

2015

## L'effet de bâtiments en amont et en aval sur la dispersion des effluents : une approche axée sur la mécanique des fluides numérique (CFD)

Ali Bahloul  
IRSST, ali.bahloul@irsst.qc.ca

Ted Stathopoulos  
Concordia University

Bodhisatta Hajra  
Concordia University

Mauricio Chavez  
Concordia University

Suivez ce contenu et d'autres travaux à l'adresse suivante: <https://pharesst.irsst.qc.ca/rapports-scientifique>

---

### Citation recommandée

Bahloul, A., Stathopoulos, T., Hajra, B. et Chavez, M. (2015). *L'effet de bâtiments en amont et en aval sur la dispersion des effluents : une approche axée sur la mécanique des fluides numérique (CFD)* (Rapport n° R-852). IRSST.

Ce document vous est proposé en libre accès et gratuitement par PhareSST. Il a été accepté pour inclusion dans Rapports de recherche scientifique par un administrateur autorisé de PhareSST. Pour plus d'informations, veuillez contacter [pharesst@irsst.qc.ca](mailto:pharesst@irsst.qc.ca).

Prévention des risques chimiques et biologiques

# Études et recherches

RAPPORT R-852



## L'effet de bâtiments en amont et en aval sur la dispersion des effluents

Une approche axée sur la  
mécanique des fluides numérique (CFD)

*Ali Bahloul  
Ted Stathopoulos  
Mauricio Chavez  
Bodhisatta Hajra*



Solidement implanté au Québec depuis 1980, l'Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail (IRSST) est un organisme de recherche scientifique reconnu internationalement pour la qualité de ses travaux.

## NOS RECHERCHES

*travaillent pour vous !*

### Mission

Contribuer, par la recherche, à la prévention des accidents du travail et des maladies professionnelles ainsi qu'à la réadaptation des travailleurs qui en sont victimes;

Assurer la diffusion des connaissances et jouer un rôle de référence scientifique et d'expertise;

Offrir les services de laboratoires et l'expertise nécessaires à l'action du réseau public de prévention en santé et en sécurité du travail.

*Doté d'un conseil d'administration paritaire où siègent en nombre égal des représentants des employeurs et des travailleurs, l'IRSST est financé par la Commission de la santé et de la sécurité du travail.*

### Pour en savoir plus

Visitez notre site Web ! Vous y trouverez une information complète et à jour. De plus, toutes les publications éditées par l'IRSST peuvent être téléchargées gratuitement. [www.irsst.qc.ca](http://www.irsst.qc.ca)

Pour connaître l'actualité de la recherche menée ou financée par l'IRSST, abonnez-vous gratuitement au magazine *Prévention au travail*, publié conjointement par l'Institut et la CSST. Abonnement : [www.csst.qc.ca/AbonnementPAT](http://www.csst.qc.ca/AbonnementPAT)

### Dépôt légal

Bibliothèque et Archives nationales du Québec  
2014  
ISBN : 978-2-89631-772-1 (PDF)  
ISSN : 0820-8395

IRSST - Direction des communications  
et de la valorisation de la recherche  
505, boul. De Maisonneuve Ouest  
Montréal (Québec)  
H3A 3C2  
Téléphone : 514 288-1551  
Télécopieur : 514 288-7636  
[publications@irsst.qc.ca](mailto:publications@irsst.qc.ca)  
[www.irsst.qc.ca](http://www.irsst.qc.ca)  
© Institut de recherche Robert-Sauvé  
en santé et en sécurité du travail,  
octobre 2014



Prévention des risques chimiques et biologiques

# Études et recherches

RAPPORT R-852

## L'effet de bâtiments en amont et en aval sur la dispersion des effluents

Une approche axée sur la  
mécanique des fluides numérique (CFD)

### Avis de non-responsabilité

L'IRSST ne donne aucune garantie relative à l'exactitude, la fiabilité ou le caractère exhaustif de l'information contenue dans ce document. En aucun cas l'IRSST ne saurait être tenu responsable pour tout dommage corporel, moral ou matériel résultant de l'utilisation de cette information.

Notez que les contenus des documents sont protégés par les législations canadiennes applicables en matière de propriété intellectuelle.

*Ali Bahloul*

*Prévention des risques chimiques et biologiques, IRSST*

*Ted Stathopoulos, Bodhisatta Hajra, Mauricio Chavez*

*Département de génie du bâtiment et des génies civil et de l'environnement,  
Université Concordia*

Cliquez recherche  
[www.irsst.qc.ca](http://www.irsst.qc.ca)



Cette publication est disponible  
en version PDF  
sur le site Web de l'IRSST.

Cette étude a été financée par l'IRSST. Les conclusions et recommandations sont celles des auteurs.  
Cette publication a été traduite; seule la version originale (R-849) fait foi.

## ÉVALUATION PAR DES PAIRS

Conformément aux politiques de l'IRSST, les résultats des travaux de recherche publiés dans ce document ont fait l'objet d'une évaluation par des pairs.

## **REMERCIEMENTS**

Ce travail de recherche a bénéficié de l'appui de l'Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail (IRSST) du Québec. Nous tenons sincèrement à remercier l'IRSST de sa coopération, de son soutien et son encouragement, qui ont positivement contribué à la réussite de la recherche.



## RÉSUMÉ

La prédiction de la dispersion des émissions polluantes de cheminées de toit en milieu urbain est extrêmement complexe, tout particulièrement en présence de bâtiments voisins. Le comportement du panache dépend des caractéristiques du vent, mais il est aussi lourdement influencé par l'environnement. Il se peut ainsi que les effluents émis par une cheminée de toit se réintroduisent dans le bâtiment émetteur ou dans un bâtiment adjacent, exposant du coup les occupants à d'éventuels problèmes de santé. La conception et l'implantation optimales de cheminées d'évacuation pour limiter une telle réintroduction au niveau des prises d'air et d'autres points sensibles peuvent constituer des défis de taille. Malheureusement, l'état d'avancement actuel de la modélisation de la dispersion, notamment autour d'une configuration de bâtiments non isolés, ne permet pas d'obtenir des estimations suffisamment précises pour éviter de telles situations. Par conséquent, il s'avère nécessaire de développer un nouveau modèle ou de modifier un modèle existant pour prendre en compte les effets de la dispersion des effluents et pour évaluer précisément l'impact des bâtiments qui se trouvent dans le voisinage immédiat de la source de polluants. Afin d'aborder cette question, un programme de recherche axé sur la modélisation numérique et expérimentale a été mis sur pied entre l'Université Concordia et l'IRSST. Le présent rapport se concentre sur le volet de modélisation numérique de la recherche, les résultats expérimentaux ayant été publiés dans un rapport complémentaire<sup>1</sup> (Stathopoulos *et al.*, 2014).

Cette étude avait pour but de favoriser une meilleure compréhension de l'aérodynamique de la pollution atmosphérique dans les zones urbaines en mettant l'accent sur les configurations de bâtiments non isolés les plus représentatives : un bâtiment situé en amont d'un bâtiment émetteur, un bâtiment situé en aval d'un bâtiment émetteur, et un bâtiment situé de part et d'autre (en amont et en aval) d'un bâtiment émetteur. Ces différents cas ont tous été comparés à un cas de référence, à savoir celui d'un bâtiment isolé. L'effet de bâtiments adjacents dans le champ proche d'une source d'émissions polluantes a été analysé sous l'angle de la distribution de la dilution sur le toit d'un bâtiment émetteur.

La méthodologie de recherche utilisée fait appel à la mécanique des fluides numérique (CFD) pour étudier la dispersion des polluants autour d'un groupe de bâtiments. Cet outil fournit des renseignements détaillés sur les profils d'écoulement et les champs de concentration (ou de dilution) en résolvant les équations d'écoulement dans l'ensemble du domaine de calcul. La fiabilité des simulations numériques est une des principales préoccupations de cette étude ; par conséquent, la validation des résultats par le biais de comparaisons avec les données de soufflerie recueillies au cours de la phase expérimentale de l'étude menée à l'Université Concordia est incluse dans le présent rapport. La qualité du maillage, les conditions limites, le choix des modèles de turbulence, le traitement des parois et les paramètres numériques font partie des éléments qui peuvent être calibrés par comparaison avec les données expérimentales.

Pour atteindre notre objectif, deux étapes étaient proposées. La première consiste à réunir suffisamment d'information des paramètres nécessaires pour la simulations CFD de l'écoulement de l'air et la dispersion de polluants en milieu urbain. Une attention particulière est

---

<sup>1</sup> <http://www.irsst.qc.ca/media/documents/PubIRSST/R-851.pdf>



accordée aux processus de transport afin de construire le meilleur modèle numérique possible pour de telles applications. La deuxième étape consiste en une analyse paramétrique de divers cas de dispersion de polluants en milieu urbain. Les résultats sont présentés en termes de dilution normalisée au niveau du toit d'un bâtiment émetteur, mais aussi sous forme d'iso-contours de dilution et de lignes de courant illustrant le profil de l'écoulement de l'air pour toutes les configurations de bâtiments analysées. La première étape a permis de constater qu'en général, les simulations CFD stationnaires tendent à sous-estimer la dilution par rapport aux résultats obtenus en soufflerie. Cette sous-estimation est probablement due à l'incapacité inhérente des équations de Navier-Stokes en moyenne de Reynolds (RANS) à rendre compte des fluctuations de l'écoulement. Un ajustement de la valeur du nombre de Schmidt turbulent ( $S_{ct}$ ) permet d'obtenir une meilleure concordance avec les données expérimentales. En effet, une réduction du  $S_{ct}$  permet d'augmenter la diffusion turbulente, et conséquemment la dilution des polluants. L'analyse paramétrique (deuxième étape) a fourni de précieux renseignements sur la distribution des scalaires et les champs de vitesse, de même que sur les structures tourbillonnaires qui se forment sous le vent et entre les bâtiments. La connaissance de la façon dont ces caractéristiques de l'écoulement interagissent avec l'environnement est essentielle à une meilleure compréhension de la dispersion des polluants en milieu urbain.

## TABLE DES MATIÈRES

<b>REMERCIEMENTS</b> .....	<b>I</b>
<b>RÉSUMÉ</b> .....	<b>III</b>
<b>TABLE DES MATIÈRES</b> .....	<b>V</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX</b> .....	<b>VII</b>
<b>LISTE DES FIGURES</b> .....	<b>IX</b>
<b>NOMENCLATURE</b> .....	<b>XI</b>
<b>LISTE DES SYMBOLES ET DES ABRÉVIATIONS</b> .....	<b>XII</b>
<b>1. INTRODUCTION</b> .....	<b>1</b>
1.1 Contexte .....	1
1.2 Objectifs.....	2
<b>2. REVUE DE LA LITTÉRATURE</b> .....	<b>4</b>
2.1 Généralités.....	4
2.2 Expériences en soufflerie.....	4
2.3 Formules semi-empiriques : modèles de type gaussien .....	4
2.4 La CFD appliquée à la dispersion des polluants.....	5
<b>3. MÉTHODOLOGIE</b> .....	<b>10</b>
3.1 Généralités .....	10
3.2 Simulations de CFD .....	10
3.2.1 Représentation de modèles physiques et domaine de calcul .....	10
3.2.2 Maillage .....	10
3.2.3 Conditions limites .....	15
3.2.4 Modèle de turbulence.....	18
3.2.5 Nombre de Schmidt turbulent.....	20
3.2.6 Critère de convergence .....	26
3.2.7 Approche instationnaire .....	28

<b>3.3</b>	<b>Expériences en soufflerie.....</b>	<b>29</b>
<b>4.</b>	<b>ÉVALUATION DES MODÈLES DE TYPE RANS EN MATIÈRE DE DISPERSION DES POLLUANTS.....</b>	<b>31</b>
<b>4.1</b>	<b>Cas étudiés.....</b>	<b>31</b>
<b>4.2</b>	<b>Visualisation en soufflerie.....</b>	<b>32</b>
<b>4.3</b>	<b>Effet d'un bâtiment adjacent : comparaisons générales.....</b>	<b>34</b>
<b>4.4</b>	<b>Validation du modèle de CFD : comparaison avec les données de soufflerie et ASHRAE 2011.....</b>	<b>36</b>
4.4.1	Un bâtiment émetteur isolé.....	36
4.4.2	Un bâtiment situé en amont d'un bâtiment émetteur.....	37
4.4.3	Un bâtiment situé en aval d'un bâtiment émetteur.....	38
4.4.4	Un bâtiment émetteur situé entre deux bâtiments.....	38
<b>4.5</b>	<b>Effet d'un bâtiment adjacent : exemple d'analyse paramétrique.....</b>	<b>39</b>
<b>5.</b>	<b>CONCLUSION.....</b>	<b>42</b>
<b>5.1</b>	<b>Recommandations pour de futures recherches.....</b>	<b>43</b>
	<b>RÉFÉRENCES.....</b>	<b>45</b>
	<b>ANNEXE A : RÉSULTATS SUPPLÉMENTAIRES AVEC UNE CHEMINÉE SITUÉE SUR LE BORD ANTÉRIEUR DU BÂTIMENT ÉMETTEUR.....</b>	<b>48</b>
	<b>ANNEXE B : COURBES DE DILUTION NORMALISÉE POUR UNE CONFIGURATION DE BÂTIMENT ÉMETTEUR ISOLÉ ET QUATRE CONFIGURATIONS DE BÂTIMENTS NON ISOLÉS.....</b>	<b>50</b>
	<b>ANNEXE C : LIGNES DE COURANT POUR UNE CONFIGURATION DE BÂTIMENT ÉMETTEUR ISOLÉ ET QUATRE CONFIGURATIONS DE BÂTIMENTS NON ISOLÉS.....</b>	<b>53</b>

## **LISTE DES TABLEAUX**

Tableau 1: Détails du maillage. ....	12
Tableau 2. Dimensions des bâtiments placés en amont de b1.....	32
Tableau 3. Dimensions des bâtiments placés en aval de b1. ....	32
Tableau 4. Dimensions des bâtiments placés en amont et en aval de b1. ....	32



## LISTE DES FIGURES

Figure 3.1 : – Différentes tailles de mailles pour un cube. ....	11
Figure 3.2 : – Emplacement des lignes de tracé. ....	12
Figure 3.3 : – Profils de vitesse le long de trois lignes verticales pour différentes tailles de mailles. ....	13
Figure 3.4 : – Comparaison de K entre les données expérimentales et les résultats du modèle de turbulence k-ε réalisable le long de la Ligne-h1. ....	14
Figure 3.5 : – Maillage utilisé pour le bâtiment émetteur isolé (1 813 164 cellules). ....	15
Figure 3.6 : – Profils de la couche limite atmosphérique en soufflerie : a) vitesse moyenne, b) intensité de la turbulence. ....	16
Figure 3.7 : – Profils d'énergie cinétique turbulente et de dissipation évalués à partir des données de soufflerie. ....	17
Figure 3.8 : – Incidence du profil de l'énergie cinétique turbulente sur la $D_N$ au niveau du toit. ....	18
Figure 3.9 : – Conditions limites du modèle de CFD. ....	18
Figure 3.10 : – Représentation schématique des configurations de bâtiments émetteurs isolé et non isolé. ....	19
Figure 3.11 : – $D_N$ estimée par différents modèles de turbulence en utilisant la valeur par défaut du Sct (0,7). ....	20
Figure 3.12 : – Incidence du Sct sur la $D_N$ avec le modèle de turbulence k-ε réalisable. ....	21
Figure 3.13 : – Courbes de dilution (b1 isolé) et isosurface de $D_N = 1$ pour trois Sct différents. ....	23
Figure 3.14 : – Courbes de dilution (uh4 en amont de b1) et isosurface de $D_N = 1$ pour trois Sct différents. ....	24
Figure 3.15 : – Lignes de courant et isocontours d'intensité de la vitesse dans le plan d'élévation médian. ....	25
Figure 3.16 : – Variation de la $D_N$ avec différents critères de résidus. ....	27
Figure 3.17 : – $D_N$ correspondant à une variation du nombre d'itérations lorsque le bâtiment en amont est deux fois plus élevé que le bâtiment émetteur. ....	28

---

Figure 3.18 : – Variation de la $D_N$ au niveau du toit d'un bâtiment émetteur selon les approches RANS stationnaire et instationnaire (avec le modèle de turbulence $k-\varepsilon$ réalisable) et selon l'approche par LES. ....	29
Figure 4.1 : – Trois configurations de bâtiment émetteur avec bâtiments adjacents. ....	31
Figure 4.2 : – Test de visualisation en soufflerie de l'effet de bâtiments adjacents.	33
Figure 4.3 : – $D_N$ dans le plan d'élévation médian pour différentes configurations. ....	35
Figure 4.4 : – $D_N$ dans le cas d'un bâtiment émetteur isolé surmonté d'une cheminée centrale. ....	36
Figure 4.5 : – $D_N$ lorsqu'un bâtiment se trouve en amont d'un bâtiment émetteur surmonté d'une cheminée centrale. ....	37
Figure 4.6 : – $D_N$ lorsqu'un bâtiment se trouve en aval d'un bâtiment émetteur surmonté d'une cheminée centrale. ....	38
Figure 4.7 : – $D_N$ lorsqu'un bâtiment émetteur se trouve entre deux bâtiments. ....	39
Figure 4.8 : – $D_N$ dans deux configurations de bâtiments non isolés ....	41

## NOMENCLATURE

<b><u>Symbole</u></b>	<b><u>Définition</u></b>	<b><u>Unité</u></b>
Ce	Concentration des émissions	ppm
Cr	Concentration au récepteur	ppm
Dr	Dilution au niveau du toit (Ce/Cr)	
D <sub>N</sub>	Dilution normalisée	
D <sub>t</sub>	Coefficient de diffusion	m <sup>2</sup> /s
H	Hauteur du bâtiment	m
TI <sub>u/v/w</sub> (y)	Intensité de la turbulence le long des axes x, y et z pour un y donné	(m)
k	Énergie cinétique turbulente	m <sup>2</sup> /s <sup>2</sup>
k <sub>s</sub>	Hauteur de rugosité	m
K	Concentration adimensionnelle	
M	Facteur d'impulsion (V <sub>e</sub> /U <sub>H</sub> )	
Q <sub>e</sub>	Taux d'écoulement volumétrique	m <sup>3</sup> /s
Re	Nombre de Reynolds	
Sct	Nombre de Schmidt turbulent	
t	Durée	s
U, V, W	Vecteur de vitesse le long des axes x, y et z	m/s
x	Coordonnée longitudinale	m
y	Coordonnée verticale	m
Y <sup>+</sup>	Distance adimensionnelle du mur	
z	Coordonnée latérale	m
z <sub>o</sub>	Coefficient de rugosité aérodynamique	m



## LISTE DES SYMBOLES ET DES ABRÉVIATIONS

<u>Symbole grec</u>	<u>Définition</u>	<u>Unité</u>
$\alpha$	Exposant de loi de puissance	
$\varepsilon$	Taux de dissipation turbulente	$\text{m}^2/\text{s}^3$
$\kappa$	Constante de von Kármán	
$\nu_t$	Viscosité turbulente	$\text{m}^2/\text{s}$
$\rho_e$	Densité des émissions	$\text{kg}/\text{m}^3$
$\rho_a$	Densité de l'air	$\text{kg}/\text{m}^3$

### Abréviations

CLA	Couche limite atmosphérique
SMDA	Système de modélisation de la dispersion atmosphérique
ASHRAE	American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers
CFD	Mécanique des fluides numérique
CPG	Chromatographe en phase gazeuse
LES	Simulation de grands tourbillons
RANS	Reynolds-Averaged Navier-Stokes
RNG	Modèle k- $\varepsilon$ du groupe de renormalisation
RLZ	Modèle k- $\varepsilon$ Réalisable
RSM	Modèle de contraintes de Reynolds
SGS	Échelle inférieure à la maille
SKE	Modèle k- $\varepsilon$ standard
URANS	Unsteady Reynolds-Averaged Navier-Stokes

# 1. INTRODUCTION

## 1.1 Contexte

Les risques pour la santé des citoyens exposés à l'inhalation de particules fines et ultrafines, y compris de microorganismes, de poussières et de produits nanotechnologiques, soulèvent de plus en plus d'inquiétudes. L'inhalation de telles particules présente un risque professionnel dans la mesure où elles sont émises en grande quantité dans l'atmosphère et dans les environnements de travail par la circulation automobile, les industries, les laboratoires, les hôpitaux et les systèmes de climatisation centraux. La croissance continue des villes industrialisées a amené les organismes gouvernementaux et les scientifiques à mettre en œuvre des initiatives préventives et correctives afin d'éliminer ou de réduire les effets nocifs de la pollution atmosphérique urbaine pour la santé des gens.

Le transport des polluants dans l'environnement construit est influencé par de nombreux facteurs complexes. Parmi eux, les plus pertinents en ce qui concerne la dispersion des polluants sont les conditions du vent et la morphologie urbaine. Il s'agit, dans le premier cas, de la vitesse du vent et de l'intensité de la turbulence. Plus la vitesse du vent est élevée, plus les polluants se mêlent à l'air frais et plus la dilution est importante – autrement dit, plus la concentration de polluants détectée dans le flux éolien est faible. Quant à la morphologie urbaine, plus elle est complexe, plus elle accroît les structures tourbillonnaires dans le sillage des bâtiments. Or, ces zones de recirculation ont tendance à emprisonner les polluants et à rehausser les concentrations locales, ce qui présente un danger lorsque les prises d'air frais d'un bâtiment se trouvent dans une zone ainsi contaminée, dès lors que le risque d'ingestion de polluants s'en trouve accru (Snyder, 1981 ; Schulman *et al.*, 1993 ; Saathoff *et al.*, 2009 ; Stathopoulos *et al.*, 2004, 2008). Ce phénomène épisodique est présent dans toutes les zones urbaines de forte densité ; cependant, la littérature offre peu de renseignements et de recommandations pour éviter les problèmes qui en découlent. Afin de limiter la contamination de l'air intérieur par ingestion de polluants de l'extérieur, une meilleure compréhension de l'aérodynamique de la pollution et des mécanismes de transport s'impose.

Le présent rapport porte sur le deuxième volet d'un projet de recherche coopérative mené par l'IRSST et l'Université Concordia sur la dispersion des polluants. Le rapport sur le premier volet de ce projet de recherche (Stathopoulos *et al.*, 2014) fournit une importante base de données de soufflerie sur la dispersion des polluants pour différentes configurations de bâtiments avec un bâtiment émetteur isolé ou non isolé. Les résultats présentés dans cet autre rapport ont été utilisés pour générer des facteurs de correction visant à améliorer le modèle de dispersion de l'ASHRAE. L'objectif principal du second volet du projet, sur lequel porte le présent rapport, consistait à évaluer et à valider une approche numérique applicable aux études sur la dispersion des polluants.

La mécanique des fluides numérique (CFD) s'avère un outil utile pour simuler la dispersion, car elle fournit des renseignements détaillés sur les profils d'écoulement et les champs de concentration en résolvant les équations d'écoulement dans l'ensemble du domaine de calcul. Bien que la CFD soit largement utilisée à des fins de recherche, il convient de l'aborder avec

précaution, car elle peut être une source d'erreurs importantes susceptibles de compromettre l'applicabilité des résultats de simulation. Le présent rapport comprend une revue exhaustive des paramètres de calcul les plus pertinents afin d'assurer la fiabilité des résultats. Il met également en perspective les avantages et les inconvénients de la CFD dans le cadre des études paramétriques sur la dispersion des polluants dans les zones urbaines. La section suivante décrit en détail les objectifs de ce travail de recherche.

Le projet dans le cadre duquel ce travail s'inscrit relève de la prévention des risques chimiques et biologiques, qui est l'un des quatre champs de recherche définis comme prioritaires par l'IRSST. Plus précisément, ce projet répond à la nécessité de développer des stratégies et des méthodes d'évaluation et de contrôle de l'exposition des travailleurs aux agents chimiques et biologiques qui se propagent dans l'air. La méthode numérique proposée dans le cadre de ce projet constitue un outil précieux quant à la réalisation d'études complexes sur la qualité de l'air et les problèmes de ventilation industrielle.

## 1.2 Objectifs

Le principal objectif de ce rapport est d'établir une méthode fiable pour étudier l'effet des bâtiments adjacents sur la dispersion des polluants au moyen d'une approche fondée sur la mécanique des fluides numérique (CFD).

Les objectifs particuliers de l'étude s'énonçaient comme suit :

- Améliorer l'exactitude et la fiabilité de la CFD en matière de prédiction de la dispersion des polluants dans les zones urbaines. À cette fin, des comparaisons systématiques avec les données de soufflerie ont été effectuées. Ces comparaisons ont permis d'identifier les paramètres et les conditions devant être ajustés pour obtenir une évaluation satisfaisante de la CFD en ce qui a trait à la résolution des problèmes de dispersion.
- Procéder à une brève étude paramétrique de dispersion avec différentes configurations de bâtiments en mettant l'accent sur l'effet des bâtiments adjacents. Il s'agissait notamment d'identifier les paramètres dominants qui influent sur la dispersion des polluants dans le voisinage d'un bâtiment émetteur. Quatre cas ont été examinés :
  - i. un bâtiment isolé (émetteur de polluants) ;
  - ii. des bâtiments de géométrie différente placés en amont de la source ;
  - iii. des bâtiments de géométrie différente placés en aval de la source ;
  - iv. un bâtiment placé en amont et un autre placé en aval de la source.
- Fournir des renseignements qualitatifs et quantitatifs pertinents sur le champ proche d'un bâtiment émetteur afin de favoriser une meilleure compréhension de l'aérodynamique de la pollution à l'échelle intra-urbaine.

Après ce premier chapitre d'introduction, le chapitre 2 présente une revue exhaustive de la littérature relative aux études antérieures menées dans le domaine de la dispersion des panaches en champ proche à l'aide de la CFD. Le chapitre 3 décrit la méthodologie retenue et le paramétrage de la CFD, suivies des résultats et des constatations au chapitre 4. Les conclusions de l'étude et des recommandations relatives à de futures recherches sont présentées au chapitre 5, suivi d'une liste de références et d'annexes.

## 2. REVUE DE LA LITTÉRATURE

### 2.1 Généralités

Une estimation précise de la dispersion des polluants dans les zones urbaines ne requiert pas seulement une compréhension de la météorologie de la pollution atmosphérique, elle exige aussi une bonne compréhension de l'aérodynamique urbaine. L'extrême complexité de l'écoulement de l'air dans une ville tient aussi bien à la géométrie locale (densité de construction, distribution de la hauteur des bâtiments, configuration des rues, etc.) qu'à la topologie locale. Pour cette raison, une bonne compréhension de la mécanique des fluides appliquée au vent en milieu urbain s'avère nécessaire pour apporter de futures améliorations aux modèles et aux méthodes en usage (Cermak *et al.*, 1995). La prédiction de la dispersion des polluants a jusqu'ici principalement reposé sur trois approches, à savoir des expériences en soufflerie, des formules semi-empiriques et des simulations fondées sur la mécanique des fluides numérique (CFD). Cette section donne une brève description des expériences en soufflerie et des formules semi-empiriques, suivie d'une revue détaillée de l'approche axée sur la CFD en ce qui concerne les études sur la dispersion des polluants.

### 2.2 Expériences en soufflerie

La modélisation en soufflerie a été largement utilisée pour étudier les caractéristiques d'écoulement liées à des corps complètement immergés dans un flux d'air en mouvement. Cette approche permet des simulations d'écoulement avec des géométries de bâtiments complexes, inclusion faite des effets liés aux structures avoisinantes et à la topologie locale. Meroney (2004) définit une soufflerie ou un tunnel hydrodynamique comme un ordinateur analogique offrant l'avantage d'une résolution « quasi infinitésimale » et d'une mémoire « quasi infinie ». En outre, cette approche de la modélisation repose sur des « fluides réels », dont les propriétés et le comportement sont tangibles, et aussi bien le décollement que la recirculation de l'écoulement y sont automatiquement pris en compte, sans aucune approximation. Cela dit, bien que les études en soufflerie soient utiles pour estimer la dilution des panaches, les contraintes d'ordre temporel et financier comptent parmi les principaux inconvénients qu'on leur attribue (Blocken *et al.*, 2008).

### 2.3 Formules semi-empiriques : modèles de type gaussien

Le modèle gaussien repose sur une distribution mathématique (normale) de la concentration, dans l'axe vertical et dans l'axe transversal, des polluants émis par une cheminée. Il s'agit de l'outil de base en matière de dispersion, et de celui qui est le plus couramment utilisé, notamment pour les raisons suivantes : 1) il produit des résultats qui concordent bien avec les données expérimentales, 2) il est relativement facile à utiliser, et 3) il est compatible avec la nature aléatoire de la turbulence (Hanna, 1982). Par contre, ce modèle ne tient pas compte des facteurs géométriques propres à un emplacement donné, lesquels peuvent considérablement modifier le

comportement du panache ; cette approche n'est donc pas applicable aux bâtiments complexes ou en présence de bâtiments avoisinants, comme c'est le cas en milieu urbain.

L'American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers (ASHRAE, 2011) élabore des normes à l'intention des responsables de la conception et de la maintenance des environnements intérieurs (<http://www.ashrae.org>). L'*ASHRAE Applications Handbook* fournit, au chapitre 45, des lignes directrices en ce qui concerne la détermination de la dilution du panache dans le cas d'un bâtiment isolé, c.-à-d. sans tenir compte des effets liés à la présence de bâtiments adjacents. L'amélioration de ces normes et lignes directrices faisait précisément l'objet du rapport jumelé à celui-ci (Stathopoulos *et al.*, 2014).

## 2.4 La CFD appliquée à la dispersion des polluants

La mécanique des fluides numérique (CFD) repose sur l'analyse des écoulements de fluide, du transfert de chaleur et de masse et des phénomènes connexes, dont les réactions chimiques, en résolvant un sous-ensemble des équations conventionnelles de Navier Stokes à des emplacements finis d'une grille. Elle produit simultanément des résultats relatifs aux caractéristiques d'écoulement à tous les points dans l'espace. Fondée sur la physique fondamentale, la CFD est utilisée dans un large éventail d'applications de recherche fondamentale et d'applications pratiques. Dans le domaine de l'étude des vents en milieu urbain, la CFD s'est révélée être une technologie prometteuse en raison de sa flexibilité en ce qui concerne la modélisation de géométries complexes, comme celles des villes présentant une forte densité de bâtiments élevés. La CFD n'est pas foncièrement limitée par des contraintes de similitude (comme en soufflerie), de sorte qu'il devrait être possible de simuler numériquement tous les aspects de la dispersion des polluants et de ses interactions avec l'environnement (Meroney, 2004). Cela dit, bien que la CFD offre certains avantages par rapport aux méthodes mentionnées précédemment, elle exige un soin particulier pour fournir des résultats fiables. Un certain nombre de paramètres, tels que la taille de la grille, le schéma de discrétisation, le choix du modèle de turbulence et les conditions aux limites, doivent être contrôlés et validés par des comparaisons systématiques avec des données expérimentales ou d'autres méthodes hautement précises (Blocken *et al.*, 2008).

Depuis les années 1970, l'étude numérique des vents, en tant que branche de la mécanique des fluides numérique, s'est rapidement développée pour simuler l'écoulement de l'air autour des bâtiments. Cependant, les applications de la CFD en matière de pollution atmosphérique n'ont véritablement débuté qu'avec la modélisation du flux éolien et du transport de masse autour d'un modèle isolé de forme simple, cubique ou autre. Le cas du bâtiment cubique isolé est classique ; il est utilisé comme référence pour comparer différentes approches et méthodes de prédiction de la dispersion.

Une des premières études portant sur la complexité du champ d'écoulement autour d'un corps non profilé (représentant un bâtiment isolé) et sur l'efficacité relative de différents modèles de turbulence a été réalisée par Murakami et Mochida (1988). Dans cette étude, la distribution des vitesses obtenue à partir de simulations d'écoulement permanent en trois dimensions autour d'un modèle cubique a été comparée avec des résultats de soufflerie afin d'évaluer la précision du

modèle de turbulence k- $\epsilon$  standard. Un examen de la distribution de l'énergie cinétique turbulente (k) a révélé que le niveau de production de k à l'angle au vent du modèle était largement surestimé. Entre autres travaux de recherche ultérieurs, l'étude suggérait de modifier la modélisation de la turbulence dans le modèle k- $\epsilon$ .

Dans une étude subséquente, Murakami (1993) a démontré que les champs d'écoulement autour d'un corps non profilé se caractérisent par des distributions complexes du tenseur vitesse de déformation, lequel est fortement anisotrope et varie considérablement selon la position relative du corps non profilé. Il a en outre indiqué que la surestimation de l'énergie cinétique turbulente par le modèle k- $\epsilon$  standard peut être atténuée en recourant à une simulation de grands tourbillons instationnaires (LES). Il a enfin conclu que l'une des différences les plus marquantes entre le modèle k- $\epsilon$  standard et la LES tient à la modélisation du taux de production de l'énergie turbulente, et que la LES offre un grand potentiel quant à la prédiction de l'écoulement autour des bâtiments.

Brzoska *et al.* (1997) ont utilisé un code d'éléments finis avec une précision du quatrième ordre pour comparer les mesures obtenues en soufflerie avec les données de simulation du modèle k- $\epsilon$  standard relativement aux émissions d'une cheminée située dans la zone de recirculation postérieure d'un bâtiment. Cette étude avait pour but de quantifier l'effet de la vitesse d'évacuation de la cheminée sur la concentration d'effluents dans la zone de recirculation. Les résultats ont démontré que la masse de polluants dans la zone de recirculation diminuait considérablement à vitesse d'évacuation élevée. La fraction restante dépendait de la vitesse et du profil du vent, de la taille et de la forme du bâtiment, ainsi que des caractéristiques d'évacuation. Le rapport publié proposait une stratégie permettant d'estimer la fraction de polluants emprisonnée dans la zone de recirculation lorsque l'évacuation s'effectue dans le sillage du bâtiment. Enfin, à l'instar des chercheurs les ayant précédés, les auteurs ont constaté que le modèle k- $\epsilon$  standard produisait des valeurs élevées d'énergie cinétique turbulente à l'angle antérieur du bâtiment, ce qui a pour effet de réduire ou d'éliminer la zone de recirculation au-dessus du bâtiment en raison d'une diffusion excessive. Par ailleurs, dans la zone de recirculation postérieure du bâtiment, l'énergie cinétique turbulente se trouve sous-estimée ; il en résulte une diffusion moindre qui amplifie la cavité de recirculation.

Meroney *et al.* (1999) ont étudié le champ d'écoulement et la dispersion autour de plusieurs formes de bâtiments. Ils ont ainsi comparé aux mesures obtenues en soufflerie les résultats fournis par le modèle de turbulence k- $\epsilon$  standard (SKE), le modèle k- $\epsilon$  du groupe de renormalisation (RNG) et le modèle de contraintes de Reynolds (RSM) incorporés dans Fluent (un code de CFD commercial). Ces comparaisons visaient à déterminer si un logiciel commercial relativement robuste pouvait être utilisé pour simuler correctement des problèmes de génie éolien. Les auteurs ont constaté que les simulations numériques surestimaient invariablement les concentrations de surface sous le vent de la source d'émission. Ils ont attribué les écarts observés à l'incapacité du modèle numérique en moyenne de Reynolds de reproduire l'intermittence de l'écoulement dans les zones de recirculation visualisées en soufflerie. Par ailleurs, bien que les profils de concentration aient bien été reproduits, les amplitudes étaient fréquemment supérieures par un ordre de grandeur à celles mesurées en soufflerie. En ce qui concerne les profils de pression, il a été démontré que les prédictions numériques étaient raisonnablement précises, et les amplitudes, suffisamment satisfaisantes pour permettre des calculs d'ingénierie, ce qui

implique que les champs de pression moyens sont moins sensibles que d'autres critères aux particularités du modèle numérique. L'étude a finalement révélé que le modèle de turbulence RSM produisait des résultats un peu plus réalistes que le modèle SKE et le modèle RNG.

Flowe et Kumar (2000) ont réalisé une étude paramétrique pour déterminer la longueur de la cavité de recirculation en fonction du rapport de la largeur du bâtiment sur la hauteur du bâtiment, aussi bien à l'avant qu'à l'arrière du bâtiment. Cette étude visait à évaluer la faisabilité d'utiliser un modèle numérique k- $\epsilon$  tridimensionnel pour modéliser l'écoulement de l'air au-delà de la géométrie du bâtiment et de la cheminée. Les données dispersives recueillies ont ensuite servi à déterminer de nouvelles corrélations entre le rapport de la largeur du bâtiment sur la hauteur du bâtiment, la taille de la cavité de recirculation et la concentration moyenne dans la cavité de recirculation postérieure du bâtiment.

Castro (2003) a souligné le fait qu'un bâtiment isolé, à savoir le modèle physique utilisé dans la plupart des études sur la dispersion autour des bâtiments, est somme toute une rareté, puisque n'importe quel point d'intérêt réunit généralement un certain nombre de structures, faute de quoi le bâtiment auquel on s'intéresse se trouve à tout le moins dans le voisinage d'autres bâtiments, et très certainement dans leur rayon d'influence. De plus, les pressions de surface et les champs éoliens locaux dépendent fondamentalement des caractéristiques de l'écoulement en amont, de sorte qu'il importe de simuler correctement la couche limite en amont, ce qui exige un appariement rigoureux entre les paramètres du modèle de turbulence et les conditions limites des surfaces rugueuses. L'étude a en outre confirmé que le modèle de turbulence k- $\epsilon$  standard est totalement inadapté aux écoulements autour de corps non profilés, car il génère toujours trop d'énergie cinétique turbulente immédiatement en amont des zones de contact, ce qui a pour effet de fausser les niveaux de pression de surface, surtout près des bords antérieurs. L'auteur a proposé d'importantes améliorations reposant sur des « correctifs » appropriés au modèle k- $\epsilon$  ou sur l'utilisation de modèles de tension différentielle turbulente, mais on ne sait toujours pas exactement dans quelle mesure les très fortes succions observées au bord antérieur et aux angles des bâtiments peuvent être simulées. Il convient également de noter que l'application de modèles de turbulence plus sophistiqués nécessite généralement l'utilisation de grilles beaucoup plus fines et de schémas numériques plus précis.

Les écarts observés relativement au modèle k- $\epsilon$  Reynolds-Averaged Navier-Stokes (RANS) ont été examinés par Cheng *et al.* (2003) en comparant le modèle k- $\epsilon$  standard au modèle de LES d'un écoulement turbulent pleinement développé sur une matrice de cubes (ressemblant à un éventail de bâtiments). Les résultats de leur étude ont démontré que les deux modèles donnaient d'assez bons résultats qualitatifs. Les structures d'écoulement examinées comprenaient notamment un tourbillon en fer à cheval sur la face frontale du cube qui s'enroulait autour d'une paroi latérale, un vortex en forme d'arc dans le sillage de la source, et de fines bulles de décollement sur le dessus et sur les parois latérales du cube. Sur le plan quantitatif, les profils de vitesse moyenne étaient généralement mieux représentés par le modèle de LES. De fait, le modèle k- $\epsilon$  RANS sous-estimait fortement la composante longitudinale de la vitesse moyenne dans la zone du tourbillon en fer à cheval immédiatement en amont de la partie inférieure de la façade frontale du cube en aval, ce qui avait pour effet de générer des couches limites beaucoup plus épaisses sur les côtés. Les caractéristiques complexes de l'écoulement à l'intérieur et au-dessus de la matrice de cubes (décollement des tourbillons, grandes zones de décollement,



topologie des lignes de recollement bordant les zones de recirculation, structures d'écoulement à petite échelle à proximité des parois latérales, etc.) étaient mieux reproduites avec le modèle de LES. Par rapport au modèle k- $\epsilon$  RANS, les avantages du modèle de LES sont tout à fait évidents ; cependant, le coût de calcul (temps d'exécution) en est beaucoup plus élevé. À titre d'exemple, dans cette étude, le coût de calcul lié au modèle de LES était environ 100 fois plus élevé qu'avec le modèle k- $\epsilon$  RANS.

Liu et Ahmadi (2006) ont étudié le transport, la dispersion et le dépôt de particules à proximité d'un bâtiment à l'aide d'une approche lagrangienne de suivi de particules. Le modèle de calcul utilisé rendait compte des forces de traînée et de portance agissant sur les particules ainsi que de l'effet du mouvement brownien, en plus des effets de la sédimentation gravitationnelle. Une source ponctuelle d'hélium a été retenue pour servir de source de contaminants, et la concentration en hélium dans le plan postérieur du bâtiment, perpendiculairement à la direction de l'écoulement de l'air, a été évaluée. Les résultats indiquaient que la dispersion et le dépôt de particules de 0,01  $\mu\text{m}$  et 1  $\mu\text{m}$  étaient comparables, et que la force gravitationnelle avait un effet significatif sur le taux de dépôt des particules de 10  $\mu\text{m}$ . La comparaison des résultats avec les données disponibles a révélé une concordance quant à l'écoulement moyen de l'air et à la concentration moyenne en gaz.

Olvera *et al.* (2008) ont étudié la cavité de recirculation postérieure d'un bâtiment cubique à l'aide d'un code de CFD commercial et du modèle de turbulence k- $\epsilon$  RNG. Ils ont constaté qu'un flottement du panache influait sur la taille et la forme de la zone de cavité de la structure d'écoulement et sur les concentrations à l'intérieur de cette zone. Dans leur rapport d'étude, les auteurs recommandaient d'inclure cet effet dans l'algorithme de rabattement du panache afin d'améliorer la précision des résultats de modélisation des distributions de concentrations en champ lointain. Cela serait en effet indispensable en ce qui concerne les enquêtes relatives aux accidents, alors que des prédictions précises de fluctuations de concentration en champ proche près de la source sur de courtes périodes sont requises.

Tominaga et Stathopoulos (2007) ont analysé les inexactitudes liées aux prédictions de dispersion du modèle k- $\epsilon$  standard ainsi que l'effet du nombre de Schmidt turbulent ( $S_{ct}$ ). Le  $S_{ct}$  est nécessaire pour résoudre l'équation de transport de masse dans les prédictions de dispersion de CFD avec le modèle k- $\epsilon$  RANS, et il se définit comme le rapport de la diffusion turbulente (viscosité turbulente) sur le coefficient de diffusion ( $S_{ct} = \nu_t/D_t$ ). Le rapport publié souligne le fait que le  $S_{ct}$  a un effet significatif sur les prédictions de dispersion puisqu'il figure dans l'hypothèse de la diffusion turbulente, utilisée pour estimer le débit massique turbulent. Un  $S_{ct}$  de faible valeur tendait à fournir de meilleures prédictions de distributions de concentrations autour d'un bâtiment isolé avec le modèle k- $\epsilon$  standard. Les auteurs en ont conclu que la sous-estimation systématique de la diffusion turbulente avec le modèle k- $\epsilon$  RANS pouvait être compensée par un plus petit  $S_{ct}$ . Cependant, il demeure impossible d'énoncer clairement la valeur optimale du  $S_{ct}$  compte tenu du fait qu'il dépend fortement des caractéristiques d'écoulement.

Di Sabatino *et al.* (2007) ont étudié l'effet du  $S_{ct}$  relativement à l'écoulement de l'air dans une configuration de petits bâtiments et à la dispersion des polluants dans des canyons urbains. À cette fin, ils ont comparé le modèle k- $\epsilon$  standard avec le modèle de dispersion atmosphérique

d'ADMS-Urban. À l'instar des chercheurs précédents, ils ont constaté que les concentrations étaient surestimées dans les canyons urbains, un phénomène qu'ils ont attribué aux faibles niveaux d'énergie cinétique turbulente ( $k$ ) obtenus près des bâtiments avec les simulations de CFD. Ils ont en outre indiqué que la dispersion pouvait être artificiellement augmentée en réduisant le  $S_{ct}$ .

Tominaga et Stathopoulos (2009) ont testé différents modèles turbulents relativement à l'écoulement de l'air et à la dispersion des polluants autour d'un bâtiment cubique isolé. Ils ont une fois de plus constaté que le modèle  $k-\varepsilon$  standard ne permettait pas de prédire les concentrations, et ce, parce qu'il ne pouvait reproduire les composantes de base des structures d'écoulement, notamment l'écoulement inverse sur le toit d'un bâtiment. Le modèle  $k-\varepsilon$  RNG et le modèle  $k-\varepsilon$  réalisable présentaient quant à eux une bien meilleure concordance avec les données expérimentales pour  $S_{ct} = 0,3$ . Les auteurs ont ainsi pu confirmer que la sous-estimation de la diffusion turbulente de l'impulsion du flux éolien pouvait être compensée par un  $S_{ct}$  de valeur moindre.

Les différents travaux de recherche présentés dans cette section montrent que les études sur la dispersion des polluants dans les zones urbaines ont surtout porté sur le cas d'un bâtiment isolé. Certaines publications ont indiqué qu'en général, les simulations de CFD concordaient bien avec les mesures expérimentales en ce qui concerne les profils d'écoulement. Cependant, les simulations d'écoulement permanent avec le modèle RANS sous-estiment toujours la dispersion à proximité de la source dans le cas d'un bâtiment isolé. Certains auteurs ont attribué cette sous-estimation à l'incapacité du modèle RANS à reproduire la nature intermittente de l'écoulement autour d'un corps non profilé. D'autres l'ont plutôt attribuée au fait que ce modèle prédit une faible diffusion turbulente près du bâtiment. Pour compenser cette sous-estimation, un calibrage est possible en réduisant la valeur du  $S_{ct}$ . Il est toutefois évident qu'on ne peut généraliser une valeur donnée du  $S_{ct}$  compte tenu des caractéristiques d'écoulement particulières à chaque cas. Comme en témoignent diverses publications, la discussion est actuellement ouverte quant à savoir si un calibrage du  $S_{ct}$  peut être validé pour améliorer les résultats relatifs à la dispersion des polluants (Di Sabatino *et al.*, 2007 ; Tominaga et Stathopoulos, 2007 ; Blocken *et al.*, 2008 ; Chavez *et al.*, 2011).

## 3. MÉTHODOLOGIE

### 3.1 Généralités

La présente étude repose principalement sur des simulations de CFD, mais elle utilise aussi des données de soufflerie à des fins de validation. Cette section décrit la méthodologie relative à l'utilisation de la CFD ainsi que certains aspects généraux des expériences en soufflerie.

### 3.2 Simulations de CFD

Les prédictions numériques ont pour but de résoudre l'ensemble des équations aux dérivées partielles applicables à l'écoulement de tout fluide, y compris à l'écoulement du vent dans l'atmosphère. Ces équations reposent sur les lois fondamentales de la conservation de la masse et de quantité de mouvement (équations de Navier-Stokes) dans le domaine de calcul (manuel de l'utilisateur de Fluent, 2001).

#### 3.2.1 Représentation de modèles physiques et domaine de calcul

Puisque les résultats des simulations numériques de la présente étude sont validés par des données de soufflerie, il est essentiel de reproduire numériquement les conditions de soufflerie autant que faire se peut. Par conséquent, tous les modèles numériques utilisés dans cette étude ont la même échelle réduite que les modèles physiques utilisés en soufflerie. Les maquettes de bâtiments sont numériquement représentées par de simples formes cubiques, et le domaine de calcul, par un parallélépipède. Suivant les recommandations d'études antérieures, les dimensions de ce domaine numérique ont été établies comme suit :  $H$  étant la hauteur du bâtiment le plus élevé du modèle, les limites latérales et supérieure ont été fixées à  $5H$  du bâtiment, et la sortie, à  $20H$  en aval du bâtiment pour permettre à l'écoulement de se développer (Tominaga et Stathopoulos, 2009). En ce qui concerne l'entrée, une distance de  $3H$  a été retenue afin de réduire au minimum le développement de gradients longitudinaux, comme expliqué dans Blocken *et al.* (2008).

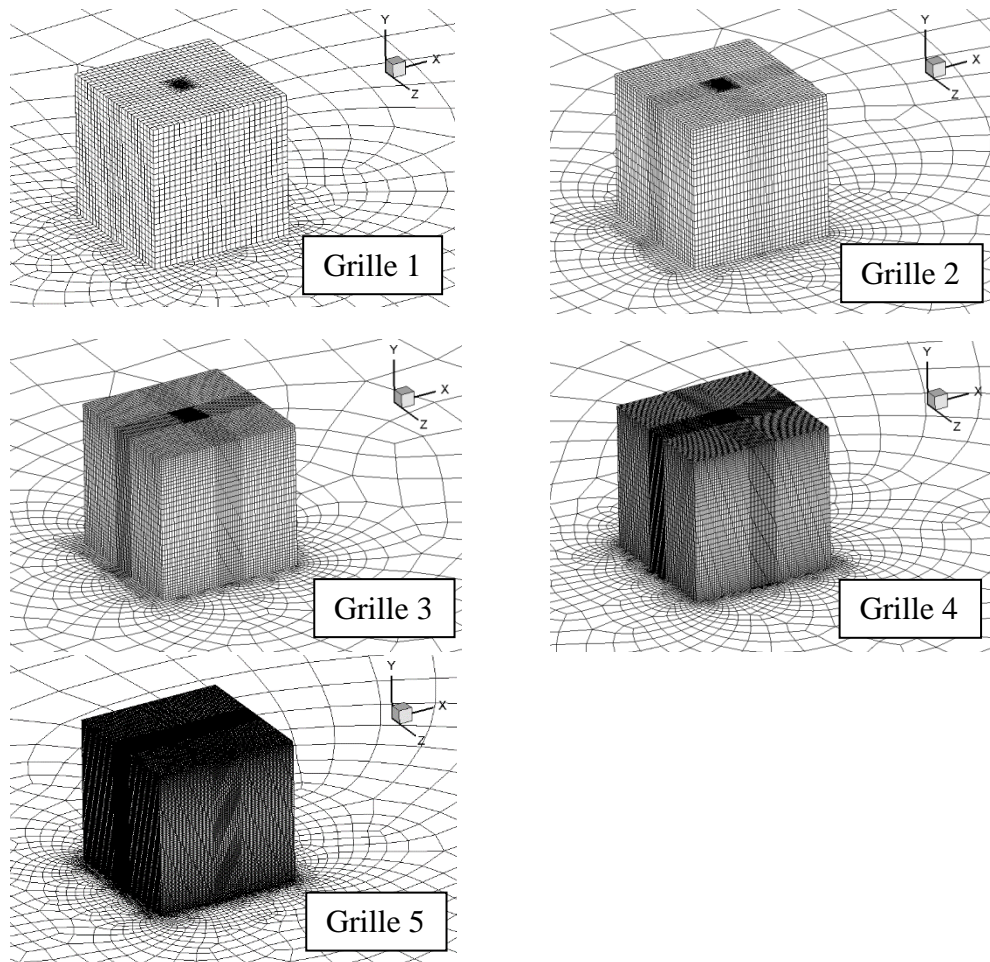
#### 3.2.2 Maillage

Le maillage a principalement été construit à partir de grilles d'hexaèdres structurés, car il a été prouvé que cette structure de maille donne les meilleurs résultats de calcul (Hefny et Ooka, 2009). Le taux d'expansion entre deux cellules consécutives a été limité à 1,25 comme suggéré par Franke *et al.* (2007). Une étude de sensibilité des mailles a été réalisée afin d'en définir les caractéristiques et la taille optimales.

L'étude de maillage reposait sur un cas élémentaire courant dans la littérature, soit celui d'un bâtiment cubique avec une ouverture d'évacuation sur le toit. La raison pour laquelle ce cube isolé a été utilisé au lieu du bâtiment émetteur référencé tout au long de ce rapport tient au fait que le modèle cubique constitue un cas bien connu pour lequel des données expérimentales de Li

et Meroney (1983) étaient disponibles. Des études numériques fondées sur ce même modèle cubique sont en outre documentées dans la littérature, parmi lesquelles l'étude sur la dispersion des effluents réalisée par Blocken *et al.* (2008). Il s'agissait donc ici de reproduire et analyser le modèle cubique isolé de manière à établir une procédure de maillage acceptable pour les simulations numériques ultérieures.

Le modèle de bâtiment retenu est celui d'un cube de 0,05 m dans une soufflerie où  $M = 0,07$ . Rappelons que  $M$  représente le facteur d'impulsion, défini comme le rapport entre la vitesse d'évacuation et la vitesse moyenne du vent à la hauteur du bâtiment :  $M = V_e / U_H$  (où  $V_e$  représente la vitesse d'évacuation). Le modèle numérique a été construit selon les mêmes dimensions physiques et les mêmes conditions aux limites que celles retenues par Blocken *et al.* (2008). La grille a été générée à l'aide d'éléments hexaédriques, et cinq types de mailles ont été créés, comme le montre la Figure 3.1 ; les détails du maillage sont présentés au Tableau 1. De fortes concentrations de cellules ont par ailleurs été générées dans le voisinage de l'ouverture d'évacuation du bâtiment.

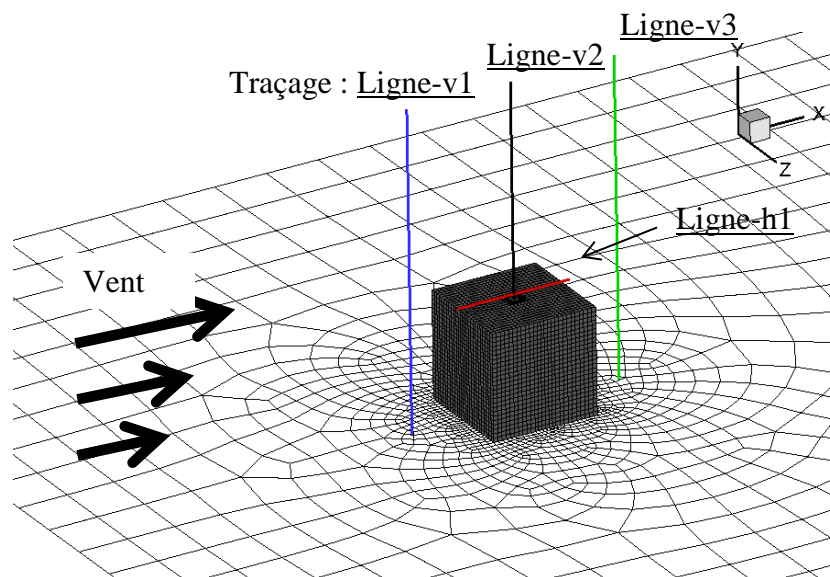


**Figure 3.1 : – Différentes tailles de mailles pour un cube.**

**Tableau 1: Détails du maillage.**

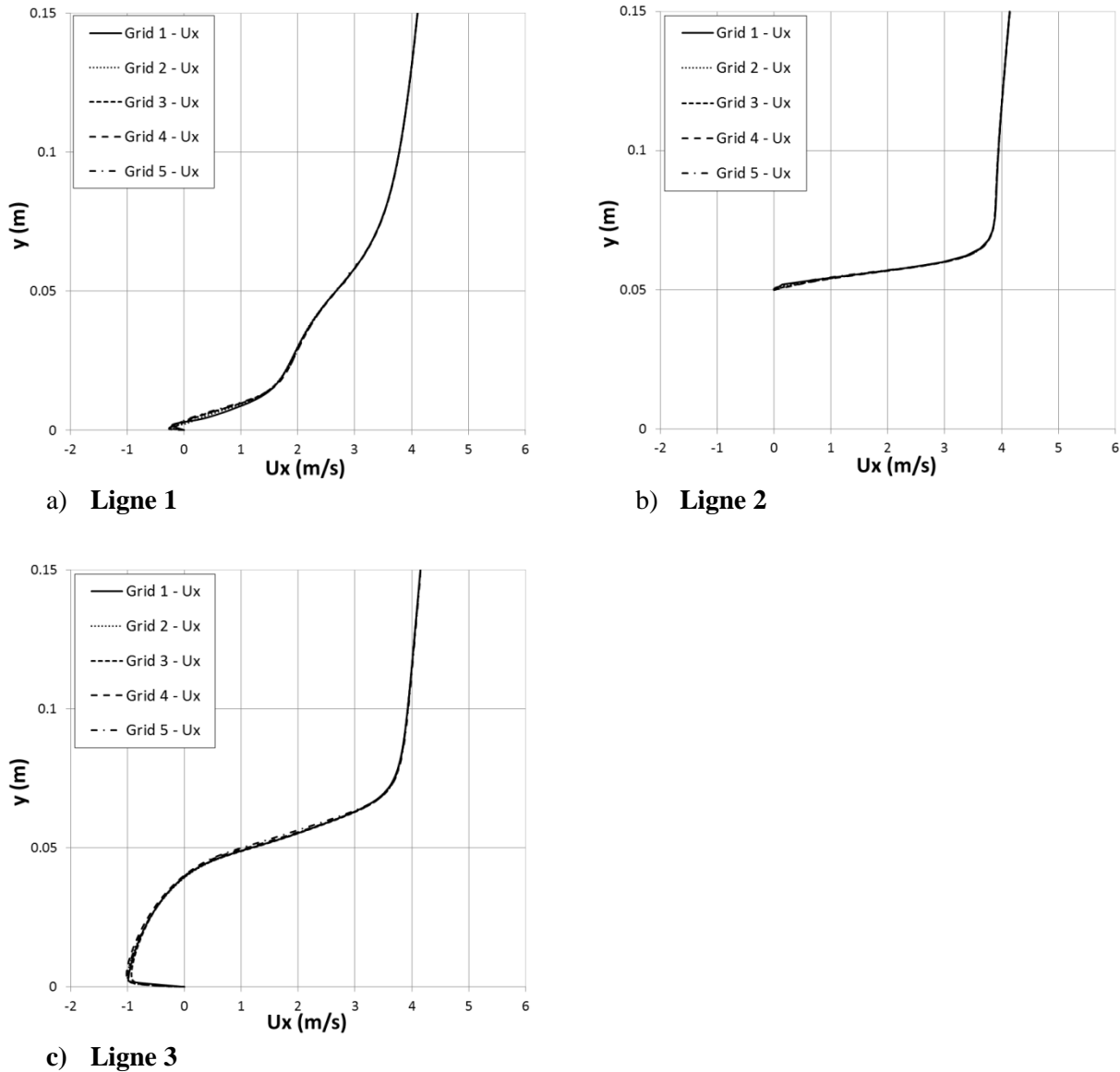
	Taille	$Y^+$ (toit du bâtiment)	$Y^+$ (mur du bâtiment)	$Y^+$ (sol)
Grille 1	112 528	9,9	9,6	10,1
Grille 2	206 143	6,2	6,9	6,4
<b>Grille 3</b>	<b>442 370</b>	<b>4,7</b>	<b>5,0</b>	<b>4,4</b>
Grille 4	959 394	3,1	3,7	2,6
Grille 5	2 467 595	2,1	2,8	1,5

Le modèle de turbulence  $k-\varepsilon$  Réalisable a été choisi pour comparer les effets du maillage. Il importe de noter que la sous-couche visqueuse ( $Y^+ < 5$ ) a été incluse dans la simulation du domaine proche des parois et résolue à l'aide de l'option *Enhanced Wall Treatment* (EWT) de Fluent (manuel de l'utilisateur de Fluent, 2001). Trois lignes verticales ont été définies pour tracer la variation du profil de vitesse à trois endroits différents : au vent, au-dessus et sous le vent du bâtiment, comme le montre la Figure 3.2. Une ligne horizontale, désignée Ligne-h1, a été définie pour tracer une concentration adimensionnelle de gaz traceur au niveau du toit du bâtiment.

**Figure 3.2 : – Emplacement des lignes de tracé.**

Les profils de vitesse dans l'axe des  $x$  pour les mailles et les emplacements désignés sont tracés dans la Figure 3.3. Il est à noter que pratiquement aucune variation des valeurs de vitesse n'a été détectée entre les différentes mailles sur les trois lignes verticales. Dans la zone sous le vent du bâtiment (Figure 3.3b), aussi désignée comme le sillage du bâtiment, les valeurs négatives indiquent la présence d'une zone de recirculation. Étant donné que les valeurs de vitesse sont presque identiques, on peut supposer que la taille de cette zone de recirculation est calculée de la

même façon pour les cinq mailles. Par conséquent, lorsqu'on génère une forte concentration de cellules à proximité des murs, la taille de maille n'a pas d'influence notable sur le champ de vitesse numériquement calculé.



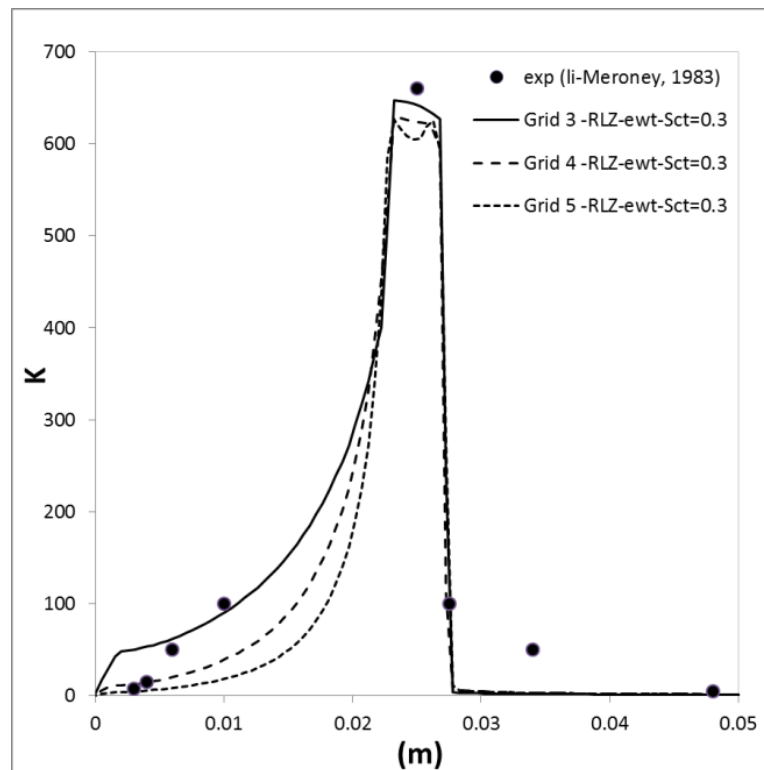
**Figure 3.3 : – Profils de vitesse le long de trois lignes verticales pour différentes tailles de mailles.**

Pour évaluer la dispersion des polluants, la concentration normalisée \$K\$ définie ci-dessous, a été tracée le long de la ligne horizontale désignée Ligne-h1.

$$K = \frac{cH_b^2 U_b}{Q_c}$$

où  $H_b$  représente la hauteur du bâtiment ;  $U_b$ , la vitesse du vent à la hauteur du bâtiment ;  $c$ , la concentration obtenue par simulation de CFD ; et  $Q_c$ , le débit d'évacuation.

La Figure 3.4 compare la  $K$  obtenue en soufflerie par Li et Meroney (1983) à celle de la présente simulation de CFD le long de la Ligne-h1. Seules les trois dernières mailles (3, 4 et 5) ont été incluses puisque pour pouvoir utiliser la fonction EWT dans Fluent,  $Y^+$  dans la zone proche des parois doit rester inférieur à 5. De prime abord, on constate que dans le cas des données expérimentales, le gaz traceur est essentiellement transporté du côté au vent du conduit d'évacuation. Cela est dû au phénomène bien connu de l'écoulement inversé sur le bord antérieur du toit du bâtiment. On constate également qu'avec un nombre de Schmidt turbulent (Sct) de 0,3 (un paramètre expliqué plus loin dans cette section), le modèle  $k-\varepsilon$  Réalisable tend à rendre compte efficacement de cette forte concentration relative dans la zone au vent du conduit d'évacuation, et ce, pour les trois mailles. Parmi les mailles retenues, la maille 3 offre un compromis acceptable entre le coût de calcul et la précision des résultats. En conséquence, et compte tenu de cette analyse, la stratégie de maillage appliquée dans la présente étude s'appuie sur une forte concentration de cellules dans la zone proche des parois avec une valeur de  $Y^+$  inférieure à 5 de manière à pouvoir utiliser la technique de traitement des parois améliorée (EWT).



**Figure 3.4 : – Comparaison de  $K$  entre les données expérimentales et les résultats du modèle de turbulence  $k-\varepsilon$  réalisable le long de la Ligne-h1.**



Le maillage retenu dans le cadre de la présente étude est présenté à la Figure 3.5. Pour une valeur de  $Y^+$  inférieure à 5, la maille compte 1 813 164 cellules.

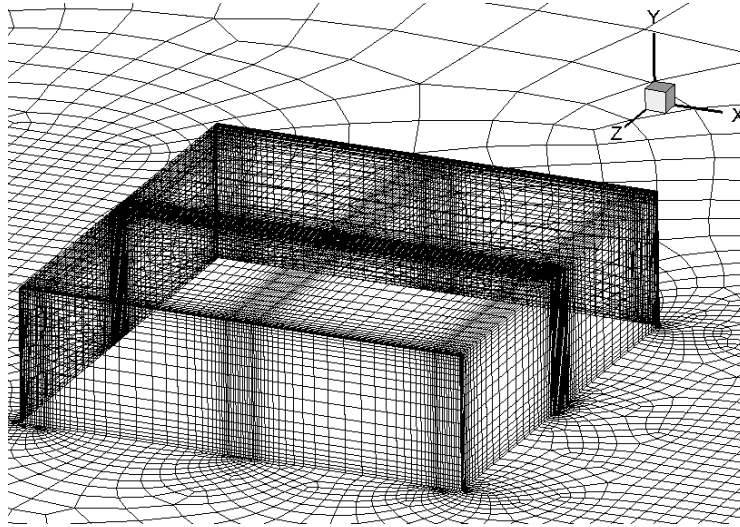


Figure 3.5 : – Maillage utilisé pour le bâtiment émetteur isolé (1 813 164 cellules).

### 3.2.3 Conditions aux limites

Une importante partie de la présente étude tient au processus de validation numérique fondé sur des comparaisons entre les données de soufflerie et de CFD pour un ensemble choisi de configurations de bâtiments. Afin de réduire le nombre d'incertitudes au minimum, les conditions aux limites de CFD sont définies comme étant aussi proches que possible de celle du montage expérimental en soufflerie. Autrement dit, les simulations de CFD ont été configurées de manière à reproduire autant que faire se peut les essais en soufflerie, après quoi tous les paramètres ont été ramenés à l'échelle en soufflerie, qui est de 1:200. Suit une description des conditions limites utilisées tout au long de la présente étude.

La surface inférieure (c.-à-d. le sol) est un plan rigide dont la longueur de rugosité aérodynamique  $y_0 = 0,0033$  m (ce qui correspond à  $y_0 = 0,66$  m à pleine échelle). À la sortie, une condition de gradient nul est définie afin de générer un écoulement pleinement développé. Les parois du bâtiment comme les côtés et plafond du domaine sont modélisés comme des parois non glissantes. Comme dans l'expérience en soufflerie, un exposant de loi de puissance de 0,31 correspondant à un relief urbain de faible densité (Simiu et Scanlan, 1996) est appliqué au profil éolien de l'entrée, et défini comme suit :

$$U(y) = 6,3 \left( \frac{y}{0,075} \right)^{0,31}$$

Le polluant émis par la cheminée est simulé comme étant du  $SF_6$  pour un facteur d'impulsion donné  $M$ . La dispersion des polluants est analysée selon le concept de la dilution normalisée, qui peut s'expliquer comme suit : si un polluant est émis avec une certaine concentration initiale, cette concentration se verra réduite au fur et à mesure que le polluant se déplacera dans



l'atmosphère et se mêlera à l'air pur. Dès lors, la dilution se définit comme le rapport entre la concentration à la source et la concentration mesurée à un point précis dans le domaine. Par conséquent, plus la concentration mesurée est faible, plus la valeur de dilution sera élevée.

La formule suivante, proposée par Wilson (1979), a été utilisée pour évaluer la dilution normalisée  $D_N$  :

$$D_N = \frac{D_r Q}{U_H H^2}$$

où :

$D_r = C_e / C_r$  représente le coefficient de concentration adimensionnel au point de coordonnées (aussi appelé récepteur) ;

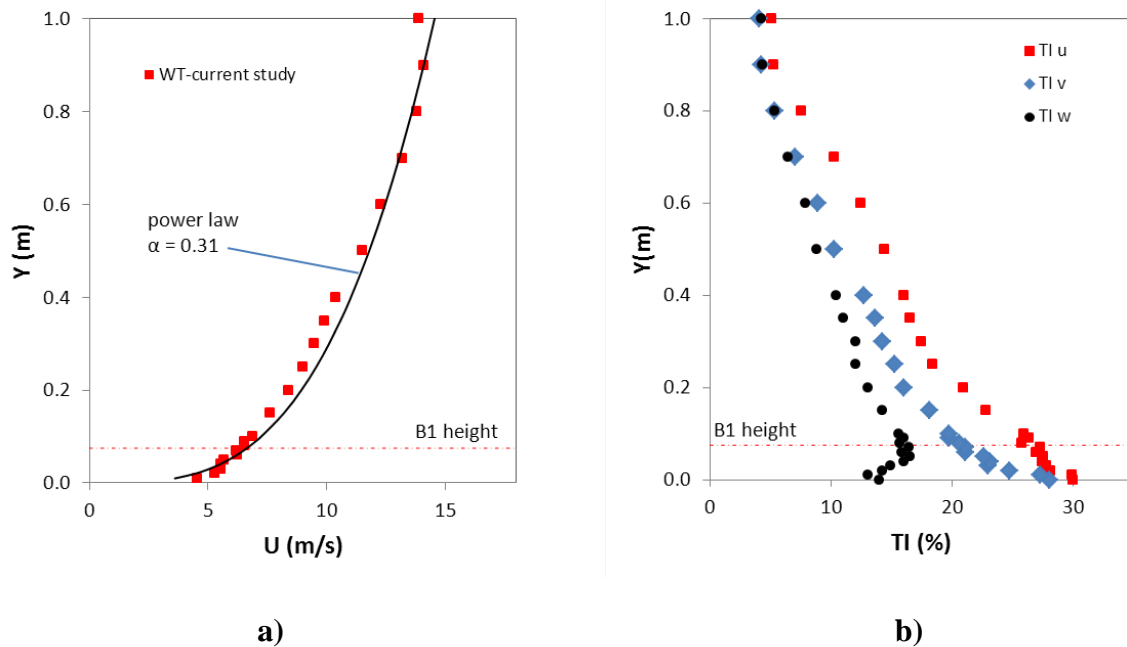
$C_e$ , la fraction massique de contaminant contenue dans l'effluent (cette étude utilise 10 ppm de SF<sub>6</sub>) ;

$C_r$ , la fraction massique de contaminant au point de coordonnées (ppm) ;

$Q$ , le débit d'évacuation (m<sup>3</sup>/s) ;

$U_H$ , la vitesse du vent à la hauteur du bâtiment émetteur (H) ; la vitesse du vent à la hauteur du bâtiment isolé (b1) est de 6,3 m/s.

La Figure 3.6 présente les profils de vitesse moyenne du vent (a) et d'intensité de la turbulence (b) mesurés en soufflerie. Ces profils sont utilisés pour préciser la condition d'entrée dans le modèle numérique. Le profil de vitesse moyenne du vent a été estimé avec un exposant de loi de puissance de 0,31, représentatif d'un relief urbain. La vitesse du vent à la hauteur du bâtiment b1 ( $H = 0,075$  m) était de  $U_H = 6,3$  m/s.



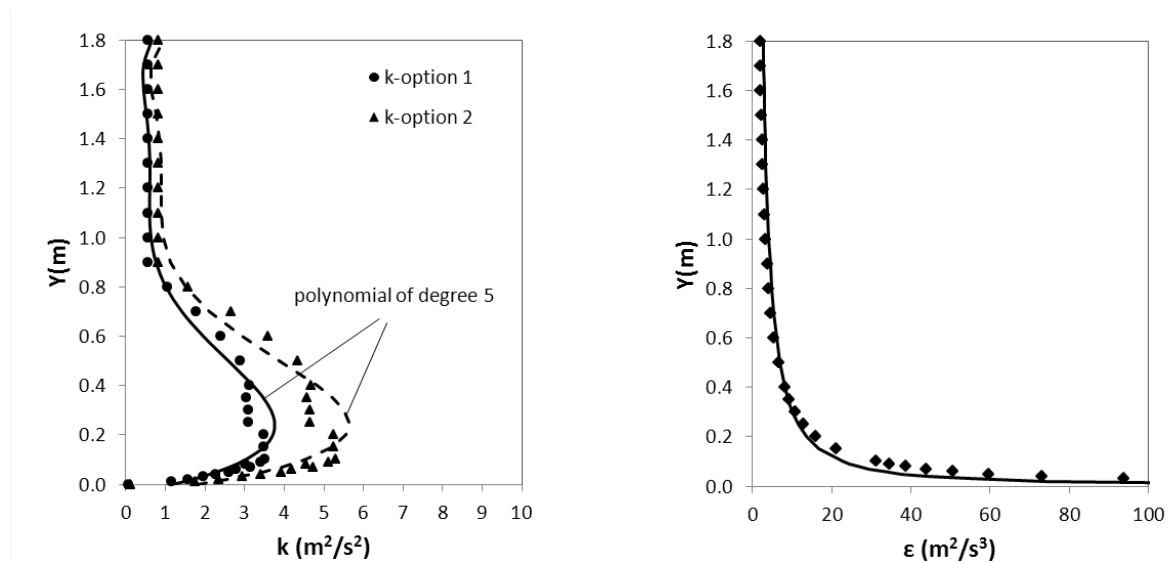
**Figure 3.6 : – Profils de la couche limite atmosphérique en soufflerie : a) vitesse moyenne, b) intensité de la turbulence.**

Les profils d'intensité de la turbulence mesurés sont convertis en profil d'énergie cinétique turbulente ( $k$ ) selon deux options. Option 1 :  $k$  est calculé à partir des mesures d'intensité de la turbulence obtenues en soufflerie compte tenu des trois composantes des vitesses fluctuantes  $\langle u' \rangle$ ,  $\langle v' \rangle$  et  $\langle w' \rangle$  en supposant que  $\langle u' \rangle = TI_u U / 100$ . Option 2 :  $k$  est calculé en supposant que la turbulence est isotrope et en ne considérant que la composante x,  $\langle u' \rangle$  de la vitesse mesurée (van Hoof et Blocken, 2010).

$$\text{Option 1 : } k = \frac{1}{2} (\langle u' \rangle^2 + \langle v' \rangle^2 + \langle w' \rangle^2)$$

$$\text{Option 2 : } k = \frac{3}{2} \langle u' \rangle^2$$

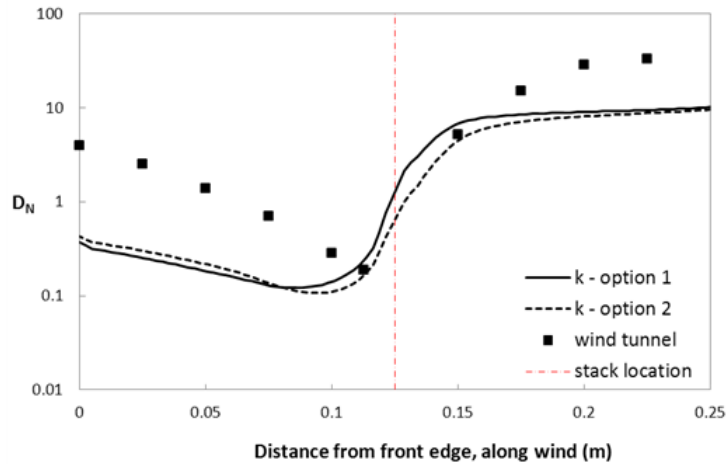
Comme le montre la Figure 3.7, l'option 2 renvoie une valeur relativement élevée de  $k$  dans la partie inférieure de la couche limite par rapport à l'option 1. Le profil du taux de dissipation ( $\epsilon$ ) a été défini comme  $\epsilon = u^{*3} / \kappa y$ , où  $\kappa$  représente la constante de von Kármán (0,42) et  $u^*$ , la vitesse de frottement obtenue à partir de l'équation  $u(y)/u^* = 1/\kappa (\ln(y/y_0))$  avec une longueur de rugosité  $y_0 = 0,0033$  m. À l'échelle en soufflerie (1:200), la longueur de rugosité équivalente en grandeur réelle est de 0,66 m, soit à l'extrémité inférieure de la fourchette prévue en milieu urbain ( $0,5 \text{ m} < y_0 < 1,5 \text{ m}$ ) [Stathopoulos *et al.*, 2004]. Afin d'intégrer ces paramètres de turbulence ainsi que le profil de vitesse éolienne moyenne à l'entrée du modèle de CFD, une UDF a été définie.



**Figure 3.7 : – Profils d'énergie cinétique turbulente et de dissipation évalués à partir des données de soufflerie.**

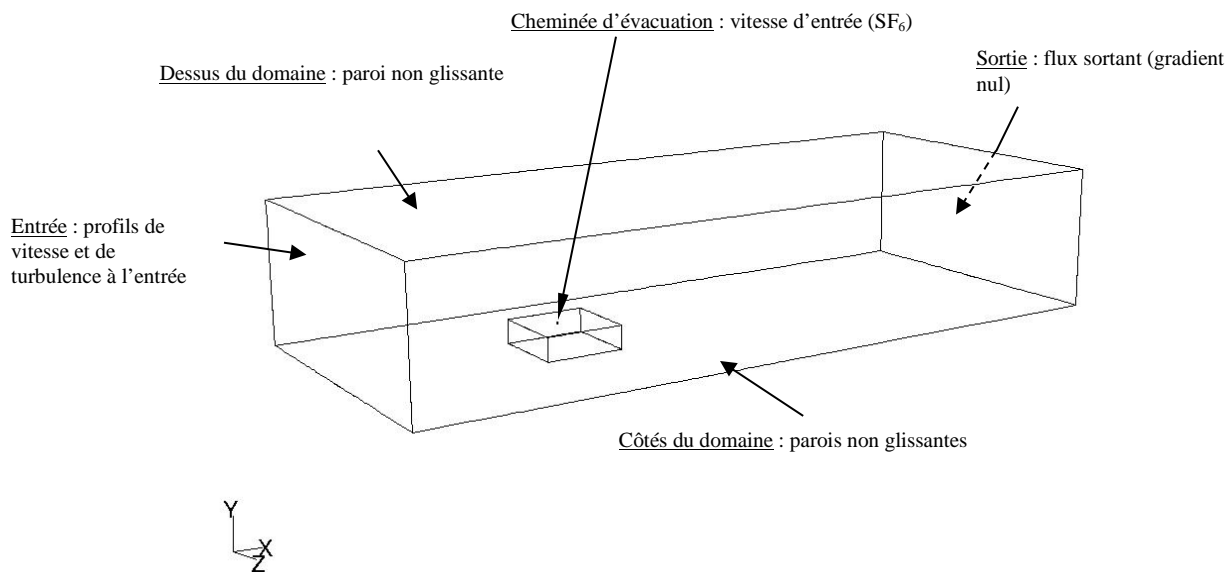
La Figure 3.8 montre l'incidence des deux profils de  $k$  sur la  $D_N$  obtenue dans l'axe central du toit d'un bâtiment émetteur avec une configuration de bâtiments donnée. Le cas utilisé dans cette comparaison est celui d'une configuration de deux bâtiments, telle qu'illustrée à la Figure 3.10b. Les résultats n'indiquent aucune incidence significative sur les valeurs de dilution au niveau du toit. Par conséquent, l'option 1 a été retenue dans cette étude du fait qu'elle présente plus

d'intérêt sous l'angle de la physique, puisque les fluctuations effectives dans toutes les directions  $y$  sont prises en compte.



**Figure 3.8 : – Incidence du profil de l'énergie cinétique turbulente sur la  $D_N$  au niveau du toit.**

Le domaine de calcul et les conditions limites sont résumés à la Figure 3.9.



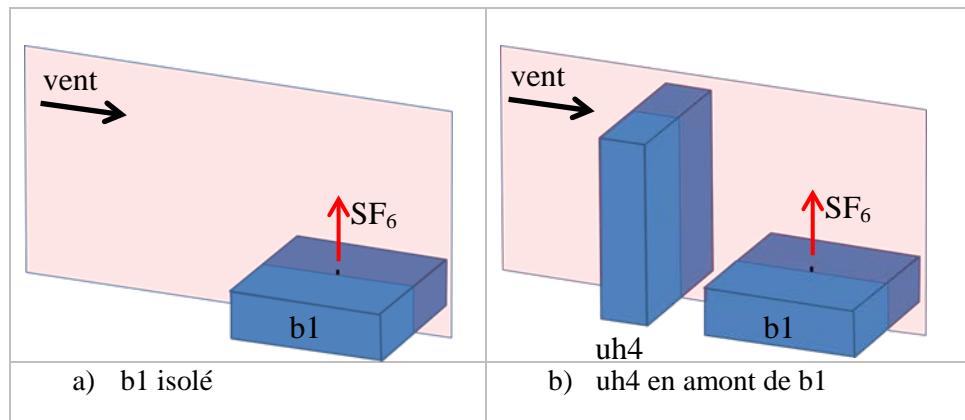
**Figure 3.9 : – Conditions limites du modèle de CFD**

### 3.2.4 *Modèle de turbulence*

Une simulation de dispersion au niveau du toit d'un bâtiment émetteur isolé et d'une configuration de deux bâtiments (Figures 3.10a et b, respectivement) a été réalisée en utilisant

quatre modèles de turbulence différents, à savoir : le modèle k-ε standard (SKE), le modèle k-ε Réalisable (RLZ), le modèle k-ε du groupe de renormalisation (RNG) et le modèle de contraintes de Reynolds (RSM). Les résultats ont ensuite été comparés aux données expérimentales obtenues par les auteurs avec des configurations identiques.

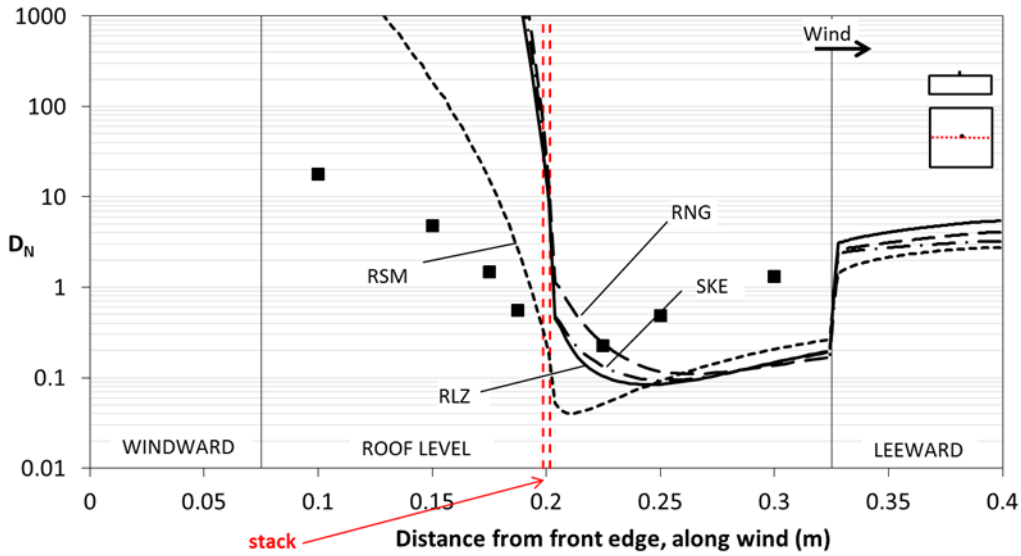
Pour toutes les simulations, toutes les équations de transport (quantité de mouvement, énergie, variables de turbulence et concentration) ont été discrétisées par le biais d'un schéma au vent de second ordre. L'algorithme SIMPLE a en outre été utilisé pour le couplage pression-vitesse.



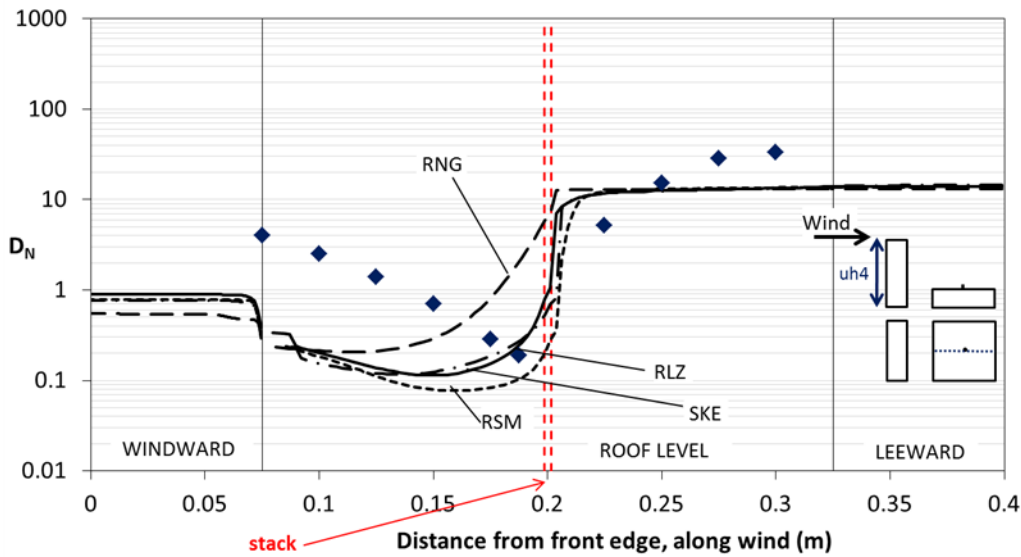
**Figure 3.10 : – Représentation schématique des configurations de bâtiments émetteurs isolé et non isolé.**

La Figure 3.11a montre la  $D_N$  au niveau du toit d'un bâtiment émetteur isolé surmonté d'une cheminée centrale. Dans l'ensemble, on constate que la  $D_N$  numériquement calculée est sous-estimée sous le vent de la cheminée et surestimée au vent de la cheminée par rapport aux données expérimentales. Cependant, bien que la  $D_N$  soit sous-estimée, les modèles SKE, RLZ et RSM affichent une cohérence acceptable sous le vent de l'emplacement de la cheminée. Dans la zone au vent de la cheminée, on constate par contre que tous les modèles de turbulence surestiment considérablement la  $D_N$ . On observe par ailleurs que SKE et RLZ fournissent des résultats très similaires dans toutes les zones, et que RSM affiche une importante amélioration par rapport à SKE et RLZ dans la zone au vent, si ce n'est que la  $D_N$  demeure surestimée. Le modèle RNG fournit quant à lui des valeurs de  $D_N$  plus élevées que tous les autres modèles près de la cheminée dans la zone sous le vent du toit. Tous les calculs ont été effectués en utilisant un Sct standard de 0,7 (la valeur par défaut de Fluent).

La Figure 3.11b montre la  $D_N$  au même endroit que dans la figure précédente, mais en présence d'un bâtiment en amont du bâtiment émetteur. Les valeurs de  $D_N$  fournies par RSM, SKE et RLZ affichent des tendances similaires aux données expérimentales dans toutes les zones, et une concordance relativement bonne avec celles-ci sous le vent de la cheminée. Dans la zone au vent de la cheminée, la  $D_N$  est considérablement sous-estimée par tous les modèles de turbulence testés. Comme dans le cas du bâtiment émetteur isolé, le modèle RNG fournit ici des valeurs de  $D_N$  plus élevées que tous les autres modèles près de la cheminée dans la zone, mais cette fois-ci dans la zone au vent du toit. Encore une fois, tous les calculs ont été effectués avec Sct = 0,7.



a) Bâtiment émetteur isolé



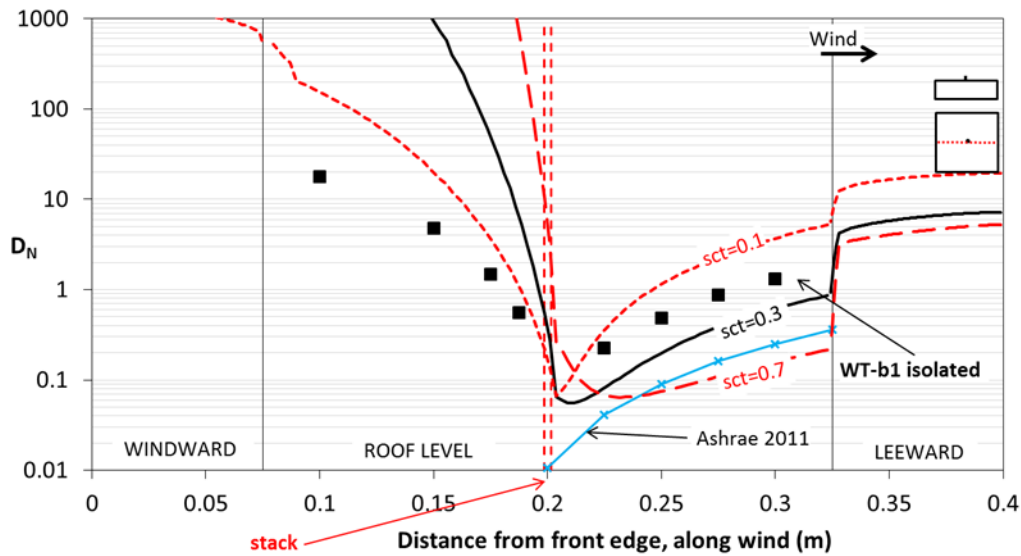
b) Bâtiment émetteur non isolé

Figure 3.11 : –  $D_N$  estimée par différents modèles de turbulence en utilisant la valeur par défaut du  $Sct$  (0,7).

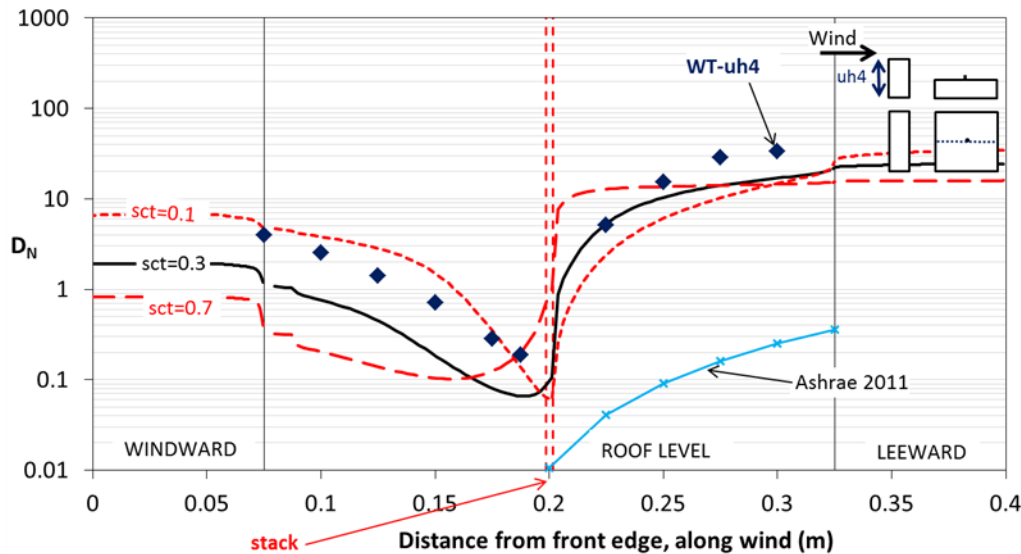
### 3.2.5 Nombre de Schmidt turbulent

Le nombre de Schmidt turbulent ( $Sct$ ) est nécessaire pour résoudre l'équation de transport de masse dans les prédictions de dispersion de CFD avec le modèle RANS, et il se définit comme le rapport de la viscosité turbulente sur le coefficient de diffusion turbulente ( $Sct = \nu_t/D_t$ ). Dans Fluent, le  $Sct$  doit être défini comme paramètre d'entrée avant tout calcul, sans quoi il sera

présupposé avoir la valeur par défaut de 0,7. Des études antérieures ont démontré la dépendance de  $S_{ct}$  dans les simulations de dispersion de polluants, et que des valeurs entre 0,1 et 0,3 présentent une bonne concordance avec les résultats expérimentaux au gaz traceur sur la dispersion de polluants autour de bâtiments (Tominaga et Stathopoulos, 2007 ; Blocken *et al.*, 2008 ; Chavez *et al.*, 2011). Suit une analyse de sensibilité de la  $D_N$  au  $S_{ct}$  pour les deux configurations de bâtiments retenues, à savoir un bâtiment émetteur isolé et un bâtiment émetteur adjacent à un bâtiment en amont (Figure 3.12).



a) Bâtiment émetteur isolé



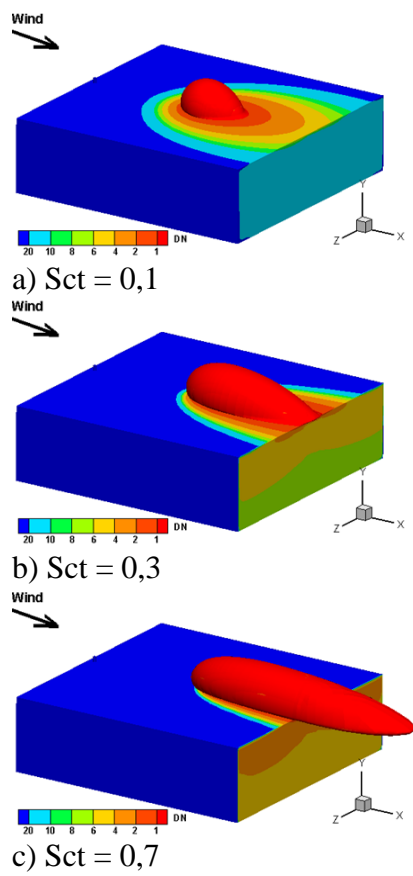
b) Bâtiment émetteur non isolé

Figure 3.12 : – Incidence du  $S_{ct}$  sur la  $D_N$  avec le modèle de turbulence  $k-\epsilon$  réalisable.

La Figure 3.12a montre l'effet du  $S_{ct}$  sur la  $D_N$  dans le cas d'un bâtiment émetteur isolé. Les résultats confirment que la dispersion des polluants est grandement influencée par la valeur du

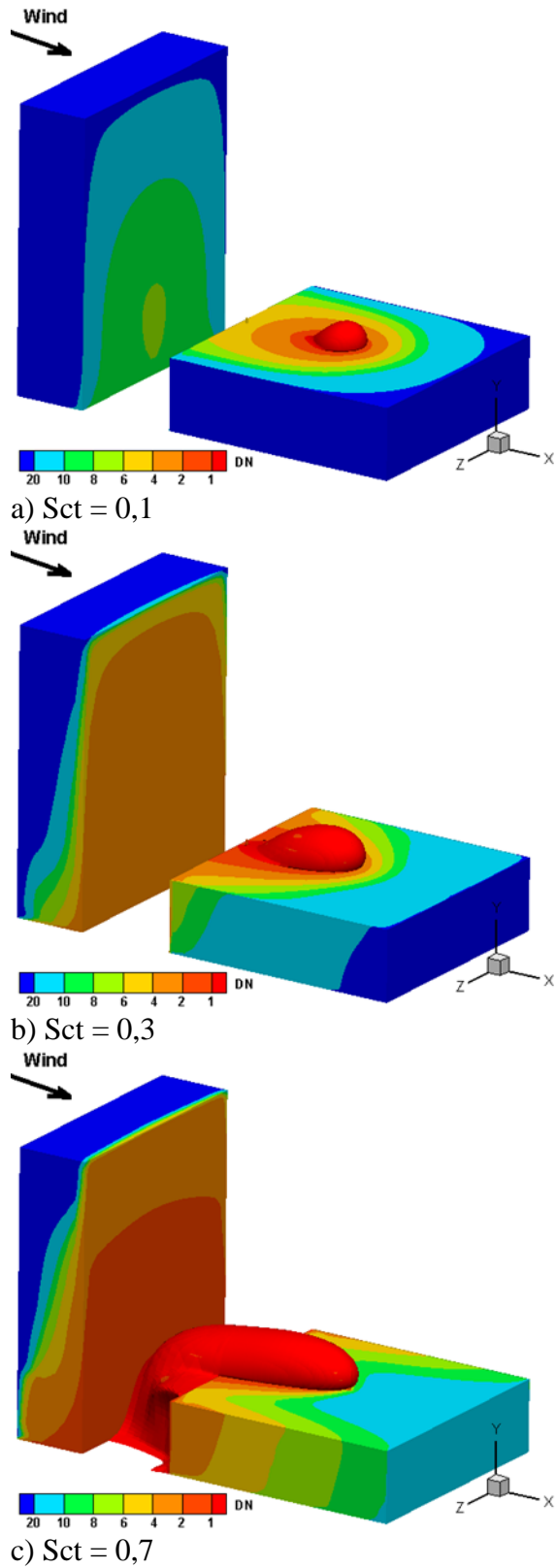
Sct, aussi bien dans la zone au vent que dans la zone sous le vent de la cheminée. Par contre, dans le cas du bâtiment émetteur non isolé (Figure 3.12b), on constate que le Sct a une forte influence dans la zone au vent de la cheminée et une influence très limitée dans la zone sous le vent de la cheminée. Il en découle que l'effet du Sct est prédominant dans les zones où se dispersent les polluants.

Pour mieux visualiser l'incidence du Sct sur les prédictions de  $D_N$ , des isocontours sur toutes les surfaces et une isosurface de  $D_N = 1$  ont été tracées dans les Figures 3.13 et 3.14. L'isosurface de  $D_N = 1$  permet de visualiser le comportement tridimensionnel du panache avec différentes configurations de bâtiments. Dans les deux figures, on voit clairement qu'une plus petite valeur du Sct (0,1) engendre une diffusion de masse prédominante qui amène le panache à s'étaler dans toutes les directions tandis que la diffusion se trouve réduite dans l'axe de l'écoulement. Lorsque la valeur du Sct augmente, le mécanisme de transport est modifié, de sorte que le panache présente une augmentation progressive de l'advection en direction de l'écoulement dominant obtenu par simulation, tout en réduisant la diffusion massique. Le Sct influe sur le mécanisme de transport de masse, et non sur la dynamique des fluides (Di Sabatino *et al.*, 2007). L'écoulement obtenu par la simulation pour les deux cas est tracé sous forme de lignes de courant à la Figure 3.15. Comme le montre cette comparaison, le Sct a une grande influence sur la dispersion, et il est difficile de généraliser un Sct particulier en CFD en raison de sa variabilité élevée selon les configurations analysées. Cela dit, pour les simulations à venir, le Sct est fixé à 0,3 étant donné que cette valeur constitue un bon compromis entre un calibrage numérique et signification physique.

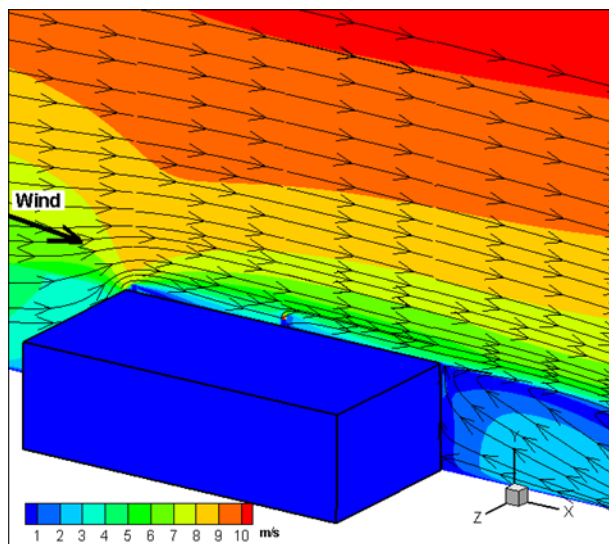


**Figure 3.13 : – Courbes de dilution (b1 isolé) et isosurface de  $D_N = 1$  pour trois  $Sc_t$  différents.**

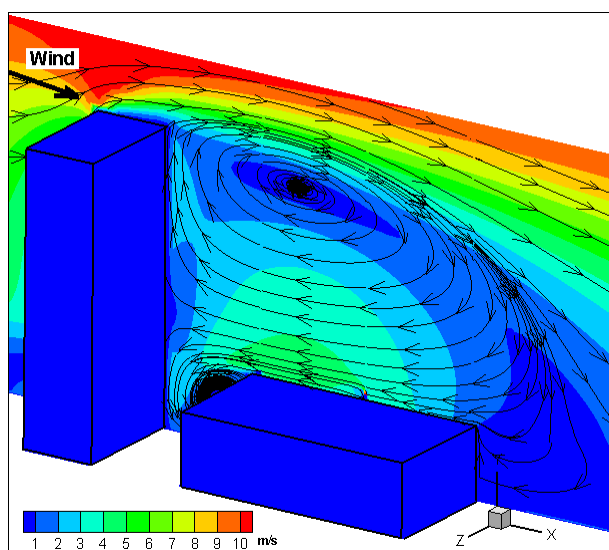




**Figure 3.14** : – Courbes de dilution (uh4 en amont de b1) et isosurface de  $D_N = 1$  pour trois  $Sc_T$  différents.



a) b1 isolé



b) uh4 en amont de b1

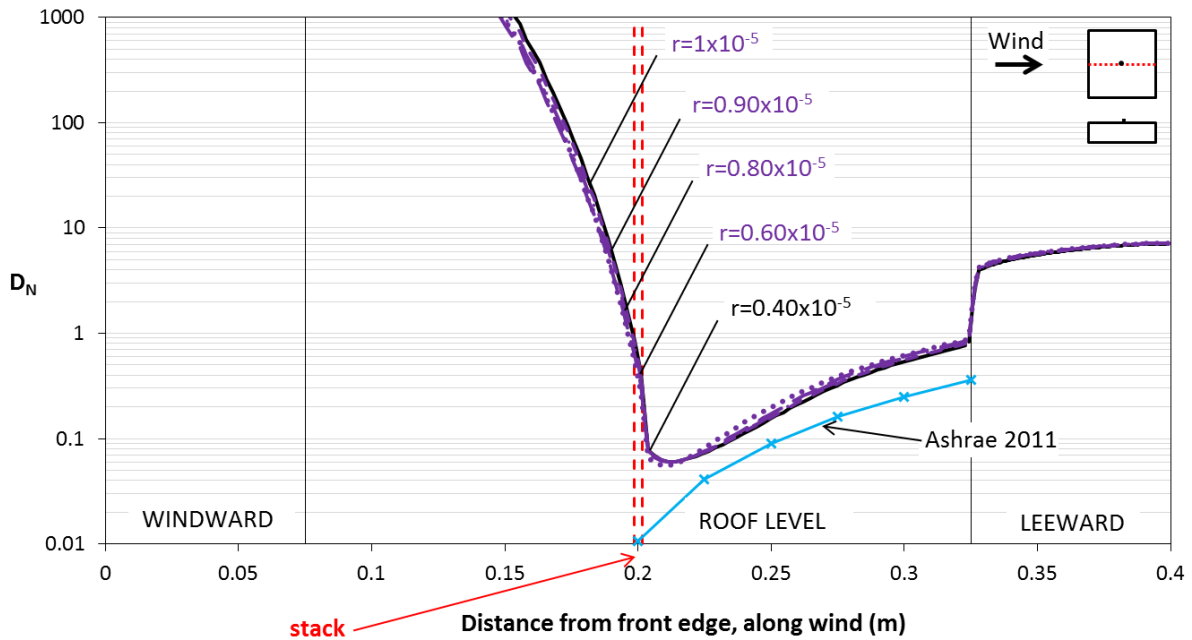
**Figure 3.15 : – Lignes de courant et isocontours de la vitesse dans le plan d'élévation médian.**

### 3.2.6 Critère de convergence

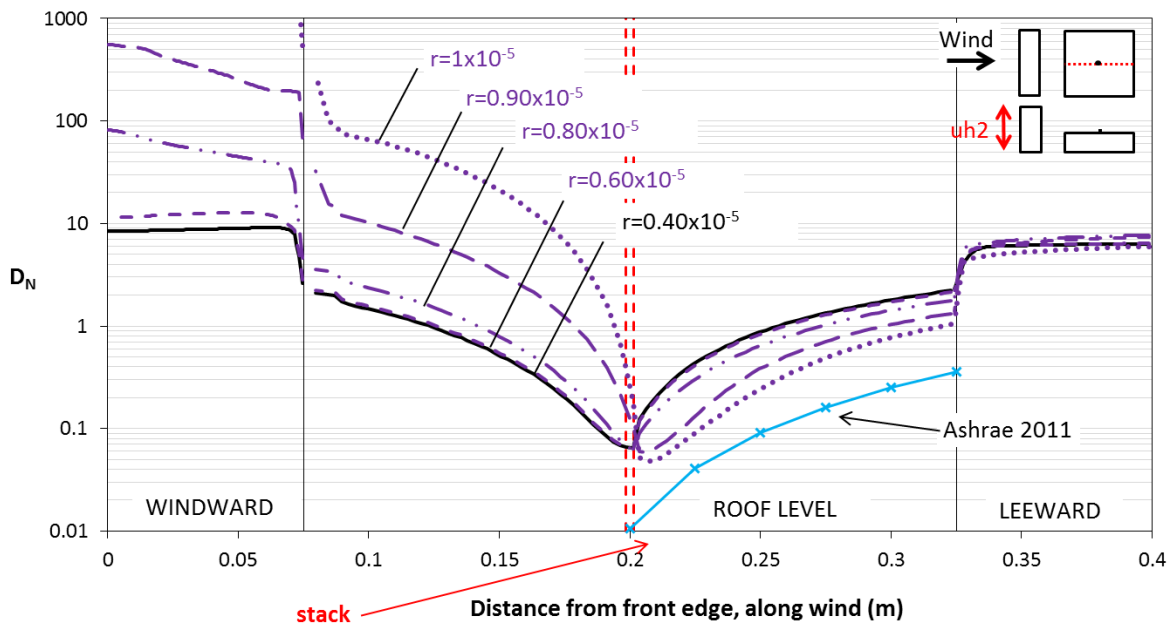
Le critère de convergence est généralement fondé sur les résidus d'équations qui servent à déterminer la mesure dans laquelle la solution actuelle est éloignée de la solution exacte (Franke *et al.*, 2007). Sachant que la solution exacte ne s'obtient qu'après un nombre infini d'itérations, le critère de convergence agit comme critère d'arrêt du processus itératif. Le critère de convergence est un paramètre critique qui doit être défini et contrôlé avant et pendant tout calcul de CFD. Malheureusement, il n'existe pas de consensus clair dans la littérature sur le niveau de convergence itérative, outre le fait qu'un critère d'arrêt type en milieu industriel est de  $10^{-3}$ . Aux fins de recherche, il est suggéré de réduire ce critère à  $10^{-5}$  (Ramponi et Blocken, 2012 ; Franke *et al.*, 2007). Cette section traite de l'influence de la définition du résidu sur les prédictions de  $D_N$  dans le cas d'un bâtiment émetteur isolé ou non isolé.

La Figure 3.16a indique clairement que toute réduction du critère de convergence au-delà de  $10^{-5}$  reste pratiquement sans effet sur la solution finale. Cela signifie que le maintien du critère standard à  $10^{-5}$  suffit à l'obtention la convergence d'une solution convergée dans le cas d'un bâtiment émetteur isolé. Par contre, la figure 3.16b, qui porte sur une configuration de deux bâtiments, indique qu'une réduction du critère de convergence a un effet important sur la valeur finale de  $D_N$ , surtout dans la zone au vent de la cheminée. La Figure 3.17 montre qu'en réduisant le critère de convergence de  $10^{-5}$  à  $0,9 \times 10^{-5}$  – en ajoutant près de 800 itérations –, la valeur de  $D_N$  diffère par plus de 500 % de sa valeur antérieure à l'emplacement précis  $x = 0,1$  m. Une réduction subséquente du critère de convergence révèle que, pour obtenir un écart d'environ 7 % entre deux valeurs consécutives de  $D_N$ , un résidu de  $0,4 \times 10^{-5}$  est requis. Le coût de calcul lié à une réduction du critère de convergence de  $10^{-5}$  à  $0,4 \times 10^{-5}$  se reflète dans les 8026 itérations supplémentaires requises pour atteindre ce niveau.

En conclusion, afin de limiter l'impact d'une source d'erreur potentielle sur les prédictions de  $D_N$  par manque d'itérations, le critère de convergence a été fixé à  $0,4 \times 10^{-5}$ , soit en deçà de la valeur standard de  $1,0 \times 10^{-5}$ , et ce, pour toutes les équations. Néanmoins, pour toutes les configurations de bâtiment émetteur non isolé analysées dans la présente étude, environ 27 000 itérations se sont avérées suffisantes pour atteindre ce niveau.

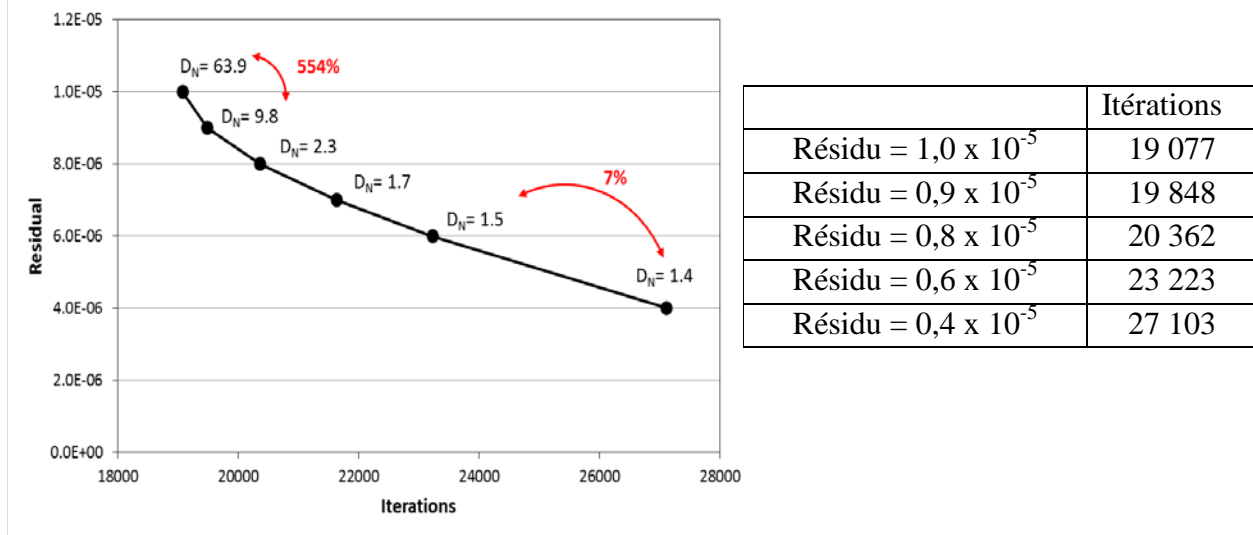


a) Bâtiment émetteur isolé



b) Bâtiments en amont deux fois plus élevé que le bâtiment émetteur

Figure 3.16 : – Variation de la  $D_N$  avec différents critères de résidus.



**Figure 3.17 : –  $D_N$  correspondant à une variation du nombre d'itérations lorsque le bâtiment en amont est deux fois plus élevé que le bâtiment émetteur.**

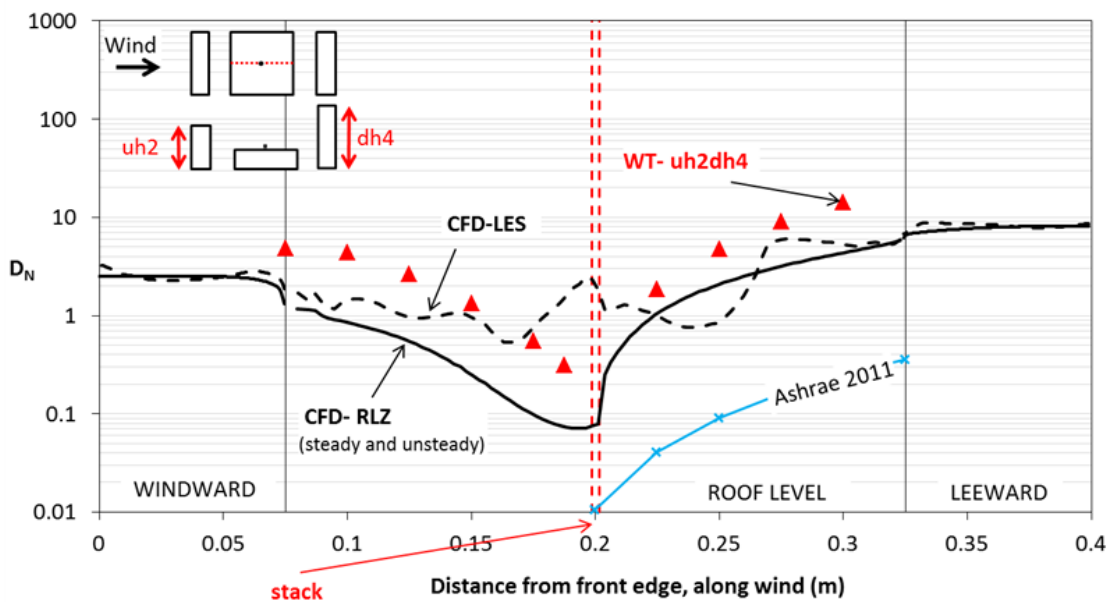
### 3.2.7 Approche instationnaire

Les flux d'air dans les zones urbaines sont très turbulents, ce qui provoque le mélange et la dilution rapide des polluants dans le champ proche de la source émettrice.. La présence de structures tourbillonnaires complexes autour des bâtiments constitue le principal obstacle à une estimation juste des concentrations de polluants. L'approche la plus utilisée pour simuler les écoulements turbulents fait appel à l'ensemble d'équations de Navier-Stokes en moyenne de Reynolds (RANS). Cependant, de nombreuses publications confirment la détection d'inexactitudes relatives aux prédictions de dispersion, tout particulièrement dans le champ proche d'un bâtiment émetteur, du fait de l'incapacité inhérente de RANS à reproduire les fluctuations de l'écoulement dans les zones décollées (Chavez *et al.*, 2012). Pour résoudre ce problème – tout en maintenant un faible coût de calcul –, certains efforts axés sur l'utilisation de l'approche RANS instationnaire (URANS) ont été déployés, mais les résultats demeuraient insatisfaisants. Des problèmes liés à URANS ont d'ailleurs été soulevés dans la littérature, ce qui suggère qu'une analyse plus approfondie s'impose en ce qui concerne les conditions d'écoulement complexes (Iaccarino *et al.*, 2003). Pour cette raison, RANS est en train de se faire remplacer par l'approche instationnaire de type LES. L'attrait de LES tient au fait que seules les turbulences à petite échelle sont modélisées, les grandes structures turbulentes étant directement résolues. Par contre, le coût de calcul en est extrêmement élevé.

La Figure 3.18 compare les estimations de dilution normalisée fournies par les approches de type RANS, URANS (en utilisant le modèle de turbulence RLZ dans les deux cas) et LES, avec le même maillage dans tous les cas et sans algorithme de fluctuation de vitesse à l'entrée pour les approches instationnaires. Les résultats obtenus correspondent à ceux d'une configuration de trois bâtiments désignée uh2dh4 (voir le Tableau 4 à la section 4.1). Il convient de noter qu'URANS fournit des résultats identiques à RANS, et que les deux approches sous-estiment la dilution au niveau du toit. LES semble suivre la tendance des données expérimentales au niveau du toit – où la turbulence est très élevée –, mais les résultats ne sont pas pour autant concluants,

ce qui met en évidence qu'un temps de calcul plus long est nécessaire. Il importe en outre de noter que les données expérimentales correspondent à une fréquence d'échantillonnage moyenne de 2 min (en temps réel). En revanche, les valeurs de LES présentées correspondent à une fréquence d'échantillonnage moyenne de 5 s simulée avec un pas de temps de  $10^{-3}$  s (environ 3 jours de calcul avec 4 processeurs en parallèle). Le coût de calcul par LES était près de 100 fois plus élevé qu'avec RANS, comme l'avaient rapporté Cheng *et al.* (2003), en utilisant la même puissance de calcul pour les deux approches.

Bien que la précision de LES ne soit pas complètement évaluée dans ce rapport, son utilisation aux fins d'études paramétriques n'est pas recommandée. L'effort de calcul nécessaire pour une bonne simulation par LES est trop élevé par rapport à RANS, sans pour autant offrir une précision substantiellement accrue, du moins dans le cas actuel. Par conséquent, il a été décidé de ne retenir que l'approche de type RANS aux fins de la présente étude de dispersion des polluants. Dans le chapitre suivant, plusieurs comparaisons avec les données expérimentales seront présentées afin d'évaluer les prédictions de dispersion de RANS dans le cas d'un bâtiment émetteur isolé et de plusieurs configurations de bâtiments non isolés.



**Figure 3.18 : – Variation de la  $D_N$  au niveau du toit d'un bâtiment émetteur selon les approches RANS stationnaire et instationnaire (avec le modèle de turbulence k-ε réalisable) et selon l'approche par LES.**

### 3.3 Expériences en soufflerie

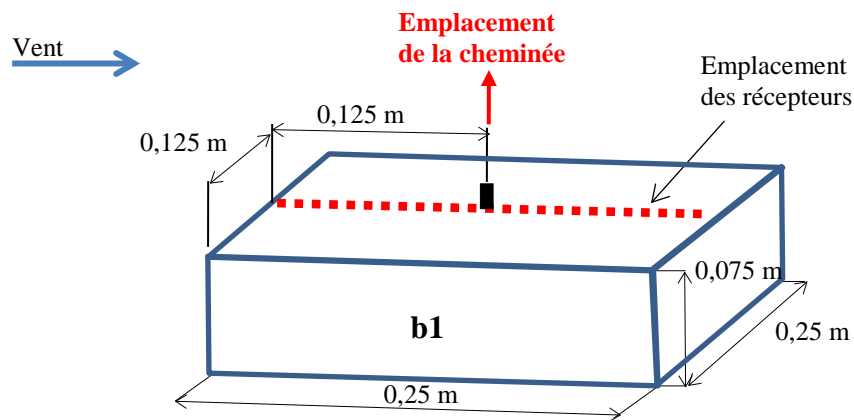
Les expériences en soufflerie ont été effectuées dans la soufflerie à couche limite à circuit ouvert et de hauteur variable de l'Université Concordia, dont les dimensions sont de 1,8 m sur 1,8 m de section et 12,2 m de longueur. Les maquettes de bâtiments testées ont été réalisées en bois à une échelle de 1:200. Une technique d'expérimentation au gaz traceur a été retenue pour étudier

l'évolution de la concentration (ou de dilution) du gaz émis dans l'atmosphère par la cheminée d'évacuation. La technique en question consiste à injecter du SF<sub>6</sub> par la cheminée pour ensuite mesurer la concentration d'effluents en divers points (récepteurs). Une pompe à seringues multiples a été utilisée pour recueillir les échantillons de gaz et en déterminer la concentration à différents récepteurs installés sur le toit du bâtiment émetteur b1, moyennant un temps d'échantillonnage de 2 min. Plus de détails concernant le montage expérimental sont fournis dans le premier rapport du présent projet de recherche (Stathopoulos *et al.*, 2014).

## 4. ÉVALUATION DES MODÈLES DE TYPE RANS DANS LE DOMAINE DE LA DISPERSION DES POLLUANTS

### 4.1 Cas étudiés

Dans tous les cas, une direction de vent unique, perpendiculaire à la façade du bâtiment, a été retenue. Les mesures de dilution de la concentration d'effluents ont été effectuées à l'aide de récepteurs situés dans l'axe central du toit de b1 (bâtiment émetteur), comme illustré à la Figure 4.1a. Aux fins de la présente étude, un seul emplacement de cheminée a été retenu, à savoir au milieu du toit. L'Annexe A fournit des comparaisons supplémentaires entre les données de soufflerie et de CFD pour d'autres cas, notamment pour une cheminée située sur le bord antérieur du toit. En ce qui concerne les cas de bâtiments adjacents, trois scénarios ont été analysés : l'effet d'un bâtiment en amont, l'effet d'un bâtiment en aval et l'effet de bâtiments aussi bien en amont qu'en aval (Figures 4.1b, c et d). Pour chaque configuration, quatre hauteurs de bâtiment adjacent ont été considérées. Les détails relatifs aux dimensions précises de chaque bâtiment sont présentés aux Tableaux 2, 3 et 4. Ainsi, compte tenu d'un seul emplacement de cheminée, 12 cas ont été analysés. Dans tous les cas, le bâtiment adjacent, que ce soit en amont ou en aval, se trouvait à 0,1 m du bâtiment émetteur.



a) Bâtiment émetteur isolé (b1)

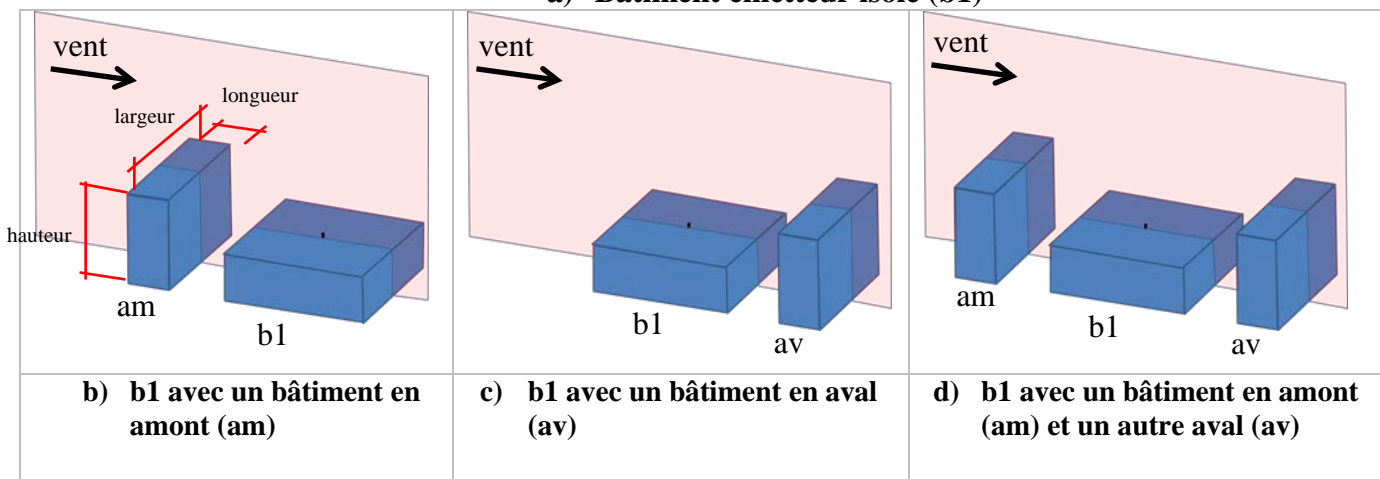


Figure 4.1 : – Trois configurations de bâtiment émetteur avec bâtiments adjacents.



**Tableau 2. Dimensions des bâtiments placés en amont de b1.**

cas	cas	Hauteur (m)	Longueur (m)	Largeur (m)
1	uh1	0,075	0,075	0,25
2**	uh2	0,150	0,075	0,25
3	uh3	0,225	0,075	0,25
4**	uh4	0,300	0,075	0,25

\*\* données de soufflerie disponibles

**Tableau 3. Dimensions des bâtiments placés en aval de b1.**

cas	cas	Hauteur (m)	Longueur (m)	Largeur (m)
5	dh1	0,075	0,075	0,25
6**	dh2	0,150	0,075	0,25
7	dh3	0,225	0,075	0,25
8**	dh4	0,300	0,075	0,25

\*\* données de soufflerie disponibles

**Tableau 4. Dimensions des bâtiments placés en amont et en aval de b1.**

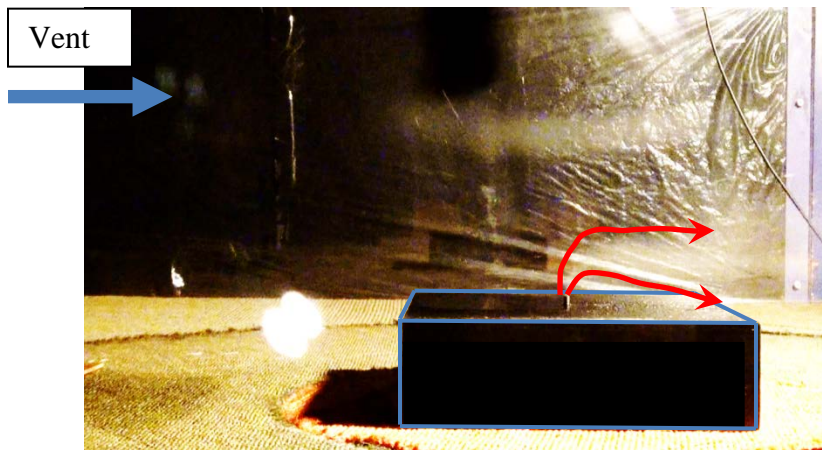
cas	cas	Hauteur du bâtiment en amont (m)	Hauteur du bâtiment en aval (m)	Longueur (m)	Largeur (m)
9	uh1dh4	uh1 = 0,075	dh4 = 0,3	0,075	0,25
10**	uh2dh4	uh2 = 0,150	dh4 = 0,3	0,075	0,25
11	uh3dh4	uh3 = 0,225	dh4 = 0,3	0,075	0,25
12	uh4dh4	uh4 = 0,300	dh4 = 0,3	0,075	0,25

\*\* données de soufflerie disponibles

## 4.2 Visualisation en soufflerie

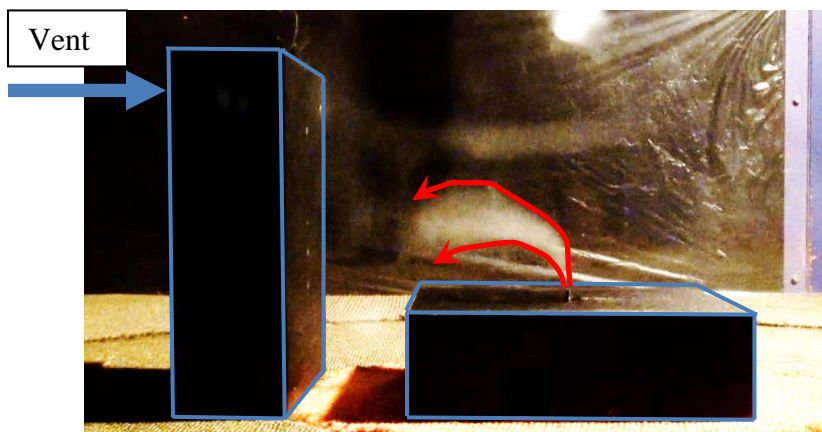
Des observations dans le monde réel et des essais de visualisation détaillées peuvent aider à comprendre le comportement des écoulements complexes et à conceptualiser des phénomènes physiques comme la dispersion des polluants autour des bâtiments. La visualisation en soufflerie par l'émission de fumée depuis la cheminée d'évacuation d'une maquette de bâtiment permet de définir les zones d'intérêt et d'optimiser l'emplacement des récepteurs en vue d'une analyse ultérieure. Capturer la physique qui détermine le mécanisme de dispersion des polluants peut servir de référence à une validation qualitative des prédictions de dispersion fournies par les simulations de CFD.

La Figure 4.2 présente des clichés correspondant aux configurations les plus représentatives en ce qui concerne les problèmes de dispersion, à savoir un bâtiment émetteur isolé et la présence de bâtiments en amont et en aval de la source.



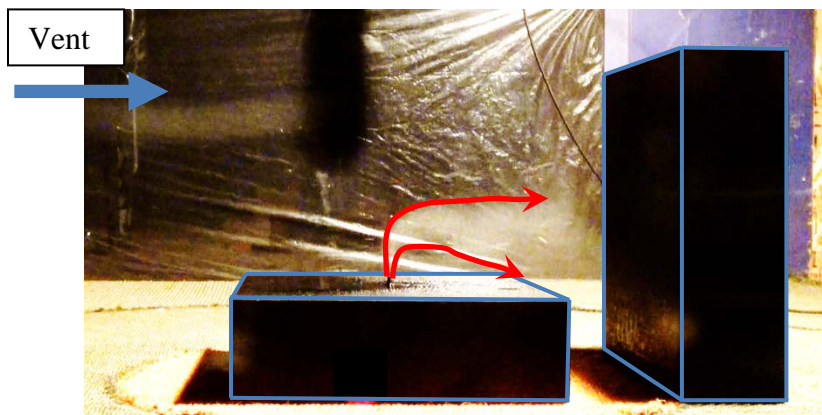
a) Bâtiment isolé

La fumée est entraînée en aval par le vent.



b) Effet d'un bâtiment en amont

La fumée est emprisonnée dans la zone de recirculation formée dans le sillage du bâtiment en amont, et entraînée dans la direction opposée au flux éolien moyen.



c) Effet d'un bâtiment en aval

Une partie de la fumée est emprisonnée dans la zone inférieure entre les deux bâtiments.

**Figure 4.2 :- Test de visualisation en soufflerie de l'effet de bâtiments adjacents.**

### 4.3 Effet d'un bâtiment adjacent : comparaisons générales

Un des avantages des simulations de CFD tient à la possibilité d'obtenir une solution dans l'ensemble du domaine. La Figure 4.3 présente les isocontours de  $D_N$  dans le plan vertical médian pour les cas décrits plus haut, ainsi que pour une configuration à trois bâtiments. Il importe de mentionner que la plage de tracé de la  $D_N$  a été arbitrairement limitée de 0,1 à 30 afin de mieux visualiser les variations de la dilution.

Tout d'abord, une vue d'ensemble des résultats de calcul révèle une bonne concordance qualitative avec le test de visualisation en soufflerie. Le cas du bâtiment isolé (Figure 4.3a) révèle l'habituel comportement du panache utilisé pour modéliser la dispersion des polluants : le panache est entraîné vers l'aval sous l'effet du vent, et voit sa concentration réduite en se mêlant à l'air pur de l'atmosphère.

D'importants changements dans le comportement du panache et, par conséquent, dans le champ de la  $D_N$  surviennent toutefois lorsqu'un bâtiment plus élevé se voit placé en amont du bâtiment émetteur (Figure 4.3b). On observe dans ce cas un déplacement au vent du panache, causé par la turbulence dans le sillage de l'immeuble en amont. Et comme le panache est entraîné vers le bâtiment en amont, les effluents ont tendance à polluer toute la façade sous le vent dudit bâtiment. On constate par ailleurs que le toit et le mur au vent du bâtiment émetteur sont entièrement exposés à de fortes concentrations de polluants (faibles valeurs de  $D_N$ ).

L'effet d'un bâtiment en aval du bâtiment émetteur est illustré à la Figure 4.3c. On constate que la  $D_N$  ne change pas significativement dans la direction du vent ; cependant, d'importants changements sont manifestes dans la direction perpendiculaire au vent, comme en témoignent les isocontours de dilution au niveau du toit de b1. La distribution en envergure de la  $D_N$  change significativement par rapport au cas du bâtiment isolé lorsqu'un bâtiment en aval est ajouté à la configuration.

La figure 4.3d présente la distribution de la  $D_N$  avec une configuration à trois bâtiments. Dans ce cas, on voit que les polluants atteignent les murs sous le vent et au vent des deux immeubles adjacents au bâtiment émetteur.

Cette vue comparative de diverses configurations de bâtiments démontre que le champ de  $D_N$  présente des différences significatives lorsque la configuration de bâtiments gagne en complexité, passant d'un bâtiment isolé à plusieurs bâtiments adjacents. Plus de détails sur les champs de  $D_N$  et les lignes de courant pour différentes configurations se trouvent aux Annexes B et C, respectivement.

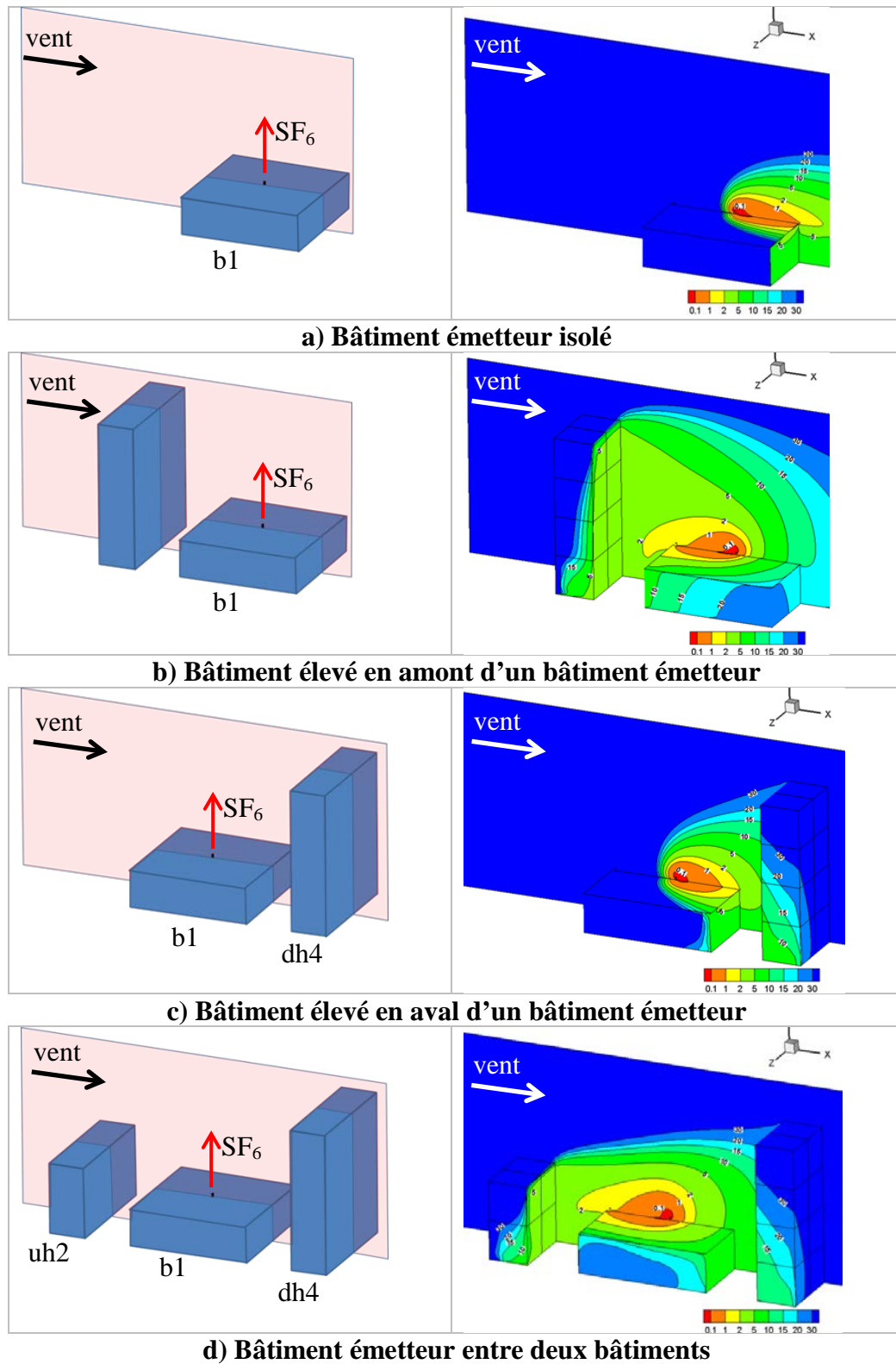


Figure 4.3 : –  $D_N$  dans le plan d'élévation médian pour différentes configurations.

## 4.4 Validation du modèle de CFD : comparaison avec les données de soufflerie et ASHRAE 2011

### 4.4.1 Un bâtiment émetteur isolé

La Figure 4.4 compare les prédictions de  $D_N$  fournies par les données expérimentales et de CFD dans le cas d'un bâtiment émetteur isolé. Les données de soufflerie indiquent que la  $D_N$  augmente de façon presque linéaire aux emplacements éloignés de la cheminée dans la direction de l'écoulement du vent. Ce phénomène est prévisible puisque le vent tend naturellement à disperser les polluants et à en réduire la concentration (ou augmenter la dilution) en s'éloignant de la source. On constate que les données de CFD suivent très bien la tendance des données de soufflerie dans la zone sous le vent de la cheminée ; néanmoins, les valeurs de  $D_N$  calculées sont sous-estimées par un facteur constant. Cette sous-estimation est probablement due à l'incapacité inhérente de RANS à rendre compte des fluctuations d'un écoulement hautement turbulent. Une forte turbulence se caractérise par un haut taux de mélange qui favorise la dilution, et c'est exactement ce qui est sous-estimé dans les résultats actuels de CFD. Des comparaisons supplémentaires lorsque la cheminée se trouve sur le bord antérieur du bâtiment ont révélé des caractéristiques similaires, c'est-à-dire une tendance raisonnablement concordante et une sous-estimation des valeurs de  $D_N$  par la CFD (voir l'Annexe A). Dans la zone au vent de la cheminée, la  $D_N$  est considérablement surestimée par la CFD, comme mentionné à la section sur les modèles de turbulence. Quant à ASHRAE 2011, elle affiche une bonne tendance, mais sous-estime les valeurs de dilution.

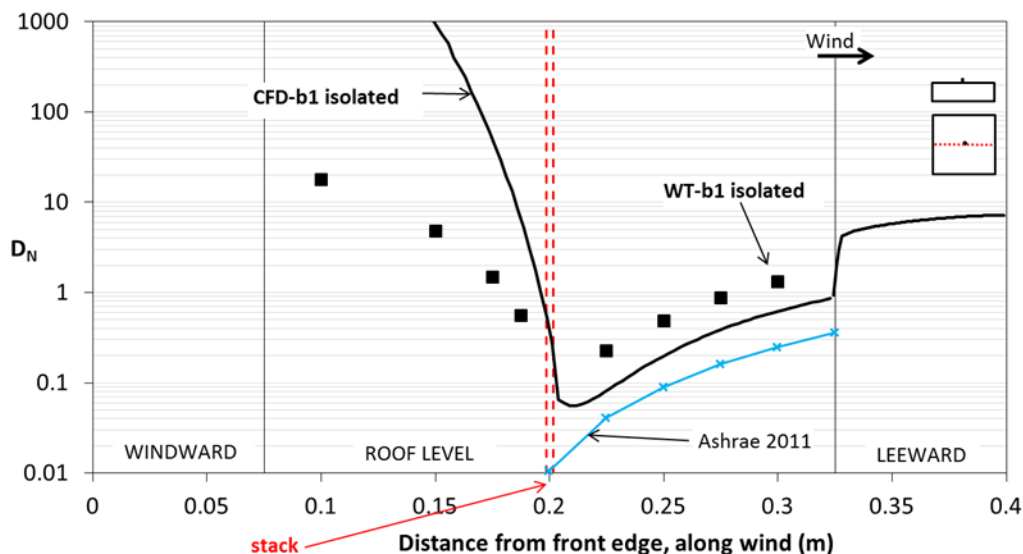
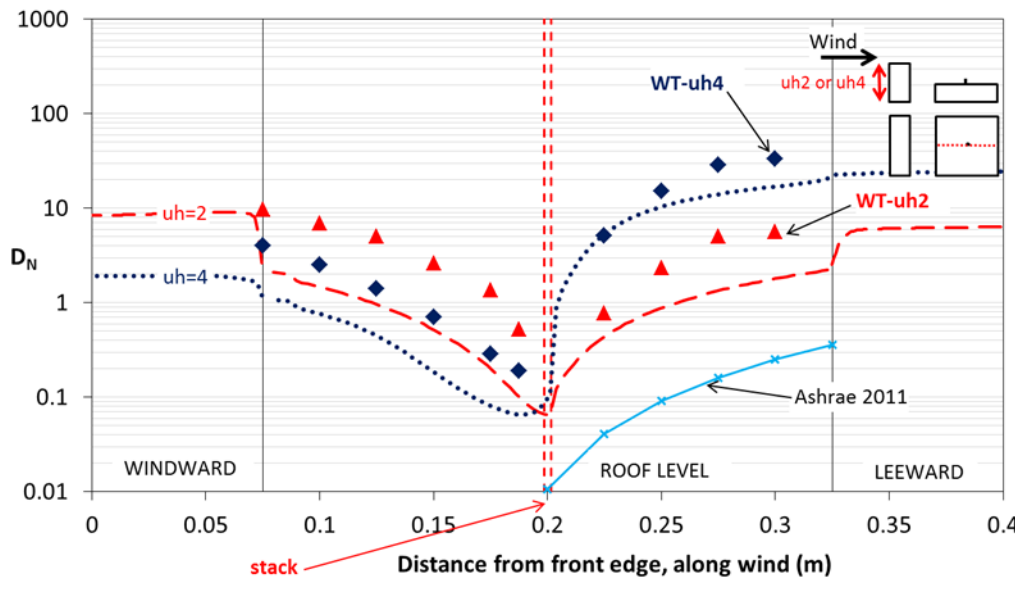


Figure 4.4 : –  $D_N$  dans le cas d'un bâtiment émetteur isolé surmonté d'une cheminée centrale.

### 4.4.2 Un bâtiment situé en amont d'un bâtiment émetteur

La Figure 4.5 compare les prédictions de  $D_N$  lorsqu'un bâtiment se trouve en amont d'un bâtiment émetteur surmonté d'une cheminée centrale. Le bâtiment en amont uh4 est quatre fois plus élevé que le bâtiment émetteur (b1), et le bâtiment uh2 est deux fois plus élevé que b1. Dans l'ensemble, les données expérimentales montrent que la  $D_N$  au niveau du toit de b1 tend à augmenter en s'éloignant de la source, aussi bien au vent que sous le vent de la cheminée. Ce comportement est logique dans la mesure où, selon la taille de la zone de recirculation dans le sillage du bâtiment en amont, le panache peut être entraîné dans la direction au vent ou sous le vent, ou dans les deux directions.



**Figure 4.5 : –  $D_N$  lorsqu'un bâtiment se trouve en amont d'un bâtiment émetteur surmonté d'une cheminée centrale.**

Les données de soufflerie indiquent que uh4 génère une dilution plus faible que uh2 au vent de la cheminée. Dans le cas de la zone sous le vent de la cheminée, l'inverse se produit – la dilution engendrée par uh4 est plus élevée que la dilution engendrée par uh2. Ce phénomène peut s'expliquer par le fait que dans le cas de uh2, la zone de recirculation emprisonne partiellement le panache, de sorte qu'une partie des polluants se dispersent sous le vent de la cheminée. Lorsque la hauteur du bâtiment en amont augmente, la zone de recirculation augmente également, si bien qu'une plus grande partie des polluants sont transportés vers le mur sous le vent du bâtiment en amont ; par conséquent, moins de polluants se dispersent sous le vent. Les valeurs de  $D_N$  varient clairement selon les cas, mais il reste que, dans tous les cas, la conservation de la masse est respectée. La zone de recirculation dans chacun des cas peut être visualisée aux Annexes B (isocontours de  $D_N$ ) et C (lignes de courant). La tendance indiquée par les résultats numériques concorde généralement bien avec les données expérimentales pour les deux configurations. On peut donc dire que la CFD reproduit bien la physique du problème. Cependant, comme observé précédemment, les résultats numériques révèlent une sous-



estimation constante des valeurs de  $D_N$ , tout particulièrement dans la zone au vent dans le cas de  $uh_2$ .

Des comparaisons supplémentaires entre les données de soufflerie et de CFD lorsque la cheminée se trouve sur le bord antérieur du toit sont présentées à l'Annexe A. Ces résultats confirment qu'en général, les solutions numériques reproduisent bien la physique du problème malgré une légère sous-estimation de la  $D_N$  le long du toit du bâtiment émetteur.

#### 4.4.3 Un bâtiment situé en aval d'un bâtiment émetteur

La Figure 4.6 compare les données de CFD et de soufflerie lorsqu'un bâtiment deux fois plus élevé que le bâtiment émetteur se trouve en aval de ce dernier, et que la source d'émission se trouve au milieu du toit. Les données expérimentales présentent un comportement très similaire à celui observé dans le cas du bâtiment émetteur isolé (Figure 4.4). Dans l'ensemble, on constate que le champ de  $D_N$  est légèrement altéré dans l'axe du flux éolien lorsqu'un bâtiment en aval est ajouté à la configuration. Comme dans les cas précédents, les données de CFD concordent bien avec les données de soufflerie en termes de tendance, mais elles présentent aussi une légère sous-estimation de la dilution dans la zone sous le vent de la cheminée. Une comparaison supplémentaire entre les données de soufflerie et de CFD lorsque la cheminée se trouve sur le bord antérieur du toit est présentée à l'Annexe A.

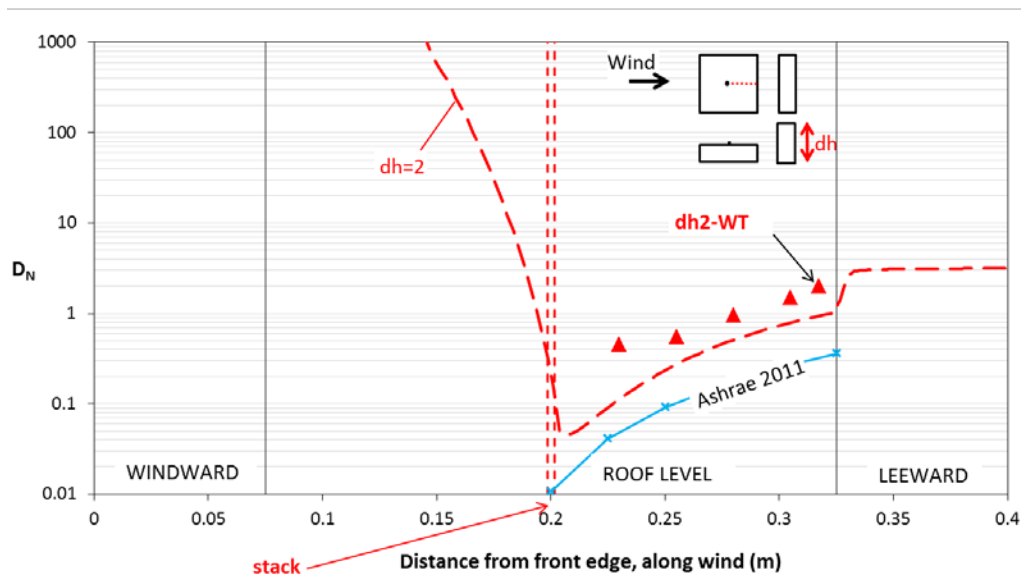


Figure 4.6 : –  $D_N$  lorsqu'un bâtiment se trouve en aval d'un bâtiment émetteur surmonté d'une cheminée centrale.

#### 4.4.4 Un bâtiment émetteur situé entre deux bâtiments

La Figure 4.7 compare les prédictions de  $D_N$  dans le cas d'une configuration à trois bâtiments. Dans ce cas, le bâtiment émetteur se trouve entre un bâtiment en amont deux fois plus élevé que

lui ( $uh_2$ ) et un bâtiment en aval quatre fois plus élevé que lui ( $dh_4$ ). Dans l'ensemble, on constate que la  $D_N$  augmente aussi bien au vent que sous le vent de la cheminée, comme dans la configuration avec un bâtiment en amont. En comparant les Figures 4.5 et 4.7, on constate que la présence de deux bâtiments adjacents par rapport à un seul influe considérablement sur la distribution de la  $D_N$  au niveau du toit du bâtiment émetteur. En effet, l'ajout de  $dh_4$  réduit la  $D_N$  dans la zone au vent alors qu'il augmente la  $D_N$  dans la zone sous le vent par rapport au cas où seul  $uh_2$  est adjacent au bâtiment émetteur. Pour plus de précision, l'Annexe B permet de visualiser les isocontours de la  $D_N$ . Une fois de plus, les données de CFD concordent bien avec les données de soufflerie en termes de tendance, tout en sous-estimant la  $D_N$ , surtout dans la zone au vent du toit.

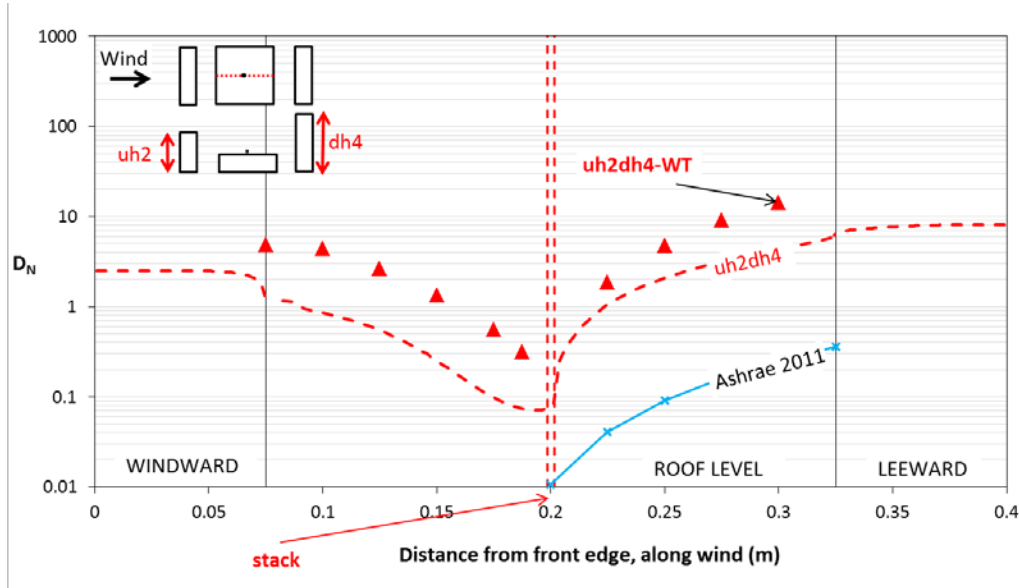


Figure 4.7 : –  $D_N$  lorsqu'un bâtiment émetteur se trouve entre deux bâtiments

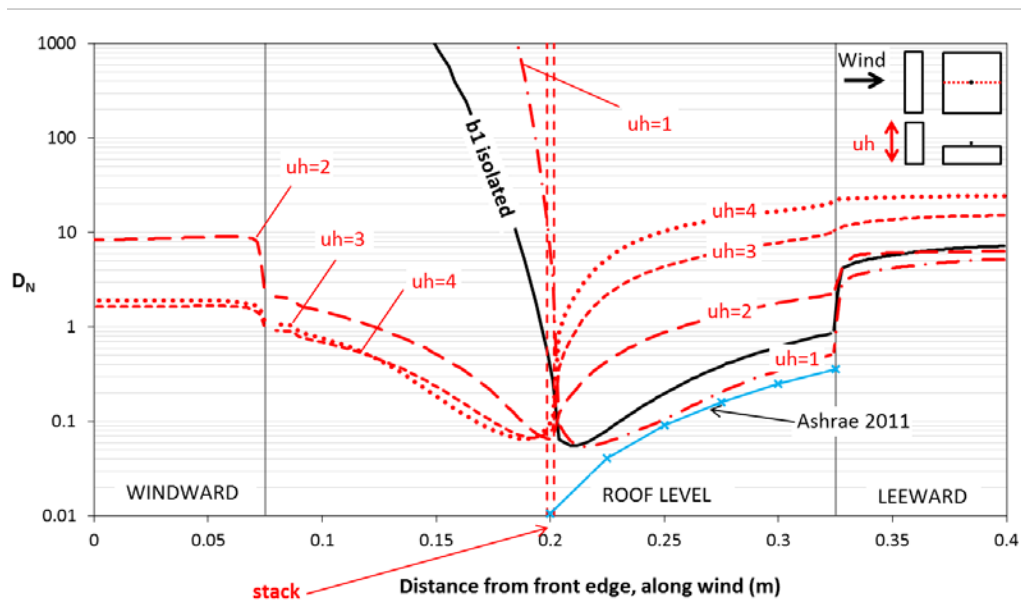
#### 4.5 Effet d'un bâtiment adjacent : exemple d'analyse paramétrique

Cette sous-section traite brièvement du potentiel d'une étude paramétrique des variations géométriques sur une configuration de bâtiments au moyen d'une approche axée sur la CFD. Cette analyse prend la forme d'une étude paramétrique du fait qu'un seul paramètre, à savoir la hauteur d'un bâtiment adjacent, a été modulé, toutes les autres variables ayant été maintenues constantes. Elle a pour but de déterminer l'étendue de l'influence d'un tel paramètre sur la dilution normalisée à un emplacement défini, par exemple sur le toit du bâtiment émetteur. Une fois les différents cas tracés, l'effet de la hauteur peut être établi, et les observations qui en découlent favorisent une meilleure compréhension de la dynamique du transport des polluants autour des bâtiments.

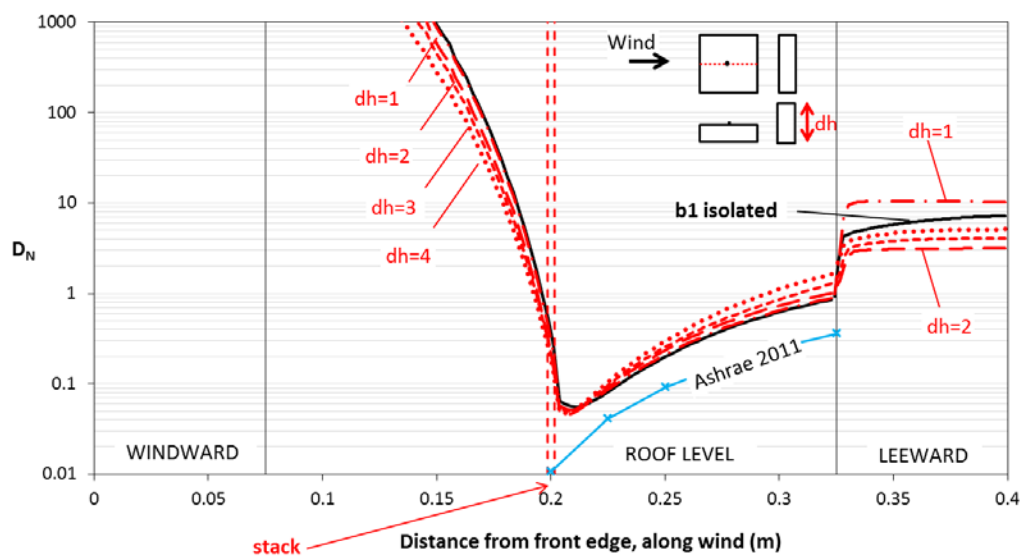
La Figure 4.8 montre l'effet de la hauteur d'un bâtiment adjacent situé en amont (a) ou en aval (b) d'un bâtiment émetteur. Il convient de noter que les équations  $uh = 1, 2, 3, 4$  et  $dh = 1, 2, 3, 4$  correspondent à la hauteur du bâtiment adjacent lorsqu'elle est égale ou deux, trois ou quatre fois supérieure à celle du bâtiment émetteur. L'augmentation graduelle de la zone de recirculation dans le sillage du bâtiment en amont avec l'augmentation de la hauteur de ce dernier génère des



valeurs de dilution plus élevées sous le vent de la cheminée et provoque une réduction rapide de la dilution au vent de la cheminée. Les Annexes B et C présentent respectivement les isocontours de dilution et les lignes de courant qui permettent de visualiser l'effet de la hauteur du bâtiment en amont dans l'ensemble des plans vertical, médian et horizontal. Les isocontours de dilution présentés à l'Annexe B révèlent qu'une partie des polluants sont entraînés au vent en direction du mur sous le vent du bâtiment en amont. L'Annexe C présente les lignes de courant pour presque tous les cas, ce qui permet de comprendre le comportement du panache dans chaque cas. Il convient de noter que par rapport à  $uh = 2$ ,  $uh = 4$  présente une zone de sillage plus étendue avec des tourbillons secondaires derrière les deux bâtiments dans les plans vertical et horizontal. En conséquence, alors que dans le cas de  $uh = 2$ , le panache est contrôlé par une combinaison d'écoulements au vent et sous le vent, dans le cas de  $uh = 4$ , le panache est presque entièrement contrôlé par le flux d'air au vent. Cela explique le profil de dilution précédemment décrit dans le cas de la configuration avec un bâtiment en amont. Cette observation concorde d'ailleurs parfaitement avec la conclusion du rapport complémentaire issu de la présente étude (Stathopoulos *et al.*, 2014).



a) Effet de la hauteur du bâtiment en amont



b) Effet de la hauteur du bâtiment en aval

Figure 4.8 : –  $D_N$  dans deux configurations de bâtiments non isolés

## 5. CONCLUSION

Le présent rapport établit une méthode fiable pour étudier l'effet des bâtiments adjacents sur la dispersion des effluents au moyen d'une approche axée sur la mécanique des fluides numérique (CFD). L'approche numérique a été évaluée en comparant systématiquement les données de calcul avec les résultats précédemment obtenus en soufflerie par les auteurs (Stathopoulos *et al.*, 2014). Tous les résultats numériques ont été présentés en termes de dilution normalisée, d'isocontours et de lignes de courant. Cette information détaillée est essentielle à une meilleure compréhension de l'aérodynamique de la pollution dans les zones urbaines. La compréhension du comportement tridimensionnel des polluants autour des bâtiments permettra notamment de limiter l'ingestion d'air pollué dans les systèmes de chauffage, de ventilation et de climatisation (CVC), une telle ingestion étant susceptible d'entraîner une importante dégradation de la qualité de l'air dans les lieux de travail.

Les principales conclusions de cette étude peuvent se résumer comme suit :

- Dans l'ensemble, les résultats confirment que le comportement d'un panache polluant peut efficacement être établi au moyen d'une approche de CFD stationnaire
- Une sous-estimation de la dispersion des polluants a toutefois été observée, surtout dans les zones de haute turbulence. Cela s'explique sans doute par l'incapacité de RANS à rendre compte des fluctuations de l'écoulement.
- Les comparaisons entre les données de soufflerie et les simulations de CFD fondées sur une approche de type RANS stationnaire (en utilisant le modèle de turbulence k- $\epsilon$  Réalisable) ont confirmé que les résultats de CFD suivaient une tendance satisfaisante (concordance qualitative) malgré une sous-estimation de la dilution à proximité de la source.
- L'estimation de la dispersion des polluants émis par une cheminée de toit est fortement influencée par la valeur du nombre de Schmidt turbulent ( $S_{ct}$ ). Il s'est avéré que de faibles valeurs du  $S_{ct}$  pouvaient en partie compenser la sous-estimation de la dispersion des effluents en augmentant la diffusion turbulente. On observe généralement une meilleure concordance en termes de tendance avec les données de soufflerie lorsque  $S_{ct} = 0,3$ , et ce, dans tous les cas. Le choix d'un  $S_{ct}$  approprié nécessite une évaluation minutieuse des structures tourbillonnaires dans l'environnement.
- L'analyse des valeurs résiduelles a révélé que le critère d'arrêt d'un calcul revêt une grande importance, surtout dans le cas d'une configuration de bâtiments non isolés. La présente étude a établi que toutes les équations devaient atteindre une valeur résiduelle de  $0,4 \times 10^{-5}$  pour réduire au minimum l'influence de ce paramètre dans la solution finale.
- La CFD fournit de précieux renseignements sur les scalaires et les champs de vitesse, de même que sur les structures tourbillonnaires qui se forment du côté sous le vent et entre les bâtiments. La connaissance de la façon dont ces caractéristiques d'écoulement interagissent avec l'environnement est essentielle à une meilleure compréhension de la dispersion des polluants en milieu urbain.
- La méthode RANS instationnaire (URANS) n'a donné lieu à aucune amélioration significative des estimations de la CFD par rapport à l'approche RANS stationnaire,

contrairement à l'approche par LES, qui améliore effectivement les prédictions de la CFD, quoiqu'à un coût de calcul élevé.

## 5.1 Recommandations pour de futures recherches

La présente étude était axée sur l'approche RANS stationnaire à la dispersion des effluents avec différentes configurations de bâtiments isolés et non isolés. Une sous-estimation systématique de la dispersion a toutefois été observée avec RANS. Cette sous-estimation est vraisemblablement due à l'incapacité inhérente de RANS à rendre compte des fluctuations de l'écoulement de l'air autour des bâtiments. Une comparaison avec l'approche par LES a révélé, comme on s'y attendait, une meilleure concordance avec les données de soufflerie, quoiqu'à un coût de calcul très élevé. Cela rend l'approche par LES beaucoup moins abordable, surtout aux fins d'études paramétriques. Pour de futures recherches, il est donc recommandé d'évaluer une approche hybride RANS/LES, soit un modèle transitoire alliant les approximations avantageuses de RANS près des parois et des simulations par LES dans le reste du domaine.

Ce rapport inclut les résultats obtenus avec quelques configurations de bâtiments non isolés afin d'évaluer l'applicabilité de la CFD dans les études de dispersion en milieu urbain. Une suite naturelle consisterait à élargir le cadre de la présente étude de manière à inclure des configurations plus complexes de géométries réalistes afin d'améliorer la compréhension de l'aérodynamique de la pollution dans les zones urbaines.



## RÉFÉRENCES

- ASHRAE 2011. Chapter 45, Building Air Intake and Exhaust Design. ASHRAE Applications Handbook, American Society of Heating, Refrig. And Air-Cond. Eng., Inc., Atlanta, USA
- Blocken, B., Stathopoulos, T., Saathoff, P., Wang, X., 2008. Numerical evaluation of pollutant dispersion in the built environment: comparisons between models and experiments. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, 96, 1817- 1831.
- Brzoska M., Stock D., Lamb B., 1997. Determination of plume capture by the building wake. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, 67/68, 909-922.
- Castro I.P., 2003. CFD for External Aerodynamics in the Built Environment. The QNET-CFD Network Newsletter, Vol. 2 No. 2.
- Cermak, J.E., Davenport, A.G., Plate, E.J., Viegas D.X., 1995. *Wind Climate in Cities*. Kluwer Academic Publishers, NATO ASI Series E vol. 277, The Netherlands.
- Chavez, M., Hajra, B., Stathopoulos, T., Bahloul, A., 2012. Assessment of near-field pollutant dispersion: Effect of upstream buildings. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, 104/106, 509-515.
- Chavez, M., Hajra, B., Stathopoulos, T., Bahloul, A., 2011. Near-field pollutant dispersion in the built environment by CFD and wind tunnel simulations. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, 99 (4), 330-339.
- Cheng Y., Lien F.S., Yee E., Sinclair R., 2003. A comparison of large Eddy simulations with a standard k- $\epsilon$  Reynolds-averaged Navier Stokes model for the prediction of a fully developed turbulent flow over a matrix of cubes. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, 91, 1301-1328.
- Di Sabatino, S., Buccolieri, R., Pulvirenti, B., Britter, R., 2007. Simulations of pollutant dispersion within idealized urban-type geometries using CFD and integral models. *Atmospheric Environment*, 41, 8316–8329.
- Flowe, A.C., Kumar, A., 2000. Analysis of velocity fields and dispersive cavity parameters as a function of building width to building height ratio using a 3-D computer model for squat buildings. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, 86, 87-122.
- Fluent User Guide, 2001, Volumes 1–4. Fluent Inc., Lebanon.
- Franke, J., Hellsten, A., Schunzen, H., Carissimo, B., 2007. Best practice guideline for the CFD simulation of flows in the urban environment. Cost Action, 732 (Quality assurance and improvement of micro scale meteorological models). Distributed by University of Hamburg Meteorological Institute Centre for Marine and Atmospheric Sciences, Hamburg, Germany.

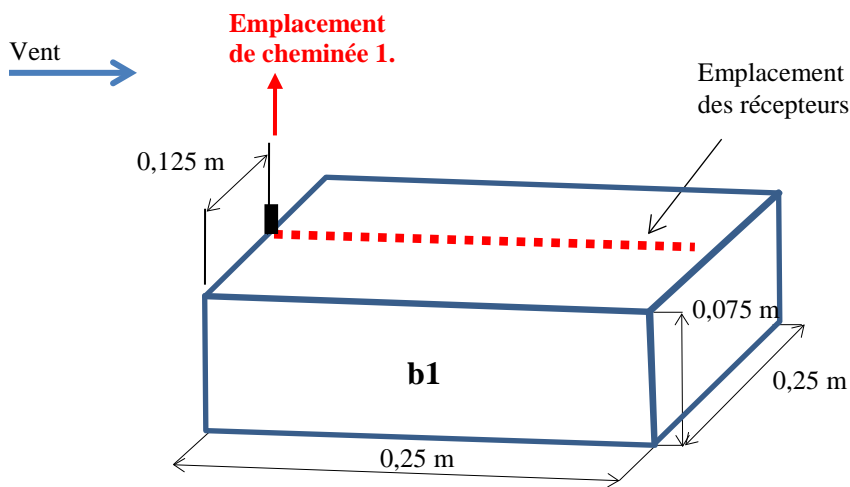
- Hanna, S. R., Briggs, G.A., Hosker, R.P., 1982. Handbook on Atmospheric Diffusion. DOE/TIC-11223. U. S. Department of Energy, Oak Ridge, TN.
- Hefny, M, Ooka, R., 2009. CFD analysis of pollutant dispersion around buildings: effect of cell geometry. *Building and Environment*; 44(8), 1699-1706.
- Iaccarino, G., Ooi, A., Durbin, P.A., Behnia, M., 2003. Reynolds averaged simulation of unsteady separated flow. *International Journal of Heat and Fluid Flow*, 24, 147-156.
- Li, W., Meroney, R.M., 1983. Gas dispersion near a cubical model building—Part I. Mean concentration measurements. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, 12, 15–33.
- Liu, C., Ahmadi, G., 2006. Transport and deposition of particles near a building model. *Building and Environment*, 41, 828-836.
- Meroney, R.N., 2004. Wind tunnel and numerical simulation of pollution dispersion: a hybrid approach. Working paper, Croucher Advanced Study Institute on Wind Tunnel Modeling, Hong Kong University of Science and Technology.
- Meroney, R.N., Leidl, B.M., Rafailidis, S., Schatzmann, M., 1999. Wind –tunnel and numerical modeling of flow and dispersion about several building shapes. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, 81, 333-345.
- Murakami S., 1993. Comparison of various turbulence models applied to a bluff body. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, 46/47, 21-36.
- Murakami, S., Mochida, A., 1988. 3-D numerical simulation of airflow around a cubic model by means of the k- $\epsilon$  model. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, 31, 283-303.
- Olvera, H.A., Choudhuri, A.R., Li, W.W., 2008. Effects of plume buoyancy and momentum on the near-wake flow structure and dispersion behind an idealized building. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, 96, 209-228.
- Ramponi, R. and Blocken, B.J.E., 2012. CFD simulation of cross-ventilation for a generic isolated building : impact of computational parameters. *Building and Environment*, 53, 34-48.
- Saathoff, P., Gupta, A., Stathopoulos, T., Lazure, L. 2009. Contamination of Fresh Air Intakes Due to Downwash from a Rooftop Structure. *Air & Waste Management Association*. 59, 343–353.
- Schulman, LL., Scire, J.S., 1993. Building downwash screening modeling for the downwind recirculation cavity. *Journal of the Air and Waste Management Association*; 43, 1122–1127.

- Simiu, E., Scanlan, R.H., 1996. Wind effects on structures: fundamentals and applications to design. 3rd Edition, Wiley Interscience Publication, USA.
- Snyder, W.H., 1981. Guidelines for fluid modelling of atmospheric diffusion. EPA office of Air quality, planning and standards, Research triangle park, NC, EPA-600/8-81-009.
- Stathopoulos, T., Lazure, L., Saathoff, P., Gupta, A., 2004. The effect of stack height, stack location, and rooftop structures on air intake contamination: A laboratory and full scale study. Research report R-392, Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail, Montreal, Canada. Available online at <http://www.irsst.qc.ca/media/documents/PubIRSST/R-392.pdf> [Last visit: March 13, 2014].
- Stathopoulos, T., Hajra, B., Bahloul, A., 2008. Analytical evaluation of dispersion of exhaust from rooftop stacks on buildings. Research report R-576, Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail, Montreal, Canada. Available online at <http://www.irsst.qc.ca/media/documents/PubIRSST/R-576.pdf> [Last visit: March 13, 2014].
- Stathopoulos, T., Hajra, B., Chavez, M., 2014. A Wind Tunnel Study of the Effect of Adjacent Buildings on Near-Field Pollutant Dispersion from Rooftop Emissions. Research report R-848, Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail, Montreal, Canada. Available online at <http://www.irsst.qc.ca/media/documents/PubIRSST/R-848.pdf>. [Last visit: June 2014].
- Tominaga, Y., Stathopoulos, T., 2009. Numerical simulation of dispersion around an isolated cubic building: Comparison of various types of k- $\epsilon$  models. Atmospheric Environment, 43, 3200-3210.
- Tominaga, Y., Stathopoulos, T., 2007. Turbulent Schmidt numbers for CFD analysis with various types of flow field. Atmospheric Environment, 41, 8091-8099.
- van Hooff, T., Blocken, B., 2010. On the effect of wind direction and urban surroundings on natural ventilation of a large semi-enclosed stadium. Computers & Fluids, 39, 1146-1155.
- Wilson, D.J., 1979. Flow patterns over flat-roofed buildings and application to exhaust stack design. ASHRAE Transactions, 85, part 2, 284-295.

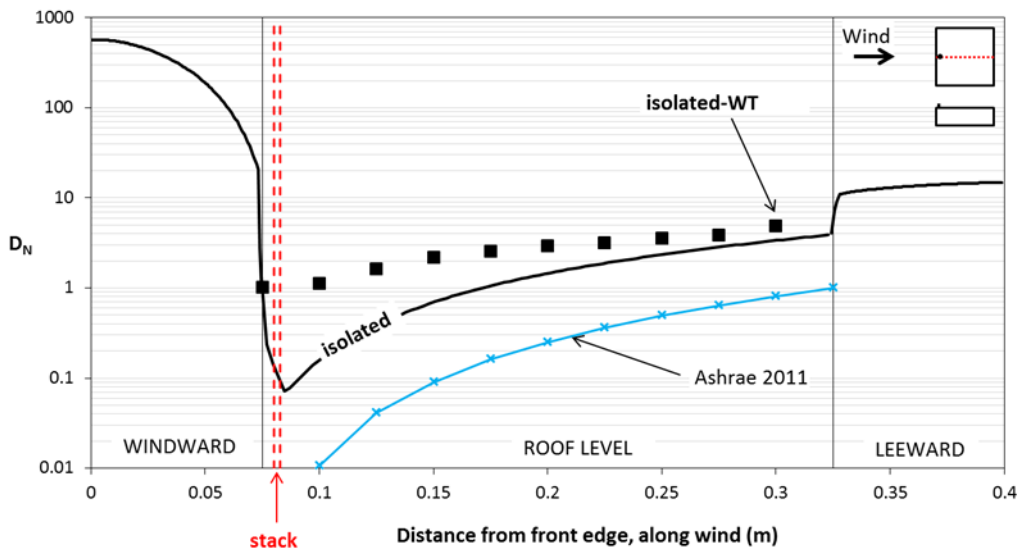


## ANNEXE A : RÉSULTATS SUPPLÉMENTAIRES AVEC UNE CHEMINÉE SITUÉE SUR LE BORD ANTÉRIEUR DU BÂTIMENT ÉMETTEUR

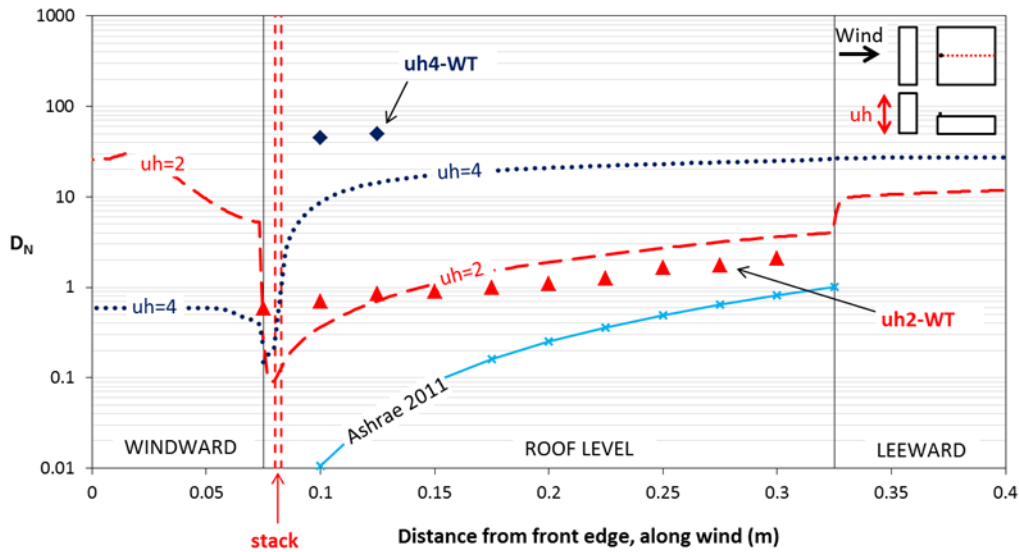
Cette annexe présente des comparaisons supplémentaires entre les données de soufflerie et de CFD sur la  $D_N$  lorsque la cheminée se trouve sur le bord antérieur du bâtiment émetteur (Figure A.1). Les données de soufflerie des Figures A.2, A.3 et A.4 proviennent du rapport jumelé à celui-ci (Stathopoulos *et al.*, 2014), et les valeurs tracées correspondent à la moyenne de  $M = 1$  et  $M = 3$ . Les résultats de CFD correspondent à  $M = 1,7$ . Dans tous les cas, la hauteur de la cheminée utilisée est de 0,005 m (à l'échelle en soufflerie).



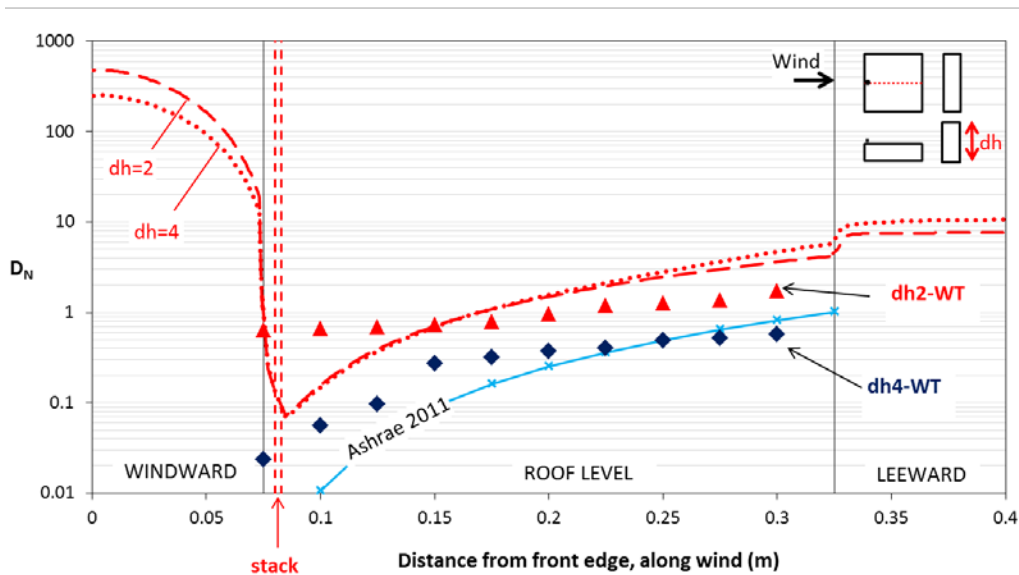
A.1 – Bâtiment émetteur (b1) dont la cheminée se trouve sur le bord antérieur du toit.



A.2 –  $D_N$  dans le cas d'un bâtiment émetteur isolé dont la cheminée se trouve sur le bord antérieur du toit.

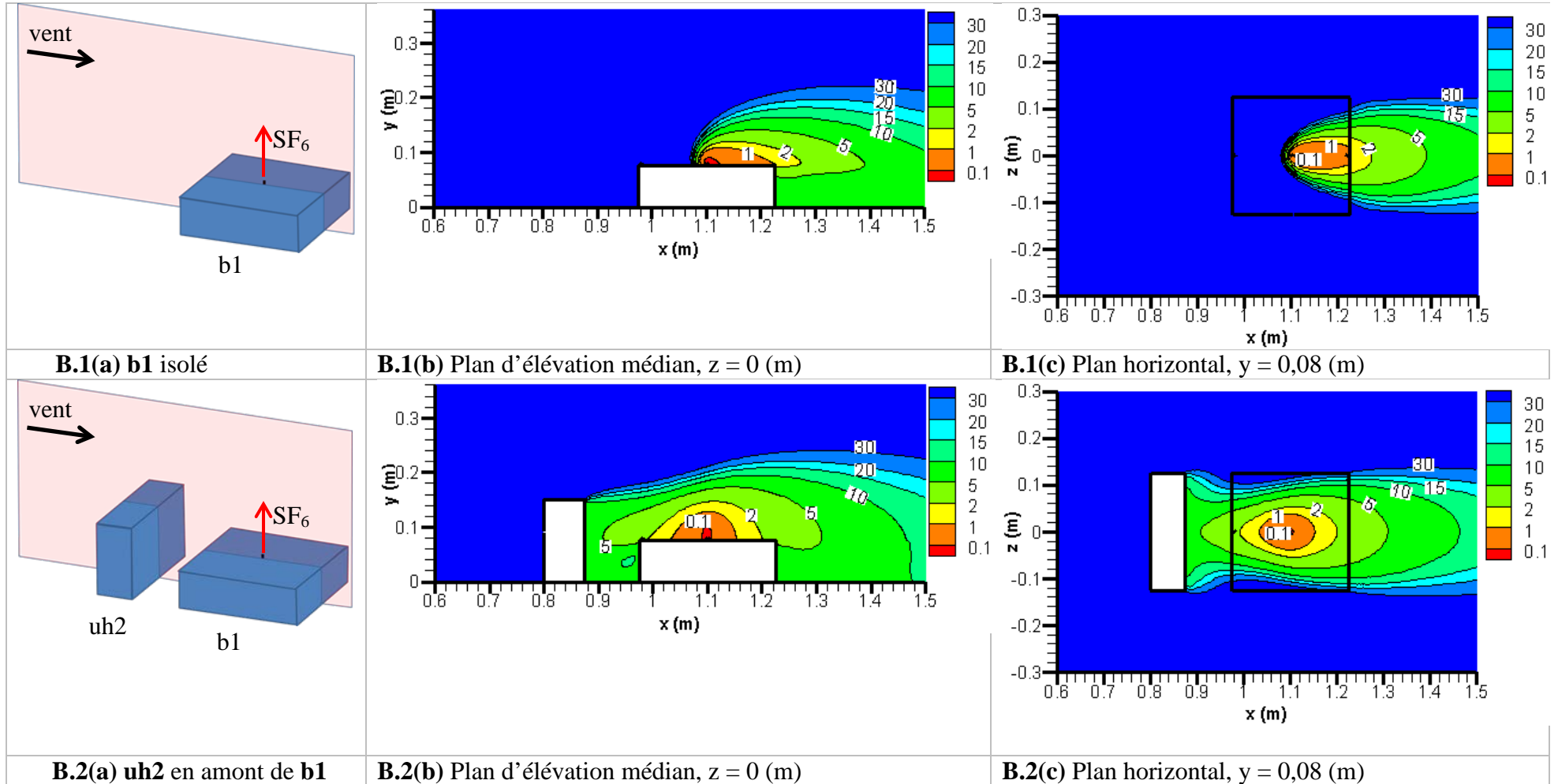


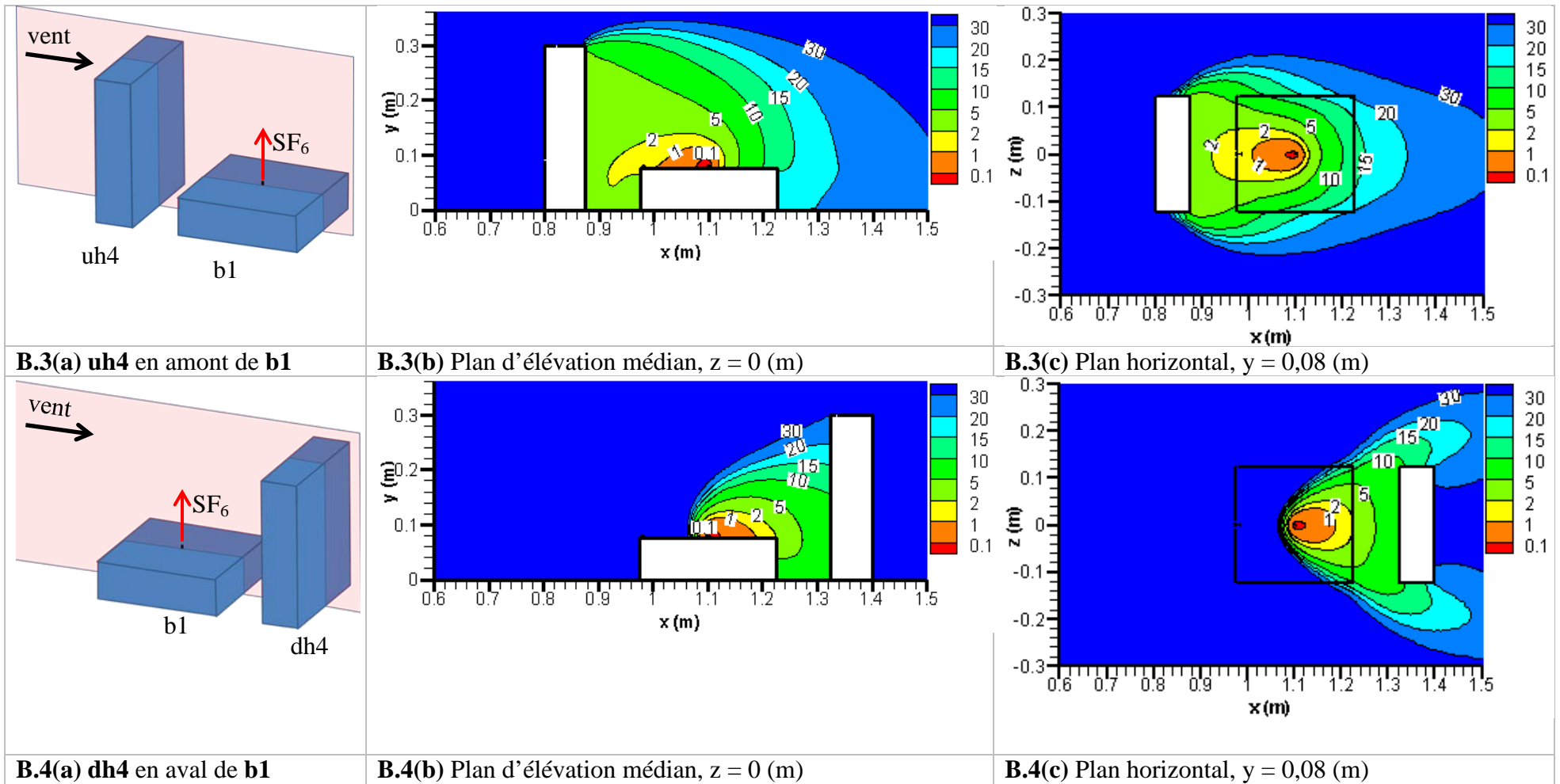
**A.3 –  $D_N$  lorsqu'un bâtiment se trouve en amont d'un bâtiment émetteur dont la cheminée se trouve sur le bord antérieur du toit. Les bâtiments uh2 et uh4 sont respectivement deux et quatre fois plus élevés que le bâtiment émetteur.**

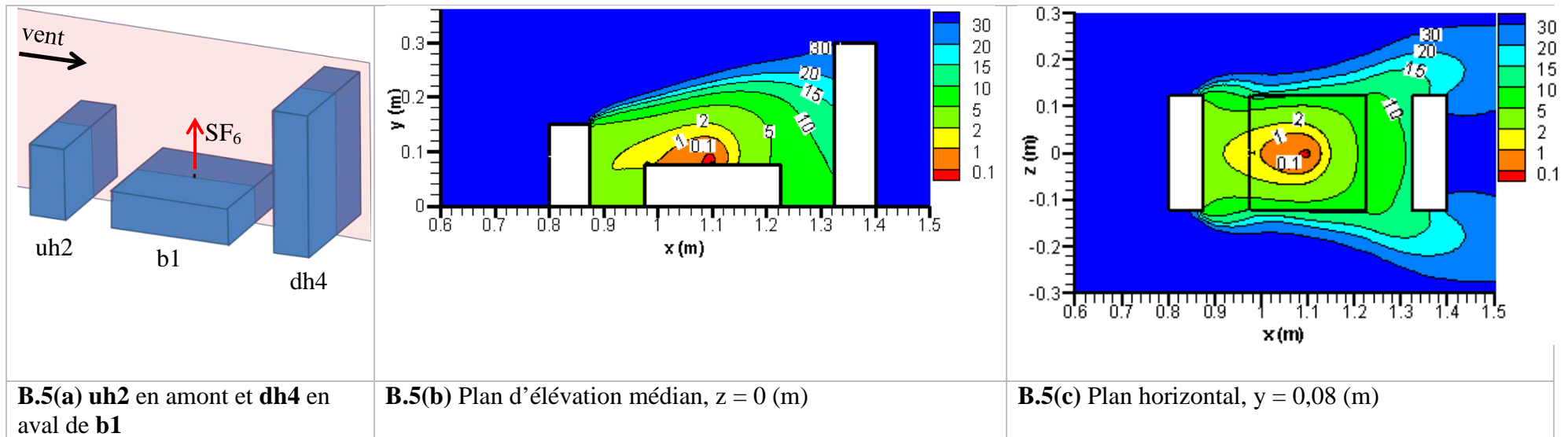


**A.4 –  $D_N$  lorsqu'un bâtiment se trouve en aval d'un bâtiment émetteur dont la cheminée se trouve sur le bord antérieur du toit. Les bâtiments dh2 et dh4 sont respectivement deux et quatre fois plus élevés que le bâtiment émetteur.**

## ANNEXE B : COURBES DE DILUTION NORMALISÉE POUR UNE CONFIGURATION DE BÂTIMENT ÉMETTEUR ISOLÉ ET QUATRE CONFIGURATIONS DE BÂTIMENTS NON ISOLÉS







## ANNEXE C : LIGNES DE COURANT POUR UNE CONFIGURATION DE BÂTIMENT ÉMETTEUR ISOLÉ ET QUATRE CONFIGURATIONS DE BÂTIMENTS NON ISOLÉS

