentar significativamente a força de arraste produzida por edifícios mais altos, enquanto isso pode reduzir a capacidade de diluição de poluentes por fluxos médios; mas é capaz de melhorar as características de turbulência nas áreas urbanas (ZAKI et al., 2012; GOULART et al., 2019; HANG et al., 2012a). Além disso, o aumento da altura do edifício pode levar a uma ventilação menos eficiente e a más condições de qualidade do ar urbano (RAMPONI et al., 2015).

Uma série de estudos investiga como o arranha-céu afeta o escoamento e a dispersão no nível de pedestres. Aristodemou et al. (2018) usaram túnel de vento e simulação numérica para investigar o efeito de um edifício alto no escoamento e dispersão em uma área urbana. Eles descobriram que os prédios altos podem gerar "zonas mortas" e "*hotspots*" de alta concentração. Hang & Li (2010) e Hang et al. (2011) investigaram as taxas de ventilação ao longo do arranjo

em arranha-céus. Eles mostraram que, em um conjunto urbano com prédios altos, a ventilação é menos eficiente. Yoshida et al. (2018) realizaram uma simulação numérica de fluxo e dispersão para investigar os efeitos da variabilidade da altura do edifício. Eles descobriram que λ_p é um bom índice para diferenciar os efeitos da variabilidade da altura do edifício.

Geralmente, estudos de dispersão de poluentes em áreas urbanas tratam a quadra como um volume denso (*bluff body*) (MEI et al., 2017) sem considerar o arranjo da construção. No entanto, Guo et al. (2017) e Ricci et al. (2017) apontam que a tipologia da quadra afeta o escoamento de ar e consequentemente a dispersão de poluentes. Além disso, considerando as complexidades das áreas urbanas reais, o uso da simplificação da tipologia da quadra geralmente gera uma versão da cidade idealizada ou irreal. Kurppa et al. (2018) apontam que a tipologia da quadra é um importante parâmetro de análise para estudos de qualidade do ar e desempenha um papel importante nos fenômenos de dispersão de partículas.

Guo et al. (2017) avaliam o impacto na ventilação de diferentes morfologias. Os resultados indicam que configurações como blocos fechados, apartamentos de fileira, arranha-céus de alto pódio são desfavoráveis à ventilação natural, e estratégias como o uso de canais de ventilação e o aumento da altura do edifício associado à redução da cobertura da superfície podem melhorar o desempenho da ventilação urbana.

Como pode ser visto, são muitas tipologias de quadra e, nas cidades reais, a complexidade das características dos edifícios leva à variação das tipologias de quadra identificadas. Contudo, as tipologias de quadras podem ser categorizadas como contíguas ou permeáveis. As tipologias contíguas exibem uma geometria sem espaços entre os edifícios, como o bloco único, a barra, os pátios, os blocos em “U” e o pódio. De forma oposta, as tipologias permeáveis exibem uma geometria de edifícios com afastamentos entre eles. Estudos como Merlier et al. (2019) tratam o quarteirão de uma região real como um bloco único em uma simplificação da tipologia da quadra. A versão simplificada difere do arranjo com edifícios de geometria idealizada, especialmente pela proporção de quarteirões e ruas, apresentando assim ruas mais estreitas que a largura do quarteirão.

Diferentes tipologias urbanas são investigadas em outros estudos. Por exemplo, Yuan et al. (2019) estudam uma configuração de edifícios no formato de barra baseada em uma geometria real na China e concluiu que edifícios mais altos inibem a dispersão vertical de poluentes. A tipologia do pátio é explorada por Kurppa et al. (2018) e Gronemeier & Sühring (2019). Kurppa

et al. (2018) identificaram que os pátios permanecem limpos, o que implica que, em geral, os poluentes relacionados ao tráfego não são facilmente transportados para essas áreas do bloco interno. Além disso, Gronemeier & Sühring (2019) estudaram os efeitos das aberturas laterais na poluição e ventilação do pátio. Os autores concluíram que as aberturas laterais, na maioria dos casos, têm um impacto negativo na qualidade do ar.

2.2.1.2.3. Categorias de Tipologia da quadra

Em resumo, a tipologia da quadra nos estudos de dispersão de poluentes pode ser idealizada (AN et al., 2019), simplificada (MERLIER et al., 2019), derivada do tipo predominante de uma região (YUAN et al., 2019b) ou real (LIU, S. et al., 2018). Na revisão da literatura, nas categorias anteriores foram identificados alguns grandes projetos. Na categoria idealizada, o projeto MUST; na derivada o *Michelstadt experiment*. Na categoria real, o projeto DAPPLE, JOINT *urban* 2003 e CUTE (Figura 2.14).

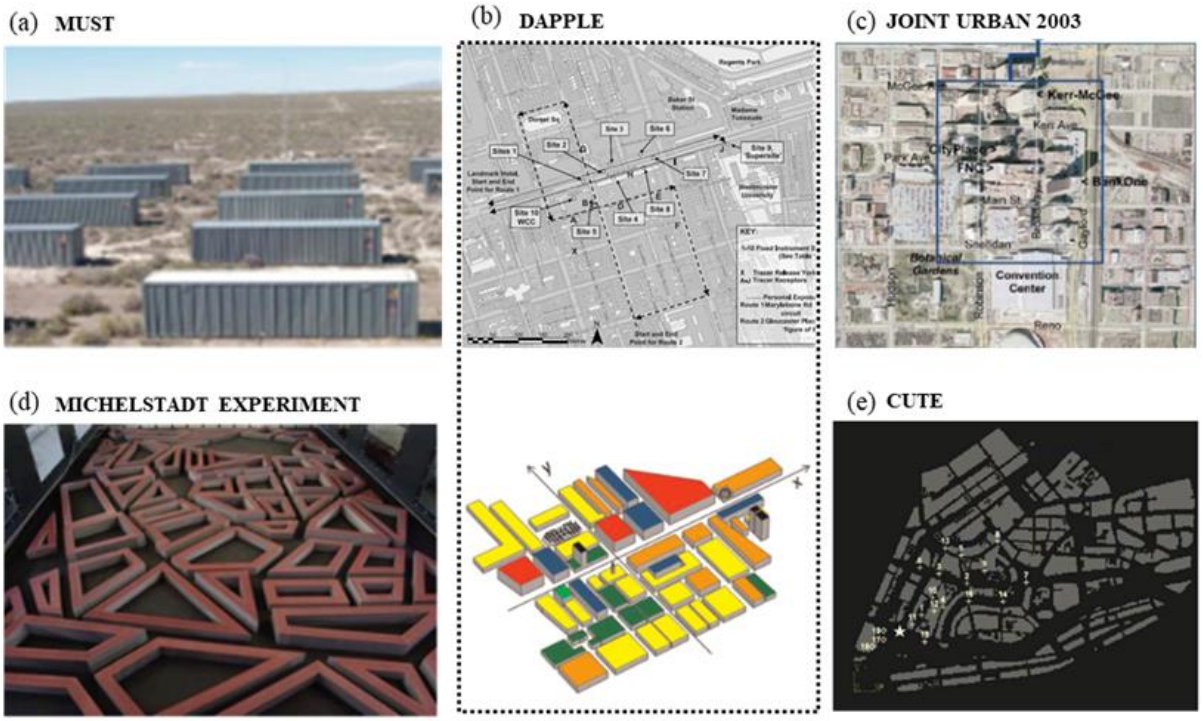


Figura 2.14 - Geometrias dos experimentos (a) MUST; (b) DAPPLE; (d) Michelstadt experiment; (e) CUTE Project; e Demarcação das áreas das cidades reais para os projetos: (b) DAPPLE e (c) JOINT urban 2003
Fonte: (a) Fernando et al. (2010); (b) Arnold et al. (2004) e Carpentieri e Robins et al. (2015); (c) (d) Es. (2015); (e) Kovalets et al. (2018)

O *Mock Urban Setting Test* (MUST) foi projetado para imitar uma vizinhança de edifícios uniformes e consiste em uma série de grandes contêineres de semi-reboque colocados em uma área de teste (FERNANDO et al., 2010). A estrutura de construção do modelo do experimento do túnel de vento de Michelstadt representa um ambiente urbano da Europa Central idealizado (ES, 2015). O experimento é amplamente utilizado na validação para vários estudos (EFTHIMIOU et al., 2018; HERTWIG et al., 2012; KOVALETS et al., 2018).

O *Dispersion of Air Pollution and its Penetration into the Local Environment* (DAPPLE) tem como objetivo entender os processos de dispersão de poluentes em ambientes urbanos realistas, isto é, a interseção do cânion da rua e, assim, possibilitar melhorias na capacidade preditiva que permitirá um melhor planejamento e gerenciamento da qualidade do ar urbano (CARPENTIERI & ROBINS, 2015; XIE et al., 2009). O local do campo DAPPLE está localizado no centro de Londres, onde foram realizadas simulações experimentais, túnel de vento e CFD.

O *Complex Urban Test Experiment* (CUTE) foi projetado para testar modelos de dispersão a serem usados para resposta a emergências em caso de poluição acidental do ar em áreas urbanas (ES, 2015). O conjunto de dados inclui resultados experimentais e medições do túnel de vento. O local do teste foi o centro de uma cidade típica da Europa Central, densamente construída com alturas de construção entre 25 e 35 m (KOVALETS et al., 2018). O JOINT URBAN 2003 é um estudo de dispersão atmosférica realizado de 28 de junho a 31 de julho de 2003, que inclui uma variedade de medições meteorológicas e de dispersão no centro de Oklahoma City.

Em resumo, esses grandes projetos visam compreender os fenômenos de dispersão em ambientes urbanos, usando a configuração urbana como fator de impacto. As geometrias em categorias genéricas, o projeto MUST e o experimento de *Michelstad*, configuram áreas de baixa densidade. Enquanto isso, as geometrias reais representam áreas mais densas.

No entanto, para aumentar a aplicabilidade dos resultados no planejamento urbano é necessário produzir tipos simplificados de áreas urbanas que melhor representem os tipos de arranjos urbanos de maneira mais ampla (MERLIER et al., 2018). Com essa intenção, Merlier et al. (2018) identificam, através de uma revisão bibliográfica, o tipo de cinco edifícios: o cubo, o cubóide, o edifício "L", o edifício "U" e o pátio (Figura 2.15). A partir da classificação individual dos edifícios, os autores propõem cinco tipos de blocos urbanos: a matriz de cubos, a barra, o bloco “U”, o pátio central e o arranjo de pátios internos. Essas tipologias foram

abstraídas de exemplos de quadras existentes na Alemanha, Cingapura, Barcelona, Copenhague, Quito e Marrakesh (FIRLEY & STAHL, 2009).

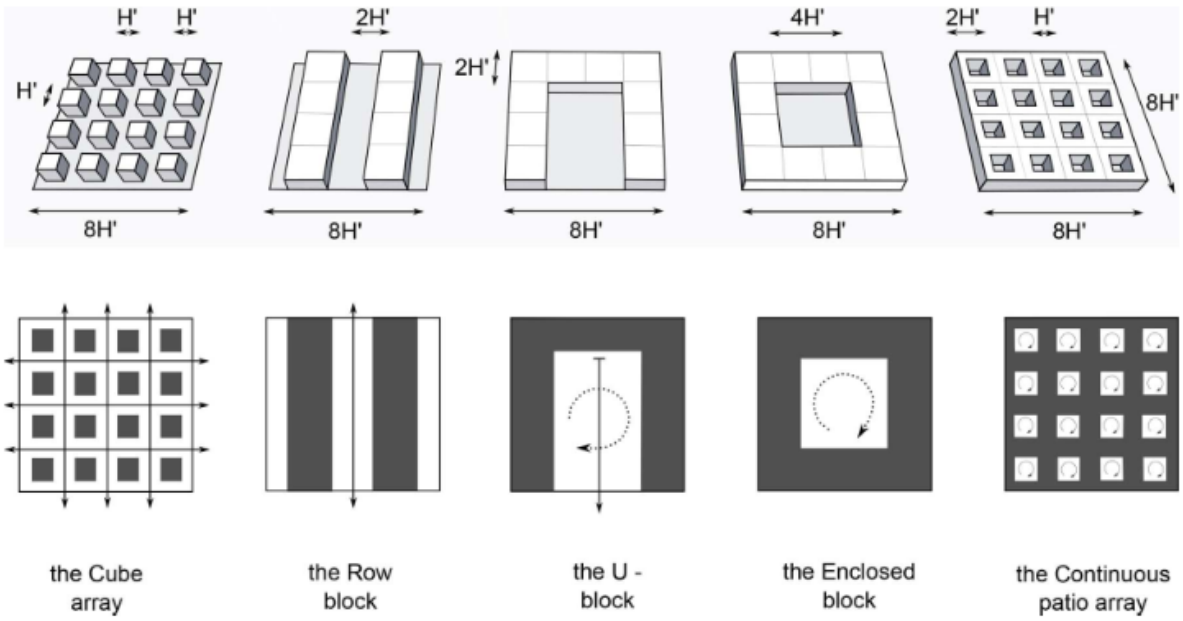


Figura 2.15 - Tipologias de quadra derivadas
Fonte: Merlier et al. (2018)

O trabalho de Merlier et al. (2018) representam um passo em direção à parametrização de geometrias baseadas em tipologias reais. No entanto, o estudo utiliza um comprimento arbitrário baseado na altura constante do edifício (*H*), em vez do volume construído ou da área de projeção de edifício, que estão fortemente relacionados à densidade. Além disso, os tipos de blocos são derivados de casas que geralmente têm até 6m de altura. Consequentemente, a parametrização pode não representar as características das quadras em áreas densas reais. Além disso, a pesquisa fornece uma boa visão geral das tipologias de quadras comuns que podem ser estendidas à análise de tipos nas regiões centrais das cidades. No entanto, é necessário aprimorar as métricas na parametrização para representar áreas urbanas mais densas.

2.3. PLANEJAMENTO URBANO E QUALIDADE DO AR

O planejamento urbano é o processo de guiar o crescimento e as mudanças das cidades. Sendo assim, é um processo multidisciplinar e interdisciplinar que envolve questões físicas, ambientais, econômicas, políticas dentre outras. A preocupação com a qualidade do ar está

presente nos primeiros planos urbanos, refletida nas questões sanitaristas como a ventilação dos ambientes. Esta preocupação é especialmente decorrente dos problemas de saúde relacionados a poluição do ar gerada pelas indústrias no período da Revolução Industrial. Assim, o urbanismo como ciência, no século XIX, busca regular a forma e ocupação do solo urbano para atender o aumento da população urbana e promover questões fundamentais de infraestrutura e salubridade.

Dentre os diversos planos urbanísticos realizados no contexto da revolução industrial e pós-guerra, os planos de Paris e de Barcelona são emblemáticos em sua concepção e pensamentos, foram planos pioneiros que serviram de base para a concepção de diversos outros planos, são estudados até hoje e cujas cidades ainda mantém características do plano original. No cenário brasileiro, Saturnino de Brito exerceu grande influência no urbanismo e planos de expansão de diversas cidades, tendo Vitória como o seu primeiro plano. Dessa forma o plano para Vitória serviu de exemplo e base para outros.

O plano de Haussmann para Paris (1851) buscava arejar a cidade, criar espaços livres para conectar e unificar diferentes partes da cidade e torná-la mais bonita. O plano corta com grandes eixos viários a antiga cidade medieval de traçado orgânico e ruas estreitas e a contorna com um anel viário, essas intervenções regularizaram o traçado e modificaram completamente as características antigas da cidade. Foram criadas praças com monumentos, parques e jardins públicos, também foram abertos vários *boullevards* e foi inserido um novo elemento urbano o *carrefour* (rotatória). Nesse cenário, o elemento quarteirão é determinado pelo sistema viário e aparece como um elemento residual complexo formado por lotes de formato irregular. As leis de ocupação definidas previam que cada lote seria perpendicular à rua e sem medida padrão; as fachadas dos edifícios seguiriam normas de padronização; e a tipologia urbana seguiria um catálogo pré-definido visando a unicidade arquitetônica. As características do plano de Haussmann são as mesmas da Paris atual.

A proposta de Cerdá para a cidade de Barcelona (1859), apresenta uma intervenção baseada nos dois traçados urbanísticos básicos na época, a quadrícula e o radial. O foco do plano são as condições de salubridade das habitações, assim as habitações planejadas por Cerdá tinham como características a privacidade, a salubridade e o custo como adaptação para a classe operária. O quarteirão é um forte elemento de definição do plano, que previa quadra com ocupação em dois ou no máximo três lados, dessa forma os edifícios não ultrapassariam mais

que 2/3 da superfície do quarteirão e os espaços internos resultantes se conectariam com a cidade oferecendo equipamentos públicos e áreas arborizadas (Figura 2.16).

(a) (b)

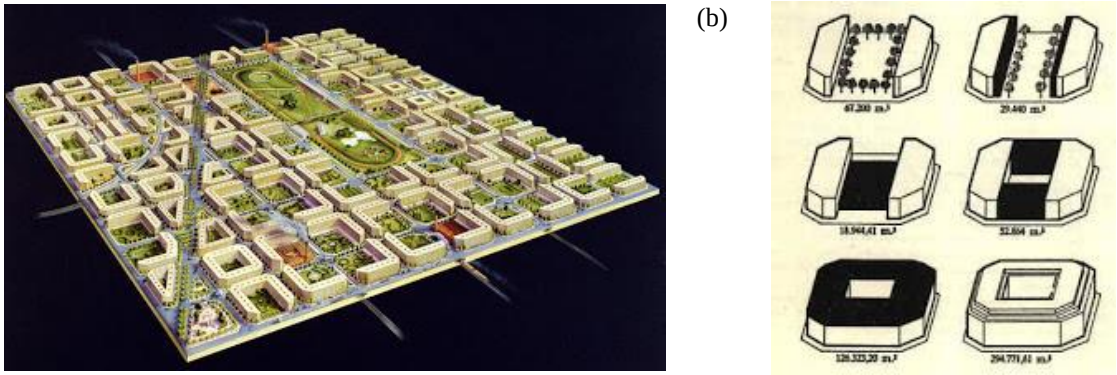


Figura 2.16 – (a) Plano de Cerdá para Barcelona; (b) Formas de ocupação do quarteirão
Fonte: Plano Cerda, 2007

Do plano original de Cerdá permaneceu apenas o traçado viário, que é o elemento mais reconhecível de seu plano. As quadras foram densamente ocupadas na testada junto à calçada, o que a reaproxima da quadra tradicional. No entanto, décadas mais tarde a municipalidade aprovou a "*Ordenanza de Rehabilitación y Mejora del Eixample"*, plano que passou a incentivar a liberação dos pátios internos (PAZOS ORTEGA, 2014). Dessa forma, as substituições de edificações e as ampliações deveriam deixar liberado o pátio central a partir de uma vez e meia a largura da edificação. Para viabilizar as modificações pretendidas, foram permitidos aumento da densidade ocupacional do solo. Em 2000, o Plano General Metropolitano (PGM) é modificado e assim fica instituída a obrigatoriedade da manutenção do pátio livre (PAZOS ORTEGA, 2014). Ao todo foram recuperados e ou criados 46 pátios.

O plano de Saturnino conhecido como projeto do Novo Arrabalde (1895-1896) foi a primeira intervenção planejada para a cidade de Vitória (MENDONÇA et al., 1996), e tinha como objetivos dotar a capital de condições mínimas de salubridade. Para a expansão da cidade foram realizadas obras de aterro. Um aspecto importante do plano foi a topografia, que determinou o traçado. Assim, definiu-se duas malhas em xadrez cortadas por duas diagonais, de forma que seu traçado se inscreve no relevo local, acentuando a contraposição entre a cidade plana e a natureza acidentada (Figura 2.17).

Figura 2.17 - Plano Novo Arrabalde
Fonte: Brito (1943) apud Bertoni (2015)

Percebe-se que nos planos citados o quarteirão é um importante elemento de composição e o tecido urbano é planejado de forma a criar relações entre áreas edificadas e não edificadas que contribuam para o melhor arejamento do local. Dessa forma, o planejamento do tecido urbano e a regulamentação das áreas construídas podem auxiliar na criação de melhores condições de qualidade do ar urbano. Com este foco, em 1973 foi criado pela Agência de Proteção Ambiental da Carolina do Norte (EUA) um guia para a redução da poluição ambiental por meio do planejamento urbano (US.EPA, 1973). O guia estabelece diretrizes gerais advertindo que o planejador urbano precisa ter consciência do controle da poluição do ar na hora de decidir as estratégias e conceitos de crescimento urbano a serem adotadas nas cidades. O documento apresenta também estudos conduzidos em cidades americanas como Chicago, Hartford, Seattle e outras que demonstram a relação entre a ocupação do solo e a poluição do ar.

Desde os primeiros planos urbanísticos, a população urbana aumentou exponencialmente. Dados mais recentes apontam que em 2018, 55% (cerca de 4,2 bilhões) da população mundial vivia em cidades e é previsto que este número chegue a 68% (cerca de 6,7 bilhões) até 2050 (UNITED NATIONS, 2018). A crescente emissão veicular em cidades altamente adensadas tem sido apontada como uma das maiores fontes de poluição em áreas urbanas (YUAN et al., 2019). A emissão veicular associada a uma ventilação ineficiente em áreas adensadas contribui para a poluição do ar em áreas urbanas especialmente no nível das ruas (NG et al., 2011).

As quadras adensadas, volumes compactos e poucos espaços abertos bloqueiam a dispersão de poluentes nos cânions urbanos, especialmente nos cânions longos (HANG et al., 2012a). Nesse aspecto, entender a dispersão de poluentes relacionada ao planejamento urbano é fundamental para guiar as diretrizes urbanísticas e políticas públicas urbanas de forma a alcançar cenários com melhores condições de qualidade do ar. Diversos estudos foram conduzidos para entender a dispersão de poluentes em áreas urbanas. No entanto, ainda são poucos os estudos que investigam a relação entre as decisões de planejamento urbano e a dispersão de poluentes.

Um dos estudos mais expressivos sobre o assunto foi conduzido pelo grupo de Hong Kong intitulado "Estudo de viabilidade para o estabelecimento da avaliação da ventilação do ar" (*Feasibility Study for Establishment of Air Ventilation Assessment* - AVA). O estudo foi motivado pelo grande número de mortes associadas a Síndrome Respiratória Aguda Grave (SARS) ocorrida em 2003. Diante deste contexto, o Governo de Hong Kong criou um comitê para a elaboração de medidas e políticas preventivas. Em sequência esta tarefa foi direcionada ao departamento de Planejamento que conduziu vários estudos que levara a criação da metodologia de Avaliação da Ventilação (AVA). Assim, AVA é um manual direcionado a cidades com ventos fracos e condições urbanas congestionadas. O sistema estabelece um método para avaliar o impacto de novos projetos nas condições de ventilação do local a ser implantado. O sistema AVA foi adotado pelo governo que tornou obrigatória a avaliação do impacto na ventilação de todos os grandes projetos.

A partir deste estudo, o departamento de Planejamento de Hong Kong desenvolveu um manual com diretrizes de desenho urbano (HONG KONG PLANNING DEPARTMENT, 2003). Um dos principais tópicos abordados é a ventilação urbana com foco no pedestre. As diretrizes são qualitativas e divididas em duas categorias: nível do bairro e nível do prédio (Quadro 2.2).

Quadro 2.2 - Princípios chave para a formulação de diretrizes

Nível do Bairro	Nível do Edifício
• Tecido urbano: arranjo de quadras e lotes • Canais de circulação de ventilação • Malha viária: orientação e traçado • Orlas • Altura • Áreas verdes, Disposição de áreas abertas e áreas de pedestres	• Estrutura de pódio • Disposição do edifício • Permeabilidade do edifício • Altura e forma do edifício • Paisagismo • Obstruções projetadas • Materiais

Dentre as diretrizes formuladas, destaca-se quanto a orientação das ruas, que as ruas sejam orientadas no sentindo do vento predominante e as quadras sejam posicionadas com o menor lado na direção do vento predominante (Figura 2.18). Quanto à disposição dos edifícios recomenda-se afastamentos adequadamente amplos para maximizar a permeabilidade do ar entre as quadras. Além disso os afastamentos devem ser orientados na direção do vento predominante.

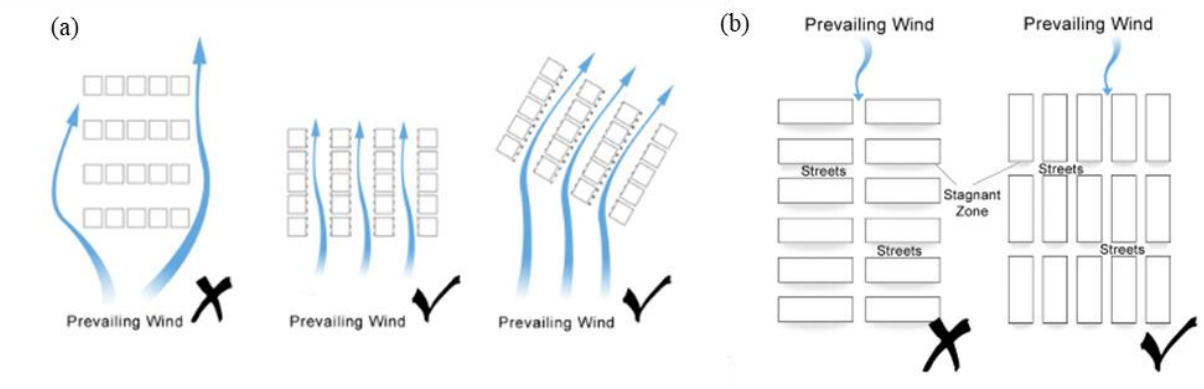


Figura 2.18 – Diretrizes quanto a (a) Orientação das ruas em relação ao vento predominante; (b) Orientação das quadras em relação ao vento predominante
Fonte: Hong Kong Planning Department (2003)

Integrado ao projeto AVA, Yuan et al. (2014) investigaram o impacto na dispersão de poluentes de diferentes estratégias de planejamento urbano relacionadas a permeabilidade das estruturas citadinas, como afastamento das ruas, afastamento entre edifícios e pódio escalonado (Figura 2.19). O estudo observou que a dispersão de poluentes atmosféricos em cidades altamente adensadas pode ser estimulada por estratégias que promovam efeitos de convecção como afastamentos das ruas, porosidade e vazio no pódio, ao invés de estratégias para difusão turbulenta como afastamentos entre edifícios.

Diferente do entendimento do AVA, a concentração de poluentes na altura do pedestre depende da permeabilidade do cânion todo. O estudo aponta que apesar de uma grande permeabilidade no nível do solo não aumentar a velocidade do vento no nível do pedestre, ela pode diminuir a concentração nesta região. Destaca-se assim, a importância da escolha das estratégias de desenho urbano no planejamento das cidades.

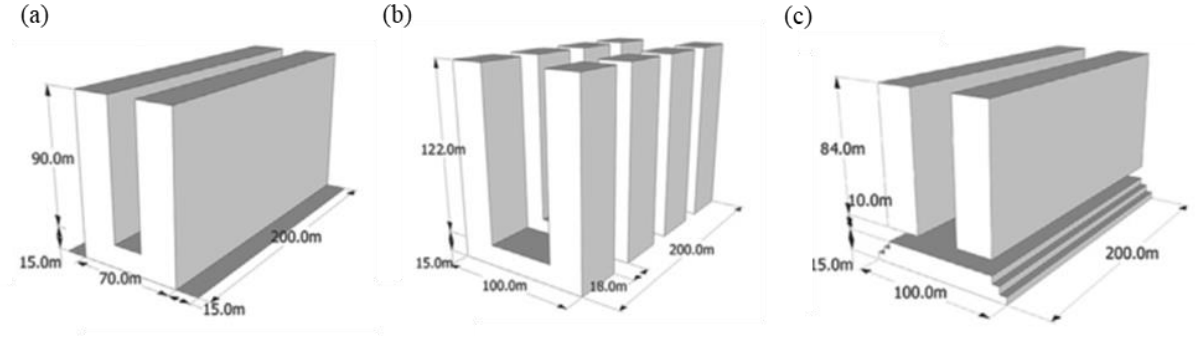


Figura 2.19 - Estratégias de desenho urbano (a) Afastamento das ruas; 9b) Afastamento entre prédios; (c) Pódio escalonado
Fonte: Yuan et al. (2014)

A permeabilidade das configurações urbanas é um importante aspecto na dispersão de poluentes. No nível do edifício, Yuan et al. (2014) e An et al. (2019) avaliam soluções de "*breathing architectural*" (Figura 2.19). Yuan et al. (2014) simularam diferentes tipologias baseadas no cenário real, futuro e estratégias baseadas no *Sustainable building design*, que buscam a permeabilidade urbana.

As estratégias consideraram diferentes formas de afastamento entre edifícios e uma estratégia especial que considera um vazio no meio do edifício, denominada "*dragon hole*" (Figura 2.20-a). Para a estratégia especial foi identificada uma melhora a dispersão tanto horizontalmente quanto verticalmente. An et al. (2019) investigaram a efetividade na redução da concentração de poluentes para o uso da solução arquitetônica "*dragon hole*" (Figura 2.20-b). Nesse caso o uso do "*dragon hole*" acrescenta uma permeabilidade ao edifício de 5%. Os resultados indicam em oposição a uma geometria impermeável, que o uso do "*dragon hole*" reduziu o total de poluentes acumulados no cânion em aproximadamente 25%.

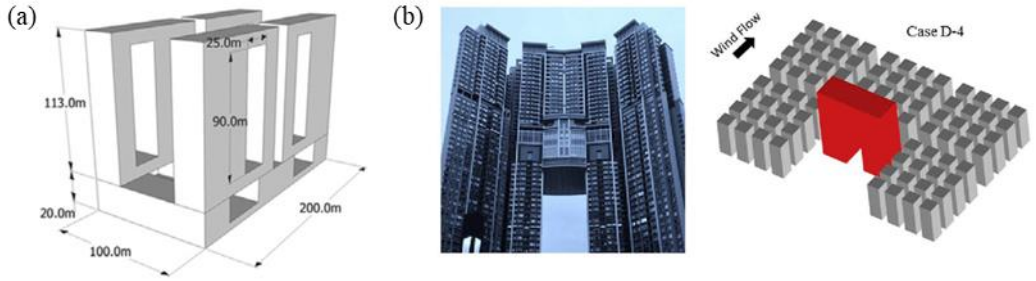


Figura 2.20 - Estratégia de *sustainable building desing* "*Dragon Hole*" investigados nos estudos de (a) Yuan et al., 2014; e (b) An et al., 2019
Fonte: (a) Yuan et al. (2014); (b) An et al. (2019)

Para regular a área construída, a densidade é um fator fundamental. Assim, de forma a manter uma determinada densidade construída, o planejamento urbano usualmente estabelece índices urbanísticos, como FAR e SC. Estudos recentes para entender a correlação entre parâmetros morfológicos urbanos e a qualidade do ar investigaram o impacto dos índices urbanos sobre dispersão de poluentes (PENG et al., 2019b; PENG et al., 2017).

O índice *SC* na literatura é frequentemente coberto pela razão da área do plano ou *packing density* como já mencionado, e porosidade urbana. Yuan et al. (2014) realizaram um estudo de simulação em oito cenários, que representam diferentes tipos de geometria de construção e porosidade urbana. Os resultados mostraram uma maior permeabilidade ao vento com a inserção de edifícios com espaço entre eles, ou seja, maior porosidade. An et al. (2019) avaliaram a dispersão de poluentes em dezesseis áreas urbanas idealizadas com a mesma taxa de ocupação e diferentes separações de edifícios. Os autores concluíram que arranjos com 20% de permeabilidade mantêm uma concentração mais baixa.

Apesar da maioria dos estudos da literatura sobre dispersão de poluentes aplicar a *packing density* (razão da área de plano); o planejamento urbano emprega o *FAR*, que considera o volume construído (altura do edifício e razão da área de plano). O *FAR* varia significativamente de acordo com uma região na mesma cidade. No entanto, para obter respostas sobre o impacto dessa variável, vários estudos parametrizam esse índice usando valores médios de uma região da amostra.

EIFER & LSE Cities (2011) analisaram diferentes cidades europeias usando os parâmetros *FAR* e *SC*. Para o índice *FAR*, os valores variam de 1,5 a 5,2; para o *SC*, os valores variam de 50% a 75%. Para as cidades japonesas, Cheshmehzangi & Butters (2016) comparam a densidade de diferentes tipologias urbanas, nesses casos o *FAR* varia de 1,2 a 2,6, e o SC varia de 17% a 50%. No entanto, os valores para cidades japonesas descrevem áreas com edifícios de até três pavimentos, configurando assim áreas de baixa densidade. Yang et al. (2019) classificaram um *FAR* como alto maior ou igual a 4, um *FAR* médio entre 2 e 4 e um *FAR* baixo igual ou inferior a 2.

O impacto dos índices de planejamento urbano, *FAR* e *SC*, na dispersão de poluentes é muito recente. Existem poucos estudos sobre o assunto. Nesse contexto, PENG et al. (2019b) fixando o *FAR* em 5 e variando o *SC* de 11% a 77% para a mesma área de plotagem, concluiram que o desempenho da ventilação local não está linearmente relacionado ao SC, mas depende

fortemente do arranjo dos edifícios. Isso indica que nem todas as configurações de alta densidade experimentam pouca ventilação (PENG et al., 2019). Além disso, os autores mostraram que, mesmo com baixo *SC*, edifícios muito altos agravam o desempenho da ventilação, independentemente do arranjo arquitetônico com efeito de canalização. Além disso, (YANG et al., 2019) apontam o *FAR* como um índice que reflete a intensidade da construção. No entanto, a geometria dos arranjos urbanos podem apresentar uma variedade de alterações com a mesma proporção de área construída. Portanto, o *FAR* não é suficiente para explicar a relação entre o campo de ventilação e a poluição do ar (YANG et al., 2019).

CAPÍTULO 3

TIPOLOGIAS E MÉTRICAS

1 INTRODUÇÃO

2 REVISÃO DE LITERATURA

3 TIPOLOGIAS E MÉTRICAS

4 SIMULAÇÃO NUMÉRICA

5 RESULTADOS

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

3.1. ANÁLISE E IDENTIFICAÇÃO DAS TIPOLOGIAS USUAIS

3.1.1. Identificação das tipologias usuais por meio de revisão da literatura científica

3.1.2. Identificação das tipologias usuais por meio de análise empírica

3.2. ANÁLISE MÉTRICA DAS TIPOLOGIAS SELECIONADAS

3.3. DISCUSSÃO E DEFINIÇÃO TIPO-MÉTRICA DAS GEOMETRIAS

3.4. DESCRIÇÃO DAS GEOMETRIAS

3. Tipologias e Métricas relevantes para Simulação de Ambientes

Para simular geometrias que se assemelham a ambientes urbanos reais, foi definida a tipologia da quadra como o principal elemento de configuração urbana. A configuração de quarteirões urbanos combina várias configurações genéricas e amplamente estudadas, como os cânions de comprimento finito, o cruzamento entre as ruas e o arranjo regular de edifícios (MOONEN; et al., 2012a). Consequentemente, a tipologia de quadra derivada de ambientes urbanos reais fornece a simplicidade de uma configuração genérica combinada com a complexidade das características reais da região. Assim, a definição das geometrias investigadas segue as etapas descritas na Figura 3.1. Primeiramente, para a seleção das tipologias de quadra foram identificadas as tipologias mais comuns na literatura e em cidades selecionadas. Sequencialmente, foram definidos os valores métricos para as tipologias selecionadas. Por fim, foram definidas as geometrias para cada caso seguindo os resultados dos passos anteriores.

Figura 3.3.1 - Descrição das etapas para a definição das geometrias investigadas

3.1. ANÁLISE E IDENTIFICAÇÃO DAS TIPOLOGIAS USUAIS

A identificação das tipologias mais relevantes para esta classe de problemas foi realizada em duas etapas: (i) identificação das tipologias mais comuns e (ii) análise das métricas. Para ambas etapas foi realizada uma abordagem integrada de revisão de literatura e análise empírica em regiões amostrais em cidades reais em diversos continentes.

3.1.1. Identificação das tipologias usuais por meio de revisão da literatura científica

Foi realizada uma revisão de literatura, levantando as tipologias mais estudadas nos estudos científicos mais recentes. O escopo da revisão abrange estudos publicados em revistas especializadas na plataforma *Science Direct*, com domínios computacionais 3D e/ou geometrias de túneis de vento usando as palavras-chave "dispersão de poluentes", "urbano", "CFD" e/ou "túnel de vento". Foram considerados na revisão apenas os estudos que investigam a dispersão de poluentes em configurações urbanas (conjunto de prédios/quadras). Dentro do escopo da revisão acima mencionado, 223 estudos são identificados e investigados. Para este recorte, o primeiro estudo é de 1996 e o último é de 2020.

A Figura 3.2 mostra a distribuição anual das pesquisas, indicando o aumento de estudos nesse campo. A figura mostra que o número de estudos na última década corresponde a 80% de todos os estudos, o maior volume de artigos por ano é registrado nos últimos cinco anos, ilustrando a novidade desse tipo de abordagem.

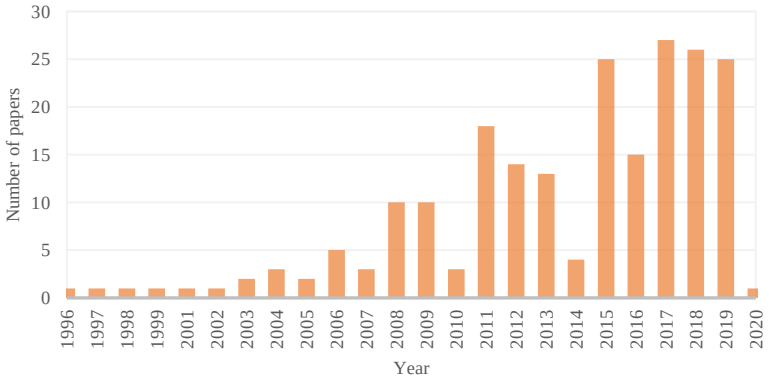


Figura 3.2 -Números de artigos sobre dispersão de poluentes por ano

Os trabalhos são categorizados com base no tipo de geometria urbana (genérica ou real). As geometrias genéricas tratam de uma representação parametrizada das configurações urbanas

que simplificam a complexidade das geometrias reais. Para as geometrias genéricas, foram identificadas três categorias: idealizada, simplificada e derivada (Figura 3.3). Os arranjos idealizados tratam de arranjos que não se baseiam nas cidades reais e comumente usam blocos com mesma largura, comprimento, altura e espaços entre blocos. Em contrapartida, os arranjos simplificados partem de uma estrutura real (ruas e quarteirões), porém tratam a quadra como um *bluffy body*, ou seja, não considera o arranjo dos edifícios dentro da quadra (tipologia). Ademais, os arranjos derivados simplificam a geometria real utilizando uma tipologia da quadra baseada na situação existente.

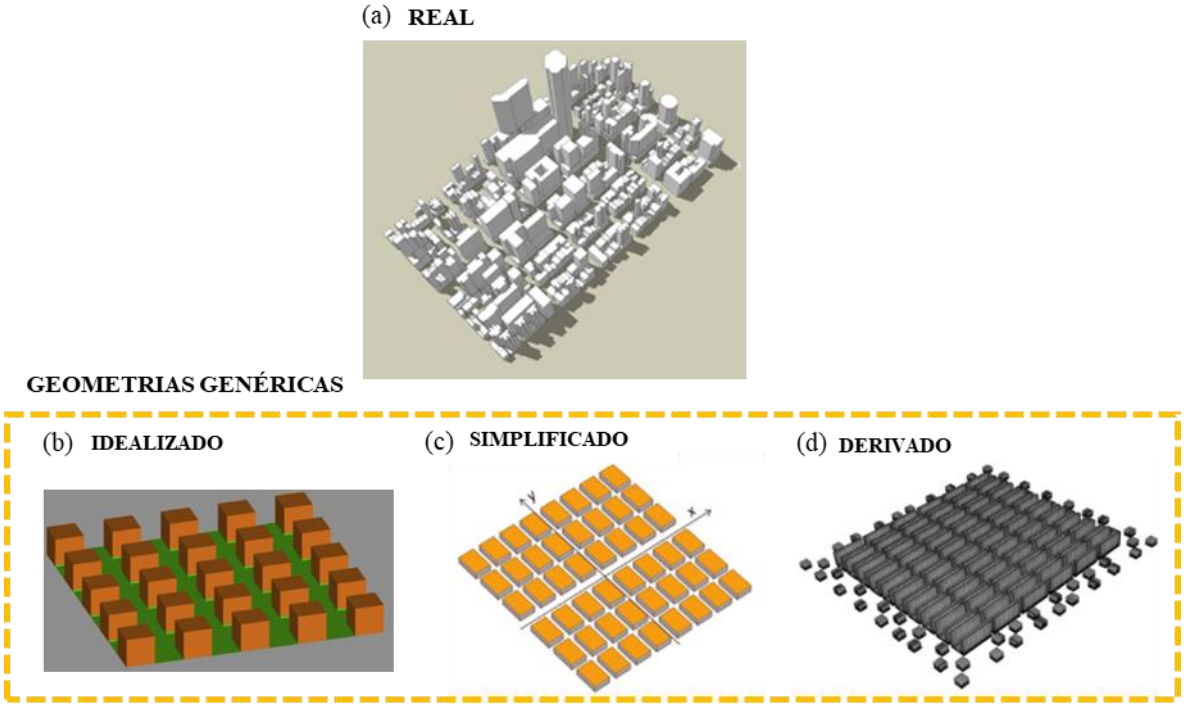


Figura 3.3- Categorias de arranjos urbanos (a) Real; e Genéricas :(b) Idealizado; (c) Simplificado; ((d) Derivado
Fonte: (a), (d) Yuan et al. (2014), (b) Hang et al. (2015), (c) Carpentieri e Robins (2015)

Essas categorias foram analisadas quantitativamente, a fim de fornecer uma visão geral da prática de campo habitual. Além disso, foram classificadas as tipologias de quadra para cada categoria de forma a estabelecer os tipos mais comuns usados nos estudos de dispersão de poluentes urbanos. Dos 223 estudos investigados, o Apêndice A mostra a descrição completa de todos os trabalhos consultados para verificação do tipo de geometria urbana (idealizada, simplificada, derivada ou real), do formato da quadra e da tipologia da quadra. A Figura 3.4 fornece um panorama geral dos tipos de cenários usados nos estudos de modelagem, mostrando que a maioria dos estudos usa uma geometria genérica. Além disso, mais de 50% dos estudos com geometrias genéricas aplicam o arranjo de construção idealizada. Embora estudos recentes

apontem a importância da tipologia de quadra para o escoamento de ar e a dispersão de poluentes (GUO et al., 2017a; KURPPA et al., 2018), trabalhos usando a tipologia de quadra permanecem uma minoria. Apenas alguns estudos empregam os cenários simplificado e derivado. No entanto, quando usualmente o objetivo da pesquisa é entender o efeito da configuração urbana na qualidade do ar, os cenários idealizados são os menos utilizados. O cenário derivado ainda representa uma pequena parte dos estudos de dispersão de poluentes. Contudo, esse novo tipo de cenário está tendo uma aplicação crescente nos estudos de simulação de dispersão de poluentes (ALLEGRINI et al., 2015; HONG et al., 2017; KURPPA et al., 2018; YUAN et al., 2014).

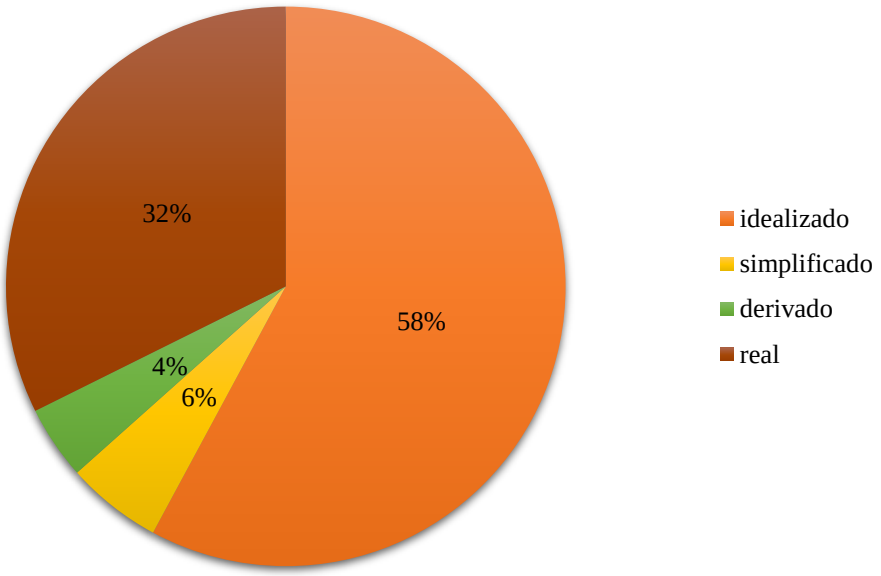


Figura 3.4 - Percentual da distribuição das categorias de geometrias na revisão de literatura

A Figura 3.5 mostra a distribuição quantitativa de formatos e tipologias das quadras obtida a partir da revisão de literatura. Foram identificados sete formatos de quadras, sendo que a maioria dos estudos usa a configuração do cânion urbano seguida pelo formato “outro”. A categoria “outro” inclui formas orgânicas e complexas, especialmente identificadas em cidades reais. Para parametrizar arranjos urbanos, o cânion não fornece uma compreensão dos conjuntos de quadras. Além disso, a categoria “outro” é muito heterogênea para a parametrização. Portanto, os formatos retangular e quadrado são o foco da presente análise. O formato predominante do quarteirão é o retangular, encontrado na maioria das configurações reais, em contraste com o formato quadrado do arranjo de edifícios idealizados (Figura 3.5-a).

Nesse contexto, a Figura 3.5-b apresenta as tipologias de quadra mais comumente encontradas na literatura, com destaque para a barra (*row*) que predomina nos estudos sobre cânions urbanos. Sequencialmente, o arranjo de bloco adensado (*single-block*) ou prédios contíguos, é predominante na maioria nos estudos sobre arranjos urbanos; seguido por misto (especialmente em cenários reais), pátio central (*central courtyard*), pátios internos (*inners courtyards*) e edifícios separados (*detached buildings*), tipologia em "U" e "outros". A tipologia *single-block* predomina em cenários idealizados e simplificados. Como já dito, os cenários simplificados costumam usar o tecido urbano real (quadra e ruas) e consideram o quadra como um bloco adensado (*bluffy body*), ou seja, bloco único (MERLIER et al., 2019; PARRA et al., 2010; SANTIAGO et al., 2017).

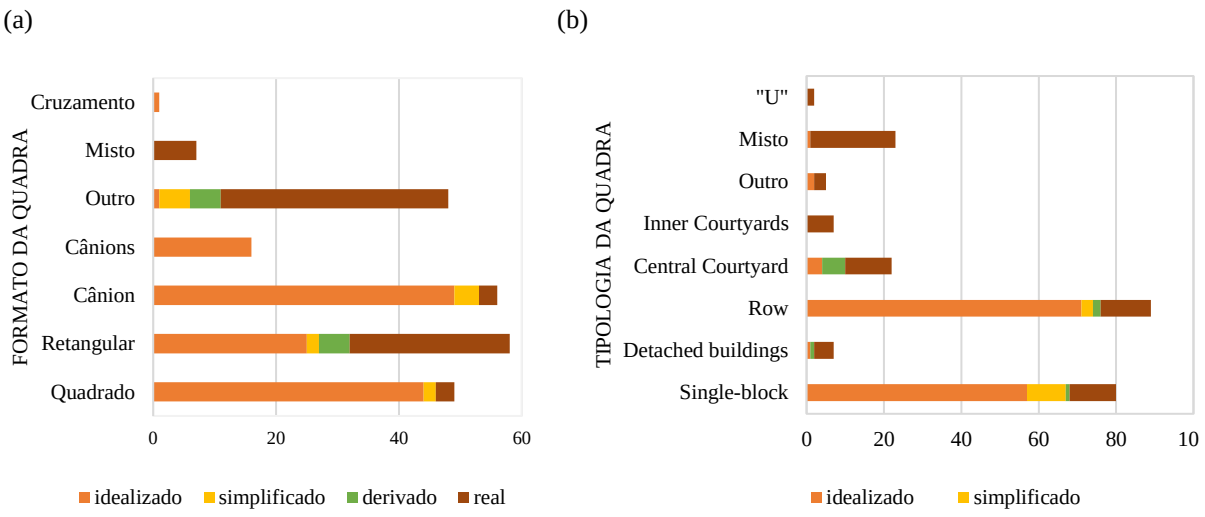


Figura 3.5 - Distribuição quantitativa para (a) Formato da quadra; (b) Tipologia da quadra

Para os cenários derivados, predominam os pátios (*central courtyard*), justificados pelos estudos que adotam essa forma de representar as cidades da Europa Central (HERTWIG et al., 2012; TOLIAS et al., 2018). Além disso, para representar cidades asiáticas, os cenários derivados são a barra (*row*) em Hong Kong (YUAN et al., 2019b) e em Cingapura (HE et al., 2018) e os edifícios separados (*detached buildings*) em um bairro residencial no Japão (BADY et al., 2011). Finalmente, o tipo misto expressa a heterogeneidade do ambiente das cidades reais. No entanto, mesmo em cenários mistos em algumas cidades, é possível identificar uma tipologia predominante.

3.1.2. Identificação das tipologias usuais por meio de análise empírica

Além dos trabalhos científicos disponíveis na literatura, foram selecionadas cidades ao redor do mundo para levantamento das tipologias e métricas típicas. Vários estudos (ZAKI et al., 2011; BOPPANA, et al., 2019; YOSHIDA et al., 2018) mostram que áreas urbanas mais densas agravam a qualidade do ar urbano. Por esse motivo, a densidade foi selecionada como critério de escolha para as áreas amostrais na análise empírica, sendo selecionadas as cidades mais densas do continente europeu, americano e asiático, segundo Demographia (2018). Portanto, as cidades selecionadas foram Tóquio, Hong Kong e Xangai na Ásia; Barcelona, Paris e Londres na Europa e; Nova York e São Paulo na América. A área de amostra para cada cidade segue os princípios abaixo:

1. Topografia: área plana. Para que as características físicas do terreno não constituam outra variável;
2. Tamanho da amostra territorial: raio de cerca de 500m. O tamanho da amostra se encaixa nos estudos de caracterização morfológica (EIFER; LSE CITIES, 2011; FIRLEY; STAHL, 2009);
3. Perto da área central. Essas áreas geralmente representam a região mais densa da cidade;

4. Tecido regular: para permitir melhor parametrização.

A análise da amostra das cidades foi realizada com o apoio do Google Earth, explorando cada cidade por meio de imagens de satélite. Para a amostra definida foram estudadas as características geométricas predominantes da quadra, como formato e tipologia. O formato da quadra foi categorizado em quadrado, retangular ou outro. Da mesma forma, as tipologias foram classificadas como *single-block* (bloco), *detached buildings* (edifícios separados), *row* (barra), *central courtyard* (pátio central) *and inners courtyards* (pátios internos).

É importante ressaltar que foi utilizada somente uma amostra de 500×500m da região central mais adensada de cada cidade. Desta forma, os resultados discutidos nesta seção não apresentam tipologias que podem qualificar toda a cidade de maneira geral. Os resultados discutidos nesta seção apresentam amostras típicas das regiões centrais de cada cidade.

A Figura 3.6 apresenta as áreas de amostra das cidades selecionadas. As tipologias nas áreas amostradas foram classificadas como *detached buildings, single-block, row, central courtyard*

e *inners courtyards*. A Tabela 3.1 apresenta o formato da quadra predominante e as tipologias das amostras selecionadas.

Figura 3.6 - Vista de satélite e mapa de figura e fundo para as cidades selecionadas: Cidades asiáticas: (a) Tóquio; (b) Hong Kong; (c) Xangai; Cidades europeias: (d) Barcelona; (e) Paris; (f) Londres; Cidades americanas: (g) Nova Iorque; (f) São Paulo
Fonte: Adaptado de Google earth (2019)

O formato retangular da quadra é predominante na maioria das cidades do mundo. No entanto, em Barcelona, apesar da ocorrência de algumas quadras retangulares, a maioria dos quarteirões são quadrados. Nas cidades asiáticas é comum a presença de quadras de formato complexo com vários ângulos e sinuosidade. Em relação à tipologia, as cidades europeias apresentam padrões tipológicos mais claros com pátios (*central courtyard*) e pátios internos (*inners courtyards*). No entanto, uma tipologia de quadra adensada, sem espaço entre edifícios, ocorre em áreas mais

densas, como Londres. Espaços entre edifícios são observados nas cidades asiáticas e americanas, configurando a tipologia dos edifícios separados (*detached buildings*) Não obstante, nas cidades asiáticas e americanas, os edifícios contíguos que formam uma barra ou bloco único são predominantes.

Tabela 3-1 - Tipologia da quadra nas cidades selecionadas

CARACTERÍSTICAS TIPOLÓGICAS										
REGIÃO		**Formato da quadra**			**Tipologia da quadra**					
Continente	Cidade	Q	R	O	*Detached buildings*	*Row*	"U"	*Courtyard*	*Inners Courtyards*	*Single-block*
ÁSIA	Tóquio		X		X					X
	Hong Kong		X		X	X				X
	Xangai		X	X	X	X				
EUROPA	Barcelona	X						X		
	Paris		X					X	X	
	Londres		X					X	X	X
AMÉRICA	Nova Iorque		X		X	X				X
	São Paulo		X		X					X

Legenda: Q – quadrado; R – retangular; O – outro

3.2. ANÁLISE MÉTRICA DAS GEOMETRIAS SELECIONADAS

De maneira análoga ao procedimento utilizado na seção anterior, as geometrias desses estudos foram categorizadas em idealizadas, simplificadas, derivadas e reais. A maioria dos artigos utiliza a geometria genérica (136 artigos). Além disso, na geometria idealizada comumente é utilizada a mesma proporção de arranjo (l x c x h, sendo l e $c = h$) o que representa os mesmos valores para as métricas calculadas. Sendo assim, para a análise métrica, foram selecionados da revisão de literatura 26 artigos que representam geometrias comumente utilizadas neste tipo de estudo. Além disso, foram analisadas as geometrias da amostra das cidades reais. O cálculo de métricas em cidades reais usa valores aproximados para elementos comuns, que são estabelecidos como representativos da maioria.

Para as geometrias analisadas foram verificadas as características do tecido urbano, da tipologia da quadra e os valores para as métricas urbanas. As características verificadas para estes elementos foram:

1. Tecido urbano: ruas e dimensões dos blocos urbanos – largura (W), comprimento (L) e L/W;

2. Tipologia da quadra: *single-block, detached buildings, central courtyard, inners courtyards, row, "U" shape*;
3. Métricas urbanas: altura; de estudos de modelagem - razão de área plana (λ_p), razão de área frontal (λ_f), razão de aspecto do cânion (*H/L*); dos índices urbanos - *FAR* e *SC*.

Para a análise das métricas, foram usados os cenários genéricos (idealizados, simplificados e derivados) dos artigos selecionados. Os cenários reais foram analisados na amostra de cidades selecionadas. Na categoria genérica, dos 26 artigos, foram analisados 35 arranjos, uma vez que alguns artigos usam mais de um arranjo. Dos 35 arranjos urbanos, 30 cenários são idealizados, 3 simplificados e 2 derivados, considerando ser um percentual representativo do número total de cada categoria (Seção 3.1). A Tabela 3.2 apresenta a descrição dos artigos quanto ao tecido urbano, tipologia de quadra e métricas urbanas.

Para comparar os valores da métrica geralmente modelada com os índices urbanos, para os artigos que não usaram o valor de referência da altura real, adotou-se H = 18m. Esse valor corresponde a um prédio de 6 andares, e representa a média das alturas comumente utilizadas em estudos de modelagem (BUCCOLIERI et al., 2015; RAMPONI et al., 2015; SHEN, et al., 2017b). O cálculo dos índices urbanísticos foi calculado considerando como área total, a quadra e as ruas adjacentes. Esta metodologia foi adotada para manter a similaridade com o cálculo da área do plano (λ_p) empregado nos estudos de modelagem. O *SC* expressa a relação entre a área construída e área livre, sendo que para comparar os cenários, esse índice foi calculado usando

$$SC = \frac{\text{Área de projeção } x\ 100\%}{\text{Área total}} \qquad \text{[Eq. 2]}$$

onde, a Área de projeção é a área da superfície edificada dentro da quadra e a Área total é a área da quadra e ruas adjacentes.

Da mesma forma, o FAR foi calculado para a quadra e trata do volume construído

$$FAR = \frac{\text{Área total construída}}{\text{Área total}} \qquad \text{[Eq. 3]}$$

onde, a Área total construída é dada pela área de projeção multiplicada pelo número de pavimentos da edificação e a Área total é a área da quadra e ruas adjacentes.

Essa abordagem permite estimar os valores médios dos cenários, uma vez que os índices urbanísticos expressam uma relação proporcional entre áreas construídas e não construídas.

Para a categoria idealizada, foram analisados arranjos com quarteirões quadrados e retangulares; e as tipologias *single-block*, *courtyard* e *row*. Os valores médios para as métricas de modelagem foram razão da área do plano (λ_p) de 0,3, relação da área frontal (λ_f) de 0,22 e razão de aspecto (*H/W*) de 1. Para os índices urbanos, os valores médios foram *FAR* de 2,14 e *SC* de 30,58%. O λ_p e o *SC* são diretamente correspondentes.

Na categoria simplificada, as mesmas métricas foram calculadas e comparadas com os valores da área real da cidade para qual ocorreu a simplificação. Os formatos de quadra observados são: outro, retângulo, quadrado; e as tipologias são *single-block*, *central courtyard* e *inners courtyards*. Os valores médios para as métricas de modelagem no cenário simplificado foram λ_p de 0,8, λ_f de 0,22 e *H/W* de 1,8. Ainda, para as métricas de modelagem, os valores médios nos cenários reais foram λ_p de 0,6, λ_f de 0,2 e *H/W* de 1,4.

Para os índices urbanos na versão simplificada, o *FAR* foi 7 e o *SC* foi 80%. Para a versão real, o *FAR* foi 4,5 e o *SC* foi 60%. A comparação entre o cenário simplificado e a área real mostra que o cenário simplificado tende a superestimar o volume construído (*FAR*) e a cobertura construída (λ_p, *SC*). Enquanto isso, comparando os cenários idealizados com as áreas reais, os cenários idealizados tendem a subestimar o volume construído e a área de superfície construída.

Sequencialmente, foram analisados os cenários derivados, que representam uma cidade do centro da Europa (HERTWIG et al., 2012), classificada como uma área urbana compacta; e uma região em Hong Kong (YUAN et al., 2019), classificada como uma cidade de alta densidade. Os formatos de quarteirões identificados são outro e retangulares, e as tipologias são *courtyard* e *row*. A tipologia derivada das cidades europeias não representa uma região específica, portanto não pode ser feita uma comparação. Por outro lado, a tipologia derivada de Hong Kong apresenta os mesmos valores de métricas o que demonstra a representatividade do cenário para esta região.

Tabela 3-2 - Descrição métrica dos arranjos urbanos para os artigos selecionados

C	Artigo	Formato da quadra	Tipologia		Métricas da modelagem			Índices urbanísticos		Tecido urbano	
			Tipologia da quadra	Altura	λp	λf	H/W	FAR	SC	Rua	Quadra
IDEALIZEDO	(MO; LIU, 2019)	Quadrado	*Single-block*	18*	0.33	0.23	L: 1.4; T:0.7	2	23	L = 12,7; T = 25,3	25,3 x 25,3
				18*	0.2	0.14	L:0.5; T:0.7	1.2	14	L = 38; T = 25,3	25,3 x 25,3
				36*	0.2	0.28	L: 1; T:1.4	2.4	28	L = 38; T = 25,3	25,3 x 25,3
				54	0.2	0.43	L:1.4; T:2.1	3.6	43	L = 38; T = 25,3	25,3 x 25,3
	(MAVROIDIS; GRIFFITHS, 2001)	Quadrado	*Single-block*	18	0.16	0.16	0.7	0.96	16	27	18 x 18
	(SHEN, et al., 2015)	Quadrado	*Single-block*	18	0.25	0.25	1.0	1.5	25	18	18 x 18
				18	0.04	0.04	0.3	0.24	4	72	18 x 18
	(MACDONALD et al., 1997)	Quadrado	*Single-block*	18	0.16	0.16	0.7	0.96	16	27	18 x 18
				18	0.44	0.44	2.0	2.7	44	9	18 x 18
				18	0.06	0.06	0.3	0.38	6	54	18 x 18
	(BRANFORD et al., 2011)	Quadrado	*Single-block*	18	0.25	0.25	1.0	1.5	25	18	18 x 18
	(GARBERO et al., 2010)	Quadrado	*Single-block*	18	0.7	0.14	1.0	4.2	70	18	90 x 90
				18	0.6	0.12	L:1; T:0.5	3.6	60	L:18; T:36	90 x 90
	(HANG et al., 2015)	Quadrado	*Single-block*	30	0.25	0.25	1.0	2.5	25	30	30 X 30
	(LIN, et al., 2014a)	Quadrado	*Single-block*	30	0.25	0.25	1.0	2.5	25	30	30 X 30
	(BUCCOLIERI et al., 2015)	Quadrado	*Single-block*	18	0.7	0.14	1.0	4.2	70	18	90 x 90
				18	0.6	0.12	L:1; T:0.5	3.6	60	L:18; T:36	90 x 90
	(CHEN et al., 2017)	Quadrado	*Single-block*	36	0.25	0.25	1.0	3	25	36	36 x 36
				36	0.11	0.11	0.5	1.3	11	72	37 x 36
				36	0.44	0.44	2.0	5.3	44	18	38 x 36
	(BOPPANA et al., 2010)	Quadrado	*Single-block*	18	0.25	0.25	1.0	1.5	25	18	18 x 18
	(CASTRO et al., 2017)	Retangular	*Single-block*	18	0.33	0.33	1.0	2	33	18	18 x 36
	(RAMPONI et al., 2015)	Retangular	*Single-block*	9	0.48	0.27	1.1	1.5	48	8.5	16 x 24
	(CARPENTIERI; ROBINS, 2015)	Retangular	*Single-block*	21	0.5	0.25	1.0	3.5	50	21	42 x 63
	(CARPENTIERI et al., 2018)	Retangular	*Single-block*	21	0.5	0.25	1.0	3.5	50	21	42 x 63
	(DAI et al., 2019)	Retangular	*Single-block*	25	0.3	0.38	1.3	2.4	30	20	20 x 30
	(YU; THÉ, 2016)	Retangular	*Single-block*	25	0.3	0.38	1.3	2.4	30	20	20 x 30
	(YASSIN et al., 2008)	Retangular	*Courtyard*	20	0.3	0.25	1.0	1.8	30	20	50 x 120
	(MILLIEZ; CARISSIMO, 2007)	MUST	*Row*	2.54	0.06	0.07	L: 0.2; T:0.4	0.06	6	L: 12.9; T: 6.45	2.42 X 12.9
	(BAHLALI et al., 2019)	MUST	*Row*	2.54	0.06	0.07	L: 0.2; T:0.4	0.06	6	L: 12.9; T: 6.45	2.42 X 12.9
	(FERNANDO et al., 2010)	MUST	*Row*	2.54	0.06	0.07	L: 0.2; T:0.4	0.06	6	L: 12.9; T: 6.45	2.42 X 12.9
			Média	**21.18**	**0.30**	**0.22**	**1.00**	**2.14**	**30.58**	**26.98**	
			Mediana	**18**	**0.25**	**0.25**	**1**	**2**	**25**	**20**	
			Desvio padrão	**10.78**	**0.19**	**0.12**	**0.58**	**1.37**	**19.04**	**19.13**	

C	Artigo	Formato da quadra	Tipologia		Métricas da modelagem			Índices urbanísticos		Tecido urbano	
			Tipologia da quadra	Altura	λp	λf	H/W	FAR	SC	Rua	Quadra
SIMPLIFIECADO	(MERLIER et al., 2019)	Outro	*Single-block*	27	0.8	0.3	2.3	9	80	12	
	Área urbana real	Outro	*Inners courtyard*	18	0.6	0.26	1.5	4.8	60	12	
			Desvio padrão	**4.50**	**0.10**	**0.02**	**0.38**	**2.10**	**10.00**	**0.00**	
	(SANTIAGO et al., 2017)	Retangular	*Single-block*	21	0.8	0.19	1.8	7	80	12	88 x 144
	Área urbana real	Retangular	*Inners courtyard / courtyard*	18	0.6	0.17	1.5	5	60	12	
			Desvio padrão	**1.5**	**0.1**	**0.01**	**0.125**	**1**	**10**	**0**	
	(SANTIAGO et al., 2013)	Quadrado	*Single-block*	15	0.8	0.18	1.3	5	80	12	70 x 70
	Área urbana real	Quadrado	*Courtyard*	15	0.57	0.18	1.3	3.8	57	12	
			Desvio padrão	**0**	**0.115**	**0**	**0**	**0.6**	**11.5**	**0**	
DERIVADO	(HERTWIG et al., 2012)	Other	*Courtyard*	17.35	0.37	0.18	1.0	2.2	37	18	70 x 210
				17.35	0.36	0.18	0.7	2.2	36	L:24; T:18	70 x 210
	(YUAN et al., 2019b)	Retangular	*Row*	60	0.6	0.45	3.0	6.1	60	20	100 x 200
	Área urbana real	Retangular	*Row*	60	0.6	0.45	3.0	6.1	60	20	100 x 200

Legenda: C – Continente; λ_p – razão da área do plano; λ_f – razão da área frontal; H/W – altura/largura; FAR – *Floor Area Ratio* / Coeficiente de aproveitamento; SC – *Surface Coverage* / Taxa de ocupação; L – Longitudinal; T – Transversal.

De forma a entender se as geometrias e métricas usadas nos estudos de modelagem são representativas do ambiente real das cidades e do processo de planejamento urbano, as mesmas métricas foram calculadas para as amostras das cidades reais. Inquestionavelmente, cidades reais são altamente heterogêneas e complexas, por exemplo, entre outros fatores, observa-se que em uma mesma cidade é possível identificar configurações urbanas diferentes e heterogêneas. No entanto, com o objetivo de avançar no estudo do impacto das tipologias de quadra na dispersão de poluentes, é importante que os cenários estudados estejam próximos dos arranjos reais das cidades. Nesse sentido, é necessário estimar valores médios que representam ambientes reais. Para minimizar a heterogeneidade dos arranjos, foram utilizadas regiões com configuração semelhante em uma área de raio de 500m. Assim, os valores foram aproximados para elementos comuns, que são estabelecidos como representativos da maioria. Portanto, a **Tabela 3.3** apresenta a descrição das métricas dos arranjos urbanos para o tamanho da amostra das cidades anteriores, apresentada na seção 3.1.

Tabela 3-3 - Descrição métrica dos arranjos urbanos nas cidades selecionadas

Região		**Altura**			**Métricas de modelagem**			**Índices urbanísticos**		**Tecido urbano**			
C	Cidade	M	Md	Dp	λ_p	λ_f	H/W	FAR	SC	Rua	Quadra		
											L X W	Área	L/W
Ásia	**Tóquio**	55	60	29.5	0.8	0.56	6	16	60	10	130 x 70	9100	1.9
	Hong Kong	55	60	33.2	0.8	1.13	5	16	60	12	130 x 43	5590	3.3
	Xangai	60	60	39	0.8	0.58	3.8	16	60	16	272 x 142	38624	1.9
Europa	**Barcelona**	18.9	18	2	0.8	0.16	1.5	5	60	12	116 x 116	13456	1
	Paris	18.6	18	2.75	0.8	0.18	.5	5	60	12	150 x 92	13800	1.6
	Londres	17.4	18	3.4	0.8	0.18	1.5	5	60	12	131 x 85	11135	2.4
América	**Nova Iorque**	46	48	28.3	0.8	0.54	3	13	60	16	220 x 73	16060	3
	São Paulo	48.7	48	24.8	0.5	0.4	3.7	11	45	13	170 x 100	17000	1.7

Legenda: C – Continente; M – Média; Md – Mediana; Dp – Desvio padrão; λ_p – razão da área do plano; λ_f – razão da área frontal; H/W – altura/largura; FAR – *Floor Area Ratio* / Coeficiente de aproveitamento; SC – *Surface Coverage* / Taxa de ocupação; L – *Length* /Comprimento; W – *Width* / Largura.

As amostras de cidades europeias possuem valores mais uniformes de índices urbanos. Em contraste, amostras das cidades asiáticas, a altura do edifício na mesma quadra apresenta uma grande variação, mostrando desvios de até 39 m. Da mesma forma, as amostras das cidades americanas também apresentam um desvio significativo, que, apesar do tecido urbano uniforme, as regiões têm uma morfologia heterogênea de quarteirões. A ocorrência de arranha-céus acentua a diferença significativa entre a altura do edifício nos blocos de cidades asiáticas e americanas. Além disso, esse arranjo heterogêneo de altura de construção em tecido urbano representa uma maior relação de área útil (*FAR*), de até 16, e, consequentemente, uma região mais densa. Porém, mesmo com o contraste tipológico nas cidades asiáticas e americanas, é

possível identificar uma tendência na taxa de ocupação (*SC*), em torno de 60%. A área do quarteirão é mais semelhante nas cidades europeias e americanas. Igualmente importante é a relação entre largura e comprimento da quadra para entender o formato do quarteirão. Essa relação nas cidades selecionadas varia de 1 a 3,3. No que diz respeito à largura da rua, nas locais a média é de 12 metros, enquanto que nas avenidas principais, chega a 21 metros.

3.3. DISCUSSÃO E DEFINIÇÃO TIPO-MÉTRICA DAS GEOMETRIAS

Comparativamente, os quatro tipos de cenários (idealizados, simplificados, derivados e reais) são evidentemente diferentes em tipologias e valores das métricas. Das oito tipologias de quadra identificadas na revisão de literatura, não foram consideradas para a parametrização as tipologias “mixed” e “others”, pois não configuram tipologias específicas e nem a tipologia em “U” que representa menos de 1% dos artigos investigados. Além disso, para o recorte selecionado das cidades reais a tipologia em “U” não foi predominante. Assim, para propor uma parametrização para arranjos urbanos, as tipologias analisadas são *single-block, detached buildings, central courtyard, inners courtyards* e *row*. Para a mesma finalidade, o formato do quarteirão comparado é o retangular versus o quadrado.

Quanto às tipologias dos arranjos urbanos, as categorias genéricas focam especialmente no *single-block*. Essa tipologia também está presente em cidades reais; no entanto, o formato do *single-block* é diferente. Nas cidades reais predomina o formato retangular, enquanto nos cenários idealizados predomina o formato quadrado. Além disso, a ausência de afastamentos entre os edifícios mostra-se como uma barra (*row*), que é a tipologia mais estudada nas configurações idealizadas de cânions. Além disso, nas cidades europeias, a tipologia comum são os pátios (centrais e internos).

Finalmente, os edifícios separados (*detached buildings*) são mais comuns nas cidades americanas e asiáticas. Essa tipologia é ainda mais comum em áreas residenciais menos densas e estudada em poucos trabalhos na literatura, como em Bady et al. (2011). No entanto, a tipologia *detached buildings* se assemelha ao arranjo idealizado de cubos e, portanto, é importante para comparar com os estudos da literatura. Como resultado da análise das tipologias mais comuns na revisão de literatura conjuntamente com a amostra das cidades selecionadas, este estudo propõe cinco tipologias de blocos urbanos como os tipos convencionais considerados na revisão

de literatura e na amostra das cidades: *single-block, detached buildings* (quadrado), *central courtyard, inners courtyards e row*.

As diferenças entre os cenários analisados ficam mais evidentes em relação aos valores das métricas calculadas. Em relação às características dos tecidos urbanos, a largura média da rua em cenários idealizados foi de 20m em contraste com 12m nas áreas urbanas reais. A área do quarteirão varia de 2.600m² em cenários idealizados para 13.400m² em cidades reais. Quanto as dimensões da quadra a proporção entre a largura e comprimento (*L/W*) do quarteirão é uma relação importante para a dispersão de poluentes (GUO et al., 2017; KURPPA et al., 2018). A proporção das quadras (*L/W*) difere de 0,9 nos cenários idealizados a 1,5 nas cidades reais. Como pode ser visto, o tecido urbano em cenários idealizados suprime as áreas de quarteirões e aumenta a largura das ruas, proporcionando uma relação mais ampla entre áreas construídas e não construídas do que em ambientes reais. Esse arranjo produz uma configuração de baixa densidade em comparação com o ambiente real das cidades.

Por outro lado, o cenário simplificado ao não considerar o arranjo dos edifícios dentro da quadra, trata a quadra como um *bluffy body* e assim produz uma configuração mais densa em comparação às cidades reais. Por exemplo, a cobertura média da superfície (*SC* ou λ_p) nos cenários idealizados foi de 30%, no simplificado foi de 80%, enquanto nas cidades reais foi de 60%. O *FAR* médio nos cenários idealizados foi de 2,4, no simplificado foi de 7, enquanto nas cidades reais foi de 5. Pode-se concluir que, os cenários idealizados tendem a subestimar os valores, enquanto os cenários simplificados tendem a superestimar.

Igualmente importantes são as métricas usadas para caracterizar as configurações. Os estudos da literatura comumente aplicam λ_p e λ_f para caracterizar uma densidade de região. A área frontal λ_f correlaciona a área construída com a altura do edifício; nos cenários idealizado, simplificado e real, os valores para essa variável têm valores semelhantes (0,24, 0,22 e 0,17, respectivamente). Apesar de possuírem valores de λ_f muito semelhantes, os valores de FAR para esse tipo de cenário foram significativamente distintos. Por esse motivo, o λ_f não expressa o volume construído, levando a uma má interpretação da densidade da região. Portanto, o *FAR* associado ao *SC* fornece uma representação de densidade mais precisa.

Vale ressaltar que os índices urbanos são empregados nos quarteirões da cidade para controlar a área construída. Além disso, o desenho geométrico das tipologias de cada quadra possui

características específicas que aumentam a dificuldade em manter os valores exatos dos índices urbanos.

3.4. DESCRIÇÃO DAS GEOMETRIAS REPRESENTATIVAS PARA SIMULAÇÃO

Com base nas análises apresentadas nas seções anteriores foram definidas as tipologias de quadra mais representativas a serem investigadas, que são: *single-block* (bloco), *detached buildings* (prédios separados), *central courtyard* (pátio central), *inner courtyards* (pátios internos), e *row* (barra). Estas tipologias representam disposições diferentes de afastamentos frontal[1], lateral e de fundos. Na tipologia *single-block* há apenas o afastamento frontal; nos *detached buildings* há o afastamento frontal, lateral e de fundos; nos pátios (central e internos) há o afastamento de fundos; no *row* há os afastamentos frontal e de fundos.

Para descrever as geometrias simuladas são utilizadas as métricas mais comuns na literatura e no planejamento urbano. As métricas utilizadas são razão da área do plano (λ_p), razão da área frontal (λ_f), relação de aspecto do cânion (*H/W*), altura do edifício (*H*) e os índices urbanísticos *FAR* (coeficiente de aproveitamento) e *SC* (taxa de ocupação). No presente estudo, os valores dos índices são fixos para a quadra, da mesma forma que acontece no planejamento urbano. Por outro lado, a maioria dos estudos da literatura define as métricas para toda a configuração, incluindo as ruas. No entanto, os valores aqui apresentados mantêm a semelhança com os valores da literatura, descontando a área das ruas.

Como metodologia de análise da influência da tipologia e das métricas utilizadas em planejamento urbano sobre a qualidade do ar no nível dos pedestres, propõe-se a realização de análises divididas em 2 etapas. Na primeira etapa, serão simulados os casos básicos que representam as 6 tipologias definidas como representativas do tecido urbano, mantendo-se os índices urbanísticos constantes (*H*, *FAR* e *SC*). Na segunda etapa, serão simulados os casos com modificados, onde os valores dos índices urbanísticos (*H*, *FAR* e *SC*) serão modificados dentro de suas faixas típicas de variação levantadas pelos estudos de literatura e estudos empíricos nas 08 cidades analisadas para três tipologias dos casos básicos, somando mais 6 casos.

[1] Afastamento frontal: distância entre a testada do lote e o início da edificação. Sendo a testada a parte do lote voltada para a rua. Dessa forma, os terrenos de esquina têm duas testadas.

Na primeira etapa da análise, para a amostra de cidades reais, os valores médios das cidades europeias foram adotados como referência, por apresentar um arranjo tipo-métrico identificável, visto que todas as cidades listadas apresentam os mesmos valores de índices urbanos e, embora as dimensões dos blocos de cidades não sejam diretamente correspondentes, as métricas ainda são semelhantes. Assim, os casos básicos referem-se as tipologias *single-block* (bloco), *detached buildings* (prédios separados), *central courtyard* (pátio central), *inner courtyards* (pátios internos), e *row* (barra). Os valores dos índices urbanos empregados para estas tipologias seguem as cidades selecionadas, neste caso, *FAR* igual a 5, *SC* de 80% e 18 metros de altura. Segundo Eifer; LSE *cities* (2011), os valores de *FAR* para cidades europeias variam entre 1,5 – 5,2, os valores de *SC* entre 50% e 75%; e altura média de 18-21m. Além disso, de acordo com Yang et al. (2019) valores de *FAR* acima de 4 constituem configurações de alta densidade. Dessa forma, os valores para os índices urbanísticos dos casos básicos representam cidades consideradas de média-alta densidade. Busca-se a partir do emprego destes índices estudar cenários comuns em cidades reais e fundamentado nos resultados iniciais explorar sequencialmente cenários com variações dos valores para os índices urbanísticos.

O tecido urbano sugerido possui quarteirões de 95 × 141 m e ruas com largura de 12 m. O *SC* nas seções anteriores foi calculado somando as ruas, sendo que a área das ruas representa cerca de 20% da área total do plano. Observa-se que as ruas representam áreas não construídas, quando considerada a quadra como área total, ou seja, sem considerar a área das ruas, a taxa de ocupação aumenta, pois tem menos área livre em relação a área total. Por esse motivo, o *SC* estimado para a quadra deve aumentar 20% dos valores médios. Estes cinco casos representam os casos denominados básicos.

Os cinco casos apresentam os mesmos valores para os índices urbanísticos, de forma a manter a similaridade na geometria e analisar a influência da tipologia da quadra. A diferença entre os cinco cenários é a disposição dos edifícios na quadra, que leva a diferentes tipologias. Para ilustrar, a Figura 3.7 mostra a descrição do tecido urbano e as cinco tipologias de quadra. Além disso, a Tabela 3.4 apresenta os valores dos índices urbanísticos para as tipologias. Embora as cinco tipologias adotem os mesmos valores de índices como base, o desenho geométrico de cada quadra tem características particulares. Os espaços entre os prédios dentro da quadra levam a diferentes proporções de área frontal e proporções de cânions.

Tabela 3-4 - Definição dos valores para as métricas das quadras

Caso	Tipologia da quadra	λ_p	λ_f	H/W		FAR	SC (%)	H (m)
				P_1	P_2			
01	*Single-block*	0.83	0.18	0.8	0.8	5	83	18
02	*Detached buildings*	0.83	0.17	1	1	5	83	18
03	*Central Courtyard*	0.83	0.19	1.5	1.5	5	84	18
04	*Inners courtyard*	0.83	0.19	1.5	1.5	5	84	18
05	*Row*	0.83	0.19	0.8	1.5	5	84	18

Legenda: FAR – *floor area ratio* / coeficiente de aproveitamento; SC – *surface coverage* / taxa de ocupação; H – *height* / altura; P_1 – paralelo ao vento; P_2 – perpendicular ao vento

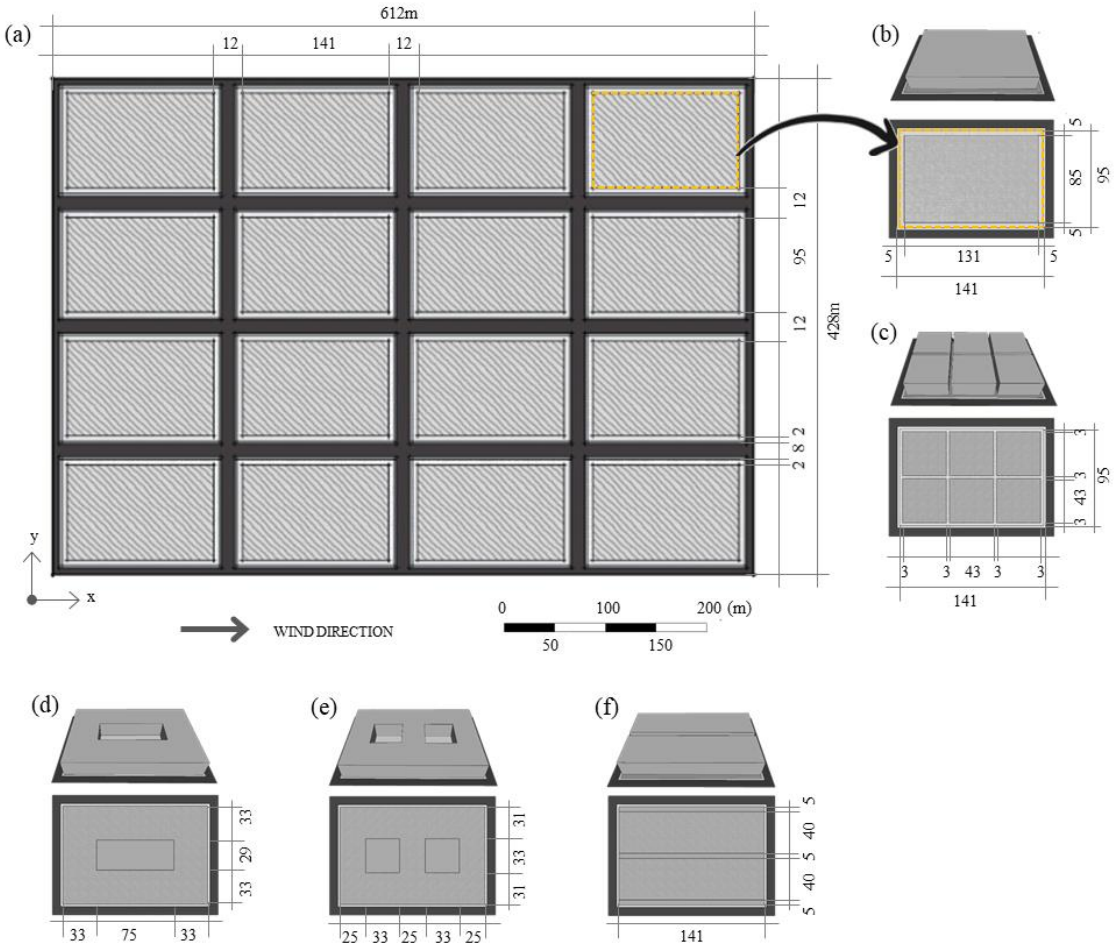


Figura 3.7 - (a) Tecido urbano; Tipologia da quadra: (b) *single-block*; (c) *detached buildings*; (d) *central courtyard*; (e) *inners courtyard*; (f) *row*

Na segunda etapa da análise, de forma a investigar o impacto dos índices urbanísticos na dispersão de poluentes, foram delineados casos modificados dos casos básicos. Os índices urbanísticos são comumente empregados como forma de regular a forma da cidade. O planejamento urbano costuma usar os índices FAR, SC e altura para conduzir o crescimento da cidade. Notavelmente, o índice mais comum é a altura do edifício, amplamente discutida em vários artigos (Du et al., 2018, exemplos). Além disso, para o planejamento urbano, a altura do

edifício (*H*) é geralmente estabelecida para atingir um valor *FAR*, regulando assim a densidade construída.

Em resumo, para alcançar um *FAR* específico, existem duas formas comuns para projetar a geometria urbana: aumentar o *SC* e diminuir a altura do edifício, ou diminuir o *SC* e aumentar a altura do edifício. Portanto, é importante investigar o efeito dessas estratégias de planejamento na concentração de poluentes. Além disso, é fundamental entender o impacto dessas estratégias em diferentes tipologias de quadras.

Nessas circunstâncias, foram selecionadas três tipologias de quadra dos casos iniciais para explorar para cada tipologia duas estratégias diferentes de desenho. Parte-se da premissa que a distribuição da permeabilidade na quadra é um fator importante para a dispersão de poluentes (An et al., 2019). Por esse motivo, as tipologias selecionadas representam uma distribuição de permeabilidade distinta. Assim, as tipologias de quadras investigadas são *single-block*, *detached buildings* e *central courtyard*. Na primeira estratégia, aumenta-se a altura dos edifícios para 36m mantendo a *SC*; na segunda, aumenta-se a altura dos edifícios para 36m reduzindo a *SC* (Figura 3.8). A Figura 3.9 ilustra a descrição dos casos derivados. Portanto, o estudo compreende 6 tipologias e 12 diferentes configurações urbanas no total.

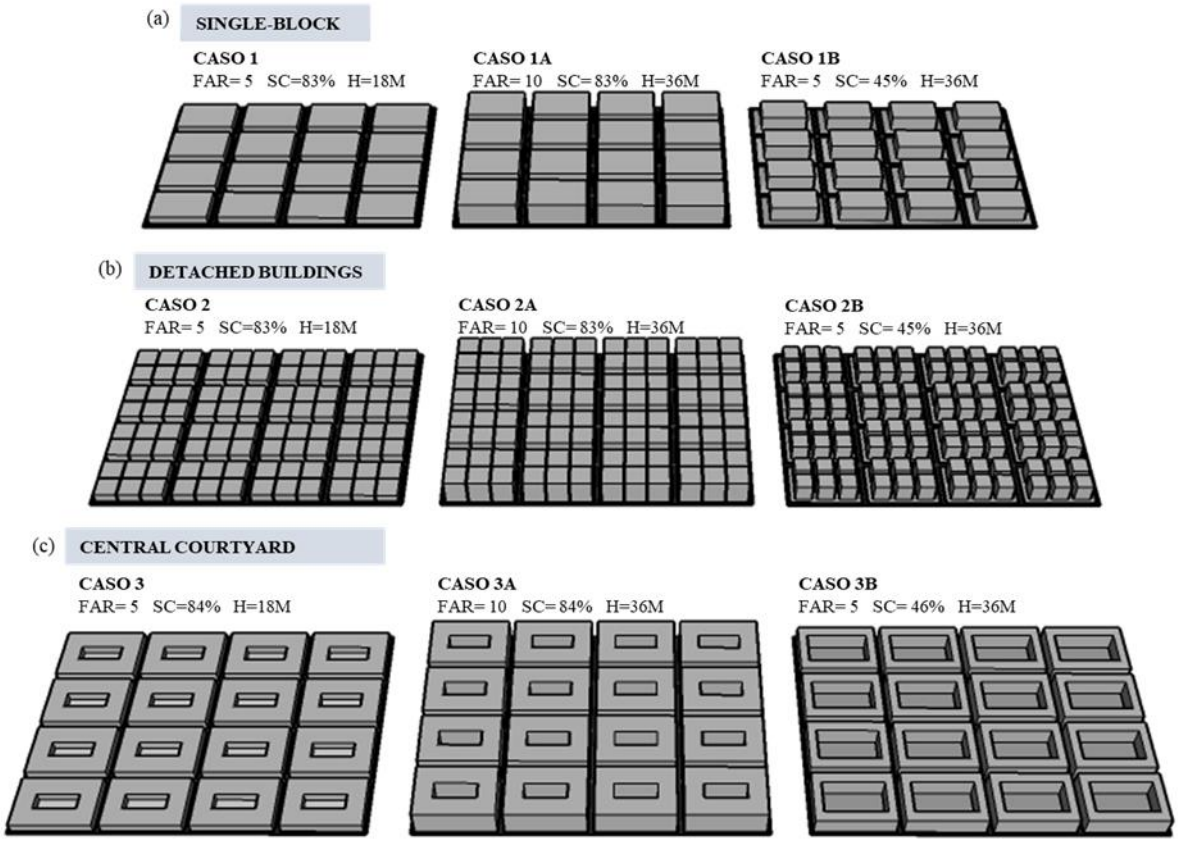
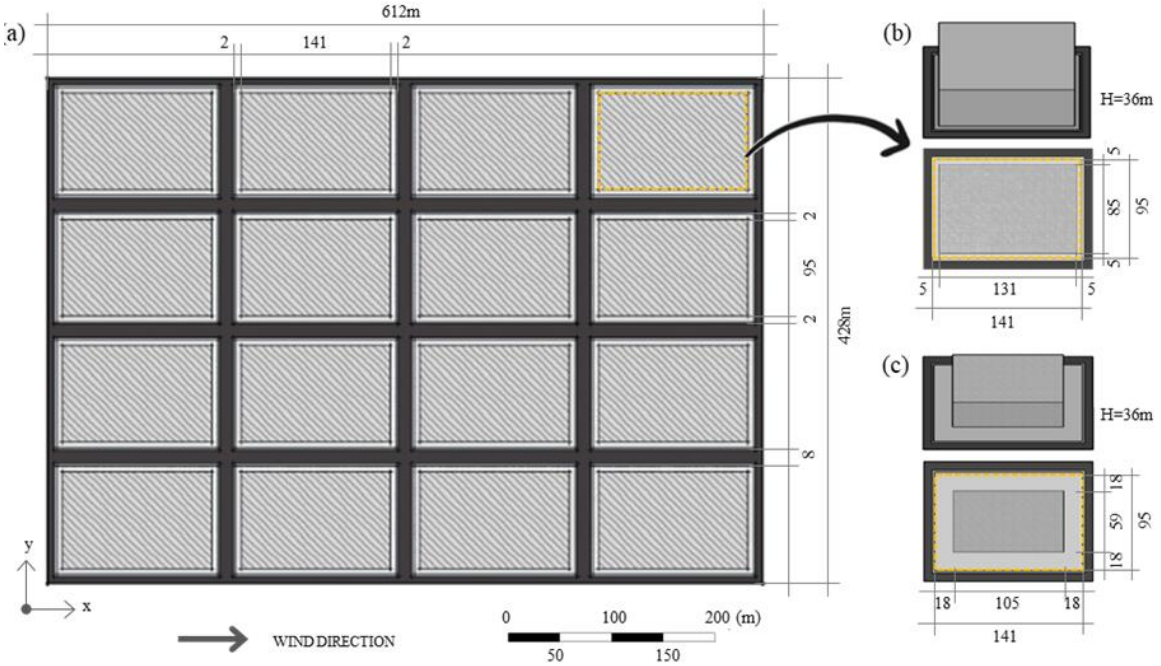


Figura 3.8 - Derivação dos cenários básicos para as tipologias (a) *Single-block*: casos 1, 1A e 1B; (b) *Detached buildings:* casos 2, 2A e 2B; (c) *Central courtyard*: casos 3, 3A e 3B



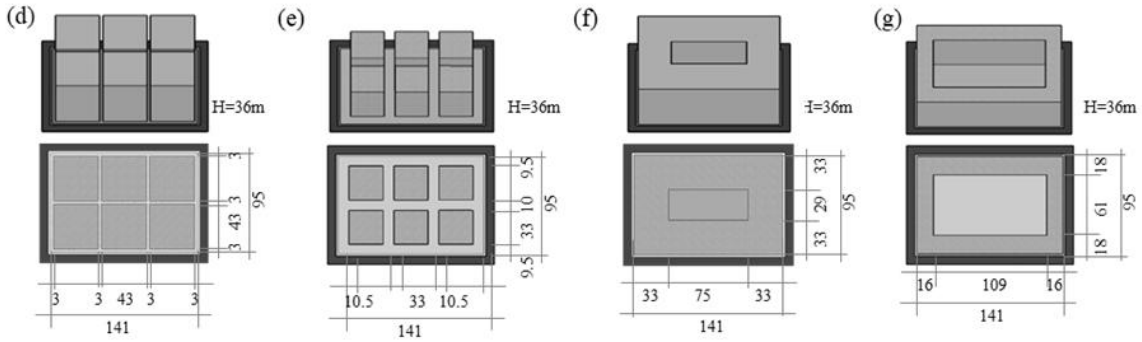


Figura 3.9 - (a) Tecido urbano e; Tipologia da quadra para os casos *Single-block* (b) 1A, (c) 1B; *Detached buildings*; (d) 2A, (e) 2B; *Central courtyard* (f) 3A, (g) 3B

A Tabela 3.5 compila todos os casos a serem simulados e suas respectivas métricas.

Tabela 3-5 - Definição dos valores das métricas para os 12 casos

TIPOLOGIA DA QUADRA	CASO	λ_p	λ_f	H/W		FAR	SC (%)	H (m)
				P_1	P_2			
Single-block	1	0.83	0.18	0.8	0.8	5	83	18
	1A	0.83	0.35	1.6	1.6	10	83	36
	1B	0.45	0.28	0.8	0.8	5	45	36
Detached buildings	2	0.83	0.17	1	1	5	83	18
	2A	0.83	0.35	2	2	10	83	36
	2B	0.45	0.27	1	1	5	45	36
Central Courtyard	3	0.84	0.19	1.5	1.5	5	84	18
	3A	0.84	0.38	3	3	10	84	36
	3B	0.46	0.38	3	3	5	46	36
Inners courtyard	4	0.83	0.18	0.8	0.8	5	83	18
Row	5	0.83	0.17	1	1	5	83	18

Legenda: FAR – *floor area ratio* / coeficiente de aproveitamento; SC – *surface coverage* / taxa de ocupação; H – *height* / altura; P_1 – paralelo ao vento; P_2 – perpendicular ao vento

CAPÍTULO 4

SIMULAÇÃO NUMÉRICA

1 INTRODUÇÃO

2 REVISÃO DE LITERATURA

3 TIPOLOGIAS E MÉTRICAS

4 **SIMULAÇÃO NUMÉRICA**

5 RESULTADOS

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

4.1. MODELAGEM MATEMÁTICA

4.1.1. Modelagem da turbulência

4.1.1.1.Modelo K-ωSST

4.1.1.2. Abordagem URANS

4.1.2. Geometria do domínio computacional e condições de contorno

4.2. MODELAGEM NUMÉRICA

4.3. VALIDAÇÃO DO MODELO

4. SIMULAÇÃO NUMÉRICA

Neste capítulo são descritas as abordagens matemáticas e numéricas empregadas para a simulação do escoamento e dispersão de poluente nas regiões urbanas definidas com base nos resultados apresentados no capítulo anterior. O capítulo está dividido em 3 seções principais. A Seção 4.1 apresenta a modelagem matemática empregada para representar o fenômeno físico. A Seção 4.2 descreve os métodos numéricos empregados na solução das equações governantes descritas na Seção 4.1. A Seção 4.3 descreve os procedimentos empregados para validação do modelo numérico de simulação proposto. Os procedimentos metodológicos são distribuídos em quatro etapas principais (Figura 4.1), a saber:

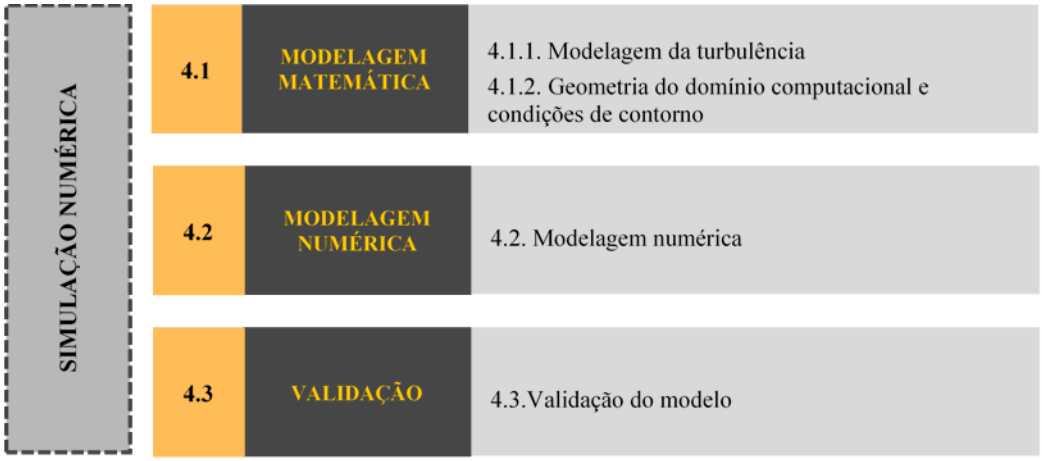


Figura 4.1 - Descrição dos procedimentos metodológicos

4.1. MODELAGEM MATEMÁTICA

O escoamento de um fluido e a dispersão de poluentes na atmosfera são governados pelas equações de conservação da massa, quantidade de movimento, energia e espécie química:

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \frac{\partial \rho U_i}{\partial x_i} = 0 \qquad \text{[Eq. 4]}$$

$$\frac{\partial \rho U_I}{\partial t} + \frac{\partial (\rho U_i U_j)}{\partial_{xj}} = \frac{\partial \tau_{ij}}{\partial_{xj}} - \rho g \delta_{2i} \qquad \text{[Eq. 5]}$$

$$\tau_{ij} = 2\mu_{lam} S_{ij} - \left(p + \frac{2}{3}\mu_{lam}\frac{\partial U_k}{\partial x_k}\right)\delta_{ij} \qquad \text{[Eq. 6]}$$

$$\frac{\partial \rho e}{\partial t} + \frac{\partial \rho U_i e}{\partial x_i} = \frac{\partial}{\partial x_i}\left(k_c \frac{\partial T}{\partial x_i}\right) + \varphi + \left(\frac{\partial \rho}{\partial t} + U_i \frac{\partial \rho}{\partial x_i}\right) + F_H$$

[Eq. 7]

$$\frac{\partial \rho c}{\partial t} + \frac{\partial \rho U_i c}{\partial x_i} = \frac{\partial}{\partial x_i}\left(\rho D_m \frac{\partial_C}{\partial x_i}\right) + M$$

[Eq. 8]

Onde,
x_i são coordenadas cartesianas,
U_i é a componente instantânea da velocidade na direção i [Lt^{-1}],
p é a pressão [$mL^{-1}\ t^{-2}$], c é a concentração de contaminante [m/m],
ρ é a massa específica [mL^{-3}],
μ, a viscosidade molecular do fluido [$mL^{-1}\ t^{-1}$],
c_p, calor específico a pressão constante [$L^2t^{-2}\ T^{-1}$]
K_c, condutividade térmica do ar [$Mlt^{-1}\ t^{-3}$]
D_m é a difusividade molecular do contaminante no fluido [$L^2\ t^{-1}$].
F_H, fontes de energia [$mL^{-1}\ t^{-3}$]
M, massa de um contaminante [$mt^{-1}\ L^{-3}$]
φ é a dissipação viscosa da energia [$mL^{-1}\ t^{-3}$]
Com as dimensões descritas segue [m] massa, [L] comprimento, [t] tempo e [T] temperatura.

Neste trabalho considera-se o fluido newtoniano e incompressível para condições de atmosfera neutra. A consideração de atmosfera neutra é feita para fins de simplificação da modelagem. Apesar das condições de estabilidade influenciarem no escoamento, essas aumentam a complexidade à modelagem computacional. Visto que o foco deste trabalho são efeitos da geometria urbana sobre o escoamento e dispersão de poluentes no interior do dossel urbano, para a simplificação do modelo e redução do esforço computacional, os efeitos do empuxo térmico causados pelas variações diárias de temperatura não serão avaliados na presente pesquisa.

As variações de temperatura na atmosfera estão relacionadas não apenas aos processos de troca de calor na atmosfera, mas também ligadas à variação vertical de densidade. Para considerar o escoamento na camada superficial como incompressível, a equação de conservação de energia pode ser reescrita utilizando uma susbstituição das variáveis, ao invés de usar a temperatura (T) reescreve-se a equação em termos da temperatura potencial θ (SANTOS, 2000), que é definida como a temperatura que a parcela teria se fosse expandida ou comprimida adiabaticamente, ou seja, sem troca de calor, de seu estado real de pressão e temperatura para uma pressão padrão (geralmente 1 atm). Esta substituição das variáveis é muito importante, pois permite que na

condição de atmosfera neutra não seja necessário resolver a equação de energia devido ao fato de que $\frac{\partial \bar{\theta}}{\partial Z} = 0$ nesta condição de estabilidade atmosférica.

Assim, as equações de conservação de massa e da quantidade de movimento são descritas como:

(i) Equação da conservação de massa

$$\frac{\partial U_i}{\partial x_i} = 0 \qquad \text{[Eq. 9]}$$

(ii) Equação da conservação da quantidade de movimento

$$\rho \frac{\partial U_i}{\partial x_j} + \rho \frac{\partial U_i U_j}{\partial x_j} = \frac{\partial \tau_{ij}}{\partial x_j} \qquad \text{[Eq. 10]}$$

Onde o termo τ_{ij} é definido na forma:

$$\tau_{ij} = 2\mu S_{ij} - p\delta_{ij} \qquad \text{[Eq. 11]}$$

e

$$S_{ij} = \frac{1}{2}\left(\frac{\partial U_i}{\partial x_j} + \frac{\partial U_j}{\partial x_i}\right) \qquad \text{[Eq. 12]}$$

(iii) Equação da conservação de espécie química:

$$\rho \frac{\partial c}{\partial t} + \rho \frac{\partial U_i c}{\partial x_i} = \rho \frac{\partial}{\partial x_i}\left(D_m \frac{\partial_C}{\partial x_i}\right) + M \qquad \text{[Eq. 13]}$$

Neste trabalho considera-se o fluido newtoniano e incompressível para condições de atmosfera neutra. A consideração de atmosfera neutra é feita para fins de simplificação da modelagem. Apesar das condições de estabilidade influenciarem no escoamento, essas aumentam a complexidade à modelagem computacional. Visto que o foco deste trabalho são efeitos da geometria urbana sobre o escoamento e dispersão de poluentes no interior do dossel urbano, para a simplificação do modelo e redução do esforço computacional, os efeitos do empuxo térmico causados pelas variações diárias de temperatura não serão avaliados na presente pesquisa.

As variações de temperatura na atmosfera estão relacionadas não apenas aos processos de troca de calor na atmosfera, mas também ligadas à variação vertical de densidade. Para considerar o escoamento na camada superficial como incompressível, a equação de conservação de energia

pode ser reescrita utilizando uma susbstituição das variáveis, ao invés de usar a temperatura (T) reescreve-se a equação em termos da temperatura potencial θ (SANTOS, 2000), que é definida como a temperatura que a parcela teria se fosse expandida ou comprimida adiabaticamente, ou seja, sem troca de calor, de seu estado real de pressão e temperatura para uma pressão padrão (geralmente 1 atm). Esta substituição das variáveis é muito importante, pois permite que na condição de atmosfera neutra não seja necessário resolver a equação de energia devido ao fato de que $\frac{\partial \bar{\theta}}{\partial Z} = 0$ nesta condição de estabilidade atmosférica.

4.1.1. Modelagem da turbulência

Na mecânica de fluidos, turbulência é um regime de fluido caótico, caracterizado por alterações de propriedades de natureza estocástica. Como já mencionado o escoamento na atmosfera é praticamente sempre turbulento. As equações de conservação na forma acima, são válidas para a solução do escoamento em regime laminar ou turbulento. Entretanto, para simular escoamentos turbulentos as equações governantes precisam ser resolvidas com elevada resolução espacial e temporal, possuindo resolução suficiente para representar as variações de velocidade e pressão que ocorrem durantes as flutuações turbulentas.

Desta forma, para representar escoamentos turbulentos existem três principais abordagens: Simulação Numérica Direta (DNS), Simulação de Grandes Escalas (LES) e Modelos baseados nas Equações Médias de Reynolds (RANS). O uso da DNS requer a solução das equações governantes com elevada resolução espacial e temporal, resolvendo todas as escalas de flutuações turbulentas. Por consumir recursos computacionais fora da realidade atual dos computadores, torna-se infactível e é usado restritamente a escoamentos com geometrias simples e baixos números de Reynolds. Já os modelos em LES resolvem as grandes escalas do escoamento turbulento diretamente e as pequenas escalas são modeladas através de um modelo de submalha, no entanto os recursos computacionais requeridos para a LES são bastante dispendiosos e assim outras técnicas para descrever a turbulência são necessárias.

Devido às restrições relacionadas ao esforço computacional requerido, a abordagem mais empregada atualmente é baseada nas médias de Reynolds ou *Reynolds-Avereged Navier-Stokes* (RANS). Reynolds, em 1895, propôs um tratamento estatístico para a solução de escoamentos turbulentos. Este tratamento consiste na aplicação da decomposição das propriedades

envolvidas, na forma de valores médios e suas flutuações, nas equações de conservação da quantidade de movimento. As equações de RANS governam as médias da velocidade e pressão, o que simplifica a resolução do problema uma vez que estas grandezas variam suavemente no tempo e espaço. Sendo assim são escritos o valor instantâneo da velocidade e de qualquer variável escalar genérica φ da seguinte forma:

$$U_{i=}\overline{U}_i + u_i$$
$$\varphi = \bar{\varphi} + \varphi' \qquad \text{[Eq. 14]}$$

Após a substituição das variáveis nas equações de conservação pelas suas quantidades médias mais flutuações, as equações são integradas em um intervalo de tempo Δt, suficientemente grande para incorporar as flutuações de turbulência[2].

Dessa forma, as variáveis do problema são descritas em função da média temporal e flutuação instantânea representado por $U' e\ p'$ para velocidade e pressão, resultantes dos efeitos turbulentos.

$$U = \overline{U} + U' \quad e\, p = \bar{p} + p' \qquad \text{[Eq. 14]}$$

Substituindo as variáveis decompostas, as equações de conservação de massa e quantidade de movimento podem ser reescritas da forma das equações 12 e 14.

$$\frac{\partial \overline{U}_i}{\partial x_i} = 0 \qquad \text{[Eq. 15]}$$
$$\rho \frac{\partial \overline{U}_i}{\partial t} + \rho \frac{\partial \left(\overline{U}_i \overline{U}_j\right)}{\partial_{xj}} = \frac{\partial \tau_{ij}^{turb}}{\partial_{xj}} + \frac{\partial \tau_{ij}}{\partial_{xj}} \qquad \text{[Eq. 16]}$$
$$\rho \frac{\partial (\overline{U}_i \bar{c})}{\partial x_i} = \frac{\partial}{\partial x_i}\left[\frac{\mu_{turb}}{\rho_o \sigma_c}\frac{\partial \bar{c}}{\partial x_i}\right] + \frac{M}{\rho_o} \qquad \text{[Eq. 17]}$$

Onde, σ_c é constante dada empiricamente segundo Launder e Spalding (1974), igual a 0,77.

A consequência do processo de decomposição de escalas e da transformação das equações originais em equações médias é o aparecimento de um tensor adicional, conhecido como tensor de Reynolds, na forma matricial:

[2] Para escoamentos transientes, a abordagem RANS não considera uma média no tempo e sim a média de diversas repetições do fenômeno (*ensemble average*).

$$\tau_{ij}^{turb} = -\begin{bmatrix} \overline{U'_1U'_1} & \overline{U'_1U'_2} & \overline{U'_1U'_3} \\ \overline{U'_2U'_1} & \overline{U'_2U'_2} & \overline{U'_2U'_3} \\ \overline{U'_3U'_1} & \overline{U'_3U'_2} & \overline{U'_3U'_3} \end{bmatrix}$$

[Eq. 18]

No Tensor de Reynolds, na forma matricial, os elementos da diagonal (*i*=*j*) representam os componentes de tensão normal e os elementos fora da diagonal representam as tensões cisalhantes. Aplicando a média de Reynolds nas equações de conservação aparecem correlações envolvendo flutuações da velocidade na equação do movimento médio e a modelagem da turbulência é reduzido ao cálculo do tensor das tensões de Reynolds e dos outros fluxos turbulentos.

Após a integração da média de Reynolds existem mais variáveis que equações. São definidas as equações para as quantidades físicas principais tais como velocidade, concentração e energia, porém não existem equações para os fluxos turbulentos. Desta forma, é necessário um novo conjunto de equações que relacione as grandezas médias às grandezas instantâneas. Este procedimento, além de aumentar o número de equações diferenciais a resolver, faz surgir novas incógnitas, o que faz com que o número de incógnitas se mantenha maior que o de equações, e o sistema permaneça em aberto, em turbulência isto é conhecido como o problema do fechamento. Assim, torna-se necessário utilizar um número finito de equações e aproximar as variáveis desconhecidas em termos de quantidades conhecidas.

Existem diversas formas de modelar os termos que surgem da integração proposta pelas equações médias de Reynolds, sendo a abordagem mais comum a analogia de Boussinesq, que define uma viscosidade turbulenta para tratar τ_{ij}^{turb}. Nesta abordagem, os modelos mais amplamente empregados são os modelos de duas equações como o *k*–ε e *k*–ω. O modelo *k*–ω apresenta como vantagem em relação ao modelo *k*–ε o tratamento perto da parede. Assim, o modelo se adapta melhor aos escoamentos complexos e apresenta resultados mais precisos na região próxima à parede. Assim, tendo em vista, que objeto de estudo é a região entre edifícios na altura do pedestre, neste trabalho será utilizada a formulação baseada no modelo *k*–ω SST.

4.1.1.1. Modelo k-ω SST

O modelo *k*–ω é um modelo de turbulência de duas equações usado como um fechamento para as equações de RANS. O modelo tenta prever a turbulência por duas equações diferenciais parciais para duas variáveis, *k* e ω, sendo a primeira variável a energia cinética de turbulência (*k*), enquanto a segunda (ω) é a taxa específica de dissipação (da energia cinética de turbulência *k* em energia térmica interna).

O modelo *k*-ω SST (*Shear Stress Transport*), desenvolvido por Menter (1994) foi projetado para dar maior precisão às previsões de separação de escoamento sob gradientes adversos de pressão, incluindo os efeitos de transporte introduzidos de viscosidade turbulenta. Para fins de análise do escoamento de ar, Yuan et al. (2014; 2019) concluíram que o modelo *k*-ω SST de Menter é uma boa ferramenta no planejamento urbano para dispersão de poluentes do ar devido ao baixo custo computacional e à precisão adequada dos resultados.

Ademais, a variação SST é um modelo de turbulência amplamente utilizado, onde também são utilizadas duas equações, combina o modelo k- ω e o modelo k-ε, de tal modo que o *k*-ω é usado na região interna da camada limite e muda para K- ε no fluxo de cisalhamento livre. Dessa forma, é feita a adição de um termo na Equação 20 da difusão ω e uma função específica que permite a validade das equações nas zonas próximas à parede ou distantes [Equação 20].

$$\frac{\partial k}{\partial t} + \overline{u_j}\,\frac{\partial k}{\partial x_j} = P_k - \beta^* k\omega Y_k + \frac{\partial}{\partial x_j}\left[(v + \sigma_k v_T)\frac{\partial k}{\partial x_j}\right] \qquad \text{[Eq. 19]}$$

$$\frac{\partial(\omega)}{\partial t} + \overline{u_j}\,\frac{\partial \omega}{\partial x_j} = \alpha S^2 - \beta\omega^2 + \frac{\partial}{\partial x_j}\left[(v + \sigma_\omega v_T)\frac{\partial \omega}{\partial x_j}\right] + 2(1 - F_1)\sigma_{\omega 2}\frac{1}{\omega}\frac{\partial k}{\partial x_i}\frac{\partial \omega}{\partial x_i} \qquad \text{[Eq. 20]}$$

Onde,
P_k é a produção de energia cinética turbulenta por tensão de cisalhamento,
ω é a taxa de dissipação,
Y_k é a dissipação de *k* devida a turbulência,
σ_k e σ_ω são os números turbulentos do Prandtl para *k* e ω,
F_1 é a blending function,
β é a constante empírica do modelo.

4.1.1.2. Abordagem URANS

Ao se considerar as taxas de emissão de poluentes, direção e velocidade do vento incidente na região urbana como constantes, o escoamento descrito na seção anterior é essencialmente em regime permanente, visto que não ocorre variação das condições de contorno. Entretanto, a presença de diversos obstáculos robustos (*bluff bodies*) na morfologia urbana pode levar ao desprendimento periódico de vórtices de seus vértices (*vortex shedding*), gerando movimentos periódicos de baixa frequência que não são adequadamente capturados por simulações permanentes com abordagens RANS (IACCARINO et al., 2003; MANNINI et al., 2010). Este comportamento faz com que simulações permanentes com abordagens RANS, muitas vezes, não obtenham bons resultados, fazendo com que simulações transientes com abordagens RANS (*unsteady*-RANS ou URANS) sejam mais adequadas (TOMINAGA; STATHOPOULOS, 2017). A Figura 4.2 mostra a variação periódica de velocidade lateral no entorno de um obstáculo isolado, caracterizando flutuações periódicas de baixa frequência.

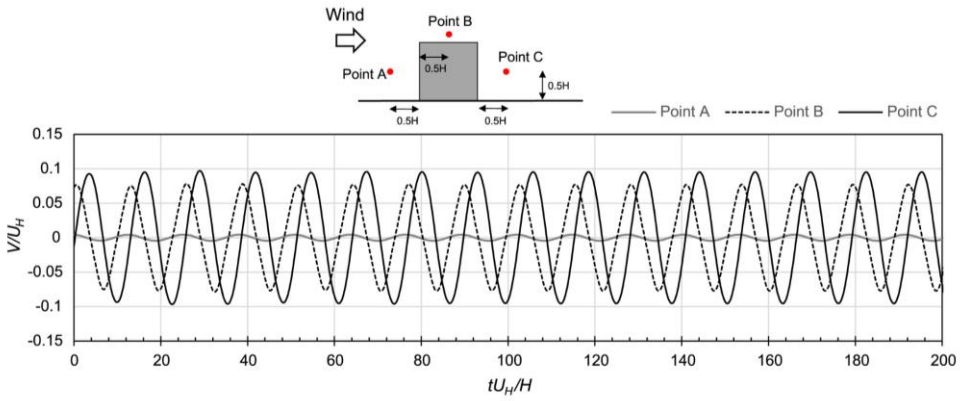


Figura 4.2 - Série temporal da velocidade lateral do escoamento em diversos pontos ao redor de um obstáculo isolado, obtido por Tominaga et al. (2017) por meio de simulação URANS
Fonte: Tominaga et al. (2017)

Neste trabalho, será utilizada uma abordagem URANS para a simulação do escoamento. Neste caso a formulação matemática é baseada em uma solução transiente das equações RANS. O escoamento transiente evolui por tempo suficiente até que um regime periódico seja observado. Após atingir o regime periódico, é iniciada uma integração para o cálculo de variáveis médias com o tempo do escoamento. O tempo de integração deve ser suficientemente longo para permitir a realização de diversos ciclos periódicos do escoamento, permitindo que as variáveis médias calculadas sejam realmente representativas do escoamento. Usualmente, o tamanho do intervalo de tempo de integração necessário para atingir médias representativas é centenas de

vezes maior que a escala de tempo característica do escoamento. Por exemplo, Tominaga et al. (2017) empregou um intervalo de tempo de integração de $200H/U_H$, onde U_H é a velocidade do vento na altura dos prédios e H é a altura dos prédios. Desta forma, a abordagem URANS requer um esforço computacional significativamente maior que a abordagem baseada em simulações permanentes com abordagens RANS, porém com resultados significativamente melhores.

4.1.2. Geometria do domínio computacional e condições de contorno

O domínio computacional compreende dezesseis blocos urbanos; quatro no eixo *y* e quatro no eixo *x*. Para corresponder a um tecido urbano, ruas e calçadas separam as quadras. O conjunto de ruas entre calçadas tem 12 metros; e o tamanho da quadra é de 95 x 141m, posicionada com o menor lado no eixo *y*. Esse arranjo fornece um tamanho de domínio computacional de L_x = 612m; L_y = 428m. Na orientação *z* a altura para os casos iniciais é L_z = 216m e para os casos derivados é L_z = 378m (Figura 4.3). A altura do domínio para os casos iniciais foi fixada em 12*H*, como indicado em Castro et al. (2017), onde *H* é a altura do edifício (*H*=18m). Castro et al. (2017) aponta que uma altura de domínio de mínimo 6*H* é adequada para simulação. Sendo assim, para a redução do tempo computacional, foi adotado para os casos derivados altura de domínio igual a 10,5*H*, onde a altura dos prédios é igual 36m.

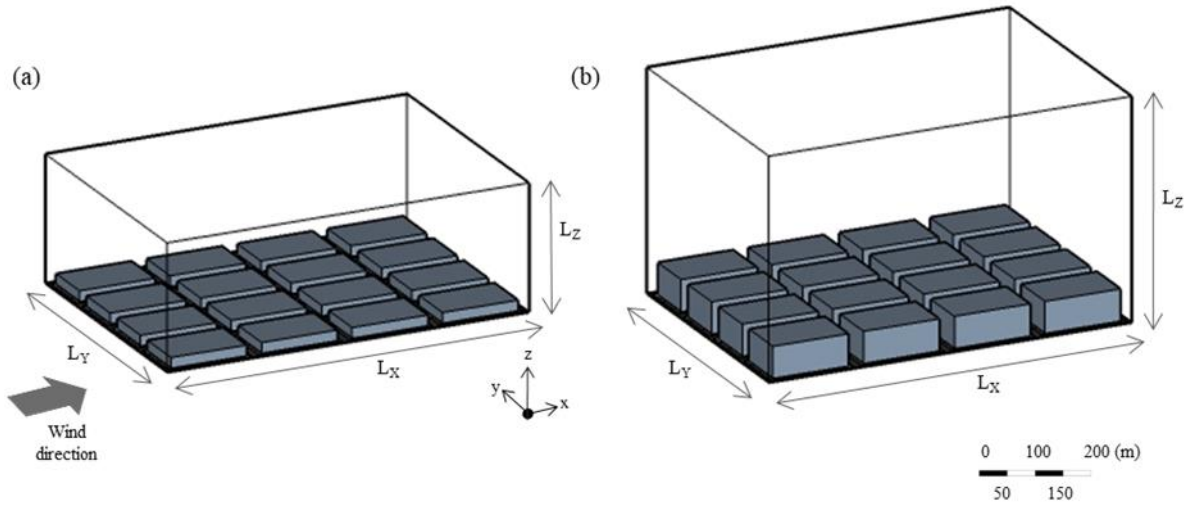


Figura 4.3 - Representação esquemática do domínio computacional empregado nas simulações (a) Domínio dos casos iniciais: *Lx*= 612m; *Ly*= 428m; *Lz*= 216m; (b) Domínio dos casos derivados *Lx*= 612m; *Ly*= 428m; *Lz*= 378m

As condições de contorno foram especificadas para as seis bordas do domínio. Na parte inferior e edifícios do domínio computacional foi aplicada a condição de parede estacionária. Na parte superior foi considerada condição de derivada nula ou deslizamento livre. Condições de

contorno periódicas (translacionais) foram impostas nas faces laterais e nas seções de entrada e saída do domínio de estudo. A condição de contorno periódica permite estudar um cenário mais amplo, reduzindo a complexidade do problema e fazendo com que o domínio de estudo represente um segmento de um grande trecho da cidade sendo simulado. Essa condição usa uma parte do cenário e aplica a periodicidade nas interfaces, o que ajuda a reduzir a malha e o tamanho do domínio computacional.

As simulações foram conduzidas para todos os casos na direção do vento a 0º, identificada em vários estudos (BUCCOLIERI et al., 2015; RAMPONI et al., 2015) como a pior condição para a dispersão de poluentes urbanos. O escoamento na direção principal é mantido por um gradiente de pressão na direção *x*, dado por:

$$\frac{\partial p}{\partial x} = -\rho \frac{u_*^2}{H_T} \qquad \text{[Eq. 21]}$$

onde, u_* é a velocidade de fricção igual a 0.134m/s e H_t is altura total do domínio.

A fonte está localizada como uma área, organizada em todas as ruas do domínio, para simular a emissão de poluentes gerados pelo tráfego. O escalar foi liberado continuamente com uma taxa de emissão constante e uniforme igual a $5{,}0\times10^{-3}$ kg/m².s, sem reação química com a mesma difusividade do ar, ou seja, o número de Schmidt do poluente é igual a 0,7.

Como descrito no capítulo anterior, foram simuladas cinco tipologias de quadra. Nos cinco casos básicos, foram mantidos constantes os valores dos índices urbanísticos *FAR*, *SC* e *H* e o número de Reynolds ($3{,}9\text{x}10^4$). Em sequência foram simuladas duas variações para três tipologias, totalizando outros seis casos. Para os casos modificados foi mantida uma mesma altura (o dobro da altura dos casos iniciais) e testadas duas variações dos índices urbanísticos *FAR*, *SC*. Totalizando assim, onze casos simulados. A descrição dos casos e suas métricas seguem na Tabela 4.1.

Tabela 4-1 - Descrição métrica dos onze casos simulados

TIPOLOGIA DA QUADRA	CASO	λ_p	λ_f	H/W		FAR	SC (%)	H (m)	Domínio Lx; Ly; Lz (m)	Malha Nº elementos
				P_1	P_2					
Single-block	1	0.83	0.18	0.8	0.8	5	83	18	612; 428;216	4.000.0000
	1A	0.83	0.35	1.6	1.6	10	83	36	612; 428; 378	6.700.0000
	1B	0.45	0.28	0.8	0.8	5	45	36	612; 428; 378	6.000.0000
Detached buildings	2	0.83	0.17	1	1	5	83	18	612; 428;216	6.200.000
	2A	0.83	0.35	2	2	10	83	36	612; 428; 378	9.000.000
	2B	0.45	0.27	1	1	5	45	36	612; 428; 378	9.200.000
Central Courtyard	3	0.84	0.19	1.5	1.5	5	84	18	612; 428;216	5.800.000
	3A	0.84	0.38	3	3	10	84	36	612; 428; 378	8.100.000
	3B	0.46	0.38	3	3	5	46	36	612; 428; 378	9.000.000
Inners courtyards	4	0.83	0.19	1.5	1.5	5	84	18	612; 428;216	5.900.000
Row	5	0.83	0.19	0.8	1.5	5	84	18	612; 428;216	5.700.000

Legenda: FAR – *floor area ratio*; SC – *surface coverage*; H – altura; P_1 – paralelo ao vento; P_2 – perpendicular ao vento

4.2. MODELAGEM NUMÉRICA

A modelagem numérica tem como objetivo possibilitar a solução das equações de Navier-Stokes aplicadas a escoamentos reais, uma vez que soluções analíticas para estas equações somente são obtidas para escoamentos simples em condições ideais. Sendo assim, as equações devem ser substituídas por aproximações algébricas e resolvidas por um método numérico. Os métodos numéricos utilizam discretização do domínio espacial e temporal para obter o valor das quantidades de interesse em pontos discretos dentro do domínio do escoamento, utilizando malhas estruturadas ou não estruturadas.

Neste trabalho a solução das equações governantes é baseada no método de volumes finitos com a utilização do software ANSYS-FLUENT. A aproximação numérica de uma equação diferencial pelo método dos volumes finitos é feita por meio da integração desta equação sobre os volumes de controle da malha utilizada para discretizar o domínio do problema. As equações governantes são integradas sobre cada volume de controle, cujo domínio espacial foi discretizado, de modo que todas as quantidades de interesse (massa, energia, quantidade de movimento e espécie química) sejam conservadas de maneira discreta sobre cada volume de controle.

A cada volume de controle dentro da malha existe um nó que está cercado por um conjunto de superfícies que compreendem o volume finito (Figura 4.4). Todas as soluções das variáveis e propriedades fluidas são armazenadas nos nós do elemento. Para a integração das equações e

conservação de massa, quantidade de movimento e energia sobre um volume de controle fixo aplica-se o Teorema de Divergência de Gauss, que possibilita a conversão de integrais de volume em integrais de superfície. As integrais de volume correspondem aos termos de fonte ou acumulação e as integrais de superfície correspondem aos fluxos que cruzam as superfícies do volume de controle.

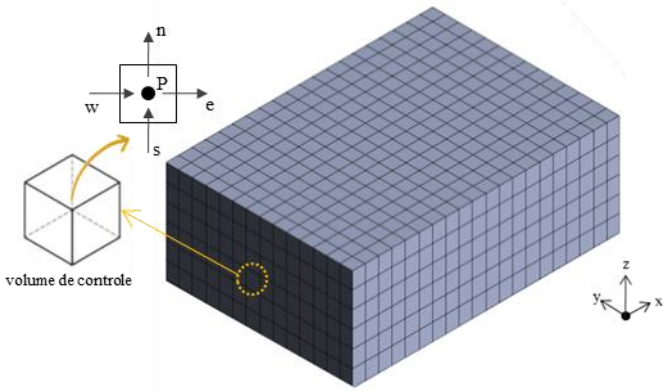


Figura 4.4 - Representação esquemática do ponto nodal no interior de um volume de controle no domínio computacional

Para resolver as equações contínuas é preciso aproximá-las numericamente usando funções discretas. Os fluxos da superfície podem ser representados discretamente por pontos de integração para a conversão da equação contínua em sua forma discreta, estes pontos são localizados no centro de cada segmento da superfície. Após a discretização das equações, elas devem ser resolvidas por um aplicativo computacional capaz de operar estas aproximações.

O ANSYS FLUENT utiliza um esquema co-localizado, no qual os valores de pressão e velocidade são armazenados no centro das células. Para calcular os valores de pressão nas faces a partir dos valores no centro das células é utilizado um esquema de interpolação utilizando os coeficientes da equação de quantidade de movimento. O algoritmo SIMPLE foi utilizado para o acoplamento pressão-velocidade. O método dos mínimos quadrados foi usado para o cálculo dos gradientes; a discretização de segunda ordem foi usada para pressão e o esquema de discretização *upwind* de segunda ordem foi usado para o momento. Para impedir que o escalar entre novamente no domínio devido às condições periódicas de contorno, uma camada de esponja foi aplicada ao campo escalar na saída do domínio.

A resolução da malha atende às diretrizes da AIJ (TOMINAGA et al., 2008) para aplicação prática de CFD ao ambiente de ventos em torno de edifícios na altura do pedestre. O domínio computacional foi discretizado usando uma malha hexaédrica estruturada; o número de

elementos para cada um dos cinco casos básicos varia de acordo com a geometria de cerca de 4.000.000 a cerca de 6.200.000 elementos. Para os seis casos modificados, o número de elementos da malha varia de 6.000.000 a cerca de 9.200.000 elementos. Tendo em vista refinar a malha perto da altura do pedestre, um dimensionamento de face foi aplicado ao solo e aos edifícios; cuja célula menor possui 1,0 metro e uma taxa de crescimento de 1,2. Além disso, uma faixa de cinco camadas (*inflation layers)* foi aplicada ao solo e aos edifícios, com a primeira camada definida com 0,06m. O tamanho da primeira camada foi definido para atingir um y^+ menor que 1, indicado para o modelo de turbulência k-ω SST. Sendo assim, para o domínio de L_z=216m são utilizadas 4 faixas de refinamento da malha (Fig. 4.5-a,b) e para o domínio de L_z= 378m, 5 faixas de refinamento (Fig. 4.5-c,d).

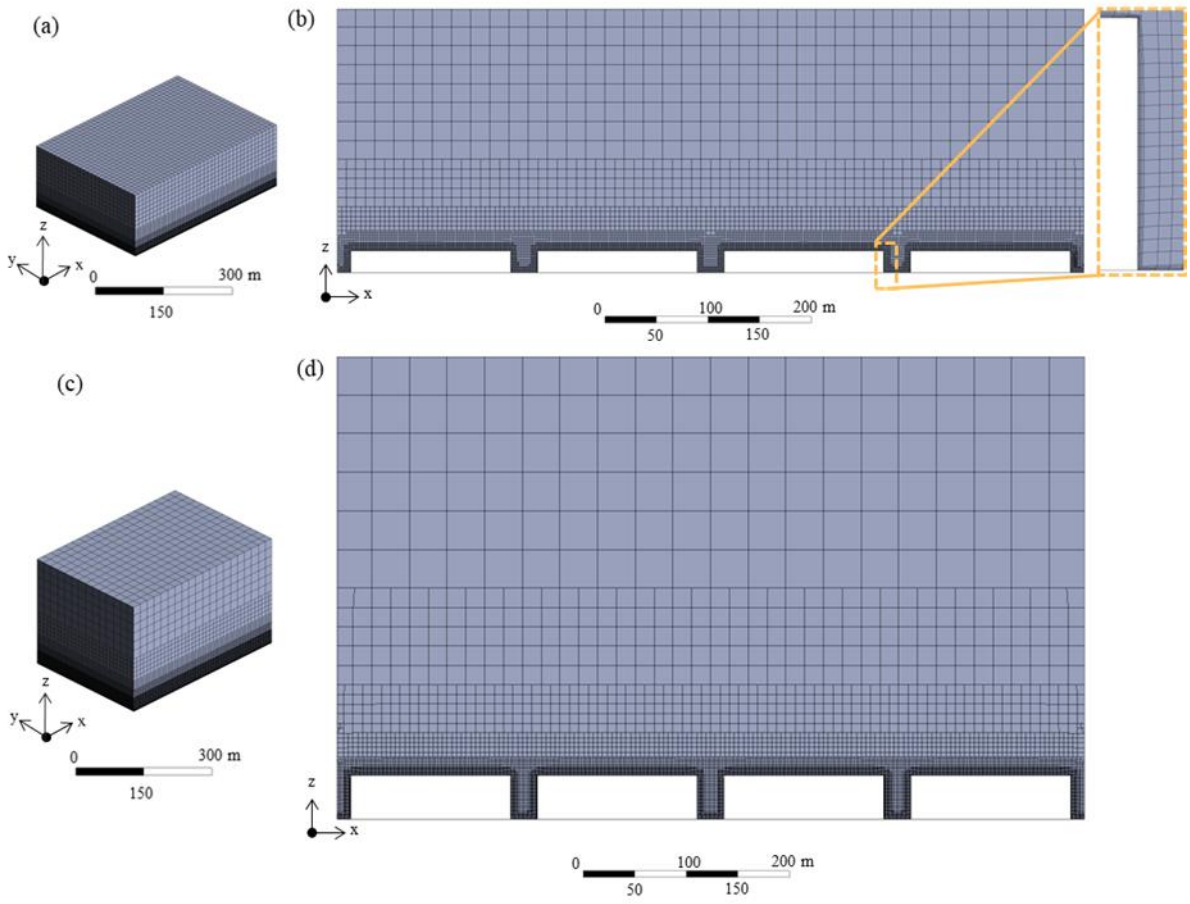


Figura 4.5 - Malha dos domínios computacionais com refinamento próximo aos prédios (a) Domínio dos casos iniciais com *Lz*=216m e (b) corte da malha cpm detalhe das *inflation layers*; (c) Domínio dos casos derivados com *Lz*= 378m e (d) corte da malha

COST (Cooperação Europeia no Campo da Pesquisa Científica e Técnica) indica que três malhas refinadas diferentes devem ser testadas (FRANKE, Jorg et al., 2007) e o número de pontos nas malhas finas deve ser pelo menos 1,5 vezes o número de pontos nas malhas grossas

em cada dimensão (FERZIGER; PERIĆ, 2002). Desta forma, a independência da malha foi verificada para o arranjo de bloco único (*single-block*) usando três tamanhos de malha diferentes: uma malha grossa (2.600.000 elementos), uma malha básica (4.000.000 elementos) e uma malha fina (6.000.000).

A Figura 4.6 mostra os resultados para a análise de sensibilidade da malha. As variáveis analisadas são a concentração normalizada de poluentes de uma linha no domínio médio a 2 metros de altura e o perfil vertical da velocidade normalizada do vento no centro do domínio. Essa é uma correspondência satisfatória entre a malha básica e a malha fina, indicando um bom comportamento de independência da malha e validando a grade básica, conforme apropriado neste estudo.

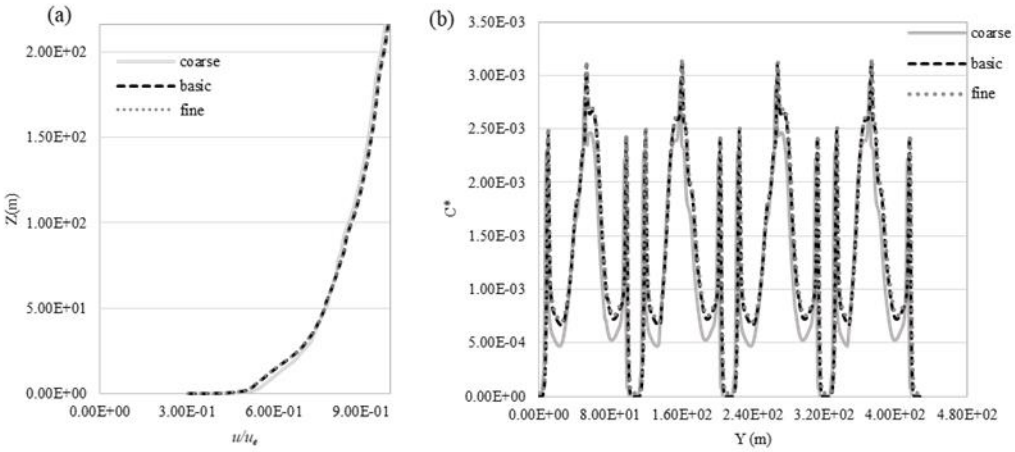


Figura 4.6 - (a) Perfis de velocidade média normalizados na direção do vento 0º e (b) Concentração média normalizada a 2m de altura no domínio meio; sob diferentes tipos de malhas

O tamanho do intervalo de tempo para discretização temporal (Δt) foi definido levando em consideração o número de estratos definido com base no número Strouhal:

$$S_t = \frac{fL}{V} \qquad \text{[Eq. 22]}$$

onde o valor característico de *St* para *Bluff Bodies* é 0,2; *f* é a frequência de desprendimento de vórtice; *L* é o comprimento característico; neste caso, a altura do edifício; e *V* é a velocidade do escoamento na altura do edifício. Como resultado, o tempo utilizado foi de $\Delta t = 0{,}5s$. O intervalo de tempo de integração para cálculos das médias das variáveis foi igual $200H/U_H$, sendo este tempo considerado somente após o escoamento atingir a convergência para um regime periódico com média aproximadamente estacionária.

O resumo das configurações para as simulações está descrito na Tabela 4.2.

Tabela 4-2 - Configuração para as simulações em CFD

	Configurações para as simulações
Tamanho do domínio computacional	Casos iniciais Lx= 612m; Ly = 428m; Lz = 216m Casos derivados Lx= 612m; Ly = 428m; Lz = 378m
Tipo de malha	Malha estruturada hexaédrica
Resolução da malha	**Caso base** 5.600.000 a cerca de 6.200.000 elementos. Número aproximado de elementos por tipologia: Single-block: 4.000.0000; Detached buildings: 6.200.000; Central courtyard: 5.800.000; Inner courtyards: 5.900.000; Row: 5.700.000 **Casos derivados** 6.000.000 a cerca de 9.200.000 elementos. Número aproximado de elementos por caso: 1A: 6.700.0000; 1B: 6.000.000; 2A: 9.000.000; 2B: 9.200.000; 3A: 8.100.000; 3B: 9.000.000
Condições de contorno	Laterais, entrada e saída: condições periódicas Chão e prédios: condição de parede estacionária sem deslizamento (*no-slip)* Topo: condição de parede estacionária de cisalhamento livre (free-slip)
Modelo de turbulência	k- ω SST
Solving algorithms	*Scheme: SIMPLE algorithm for pressure-velocity coupling* *Gradient: Least Squares Cell Based* *Pressure: Second Order* *Momentum: Second Order Upwind* *Turbulent Kinect Energy: Second Order Upwind* *Specific Dissipation Rate: Second Order Upwind* *Transient Formulation: Second Order Implicit*
Critério de convergência	1×10^{-6} para todas as variáveis

4.3. VALIDAÇÃO DO MODELO

Com o objetivo de avaliar a precisão do modelo numérico proposto, foram efetuadas simulações com configurações semelhantes aos experimentos de túnel de vento realizados no âmbito do projeto DIPLOS (Castro et al., 2017 e Fuka et al., 2017). Os experimentos do projeto DIPLOS foram realizadas no túnel de vento do laboratório *EnFlo* da Universidade de Surrey. O dossel do modelo compreende um arranjo quadrado de 294 blocos retangulares da razão $h\times2h\times h$, h = 70 mm de altura, com 21 blocos distribuídos ao longo do eixo x e 14 no eixo y. A Figura 4.7 mostra o arranjo na orientação definida como 0°. Os experimentos foram realizados na mesma velocidade de escoamento livre (2m s-1).

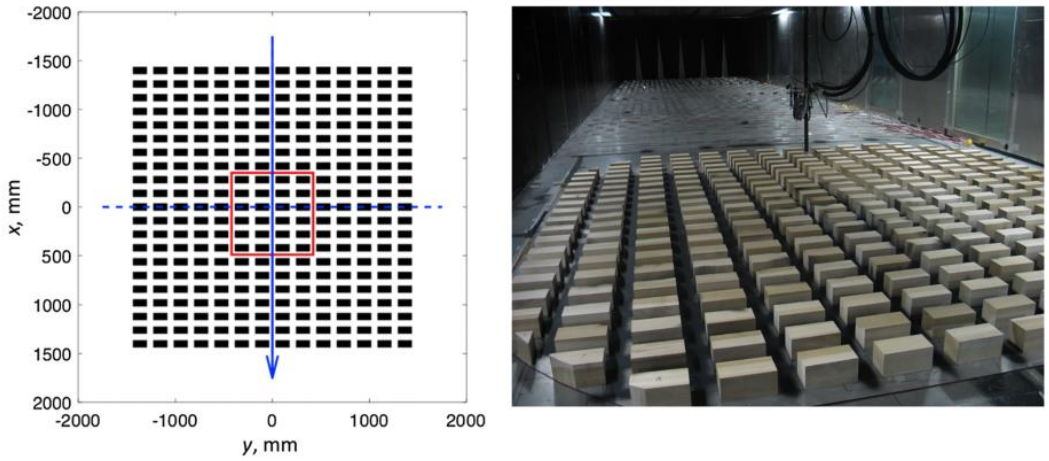


Figura 4.7 - Configuração do arranjo do DIPLOS
Fonte: Castro et al., 2017

As medições da concentração do traçador foram realizadas pela liberação de um gás sem empuxo vertical. O traçador utilizado foi uma mistura gasosa de propano no ar e a emissão foi liberada a partir de uma fonte redonda com um diâmetro interno de 20 mm. A Figura 4.8 mostra a localização das fontes pontuais, para a validação foram usados os dados da fonte S1. O instrumento utilizado para a medição de concentração foi um detector rápido de ionização por chama de combustão (FFID). A partir da descrição dos experimentos, a simulação computacional para orientações de matriz de θ = 0º e 90º foi realizado usando configurações semelhantes às descritas nas Seções 4.1 e 4.2.

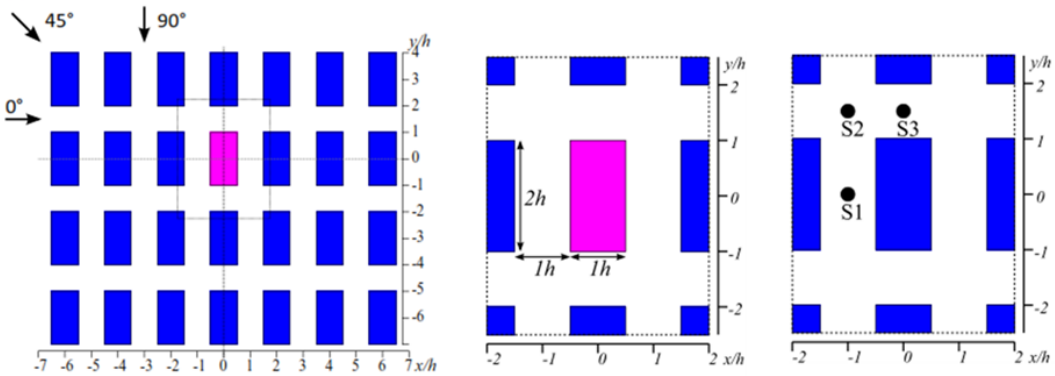


Figura 4.8 - Localização das fontes
Fonte: Fuka et al., 2017

CAPÍTULO 5

RESULTADOS

1 INTRODUÇÃO

2 REVISÃO DE LITERATURA

3 TIPOLOGIAS E MÉTRICAS

4 SIMULAÇÃO NUMÉRICA

5 RESULTADOS

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

5.1. VALIDAÇÃO DA MODELAGEM NUMÉRICA

5.2. VENTILAÇÃO E DISPERSÃO DE POLUENTES

5.2.1. Análise da ventilação e concentração de poluentes no caso base

5.2.2. Análise da relação entre a tipologia da quadra e a concentração de poluentes

5.2.3. Análise da relação entre índices urbanísticos e concentração de poluentes

5.3. A RELAÇÃO DO DESENHO URBANO E A QUALIDADE DO AR

5.3.1. *Breathability* e parâmetros de ventilação

5. RESULTADOS

De forma a alcançar o objetivo geral do trabalho. Os resultados são apresentados em três seções principais, descritas na Figura 5.1.

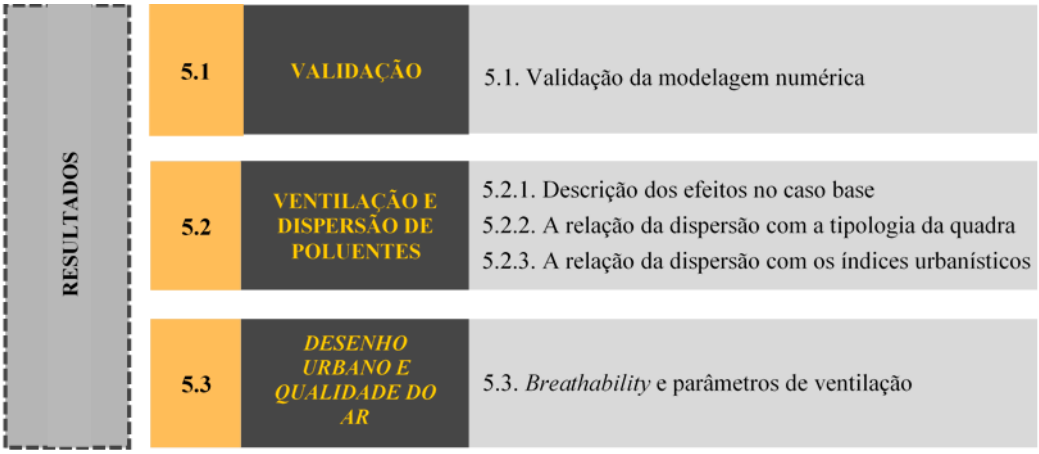


Figura 5.1 - Descrição das seções do capítulo

5.1. VALIDAÇÃO DA MODELAGEM NUMÉRICA

Conforme descrito no capítulo anterior, para avaliar a precisão do modelo numérico proposto foram efetuadas simulações com configurações semelhantes aos experimentos de túnel de vento realizados no âmbito do projeto DIPLOS (Castro et al., 2017 e Fuka et al., 2017). O dossel do modelo compreende um arranjo quadrado de 294 blocos retangulares da razão $H \times 2H \times H$, H = 70 mm de altura, com 21 blocos distribuídos ao longo do eixo x e 14 no eixo y. A simulação em CFD foi realizada para os arranjos com vento incidente orientado a 0º e 90º.

O domínio computacional foi $L_x = 6H$; $L_y = 6H$; $L_z = 12H$. O domínio foi discretizado usando malha hexaédrica estruturada, com 3.999.757 elementos e número de células na altura do obstáculo igual 16. O escalar foi liberado continuamente e a uma taxa constante de uma fonte pontual no solo. A velocidade de fricção (u_τ) é definida como 0,134 m/s e o gradiente de pressão é 0,104743Pa/m. O intervalo de tempo foi definido como Δt = 0,001s e a simulação foi executada em cerca de $200H/U_H$.

A Figura 5.2 mostra os resultados para as orientações do arranjo de 0º e 90º dos perfis de velocidade média e concentração normalizada dos dados experimentais e simulados. Para os

perfis de velocidade média, os dados foram calculados em cada altura, usando os valores médios de vinte perfis obtidos em diferentes locais em termos de velocidade. A velocidade U foi normalizada usando a velocidade no topo do domínio superior (U_e). A concentração foi normalizada de acordo com Fuka et al. (2017) por:

$$C^* = c\frac{U_{ref}L_{ref}^2}{Q} \qquad \text{[Eq. 18]}$$

onde C^* é a concentração adimensional, c é a concentração simulada, U_{ref} é a velocidade característica do escoamento em z = 2.8H, L_{ref} é o comprimento característico, definido como H; e Q é a taxa de emissão. O escalar é medido em z=0.5H.

Pode observar que os resultados do modelo k-ω SST (Figura 5.2 - linha tracejada) estão bastante próximos aos dados do túnel de vento, especialmente para os perfis de velocidade nas duas direções do vento. A variação vertical do componente de velocidade horizontal é reproduzida dentro de uma faixa de precisão razoável. A partir dos perfis de concentração média, apesar do fato de que o pico médio para a direção do vento 0º estar subestimado (Figura 5.2-b), é notável que os resultados do URANS foram capazes de reproduzir o comportamento do escalar. Isso mostra que o modelo foi capaz de prever a distribuição dos padrões de acumulação de poluentes de maneira satisfatória. De acordo com outros estudos (LEE, 2017; YUAN et al., 2019; AN et al., 2019), o modelo k-ω sst é identificado como uma boa ferramenta para modelar a dispersão de poluentes atmosféricos, proporcionando precisão aceitável e custo computacional razoável.

A sensibilidade da malha foi verificada usando três tamanhos de malha diferentes: uma malha grossa (2.600.000), uma malha básica (4.000.000 elementos) e uma malha fina (6.000.000). A Figura 5.2-f exibe a análise da independência da malha para os perfis de velocidade média normalizados e a concentração média normalizada para a direção do vento de 0º. A malha grossa mostra uma velocidade do vento mais baixa perto do solo, comparada à validação. Além disso, para a malha grossa, o comportamento escalar é ligeiramente diferente das outras malhas mais refinadas. De todo modo, há uma correspondência aceitável entre a malha básica e a fina, mostrando que a utilização da malha básica é adequada.

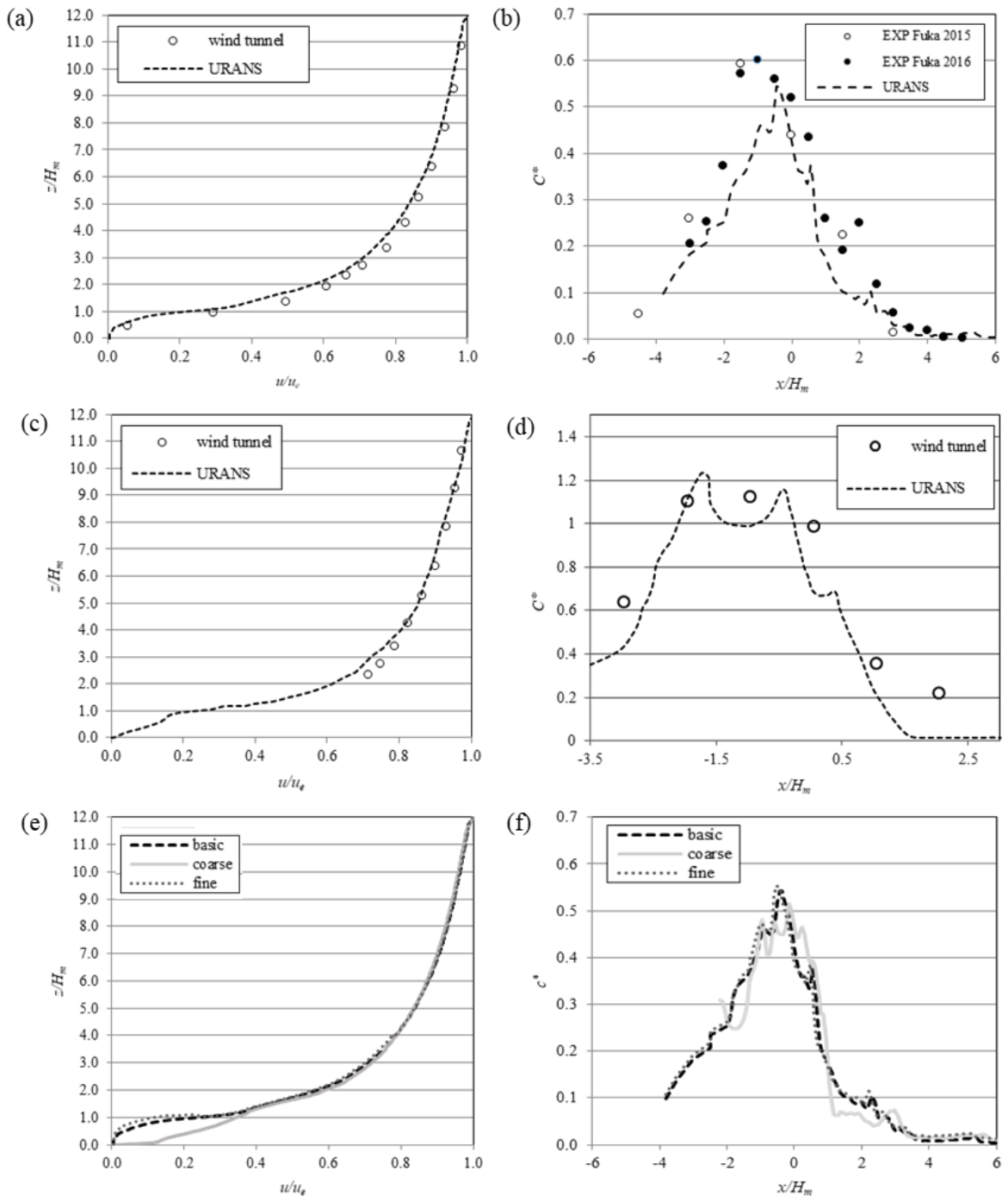


Figura 5.2 - Perfis de velocidade média normalizados de valores medidos (*wind tunnel*) e simulados (URANS) em (a) 0º na direção do vento e (c) 90º na direção do vento. Perfis selecionados da concentração média medida e simulada do escalar em (b) 0º (d) 90º. Sob diferentes tipos de malha (*basic* –básica; *coarse* – grossa; *fine* –fina) (e) Perfis de velocidade média normalizado na direção 0º e (f) Concentração média normalizada na direção 0º

5.2. VENTILAÇÃO E DISPERSÃO DE POLUENTES

As análises apresentadas nesta seção estão divididas em 3 partes. Primeiramente, a Seção 5.2.1 apresenta uma descrição das características do escoamento e dispersão de poluentes na tipologia urbana selecionada como caso base. A Seção 5.2.2 aborda a relação da qualidade do ar com a tipologia da quadra, analisando as características do escoamento e dispersão de poluentes nas 6 tipologias urbanas selecionadas para este estudo. Finalmente, a Seção 5.2.3 aborda a relação da qualidade do ar com os índices urbanísticos, analisando efeito de variações dos índices urbanísticos sobre as características do escoamento e dispersão de poluentes nas tipologias urbana selecionadas para este estudo.

5.2.1. Análise da ventilação e concentração de poluentes no caso base

O caso definido como base é a tipologia *single-block*, que representa a geometria elementar para estudos de dispersão de poluentes em CFD. A Figura 5.3 esquematiza a configuração *single-block* juntamente com as métricas.

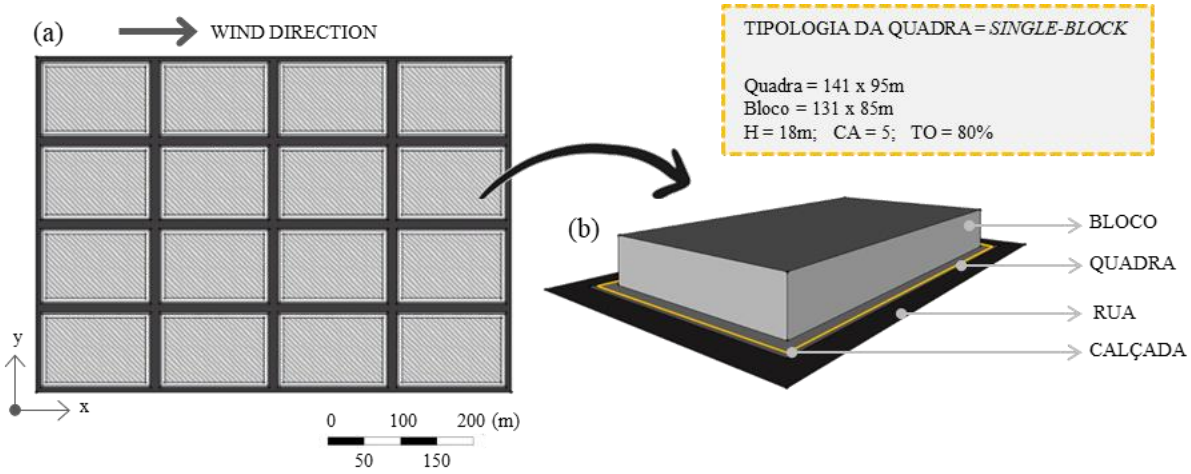


Figura 5.3 - Esquema de configuração para *single-block*: (a) Domínio computacional do caso *single-block* (b) Arranjo da tipologia da quadra e descrição das métricas

A Figura 5.4 apresenta a distribuição da concentração média normalizada nos planos horizontal e vertical. A partir da visão geral do domínio, nota-se que há uma maior concentração em cânions perpendiculares ao escoamento de ar (Figura 5.4-a), onde há uma velocidade mais baixa do vento (Figura 5.4-c). O vetor de velocidade no plano vertical exibe um padrão de recirculação que ocorre entre as quadras na região central do domínio no eixo *x*. Na área de recirculação, há uma menor velocidade do vento e maior concentração. De fato, os maiores

valores de concentração são registrados em regiões com menor velocidade do vento, mostrando uma correlação inversamente proporcional substancial entre concentração e velocidade do vento. Os poluentes são retidos no interior das regiões de recirculação nas ruas perpendiculares ao escoamento, causando um aumento de concentração.

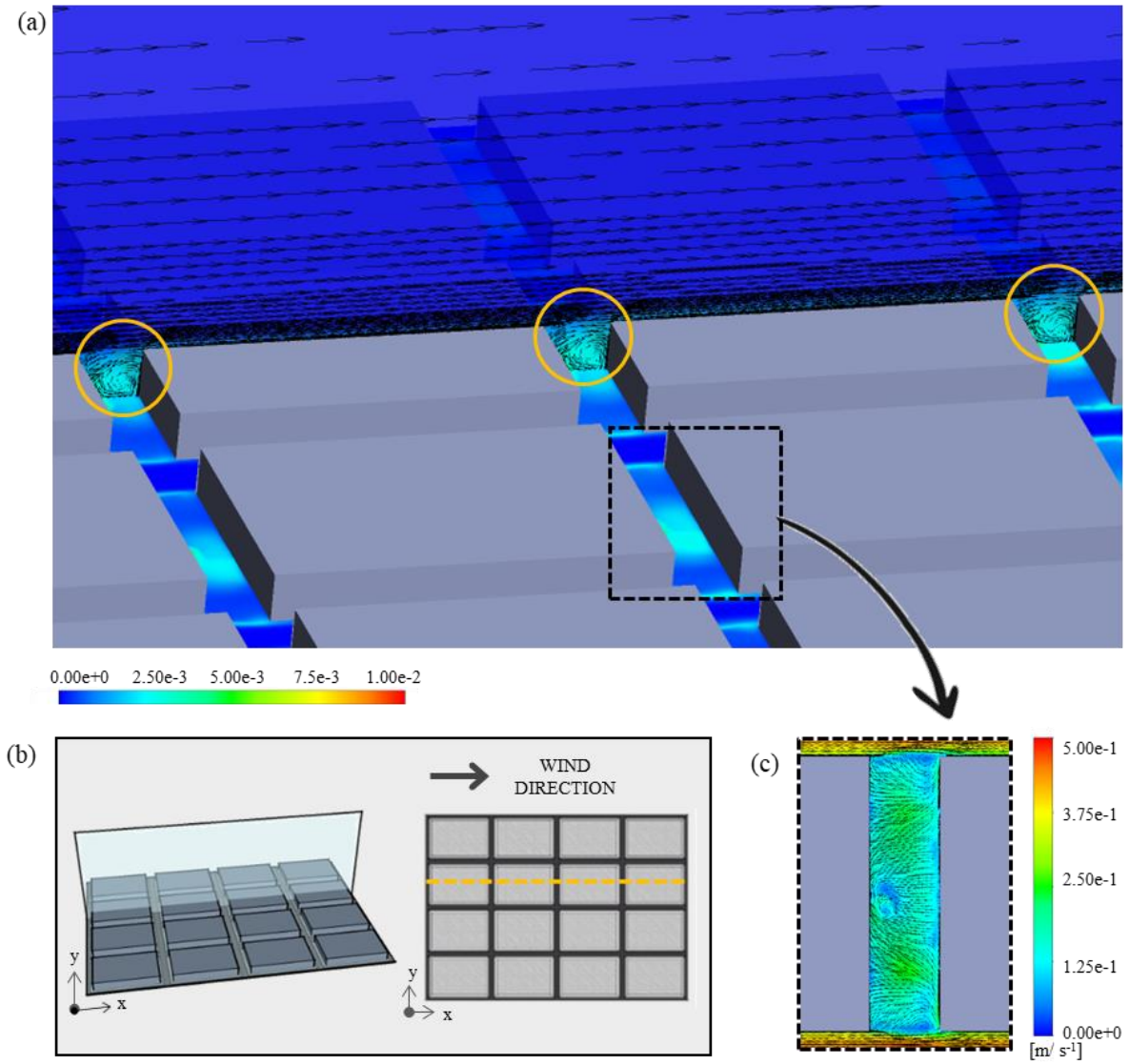


Figura 5.4 - (a) Distribuição da concentração média normalizada nos planos horizontal e vertical, juntamente com o vetor de velocidade no plano vertical (b) Visão esquemática do domínio computacional (c) Magnitude da velocidade média normalizada e vetor de velocidade entre as quadras

Este comportamento pode ser melhor observado na Figura 5.5, que mostra a magnitude da velocidade média normalizada (Figura 5.5-a) e a concentração média normalizada (Figura 5.5-b) em um plano horizontal, em z = 2m. Os cânions paralelos à direção do escoamento de ar formam ruas longas simétricas com um efeito de canalização. Esse efeito é potencializado pela geometria contígua das fachadas dos edifícios nos dois lados da rua. A canalização do

escoamento de ar é responsável por maior velocidade do vento em cânions paralelos, onde é registrada a menor concentração do domínio. Por outro lado, os cânions perpendiculares, como apresentados anteriormente, apresentam menor velocidade do vento e maior concentração, havendo maior acúmulo de poluentes na região central da quadra.

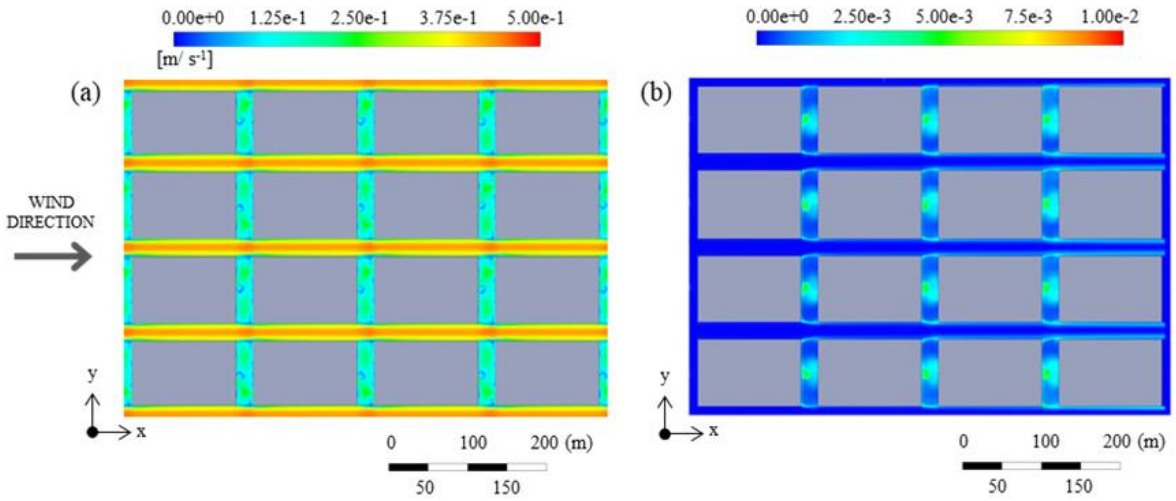


Figura 5.5 - (a) magnitude média normalizada da velocidade no domínio (b) concentração média normalizada no domínio

A Figura 5.6 apresenta para a seção do cânion paralelo a concentração média normalizada e a magnitude da velocidade média. Os cânions longitudinais têm uma razão de aspecto (H/W) de 0,8, considerado regular de acordo com Vardoulakis et al. (2003). Nesses cânions, há um acúmulo de poluentes próximo à fonte (ao nível do solo) e a concentração nas ruas de ambos os lados se torna semelhante. Os maiores valores de concentração são observados nas proximidades das superfícies sólidas, havendo um acúmulo maior até a altura de pedestres (2 metros) em calçadas e nas regiões próximas aos edifícios (Figura 5.6-b). Esse acúmulo ocorre em paredes, onde a velocidade do vento perto da parede tende a zero e aumenta à medida que se afasta da parede (Figura 5.6-c). Consequentemente, há uma maior velocidade do vento no centro do cânion. Por outro lado, são registradas velocidades de vento menores mais próximas ao edifício, que têm maior concentração e é precisamente o caminho dos pedestres.

A Figura 5.7 mostra, em um detalhe para o cânion perpendicular, a concentração média normalizada junto com o vetor de velocidade no plano vertical (Figura 5.7-b) e a linha de corrente da velocidade (Figura 5.7-c). No plano vertical, o escoamento de ar perpendicular forma um vórtice entre edifícios e um fluxo ascendente. O vórtice formado ao longo da fachada a barlavento faz com que a concentração se acumule perto da fachada a sotavento. A maior

concentração ocorre na altura do pedestre abaixo de 2m de altura, perto do prédio a sotavento. Pode-se observar que os valores de concentração abaixo de 2m são significativamente maiores para os cânions perpendiculares em relação aos cânions paralelos ao escoamento, com valores excedendo 1 ordem de grandeza para os cânions perpendiculares.

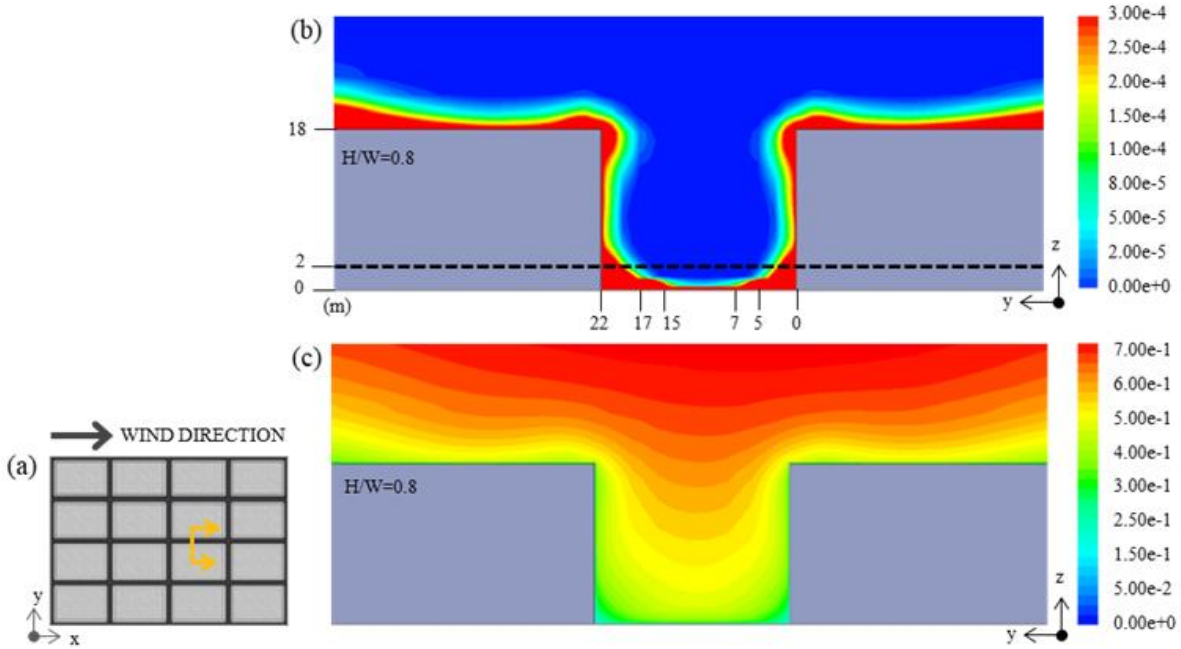


Figura 5.6 - (a) localização da seção vertical do cânion para exibição de (b) concentração média normalizada e (c) magnitude da velocidade média normalizada

O escoamento externo desliza sobre o topo do edifício, onde é relativamente desacoplado do escoamento de ar dentro da rua, reduzindo a interação entre o escoamento externo e as zonas de recirculação (Figura 5.7 -c). Entretanto, pode-se observar que o movimento de recirculação na região central do cânion perpendicular transporta poluentes para o teto dos prédios à jusante do cânion e, portanto, para fora do dossel urbano (Figura 5.7-d). Além disso, os elevados gradientes de velocidade nesta região produzem níveis consideráveis de turbulência, que causa o transporte por difusão turbulenta dos poluentes para fora do dossel nesta região. De fato, estes são os principais mecanismos de exfiltração de poluentes do interior do dossel para a atmosfera livre (Goulart et al., 2019), contribuindo para “limpeza” do ar na região urbana.

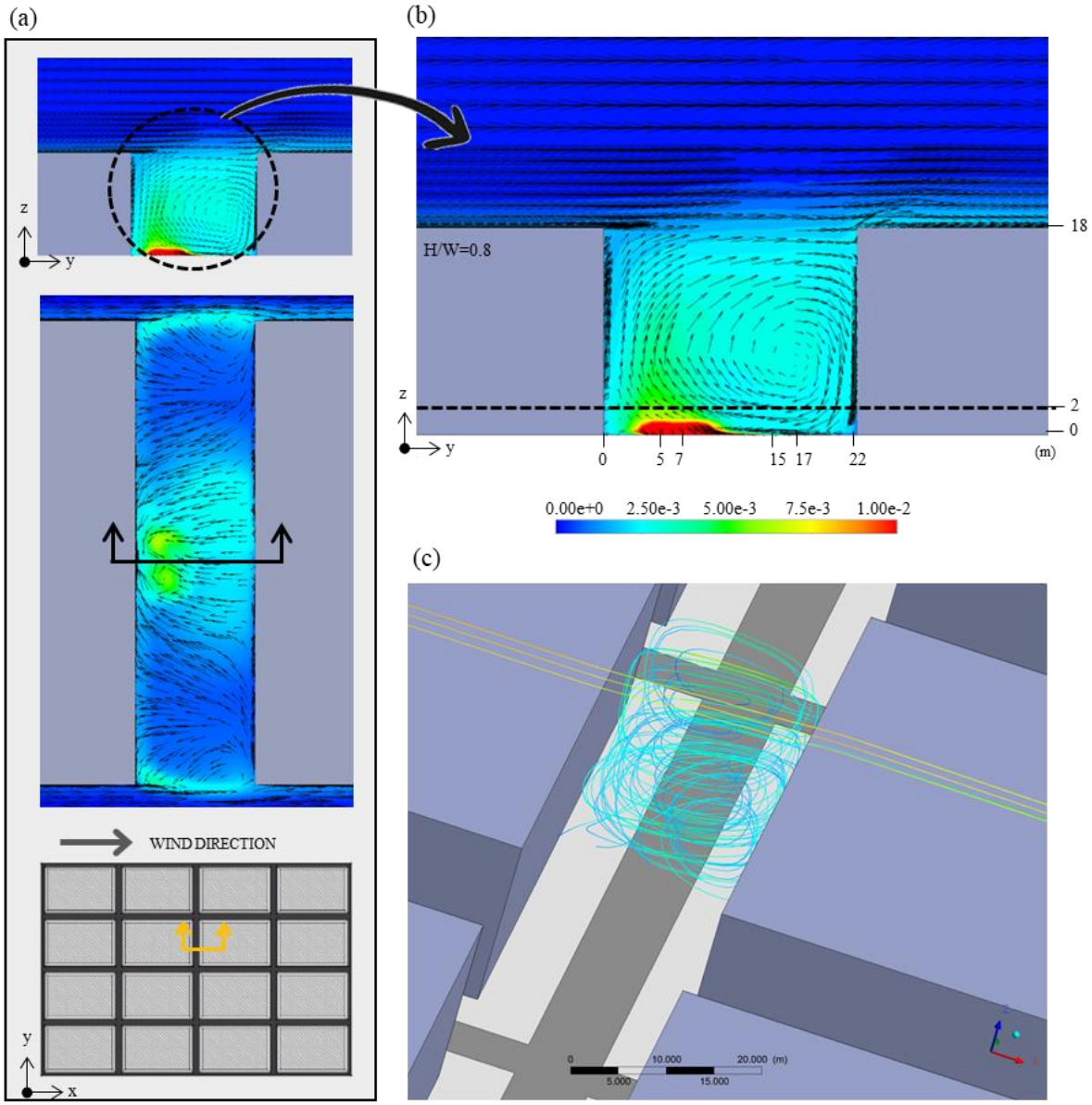


Figura 5.7 - (a) embaixo: seção perpendicular do cânion; meio: concentração média normalizada com vetor de velocidade para o cânion a 2m de altura; encima: a seção vertical do cânion expandida em (b) Concentração média normalizada com velocidade vetor no plano vertical (c) linhas de corrente entre quadras

Outro mecanismo relevante de retirada de poluentes das regiões de recirculação nos cânions perpendiculares é a interação do escoamento na região de recirculação com o escoamento na região das intersecções ou cruzamentos. A Figura 5.8 mostra para um cruzamento (Figura 5.8 -a) a magnitude da velocidade média normalizada (Figura 5.8-b) e a concentração média normalizada (Figura 5.8-c).

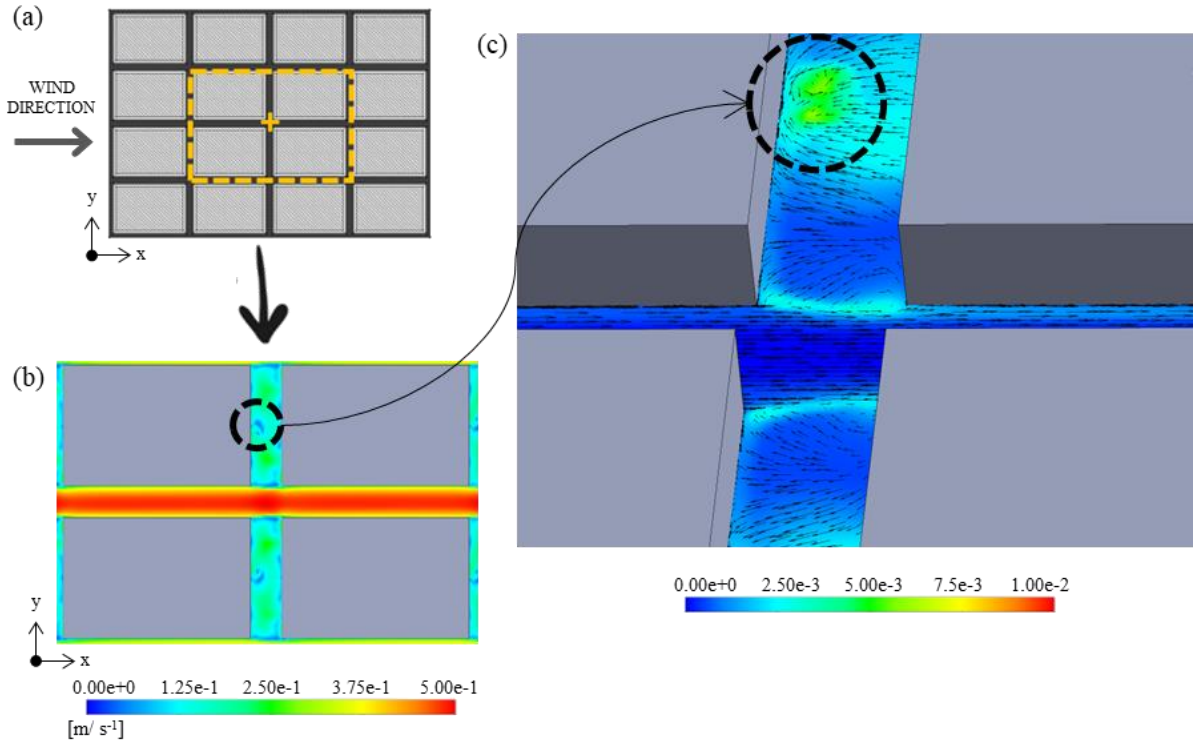


Figura 5.8 - (a) Localização do cruzamento onde foi plotada (b) magnitude da velocidade média normalizada no plano horizontal a 2m de altura e (c) concentração média normalizada e vetor de velocidade para o mesmo plano na visualização 3D

No cruzamento, o escoamento canalizado nas ruas paralelas à direção do vento interage com o movimento recirculatório nos cânions perpendiculares e com as quinas dos prédios, fazendo com que parte da concentração acumulada nos cânions perpendiculares exfiltre para as regiões próximas às paredes dos prédios nos cânions paralelos. Este aumento de concentração próximo às paredes nos cânions paralelos também pode ser observado na Figura 5.6-b. O escoamento de ar próximo à esquina cria um vórtice que é conduzido em direção à rua adjacente, interagindo com o vórtice de recirculação no centro das ruas perpendiculares. No centro das ruas perpendiculares o escoamento de ar exibe um movimento simétrico de rotação no eixo horizontal. Na área central da quadra, a jusante dos edifícios, ocorre um ponto de estagnação, que tem a menor velocidade do vento e o maior acúmulo de poluentes (Figura 5.8-a, b).

A Figura 5.9 mostra superfícies de isoconcentração em um cânion perpendicular. Pode-se observar claramente o complexo padrão tridimensional do campo de concentrações na região, com concentrações mais elevadas na região central do cânion perpendicular e próximo á superfície do solo. Além disso, pode ser observado que a pluma de poluente começa na rua (fonte) e, depois, o vórtice leva a pluma para o prédio a sotavento, onde o escoamento a favor

do vento transporta o poluente pela fachada até a região superior do edifício. Sequencialmente, o escoamento externo recuperado carrega o poluente na direção do vento.

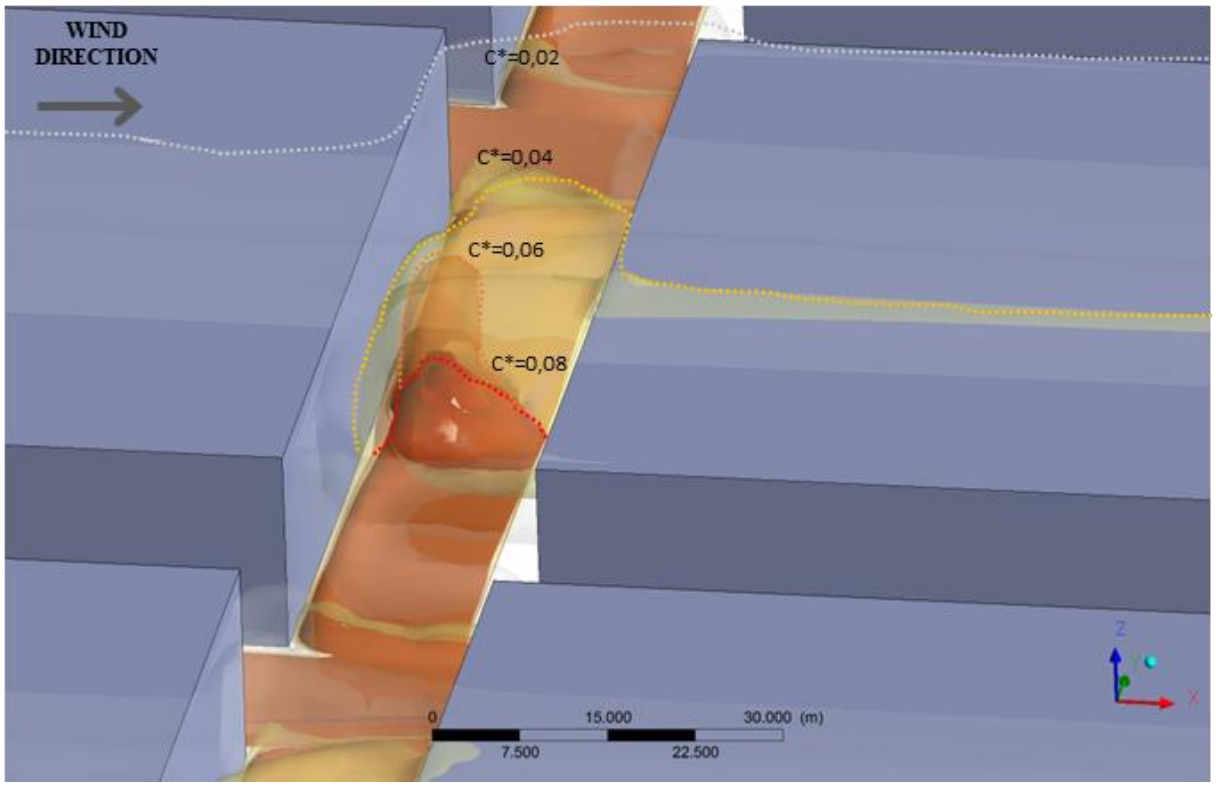


Figura 5.9 – Superfícies de isoconcentração para *C**=0,2; *C**=0,04; *C**=0,06; *C**=0,08

A concentração média normalizada nas fachadas dos edifícios é exibida na Figura 5.10. Existe uma concentração maior na fachada a sotavento do que na barlavento. A zona de recirculação entre os edifícios leva o poluente para a fachada a sotavento, que apresenta um padrão de concentração simétrico (Figura 5.10-b). Na fachada a barlavento, também ocorre um padrão de concentração simétrico. Para a fachada a barlavento, o fluxo descendente próximo aos edifícios auxilia o processo de dispersão, fazendo com que a concentração se acumule mais no canto inferior próximo à fonte (Figura 5.10-a, c); porém também há concentração no centro da fachada. Além disso, o vórtice nos cruzamentos produz velocidades de vento mais baixas nessa região reforçando o ponto de acumulação na fachada a barlavento.

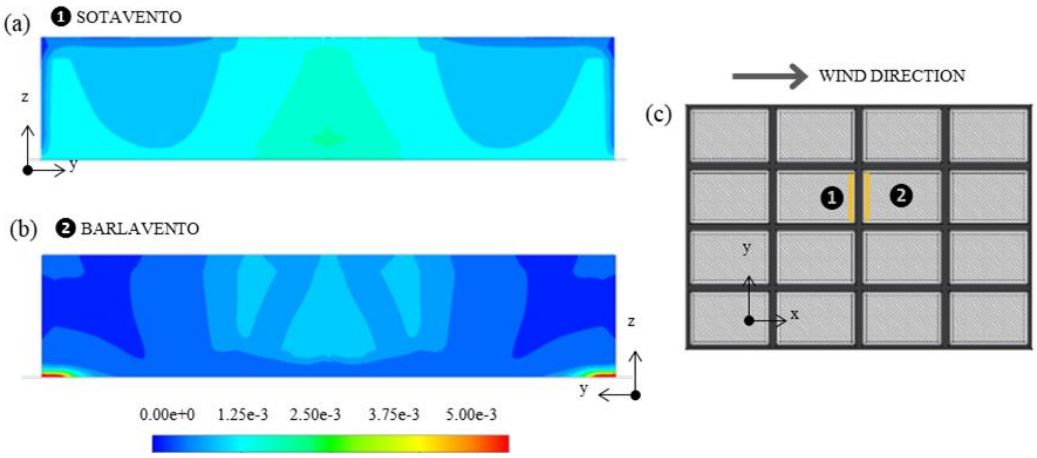


Figura 5.10 - Concentração média normalizada em (a) fachada a sotavento e (b) fachada a barlavento (c) localização das fachadas

Portanto, em cânions perpendiculares na altura de pedestres, os maiores valores de concentração ocorrem na calçada a sotavento. A Figura 5.11 apresenta a concentração média normalizada para o cânion perpendicular em três linhas representando a calçada a sotavento (linha 1), o centro da rua (linha 2) e a calçada a barlavento (linha 3). Observa-se que na calçada a sotavento (linha 1), a concentração média é 13% maior que na rua (linha 2) e na calçada a barlavento (linha 3). Essa diferença é ainda maior na análise do pico de concentração, na linha 1 a concentração é significativamente maior do que na rua, cerca de 30%, e na calçada, em torno de 48%. Os picos de concentração das três linhas são registrados no centro das quadras e os valores mais baixos ocorrem nos cruzamentos. Por outro lado, para os cânions paralelos, os cruzamentos exibem os maiores valores de concentração.

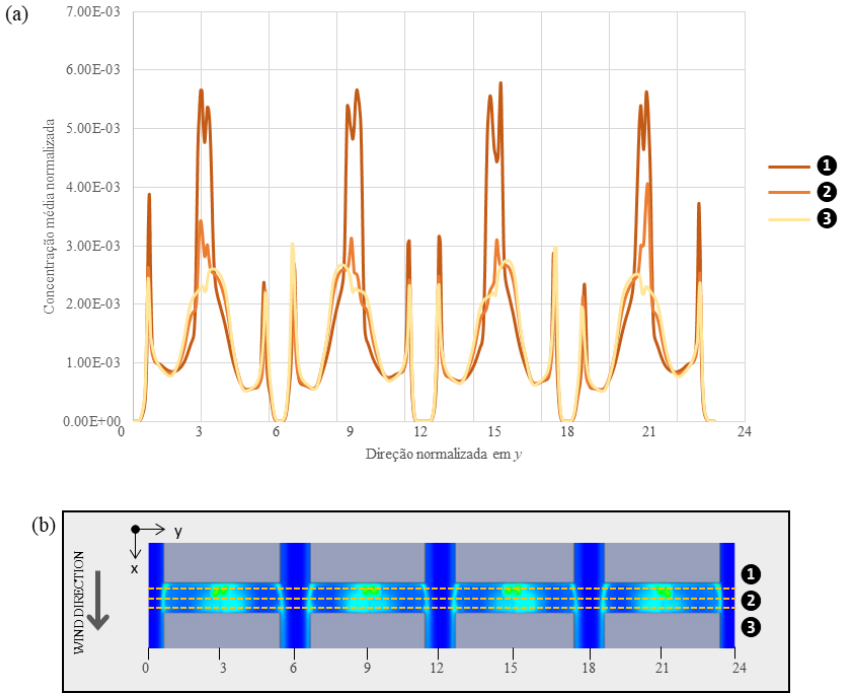


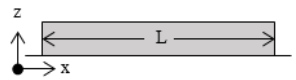
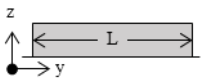
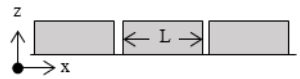
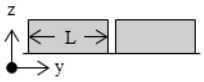
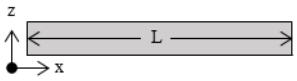
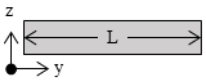
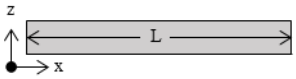
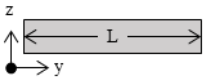
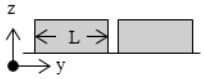
Figura 5.11 - (a) Concentração média normalizada no eixo y para três linhas localizadas em (b) Linha 1 - calçada a sotavento, Linha 2 - rua central e Linha 3 - calçada a barlavento

5.2.2. Análise do efeito da tipologia da quadra sobre a concentração de poluentes

Vários estudos (Yang et al., 2019; An et al., 2019) apontam que a configuração dos arranjos urbanos é um dos fatores mais importantes para a dispersão de poluentes no ambiente urbano. Para entender o impacto das tipologias de quadra na concentração de poluentes, são comparadas cinco configurações urbanas próximas da realidade com o mesmo volume construído (*FAR*), cobertura de superfície (*SC*), ou seja, mesma porosidade, e mesma altura. Apesar das cinco tipologias terem os mesmos valores para as métricas urbanas, o arranjo dos edifícios dentro da quadra leva a diferentes disposições da área não ocupada dentro do quarteirão. Para as tipologias de pátio, toda a área livre localiza-se no centro da quadra. Por outro lado, para o *single-block* a área livre é distribuída em volta de um bloco adensado, o que aumenta a largura do cânion. Para as tipologias *detached buildings* e *row*, a área livre é disposta entre os edifícios. A diferença da localização da área livre na quadra leva a duas diferenças principais entre as tipologias: (i) contiguidade das fachadas e (ii) razão de aspecto (*H*/*W*). Quanto a contiguidade das fachadas, as tipologias podem ser descritas como contínuas (sem aberturas) ou permeáveis (com aberturas). Para as cinco tipologias, a razão de aspecto para os cânions paralelos e

perpendiculares variam entre 0.8 a 1.5, considerados como um cânion regular de acordo com Oke (1988). A Tabela 5.1 apresenta a descrição desses parâmetros para as cinco tipologias.

Tabela 5-1 - Descrição da contiguidade das fachadas e razão de aspecto dos cânions para as cinco tipologias

Tipologia	Cânion Paralelo			Cânion Perpendicular		
	Contiguidade (L)	**H/W**	**W** (m)	**Contiguidade (L)**	**H/W**	**W** (m)
Single-block	Fachada contínua  L= 131 m	0.8	22	Fachada contínua  L= 85m	0.8	22
Detached Buildings	Fachada permeável  L= 43 m	1	18	Fachada permeável  L= 43m	1	18
Central Courtyard	Fachada contínua  L= 141 m	1.5	12	Fachada contínua  L= 95m	1.5	12
Inner Courtyards	Fachada contínua  L= 141 m	1.5	12	Fachada contínua  L= 95m	1.5	12
Row	Fachada contínua L= 141 m	0.8	22	Fachada permeável  L= 40m	1.5	12

Legenda: H/W – Razão de aspecto do cânion; W – Largura do cânion, que é a soma da largura da rua, calçada e afastamento do edifício.

A Figura 5.12 mostra a concentração média normalizada no nível de pedestres, para diferentes tipologias urbanas, *single-block* (a); *detached buildings* (b); *central courtyard* (c); *inners courtyards* (d); e *row* (e). Como visto na descrição do caso base, a orientação do arranjo urbano em relação a direção do vento impacta na localização da concentração. O quarteirão posicionado perpendicularmente à direção do vento cria um obstáculo ao escoamento de ar. Portanto, os cânions perpendiculares à direção do vento têm a maior concentração nos cinco casos. Enquanto isso, as ruas paralelas à direção do vento canalizam o escoamento de ar, causando a menor concentração nessa região nos cinco casos.

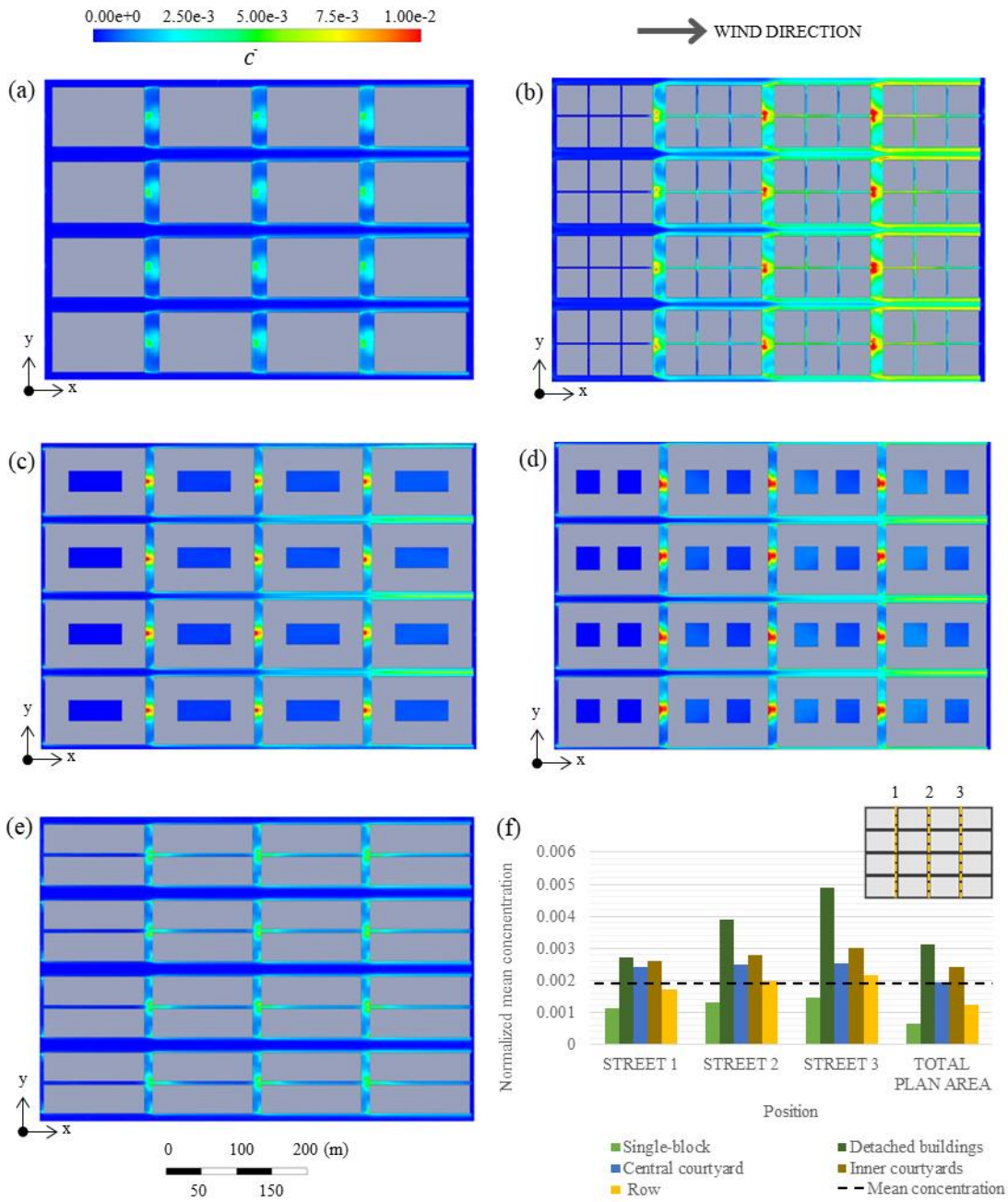


Figura 5.12 - Concentração média normalizada para 6 tipologias de blocos urbanos a 2m de altura; (a) *Single-block*; (b) *Detached buildings*; (c) *Central courtyard*; (d) *Inners courtyards*; (e) *Row*; e Valores médios normalizados de concentração nas ruas perpendiculares e no plano horizontal na altura de 2m para (f) as cinco tipologias

Embora os cinco casos apresentem um comportamento de fenômeno comum, o padrão dos campos de concentração e os valores das concentrações diferem dependendo do arranjo dos edifícios. Analisando a Figura 5.12, as maiores concentrações são registradas na tipologia detached buildings (Figura 5.12-b) e nas tipologias de pátios (Figura 5.12-c, d); de forma contrária, as menores concentrações são registradas para a tipologia single-block (Figura 5.12-a) e para as tipologias de barra (Figura 5.12-e). O poluente se acumula mais em cânions

perpendiculares na região central da quadra ao longo das fachadas a sotavento. Diante desses aspectos, mesmo com as cinco tipologias apresentando os mesmos índices urbanísticos, estas resultaram em valores de concentração diferentes. Isso indica a influência da tipologia da quadra na concentração de poluentes.

Como forma de avaliar a concentração média no nível do pedestre, a Figura 5.12f exibe a concentração média normalizada no plano horizontal (2 m de altura) para as cinco tipologias, apresentando 4 valores para caracterizar a concentração experimentada pelos pedestres em cada tipologia: (i) concentração média normalizada em um plano a 2m de altura na rua perpendicular 1, (ii) concentração média normalizada em um plano a 2m de altura na rua perpendicular 2, (iii) concentração média normalizada em um plano a 2m de altura na rua perpendicular 3, (iv) concentração média normalizada em um plano a 2m de altura cortando todas as ruas.

Pode-se observar que a tipologia *single-block* apresenta a menor concentração média para as cinco tipologias; por outro lado, a tipologia *detached buildings* apresenta a maior concentração média. A linha tracejada na Figura 5.12-f indica o valor médio total da concentração planejada para os cinco casos. Somente a concentração na tipologia *single-block* permanece abaixo do valor médio em todas as ruas e na área total do plano. Os *detached buildings* apresentam concentração superior ao valor médio em todas as ruas e no plano total. Além disso, a concentração na tipologia de barra está abaixo do valor médio na primeira rua e no plano total. As duas tipologias de pátios têm uma concentração um pouco maior que o valor médio na primeira rua e na área total do plano. Em resumo, para as ruas 2 e 3, as cinco tipologias, exceto o *single-block*, expõem uma concentração maior que o valor médio.

No caso do *single-block*, a maior largura do cânion tende a reduzir a resistência do escoamento, aumentando a ventilação. Para as tipologias *detached buildings* e *row*, a área livre entre os prédios ajuda no escoamento entre as quadras. No entanto, esta disposição da área livre também leva a reduzir a largura do cânion, aumentando a resistência do escoamento e assim reduzindo a ventilação em comparação com a tipologia *single-block*. Em ambos os casos o espaço livre no entorno das ruas é menor, contribuindo para velocidades do vento inferiores no interior do dossel urbano. Ou seja, maiores afastamentos frontais ao invés de afastamentos entre edifícios aumenta a ventilação e assim reduz a concentração no nível do pedestre. Para os casos dos pátios, a área não construída dentro da quadra se comporta como um redutor de velocidade.

A razão de aspecto do cânion influencia a canalização do vento, importante para melhorar a remoção de poluentes. No entanto, a razão de aspecto não é suficiente para analisar a ventilação da rua. Por exemplo, a tipologia *row* tem a mesma razão de aspecto das tipologias de pátios. Contudo, a porosidade no meio do quadra no caso do *row* reforça o escoamento horizontal na direção do vento. Para enfatizar, as tipologias *single-block* e *detached buildings* apresentam razões de aspecto similares (0,8, 1); no entanto, a fachada contígua do *single-block* amplia o efeito de canalização do escoamento de ar. Diante desses pontos, a distribuição da porosidade para as configurações urbanas desempenha um papel importante no padrão de escoamento.

Os cânions paralelos à direção do vento exibem as regiões com menor concentração no domínio para todas as cinco tipologias. No entanto, a comparação entre as cinco tipologias exibe diferentes padrões e valores de concentração. As tipologias de quadra podem ser classificadas como contíguas ou permeáveis. As tipologias contíguas são: *single-block; central courtyard; inners courtyards*; e *row*. A tipologia permeável é a *detached buildings*. O nível das tipologias de contiguidade ou permeabilidade afeta o escoamento de ar e, consequentemente, a concentração de poluentes.

Para as fachadas contíguas, as tipologias *single-block* e *row*, a Figura 5.13 mostra a magnitude da velocidade normalizada e a concentração média normalizada. Esses dois casos apresentam menor concentração em cânions paralelos para as cinco tipologias. A razão de aspecto do cânion nesses casos é de 0,8, considerada regular. O efeito de canalização produzido nessas tipologias cria maior velocidade do vento em comparação com as outras tipologias.

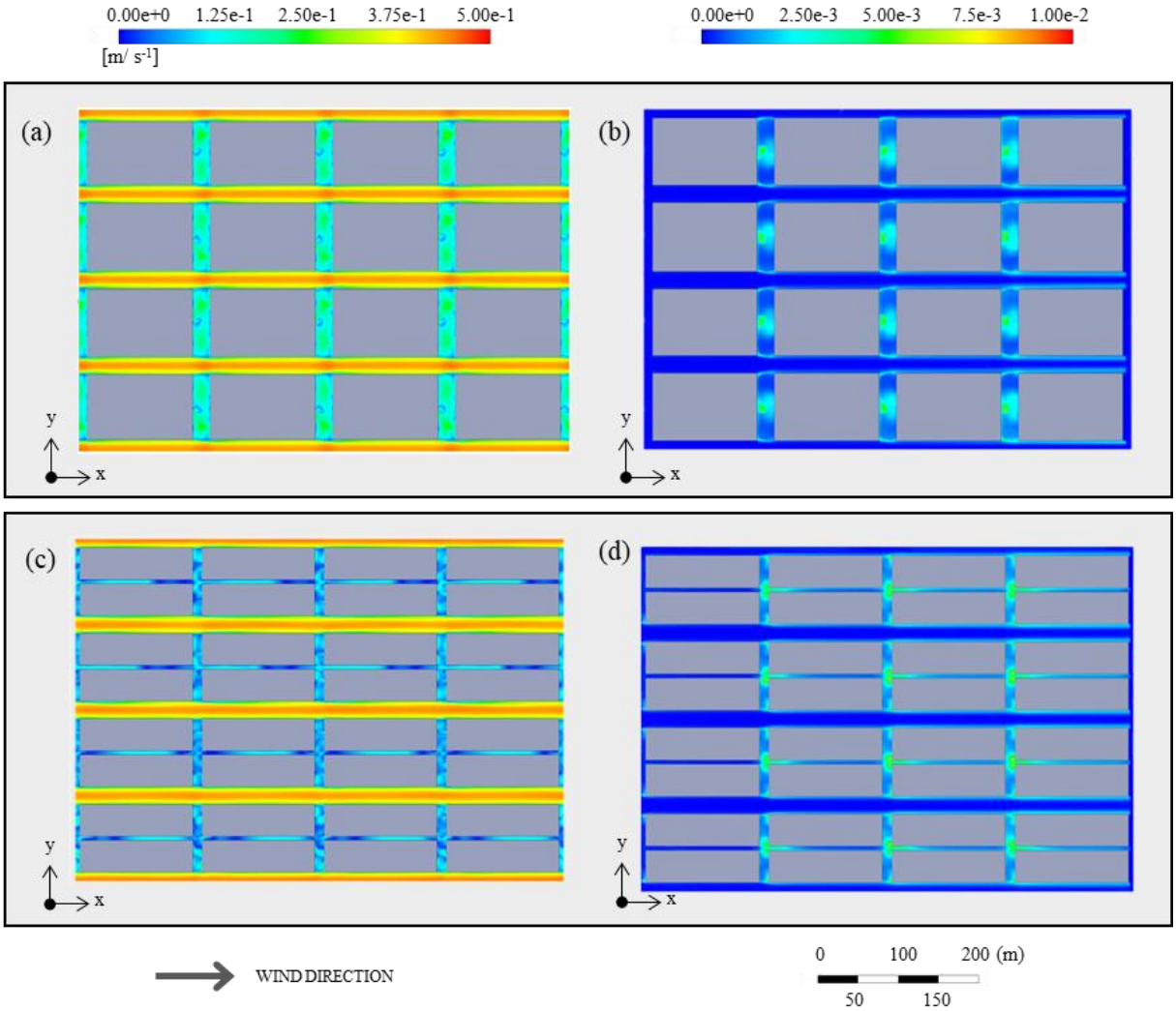


Figura 5.13 - *Single-block* (a) magnitude média normalizada da velocidade, (b) concentração média normalizada; *Row* (c) magnitude média normalizada da velocidade, (d) concentração média normalizada

Ainda para as fachadas contíguas, a Figura 5.14 mostra para o pátio central e os pátios internos a magnitude da velocidade média normalizada e a concentração média normalizada. As tipologias dos pátios (*central courtyard* e *inners courtyards*) assim como os casos anteriores apresentam fachadas contíguas. No entanto, ao contrário das tipologias *single-block* e *row*, há um maior acúmulo de concentração nos cânions. Pode-se observar que a área livre da quadra destinada aos pátios internos permanece "limpa", com baixos níveis de concentração de poluentes. Kurppa et al. (2018) identificaram que os pátios tendem a permanecerem limpos, o que implica que, em geral, os poluentes relacionados ao tráfego não são facilmente transportados para essas áreas internas. Nestes casos, os espaços livres não contribuem para a melhor circulação de ar, mas funcionam como regiões "abrigadas" e relativamente sem poluição.

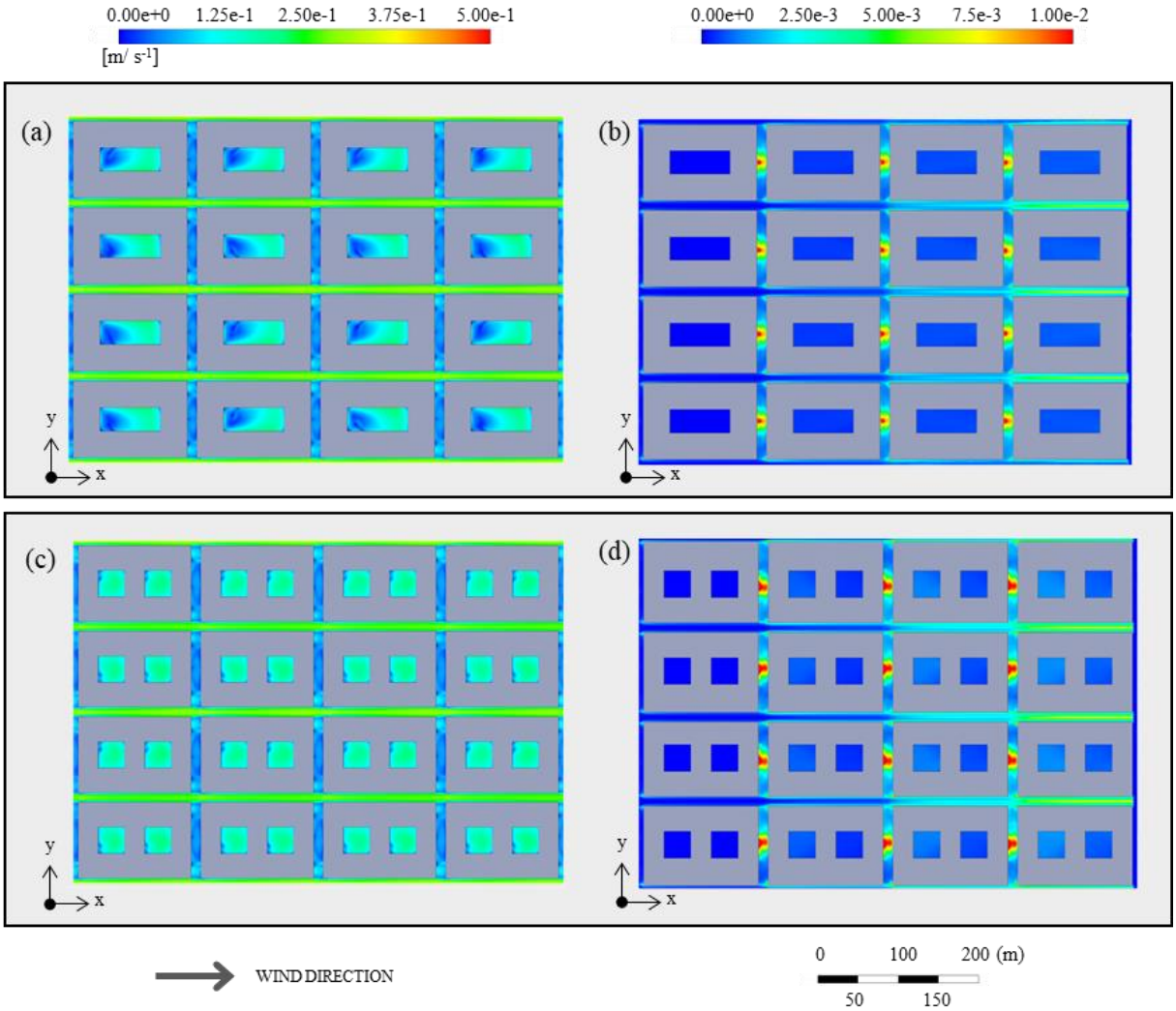


Figura 5.14 – *Central courtyard* (a) magnitude média normalizada da velocidade, (b) concentração média normalizada; *Inners courtyards* (c) magnitude média normalizada da velocidade, (d) concentração média normalizada

Percebe-se que a maior continuidade das fachadas contribui para uma maior canalização do vento e menor concentração nessa região, em acordo com os resultados de Shen et al.(2017a). No entanto, existe outro aspecto de influência, a razão de aspecto do cânion. Esses dois grupos de tipologias (contínuas e permeáveis) apresentam diferentes razões de aspecto de cânion. A razão de aspecto do *single-block* e *row* é 0.8, enquanto nas tipologias de pátio é de 1.5. Uma maior razão de aspecto do cânion representa uma configuração de rua mais estreita que usualmente aumenta o efeito de canalização. No entanto, o design do pátio, com a área não construída dentro do quarteirão, se comportou como um redutor de velocidade do vento. Assim, a velocidade do vento nos cânions paralelos para as tipologias dos pátios é menor do que nos casos anteriores.

Finalmente, para as fachadas permeáveis, os *detached buildings* apresentam razão de aspecto do cânion paralelo de 1. A Figura 5.15 mostra a magnitude da velocidade média normalizada e a concentração média normalizada dos *detached buildings*. Essa tipologia apresenta mais porosidade, ou seja, a quadra possui mais aberturas perpendiculares à direção do vento (contra o vento). Os *detached buildings* também têm aberturas paralelas à direção do vento (na direção do vento). A porosidade contra o vento reduz a velocidade do vento em cânions paralelos, suavizando o efeito de canalização.

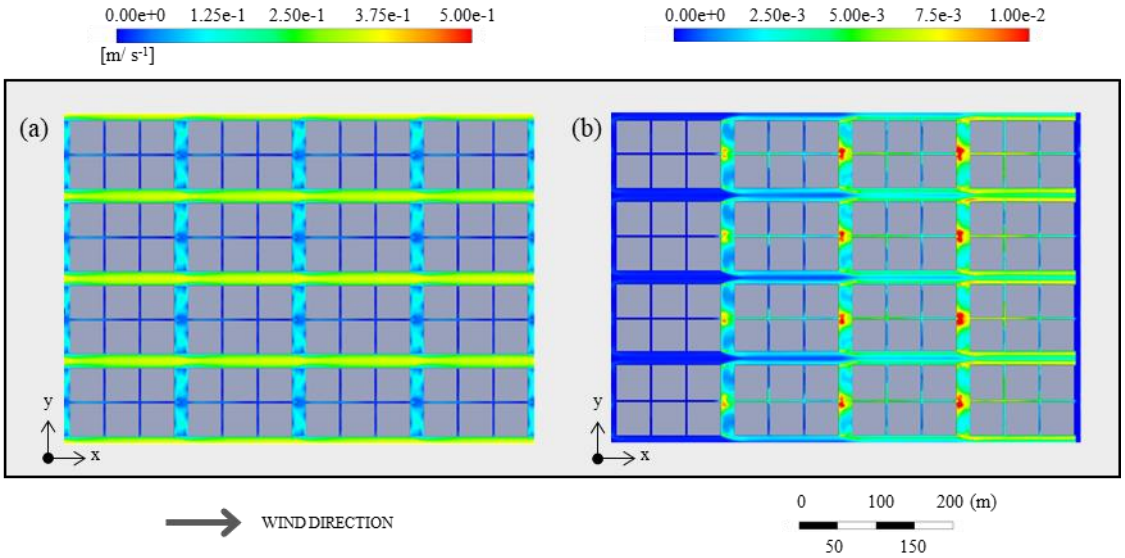


Figura 5.15 – *Detached buildings* (a) magnitude média normalizada da velocidade, (b) concentração média normalizada

A Figura 5.16 mostra a concentração média normalizada na seção vertical do cânion paralelo para as cinco tipologias. Embora as cinco tipologias apresentem as mesmas métricas urbanas, a disposição dos edifícios no interior da quadra leva a diferentes razões de aspecto de cânions paralelos e perpendiculares. A maior concentração para todas as tipologias é registrada no nível de pedestres, principalmente nas calçadas. Os casos com as proporções mais baixas, a tipologia *single-block* (Figura 5.16-a) e a *row* (Figura 5.16-e) apresentam menor concentração. Enquanto isso, os casos com as proporções mais altas, *central courtyard* (Figura 5.16-c), *inners courtyards* (Figura 5.16 d) e *detached buildings* (Figura 5.16 b) exibem maior acumulação de poluentes. Além disso, o caso com a maior razão de aspecto associada às fachadas permeáveis, *detached buildings* apresenta a maior concentração de poluentes.

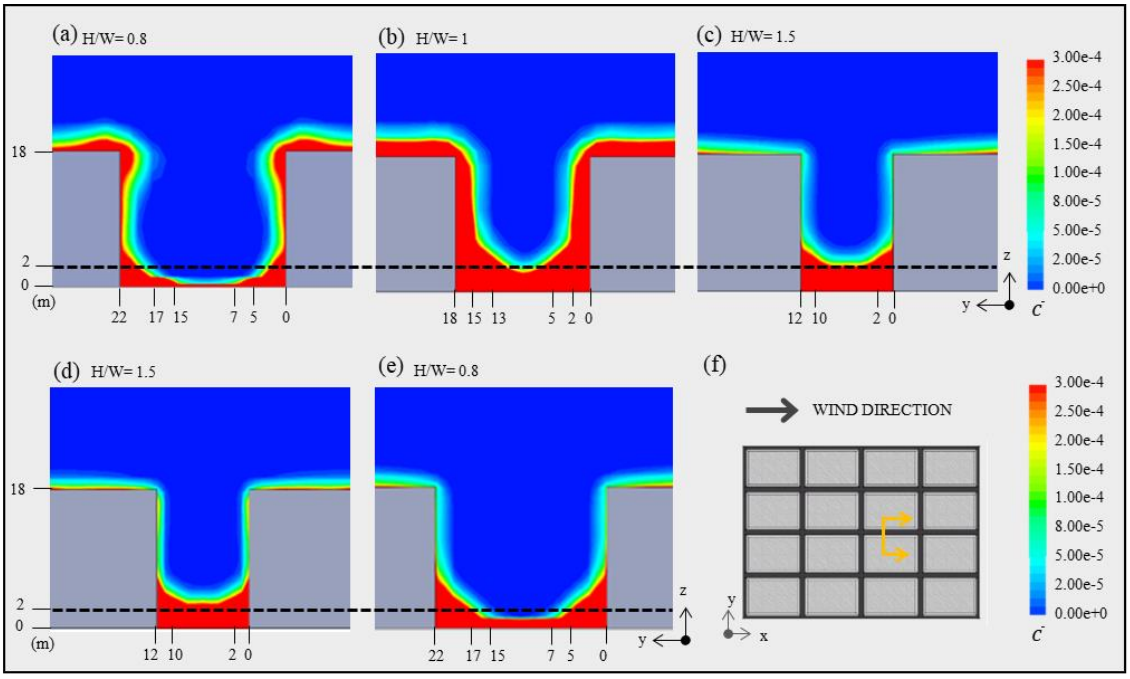


Figura 5.16 - Concentração média normalizada para as cinco tipologias: (a) *Single-block*; (b) *Detached buildings*; (c) *Central courtyard*; (d) *Inner courtyards*; (e) *Row*; localizado na (f) seção vertical do cânion paralelo

Diferente do padrão de concentração simétrica nos cânions paralelos, a grande recirculação presente nas ruas perpendiculares modifica o comportamento da concentração. Para demonstrar, a Figura 5.17 exibe a concentração média normalizada e o vetor de velocidade na seção vertical para as cinco tipologias. Para analisar os cânions perpendiculares, a relação de aspecto é apontada como um importante fator de influência. Segundo Oke (1988), a razão de aspecto das cinco tipologias pode ser classificada como o regime *skimming flow*. Apesar de os cinco casos se enquadrarem na mesma categoria de escoamento, eles apresentam uma variação da razão de aspecto, que afeta a concentração.

A correlação entre razão de aspecto e concentração encontrada em cânions paralelos não ocorreu de maneira tão expressiva como nos cânions perpendiculares. Esse resultado pode ser atribuído principalmente às aberturas das quadras. Para as tipologias que apresentam fachada contígua às ruas perpendiculares, a relação entre razão de aspecto e concentração é preservada. Em outras palavras, os cânions com maior razão de aspecto apresentam mais concentração. De forma corroborativa aos resultados encontrados, FU et al. (2017a); HE et al. (2018); SHEN et al. (2017a) identificaram que maior razão de aspecto aumenta a concentração de poluentes nas ruas na altura dos pedestres. Caso contrário, para as tipologias permeáveis, a posição das aberturas é um fator chave para a concentração de poluentes. Por exemplo, nas tipologias de

barra é notável que a abertura na direção do vento foi mais eficaz para a dispersão de poluentes que a abertura contra o vento.

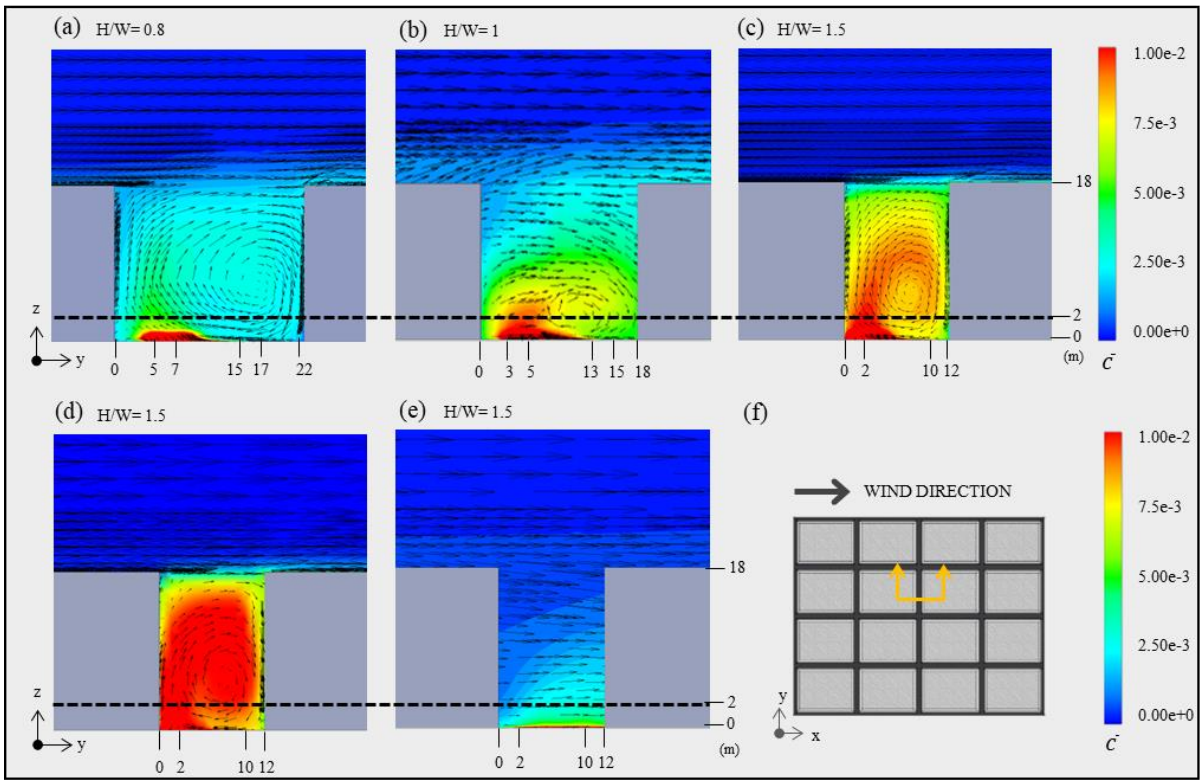


Figura 5.17 - Concentração média normalizada com vetor de velocidade no plano vertical e proporção (H/W) para as cinco tipologias: (a) *Single-block*; (b) *Detached buildings*; (c) *Central courtyard*; (d) *Inner courtyards*; (e) *Row*; Localizado no (f) cânion perpendicular

Além disso, a seção vertical é marcada no meio da quadra (Figura 5.17 g), portanto, para o caso *detached buildings* (Figura 5.17-b) e *row* (Figura 5.17 e), a seção é posicionada à direita da abertura longitudinal do bloco. Na tipologia *row*, a abertura na direção do vento cria um canal de escoamento de ar através dos blocos que inibe a formação do vórtice. No entanto, longe do centro do bloco, o vórtice é formado. Não obstante, o espaço estreito no centro do quarteirão no caso *detached buildings* não obstruiu a formação de vórtice.

A Figura 5.18 exibe a concentração média normalizada nas fachadas a sotavento nas cinco tipologias. Em todos os casos, a maior concentração ocorre na região central do bloco e apresenta uma distribuição simétrica no eixo vertical. Estas considerações reforçam os resultados da concentração no plano horizontal e exemplificam a distribuição vertical na concentração na fachada de sotavento. Na Figura 5.18 é possível observar claramente o efeito das aberturas no meio dos cânions perpendiculares, como no *detached buildings*. Apesar de não possuir as menores concentrações médias na altura do pedestre, observa-se que as

concentrações máximas de poluentes nas fachadas dos prédios são significativamente menores do que nas configurações sem aberturas no meio dos cânions perpendiculares.

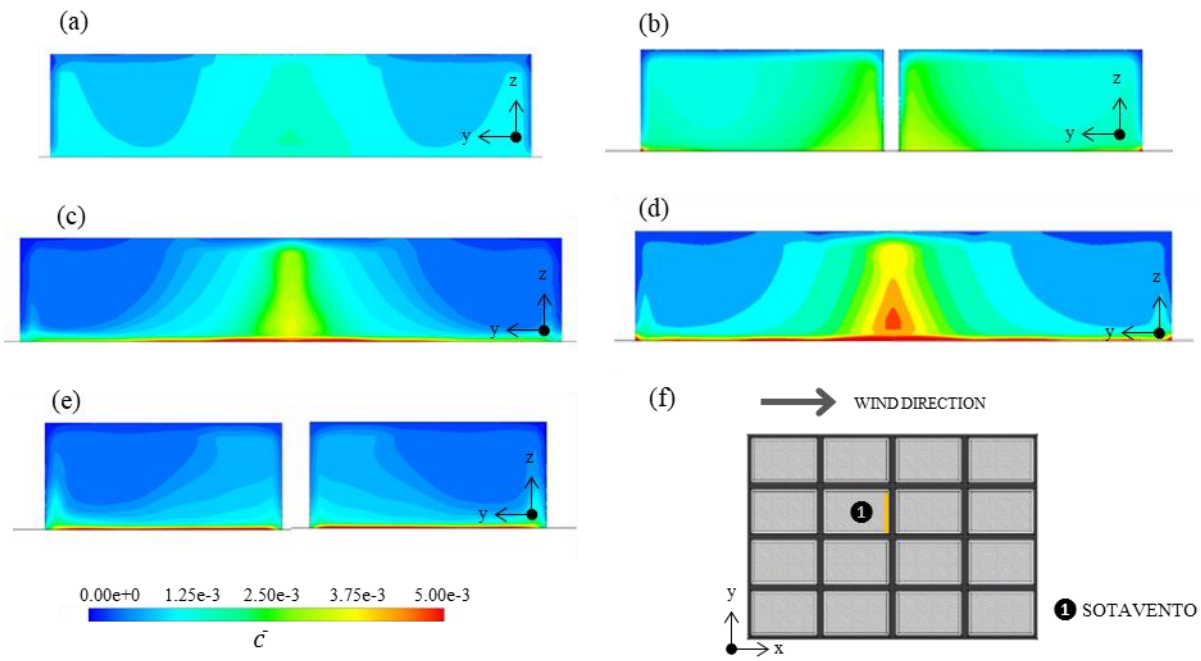


Figura 5.18 - Concentração média normalizada em fachadas de sotavento nas cinco tipologias: (a) Single-block; (b) Detached buildings; (c) Central courtyard; (d) Inner courtyards; (e) Row; (f) Localização da fachada a sotavento

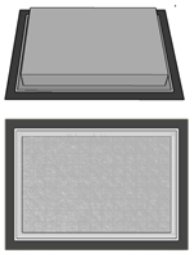
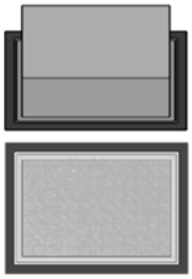
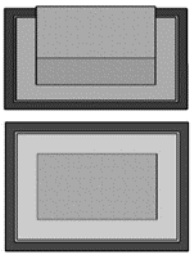
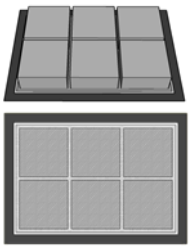
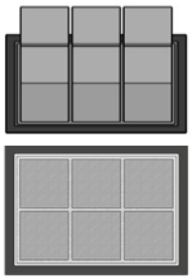
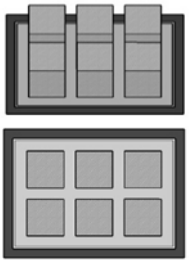
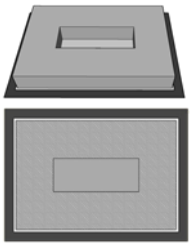
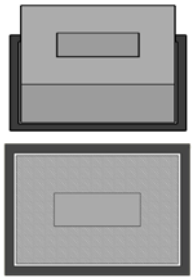
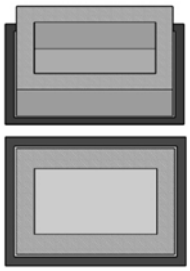
5.2.3. Análise da relação entre índices urbanísticos e concentração de poluentes

Como dito anteriormente, para o planejamento urbano, a altura do edifício é geralmente estabelecida para atingir um valor *FAR*, regulando a densidade construída. Em resumo, para alcançar um *FAR* específico, existem duas formas comuns para projetar a geometria urbana: aumentar o *SC* e diminuir a altura do edifício, ou diminuir o *SC* e aumentar a altura do edifício. Portanto, é importante investigar o efeito dessas estratégias de planejamento na concentração de poluentes. Além disso, é relevante entender o impacto dessas estratégias em diferentes tipologias de quadra.

Nessas circunstâncias, foram selecionadas três tipologias de quadra da seção anterior para explorar para cada tipologia duas estratégias diferentes de *design*. Na análise anterior, a distribuição da permeabilidade na quadra foi o principal fator para as diferenças na concentração de poluentes na comparação das tipologias. Por esse motivo, as tipologias

selecionadas representam uma distribuição de permeabilidade distinta. Assim, as tipologias de quadra investigadas apresentam diferentes localização de afastamentos em relação ao lote; são *single-block* (afastamento frontal), *detached buildings* (afastamentos frontal, laterais e de fundos) e *central courtyard (afastamento de fundos)*, cujas métricas estão descritas na Tabela 5-2.

Tabela 5-2 - Descrição dos casos modificados

CONFIGURAÇÃO	BASE	A	B
Caso 1 *Single-block*	*FAR*= 5; *SC*=83%; *H*=18m 	*FAR*= 5; *SC*=83%; *H*=36m 	*FAR*= 5; *SC*=45%; *H*=36m 
Caso 2 *Detached buildings*	*FAR*= 5; *SC*=83%; *H*=18m 	*FAR*= 5; *SC*=83%; *H*=36m 	*FAR*= 5; *SC*=45%; *H*=36m 
Caso 3 *Central courtyard*	*FAR*= 5; *SC*=84%; *H*=18m 	*FAR*= 5; *SC*=84%; *H*=36m 	*FAR*= 5; *SC*=46%; *H*=36m 

Para a tipologia *single-block* (Casos 1, 1A, 1B) a Figura 5.19 mostra a magnitude da velocidade média normalizada e a concentração média normalizada. Os Casos 1 e 1A têm a mesma taxa de ocupação; no entanto, os edifícios mais altos no caso 1A mostram uma redução de velocidade do vento na altura do pedestre (Figura 5.19-b). A rugosidade representada pelos edifícios diminui a velocidade do vento à medida que se aproxima do solo (COCEAL; BELCHER,

2004). De acordo com isso, os edifícios mais altos no Caso 1A são um fator de redução da velocidade em relação ao Caso 1. Dado isto, o Caso 1 apresenta menos concentração no nível de pedestres do que o Caso 1A.

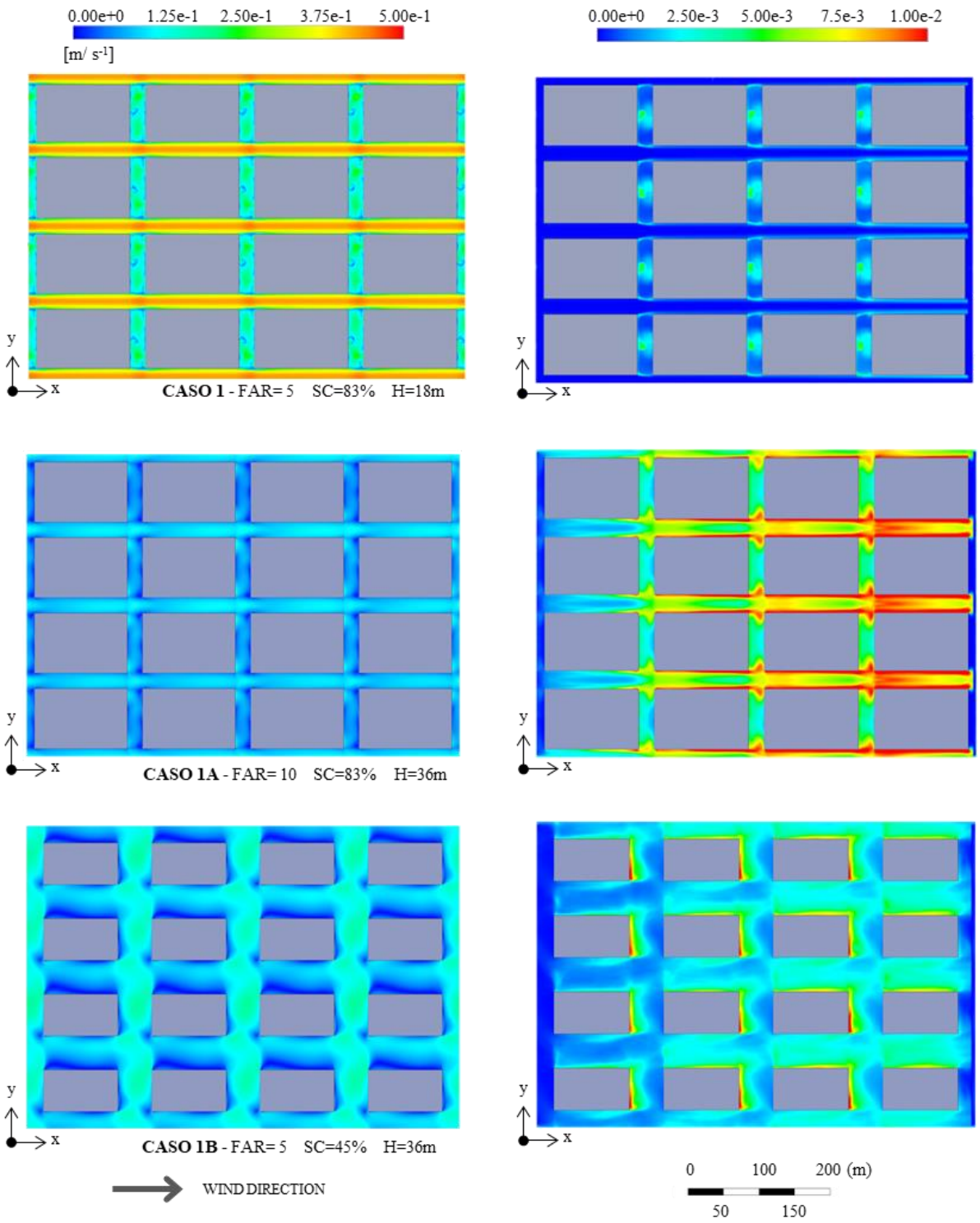


Figura 5.19 - Single-block: magnitude média normalizada da velocidade (a) Caso 1; (c) Caso 1A; (e) Caso 1B e concentração média normalizada (b) Caso 1; (d) Caso 1A; f) Caso 1B

A contiguidade das fachadas dos edifícios nos Casos 1 e 1A canaliza o vento nas ruas paralelas à direção do vento que transporta o poluente perto das fachadas. No entanto, o comprimento do cânion (*L*/*W*) para estes dois casos é diferente. O Caso 1 é considerado cânion longo (*L*/*W*= 7,3), enquanto o Caso 1A é considerando cânion médio (*L*/*W*= 3,6). Dessa forma, a velocidade mais baixa no cânion médio, do Caso 1A faz com que o poluente se acumule mais nos cânions paralelos do que nos cânions perpendiculares (Figura 5.19-d); em contraste com o comportamento observado no Caso 1 (Figura 5.19-d). O efeito de canalização mais fraco no caso 1A mantém o poluente nos cânions paralelos. No cruzamento, a bifurcação do vento com menor velocidade deixa o poluente na intersecção. Além disso, com a diminuição da velocidade do vento nas ruas perpendiculares, a concentração é mais homogênea no Caso 1A, em oposição a uma acumulação central no Caso 1.

O Caso 1B apresenta o mesmo *FAR* que o Caso 1 e a mesma altura *H* que o Caso 1A, mas tem uma taxa de ocupação menor; e é considerado um cânion curto (*L*/*W*= 3). O *SC* menor demonstra ser um dos principais influenciadores do escoamento de ar. Os espaços maiores entre os edifícios criam cânions curtos que não canalizam o vento. Apesar da contiguidade das fachadas dos edifícios, o menor comprimento das fachadas implica na quebra de contiguidade na direção do vento. A turbulência característica do escoamento de ar forma vórtices ao se deparar com os edifícios, exibindo assim um padrão de escoamento de ar não linear (Figura 5.20). A recirculação nas ruas perpendiculares leva ao acúmulo de poluentes próximo às fachadas de sotavento. Mas as concentrações encontradas são significativamente menores do que aquelas encontradas para o Caso 1A.

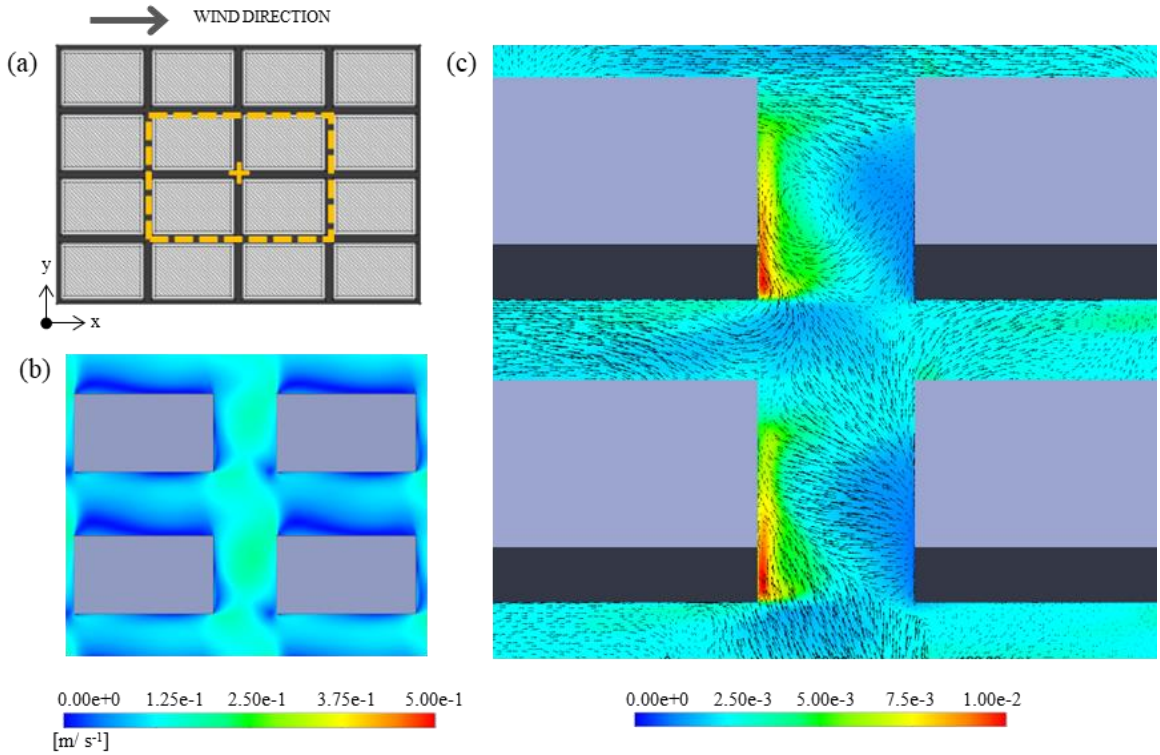


Figura 5.20 - Caso 1B (a) cruzamento localizado no domínio, (b) magnitude da velocidade média normalizada no plano horizontal a 2m de altura e (c) vetor de velocidade e concentração média normalizada para o mesmo plano na visualização 3D

A Figura 5.21 mostra a magnitude da velocidade média normalizada e a concentração de poluentes para os casos da tipologia *detached buildings*. No Caso 2B, os espaços maiores entre os edifícios dentro da quadra mantêm uma menor concentração nessa região. Além disso, a pequena taxa de ocupação resulta em uma concentração esparsa de poluentes nas ruas paralelas. O aumento da altura do edifício do Caso 2 ao Caso 2A apresenta a mesma diminuição da velocidade do vento no nível de pedestres que a tipologia *single-block*, consequentemente levando a uma maior concentração no caso 2A (Figura 5.21-d).

Os Casos 2 e 2A apresentam um padrão semelhante de concentração de poluentes nos cruzamentos e na região central das ruas perpendiculares. No entanto, a concentração na rua perpendicular apresenta padrão diferente devido às zonas de recirculação (Figura 5.14). A Figura 5.14 mostra a concentração média normalizada com o vetor de velocidade no cânion perpendicular ao vento. No Caso 2 (Figura 5.14-b), a recirculação leva o poluente para a região central nas fachadas a sotavento; em contraste, no Caso 2A (Figura 5.14-c), a recirculação transporta o poluente para a região central da fachada a barlavento. Além disso, no caso 2B (Figura 5.14-d), a recirculação ocorre perto das laterais das fachadas dos edifícios a sotavento, onde o poluente se acumula. Além disso, os espaços maiores entre os edifícios criam zonas de

recirculação maiores, o que contribui para uma menor concentração de poluentes nas ruas perpendiculares.

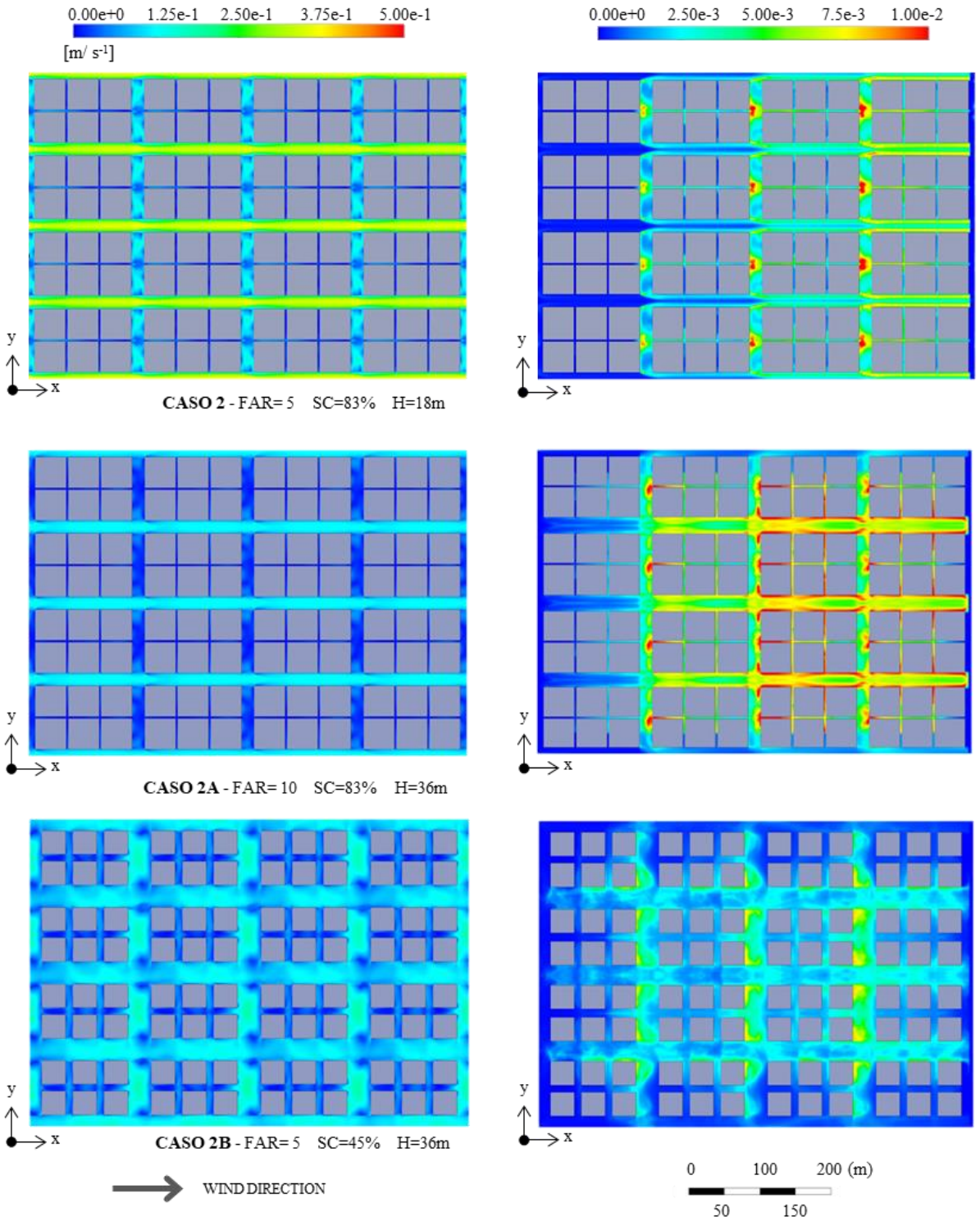


Figura 5.13 - *Detached buildings*: magnitude média normalizada da velocidade (a) Caso 2; (c) Caso 2A; (e) Caso 2B e concentração média normalizada (b) Caso 2; (d) Caso 2A; f) Caso 2B

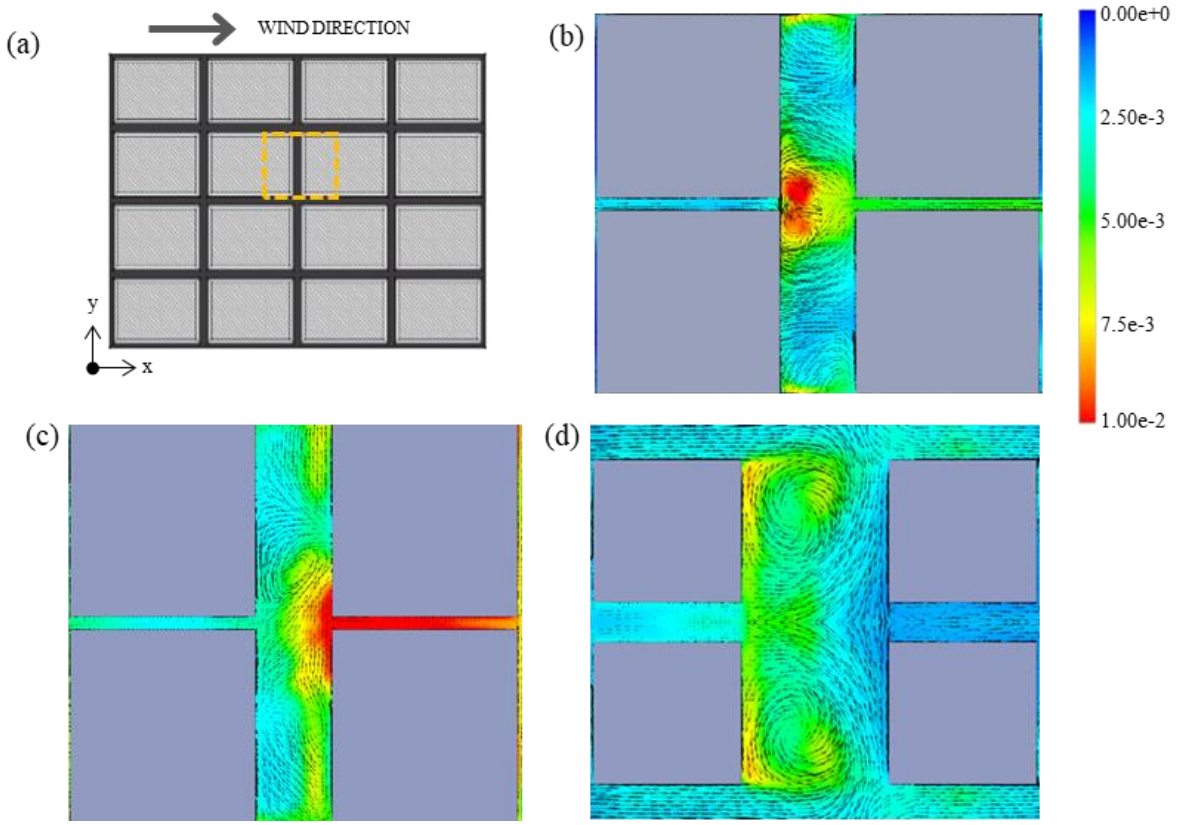


Figura 5.14 - *Detached buildings*: concentração média normalizada e o vetor de velocidade no nível de pedestres no (a) cânion perpendicular ao (b) Caso 2; (c) Caso 2A; (d) Caso 2B

Para os casos de tipologia *central courtyard*, a Figura 5.15 exibe a magnitude da velocidade média normalizada e a concentração média normalizada no nível do pedestre. Correspondentemente, às tipologias anteriores, o aumento da altura *H* do edifício nos Casos 3A e 3B causa uma redução na velocidade do vento na altura do pedestre em comparação com o Caso 3. Existe um padrão semelhante de concentração nos Casos 3 e 3A, com um aumento na concentração de poluentes no Caso 3A atribuído ao aumento da altura do edifício. Apesar dos Casos 3A e 3B terem a mesma razão de aspecto do cânion, há uma velocidade do vento menor nos cânions no Caso 3B.

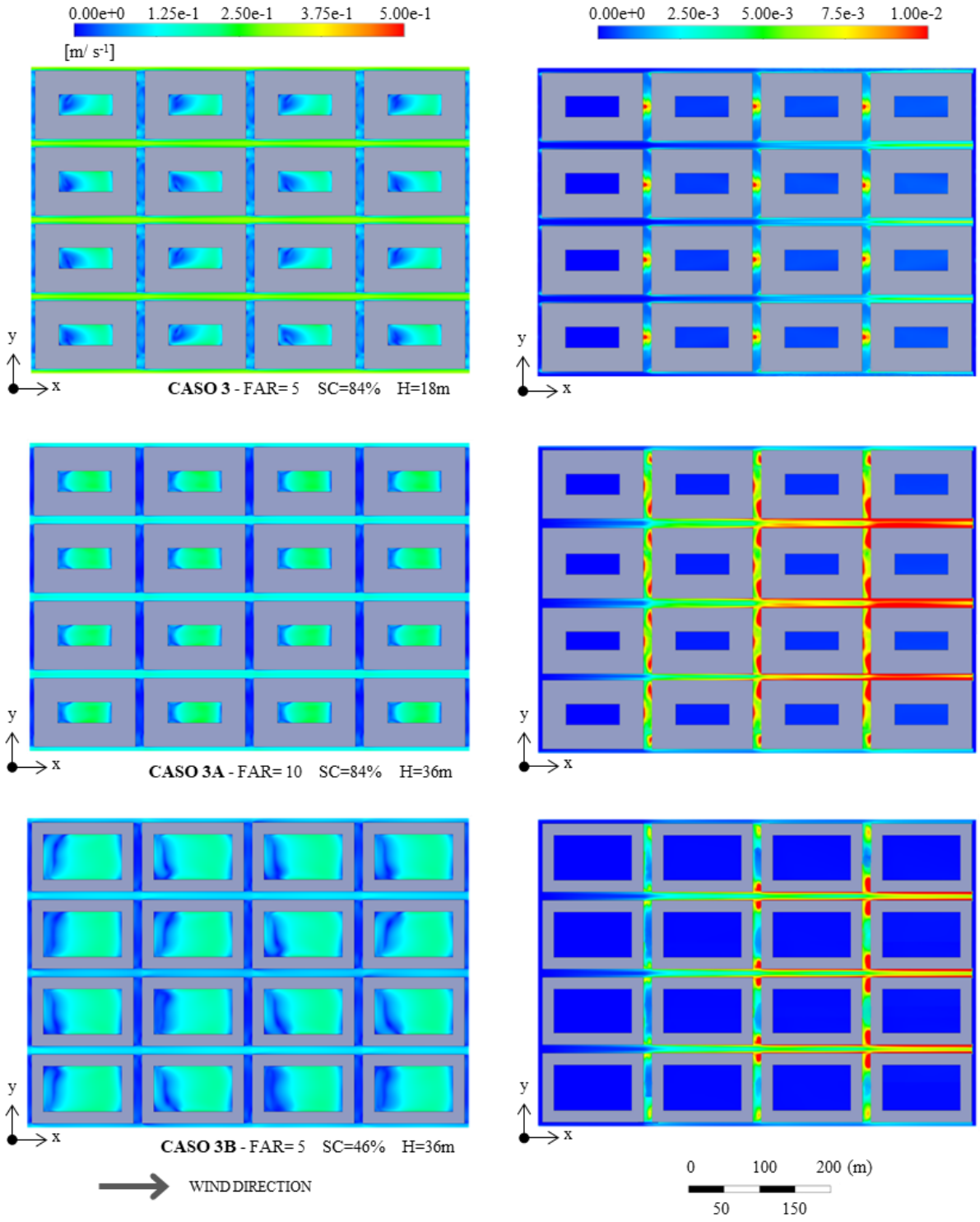


Figura 5.15 – Central courtyard: magnitude média normalizada da velocidade (a) Caso 3; (c) Caso 3A; (e) Caso 3B e concentração média normalizada (b) Caso 3; (d) Caso 3A; f) Caso 3B

No entanto, os Casos 3A e 3B apresentam diferentes taxas de ocupação do solo e, consequentemente, diferentes razões de aspecto do pátio. A menor razão de aspecto do pátio no Caso 3B leva a menos concentração no nível do pedestre em comparação com o Caso 3A, pois fornece mais área não construída. Vale ressaltar que a disposição da porosidade no interior do

pátio reflete em uma área dentro do bloco com menor concentração de poluentes. No entanto, os espaços estreitos entre as quadras, ou seja, a área dos pedestres, apresenta maior concentração de poluentes.

Para todos os casos, a maior concentração ocorre na altura do pedestre. Além disso, o aumento da altura dos edifícios mostra um incremento na concentração de poluentes nos cânions paralelos ao vento. Para ilustrar, a Figura 5.24 mostra a concentração normalizada no cânion paralelo para os cinco casos. Os Casos 1, 2 e 3 com edifícios mais baixos têm um efeito de canalização de vento mais forte nas ruas paralelas. Para esses casos, o poluente é transportado principalmente devido ao transporte horizontal. Por outro lado, com o aumento da altura dos edifícios, aumenta a dispersão vertical dos poluentes. Consequentemente, o aumento da altura dos edifícios associado à menor velocidade do escoamento na direção do vento cria uma mistura maior de poluentes na direção vertical.

Os casos com ruas estreitas (1, 1A, 2, 2A, 3, 3A, 3B) canalizam o vento que leva o poluente para as fachadas dos edifícios, produzindo um padrão simétrico de poluentes. De forma oposta, os casos com ruas mais largas e menor contiguidade das fachadas (1B e 2B) exibem uma concentração mais difusa em função de uma maior mistura dos poluentes nesta região. Vale ressaltar que, apesar dos casos 1, - 1B e 2 - 2B terem a mesma razão de aspecto do cânion, a largura das ruas tem maior impacto na dispersão de poluentes. Além disso, para os casos 3A e 3B, a razão de aspecto do pátio afeta mais a dispersão de poluentes do que a razão de aspecto do cânion. A menor razão de aspecto de pátio no caso 3B reduziu o acúmulo de poluentes nas fachadas dos edifícios na seção vertical.

A Figura 5.17 mostra a concentração média normalizada com o vetor de velocidade no cânion perpendicular ao vento. Apesar dos Casos 1 - 1B e 2 - 2B terem a mesma razão de aspecto do cânion, as ruas mais largas nos casos 1B e 2B associadas à menor velocidade do vento produzem um vórtice mais fraco que faz com que o poluente se concentre perto das superfícies. O fluxo descendente do vórtice mantém o poluente próximo ao solo, e o fluxo ascendente leva o poluente para a fachada a sotavento, deixando um pouco de concentração no centro da caixa da rua.

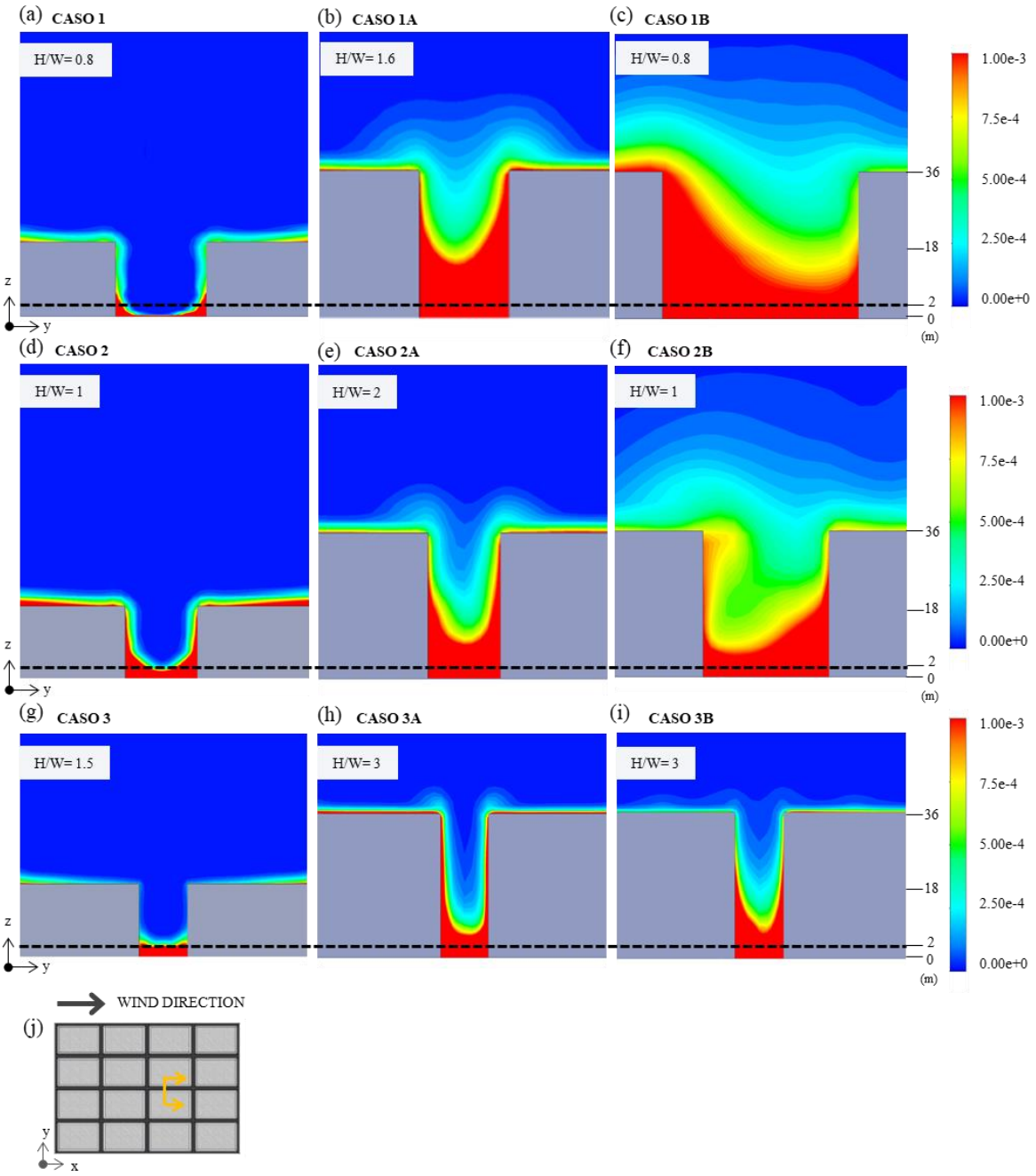


Figura 5.16 – Concentração media normalizada para os seis casos: Single-block (a) Caso 1; (b) Caso 1A; (c) Caso 1B; Detached buildings (d) Caso 2; (e) Caso 2A; (f) Caso 2B; Central courtyard (g) Caso 3; (h) Caso 3A; (i) Caso 3B; localizada na (j) Secção vertical do cânion paralelo

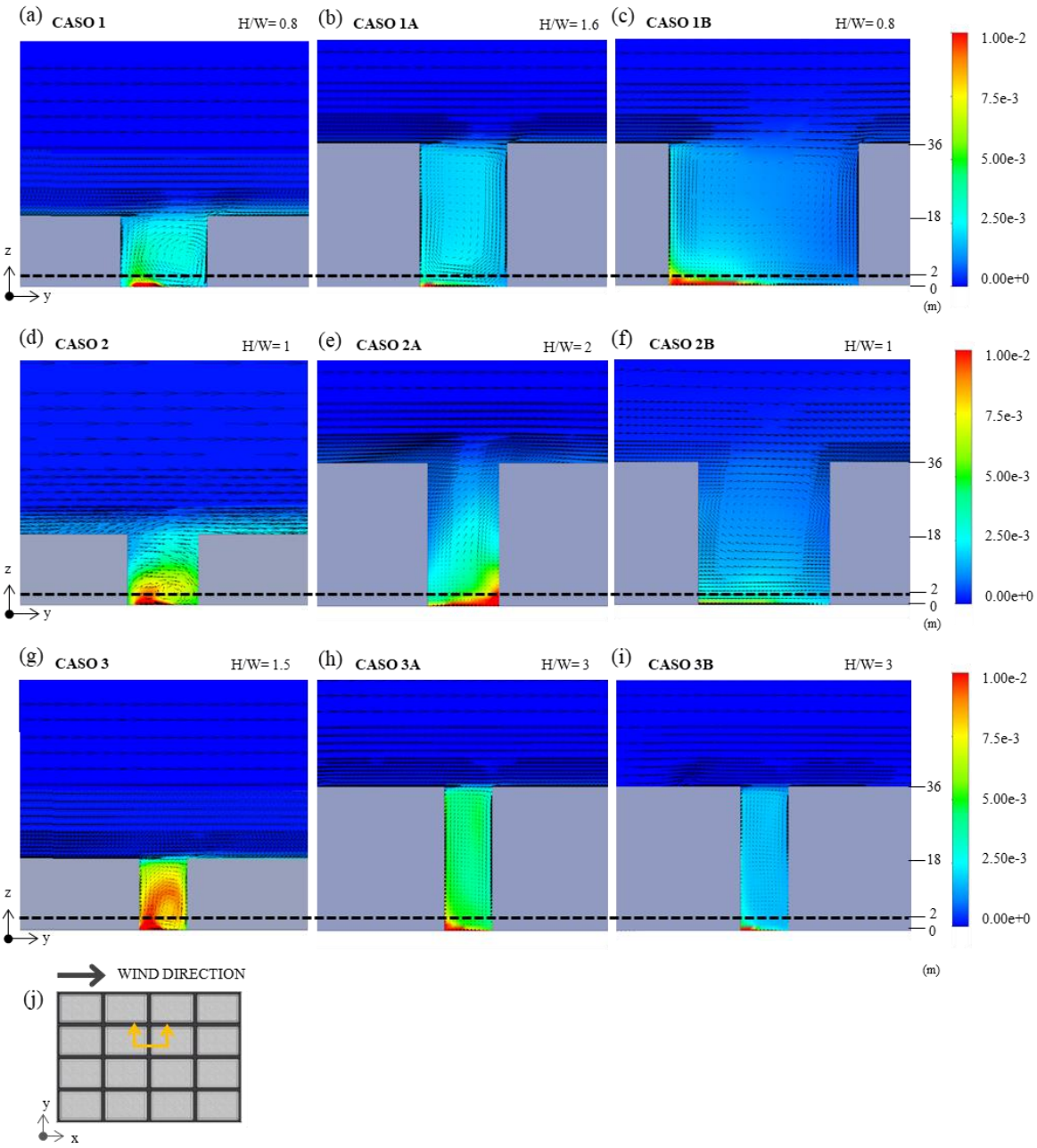


Figura 5.17 - Concentração média normalizada com vetor de velocidade no plano vertical e razão de aspecto (H/W) para os seis casos: Single-block (a) Caso 1; (b) Caso 1A; c) Caso 1B; Detached buildings (d) Caso 2; (e) Caso 2A; f) caso 2B; Central courtyard (g) Caso 3; h) caso 3A; i) caso 3B; localizado na (j) seção vertical do cânion perpendicular

A maior concentração se acumula nas fachadas dos edifícios. A Figura 5.18 mostra a concentração média normalizada nas fachadas a sotavento para os seis casos. A concentração de poluentes nas fachadas dos edifícios acentua o padrão observado no plano horizontal na altura dos pedestres (Figuras 5.19, 5.21 e 5.23). É interessante notar que para a tipologia *detached buildings*, a taxa de ocupação do solo pequena no Caso 2B, reflete-se em mais espaços entre os edifícios, acumulando mais perto dos cruzamentos do que no centro do bloco. Além

disso, os casos do pátio central com o mesmo comprimento de fachada exibem o mesmo padrão de concentração. No entanto, os edifícios maiores nos casos 3A e 3B aumentam a concentração de poluentes. Contudo, a menor razão de aspecto do pátio e SC no caso 3B em comparação com o Caso 3A reduzem a acumulação em direção ao topo do edifício.

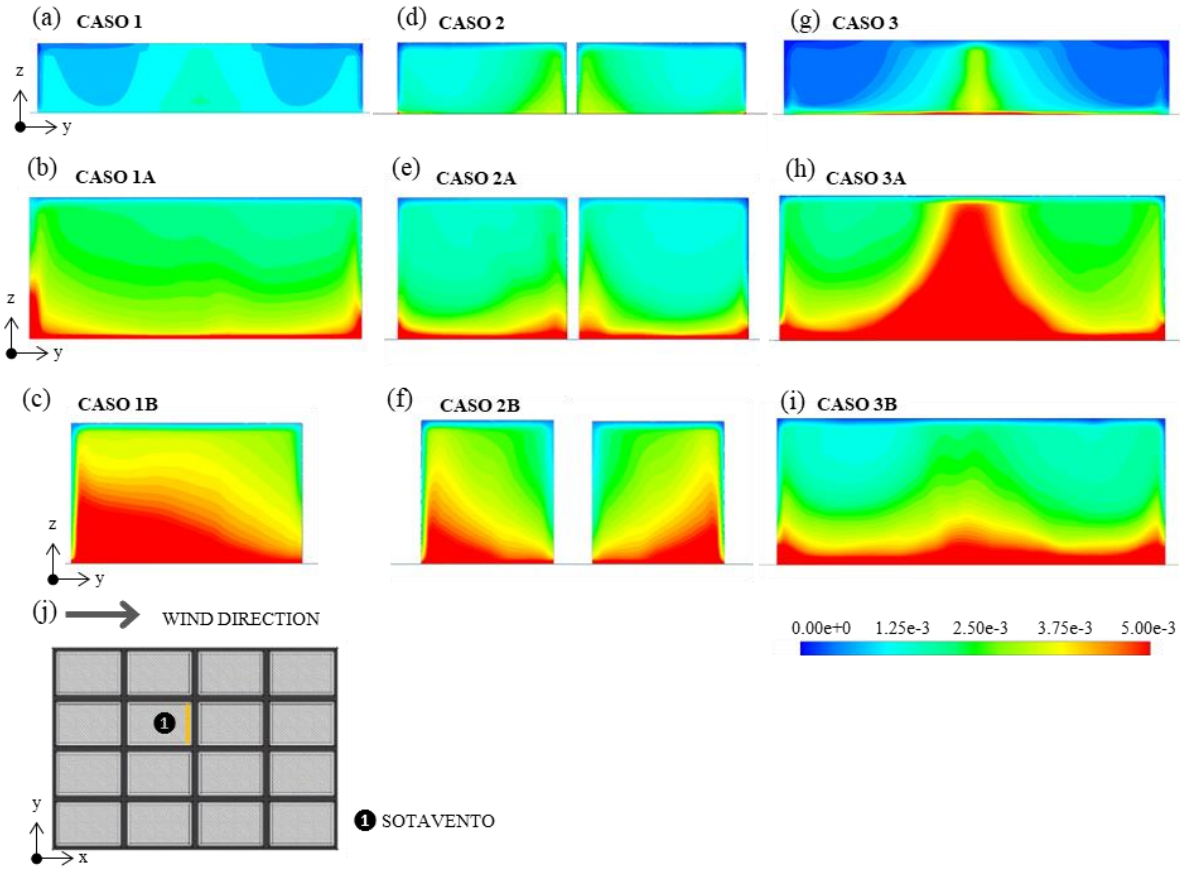


Figura 5.18 - Concentração média normalizada nas fachadas a sotavento nos seis casos: Single-block (a) Caso 1; (b) Caso 1A; c) Caso 1B; Detached buildings (d) Caso 2; (e) Caso 2A; f) caso 2B; Central courtyard (g) Caso 3; h) caso 3A; (i) Caso 3B. (j) Localização da fachada a sotavento

Em síntese, o aumento da altura dos edifícios, mantendo o *SC* dos casos básicos (casos 1, 2 e 3) apresentados pelos Casos 1A, 2A e 3A, mostrou uma diminuição na velocidade do vento e, consequentemente, uma maior concentração no nível de pedestres. Além disso, é interessante notar o padrão de acúmulo de poluentes nesses casos. Para os casos básicos, o poluente se concentra mais nas ruas perpendiculares à direção do vento e nas interseções devido ao efeito mais forte do canal de vento nas ruas paralelas. Por outro lado, nos Casos 1A, 2A e 3A, o poluente se acumula mais nos cruzamentos e nas ruas paralelas. Em seguida, as interseções para as duas configurações apareceram como uma área de atenção à tendência de acumular poluentes.

Para os casos B (1B, 2B e 3B) que mantêm o *FAR* dos casos básicos, mas aumenta a altura e diminui o *SC* , apesar da maior permeabilidade não aumentar a velocidade do vento no nível do transeunte essa demonstrou uma redução da concentração de poluentes nesta região. Além disso, os casos 1B e 2B mostraram um comportamento de escoamento de ar diferente dos casos anteriores. Apesar da mesma razão de aspecto do cânion nos casos 1-1B e 2-2B, a maior largura da rua nos casos 1B e 2B associados à baixa velocidade do vento não canaliza o vento, produzindo um escoamento de ar bastante complexo em ruas paralelas, caracterizado pela baixa velocidade do vento. O vórtice horizontal criado para esse comportamento do escoamento de ar gera uma concentração mais homogênea de poluentes. Para os casos 1A, 1B, 2A e 2B, a velocidade mais baixa do vento cria um vórtice mais fraco nos cânions perpendiculares que mantém o poluente próximo à superfície do solo e à fachada de sotavento do edifício. Exceto no caso 2A, que os espaços maiores entre os prédios dentro da quadra criam um escoamento de ar que transporta o poluente para a fachada a barlavento.

Os casos de tipologia de pátio central (3, 3A e 3B) exibem uma característica única: a área não construída do bloco é colocada no interior da quadra. Por esse motivo, os três casos têm a mesma largura da rua, mas diferem especialmente pelas características do pátio, como razão de aspecto, largura e comprimento. A razão de aspecto do pátio para os casos é sequencialmente de 0,24, 0,48 e 0,33. Os 3 casos apresentam o mesmo comportamento do escoamento de ar e padrão de concentração. No entanto, a concentração aumenta à medida que a razão de aspecto do pátio aumenta. Apesar do pequeno *SC* no Caso 3B, para essa tipologia, a pequena proporção de pátio no Caso 3 mostrou uma menor concentração nas ruas. No entanto, a concentração de poluentes dentro dos pátios no Caso 3B é menor.

5.3. *BREATHABILITY* E PARÂMETROS DE VENTILAÇÃO

Na seção anterior, foram analisadas a concentração de poluentes e a velocidade do vento na altura do pedestre (plano). Na presente seção, essas duas variáveis são discutidas para o volume de pedestres (z= 0-2m) usando índices de eficiência de ventilação, que são avaliados com base no conceito de respirabilidade ou *breathability* da cidade. O conceito de respirabilidade da cidade é explorado em diversos estudos científicos, entre outros BUCCOLIERI et al. (2015) e HANG et al. (2015), refletindo o potencial de ventilação de uma região. Para esse fim, a respirabilidade ou *breathability* da cidade é avaliada usando 03 índices de eficiência de

ventilação: idade média do ar ($\bar{\tau}_p$), vazão de purificação (*PFR – purging flow rate*) e velocidade de escape (*NEV – net escape velocity).*

A idade média do ar representa o tempo médio necessário para que o ar chegue a um determinado ponto no espaço (SHEN et al., 2017b) ou uma escala de tempo típica de renovação de ar no ambiente. A idade média do ar é usada para avaliar a *breathability*. Valores mais baixos da idade média do ar indicam melhor ventilação e consequentemente melhor qualidade do ar na altura dos pedestres. A idade média do ar ($\bar{\tau}_p$) pode ser calculada por

$$\bar{\tau}_p = \frac{\overline{\langle c \rangle}_{ped}}{\dot{m}} \qquad \text{[Equação 23]}$$

Onde $\overline{\langle c \rangle}_{ped}$ é a concentração de poluentes integrada ao longo do volume que vai do solo (z=0) até a altura da pedestre (z = 2m) e $\dot{m}$ é a taxa de emissão de poluentes ($\dot{m}$ = 5x 10^{-3} kg.m²/s).

Neste trabalho a idade média do ar é normalizada conforme proposto por SHEN et al. (2017b):

$$\bar{\tau}_p^* = \frac{\bar{\tau}_p Q_{ref}}{Vol_{ped}} \qquad \text{[Equação 24]}$$

Onde Q_{ref} é a vazão do volume de referência (m³/s) através da entrada, que é o produto da área de abertura da entrada (A_{ref}) e a velocidade média na entrada do dossel na altura do pedestre (z = 2m). Vol_{ped} é o volume de referência (m³) de toda a área de pedestres, ou seja, o volume calculados como a área das ruas multiplicado pela altura do pedestre.

O conceito de *PFR* foi introduzido (BADY et al., 2008) e adotado em estudos de SHEN et al. (2017b) e PENG et al. (2019a). Para prever a taxa líquida de remoção de poluentes no domínio urbano, é utilizada a vazão de purificação (*PFR – purging flow rate*):

$$PFR = \frac{\dot{m}\, Vol_{ped}}{\overline{\langle c \rangle}_{ped}} \qquad \text{[Equação 25]}$$

A velocidade de escape (*NEV*) representa a capacidade líquida de remover e diluir poluentes do volume de pedestres por fluxos médios e difusão turbulenta. O *NEV* é baseado no conceito de *PFR* e foi proposto por HANG et al. (2012a):

$$NEV = \frac{PFR}{A_p} \qquad \text{[Equação 26]}$$

em que A_p é a área dos limites do volume de pedestres.

A Figura 5.27 mostra a idade média do ar ($\bar{\tau}_p^*$), a velocidade de escape (*NEV*) e a concentração de poluentes $\overline{\langle c \rangle}_{ped}$ para todos os casos estudados. Como esperado, a idade média do ar e a concentração de poluentes $\overline{\langle c \rangle}_{ped}$ apresentam uma distribuição semelhante. A idade média do ar é o tempo típico para a varredura do poluente de um sistema de escoamento de ar. Consequentemente, quanto menor a idade média do ar, maior será a ventilação. Por outro lado, os casos com os maiores valores de *NEV* exibem menor idade média do ar e concentração de poluentes $\overline{\langle c \rangle}_{ped}$.

Para a análise dos casos básicos (Figura 5.27-a), o caso dos *detached buildings* (caso 2) apresenta a maior idade média do ar. Isso mostra que os pequenos espaços entre os edifícios não são suficientes para aumentar a velocidade de escape. Enquanto isso, a tipologia *row* (Caso 6) revela uma idade média do ar significativamente menor em comparação com o Caso 2. Para o volume de pedestres, espaços maiores entre edifícios melhoram a velocidade de escape. Assim, as tipologias dos pátios (Casos 3 e 4) que apresentam fachadas contíguas e proporção mais estreita do desfiladeiro concentram mais poluentes no volume de pedestres. Além disso, as duas tipologias dos pátios exibem resultados mais próximos. No entanto, o pátio central mostrou uma idade média do ar ligeiramente menor, o que pode ser atribuído a uma razão de aspecto do pátio menor em comparação com os pátios internos.

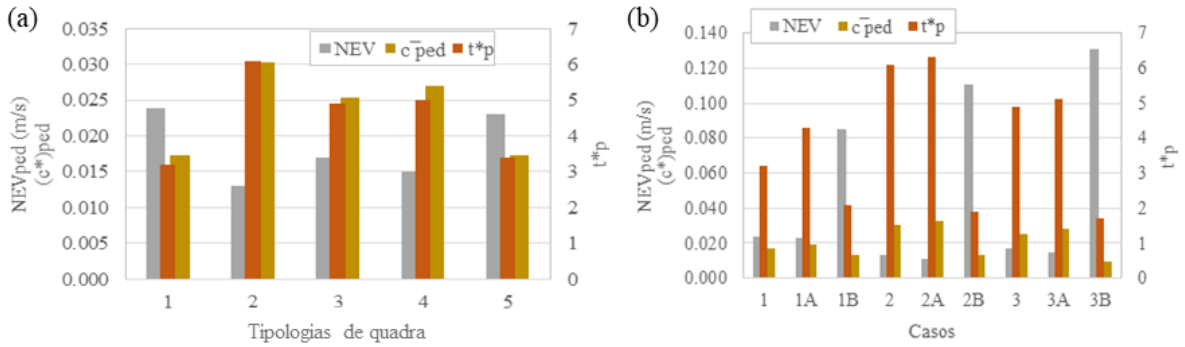


Figura 5.19 - Para todos os casos no volume do pedestre $\bar{\tau}_p^*$, *NEV*, $(\bar{c})ped$. *Single-block* (1, 1A, 1B), *Detached buildings* (2, 2A, 2B), *Central Courtyard* (3, 3A, 3B), *Inners courtyards* (4), *Row* (5)

Quanto à variação dos índices urbanísticos para as tipologias *single-block*, *detached buildings* e *central courtyard*, a Figura 5.27-b indica que o aumento da altura do edifício mantendo a taxa de ocupação do solo, como nos Casos 1A, 2A e 3A, aumentou a concentração de poluentes no volume de pedestre. Por outro lado, o aumento da altura do edifício associado a uma pequena

taxa de ocupação, como nos Casos 1B, 2B e 3B, reduziu a concentração e assim apresenta menor idade média do ar.

Para cada tipologia, reduzir a taxa de ocupação do solo e aumentar a altura dos prédios provou ser uma estratégia eficiente para aumentar a velocidade de escape. É importante observar que um *NEV* maior não representa maior velocidade do vento no interior do dossel. Na seção anterior, os Casos 1B, 2B e 3B exibem velocidades de vento menores em comparação aos casos básicos, respectivamente 1, 2 e 3. O aumento da altura dos prédios dos casos básicos para os derivados, como já dito reduz a velocidade do vento na altura do pedestre. Contudo, a diferença de velocidade para a tipologia *single-block* está também associada ao comprimento do cânion. O comprimento do cânion pode ser expresso como uma proporção entre a altura dos edifícios (H) e o comprimento da área contigua dos edifícios (L) (VARDOULAKIS et al., 2003). Assim, para a tipologia *single-block* (casos 1 e 1B), o comprimento do cânion do caso 1 é $L/H \approx 7$, considerado longo e do caso 1B é $L/H \approx 3$, considerado curto. O cânion longo aumenta o efeito de canalização e assim a velocidade do vento.

Para os casos da tipologia *central courtyard* (casos 3 e 3B), o comprimento do cânion se mostrou também um fator impactante da velocidade. O Caso 3 apresenta comprimento de cânion $L/H \approx 8$, considerado longo e o caso 3B possui $L/H \approx 4$, considerado médio. Ademais, para a tipologia *detached buildings* (Casos 2 e 2B) o menor espaçamento entre prédios encontrado no Caso 2 também colabora na canalização do vento em contraponto com o maior afastamento entre edifícios do caso 2B. Sendo assim, a menor velocidade nos Casos 1B, 2B e 3B destaca a importância de outra variável para os valores de NEV, a superfície construída. Portanto, o aumento da área não construída melhora a capacidade do fluido de remover/diluir poluentes no volume de pedestres, mesmo em cenários de velocidade do vento mais baixa.

An et al. (2019) destacam que manter uma permeabilidade de cerca de 20% em diferentes arranjos de edifícios é considerada suficiente para manter uma concentração baixa. Destacam ainda que não houveram melhoras significativas em estratégias com maior permeabilidade. Ressalta-se que o estudo investigou relações de permeabilidade entre 0% e 30%. Porém, no presente estudo a redução da superfície construída em cerca de 35% dos casos básicos (20%) de permeabilidade) para os casos B (55% de permeabilidade), mostrou uma diminuição na concentração de poluentes no nível do transeunte em cerca de 30%.

Além disso, apesar das três estratégias de desenho urbano para cada tipologia revelarem claramente uma tendência associada à altura do edifício e à taxa de ocupação do solo, a análise dos seis casos combinados evidenciou o impacto da tipologia de quadra. Por exemplo, para os três casos básicos (1, 2 e 3), a tipologia *single-block* apresentou a menor idade média do ar. No entanto, para os seis casos, a tipologia do pátio central com baixo *SC* (3B) apresentou a menor idade média do ar, seguida pelos Casos 2B e 1B. Na Figura 5.23 há claramente pouca concentração no pátio. O pátio maior fornece mais área "limpa" dentro do quarteirão.

A tipologia *detached buildings* com baixa taxa de ocupação do solo (Caso 2B) apresentou uma das menores idade média do ar. Além disso, a redução da idade média do ar nos casos 2 - 2B para os casos 1 - 1B é significativamente maior. Esse resultado indica que a tipologia com pequena área de plano por obstáculo (edifício ou quadra) associada a mais espaços entre elas melhora o *NEV* e reduz a concentração de poluentes.

CAPÍTULO 6

CONSIDERAÇÕES FINAIS

1 INTRODUÇÃO

2 REVISÃO DE LITERATURA

3 TIPOLOGIAS E MÉTRICAS

4 SIMULAÇÃO NUMÉRICA

5 RESULTADOS

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

6. Considerações Finais

Neste trabalho foi estudada a influência das configurações urbanas na qualidade do ar. Com este objetivo foi realizado um trabalho interdisciplinar onde foi investigado o impacto que as estratégias de planejamento urbano como a tipologia de quadra e os índices urbanísticos (*FAR*, *SC* e *H*) exercem na dispersão de poluentes no nível do pedestre. A abordagem interdisciplinar do assunto é fundamental para aumentar a aplicabilidade dos resultados das pesquisas de modelagem da dispersão de poluentes no processo de planejamento urbano. Ressalta-se assim, que é de essencial importância que o processo de planejamento urbano considere em suas diretrizes e regulamentações a qualidade do ar no nível do pedestre

Com este intuito, inicialmente foram definidas tipologias de quadra que fossem representativas de ambientes urbanos reais conjuntamente com as métricas para os índices urbanísticos. Assim, os resultados desta pesquisa podem ser aplicados tanto na definição das políticas de densificação de áreas urbanas já consolidadas, como, também, em áreas de expansão urbana e novos loteamentos, podendo ser um parâmetro adicional na definição dos instrumentos de planejamento.

Para a definição das tipologias e valores das métricas urbanas, foi realizado um levantamento dos tipos mais comuns em estudos de modelagem da dispersão de poluentes em conjuntos urbanos. Este levantamento foi analisado conjuntamente com a investigação dos tipos mais comuns em amostras territoriais de regiões centrais de cidades selecionadas, localizadas nas cidades mais densas do continente europeu, americano e asiático. Como resultado desta análise, este estudo propõe cinco tipologias de quadra: *single-block* (bloco adensado), *detached buildings* (prédios separados de base quadrada), *central courtyard* (pátio central), *inners courtyards* (pátios internos), *e row* (barra). Ademais, a partir desta abordagem conjunta foi realizada a parametrização das tipologias quanto as características elementares da quadra como largura, comprimento e altura associadas aos valores dos índices *FAR* e *SC.*

Foi utilizada a dinâmica dos fluidos computacional (CFD) para a simulação das configurações urbanas investigadas. Para a modelagem da turbulência foi utilizado URANS (*Unsteady Reynolds Average Navier Stokes*), e o modelo k-ω SST (*Shear Stress Transport*). A validação do modelo foi realizada por meio da comparação com dados experimentais de túnel de vento descritos em Castro et al. (2017) e Fuka et al. (2017). Os resultados indicaram uma boa

correspondência entre os dados, demonstrando que o modelo foi capaz de prever a distribuição dos padrões de acumulação de poluentes de maneira satisfatória.

Para análise do impacto da tipologia da quadra na dispersão de poluentes, foram mantidos para as cinco tipologias os mesmos valores dos índices *FAR* (5), *SC* (80%) e *H* (18m). Contudo, em função da tipologia, o arranjo dos edifícios na quadra leva a diferentes formas de permeabilidade / porosidade dos arranjos. Ainda, as diferenças do arranjo resultam em diferentes razões de aspecto dos cânions. É possível perceber um padrão de concentração repetido em quase todas as tipologias. As maiores concentrações são registradas nas ruas perpendiculares ao vento e nos cruzamentos. No entanto, as diferenças das tipologias alteram a quantidade de concentração em cada arranjo.

A quadra adensada (*single-block)* apresentou uma concentração média no plano total na altura do pedestre 80% menor que a concentração registrada na tipologia de prédios afastados (*detached buildings)*. A contiguidade das fachadas na direção do vento potencializa o efeito de canalização da ventilação reduzindo a concentração de poluentes, que pode ser observado para os casos *single-block* e *longitudial row*. O vento canalizado nas ruas paralelas aumenta o transporte dos poluentes na direção do escoamento, o que faz com que os cânions paralelos apresentem menor concentração. De forma oposta, a maior permeabilidade das fachadas diminui o efeito de canalização. No entanto destaca-se a importância da orientação das aberturas em relação a direção do vento. A porosidade contra o vento reduz a velocidade do escoamento de ar, suavizando o efeito de canalização e aumentando a concentração de poluentes. A porosidade ao favor do vento causa a canalização na direção do vento. No entanto, os tamanhos das aberturas são importantes para a dispersão.

Nos casos de menor razão de aspecto (0.8) *single-block* e *row* houve maior canalização do vento nos cânions paralelos ao vento e menor concentração de poluentes. Nos casos com razão de aspecto (1.5) *central courtyard* e *inners courtyards* houve uma diminuição da velocidade do vento, apesar do efeito de canalização, os pátios se mostraram como um fator na redução da velocidade. Além disso, os casos com a maior razão de aspecto associada às fachadas permeáveis, *detached buildings* apresentou a maior concentração de poluentes. Sendo assim, para as tipologias permeáveis, a posição das aberturas é um fator chave para a concentração de poluentes. Por exemplo, na tipologia de barra (*row*) é notável que a abertura na direção do vento foi mais eficaz para a dispersão de poluentes do que a abertura contra o vento.

Sequencialmente, para examinar o impacto da variação dos índices urbanísticos *FAR, SC* e *H* foram selecionadas três tipologias entre as cinco tipologias dos casos básicos. As tipologias selecionadas foram *single-block, detached buildings* e *central courtyard.* Estas tipologias representam diferentes disposição de permeabilidade dentro da quadra, uma vez que nas simulações dos casos básicos este fator se mostrou de forte influência na dispersão e concentração de poluentes. Assim, para cada uma das três tipologias foram investigadas duas estratégias de planejamento. Na primeira estratégia, aumenta-se a altura dos edifícios para 36m mantendo a *SC*; na segunda, aumenta-se a altura dos edifícios para 36m reduzindo a *SC.* Em suma, o aumento da altura dos edifícios, mantendo o *SC* dos casos básicos, mostrou uma diminuição na velocidade do vento e, consequentemente, uma maior concentração no nível do pedestre. Em contrapartida, mantendo o *FAR* dos casos iniciais, mas aumentando a altura e reduzindo a *SC* houve uma redução da concentração de poluentes.

Para os casos da tipologia de pátio central (*central courtyard*) a razão de aspecto do pátio se mostrou um fator importante para o entendimento da dispersão de poluentes. A concentração aumenta à medida que a proporção do pátio aumenta. O caso do pátio central com menor *SC* teve o maior fluxo vertical e turbulento no topo e a menor concentração de poluentes no volume do pedestre. Os pátios maiores fornecem áreas "mais limpas" dentro do bloco; no entanto, há uma maior concentração de poluentes nas calçadas.

Ademais, a qualidade do ar urbana reflete-se na *breathability*, que indica o potencial de ventilação de uma região. Os fluxos médios e turbulentos representam a capacidade de remoção dos poluentes pelo escoamento. Assim houve uma correlação positiva entre a idade média do ar e a velocidade de escape do fluxo (*NEV*). Quanto menor a idade média do ar, maior a velocidade do vento. Nos casos analisados, os fluxos são dominados pelos fluxos médios verticais e turbulentos no topo dos prédios. Assim, nos casos com maior fluxo houve a menor concentração de poluentes no volume do pedestre.

Ademais, é significativo destacar que para os casos básicos, a tipologia com prédios separados (*detached buildings*) apresentou a maior concentração. No entanto, com a redução da *SC*, esta mesma tipologia teve uma das menores concentrações dentre as onze configurações. Apresentados estes pontos, para um mesmo *FAR* (5), reduzir a *SC* e consequentemente aumentar a altura dos edifícios apresentou menos concentração que um arranjo com edifícios mais baixos. Por fim, a disposição das áreas não construídas dentro do quarteirão demonstraram ser o maior fator de impacto para a dispersão de poluentes, influenciando assim na *breathability*

da cidade. Por fim, percebe-se que o desempenho da ventilação local não está linearmente relacionado ao *SC*, mas depende fortemente do arranjo dos edifícios.

Destaca-se que o fator que se mostrou de maior impacto para a dispersão de poluentes no nível do transeunte foi a localização do espaço livre dentro da quadra, representada pelo tipo de afastamento (frontal, lateral e/ou de fundos). Para as tipologias estudadas este espaço pode estar localizado ao redor do bloco, afastamento frontal, e assim aumenta o espaçamento entre quadras (*single-block*). Pode estar localizado entre edifícios, aumentando a permeabilidade no interior da quadra; no caso *detached buildings*, afastamentos frontal, lateral e de fundos; e no caso da barra, *row*, os afastamentos frontal e de fundos.Pode ainda, criar uma área protegida no interior da quadra (*courtyards*) com a especificação do afastamento de fundos.

Para os casos básicos, apesar da mesma proporção de área não ocupada na quadra para todas as tipologias, com o aumento do espaço entre quadras proporcionado pelos afastamentos frontais (*single-block*) teve a menor concentração no nível do pedestre. Já para os casos modificados, um maior espaço livre protegido no interior da quadra (pátio) apresentou menor concentração. No entanto, ressalta-se que esta área "limpa" se encontra no interior da quadra e não nas áreas externas. Além disso, a permeabilidade no interior da quadra, distribuição da área não ocupada em afastamentos frontal, laterais e de fundos, se mostrou eficaz para redução de concentração quando há maior espaçamento entre os prédios (caso 2B) e ineficaz nos casos com espaçamentos pequenos (caso 2 e 2A).

A partir dos resultados da pesquisa foi possível formular algumas orientações que auxiliem no processo de planejamento urbano visando a qualidade do ar no nível do pedestre:

(i) Fachadas contíguas na direção do vento ajudam na canalização do vento, reduzindo assim a concentração de poluentes. Os resultados indicam que maior continuidade das fachadas contribui para uma maior canalização do escoamento de ar, o que aumenta a velocidade do vento e acarreta em menor concentração nessa região;

(ii) Para uma mesma densidade construída diminuir a taxa de ocupação e aumentar a altura melhora a velocidade de escape. O aumento da altura do edifício mantendo o SC dos casos básicos, como nos casos 1A, 2A e 3A, aumentou a concentração de poluentes no volume de pedestre. Por outro lado, o aumento da altura do edifício associado a uma pequena taxa de ocupação (casos 1B, 2B e 3B) aumentou a velocidade de escape (NEV) e reduziu a concentração;

(iii) Proporcionar maiores afastamentos frontais aumenta a ventilação no interior do dossel urbano e reduz a concentração de poluentes no nível do pedestre. Os resultados indicaram que maiores afastamentos frontais (*single-block*) contribui mais para a redução da concentração de poluentes do que pequenos afastamentos entre edifícios (*detached buildings*).

(iv) Áreas livres e largas dentro das quadras orientadas na direção do vento auxiliam na circulação do vento entre as quadras. Apesar da tipologia *row* ter a mesma razão de aspecto das tipologias de pátios, a porosidade no meio do quadra reforça o escoamento horizontal na direção do vento.

(v) A razão de aspecto do cânion pode ser incluída como um parâmetro adicional para controle da forma urbana. A razão de aspecto do cânion influencia a canalização do vento, importante para melhorar a remoção de poluentes. Esta variável se mostrou importante para explicar as variações de concentração para os casos estudados;

(vi) Cânions com menores razão de aspecto diminuem a concentração de poluentes. Houve uma correlação positiva entre a razão de aspecto do cânion perpendicular e a concentração de poluentes;

(vii) As tipologias de pátio melhoram a qualidade do ar no interior das quadras, no entanto, as áreas externas experimentam condições de alta concentração. Observou-se que a área livre da quadra destinada aos pátios interno permanece “limpa”, com baixos níveis de concentração de poluentes. Porém, estes espaços não contribuem para a melhor circulação de ar, mas funcionam como regiões “abrigadas” e relativamente sem poluição.

Planejar uma cidade é uma tarefa complexa e multidisciplinar. Um planejamento completamente integrado ainda está longe da realidade da maioria das cidades. A abordagem interdisciplinar do presente estudo é um passo nessa direção. No entanto, de forma a alcançar um planejamento integrado é preciso que os estudos se complementem em um esforço conjunto para construir cidades melhores, mais eficientes e mais humanas. Assim, além do impacto da tipologia urbana na qualidade do ar, outros fatores devem ser investigados como as variáveis climáticas, presença de árvores, topografia, dentre outros.

Para o aprofundamento do tema e verificação dos fatores da tipologia da quadra que influenciam na dispersão de poluentes recomenda-se para trabalhos futuros: a) investigar as variações dos índices urbanísticos para as outras três tipologias de quadra; b) explorar novos cenários para as cinco tipologias pautados no aumento *do FAR* que representem cenários mais adensados; c)

analisar como diferentes direções de vento impactam na dispersão e concentração de poluentes para os casos apresentados; d) testar diferentes dimensões de espaçamento entre edifícios para as tipologias de fachadas permeáveis; e) usar dados climatológicos de condições meteorológicas reais.

REFERÊNCIAS

AHMAD ZAKI, S. et al. Aerodynamic Parameters of Urban Building Arrays with Random Geometries. v. 138, p. 99–120, 2011.

AHMAD ZAKI, S.; HAGISHIMA, A.; TANIMOTO, J. Experimental study of wind-induced ventilation in urban building of cube arrays with various layouts. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 103, p. 31–40, 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jweia.2012.02.008>.

AI, Z. T.; MAK, C. M. CFD simulation of flow in a long street canyon under a perpendicular wind direction: Evaluation of three computational settings. 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2016.12.032>. Acesso em: 11 dez. 2019.

ALLEGRINI, J.; DORER, V.; CARMELIET, J. Journal of Wind Engineering In fl uence of morphologies on the microclimate in urban neighbourhoods. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 144, p. 108–117, 2015.

AMORIM, J. H. et al. CFD modelling of the aerodynamic effect of trees on urban air pollution dispersion. **Science of the Total Environment**, v. 461–462, p. 541–551, 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.031>.

AN, K.; WONG, S. M.; FUNG, J. C. H. Exploration of sustainable building morphologies for effective passive pollutant dispersion within compact urban environments. **Building and Environment**, v. 148, n. July 2018, p. 508–523, 2019.

ARISTODEMOU, E. et al. How tall buildings affect turbulent air flows and dispersion of pollution within a neighbourhood *. 2018. Disponível em: <http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>. Acesso em: 1 dez. 2019.

AYO, S. A.; MOHD-GHAZALI, N.; MANSOR, S. Outdoor ventilation performance of various configurations of a layout of two adjacent buildings under isothermal conditions. **Building Simulation**, 2015.

AYOADE, J. O. **Introdução à climatologia para os trópicos. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. 15ª ed.** [S.l: s.n.], 2011.

AZIZI, M. M.; JAVANMARDI, K. The Effects of Urban Block Forms on the Patterns of Wind and Natural Ventilation. 2017, [S.l: s.n.], 2017.

BADY, M. et al. An experimental investigation of the wind environment and air quality within a densely populated urban street canyon. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 99, n. 8, p. 857–867, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jweia.2011.06.005>.

BADY, M.; KATO, S.; HUANG, H. Towards the application of indoor ventilation efficiency indices to evaluate the air quality of urban areas. **Building and Environment**, v. 43, n. 12, p. 1991–2004, 2008.

BAHLALI, M. L.; DUPONT, E.; CARISSIMO, B. Atmospheric dispersion using a Lagrangian stochastic approach: Application to an idealized urban area under neutral and stable meteorological conditions. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 193, n. August 2018, 2019.

BAIK, J.-J.; KANG, Y.-S.; KIM, J.-J. Modeling reactive pollutant dispersion in an urban street canyon. **Atmospheric Environment**, v. 41, p. 934–949, 2007. Disponível em: <www.elsevier.com/locate/atmosenv>. Acesso em: 11 dez. 2019.

BAIK, J. J. et al. Effects of building roof greening on air quality in street canyons. **Atmospheric Environment**, v. 61, p. 48–55, 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.06.076>.

BAKER, J.; WALKER, H. L.; CAI, X. A study of the dispersion and transport of reactive pollutants in and above street canyons - A large eddy simulation. **Atmospheric Environment**, v. 38, n. 39, p. 6883–6892, dez. 2004.

BELALCAZAR, L. C. et al. An evaluation of the estimation of road traffic emission factors from tracer studies. **Atmospheric Environment**, v. 44, n. 31, p. 3814–3822, out. 2010.

BEN SALEM, N.; SALIZZONI, P.; SOULHAC, L. Estimating accidental pollutant releases in the built environment from turbulent concentration signals. **Atmospheric Environment**, v. 148, p. 266–281, 1 jan. 2017.

BENEVOLO, L. A origem da cidade no oriente próximo. **Hist. da Cid.** [S.l: s.n.], 1997. .

BERTONI, A. No caminho para o urbanismo. Saturnino de Brito e Édouard Imbeaux, trajetórias profissionais entre Brasil e França. **Anais do Museu Paulista: História e Cultura Material**, v. 23, n. 1, p. 111–132, 2015.

BLOCKEN, B.; VERVOORT, R.; VAN HOOFF, T. Reduction of outdoor particulate matter concentrations by local removal in semi-enclosed parking garages: A preliminary case study for Eindhoven city center. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 159, n. October, p. 80–98, 2016.

BOPPANA, V. B.L.; XIE, Z. T.; CASTRO, I. P. Large-eddy simulation of dispersion from surface sources in arrays of obstacles. **Boundary-Layer Meteorology**, v. 135, n. 3, p. 433–454, 2010.

BOPPANA, Venkata B.L. et al. CFD assessment on particulate matter filters performance in urban areas. **Sustainable Cities and Society**, 2019.

BORREGO, C. et al. Emission and dispersion modelling of Lisbon air quality at local scale. 2003, [S.l.]: Elsevier Ltd, 2003. p. 5197–5205.

_____. Traffic-related particulate air pollution exposure in urban areas. **Atmospheric Environment**, v. 40, n. 37, p. 7205–7214, dez. 2006.

BRANFORD, S. et al. Dispersion of a Point-Source Release of a Passive Scalar Through an Urban-Like Array for Different Wind Directions. **Boundary-Layer Meteorology**, v. 139, n. 3, p. 367–394, 2011.

BRIGHT, V. B.; BLOSS, W. J.; CAI, X. Urban street canyons: Coupling dynamics, chemistry and within-canyon chemical processing of emissions. **Atmospheric Environment**, v. 68, p. 127–142, abr. 2013.

BRUNEKREEF, B.; HOLGATE, S. T. Air pollution and health. **Lancet**, v. 360, n. 9341, p. 1233–1242, 2002.

BUCCOLIERI, R. et al. Aerodynamic effects of trees on pollutant concentration in street canyons. **Science of the Total Environment**, v. 407, n. 19, p. 5247–5256, 2009. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.06.016>.

_____. Analysis of local scale tree-atmosphere interaction on pollutant concentration in idealized street canyons and application to a real urban junction. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 9, p. 1702–1713, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.12.058>.

_____. The breathability of compact cities. **Urban Climate**, v. 13, p. 73–93, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.uclim.2015.06.002>.

_____. The impact of trees on street ventilation, NOx and PM2.5 concentrations across heights in Marylebone Rd street canyon, central London. **Sustainable Cities and Society**, v. 41, n. x, p. 227–241, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scs.2018.05.030>.

CAI, X. M.; BARLOW, J. F.; BELCHER, S. E. Dispersion and transfer of passive scalars in and above street canyons-Large-eddy simulations. **Atmospheric Environment**, v. 42, n. 23, p. 5885–5895, jul. 2008.

CARPENTIERI, M. et al. Mean and turbulent mass flux measurements in an idealised street network *. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.069>. Acesso em: 30 nov. 2019.

CARPENTIERI, M.; ROBINS, A. G. Influence of urban morphology on air flow over building arrays. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, 2015a.

_____. Influence of urban morphology on air flow over building arrays. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 145, p. 61–74, 2015b. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jweia.2015.06.001>.

_____. Influence of urban morphology on air flow over building arrays. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 145, p. 61–74, 2015c.

CARPENTIERI, M.; ROBINS, A. G.; BALDI, S. Three-dimensional mapping of air flow at an urban canyon intersection. **Boundary-Layer Meteorology**, v. 133, n. 2, p. 277–296, 2009.

CASTRO, I. P. et al. Measurements and Computations of Flow in an Urban Street System. **Boundary-Layer Meteorology**, v. 162, n. 2, p. 207–230, 2017.

CHAN, T. L. et al. Validation of a two-dimensional pollutant dispersion model in an isolated street canyon. **Atmospheric Environment**, v. 36, n. 5, p. 861–872, 2002.

CHANG, C. H.; MERONEY, R. N. The effect of surroundings with different separation distances on surface pressures on low-rise buildings. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 91, n. 8, p. 1039–1050, 2003.

CHEN, L.; HANG, J.; SANDBERG, M.; CLAESSON, L.; DI SABATINO, S.; et al. The impacts of building height variations and building packing densities on flow adjustment and city breathability in idealized urban models. **Building and Environment**, v. 118, p. 344–361, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2017.03.042>.

_____. The Influence of Building Packing Densities on Flow Adjustment and City Breathability in Urban-like Geometries. **Procedia Engineering**, v. 198, n. September 2016, p. 758–769, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.proeng.2017.07.127>.

CHENG, W. C.; LIU, C. H. Large-eddy simulation of turbulent transports in urban street canyons in different thermal stabilities. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 99, n. 4, p. 434–442, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jweia.2010.12.009>.

CHESHMEHZANGI, A.; BUTTERS, C. Sustainable living and urban density: The choices are wide open. **Energy Procedia**, v. 88, p. 63–70, 2016.

COCEAL, O.; BELCHER, S. E. A canopy model of mean winds through urban areas. **Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society**, 2004.

COCEAL, Omduth et al. Flow structure and near-field dispersion in arrays of building-like obstacles. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 125, p. 52–68, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jweia.2013.11.013>.

CRAIG, K. J.; DE KOCK, D. J.; SNYMAN, J. A. Minimizing the effect of automotive pollution in

urban geometry using mathematical optimization. **Atmospheric Environment**, v. 35, n. 3, p. 579–587, 2001.

DAI, Y. et al. Evaluation of computational and physical parameters influencing CFD simulations of pollutant dispersion in building arrays. **Building and Environment**, v. 137, n. January, p. 90–107, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.04.005>.

DAI, Y.; MAK, C. M.; AI, Z. Flow and dispersion in coupled outdoor and indoor environments: Issue of Reynolds number independence. **Building and Environment**, v. 150, n. October 2018, p. 119–134, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2019.01.008>.

DEMOGRAPHIA. Demographia World Urban Areas & Population Projections. **Demographia**, n. January, p. 132, 2018.

DHUNNY, A. Z. et al. Investigation of multi-level wind flow characteristics and pedestrian comfort in a tropical city. **Urban Climate**, v. 24, n. February, p. 185–204, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2018.03.002>.

DI SABATINO, S. et al. Simulations of pollutant dispersion within idealised urban-type geometries with CFD and integral models. **Atmospheric Environment**, v. 41, n. 37, p. 8316–8329, 2007.

DIXON, N. S. et al. Evaluation of a turbulent flow and dispersion model in a typical street canyon in York, UK. **Atmospheric Environment**, v. 40, n. 5, p. 958–972, fev. 2006.

DU, Y. et al. New criteria for assessing low wind environment at pedestrian level in Hong Kong. **Building and Environment**, v. 123, p. 23–36, 1 out. 2017.

DU, Y.; MING MAK, C. Improving pedestrian level low wind velocity environment in high-density cities: A general framework and case study. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scs.2018.08.001>. Acesso em: 11 dez. 2019.

EFTHIMIOU, G. C. et al. Evaluation of an inverse modelling methodology for the prediction of a stationary point pollutant source in complex urban environments. **Building and Environment**, v. 143, n. July, p. 107–119, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.07.003>.

_____. Prediction of high concentrations and concentration distribution of a continuous point source release in a semi-idealized urban canopy using CFD-RANS modeling. **Atmospheric Environment**, v. 100, p. 48–56, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.10.040>.

EIFER; LSE CITIES. Cities and Energy: Urban morphology and Heat Energy Demand. p. 227–249, 2011. Disponível em: <https://lsecities.net/publications/reports/cities-and-energy-urban-morphology-and-heat-energy-demand/>.

ES, C. A. COST ES1006 Model evaluation protocol. n. April, 2015.

FALLAH-SHORSHANI, M.; SHEKARRIZFARD, M.; HATZOPOULOU, M. Evaluation of regional and local atmospheric dispersion models for the analysis of traffic-related air pollution in urban areas. **Atmospheric Environment**, v. 167, n. 2, p. 270–282, 2017a. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.08.025>.

_____. Integrating a street-canyon model with a regional Gaussian dispersion model for improved characterisation of near-road air pollution. **Atmospheric Environment**, v. 153, p. 21–31, 2017b.

FAN, M. et al. A decision support tool for evaluating the air quality and wind comfort induced by different opening configurations for buildings in canyons. **Science of the Total Environment**, v. 574, p. 569–582, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.083>.

FELLINI, S. et al. Propagation of toxic substances in the urban atmosphere: A complex network

perspective. **Atmospheric Environment**, v. 198, n. November 2018, p. 291–301, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.10.062>.

FERNANDO, H. J. S. et al. Flow, turbulence, and pollutant dispersion in urban atmospheres. **Physics of Fluids**, v. 22, n. 5, p. 1–20, 2010.

FERREIRA, A. G. **Meteorologia prática. São Paulo: Oficina de textos**. [S.l: s.n.], 2006.

FERZIGER, J. H.; PERIĆ, M. **Comput. Methods Fluid Dyn.** [S.l: s.n.], 2002.

FIRLEY, E.; STAHL, C. **The urban housing handbook**. [S.l: s.n.], 2009. Disponível em: <https://trove.nla.gov.au/work/35495205?q&sort=holdings+desc&_=1533283431946&versionId=44708302>.

FRANKE, J.; STURM, M.; KALMBACH, C. Validation of OpenFOAM 1.6.x with the German VDI guideline for obstacle resolving micro-scale models. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 104–106, p. 350–359, maio 2012.

FRANKE, Jorg et al. **Best practice guideline for the CFD simulation of flows in the urban environment**. [S.l: s.n.], 2007. v. 44. Disponível em: <http://cat.inist.fr/?aModele=afficheN&cpsidt=23892111%5Cnhttp://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Best+practice+guideline+for+the+CFD+simulation+of+flows+in+the+urban+environment#0>.

FU, X. et al. Effects of canyon geometry on the distribution of traffic-related air pollution in a large urban area: Implications of a multi-canyon air pollution dispersion model. **Atmospheric Environment**, v. 165, p. 111–121, 2017a.

_____. Effects of canyon geometry on the distribution of traffic-related air pollution in a large urban area: Implications of a multi-canyon air pollution dispersion model. **Atmospheric Environment**, v. 165, p. 111–121, 2017b. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.06.031>.

FUKA, V. et al. Scalar Fluxes Near a Tall Building in an Aligned Array of Rectangular Buildings. **Boundary-Layer Meteorology**, v. 167, n. 1, p. 53–76, 2017.

GALLAGHER, J. A modelling exercise to examine variations of NOx concentrations on adjacent footpaths in a street canyon: The importance of accounting for wind conditions and fleet composition. **Science of the Total Environment**, v. 550, n. x, p. 1065–1074, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.096>.

GALLAGHER, J.; GILL, L. W.; MCNABOLA, A. The passive control of air pollution exposure in Dublin, Ireland: A combined measurement and modelling case study. **Science of the Total Environment**, v. 458–460, p. 331–343, 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.03.079>.

GALLAGHER, J.; LAGO, C. How parked cars affect pollutant dispersion at street level in an urban street canyon? A CFD modelling exercise assessing geometrical detailing and pollutant decay rates. **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 2410–2418, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.135>.

GAN, Y.; CHEN, H. Discussion on the Applicability of Urban Morphology Index System for Block Natural Ventilation Research. 2016, [S.l.]: Elsevier Ltd, 2016. p. 240–247.

GAO, Z. et al. High resolution unsteady RANS simulation of wind, thermal effects and pollution dispersion for studying urban renewal scenarios in a neighborhood of Toulouse. **Urban Climate**, v. 23, p. 114–130, 2018.

GARBERO, V.; SALIZZONI, P.; SOULHAC, L. Experimental Study of Pollutant Dispersion Within a

Network of Streets. **Boundary-Layer Meteorology**, v. 136, n. 3, p. 457–487, 2010.

GARCÍA-SÁNCHEZ, C.; VAN TENDELOO, G.; GORLÉ, C. Quantifying inflow uncertainties in RANS simulations of urban pollutant dispersion. **Atmospheric Environment**, v. 161, n. 2017, p. 263–273, 2017.

GARCIA, J. et al. Influence of virtual changes in building configurations of a real street canyon on the dispersion of PM10. **Urban Climate**, v. 5, p. 68–81, 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.uclim.2013.08.002>.

GEHL, J.; SVARRE, B. **How to study public life**. [S.l: s.n.], 2013.

GHERMANDI, G. et al. Micro–scale simulation of atmospheric emissions from power–plant stacks in the Po Valley. **Atmospheric Pollution Research**, v. 6, n. 3, p. 382–388, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5094/APR.2015.042>.

GOULART, E. V. et al. Local and non-local effects of building arrangements on pollutant fluxes within the urban canopy. **Building and Environment**, v. 147, n. August 2018, p. 23–34, 2019.

GOUSSEAU, P. et al. CFD simulation of near-field pollutant dispersion on a high-resolution grid: A case study by LES and RANS for a building group in downtown Montreal. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 2, p. 428–438, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.09.065>.

GRIMMOND, C. S. B.; OKE, T. R. Aerodynamic properties of urban areas derived from analysis of surface form. **Journal of Applied Meteorology**, v. 38, n. 9, p. 1262–1292, 1999.

GRIMMOND, C. S. B.; OKE, T. R. Aerodynamic Properties of Urban Areas Derived from Analysis of Surface Form. **Journal of Applied Meteorology**, 2002.

GROMKE, C. A vegetation modeling concept for building and environmental aerodynamics wind tunnel tests and its application in pollutant dispersion studies. **Environmental Pollution**, v. 159, n. 8–9, p. 2094–2099, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2010.11.012>.

_____. Dispersion study in a street canyon with tree planting by means of wind tunnel and numerical investigations - Evaluation of CFD data with experimental data. **Atmospheric Environment**, v. 42, n. 37, p. 8640–8650, 2008. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.08.019>.

GROMKE, C.; BLOCKEN, B. Influence of avenue-trees on air quality at the urban neighborhood scale. Part I: Quality assurance studies and turbulent Schmidt number analysis for RANS CFD simulations. 2015a. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2014.10.016>. Acesso em: 11 dez. 2019.

_____. Influence of avenue-trees on air quality at the urban neighborhood scale. Part II: traffic pollutant concentrations at pedestrian level. **Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)**, v. 196, p. 176–184, 2015b. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2014.10.015>.

GROMKE, C.; JAMARKATTEL, N.; RUCK, B. Influence of roadside hedgerows on air quality in urban street canyons. **Atmospheric Environment**, v. 139, p. 75–86, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.05.014>.

GRONEMEIER, T.; SÜHRING, M. On the effects of lateral openings on courtyard ventilation and pollution-A large-eddy simulation study. **Atmosphere**, v. 10, n. 2, 2019.

GU, Z. L. et al. Effect of uneven building layout on air flow and pollutant dispersion in non-uniform street canyons. **Building and Environment**, v. 46, n. 12, p. 2657–2665, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2011.06.028>.

GUO, F. et al. Improving Natural Ventilation Performance in a High-Density Urban District: A Building Morphology Method. **Procedia Engineering**, v. 205, p. 952–958, 2017a.

_____. Improving Natural Ventilation Performance in a High-Density Urban District: A Building Morphology Method. 2017b, [S.l.]: Elsevier Ltd, 2017. p. 952–958.

HABILOMATIS, G.; CHALOULAKOU, A. A CFD modeling study in an urban street canyon for ultrafine particles and population exposure: The intake fraction approach. **Science of the Total Environment**, v. 530–531, p. 227–232, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.089>.

_____. Ultrafine particles dispersion modeling in a street canyon: Development and evaluation of a composite lattice Boltzmann model. **Science of the Total Environment**, v. 463–464, p. 478–487, 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.094>.

HAJRA, B.; STATHOPOULOS, T.; BAHLOUL, A. A wind tunnel study of the effects of adjacent buildings on near-field pollutant dispersion from rooftop emissions in an urban environment. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 119, p. 133–145, 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jweia.2013.05.003>.

HALL, P. **cities of tomorrow: an intellectual history of urban planning and design since 1880**. [S.l: s.n.], 2014.

HAMLYN, D.; BRITTER, R. A numerical study of the flow field and exchange processes within a canopy of urban-type roughness. **Atmospheric Environment**, v. 39, n. 18, p. 3243–3254, 2005.

HANG, J. et al. City breathability in medium density urban-like geometries evaluated through the pollutant transport rate and the net escape velocity. **Building and Environment**, v. 94, n. P1, p. 166–182, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2015.08.002>.

_____. Natural ventilation assessment in typical open and semi-open urban environments under various wind directions. **Building and Environment**, v. 70, p. 318–333, 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2013.09.002>.

HANG, J.; LI, Y.; BUCCOLIERI, R.; et al. On the contribution of mean flow and turbulence to city breathability: The case of long streets with tall buildings. **Science of the Total Environment**, v. 416, p. 362–373, 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.12.016>.

HANG, J. et al. Pollutant dispersion in idealized city models with different urban morphologies. **Atmospheric Environment**, v. 43, n. 38, p. 6011–6025, 2009. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.08.029>.

_____. The impact of semi-open settings on ventilation in idealized building arrays. **Urban Climate**, v. 25, n. June, p. 196–217, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2018.07.003>.

HANG, J.; LI, Y.; SANDBERG, M.; et al. The influence of building height variability on pollutant dispersion and pedestrian ventilation in idealized high-rise urban areas. **Building and Environment**, v. 56, p. 346–360, 2012a.

_____. The influence of building height variability on pollutant dispersion and pedestrian ventilation in idealized high-rise urban areas. **Building and Environment**, v. 56, p. 346–360, 2012b. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2012.03.023>.

HANG, J. et al. The influence of street layouts and viaduct settings on daily carbon monoxide exposure and intake fraction in idealized urban canyons. **Environmental Pollution**, v. 220, p. 72–86, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.024>.

HANG, J.; LI, Y. Age of air and air exchange efficiency in high-rise urban areas and its link to pollutant dilution. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 31, p. 5572–5585, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.04.051>.

_____. Ventilation strategy and air change rates in idealized high-rise compact urban areas. **Building and Environment**, 2010.

HANG, J.; LI, Y.; SANDBERG, M. Experimental and numerical studies of flows through and within high-rise building arrays and their link to ventilation strategy. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 99, n. 10, p. 1036–1055, 2011.

HANJALIĆ, K.; KENJEREŠ, S. Some developments in turbulence modeling for wind and environmental engineering. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 96, n. 10–11, p. 1537–1570, out. 2008.

HE, L. et al. Numerical investigations of flow and passive pollutant exposure in high-rise deep street canyons with various street aspect ratios and viaduct settings. **Science of the Total Environment**, v. 584–585, p. 189–206, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.138>.

HE, Q. et al. The impact of urban growth patterns on urban vitality in newly built-up areas based on an association rules analysis using geographical 'big data'. **Land Use Policy**, v. 78, n. May, p. 726–738, 2018.

HE, Y.; TABLADA, A.; WONG, N. H. Effects of non-uniform and orthogonal breezeway networks on pedestrian ventilation in Singapore's high-density urban environments. **Urban Climate**, v. 24, p. 460–484, 2018.

HERTWIG, D. et al. CFD-RANS model validation of turbulent flow in a semi-idealized urban canopy. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 111, p. 61–72, 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jweia.2012.09.003>.

HINZE, J. O. Turbulence McGraw-Hill. **New York**, 1975.

HONG, B.; LIN, B. Numerical studies of the outdoor wind environment and thermal comfort at pedestrian level in housing blocks with different building layout patterns and trees arrangement. **Renewable Energy**, v. 73, p. 18–27, 2015.

HONG, Bo; LIN, B.; QIN, H. Numerical investigation on the coupled effects of building-tree arrangements on fine particulate matter (PM2.5) dispersion in housing blocks. **Sustainable Cities and Society**, v. 34, p. 358–370, 1 out. 2017.

HONG KONG PLANNING DEPARTMENT. Urban Design Guidelines for. **Management**, v. 8, n. 3, p. 119–133, 2003.

HUANG, H. et al. CFD analysis on traffic-induced air pollutant dispersion under non-isothermal condition in a complex urban area in winter. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 96, n. 10–11, p. 1774–1788, 2008.

HUANG, Y. dong et al. Wind tunnel simulation of pollutant dispersion inside street canyons with galleries and multi-level flat roofs. **Journal of Hydrodynamics**, v. 28, n. 5, p. 801–810, 2016.

HUANG, Yuan dong et al. Impacts of tree-planting pattern and trunk height on the airflow and pollutant dispersion inside a street canyon. **Building and Environment**, v. 165, n. July, p. 106385, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2019.106385>.

HUANG, Yuandong; HU, X.; ZENG, N. Impact of wedge-shaped roofs on airflow and pollutant dispersion inside urban street canyons. **Building and Environment**, v. 44, n. 12, p. 2335–2347, 2009. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2009.03.024>.

IACCARINO, G. et al. Reynolds averaged simulation of unsteady separated flow. **International Journal of Heat and Fluid Flow**, 2003.

JEANJEAN, A. P. R. et al. A CFD study on the effectiveness of trees to disperse road traffic emissions at a city scale. **Atmospheric Environment**, v. 120, p. 1–14, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.003>.

JEANJEAN, A. P. R.; MONKS, P. S.; LEIGH, R. J. Modelling the effectiveness of urban trees and grass on PM2.5 reduction via dispersion and deposition at a city scale. **Atmospheric Environment**, v. 147, p. 1–10, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.09.033>.

JIN, X. et al. Particle transport characteristics in the micro-environment near the roadway. **Building and Environment**, v. 102, p. 138–158, 1 jun. 2016.

JOHNSON, G. T.; HUNTER, L. J. Urban wind flows: Wind tunnel and numerical simulations - A preliminary comparison. **Environmental Modelling and Software**, 1998.

JUAN, Y. H. et al. Optimization procedures for enhancement of city breathability using arcade design in a realistic high-rise urban area. **Building and Environment**, v. 121, p. 247–261, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2017.05.035>.

JUNYAN YANG, BEIXIANG SHI, YI SHI, SIMON MARVIN, Y. Z.; XIA, G. Air pollution dispersal in high density urban areas: Research on the triadic relation of wind, air pollution, and urban form. **Sustainable Cities and Society**, p. 102702, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.dnarep.2019.102702>.

JUNYAN YANG, BEIXIANG SHI, YI ZHENG, YI SHI, G. X. Urban Form and Air Pollution Disperse: Key Index and Mitigation Strategies. **Sustainable Cities and Society**, p. 437–453, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cois.2019.08.004>.

KANG, G. et al. Development of a computational fluid dynamics model with tree drag parameterizations: Application to pedestrian wind comfort in an urban area. **Building and Environment**, v. 124, p. 209–218, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2017.08.008>.

KANG, Y. S.; BAIK, J. J.; KIM, J. J. Further studies of flow and reactive pollutant dispersion in a street canyon with bottom heating. **Atmospheric Environment**, v. 42, n. 20, p. 4964–4975, 2008.

KATO, S.; HUANG, H. Ventilation efficiency of void space surrounded by buildings with wind blowing over built-up urban area. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 97, n. 7–8, p. 358–367, 2009. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jweia.2009.05.003>.

KIKUMOTO, H.; OOKA, R. A numerical study of air pollutant dispersion with bimolecular chemical reactions in an urban street canyon using large-eddy simulation. **Atmospheric Environment**, v. 54, p. 456–464, 2012a. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.02.039>.

_____. A study on air pollutant dispersion with bimolecular reactions in urban street canyons using large-eddy simulations. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 104–106, p. 516–522, 2012b. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jweia.2012.03.001>.

KIM, J.-J.; BAIK, J.-J. A numerical study of the effects of ambient wind direction on flow and dispersion in urban street canyons using the RNG k-e turbulence model. **Atmospheric Environment**, v. 38, p. 3039–3048, 2004.

KIM, M. J.; PARK, R. J.; KIM, J. J. Urban air quality modeling with full O 3-NO x-VOC chemistry: Implications for O 3 and PM air quality in a street canyon. **Atmospheric Environment**, v. 47, n. 2, p. 330–340, 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.10.059>.

KING, M. F.; GOUGH, H. L.; et al. Investigating the influence of neighbouring structures on natural ventilation potential of a full-scale cubical building using time-dependent CFD. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 169, n. July, p. 265–279, 2017. Disponível em:

<http://dx.doi.org/10.1016/j.jweia.2017.07.020>.

KING, M. F.; KHAN, A.; et al. Modelling urban airflow and natural ventilation using a GPU-based lattice-Boltzmann method. **Building and Environment**, v. 125, p. 273–284, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2017.08.048>.

KONDO, H.; TOMIZUKA, T. A numerical experiment of roadside diffusion under traffic-produced flow and turbulence. **Atmospheric Environment**, v. 43, n. 27, p. 4137–4147, 2009. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.05.047>.

KOVALETS, I. V. et al. Inverse identification of unknown finite-duration air pollutant release from a point source in urban environment. **Atmospheric Environment**, v. 181, n. November 2017, p. 82–96, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.03.028>.

KUMAR, P. et al. CFD simulation of short-range plume dispersion from a point release in an urban like environment. 2015a. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.10.027>. Acesso em: 30 nov. 2019.

_____. CFD simulation of short-range plume dispersion from a point release in an urban like environment. **Atmospheric Environment**, v. 122, p. 645–656, 2015b. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.10.027>.

KURPPA, M. et al. Ventilation and air quality in city blocks using large-eddy simulation-urban planning perspective. **Atmosphere**, v. 9, n. 2, p. 1–27, 2018.

KWAK, K. H. et al. Urban air quality simulation in a high-rise building area using a CFD model coupled with mesoscale meteorological and chemistry-transport models. **Atmospheric Environment**, v. 100, p. 167–177, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.10.059>.

KWAK, K. H.; BAIK, J. J. A CFD modeling study of the impacts of NOx and VOC emissions on reactive pollutant dispersion in and above a street canyon. **Atmospheric Environment**, v. 46, n. x, p. 71–80, 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.10.024>.

LEE, K. Y.; MAK, C. M. A comprehensive approach to study stack emissions from a research building in a small urban setting. **Sustainable Cities and Society**, v. 51, n. July, p. 101710, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101710>.

LEITL, B. M.; MERONEY, R. N. **Car exhaust dispersion in a street canyon. Numerical critique of a wind tunnel experiment**. **JOURNAL OF Journal of Wind Engineering N~l~i~ and Industrial Aerodynamics**. [S.l.]: ELSEVIER, 1997.

LENZ, S. et al. Towards real-time simulation of turbulent air flow over a resolved urban canopy using the cumulant lattice Boltzmann method on a GPGPU. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 189, n. October 2018, p. 151–162, 2019.

LEUZZI, G. et al. A 3D Lagrangian micromixing dispersion model LAGFLUM and its validation with a wind tunnel experiment. **Atmospheric Environment**, v. 54, p. 117–126, jul. 2012.

LI, W. et al. LES simulation of flow field and pollutant dispersion in a street canyon under time-varying inflows with TimeVarying-SIMPLE approach. **Building and Environment**, v. 157, n. March, p. 185–196, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2019.04.049>.

LI, X. X.; LIU, C. H.; LEUNG, D. Y. C. Numerical investigation of pollutant transport characteristics inside deep urban street canyons. **Atmospheric Environment**, v. 43, n. 15, p. 2410–2418, 2009. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.02.022>.

LI, Xiaofeng; XUE, F. Bayesian inversion of inflow direction and speed in urban dispersion simulations. **Building and Environment**, v. 144, n. May, p. 555–564, 2018. Disponível em:

<https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.08.042>.

LI, Xin et al. Data analytics of urban fabric metrics for smart cities. **Future Generation Computer Systems**, 2018.

LIN, M. et al. Quantitative ventilation assessments of idealized urban canopy layers with various urban layouts and the same building packing density. v. 79, p. 152–167, 2014a.

_____. Quantitative ventilation assessments of idealized urban canopy layers with various urban layouts and the same building packing density. **Building and Environment**, v. 79, p. 152–167, 2014b. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2014.05.008>.

LIN, Y. et al. The influence of advertisement boards, street and source layouts on CO dispersion and building intake fraction in three-dimensional urban-like models. **Building and Environment**, v. 150, n. October 2018, p. 297–321, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2019.01.012>.

LIU, Jianlin et al. Detached eddy simulation of pedestrian-level wind and gust around an elevated building. **Building and Environment**, v. 125, p. 168–179, 15 nov. 2017.

LIU, Jiying et al. An extensive comparison of modified zero-equation, standard k-ε, and LES models in predicting urban airflow. **Sustainable Cities and Society**, v. 40, n. December 2017, p. 28–43, 2018.

LIU, S. et al. Influence of surrounding buildings on wind flow around a building predicted by CFD simulations. **Building and Environment**, v. 140, p. 1–10, 1 ago. 2018.

LIU, Y. S. et al. Large eddy simulation of wind field and pollutant dispersion in downtown Macao. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 17, p. 2849–2859, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.03.001>.

_____. Study on micro-atmospheric environment by coupling large eddy simulation with mesoscale model. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 107–108, p. 106–117, 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jweia.2012.03.033>.

LLAGUNO-MUNITXA, M.; BOU-ZEID, E. Shaping buildings to promote street ventilation: A large-eddy simulation study. **Urban Climate**, v. 26, n. September 2017, p. 76–94, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2018.08.006>.

LO, K. W.; NGAN, K. Characterising the pollutant ventilation characteristics of street canyons using the tracer age and age spectrum. 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.10.023>. Acesso em: 27 nov. 2019.

LONGO, R. et al. CFD dispersion study based on a variable Schmidt formulation for flows around different configurations of ground-mounted buildings. **Building and Environment**, v. 154, n. January, p. 336–347, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2019.02.041>.

LUO, Z.; LI, Y. Passive urban ventilation by combined buoyancy-driven slope flow and wall flow: Parametric CFD studies on idealized city models. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 32, p. 5946–5956, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.04.010>.

MACDONALD, R. W.; GRIFFITHS, R. F.; CHEAH, S. C. Field experiments of dispersion through regular arrays of cubic structures. **Atmospheric Environment**, v. 31, n. 6, p. 783–795, 1997.

MANNINI, C. et al. Unsteady RANS simulations of flow around a bridge section. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, 2010.

MARUCCI, D.; CARPENTIERI, M. Effect of local and upwind stratification on flow and dispersion inside and above a bi-dimensional street canyon. **Building and Environment**, v. 156, p. 74–88, 1 jun. 2019.

MAVROIDIS, I.; GRIFFITHS, R. F. Local characteristics of atmospheric dispersion within building arrays. **Atmospheric Environment**, v. 35, n. 16, p. 2941–2954, 2001.

MCNABOLA, A.; BRODERICK, B. M.; GILL, L. W. A numerical investigation of the impact of low boundary walls on pedestrian exposure to air pollutants in urban street canyons. **Science of the Total Environment**, v. 407, n. 2, p. 760–769, 2009. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.09.036>.

MEI, S. J. et al. Airborne pollutant dilution inside the deep street canyons subjecting to thermal buoyancy driven flows: Effects of representative urban skylines. **Building and Environment**, v. 149, n. December 2018, p. 592–606, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.12.050>.

_____. Wind driven natural ventilation in the idealized building block arrays with multiple urban morphologies and unique package building density. **Energy and Buildings**, v. 155, p. 324–338, 2017.

MERLIER, L. et al. Derivation of generic typologies for microscale urban airflow studies. **Sustainable Cities and Society**, v. 36, p. 71–80, 1 jan. 2018.

MERLIER, L.; JACOB, J.; SAGAUT, P. Lattice-Boltzmann large-eddy simulation of pollutant dispersion in complex urban environment with dense gas effect: Model evaluation and flow analysis. **Building and Environment**, v. 148, n. July 2018, p. 634–652, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.11.009>.

_____. Lattice-Boltzmann Large-Eddy Simulation of pollutant dispersion in street canyons including tree planting effects. **Atmospheric Environment**, v. 195, n. April, p. 89–103, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.09.040>.

MICHIOKA, T.; SATO, A.; SADA, K. Large-eddy simulation coupled to mesoscale meteorological model for gas dispersion in an urban district. **Atmospheric Environment**, v. 75, n. x, p. 153–162, 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.04.017>.

MICHIOKA, Takenobu; TAKIMOTO, H.; SATO, A. Large-Eddy Simulation of Pollutant Removal from a Three-Dimensional Street Canyon. **Boundary-Layer Meteorology**, v. 150, n. 2, p. 259–275, 2014.

MILLIEZ, M.; CARISSIMO, B. Numerical simulations of pollutant dispersion in an idealized urban area, for different meteorological conditions. **Boundary-Layer Meteorology**, v. 122, n. 2, p. 321–342, 2007.

MO, Z.; LIU, C. H. Transport mechanism of urban plume dispersion. **Building and Environment**, v. 161, n. June, 2019.

MOHAMMAD, A. F. et al. A new semi-empirical model for estimating the drag coefficient of the vertical random staggered arrays using LES. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 180, p. 191–200, 1 set. 2018.

MONS, V. et al. Data assimilation-based reconstruction of urban pollutant release characteristics. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 169, n. May, p. 232–250, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jweia.2017.07.007>.

MOONEN, P.; DORER, V.; CARMELIET, J. Effect of flow unsteadiness on the mean wind flow pattern in an idealized urban environment. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, 2012a.

_____. Effect of flow unsteadiness on the mean wind flow pattern in an idealized urban environment. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 104–106, p. 389–396, 2012b. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jweia.2012.01.007>.

MOONEN, P.; GROMKE, C.; DORER, V. Performance assessment of Large Eddy Simulation (LES) for modeling dispersion in an urban street canyon with tree planting. **Atmospheric Environment**, v. 75, p. 66–76, 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.04.016>.

MORADPOUR, M.; AFSHIN, H.; FARHANIEH, B. A numerical investigation of reactive air pollutant dispersion in urban street canyons with tree planting. **Atmospheric Pollution Research**, v. 8, n. 2, p. 253–266, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.apr.2016.09.002>.

MUILWIJK, C. et al. Simulations of photochemical smog formation in complex urban areas. **Atmospheric Environment**, v. 147, p. 470–484, 2016.

MUMOVIC, D.; CROWTHER, J. M.; STEVANOVIC, Z. Integrated air quality modelling for a designated air quality management area in Glasgow. **Building and Environment**, v. 41, n. 12, p. 1703–1712, dez. 2006.

MURENA, F.; MELE, B. Effect of balconies on air quality in deep street canyons. **Atmospheric Pollution Research**, v. 7, n. 6, p. 1004–1012, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.apr.2016.06.005>.

MURENA, Fabio et al. Modelling dispersion of traffic pollution in a deep street canyon: Application of CFD and operational models. **Atmospheric Environment**, v. 43, n. 14, p. 2303–2311, 2009. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.01.038>.

MURENA, Fabio; GAROFALO, N.; FAVALE, G. Monitoring CO concentration at leeward and windward sides in a deep street canyon. **Atmospheric Environment**, v. 42, n. 35, p. 8204–8210, nov. 2008.

NAKAJIMA, K.; OOKA, R.; KIKUMOTO, H. Evaluation of k-ε Reynolds stress modeling in an idealized urban canyon using LES. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 175, n. April 2017, p. 213–228, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jweia.2018.01.034>.

NEOFYTOU, P. et al. Numerical investigation of the pollution dispersion in an urban street canyon. **Environmental Modelling and Software**, v. 21, n. 4, p. 525–531, 2006.

NG, E. et al. Improving the wind environment in high-density cities by understanding urban morphology and surface roughness: A study in Hong Kong. **Landscape and Urban Planning**, v. 101, n. 1, p. 59–74, 2011.

NG, W. Y.; CHAU, C. K. A modeling investigation of the impact of street and building configurations on personal air pollutant exposure in isolated deep urban canyons. **Science of the Total Environment**, v. 468–469, p. 429–448, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.077>.

NIKOLOVA, I. et al. Dispersion modelling of traffic induced ultrafine particles in a street canyon in Antwerp, Belgium and comparison with observations. 2011. Disponível em: <www.recordum.com>. Acesso em: 11 dez. 2019.

NOSEK, Š. et al. Impact of roof height non-uniformity on pollutant transport between a street canyon and intersections. **Environmental Pollution**, v. 227, p. 125–138, 2017.

OKE, T. R. Street design and urban canopy layer climate. **Energy and Buildings**, 1988.

PAAS, B.; SCHNEIDER, C. A comparison of model performance between ENVI-met and Austal2000 for particulate matter. **Atmospheric Environment**, v. 145, p. 392–404, 1 nov. 2016.

PANOFSKY, H. A.; DUTTON, J. A. Atmospheric turbulence: models and methods for engineering applications. 1984.

PARK, S. J. et al. Characteristics of flow and reactive pollutant dispersion in urban street canyons.

Atmospheric Environment, v. 108, p. 20–31, 2015a. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.02.065>.

_____. Characteristics of flow and reactive pollutant dispersion in urban street canyons. **Atmospheric Environment**, 2015b.

PARRA, M. A. et al. A methodology to urban air quality assessment during large time periods of winter using computational fluid dynamic models. **Atmospheric Environment**, v. 44, n. 17, p. 2089–2097, 2010.

PAZOS ORTEGA, T. La obtención de espacio público en la trama consolidada del Eixample. Un proceso urbanístico continuado de más de 30 años. **QRU: quaderns de recerca en urbanisme**, 2014.

PENG, Y. et al. An investigation of the quantitative correlation between urban morphology parameters and outdoor ventilation efficiency indices. **Atmosphere**, v. 10, n. 1, 2019a.

_____. An Investigation of the Quantitative Correlation between Urban Morphology Parameters and Outdoor Ventilation Efficiency Indices. **Atmosphere**, v. 10, n. 1, p. 33, 2019b.

PENG, Y.; GAO, Z.; DING, W. An Approach on the Correlation between Urban Morphological Parameters and Ventilation Performance. 2017, [S.l: s.n.], 2017.

PESIC, D. J. et al. Large Eddy Simulation of wind flow impact on fire-induced indoor and outdoor air pollution in an idealized street canyon. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 155, p. 89–99, 1 ago. 2016.

POSPISIL, J.; KATOLICKY, J.; JICHA, M. A comparison of measurements and CFD model predictions for pollutant dispersion in cities. **Science of the Total Environment**, v. 334–335, p. 185–195, 2004.

RAFAEL, S. et al. Impacts of green infrastructures on aerodynamic flow and air quality in Porto's urban area. **Atmospheric Environment**, v. 190, n. April, p. 317–330, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.07.044>.

RAMPONI, R. et al. CFD simulation of outdoor ventilation of generic urban configurations with different urban densities and equal and unequal street widths. **Building and Environment**, v. 92, p. 152–166, 2015.

RICCI, A. et al. Local-scale forcing effects on wind flows in an urban environment: Impact of geometrical simplifications. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, 2017.

RIVAS, E. et al. CFD modelling of air quality in Pamplona City (Spain): Assessment, stations spatial representativeness and health impacts valuation. **Science of the Total Environment**, v. 649, p. 1362–1380, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.315>.

SALIM, S. M. et al. Numerical simulation of atmospheric pollutant dispersion in an urban street canyon: Comparison between RANS and LES. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 99, n. 2–3, p. 103–113, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jweia.2010.12.002>.

SALVATI, A. et al. Climatic performance of urban textures: Analysis tools for a Mediterranean urban context. **Energy and Buildings**, v. 185, p. 162–179, 2019.

SANCHEZ, E. Y. et al. Emergencies planning and response: Coupling an exposure model with different atmospheric dispersion models. **Atmospheric Environment**, v. 79, p. 486–494, nov. 2013.

SANTIAGO, J. L.; MARTÍN, F. SLP-2D: A new Lagrangian particle model to simulate pollutant dispersion in street canyons. **Atmospheric Environment**, v. 42, n. 17, p. 3927–3936, 2008.

SANTIAGO, J L et al. Evaluation of a CFD-based approach to estimate pollutant distribution within a real urban canopy by means of passive samplers. **Science of the Total Environment**, v. 576, p. 46–58, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.2340048-9697/>. Acesso em: 30 nov. 2019.

SANTIAGO, Jose Luis et al. CFD modelling of vegetation barrier effects on the reduction of traffic-related pollutant concentration in an avenue of Pamplona, Spain. **Sustainable Cities and Society**, v. 48, n. February, p. 101559, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101559>.

SANTIAGO, Jose Luis; MARTÍN, F.; MARTILLI, A. A computational fluid dynamic modelling approach to assess the representativeness of urban monitoring stations. **Science of the Total Environment**, v. 454–455, p. 61–72, 1 jun. 2013.

SANTOS, J. M. **Wind flow and dispersion around single obstacles**. 2000. University of Manchester Institute of Science and Tecnology, UMIST, Grã-Bretanha, 2000.

SCAPERDAS, A.; COLVILE, R. N. Assessing the representativeness of monitoring data from an urban intersection site in central London, UK. **Atmospheric Environment**, v. 33, n. 4, p. 661–674, 1999.

SCHATZMANN, M.; LEITL, B. Issues with validation of urban flow and dispersion CFD models. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 99, n. 4, p. 169–186, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jweia.2011.01.005>.

SCUNGIO, M. et al. Lung cancer risk assessment due to traffic-generated particles exposure in urban street canyons: A numerical modelling approach. **Science of the Total Environment**, v. 631–632, p. 1109–1116, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.093>.

SCUNGIO, Mauro et al. Detached eddy simulation of turbulent flow in isolated street canyons of different aspect ratios. **Atmospheric Pollution Research**, v. 6, n. 2, p. 351–364, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5094/APR.2015.039>.

SEINFELD, J. H.; PANDIS, S. N. **ATMOSPHERIC From Air Pollution to Climate Change SECOND EDITION**. [S.l: s.n.], 2006.

SHA, C. et al. The impact of urban open space and 'lift-up' building design on building intake fraction and daily pollutant exposure in idealized urban models. **Science of the Total Environment**, v. 633, p. 1314–1328, 15 ago. 2018.

SHEN, J. et al. An investigation on the effect of street morphology to ambient air quality using six real-world cases. **Atmospheric Environment**, 2017a.

_____. An investigation on the effect of street morphology to ambient air quality using six real-world cases. **Atmospheric Environment**, v. 164, p. 85–101, 2017b. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.05.047>.

SHEN, Z. et al. Flow pattern and pollutant dispersion over three dimensional building arrays. **Atmospheric Environment**, v. 116, p. 202–215, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.06.022>.

SHI, X. et al. Assessment of pedestrian wind environment in urban planning design. **Landscape and Urban Planning**, v. 140, p. 17–28, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.03.013>.

SHI, Y. et al. Identifying critical building morphological design factors of street-level air pollution dispersion in high-density built environment using mobile monitoring. **Building and Environment**, v. 128, p. 248–259, 15 jan. 2018.

SHIRZADI, M.; NAGHASHZADEGAN, M.; A. MIRZAEI, P. Improving the CFD modelling of cross-

ventilation in highly-packed urban areas. **Sustainable Cities and Society**, 2018.

SINI, J. F.; ANQUETIN, S.; MESTAYER, P. G. Pollutant dispersion and thermal effects in urban street canyons. **Atmospheric Environment**, v. 30, n. 15, p. 2659–2677, 1996.

SOLAZZO, E.; CAI, X.; VARDOULAKIS, S. Modelling wind flow and vehicle-induced turbulence in urban streets. **Atmospheric Environment**, v. 42, n. 20, p. 4918–4931, 2008.

SOLAZZO, E.; VARDOULAKIS, S.; CAI, X. A novel methodology for interpreting air quality measurements from urban streets using CFD modelling. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 29, p. 5230–5239, 2011.

SOULHAC, L. et al. Parametric laws to model urban pollutant dispersion with a street network approach. **Atmospheric Environment**, v. 67, p. 229–241, 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.10.053>.

_____. SIRANERISK: Modelling dispersion of steady and unsteady pollutant releases in the urban canopy. **Atmospheric Environment**, v. 140, p. 242–260, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.04.027>.

SOULHAC, Lionel et al. The model SIRANE for atmospheric urban pollutant dispersion; part I, presentation of the model. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 39, p. 7379–7395, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.07.008>.

SREBRIC, J.; HEIDARINEJAD, M.; LIU, J. Building neighborhood emerging properties and their impacts on multi-scale modeling of building energy and airflows. **Building and Environment**, v. 91, p. 246–262, 1 set. 2015.

STABILE, L. et al. A simplified benchmark of ultrafine particle dispersion in idealized urban street canyons: A wind tunnel study. **Building and Environment**, v. 93, n. P2, p. 186–198, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2015.05.045>.

STULL, R. B. An introduction to boundary layer meteorology. **An introduction to boundary layer meteorology**, 1988.

SU, J. et al. Effects of real trees and their structure on pollutant dispersion and flow field in an idealized street canyon. **Atmospheric Pollution Research**, v. 10, n. 6, p. 1699–1710, 2019.

TAN, Z. et al. A numerical study of diurnally varying surface temperature on flow patterns and pollutant dispersion in street canyons. **Atmospheric Environment**, v. 104, p. 217–227, 2015a. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.027>.

_____. Impact of source shape on pollutant dispersion in a street canyon in different thermal stabilities. **Atmospheric Pollution Research**, v. 10, n. 6, p. 1985–1993, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apr.2019.09.005>.

_____. Numerical simulation of diurnally varying thermal environment in a street canyon under haze-fog conditions. **Atmospheric Environment**, v. 119, p. 95–106, 2015b. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.034>.

TCHEPEL, O. et al. Determination of background concentrations for air quality models using spectral analysis and filtering of monitoring data. **Atmospheric Environment**, v. 44, n. 1, p. 106–114, 1 jan. 2010.

THAKER, P.; GOKHALE, S. The impact of traffic-flow patterns on air quality in urban street canyons. **Environmental Pollution**, v. 208, p. 161–169, 2016.

THOURON, L. et al. Intercomparison of two modeling approaches for traffic air pollution in street

canyons. **Urban Climate**, v. 27, n. November 2018, p. 163–178, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2018.11.006>.

TIWARY, A.; KUMAR, P. Impact evaluation of green-grey infrastructure interaction on built-space integrity: An emerging perspective to urban ecosystem service. **Science of the Total Environment**, v. 487, n. 1, p. 350–360, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.032>.

TOJA-SILVA, F. et al. CFD simulation of CO 2 dispersion from urban thermal power plant: Analysis of turbulent Schmidt number and comparison with Gaussian plume model and measurements. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 169, n. July, p. 177–193, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jweia.2017.07.015>.

TOJA-SILVA, F.; PREGEL-HODERLEIN, C.; CHEN, J. On the urban geometry generalization for CFD simulation of gas dispersion from chimneys: Comparison with Gaussian plume model. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 177, n. April, p. 1–18, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jweia.2018.04.003>.

TOLIAS, I. C. et al. Large Eddy Simulation study on the structure of turbulent flow in a complex city. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, 2018.

TOMINAGA, Y.; STATHOPOULOS, T. CFD modeling of pollution dispersion in a street canyon: Comparison between LES and RANS. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 99, n. 4, p. 340–348, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jweia.2010.12.005>.

_____. CFD Modeling of Pollution Dispersion in Building Array: Evaluation of turbulent scalar flux modeling in RANS model using LES results. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 104–106, p. 484–491, 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jweia.2012.02.004>.

_____. Steady and unsteady RANS simulations of pollutant dispersion around isolated cubical buildings: Effect of large-scale fluctuations on the concentration field. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 165, n. January, p. 23–33, 2017.

TOPARLAR, Y. et al. CFD simulation and validation of urban microclimate: A case study for Bergpolder Zuid, Rotterdam. **Building and Environment**, v. 83, p. 79–90, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2014.08.004>.

TSEGAS, G. et al. An integrated numerical methodology for describing multiscale interactions on atmospheric flow and pollutant dispersion in the urban atmospheric boundary layer. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 144, p. 191–201, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jweia.2015.05.006>.

UNITED NATIONS DEPARTMENT OF ECONOMIC AND SOCIAL AFFAIRS. **World Urbanization Prospects 2018**. [S.l: s.n.], 2018. Disponível em: <https://population.un.org/wup/>.

US.EPA. **A guide for reducing airpollution through urban planning.pdf**. . [S.l: s.n.]. , 1973

VAN HOOFF, T.; BLOCKEN, B. Coupled urban wind flow and indoor natural ventilation modelling on a high-resolution grid: A case study for the Amsterdam ArenA stadium. **Environmental Modelling and Software**, 2010.

VARDOULAKIS, S. et al. Modelling air quality in street canyons: A review. **Atmospheric Environment**, 2003.

VERNAY, D. G.; RAPHAEL, B.; SMITH, I. F. C. Improving simulation predictions of wind around buildings using measurements through system identification techniques. **Building and Environment**, 2015.

VOS, P. E. J. et al. Improving local air quality in cities: To tree or not to tree? **Environmental Pollution**, v. 183, p. 113–122, 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2012.10.021>.

VRANCKX, S. et al. Impact of trees on pollutant dispersion in street canyons: A numerical study of the annual average effects in Antwerp, Belgium. **Science of the Total Environment**, v. 532, p. 474–483, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.032>.

WANG, C.; LI, Q.; WANG, Z. H. Quantifying the impact of urban trees on passive pollutant dispersion using a coupled large-eddy simulation–Lagrangian stochastic model. **Building and Environment**, v. 145, n. September, p. 33–49, 2018.

WANG, X.; MCNAMARA, K. F. Effects of street orientation on dispersion at or near urban street intersections. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 95, n. 9–11, p. 1526–1540, 2007.

WANG, Y. J. et al. Modeling multi-scale aerosol dynamics and micro-environmental air quality near a large highway intersection using the CTAG model. 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.102>. Acesso em: 11 dez. 2019.

WEERASURIYA, A. U. et al. A wind tunnel study of effects of twisted wind flows on the pedestrian-level wind field in an urban environment. **Building and Environment**, v. 128, n. December 2017, p. 225–235, 2018.

WISE, D. J. et al. Effects of minor changes in the mean inlet wind direction on urban flow simulations. **Sustainable Cities and Society**, v. 37, n. November 2017, p. 492–500, 2018.

WORLD HEALTH ORGANISATION. Summary for Policymakers. **Climate Change 2013 - The Physical Science Basis**, p. 1–30, 2016. Disponível em: <https://www.cambridge.org/core/product/identifier/CBO9781107415324A009/type/book_part>.

XIAO, D. et al. A reduced order model for turbulent flows in the urban environment using machine learning. **Building and Environment**, v. 148, n. October 2018, p. 323–337, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.10.035>.

XIAOMIN, X.; ZHEN, H.; JIASONG, W. The impact of urban street layout on local atmospheric environment. **Building and Environment**, v. 41, n. 10, p. 1352–1363, 2006.

XIE, X.; HUANG, Z.; WANG, J. S. Impact of building configuration on air quality in street canyon. **Atmospheric Environment**, 2005.

XIE, X. min; WANG, J. song; HUANG, Z. Traffic Emission Transportation in Street Canyons. **Journal of Hydrodynamics**, 2009.

XIE, Z. T.; CASTRO, I. P. Large-eddy simulation for flow and dispersion in urban streets. **Atmospheric Environment**, v. 43, n. 13, p. 2174–2185, abr. 2009.

XUE, F.; LI, X. The impact of roadside trees on traffic released PM10 in urban street canyon: Aerodynamic and deposition effects. **Sustainable Cities and Society**, v. 30, p. 195–204, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scs.2017.02.001>.

YANG, F. et al. Impacts of cross-ventilation on the air quality in street canyons with different building arrangements. **Building and Environment**, v. 104, p. 1–12, 1 ago. 2016.

_____. Numerical simulations of the effect of outdoor pollutants on indoor air quality of buildings next to a street canyon. **Building and Environment**, v. 87, p. 10–22, 1 maio 2015.

YANG, H. et al. Integrated impacts of tree planting and street aspect ratios on CO dispersion and personal exposure in full-scale street canyons. **Building and Environment**, v. 169, n. September 2019,

p. 106529, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2019.106529>.

YANG, J. et al. Urban Form and Air Pollution Disperse: Key Index and Mitigation Strategies. **Sustainable Cities and Society**, 2019a.

_____. Urban Form and Air Pollution Disperse: Key Index and Mitigation Strategies. **Sustainable Cities and Society**, p. 101955, 2019b. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2210670719326496>.

YANG, Y.; SHAO, Y. Numerical simulations of flow and pollution dispersion in urban atmospheric boundary layers. **Environmental Modelling and Software**, v. 23, n. 7, p. 906–921, 2008.

YASSIN, M. F. et al. Field and wind-tunnel study of pollutant dispersion in a built-up area under various meteorological conditions. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 93, n. 5, p. 361–382, 2005.

YASSIN, Mohamed F.; KELLNEROVÁ, R.; JAŇOUR, Z. Impact of street intersections on air quality in an urban environment. **Atmospheric Environment**, v. 42, n. 20, p. 4948–4963, 2008.

YOSHIDA, T.; TAKEMI, T.; HORIGUCHI, M. Large-Eddy-Simulation Study of the Effects of Building-Height Variability on Turbulent Flows over an Actual Urban Area. **Boundary-Layer Meteorology**, v. 168, n. 1, p. 127–153, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10546-018-0344-8>.

YOU, W.; SHEN, J.; DING, W. Improving Wind Environment of Residential Neighborhoods by Understanding the Relationship between Building Layouts and Ventilation Efficiency. **Energy Procedia**, v. 105, p. 4531–4536, 2017.

YU, H.; THÉ, J. Validation and optimization of SST k-ω turbulence model for pollutant dispersion within a building array. **Atmospheric Environment**, v. 145, p. 225–238, 2016.

YUAN, C. et al. Multilayer urban canopy modelling and mapping for traffic pollutant dispersion at high density urban areas. **Science of the Total Environment**, v. 647, p. 255–267, 2019a.

_____. Science of the Total Environment Multilayer urban canopy modelling and mapping for traf fi c pollutant dispersion at high density urban areas. **Science of the Total Environment**, v. 647, p. 255–267, 2019b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.409>.

YUAN, C.; NG, E.; NORFORD, L. K. Improving air quality in high-density cities by understanding the relationship between air pollutant dispersion and urban morphologies. **Building and Environment**, 2014.

ZHANG, K. et al. Numerical evaluations of urban design technique to reduce vehicular personal intake fraction in deep street canyons. **Science of the Total Environment**, v. 653, p. 968–994, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.333>.

ZHANG, Y. W. et al. Effect of real-time boundary wind conditions on the air flow and pollutant dispersion in an urban street canyon-Large eddy simulations. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 20, p. 3352–3359, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.03.055>.

ZHONG, J.; CAI, X. M.; BLOSS, W. J. Modelling the dispersion and transport of reactive pollutants in a deep urban street canyon: Using large-eddy simulation. **Environmental Pollution**, v. 200, p. 42–52, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2015.02.009>.

APÊNDICE A

#	Autor (ano)	GU	FQ	Tipologia da quadra	#	Autor (ano)	GU	FQ	Tipologia da quadra
1	(SINI el al., 1996)	I	SC	*row*	26	(YASSIN et al., 2008)	I	R	*courtyard*
2	(MACDONALD et al., 1997)	I	S	*single-block*	27	(KANG et al. , 2008)	I	SC	*row*
3	(LEITL; MERONEY, 1997)	I	SC'S	*row*	28	(GROMKE et al., 2008)	I	SC	*row*
4	(SCAPERDAS; COLVILE, 1999)	S	R	*single-block*	29	(SOLAZZO et al., 2008)	I	SC	*row*
5	(CRAIG et al., 2001)	I	S	*single-block*	30	(MURENA, et al. 2008)	R	R	*inners courtyards*
6	(MAVROIDIS; GRIFFITHS, 2001)	I	S	*single-block*	31	(HANJALIĆ; KENJEREŠ, 2008)	R	O	*mixed*
7	(CHAN et al., 2002)	I	SC	*row*	32	(CAI; et al., 2008)	I	SC	*row*
8	(BORREGO et al., 2003)	R	R	*row*	33	(YANG; SHAO, 2008)	I	S	*single-block*
9	(CHANG; MERONEY, 2003)	I	R	*single-block*	34	(YASSIN et al., 2008)	I	R	*courtyard*
10	(KIM; BAIK, 2004)	I	S	*single-block*	35	(HUANG et al., 2009)	I	SC'S	*Row*
11	(BAKER et al., 2004)	I	SC	*row*	36	(HANG et al., 2009)	I	R; S; O	*row; single-block; other*
12	(POSPISIL et al., 2004)	R	O	*courtyard; mixed*	37	(KATO; HUANG, 2009)	R	R; O	*row; single-block*
13	(YASSIN,. et al., 2005)	R	R; O	*detached buildings; row; mixed*	38	(MURENA et al., 2009)	R	R; O	*inners courtyards*
14	(XIE et al., 2005)	I	SC'S	*row*	39	(LI et al., 2009)	I	SC	*row*
15	(XIAOMIN et al., 2006)	I	SC	*row*	40	(KONDO; TOMIZUKA, 2009)	R	R; O	*row; single-block; mixed*
16	(MUMOVIC et al, 2006)	R	R	*mixed*	41	(XIE.; CASTRO, 2009)	R	R	*single-block*
17	(DIXON et al., 2006)	R	O	*mixed*	42	(MCNABOLA, et al. 2009)	I	SC	*row*
18	(BORREGO et al., 2006)	R	O	*mixed*	43	(BUCCOLIERI et al., 2009)	I	SC	*row*
19	(NEOFYTOU et al., 2006)	R	O	*mixed*	44	(XIE et al., 2009)	I	SC	*row*
20	(MILLIEZ; CARISSIMO, 2007)	I	R	*row*	45	(FERNANDO et al., 2010)	I	R	*row*
21	(DI SABATINO et al., 2007)	I	S	*Single-block*	46	(PARRA et al., 2010)	S	S	*single-block*
22	(BAIK et al., 2007)	I	SC	*Row*	47	(BELALCAZAR et al., 2010)	R	O	*mixed*
23	(WANG; MCNAMARA, 2007)	I	I	*row*	48	(TCHEPEL et al., 2010)	R	O	*mixed*
24	(HUANG, H. et al., 2008)	R	O	*Single-block*	49	(GARBERO et al., 2010)	I	S	*single-block*

#	Autor (ano)	GU	FQ	Tipologia da quadra	#	Autor (ano)	GU	FQ	Tipologia da quadra
25	(SANTIAGO; MARTÍN, 2008)	R	SC	*inners courtyards*	50	(BOPPANA et al., 2010)	I	S	*single-block*
51	(GOUSSEAU et al., 2011)	R	R	*single-block*	77	(BAIK et al., 2012)	I	SC	*row*
52	(SALIM et al., 2011)	I	SC	*Row*	78	(TOMINAGA; STATHOPOULOS, 2012)	I	R	*single-block*
53	(SOULHAC et al., 2011)	r	r	*inners courtyards*	79	(MOONEN et al., 2012b)	I	S	*courtyard*
54	(ZHANG et al., 2011)	i	sc	*row*	80	(FRANKE, et al., 2012)	I	S; R	*single-block*
55	(SOLAZZO et al., 2011)	r; s	sc	*row*	81	(LEUZZI et al., 2012)	i	r	*row*
56	(GU et al., 2011)	I	SC	*row*	82	(HANG et al., 2012)	i	sc's	*row*
57	(SCHATZMANN; LEITL, 2011)	R	SC	*mixed; courtyard*	83	(SOULHAC et al., 2013)	i	s	*single-block*
58	(SALIM et al., 2011)	I	SC	*row*	84	(HAJRA et al., 2013)	i	r	*single-block*
59	(LIU et al., 2011)	R	M	*mixed*	85	(HANG et al., 2013)	I	S	*single-block*
60	(TOMINAGA; STATHOPOULOS, 2011)	I	SC	*row*	86	(MOONEN et al., 2013)	I	SC	*row*
61	(LUO; LI, 2011)	I	S	*single-block*	87	(MICHIOK et al., 2013)	R	O	*detached buildings*
62	(CHENG; LIU, 2011)	I	SC'S	*row*	88	(BRIGHT et al., 2013)	I	SC	*row*
63	(BUCCOLIERI et al., 2011)	I	SC	*row*	89	(SANCHEZ et al., 2013)	R	R	*mixed*
		R	S	*courtyard*	90	(AMORIM et al., 2013)	R	O	*mixed*
64	(BADY et al., 2011)	D	R	*detached buildings*	91	(SANTIAGO et al., 2013)	S	S	*single-block*
65	(HANG; LI, 2011)	I	S	*single-block (tower)*			S	R; O	*single-block*
66	(HANG et al., 2011)	I	S	*single-block*	92	(GALLAGHER et al.,, 2013)	R	O	*mixed*
67	(GROMKE, 2011)	I	SC	*row*	93	(VOS et al., 2013)	I	S + R	*courtyard*
68	(NIKOLOVA et al., 2011)	R	O	*courtyard*			I	R	*detached buildings*
69	(BRANFORD et al., 2011)	I	S	*single-block*	94	(GARCIA et al., 2013)	R	O	*mixed*
70	(HANG et al., 2012b)	I	S	*single-block*	95	(HABILOMATIS; CHALOULAKOU, 2013)	D	R	*courtyard*
71	(KIKUMOTO; OOKA, 2012b)	I	SC'S	*row*	96	(WANG, et al., 2013)	R	O	*row*
72	(KWAK; BAIK, 2012)	I	SC	*row*	97	(YUAN et al., 2014)	D	R	*row; typology variations*
73	(HERTWIG et al., 2012)	D	O	*courtyard*	98	(LIN, et al., 2014b)	I	S	*single-block*
74	(KIKUMOTO; OOKA, 2012a)	I	SC'S	*row*	99	(TIWARY; KUMAR, 2014)	D	O	*courtyard*
75	(KIM et al., 2012)	I; S	SC	*row*	100	(NG, W. Y.; CHAU, 2014)	I	SC'S	*row*
76	(LIU, et al., 2012)	R	O	*mixed*	101	(SHEN, et al., 2015)	I	S	*single-block*

#	Autor (ano)	GU	FQ	Tipologia da quadra	#	Autor (ano)	GU	FQ	Tipologia da quadra
102	(KUMAR et al., 2015b)	I	R	*single-block*	127	(CARPENTIERI; ROBINS, 2015a)	I	R	*single-block*
103	(KWAK et al., 2015)	R	R	*mixed*	128	(GROMKE et al., 2016)	I	SC	*row*
104	(PARK et al., 2015b)	I	S	*single-block*	129	(MUILWIJK et al., 2016)	I	SC	*row*
105	(TOPARLAR et al., 2015)	R	O	*courtyard*			R	O	*courtyard*
106	(EFTHIMIOU et al., 2015)	D	O	*courtyard*	130	(JEANJEAN et al., 2016)	R	O	*mixed*
107	(TSEGAS et al., 2015)	R	M; O	*inners courtyards*	131	(SOULHAC et al., 2016)	I	S	*single-block*
108	(STABILE et al., 2015)	I	SC	*row*	132	(BLOCKEN et al., 2016)	I	S	*single-block*
109	(JEANJEAN et al., 2015)	validation - I	SC	*row*			R	O	*mixed*
		R	O	*courtyard*	133	(YANG et al., 2016)	I	SC	*row*
110	(HANG et al., 2015)	I	S	*single-block*	134	(PAAS; SCHNEIDER, 2016)	R	O	*mixed*
111	(CARPENTIERI; ROBINS, 2015a)	R	R	*single-block*	135	(PESIC et al., 2016)	I	SC	*row*
112	(TAN et al., 2015b)	I	SC	*row*	136	(HUANG, et al.,, 2016)	I	SC	*row*
113	(VERNAY et al., 2015)	R	R	*other*	137	(JIN et al., 2016)	S	SC	*row*
114	(LO; NGAN, 2015)	I	SC'S	*row*	138	(THAKER; GOKHALE, 2016)	S	O	*single-block*
115	(TAN et al., 2015a)	I	SC'S	*row*	139	(GALLAGHER, 2016)	R	O	*mixed*
116	(SREBRIC et al., 2015)	I	S	*single-block*	140	(MURENA; MELE, 2016)	I	SC	*row*
117	(YANG, et al., 2015)	I	SC	*row*	141	(YU; THÉ, 2016)	I	R	*Single-block*
118	(GROMKE; BLOCKEN, 2015a)	I	S	*single-block*	142	(MONS et al., 2017)	R	R	*courtyard; single-block*
119	(VRANCKX et al., 2015)	I	SC	*row*	143	(SHEN, et al., 2017a)	R/S	SC: R; S	*single-block; detached buildings*
120	(HABILOMATIS; CHALOULAKOU, 2015)	I	SC	*row*	144	(AI; MAK, 2017)	I	SC'S	*row*
121	(GROMKE; BLOCKEN, 2015b)	I	S	*single-block*	145	(KING et al., 2017)	I	S	*single-block*
122	(ZHONG et al., 2015)	I	SC	*row*	146	(KING et al., 2017)	I	S	*single-block*
123	(SCUNGIO, et al., 2015)	I	SC	*row*	147	(CHEN et al., 2017)	I	S	*single-block*
124	(BUCCOLIERI et al., 2015)	I	S	*single-block*	148	(JUAN et al., 2017)	R	S; R	*"U"*
125	(GHERMANDI et al., 2015)	R	O	*detached buildings*	149	(FALLAH-SHORSHANI et al., 2017a)	R	R	*mixed*
126	(RAMPONI et al., 2015)	I	R	*single-block*	150	(BEN SALEM et al., 2017)	I	S	*single-block*
151	(FALLAH-SHORSHANI et al., 2017b)	R	R	*mixed*	176	(LI, et al., 2018)	I	R; O	*single-block*

#	Autor (ano)	GU	FQ	Tipologia da quadra	#	Autor (ano)	GU	FQ	Tipologia da quadra
152	(DU et al., 2017)	R	O	*mixed*	177	(HE, et al., 2018)	D	R	*row*
153	(MORADPOUR et al., 2017)	I	S	*single-block*	178	(LIU et al., 2018)	I	S	*single-block*
154	(SANTIAGO, et al., 2017)	S	R; O	*single-block*	179	(GAO et al., 2018)	R	O	*row; detached buildings*
155	(XUE; LI, 2017)	I	SC	*row*	180	(WISE et al., 2018)	R	O	*mixed*
156	(HANG et al., 2017)	I	SC'S	*row*	181	(HANG et al., 2018)	I	S	*single-block (tower)*
157	(HE et al., 2017)	I	SC'S	*row (tower)*			I	R	*single-block*
158	(FAN et al., 2017)	I	SC'S	*row*	182	(SCUNGIO et al., 2018)	I	SC	*row*
159	(NOSEK et al., 2017)	I	SC	*row*	183	(LLAGUNO-MUNITXA; BOU-ZEID, 2018)	I	SC'S	*row*
160	(HONG et al., 2017)	R	O	*row; "U"*	184	(BUCCOLIERI et al., 2018)	R	R	*inners courtyards; single-block*
161	(CHEN et al., 2017)	I	S	*single-block*	185	(DHUNNY et al., 2018)	R	O	*mixed*
162	(CASTRO et al., 2017)	I	R	*single-block*	186	(DU et al., 2018)	R	O	*mixed*
163	(GARCÍA-SÁNCHEZ et al., 2017)	R	M	*mixed*	187	(CARPENTIERI et al., 2018)	I	R	*single-block*
164	(TOJA-SILVA et al., 2017)	R	O; R	*courtyard; row*	188	(DAI et al., 2018)	I	R	*Single-block*
165	(GARCÍA-SÁNCHEZ et al., 2017)	R	O	*courtyard; single-block*	190	(WANG et al., 2018)	I	R	*row*
166	(FU et al., 2017b)	R	SC	*row*	191	(TOJA-SILVA; PREGEL-HODERLEIN; CHEN, 2018)	I; R	S; R	*Single-block; courtyard; row*
167	(KANG, G. et al., 2017)	R	R	*row; single-block*	192	(MERLIER et al., 2018)	I	SC	*Row*
168	(LIU, Jianlin et al., 2017)	I	S	*single-block*	193	(RAFAEL et al., 2018)	R	O	*courtyard; mixed*
		R	R	*row; mixed; detached buildings*	194	(LI, Xiaofeng; XUE, 2018)	R	O; M	*mixed*
169	(LIU, Jiying et al., 2018)	R	R	*row*	195	(SHA et al., 2018)	i	s	*single-block*
170	(EFTHIMIOU et al., 2018)	D	O	*courtyard*	196	(SHI, Y. et al., 2018)	R	R; O	*mixed*
171	(NAKAJIMA; OOKA; KIKUMOTO, 2018)	I	S	*single-block*	197	(LIN, Y. et al., 2019)	I	S	*single-block*
172	(HANG et al., 2018)	I	S	*single-block*	198	(XIAO et al., 2019)	R	M	*single-block*
173	(WEERASURIYA et al., 2018)	R	R	*mixed*	199	(DAI; MAK; AI, 2019)	I	R	*single-block*
174	(TOLIAS et al., 2018)	D	O	*courtyard*	200	(LEE; MAK, 2019)	R	O	*mixed*
175	(MOHAMMAD et al., 2018)	I	S	*single-block*	201	(GALLAGHER; LAGO, 2019)	I	SC	*row*
202	(AN; WONG; FUNG, 2019)	I; R	S; R	*Single-block*	213	(YUAN et al., 2019b)	D	R	*row*
203	(MEI et al., 2019)	I	SC'S	*row*	214	(RIVAS et al., 2019)	S	O	*single-block*

#	Autor (ano)	GU	FQ	Tipologia da quadra	#	Autor (ano)	GU	FQ	Tipologia da quadra
204	(TAN et al., 2019)	I	SC	*row*	215	(SANTIAGO, Jose Luis et al., 2019)	R	O	*courtyard; single-block; mixed*
205	(SU et al., 2019)	I	SC	*row*	216	(ZHANG et al., 2019)	I	SC	*row (tower)*
206	(YANG, J. et al., 2019b)	I	S	*single-block*	217	(MO; LIU, 2019)	I	S	*single-block*
207	(MARUCCI; CARPENTIERI, 2019)	I	SC	*row*	218	(BAHLALI; DUPONT; CARISSIMO, 2019)	I	R	*row*
208	(THOURON et al., 2019)	S	O	*single-block*	219	(LI, W. et al., 2019)	I	SC	*row*
209	(JUNYAN YANG, BEIXIANG SHI, YI SHI, SIMON MARVIN; XIA, 2019)	I	S	*single-block*	220	(BAHLALI; DUPONT; CARISSIMO, 2019)	I	R	*single-block*
		R	O	*mixed*	221	(LENZ et al., 2019)	R	S;R	*courtyard*
210	(MERLIER; JACOB; SAGAUT, 2019)	S	O	*Single-block*	222	(FELLINI et al., 2019)	R	S; M	*courtyard; inners courtyard*
211	(HUANG, Yuan dong et al., 2019)	I	SC	*Row*	223	(YANG, H. et al., 2020)	R	O	*mixed*
212	(LONGO et al., 2019)	I	R	*single-block*					

Legenda: GU – Geometria Urbana; I –Idealizada; S – Simplificada; D – Derivada; R – Real; FQ – Formato da Quadra; S – *Square* (quadrado); R – *Rectangular* (retangular); SC – *Street Canyon* (cânion); SC'S – Street *Canyons* (cânions); O – *Other* (outro); M – **Mixed** (misto).