

TABLE DES MATIÈRES

	Page
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 PROBLÉMATIQUE DE LA RECHERCHE	5
1.1 Introduction.....	5
1.2 Problématique de la précision de modélisation de concentration en solvant dans l'air intérieur	7
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE.....	9
2.1 Introduction.....	9
2.2 Les voies et l'ampleur de l'exposition professionnelle.....	9
2.2.1 Exposition professionnelle par les voies respiratoires	11
2.3 Réglementation et normes.....	11
2.4 Techniques de mitigation de l'exposition professionnelle.....	13
2.5 Méthodes d'évaluation de l'exposition aux solvants	15
2.5.1 Mesures expérimentales.....	15
2.5.2 Les modèles mathématiques	17
2.5.3 Code de calcul par simulations numériques (CFD)	25
2.5.4 Comparaison entre modèles mathématiques et code CFD	28
2.6 Objectifs de la recherche.....	30
CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE EXPÉRIMENTALE ET NUMÉRIQUE.....	33
3.1 Introduction.....	33
3.2 Description de la pièce modèle	33
3.3 Matériels de mesure	34
3.3.1 Étalonnage du MiniRae 3000.....	36
3.4 Typologies et stratégies de ventilation.....	36
3.5 Scénarios de ventilation étudiés.....	37
3.5.1 Coefficient d'échange interzonal β	42
3.6 Calcul de l'efficacité de ventilation :	44
3.7 Calcul de l'âge moyen d'air :	45
3.8 Logiciel IH MOD.....	46
3.8.1 Présentation d'IH MOD	46
3.8.2 Modèles mathématiques retenus	47
3.9 Logiciel FDS.....	48
3.9.1 Présentation de FDS.....	48
3.9.2 Modèle mathématique.....	48
3.9.3 Équations résolues par FDS	49
3.9.4 Fichier d'entrée de FDS	50
3.9.5 Fichiers de sorties FDS	50
3.9.6 Smokeview.....	50
3.10 Le maillage.....	51

3.10.1	Propriétés des maillages utilisés	52
3.10.2	Les conditions initiales et aux limites	52
3.10.3	Étude du GCI	53
3.10.4	Résultat d'étude de maillage	56
3.11	Calcul de la concentration	57
3.11.1	Revue des relations existantes de β	57
3.11.2	Méthode de calcul de concentration	58
3.12	Conclusion	59
CHAPITRE 4 RÉSULTATS NUMÉRIQUES		61
4.1	Introduction	61
4.2	Vitesse d'écoulement d'air dans la ZR	61
4.2.1	Impact du CAH sur la vitesse de l'air à l'interface ZR-ZE	61
4.2.2	Impact de la ventilation sur β	64
4.3	Efficacité de ventilation	65
4.4	Âge de l'air dans la chambre climatique par méthode décroissante	66
4.5	Concentration de contaminant en fonction du temps	68
CHAPITRE 5 RÉSULTATS EXPÉRIMENTAUX ET NUMÉRIQUES		75
5.1	Introduction	75
5.2	Ventilation par le plancher: expérimentation	75
5.2.1	Conditions de mesure	75
5.3	Ventilation par le plancher: Simulations par FDS et par IH MOD	77
5.3.1	Le maillage de simulation par FDS	77
5.3.2	Les conditions initiales et aux limites du FDS	77
5.3.3	Les paramètres de calcul par IH MOD	77
5.4	Résultats	78
5.4.1	Évaporation d'acétone	78
5.4.2	Comparaison des concentrations dans la ZR	79
5.5	Conclusion	84
CONCLUSION		85
RECOMMANDATIONS		87
ANNEXE I	ÉQUATION DE MODÈLE À DEUX ZONES AVEC ÉMISSION CONSTANTE EN ZONES RAPPROCHÉE ET ÉLOIGNÉE	89
ANNEXE II	ÉQUATIONS DU MODÈLE À DEUX ZONES AVEC ÉMISSION DÉCROISSANTE EN ZONES RAPPROCHÉE ET ÉLOIGNÉE	91
ANNEXE III	ÉQUATIONS DU MODÈLE DE PIÈCE AVEC AIR UNIFORMÉMENT MÉLANGÉ ET ÉMISSION CONSTANTE	95
ANNEXE IV	ÉTALONNAGE DU MINIRAE 3000	97

ANNEXE V	ÉQUATION DE TRANSPORT DE CONSERVATION DE MASSE ...	103
ANNEXE VI	CALCUL DE COEFFICIENT D'ÉCHANGE INTERZONAL β SELON DES DIFFÉRENTES MÉTHODES ET CONDITIONS.....	105
ANNEXE VII	CONCENTRATION EN ACÉTONE POUR LES SCÉNARIOS 1 ET 2 SELON TROIS MÉTHODES DE CALCUL : IH MOD BASÉ SUR CFD-CONCENTRATION, IH MOD BASÉ SUR CFD-VITESSE ET CFD CALCULÉ PAR FDS	107
	LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	117

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 2.1	Quelques limites d'exposition au Québec en milieu de travail.....12
Tableau 3.1	Le nombre de CAH selon les débits d'air soufflé.....37
Tableau 3.2	Propriétés des trois maillages.....52
Tableau 3.3	Conditions aux limites des simulations par FDS53
Tableau 3.4	Paramètres de GCI pour les maillages LD, N et HD54
Tableau 3.5	Résultats de calcul du \overline{MAA} après 1200 s.....56
Tableau 3.6	Résultats de calcul du CGI sur 1200s57
Tableau 3.7	Relations d'estimation β retenues58
Tableau 4.1	Diminution de la concentration moyenne en acétone dans la chambre du CTT67
Tableau 4.2	Comparaison des concentrations obtenues à l'état permanent avec FDS et IH MOD74
Tableau 5.1	Paramètres de calcul par IH MOD.....78

LISTE DES FIGURES

		Page
Figure 2.1	Schéma décisionnel du cheminement logique de 8 étapes d'une intervention pour évaluer l'exposition professionnelle.....	16
Figure 3.1	Schéma de la pièce modèle.....	33
Figure 3.2	Photo d'un MiniRae 3000.....	35
Figure 3.3	Scénario de ventilation 1.....	38
Figure 3.4	Scénario de ventilation 2.....	38
Figure 3.5	Photo de la bouche de soufflage par le plancher de la chambre.....	39
Figure 3.6	Photo de l'ouverture d'extraction dans le plafond.....	40
Figure 3.7	Photo du système de ventilation actuel de la chambre.....	41
Figure 3.8	Scénario de ventilation 3.....	42
Figure 3.9	Schéma des dimensions de la ZR.....	43
Figure 3.10	Les points de mesure de la vitesse de l'air.....	44
Figure 3.11	Interface graphique d'IH MOD.....	46
Figure 3.12	Schéma explicatif du modèle à deux zones avec émission constante.....	47
Figure 3.13	Visualisation par Smokeview d'une simulation de l'évaporation d'acétone dans la pièce modèle du CTT.....	51
Figure 3.14	Diagramme des méthodes de calcul de concentration à partir des données CFD.....	59
Figure 4.1	Les points des mesures de la vitesse de l'air près de la source d'émission.....	62
Figure 4.2	Évolution de la vitesse de l'air en fonction de la distance de la source d'émission.....	63
Figure 4.3	Vitesse de l'air à l'interface ZR-ZE en fonction du niveau de ventilation.....	64
Figure 4.4	Évolution de β_v pour les scénarios 1 et 2 en fonction du CAH.....	65

XVIII

Figure 4.5	Efficacité de ventilation dans la pièce modèle en fonction du CAH	66
Figure 4.6	Représentation graphique de l'âge moyen de l'air dans la pièce modèle du CTT	68
Figure 4.7	La concentration en acétone dans la ZR pour le scénario 1 à 4 CAH	69
Figure 4.8	La concentration en acétone dans la ZR pour le scénario 2 à 4 CAH	71
Figure 4.9	La concentration en acétone dans la ZR pour le scénario 1 à 2 CAH	72
Figure 4.10	La concentration en acétone dans la ZR pour le scénario 2 à 2 CAH	73
Figure 5.1	Photo du banc de mesure de concentration dans la pièce du CTT.....	76
Figure 5.2	Perte de masse en fonction de temps lors de l'évaporation de 10 ml d'acétone dans un pétris.....	79
Figure 5.3	Évolution de la concentration en acétone dans la ZR en fonction du temps	80
Figure 5.4	Évolution de la concentration en acétone dans la ZR en fonction du temps	82
Figure 5.5	Évolution de la concentration en acétone dans la ZR en fonction du temps	83
Figure-A IV-1	Méthode de sélection du débit de pompage.....	98
Figure-A IV-2	Erreur de mesure par le MiniRae 3000.....	100

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

ACGIH	American Conference of Governmental Industrial Hygienists
AIHA	American Industrial Hygiene Association
APR	Appareil de Protection Respiratoire
CAH	Changement d'Air par Heure
CAV	Ventilation à débit Constant
CCHST	Centre Canadien d'Hygiène et de Sécurité au Travail
CCOHS	Canadian Centre for Occupational Health and Safety
CFD	Computational Fluid Dynamics
CNESST	Commission des normes, de l'équité, de la santé et de la sécurité du travail
COV	Composés Organiques Volatils
CTT	Centre de Technologie Thermique
CVCA	Chauffage, Ventilation et Conditionnement d'Air
DNS	Direct Numerical Simulation
ECETOC	European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals
EMKG	Système de contrôle en milieu de travail facile à utiliser pour les substances dangereuses (Einfaches Maßnahmenkonzept für Gefahrstoffe)
ÉTS	École de Technologie Supérieure
EXPO	Exposition
FDS	Fire Dynamics Simulator
FQPA	Food Quality Protection Act
GCI	Grid Convergence Index
HD	Densité Haute
HR	Humidité Relative
IAQ	Qualité d'Air Intérieur (Indoor Air Quality)
IH MOD	Industrial Hygiene Modeling
IRSST	Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en Sécurité du Travail
LD	Densité faible
LES	Simulation des Grandes Echelles (Large Eddy Simulation)

XX

LC-50	Concentration létale dans l'air qui tue 50% des animaux d'essai pendant la période d'observation
\overline{MAA}	Âge moyen de l'air
MAA_i	Âge local de l'air pour un point donné i
N	Densité normale
NIST	National Institute of Standards and Technology
OSHA	Occupational Safety & Health Administration
PEL	Limite d'exposition permmissible (Permissible Exposure Limits)
PM	Point de mesure
REACH	Registration, Evaluation, Authorization and Restriction of Chemicals
RSST	Règlement sur la Santé et la Sécurité du Travail
SEG	Groupe d'Exposition Similaire (Similar Exposure Group)
SGH	Système Général Harmonisé de classification et d'étiquetage des produits chimiques
SIMDUT	Système d'Information sur les Matière Dangereuses Utilisées au Travail
TLV	Valeur limite (Threshold limit Value)
TRA	Évaluation des risques ciblés (Targeted Risk Assessment)
TWA	Moyenne pondérée dans le temps (Time Weighted Average)
UD	Diffusivité Uniforme
UFAD	Distribution d'air par le plancher (Underfloor Air Distribution)
VAV	Ventilation à Débit Variable
VECD	Valeur d'Exposition de Courte Durée
VECDP	Valeur d'Exposition de Courte Durée Plafond
VEMP	Valeur d'Exposition Moyenne Pondérée
VHR	Taux de dangerosité de vapeur (Vapor Hazard Ratio)
VLE	Valeur Limite d'Exposition
VLEP	Valeur Limite d'Exposition Plafond
ZE	Zone éloignée
ZR	Zone rapprochée

LISTE DES SYMBOLES ET UNITÉS DE MESURE

A_{table}	Surface de la table (m^2)
\bar{C}	Concentration moyenne (mg/m^3)/(ppm)
$\bar{C}(t)$	Concentration moyenne en fonction du temps (mg/m^3)
$C(t_0)$	Concentration initiale (mg/m^3)/(ppm)
$\bar{C}(t_0)$	Fraction massique moyenne initiale ($kg_{acétone}/kg_{air\ sec}$)
$\bar{C}(t_f)$	Fraction massique moyenne finale ($kg_{acétone}/kg_{air\ sec}$)
$C_{\text{éq}}$	Concentration en équilibre (mg/m^3)
\bar{C}_{extra}	Concentration moyenne au niveau de l'ouverture d'extraction (ppm)
$C_i(t_0)$	Fractions massiques de contaminant à t_0 pour un point i ($kg_{acétone}/kg_{air\ sec}$)
$C_i(t)$	Fractions massiques de contaminant à t quelconque pour un point i ($kg_{acétone}/kg_{air\ sec}$)
\bar{C}_{IHR50}	Concentration moyenne déterminée par IH MOD pour une ZR de $R= \frac{1}{2} m$ (mg/m^3)
\bar{C}_{IHR75}	Concentration moyenne déterminée par IH MOD pour une ZR de $R= \frac{3}{4} m$ (mg/m^3)
C_{in}	Concentration en contaminant dans l'air neuf introduit dans un local (mg/m^3)
$\bar{C}_{\text{pièce}}$	Concentration moyenne dans la pièce (ppm)
\bar{C}_{sac}	Concentration moyenne dans le sac de calibrage (mg/m^3)/(ppm)
$\bar{C}_{\text{sac},m}$	Concentration moyenne dans le sac mesurée par le MiniRae (ppm)
$\bar{C}_{\text{sac},th}$	Concentration moyenne théoriquement dans le sac du calibrage (mg/m^3)/(ppm)
C_{sat}	Concentration de vapeur saturante d'un solvant (ppm)
C_{ZE}	Concentration en contaminant dans l'air dans la ZE (mg/m^3)/(ppm)
C_{ZR}	Concentration en contaminant dans l'air dans la ZR (mg/m^3)/(ppm)
$C_{ZE,\text{éq}}$	Concentration en contaminant en état d'équilibre dans la ZE (mg/m^3)
$C_{ZR,\text{éq}}$	Concentration en contaminant en état d'équilibre dans la ZR (mg/m^3)
C_0	Concentration initiale en contaminant dans le local (mg/m^3)
D_α	Coefficient de diffusion de l'espèce α (m^2/s)
Δv_i	Volume d'une maille (m^3)
dt	Variation du temps (s)
∂t	Variation partielle de temps (s)
e_a^{21}	Erreur relative approximative du maillage 2 par rapport le maillage 1
e_a^{32}	Erreur relative approximative du maillage 3 par rapport le maillage 2
FSA	Surface libre de la ZR (m^2)
G	Taux d'émission de polluant (mg/min)
$G(t)$	Taux d'émission de polluant en fonction du temps (mg/min)

XXII

h	Taille de maillage
k_L	Valeur de perte comprise entre 0 et 1
$m_{\text{acétone}}$	Masse d'acétone (mg)
$M_{\text{acétone}}$	Masse molaire d'acétone (g/mol)
$\dot{m}_{b,\alpha}'''$	Masse ajoutée pour l'espèce α (kg/s)
\dot{m}_{α}'''	Masse de l'espèce α (kg/s)
M_0	Masse initiale déversée (mg)
n	Nombre de points de mesures
∇	Opérateur nabla
P	Ordre de convergence apparent de modèle
PPM	Partie par million
Q	Débit de ventilation (m ³ /min)
r	Coefficient de corrélation
R	Demi côté d'un cube (m)
R^2	Coefficient de régression
r_{21}	Facteur de raffinement du maillage 2 par rapport le maillage 1
r_{32}	Facteur de raffinement du maillage 3 par rapport le maillage 2
S	Vitesse d'air aléatoire dans la zone située entre la ZR et la ZE (m/s)
\bar{S}	Vitesse moyenne de l'air pour n points l'interface des zones ZE et ZR (m/s)
SA	Surface du déversement (cm ²)
\bar{S}_{FDS}	Vitesse moyenne à l'interface des zones ZE et ZR déterminée par FDS (m/s)
S_i	Vitesse correspondante à un point i à l'interface des zones ZE et ZR (m/s)
t	Temps depuis le déversement (min)
t_f	Temps final (s)
t_0	Temps initial (s)
u	Vecteur vitesse de l'écoulement (m/s)
V	Volume de la pièce (m ³)
$V_{m,\text{air}}$	Volume molaire de l'air (l/mol)
Vol	Volume du déversement (cm ³)
VP	Pression de vapeur de liquide pour 20 °C (mm Hg)
V_{sac}	Volume du sac de calibrage (l)
V_{ZE}	Volume de la zone éloignée (m ³)
V_{ZR}	Volume de la zone rapprochée (m ³)
Z_{α}	Fraction massique de l'espèce α (kg/kg d'air)

Lettres grecques

α	Décroissance du taux d'émission (min^{-1})
β	Taux d'échange interzonal entre la ZR et la ZE (m^3/min)
β_c	Taux d'échange interzonal basé sur la méthode CFD-Concentration (m^3/min)
β_v	Taux d'échange interzonal basé sur la méthode CFD-Vitesse (m^3/min)
δX	Longueur d'une maille suivant l'axe x (m)
δY	Longueur d'une maille suivant l'axe y (m)
δZ	Longueur d'une maille suivant l'axe z (m)
ε	Efficacité de ventilation (%)
ρ	Masse volumique (kg/m^3)

INTRODUCTION

Ce mémoire porte sur l'étude de la prédiction des concentrations des vapeurs issues de solvants couramment utilisés dans les milieux professionnels. L'évaluation des risques associés à l'inhalation de vapeur de solvants nécessite une compréhension de leurs propriétés physico-chimiques. Une fois le risque identifié, des mesures de prévention et de protection peuvent être envisagées. En hygiène au travail, la première mesure à prioriser face à l'exposition à une substance chimique potentiellement toxique est sa suppression ou sa substitution. Si la substitution d'un solvant nuisible à la santé des travailleurs n'est pas possible, des mesures administratives peuvent se montrer utiles en adaptant les conditions de travail pour réduire l'exposition. Ces mesures devraient être accompagnées de la mise en place des techniques de contrôle par l'ingénierie (c.-à-d. confinement, ventilation, extraction à la source, etc.). En cas de la défaillance de ces mesures, la protection individuelle représente la dernière procédure à mettre en place pour protéger les travailleurs exposés aux substances dangereuses pour leur santé.

Plus de 70 000 produits chimiques sont utilisés en industrie, dont une part importante peuvent se présenter à l'état vapeur à température ambiante (Austin, 2014). En 2012, la demande pour les solvants hydrocarbonés était estimée entre 400 000 et 500 000 tonnes par an au Canada (Alberta, 2013).

Un solvant est une substance qui possède la capacité de faire dissoudre d'autres substances en formant une solution homogène. À l'exception des solvants halogénés, la majorité des solvants ont un faible poids moléculaire par rapport à l'eau. Un solvant organique est une substance qui contient au moins un atome de carbone dans sa structure moléculaire. Les solvants organiques existent à l'état liquide à température et pression ambiantes et tendent à s'évaporer facilement. Cette volatilité est due à leur tension de vapeur élevée dans les conditions ambiantes (Bégin et Gérin, 2002).

Selon Marchand et Blanc, « les solvants sont essentiels pour plusieurs industries où ils sont

utilisés pour les peintures et les adhésifs, les revêtements, les encres et l'impression, pharmaceutique et dans de la fabrication de semi-conducteurs et le nettoyage des métaux » (Marchand et Blanc, 2006).

Les solvants libèrent souvent des vapeurs dont l'exposition professionnelle présente des risques pour la santé. Ainsi, on estime entre 150 000 et 300 000 le nombre de travailleurs québécois exposés à des vapeurs de solvant dans le cadre de leur travail (Debia, 2010).

Même à des doses et des durées d'exposition limitées, les vapeurs de solvants peuvent être corrosives, irritantes, neurotoxiques et même cancérigènes ou reprotoxiques (Officiel-prevention, 2011). L'inhalation, l'ingestion ou l'exposition cutanée avec les solvants expose les travailleurs à des risques de toxicité aiguë ou chronique et parfois mortelle. À cause de leur inflammabilité, les vapeurs de solvants représentent également un risque d'incendie ou d'explosion.

Par conséquent, il est primordial d'évaluer les niveaux d'exposition en milieu de travail où des solvants sont utilisés. Cependant, les méthodes expérimentales d'évaluation de l'exposition sont coûteuses, elles nécessitent du personnel qualifié et les conditions aérauliques et d'émission sont très variables en milieu de travail. Par conséquent, les modèles d'exposition occupent une place de plus en plus importante dans l'évaluation et la prévention des risques professionnels. La modélisation offre la possibilité d'évaluer prospectivement ou rétrospectivement les concentrations dans l'air des milieux de travail. Elle permet d'estimer ou encore de prioriser certaines situations d'exposition à des agents chimiques, en évaluant les concentrations de solvant par rapport aux valeurs limites d'exposition professionnelle (VLEP) prescrites par le Règlement sur la santé et la sécurité du travail (RSST) (CNESST, 2014). En outre, elle pourrait être utilisée en amont pour permettre une conception sécuritaire des postes de travail.

Cependant, les résultats obtenus via les modèles d'exposition utilisés par les hygiénistes industrielles sont parfois imprécis si ces derniers sont mal compris ou utilisés dans des

conditions où ils n'ont pas été validés. De plus, ces modèles sont basés sur certaines hypothèses simplificatrices et ne prennent en compte qu'un nombre limité de paramètres.

Le présent mémoire a pour objectif d'évaluer l'exposition aux solvants en milieu de travail en utilisant un modèle deux zones à émission constante disponibles dans un logiciel d'exposition professionnel appelé Industrial Hygiene Modeling (IH MOD) (Keil, Simmons et Anthony, 2009). La justesse des prédictions de concentration obtenues par IH MOD va être comparée avec celles obtenues par un code de champs (code CFD). Ce code est appelé Fire Dynamics Simulator (FDS) (McGrattan et al., 2015b). FDS est un logiciel libre accès qui résout numériquement les équations différentielles régissant les mouvements d'air, le transport des contaminants dans les enceintes et la conservation d'énergie. Des mesures expérimentales réalisées dans une pièce modèle permettront de comparer les concentrations obtenues numériquement par FDS (V. 6.3.2) et IH MOD (V.0.212) aux données d'un scénario d'exposition à l'acétone.

Ce mémoire est structuré selon le plan suivant :

Le premier chapitre expose la problématique de la recherche. Le deuxième chapitre sera concentré à la revue de littérature et présente les travaux les plus dominants jugés pertinents à la modélisation de l'exposition professionnelle aux solvants organiques. Quelques études sur l'utilisation de FDS comme outil de prédiction de la qualité de l'air dans les bâtiments seront aussi présentées. Les objectifs de la recherche seront définis et présentés à la fin de ce chapitre.

Dans le troisième chapitre, la méthodologie qui va permettre d'élaborer les diverses simulations et mesures réalisées va être présentée en détail. Ce chapitre inclura aussi les diverses équations de modèle deux zones à émission constante d'IH MOD et les équations de conservations résolues par FDS.

Durant le quatrième chapitre, deux scénarios de ventilation par mélange ont été retenus pour faire des simulations numériques par FDS selon plusieurs niveaux de ventilation. L'ensemble

des résultats numériques obtenus par FDS sera comparé avec les prédictions générées par le modèle deux zones à émission constante d'IH MOD.

Le cinquième chapitre va permettre de confronter des simulations numériques faites par FDS, pour un troisième scénario de ventilation par le plancher, avec des mesures réalisées dans la chambre modèle du CTT. Également, les prédictions de concentration obtenues par le modèle deux zones à émission constante d'IH MOD seront évaluées par rapport aux résultats numériques et expérimentaux trouvés par FDS et par mesurage.

Le mémoire se clôt par une conclusion générale et quelques suggestions de travaux futurs à ce présent mémoire.

CHAPITRE 1

PROBLÉMATIQUE DE LA RECHERCHE

1.1 Introduction

Chaque année, plusieurs travailleurs québécois sont exposés à des substances toxiques, notamment les solvants dans le cadre de leur travail. Une enquête réalisée en 1998 au Québec par Marchand et Blanc a montré que 9,5% des travailleurs sont souvent ou très exposés aux solvants. L'enquête a inclus 20 773 répondants représentant 424 différents postes de travail avec un taux de réponse combiné de 69 % (Bégin, Débia et Gérin, 2008). Selon Bray, « la consommation annuelle globale de solvants est estimée à 14 millions de tonnes dont les États-Unis seuls consomment environ 27% (Bray, 2003).

L'effort pour diagnostiquer l'exposition humaine est l'une des questions fondamentales en matière d'hygiène industrielle qui préoccupent les spécialistes de la santé au travail et les autorités de santé publique. Tout comme le soulignent Zhang et al., le diagnostic de l'exposition aux solvants dans le milieu de travail est possible selon trois approches basiques : (i) estimer subjectivement l'exposition via un jugement professionnel; (ii) mesurer directement in situ l'exposition et (iii) prédire l'exposition par des modèles mathématiques (Zhang et al., 2009).

Quand les données d'échantillonnages d'exposition aux solvants sont indisponibles, les modèles mathématiques demeurent la voie unique pour prédire les concentrations de contaminants. Par la suite, ces prédictions permettent aux hygiénistes industriels de prendre les mesures de gestions de risques selon plusieurs scénarios d'expositions possibles. Les modèles mathématiques sont une alternative prometteuse pour évaluer l'exposition et leur utilisation est de plus en plus fréquente. Le retard d'exploitation de ces modèles est dû en partie aux efforts limités pour les valider soit sur le terrain ou en laboratoire. Cette limitation

est causée par les financements parcimonieux handicapants par conséquent le développement et la validation de ces modèles (Nicas et Neuhaus, 2008; Zhang et al., 2009).

La surexposition aux solvants engendre annuellement des conséquences importantes qui se manifestent par le développement de plusieurs maladies d'origines professionnelles chez les travailleurs québécois. L'impact de ces maladies varie des irritations simples (p. ex. au niveau des yeux ou muqueuses) et des maladies épidémiques (p. ex. la sclérodermie) à des maladies graves (p. ex. maladie neurotoxique, effets sur la reproduction et le développement, effets cardio-vasculaires, hématotoxiques, cancer, etc.) (Debia, 2010). De même, dans certains cas, des dégâts physiques sont enregistrés. Ces dégâts ont en effet été causés par des incendies et des explosions qui sont survenus suite à l'inflammabilité des vapeurs de certains solvants.

Aujourd'hui, l'évolution des différentes réglementations qui renforce la surveillance des niveaux d'expositions aux agents chimiques a permis aux modèles mathématiques de gagner en popularité. Au Québec, l'Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en Sécurité du Travail (IRSST) encourage l'utilisation des « stratégies de diagnostic de l'exposition des travailleurs aux substances chimiques » comme s'intitule un rapport publié par cet institut où Drolet et al. indiquaient que « les modèles d'estimation de l'exposition sont des outils appelés à se développer et leur utilisation doit être encouragée » (Bégin, Débia et Gérin, 2008; Drolet et al., 2010a).

En pratique, le manque de connaissance quantitative des déterminants de l'exposition a toujours limité la prédiction de l'exposition professionnelle (Zhang et al., 2009). L'amélioration de la justesse des modèles d'IH MOD n'est possible qu'en étudiant l'influence de ses hypothèses fondatrices et paramètres principaux sur les niveaux de concentration prédits.

Les travaux entrepris sur l'amélioration de la précision des modèles mathématiques d'exposition aux solvants sont peu nombreux. Ainsi, une étude poussée permettant d'évaluer

l'influence de la ventilation (c.-à-d. position des grilles de soufflage et de reprise, nombre de changements d'air par heure) et la configuration des postes de travail simulés (p. ex. zone de respiration professionnelle, position de la source, etc.) sur la variation des prédictions d'exposition est fortement recommandée.

1.2 Problématique de la précision de modélisation de concentration en solvant dans l'air intérieur

Ce travail porte sur l'étude de la capacité du modèle deux zones à émission constante d'IH MOD à estimer l'exposition aux vapeurs de solvants. Contrairement aux évaluations expérimentales qui nécessitent des ressources et un temps significatifs, la modélisation est une approche peu coûteuse, rapide qui permet l'estimation prospective ou rétrospective quand les modèles sont bien compris.

L'utilisation de la modélisation mathématique dans l'évaluation des expositions professionnelle a connu un essor cette dernière décennie. Ces modèles sont utilisés pour prédire le niveau d'exposition aux gaz, vapeur, fumée, poussière, et brouillard. Il existe plusieurs familles de modèles. Les plus connues sont les modèles empiriques ou statistiques basés sur la collection des données de mesure, les modèles bayésiens permettant la considération d'éléments subjectifs (p. ex. le jugement d'un expert) et les modèles physiques appelés souvent déterministes qui font appel à des équations de transferts dans l'environnement et adoptent dans la plupart des cas, le principe de conservation de masse (Bertrand et Vincent, 2010; Keil, 2000).

Les modèles mathématiques de l'IH MOD sont des modèles déterministes. En effet, à chaque paramètre du modèle, une seule valeur possible peut être attribuée.

D'après Keil, les modèles déterministes « sont basés principalement sur des principes physiques tels que les caractéristiques de la ventilation, le taux d'émission du polluant et les paramètres de transport de la masse » (Keil, 1998). Ces modèles s'intéressent aux aspects physico-chimiques observés lors d'une exposition aux solvants (Keil, 2000). Ainsi, ils

permettent de décrire la variable commune (c.-à-d. exposition) en fonction de ses déterminants, ce qui permet par la suite d'établir un rapport entre la concentration d'une part, et les déterminants fondamentaux de la circulation de l'air et le taux de génération contaminant d'autre part (Bertrand et Vincent, 2010; Flynn, 2003).

Les hygiénistes industriels utilisent souvent l'IH MOD pour prédire l'exposition aux solvants en milieu de travail. Toutefois, les modèles décrits dans IH MOD sont bâtis sur diverses hypothèses dont l'impact sur la précision des prédictions de concentration en contaminant n'a pas été étudié profondément.

Également, la relative simplicité de ces modèles ne permet pas de prendre en compte un nombre suffisant de paramètres. De plus, l'estimation de taux de génération de contaminant G et le coefficient d'échange interzonal β (modèle 2 zones), qui sont des paramètres fondamentaux est toujours délicate à faire.

Selon Keil, « l'incertitude peut être implicite dans les modèles ou issue d'un manque de connaissances sur les entrées du modèle » (Keil, 1998). L'évaluation de la justesse et la fiabilité d'un modèle mathématique d'exposition aux vapeurs des solvants n'est pas possible que par la confrontation avec une valeur de référence. Cette dernière peut être numérique ou expérimentale.

D'après Zhang et al., une connaissance quantitative plus poussée des paramètres du modèle faite par la recherche d'informations pertinentes, combinée à une compréhension claire de l'incertitude et de la variabilité dans ces quantités, peuvent être utilisés pour fournir des meilleures estimations sortants des modèles ainsi que pour les paramètres du modèle (Zhang et al., 2009).

Le défi rencontré est donc de réduire l'incertitude au niveau des concentrations prédites de contaminant dans l'air. Ceci n'est possible qu'en améliorant les hypothèses inhérentes qui tiennent compte d'un nombre limité de paramètres.

CHAPITRE 2

REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Introduction

Ce chapitre est consacré à la revue de littérature où les travaux jugés pertinents pour la présente étude sont exposés. Cette revue de littérature met l'accent sur la problématique de l'évaluation de l'exposition professionnelle aux vapeurs de solvants par les modèles d'exposition utilisés en hygiène du travail et par les codes CFD. Certaines études sur les voies d'exposition professionnelles ainsi que les normes et les réglementations pertinentes seront également présentées. Finalement, quelques études sur les techniques de mitigation de l'exposition professionnelle et les méthodes d'évaluations de l'exposition seront présentées.

2.2 Les voies et l'ampleur de l'exposition professionnelle

L'exposition professionnelle peut être cutanée, respiratoire ou digestive. Le niveau d'exposition, ainsi que son impact sur les employés dépendent d'un ensemble de facteurs. Ces facteurs peuvent être chimiques (p. ex. la toxicité chimique du solvant) ou physiques (p. ex. volatilité du solvant) et même parfois ergonomiques (p. ex. le niveau d'activité métabolique de l'employé).

Dans son article, Ramachandran insiste sur le fait que la conception des stratégies d'évaluation de l'exposition exige de prendre en compte plusieurs facteurs dont la variation de l'exposition est la plus cruciale. D'après lui, pour le même titre d'emploi, mais selon des différentes tâches, les expositions changent entre les travailleurs, et pour la même tâche, les expositions peuvent aussi changer en fonction du temps, du poste et de l'emplacement (Ramachandran, 2008).

Debia a mentionné dans son rapport de thèse qu'en France, les solvants qui engendrent les dépassements des normes les plus importants sont en premier lieu les solvants dont les

tensions de vapeur sont élevées (> 150 mm Hg) comme le chloroforme et l'éther éthylique (respectivement, 47 % et 46 % des mesures dépassant la valeur limite d'exposition pondérée pour une période de 8 heures [VLE-8 heures]). On trouve après, les solvants qui possèdent des VLE-8 heures faibles (≤ 5 ppm) comme le 2-éthoxyéthanol et le benzène (respectivement, 15 % et 13 % des mesures qui dépassaient les VLE-8 heures) (Debia, 2010).

Tongeren et al. ont considéré dans leur travail que la pression partielle est le facteur intrinsèque principal qui gouverne le potentiel d'émission de vapeur pour un solvant. Dans le même contexte, selon l'Advanced REACH Tool, la libération de vapeur est considérée pour des substances dont la pression partielle est supérieure ou égale à 10 Pa (Tongeren et al., 2011).

Afin d'identifier les personnes qui sont exposées à des agents similaires dans une situation donnée, un groupe d'exposition similaire (SEG) peut être utilisé. Cette technique se base sur la projection des résultats d'étude des données recueillies sur quelques personnes, sur le reste du groupe. Ainsi, une décision peut être prise à la suite de la conclusion tirée de ces résultats (SAP, 2015). Selon Ramachandran, « le profil d'exposition, ou la distribution de l'exposition, pour un SEG est classé dans l'une des cinq catégories d'exposition: 0, 1, 2, 3 ou 4, correspondant respectivement à l'exposition triviale (ou très faible), très contrôlée, bien contrôlée, contrôlés et mal contrôlée. » (Ramachandran, 2008).

Boyce et Carry ont publié une étude sur l'exposition aux solvants volatils causés par les activités de peinture et de l'exposition aux produits de nettoyage. Ils ont étudié également l'exposition globale aux pesticides à travers leur utilisation sur les cultures alimentaires et autres sources où plusieurs modèles ont été élaborés pour évaluer cette exposition globale suite au passage de la Food Quality Protection Act (FQPA) en 1996 (Boyce et Garry, 2002). Il est clair que les domaines touchés par l'exposition aux solvants sont divers et susceptibles de s'étendre face à l'évolution industrielle continue, ce qui exige une meilleure considération envers la modélisation de l'exposition.

2.2.1 Exposition professionnelle par les voies respiratoires

L'inhalation d'un contaminant sous forme de gaz, aérosols ou de poussières est fonction du niveau de concentration du polluant dans l'air ambiant et des propriétés physico-chimiques du contaminant. Dans le cas des substances chimiques présentant des valeurs limites d'exposition élevées (p. ex. acétone, pétrole, propane, etc.), la contribution des voies percutanées et digestives est négligeable par rapport à l'exposition par inhalation.

Cependant, l'exposition par inhalation dépend de plusieurs facteurs qui peuvent facilement influencer l'intensité de l'exposition comme la fréquence respiratoire du travailleur. Dans ce contexte, Truchon et al. ont mis l'accent sur la ventilation alvéolaire où ils affirment que l'absorption pulmonaire du contaminant est accentuée lors d'une charge de travail importante. Selon eux, ceci est rendu à l'augmentation de la ventilation alvéolaire et ainsi du débit sanguin lors d'une activité physique intense. Dans ce contexte, Truchon et al., mentionnent que l'importance de la fréquence respiratoire sur l'ampleur de l'exposition dépend de la solubilité de solvant dans le sang (Truchon et al., 2012).

2.3 Réglementation et normes

Afin d'identifier l'impact de l'inhalation d'un solvant sur un travailleur, il est primordial d'identifier correctement les informations toxicologiques reliées à ce solvant. Pour cette raison, plusieurs classifications et réglementations ont été définies par les différents organismes et institutions gouvernementales ou non.

Au Québec, le RSST administré par la Commission des Normes, de l'Équité, de la Santé et de la Sécurité du Travail (CNESST) a mise en place des niveaux de concentration à ne pas dépasser (Tableau 2.1). Les travailleurs exposés à des niveaux excédents ces valeurs s'exposent à des problèmes de santé et risquent de développer des maladies d'origine professionnelle.

Tableau 2.1 Quelques limites d'exposition au Québec en milieu de travail (RSST, 2015)

Valeur d'exposition moyenne pondérée (VEMP)	Concentration moyenne pondérée d'une substance chimique existante dans la zone respiratoire du travailleur pour une durée journalière de 8 heures et selon une semaine de travail de 40 heures.
Valeur d'exposition de courte durée (VECD)	Concentration moyenne pondérée d'une substance chimique existante dans la zone respiratoire du travail sur 15 minutes.
Plafond (VECDP)	Valeur à ne pas dépasser, quelle que soit la durée d'exposition.

Pour une journée, il n'est pas permis de dépasser la VECD même si la valeur VEMP est respectée. Le nombre maximal d'expositions journalières permises qui dépassent la VEMP et qui sont inférieures à la VECD est de quatre fois. La durée de cette exposition ne doit pas dépasser les 15 minutes consécutives avec une période de séparation minimale de 60 minutes (RSST, 2015).

Puisque la volatilité des solvants est très variable, une comparaison directe de leurs VLEs professionnelles est très délicate, voire impossible. Le ratio de danger de vapeur (« Vapor Hazard Ratio », VHR) est une alternative parmi plusieurs autres méthodes de comparaison des solvants permettant une comparaison simple entre les solvants en prenant en considération la variabilité de volatilité (IRSST, 2015).

D'après l'IRSST, le VHR est égal au rapport entre la concentration de vapeur saturante C_{sat} d'un solvant exprimé en partie par million (ppm) par sa valeur limite d'exposition professionnelle (VLE) exprimé en ppm (IRSST, 2015).

$$VHR = \frac{C_{sat}}{VLE} \quad (2.1)$$

De nombreux solvants sont rencontrés dans le milieu de travail. L'annexe I de la Loi sur la santé et la sécurité du travail du RSST présente les VLE admissibles pour les substances chimiques les plus rencontrées dans le milieu de travail. Le respect de ces normes est exigé par l'article 41 de la Loi sur la santé et la sécurité du travail. L'article 41 stipule que « tout établissement dont l'exploitation est susceptible d'entraîner l'émission de gaz, de fumées, de vapeurs, de poussières ou de brouillards dans le milieu de travail doit être exploité de manière à ce que la concentration de tout gaz, poussière, fumée, vapeur ou brouillard n'excède pas, au niveau de la zone respiratoire des travailleurs, les normes prévues à l'annexe I, pour toute période de temps indiquée à cette annexe » (RSST, 2015).

Au Canada, le Système d'Information sur les Matières Dangereuses Utilisées au Travail (SIMDUT) a été mis en place en 1988 par le biais des lois fédérales, provinciales et territoriales (p. ex. Loi sur les produits dangereux, Règlement sur les produits contrôlés, etc.) pour protéger la santé et la sécurité des travailleurs. Sous la direction de la CNESST, le SIMDUT permet de fournir des renseignements sur les substances dangereuses aux deux parties : employeur et employé en exigeant des fournisseurs canadiens de fournir des fiches signalétiques et des étiquettes pour tout produit destiné au milieu de travail canadien (CNESST, 1988) (CCOHS, 1988).

Le Système Général Harmonisé de classification et d'étiquetage des produits chimiques (SGH) est un système international qui définit et classe les dangers et communique des renseignements en matière de santé et de sécurité sur des étiquettes et des fiches de données de sécurité (CCHST, 2015). Aujourd'hui, le SIMDUT est harmonisé avec le SGH suite aux accords faits par le Canada entre les deux systèmes (CCHST, 2015).

2.4 Techniques de mitigation de l'exposition professionnelle

La technique de mitigation la plus efficace est celle de l'élimination des solvants toxiques à la source. L'élimination est réalisable via l'introduction des nouveaux procédés et technologies propres qui contribuent à la suppression de l'emploi des solvants toxiques ce qui élimine la source d'exposition professionnelle. Quand l'élimination n'est pas possible, la

substitution sera une autre alternative pour lutter contre l'exposition aux solvants toxiques. Cette technique consiste à remplacer ces solvants toxiques volatils par d'autres moins toxiques ou possédant une pression de vapeur plus faible ou par des produits en phase aqueuse (Officiel-prevention, 2014).

Selon Debia, la substitution des solvants toxiques est considérée comme une démarche de prévention prioritairement dans la hiérarchie des activités de prévention qui vise à éliminer à la source les dangers pour les travailleurs (Debia, 2010).

L'article 39 de la Loi sur la santé et la sécurité du travail du RSST qui porte sur le remplacement des substances chimiques toxiques stipule qu'« autant que possible, les matières dangereuses qui sont source de gaz, de fumées, de vapeurs, de poussières ou de brouillards doivent être remplacées par des matières qui ne le sont pas ou, encore, qui le sont moins. » (RSST, 2015).

Cependant l'élimination et la substitution ne sont pas toujours des choix techniquement faisables. À ce niveau, la protection collective utilisant des techniques de contrôle mécanique d'ingénierie constitue le deuxième pilier de base dans la hiérarchie des activités de prévention contre les risques d'exposition. Cette technique est possible par l'adoption de plusieurs méthodes comme le confinement (p. ex. système de production en circuit fermé, etc.) ou l'utilisation de dispositifs de captage à la source (p. ex. hotte chimique, boîte à gants, dispositifs mobiles de captation, etc.) qui peuvent être exploités en addition ou comme solution unique pour protéger collectivement les milieux professionnels.

Selon l'article 41 de la Loi sur la santé et la sécurité du travail du RSST, un «établissement doit être conçu, construit, aménagé ou pourvu d'un système d'évacuation des gaz, des fumées, des vapeurs, des poussières ou des brouillards de manière à respecter les normes. » (RSST, 2015).

Quand l'exposition professionnelle est potentiellement possible malgré les efforts d'élimination, substitution et protection collective, la mise en place d'un programme de

protection est impérative via des appareils de protection respiratoire (APR). Quand l'APR est bien adapté au type d'exposition, il permet d'atténuer considérablement l'intensité de l'exposition. La durée d'usure recommandée par le constructeur d'APR pendant le quart de travail ne doit jamais être dépassée pour éviter la dégradation de la protection. L'efficacité de l'APR dépend de plusieurs facteurs liés aux conditions d'utilisation, d'entretien, de nettoyage et d'entreposage (p. ex. entre 30 et 90% pour le styrène) (Truchon et al., 2012).

Également, la formation du personnel et les systèmes des étiquetages (p. ex. SIDMUT, SGH, etc.) permettent d'élargir les connaissances sur les produits chimiques. Ceci représente un moyen de prévention durable capable de renforcer l'efficacité des autres moyens de protections et d'atténuer les dégâts en cas d'accidents en permettant de manipuler de façon plus sûre et adéquate les produits chimiques par les employés.

2.5 Méthodes d'évaluation de l'exposition aux solvants

Même avec les systèmes de protection collectifs ou individuels les plus sophistiqués et adaptés, il demeure nécessaire de faire un suivi des niveaux d'exposition. L'estimation de l'exposition professionnelle est possible à travers plusieurs méthodes. Dans la suite, nous présenterons ces méthodes une par une.

2.5.1 Mesures expérimentales

Selon l'article 43 de la loi sur la santé et la sécurité, du travail du RSST, tout établissement qui compte au moins 50 travailleurs où l'exposition dépasse ou est susceptible de dépasser les normes stipulées dans l'annexe I du RSST, doit obligatoirement subir une évaluation au moins par an des concentrations de contaminant. La fréquence de mesure est reliée à l'importance des risques pour la santé et sécurité présentés par l'exposition et aux interventions faites sur les procédés industriels (RSST, 2015).

L'article 44 de la loi sur la santé et la sécurité du travail spécifie que les contaminants de l'air ambiant dans un lieu de travail «doivent être mesurés au niveau de la zone respiratoire des travailleurs ou, si cela se révèle impossible [...] en dehors de la zone respiratoire, mais à

l'endroit situé le plus près possible de cette zone». La précision d'échantillonnage et d'analyse selon le même article doit être similaire à celle obtenue en appliquant les méthodes décrites dans le Guide d'échantillonnage des contaminants de l'air en milieu de travail publié par l'IRSST (RSST, 2015).

Le Guide d'échantillonnage des contaminants de l'air en milieu de travail permet d'assister les intervenants en leur fournissant une description de la stratégie d'échantillonnage et en recensant les instruments et techniques d'échantillonnage. Dans ce guide, Drolet et Beauchamp précisent que les objectifs d'une évaluation d'un milieu de travail doivent être définis et une démarche rationnelle doit être suivie avant l'entame de cette évaluation. L'évaluation des contaminants présents dans le milieu de travail doit être faite selon un cheminement logique de 8 étapes préalablement définies comme le montre la Figure 2.1.

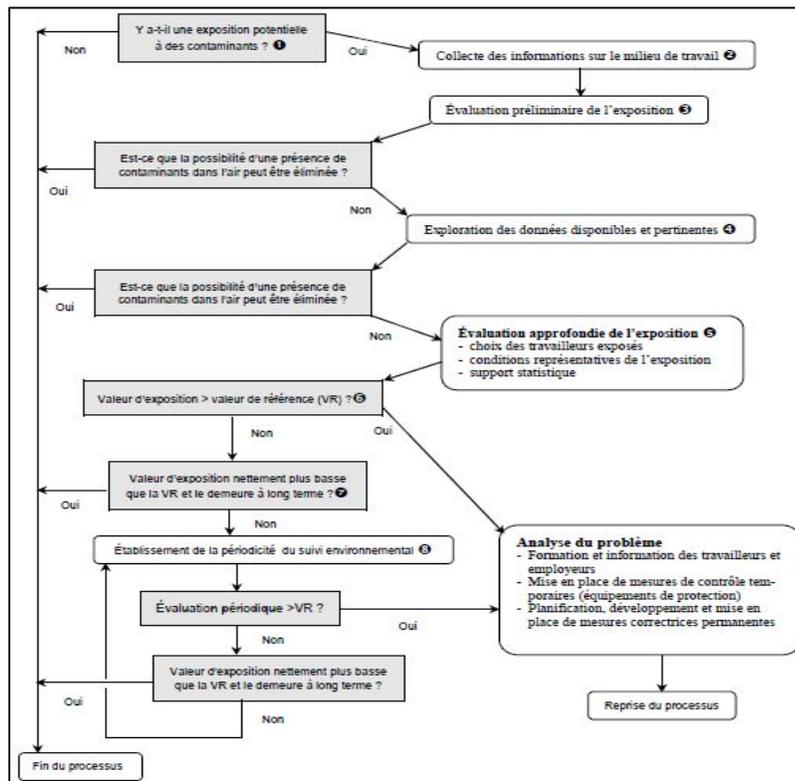


Figure 2.1 Schéma décisionnel du cheminement logique de 8 étapes d'une intervention pour évaluer l'exposition professionnelle (Drolet et Beauchamp, 2012)

L'évaluation de l'exposition selon Drolet et Beauchamp « consiste à comparer les concentrations du ou des contaminants auxquels peut être exposé le travailleur à des valeurs de référence » (Drolet et Beauchamp, 2012).

Pour développer une stratégie d'échantillonnage d'exposition robuste et complète, Ramachandran insiste que la stratégie d'évaluation doit être globale. Il met l'accent également sur l'exploitation des jugements professionnels offerts par les hygiénistes du travail et les sortants des modèles d'exposition. Il affirme qu'un cadre bayésien statistique est capable d'offrir une approche rationnelle et transparente (Ramachandran, 2008)

Cependant, la réalisation des méthodes de mesures sur le terrain est souvent coûteuse et compliquée (c.-à-d. accessibilité à la zone d'échantillonnage, interruption de travail, etc.). Également, les méthodes de mesures exigent une bonne expertise pour les élaborer correctement ce qui limite leur champ d'application. Par conséquent, le recours à des alternatives plus accessibles demeure une nécessité. À ce niveau, les modèles mathématiques peuvent représenter une autre voie susceptible, une fois maîtrisée, d'offrir des résultats comparables.

2.5.2 Les modèles mathématiques

Au regard des outils d'évaluation à la disposition des hygiénistes et les coûts élevés d'échantillonnage de contaminant dans l'air, la modélisation de l'exposition s'avère un outil précieux capable de générer des informations plausibles qui peuvent servir aux hygiénistes à prendre la bonne décision en cas d'exposition professionnelle. Ceci est confirmé par les recommandations de plusieurs instances internationales et nationales. Parmi elles on cite le règlement Registration, Evaluation, Authorization and Restriction of Chemicals (REACH) qui recommande le recours à l'évaluation par modélisation lors de l'évaluation de la sécurité chimique des produits. Dans le même contexte, l'IRSST a appelé à mieux développer et utiliser la modélisation dans l'évaluation de l'exposition professionnelle et encourage leur utilisation (Drolet et al., 2010b).

Les modèles mathématiques peuvent être classés selon trois familles principales : les modèles empiriques, les modèles physico-chimiques et les modèles bayésiens.

- **Modèle empirique**

Plusieurs modèles empiriques d'évaluation de l'exposition ont été développés ces dernières années, comme ECETOC TRA, Stoffenmanager, EMKG-ExpoTool, et Advanced REACH Tool (Koivisto et al., 2015).

Dans ce contexte, l'étude de Koivisto et al. est parmi les plus récentes études qui a testé la performance du modèle empirique à 2 zones de l'Advanced REACH Tool. Le modèle adopte l'hypothèse d'une zone rapprochée (ZR) qui contient la source d'émission et le travailleur et d'une zone éloignée (ZE) qui représente le reste du volume de la pièce. Ce modèle 2 zones donne la prédiction de la concentration des particules émises dans une usine de peinture lors d'un processus de versement de poudre en provenance des petits et grands sacs dans une cuve de mélange. L'émission de poussière est estimée à l'aide d'un modèle d'émission potentielle basé sur l'indice d'empoussièrement. Pour l'adapter à une application industrielle, l'indice d'empoussièrement est mis à l'échelle en utilisant des facteurs modificateurs. Les auteurs ont utilisé trois différents niveaux de taux d'échange d'air entre les zones ZR et ZE, ainsi β varie entre 10 et 30 $\text{m}^3 \text{min}^{-1}$. Après la comparaison des résultats issus de modèles ZR-ZE avec des mesures expérimentales, l'étude a trouvé que le taux d'émission des particules n'était pas bien prédit quand l'indice d'empoussièrement était utilisé (Koivisto et al., 2015).

- **Modèle physico-chimique**

Dans ce mémoire, les modèles qui nous intéressent sont les modèles déterministes ou physico-chimiques qui utilisent une propriété physico-chimique de la substance (le taux d'émission du polluant « G ») et d'autres paramètres physiques (Hofstetter et al., 2013) (p. ex. le débit de ventilation, le volume de la pièce, etc.) pour prédire l'exposition sur la base des équations qui régissent la dispersion du contaminant dans le milieu environnant (Franck Abattan, 2014).

Les modèles physico-chimiques sont comme les modèles utilisés dans le logiciel IH MOD qui est un logiciel basé sur des modèles mathématiques qui proviennent de la littérature. IH MOD regroupe plusieurs modèles d'exposition et représente l'un des principaux outils de modélisations utilisés par les hygiénistes au Canada. Les modèles les plus souvent cités dans la littérature sont le modèle à deux zones avec émission constantes en ZR et ZE (Lopez, Lacey et Jones, 2015; Nicas, 1996; Robbins et al., 2012; Spencer et Plisko, 2007) et le modèle à deux zones avec émission exponentiellement décroissante en ZR et ZE (Jayjock et al., 2010; Keil et Nicas, 2003). Les équations d'IH MOD permettant d'estimer la variation temporelle de la concentration de contaminant dans les zones ZR et ZE en émission constante et en émission exponentiellement décroissante sont fournies aux ANNEXE I et ANNEXE II.

On trouve aussi le modèle une zone (well-mixed box) avec émission constante et air uniformément mélangé (voir ANNEXE III) (Jayjock et al., 2007) et le modèle de diffusion (Bennett et al., 2003; E. Feigleya et al., 2002; Jayjock et al., 2007) qui est utilisé de façon moins fréquente.

Le modèle une zone avec air bien mélangé (well mixed box) appelé aussi modèle à ventilation générale est parmi les modèles mathématiques les plus anciens et les plus utilisés (Jayjock et al., 2007). Jayjock et al. ont décrit ce modèle basé sur le principe de la conservation de masse en état d'équilibre entre l'émission et l'extraction par la ventilation.

La concentration moyenne (\bar{C}) est donnée par la relation suivante (Jayjock et al., 2007):

$$\bar{C} = \frac{\text{quantité entrante dans la boîte} - \text{quantité sortante de la boîte}}{\text{volume de la boîte}} \quad (2.2)$$

La concentration en équilibre ($C_{\text{éq}}$) est (Jayjock et al., 2007):

$$C_{\text{éq}} = G/Q \quad (2.3)$$

tel que :

G : le taux d'émission en mg/min;

Q : le débit de ventilation en m³/min.

L'étude de Taylor, O'Shaughnessy et Reynolds a confronté les prédictions de concentrations d'un modèle une zone avec air bien mélangé avec des mesures de concentrations effectuées durant un processus de peinture par pulvérisation. Les résultats obtenus par l'utilisation de bilan massique et par comparaison avec les mesures expérimentales présentent que les concentrations prédites avaient un intervalle de confiance de 95% autour de la moyenne géométrique dans 14 des 16 échantillons de la région pris au sein de la cabine de peinture (87,5%). L'analyse de corrélation montre que la concentration au niveau de la conduite d'échappement est plus proche aux valeurs prédites ($r=0,923$) que les concentrations personnelles ($r=0,828$) et les concentrations dans les régions ($r=0,757$) (Taylor, O'Shaughnessy et Reynolds, 2004).

Le modèle deux zones (ZR-ZE) a été publié pour la première fois en 1955 par W.C.L Hemeon, mais son application en hygiène n'a débuté qu'au milieu des années 90 (Nicas, 2016). Il existe deux types de modèles deux zones : à émission constante ou à émission décroissante. Le modèle deux zones permet de prédire la concentration en fonction du temps dans la zone de respiration (ZR) et dans le reste de la chambre (ZE) contrairement au modèle une zone qui permet d'estimer qu'une seule concentration soit la valeur moyenne dans le local étudié. Le transport de contaminant entre la ZR et la ZE est régi par β .

À l'état d'équilibre, les concentrations en contaminant $C_{ZR,eq}$ et $C_{ZE,eq}$ qui sont respectivement dans les ZR et ZE sont exprimées comme suit :

$$C_{ZR,eq} = \frac{G}{Q} + \frac{G}{\beta} \quad (2.4)$$

$$C_{ZE, \dot{e}q} = \frac{G}{Q} \quad (2.5)$$

où β est le taux d'échange interzonal en m^3/min .

Les travaux de Lescallett ont permis de développer une technique utilisant un gaz traceur (hexafluorure de soufre (SF_6)) qui a permis d'estimer statistiquement le taux d'échange entre les zones β dans une chambre selon différentes conditions et niveaux de ventilation. L'étude a conduit à une relation statistique entre β (m^3/min) et le taux de changement d'air, mais avec un coefficient de régression faible $R^2=0,5961$ (Lescallett, 2002) :

$$\beta = \exp(11,83 \times Q / V + 1,1609) \quad (2.6)$$

Le rapport Q/V est exprimé en min^{-1} , avec :

V : Volume de la pièce en m^3 .

Une autre relation d'estimation de β présentée par Keil et Nicas (2003) semble plus pertinente vu qu'elle est gouvernée par des paramètres plus représentatifs du phénomène. Cette relation est adoptée par la plupart des travaux élaborés avec des modèles ZE-ZE. D'après Keil et Nicas, le taux d'échange entre les zones β (m^3/min) est estimé par la relation suivante (Keil et Nicas, 2003) :

$$\beta = \frac{1}{2} \times FSA \times S \quad (2.7)$$

Avec :

FSA : surface libre de la zone rapprochée (m^2);

S : vitesse d'air aléatoire dans la zone située entre la ZR et la ZR éloignée (m/min).

La conservation de masse d'air dans la ZR exige qu'à tout moment la même quantité d'air admise dans la ZR via une moitié de FSA et évacuée par l'autre moitié de FSA ce qui justifie l'utilisation de coefficient $1/2$ dans l'équation de β (Keil et Nicas, 2003).

En combinant les deux équations 2.4 et 2.5, β peut être estimée en se basant sur les concentrations en contaminant $C_{ZR, \acute{e}q}$ et $C_{ZE, \acute{e}q}$ et sur le débit de ventilation Q ce qui donne la relation suivante :

$$\beta = \frac{C_{ZE, \acute{e}q} \times Q}{C_{ZR, \acute{e}q} - C_{ZE, \acute{e}q}} \quad (2.8)$$

La géométrie de la zone rapprochée est choisie de telle façon qu'elle regroupe la source de contamination et le corps de travailleur et ainsi sa zone de respiration. Le taux d'échange entre les zones β dépend de FSA et par conséquent du choix de la géométrie de la ZR. La géométrie de ZR est prise généralement de forme hémisphérique (E. Feigleya et al., 2002; Keil et Nicas, 2003; Robbins et al., 2012; Spencer et Plisko, 2007) dont la base n'est pas incluse dans la FSA car l'échange de matière ne s'effectue pas (p. ex. surface d'une table). Dans d'autres cas et moins fréquemment, la géométrie de la zone proche est prise de forme cylindrique qui va jusqu'au sol et ainsi sa base n'est pas inclut dans la FSA (Jayjock et al., 2010). On trouve aussi la forme cubique (Koivisto et al., 2015; Lopez, Lacey et Jones, 2015). Cependant, il n'y a pas de recommandation précise quant au choix de la forme et du volume de la zone rapprochée.

Dans le même contexte, l'étude de Spencer et Plisko a visé la comparaison de la concentration du cyclohexane dans l'air mesurée pendant un démontage de pièces métalliques enduites d'un solvant avec des concentrations prédites par un modèle mathématique ZR-ZE à émission constante. La géométrie de la ZR était de forme hémisphérique au-dessus du plan de travail avec un rayon de 1 m. Le taux d'émission G a été considéré constant (1283,3 mg/min) et basé sur l'évaporation de 100 ml de cyclohexane de qualité réactif pendant 60 min. Trois tests de simulation étaient élaborés pour évaluer l'impact de la variation de la vitesse de l'air dans le milieu de travail avec six répétitions pour chaque test pour des considérations statistiques. Une analyse par simulation de Monte-Carlo a été utilisée pour quantifier l'incertitude au niveau des paramètres d'entrée du modèle deux zones. Spencer et

Plisko ont trouvé selon les trois tests de simulations que la concentration de cyclohexane prédite par le modèle avait un facteur multiplicatif qui varie entre 0,1 et 1,5 par rapport à la moyenne arithmétique des concentrations mesurées. Ainsi, ils pensent que leurs résultats peuvent être utilisés pour mieux définir les points forts et faibles de l'utilisation d'un modèle deux zones pour une évaluation prospective ou rétrospective de l'exposition professionnelle (Spencer et Plisko, 2007).

Une autre étude intéressante et relativement récente est celle de Robbins et al. qui a permis de comparer les concentrations mesurées dans la zone respiratoire pour le benzène, toluène et xylène lors d'un processus de nettoyage d'un bac à peinture métallique avec des concentrations obtenues par un modèle deux zones ZR-ZE. Le changement d'air par heure (CAH) qui a été déterminé expérimentalement est égal à 0,43 CAH. La ZR a été représentée par un hémisphère avec un rayon de 0,46 m. La *FSA* a été prise égale à la surface d'un hémisphère et n'inclut pas sa base où l'échange de matière ne s'effectue pas et ainsi il en résulte un β qui est égal à 2,45 m³/min. Le taux de génération *G* a été constant et choisi sur la base de la quantité de solvant appliqué et le temps nécessaire pour son évaporation à partir du bac à peinture. Une analyse stochastique faite par une simulation de Monte-Carlo a été élaborée simultanément afin de vérifier l'incertitude au niveau du taux de génération *G*, le changement du volume de la ZR causé par le déplacement du bac à peinture par le travailleur pendant le nettoyage et la variation résultante de taux d'écoulement d'air interzonal β vu le changement de la surface libre interzonale *FSA* entre la ZR et la ZE. L'étude a montré un degré acceptable de fiabilité entre les valeurs mesurées et prédite par le modèle ZR-ZE. L'étude prétend que l'exposition au benzène durant le processus de nettoyage avec 10 et 50 ml d'un solvant de base contenant des traces inférieures ou égales à 0,1% de benzène dans une chambre faiblement ventilée ne cause pas une exposition dépassant l'Occupational Safety & Health Administration Permissible Exposure Limits (OSHA PEL) ou l'American Conference of Governmental Industrial Hygienists Threshold limit Value (ACGIH TLV). Pour des solvants de base contenant du toluène ou du xylène, les expositions mesurées ont produit une odeur forte et peuvent dépasser les valeurs limites (Robbins et al., 2012).

Les travaux de Lopez, Lacey et Jones ont essayé d'estimer l'exposition aux particules générées par un laser médical pour deux procédures par l'utilisation d'un modèle deux zones ZR-ZE. La modélisation de concentration a été basée sur des paramètres expérimentaux (p. ex. taux d'émission spécifique) et d'autres, estimés comme le nombre de CAH (6 CAH pour la salle de traitement et 15 CAH pour la salle d'opération). Selon la variation de nombre de CAH et par la suite de vitesse d'air au niveau de *FSA*, β variait entre 15 et 45 m³/min pour la salle d'opération, et de 7,5 et 15 m³/min pour la salle de traitement. La ZR a été pris de forme cubique de 1 m³ avec une source placée dans le centre de la base de ce cube. Les résultats présentés montrent qu'en régime permanent la concentration dans la ZR peut être jusqu'à quatre fois plus grande que celle dans la ZE. De même, les résultats montrent que pour deux taux d'émission constants (1830 et 3709 µg/min), la concentration dans la ZR en particules générées par le laser est moins importante quand le volume de la chambre, le nombre de CAH et β sont plus élevés. La concentration en ZR est comprise entre 80 et 2140 µg/m³ et entre 40 et 1650 µg/m³ pour la ZE ce qui est proche aux valeurs obtenues à partir des mesures menées dans une salle d'opération (Lopez, Lacey et Jones, 2015).

Parmi les travaux les plus pertinents pour notre étude, on trouve la publication de Jayjock et al. où l'habilité du modèle ZR-ZE d'IH MOD pour comparer les risques potentiels et pour définir les mesures de gestion des risques pour les accidents d'exposition (c.-à-d. déversement, fuite, etc.) a été évaluée. Cinq solvants fluorés utilisés dans la fabrication des matériaux électroniques ont été évalués selon des scénarios de déversement de 1 litre dans un volume de 91,7 m³ avec 6 CAH à 25 °C. La ZR a été décrit comme un cylindre dont la source de contaminant est centrée dans sa base et avec une hauteur 2 m (peut contenir un travailleur) et d'un rayon de 2 m. La vitesse de l'air au niveau de *FSA* a été estimée à 0,9 m/min ce qui en résulte un $\beta=17$ m³/min. Les résultats obtenus par le modèle ZE-ZR ont été comparés avec des résultats expérimentaux obtenus suite à des mesures effectuées dans une chambre ayant le même volume. Les résultats obtenus par modélisation montrent que chaque solvant présente un profil de risque différent pour le même scénario de déversement de 1 litre. Pour les VECDs et VECDPs qui ont été disponibles pour quelques solvants, le modèle ZR-ZE a prédit qu'elles vont être dépassées dans la ZR et ZE au bout des premières minutes qui

suivent le diversement. Le modèle a montré aussi que la concentration prédite dans la ZR pour le solvant 1 (1,1,2,2-Tetrafluoroethyl 2,2,2-trifluoroethyl éther) a dépassé la LC-50 (concentration létale pour tuer 50% des animaux testés) avec un indice de risque de LC-50 de 1,38 dans la ZR ce qui impose une évacuation immédiate dans des cas pratiques similaires (Jayjock et al., 2010).

L'étude la plus récente parmi les travaux pertinents est l'article de Nicas où il a proposé un nouveau modèle deux zones amélioré. Selon cette étude et contrairement à ses anciens travaux où le benzène était supposé appliqué en seule dose au début d'une période de manipulation de 15 minutes, la même dose de benzène a été appliquée ici selon la même décroissance du taux d'évaporation α (min^{-1}), mais avec un taux uniforme durant la période de manipulation de 15 minutes. La concentration initiale a été nulle partout dans la chambre. Ainsi, un nouveau taux d'émission en fonction du temps $G(t)$ est trouvé permettant ainsi d'estimer une concentration moyenne pondérée (TWA) en benzène dans la ZR inférieure et qui correspond mieux aux valeurs expérimentales. Également, l'auteur a élaboré une équation améliorée pour la ZR basée sur la combinaison de deux équations d'une zone bien mélangée (Nicas, 2016).

En addition aux modèles mathématiques, les codes de calcul par CFD peuvent représenter une autre voie alternative aux méthodes de mesures. En effet, ces codes de calcul CFD sont capables de générer des résultats avec une précision comparable lorsque les conditions de simulation sont bien définies. Les codes de calcul CFD peuvent également servir comme un outil de référence de validation pour les modèles mathématique simples comme ceux d'IH MOD.

2.5.3 Code de calcul par simulations numériques (CFD)

Plusieurs études ont traité numériquement le problème de la qualité de l'air intérieur (IAQ) et la dispersion de contaminant dans l'air. La validation des modèles CFD a également été abordée dans plusieurs travaux.

La simulation numérique par les méthodes CFD est bien adaptée pour la simulation de l'exposition professionnelle. En effet, les méthodes CFD sont abordables et permettent de calculer la concentration en tout point du volume simulé. Selon Bennett et al. « les solutions par CFD sont exemptées des erreurs d'échantillonnage et d'analyse et de compromis de mise en échelle ». Bien que, les méthodes CFD offrent une flexibilité de paramétrage, elles exigent des conditions aux limites définies avec précision ce qui implique un certain degré d'idéalisation des conditions et les effets de la turbulence sont modélisés, au moins en partie (Bennett et al., 2000).

Le travail de Yang et Chen a permis d'exploiter un modèle numérique développé à l'aide d'un programme appelé ACCESS-IAQ, pour étudier la qualité de l'air intérieur dans une chambre. La chambre avait des murs verticaux faits avec des panneaux de gypse et contenait une source d'émission humide sous forme d'une teinture à bois fraîchement appliquée au plancher. L'étude a pris en considération différents niveaux d'émission de contaminant et d'absorptions des panneaux de gypse et selon plusieurs scénarios de ventilation. Yang et Chen avaient comme objectif l'évaluation de l'efficacité de ventilation par déplacement et par mélange. L'étude conclut à une efficacité supérieure pour la ventilation par déplacement par rapport à la ventilation par mélange. De même, l'étude a montré que les panneaux de gypse absorbent une quantité importante de composés organiques volatils (COV) pendant la première heure d'émission ce qui résulte en une source d'émission additionnelle par la suite (Yang et Chen, 2001).

Dans le but de valider expérimentalement la simulation numérique d'un écoulement transitoire non isotherme avec des contaminants gazeux dans un environnement d'exposition personnelle, Hyun et Kleinstreuer ont examiné l'effet de la respiration sur la concentration ambiante d'un gaz traceur ambiant et l'absorption de ce gaz par un mannequin. Trois différents cas d'orientations du mannequin ont été considérés tout en tenant compte d'un écoulement d'air non isotherme et de l'emplacement de la source de gaz traceur. L'étude a montré que l'emplacement de la source et l'orientation du mannequin influencent la concentration de la dose du gaz absorbée. Le maximum de concentration en gaz traceur se

produit quand l'emplacement de la source de polluant est le plus proche de la zone de respiration à une hauteur de 1,6 m. La dose absorbée dépend des conditions de l'écoulement d'air. Cette dose a été généralement supérieure en régime permanent (Hyun et Kleinstreuer, 2001).

La dispersion d'un contaminant gazeux (SF_6) dans une chambre de dimension réelle avec plusieurs systèmes de distributions d'air par une ventilation par déplacement et par trois types de ventilations par mélange (c.-à-d. grille, carrée et fente) a été étudiée dans les travaux d'He, Yang et Srebric. L'étude a été basée sur des mesures expérimentales et des modélisations numériques. L'effet sur la dispersion globale du SF_6 causé par l'écoulement d'air et par l'emplacement de la source a été étudié par un modèle validé durant la même étude. He, Yang et Srebric prétendent qu'une forte relation existe entre la distribution de contaminant et le profil global de circulation de l'air et que la position de la grille d'extraction peut affecter le niveau d'exposition dans la chambre (He, Yang et Srebric, 2005).

Une étude de performance des systèmes de ventilation par déplacement avec une alimentation par le plancher dans un grand atelier doté de diffuseurs tourbillon ou panneaux perforés a été élaborée par Lau et Chen. Un essai de validation d'un code numérique a été fait par la confrontation de ses résultats avec ceux obtenus par des mesures expérimentales faites dans une chambre en dimension réelle. Avec un code CFD validé, Lau et Chen ont essayé de comprendre l'impact de la variation de plusieurs paramètres sur l'IAQ et le confort thermique dans l'environnement intérieur. D'après eux, les paramètres les plus importants sont le taux de changement d'air, la vitesse et la température de l'air de soufflage et le nombre de diffuseurs utilisés. L'étude prétend que la ventilation par déplacement permet de baisser la concentration de contaminant par rapport à la ventilation par mélange (Lau et Chen, 2007).

Chauhan et al. ont penché sur l'estimation de la concentration intérieure en radon dans les habitations indiennes où ils ont utilisé une technique CFD basée sur des paramètres d'entrées

dérivants des mesures expérimentales de radon. L'objectif de l'étude était de prédire la concentration interne et la répartition du radon selon trois plans dans une chambre modèle pour deux conditions : fermée et ouverte. L'étude a soutenu la plausibilité des résultats générés par le modèle CFD par rapport aux mesures expérimentales. Ainsi, l'étude prétend que la simulation par CFD est capable de prédire adéquatement la concentration et la distribution de radon (Chauhan et al., 2015).

Des simulations numériques réalisées par le logiciel Fire Dynamics Simulator (FDS) ont été élaborées par Haine dans le but de modéliser les concentrations en bioaérosols lors des opérations de bronchoscopie. Les simulations numériques étaient basées sur 4 scénarios de ventilation et 2 modèles de transport des contaminants particuliers. Les modes de dispersion des bioaérosols vis-à-vis l'influence du mouvement d'air et du débit de ventilation ont été étudiés. L'étude a permis de déterminer numériquement plusieurs paramètres de l'exposition professionnelle comme la quantité de bioaérosols inhalée et la quantité du contaminant déposée sur les parois de la pièce (Haine, 2014).

2.5.4 Comparaison entre modèles mathématiques et code CFD

Avec l'évolution informatique durant les trois dernières décennies, la capacité de résoudre numériquement les équations de conservation en mécanique des fluides est devenue de plus en plus accessible. Cette capacité a encouragé l'utilisation de ce type de simulation comme référence dans l'évaluation de la précision voire la validation des modèles mathématiques physico-chimiques.

Dans le même contexte que notre étude, des travaux effectués par E. Feigleya et al. ont comparé la concentration de contaminant prédite, dans un plan de zone de respiration située à 1,5 m au-dessus du plancher, par 3 modèles physico-chimiques différents (modèles à une zone, à deux zones ZR-ZE et à diffusivité turbulente uniforme) et par des simulations CFD pour plusieurs configurations de chambre et de source d'émission. Les paramètres des modèles deux zones ZR-ZE et à diffusivité turbulente uniforme ont été pris des simulations faites par CFD selon une ventilation de 4 CAH. La comparaison des résultats numériques

obtenus a démontré que le modèle deux zones est préférable pour la prédiction de l'exposition professionnelle vu sa bonne concordance avec les simulations CFD en surestimant la concentration dans la ZR de 32,3%. Pour le modèle deux zones, la ZR a été choisie de forme hémisphérique et pour chaque simulation β a été calculée comme le produit de la vitesse moyenne de l'air et la surface de section moyenne de la ZR. Malgré la limite du modèle 2 zones issue à la base du besoin d'estimation du β , les auteurs affirment que ce modèle est le meilleur vu sa surestimation de la concentration qui est à leur avis un atout pour le modèle puisqu'elle représente une marge de sécurité (E. Feigleya et al., 2002).

Afin d'essayer de comprendre l'erreur résultant des hypothèses simplificatrices de transport de contaminant utilisé dans les modèles d'émission, Bennett et al. ont comparé entre des résultats prédits par CFD grâce au logiciel Fluent et celles obtenues par trois modèles différents: modèle à une zone complètement mélangée (CM-1), modèle à deux zones complètement mélangées (CM-2) et modèle à diffusivité uniforme (UD). Pour un atelier, le débit de ventilation, le champ de concentration et la concentration dans la zone de respiration ont été calculés par CFD selon des combinaisons factorielles de trois emplacements de sources, trois niveaux de débits de dilution, deux profils d'émission (c.-à-d. constante ou variable). Les auteurs ont trouvé que le modèle UD avait les valeurs de concentration dans la zone de respiration les plus proches aux prédictions par CFD suivie par le modèle CM-2 puis le modèle CM-1. Cependant, ils affirment que le modèle CM-1 était le meilleur parmi les trois pour l'estimation suivant des plans innovants de zone de respiration possible, mais qu'il sous-estime la concentration au niveau les sources proches de la zone de respiration. L'effet du taux de ventilation sur le niveau d'exposition était trouvé dépendant linéairement pour tout endroit dans la chambre y compris la zone de respiration. Les résultats montrent que quel que soit le type d'émission, l'estimation d'exposition dépend de l'emplacement du récepteur et de la source d'émission (Bennett et al., 2000).

Les mêmes auteurs, Bennett et al. ont refait une étude similaire, mais en essayant d'améliorer les conditions de simulations pour mieux comprendre les modèles. Les expériences étaient basées sur trois emplacements de sources, cinq emplacements de réception, trois débits d'air

de ventilation et deux profils de vitesse de générations (c.-à-d. constante et variable dans le temps). Les trois modèles d'émission sont un modèle une zone, un modèle deux zones et un modèle avec diffusivité hémisphérique uniforme. Pour le modèle deux zones, β était calculée à partir du champ de vitesse en régime permanent obtenu numériquement à la limite interzonale ZR-ZE. Le modèle d'émission amélioré est fait à l'aide d'un facteur de localisation de mélange spécifique qui dérive d'un gradient de concentration d'état d'équilibre. La qualité de fonctionnement des modèles déterministes évaluée dans cette étude varie selon leur application. Les emplacements des sources et des récepteurs ont un grand effet dans la prédiction d'émission dans le cas de modèle une zone et un peu d'effet pour le modèle avec diffusivité hémisphérique uniforme. En régime permanent, les prédictions du modèle avec diffusivité hémisphérique uniforme étaient les plus proches à celles obtenues par CFD. Pour le cas dépendant de temps, le modèle une zone parfaitement mélangée avait les meilleures prédictions d'émission par rapport valeurs obtenues par CFD (Bennett et al., 2003).

2.6 Objectifs de la recherche

L'objectif principal de ce mémoire est d'étudier la justesse du modèle 2 zones d'IH MOD qui est couramment utilisé pour estimer l'exposition professionnelle aux vapeurs de solvants. De façon spécifique, il s'agira de :

- Comparer les concentrations prédites par le modèle deux zones à émission constante d'IH MOD avec les concentrations simulées par FDS selon quelques scénarios d'exposition en tenant compte de l'influence des paramètres d'entrée (c.-à-d. taux de renouvellement d'air, position des diffuseurs, volume de la zone rapprochée).
- Confronter les concentrations modélisées par IH MOD et celles simulées par FDS avec des concentrations mesurées in situ.
- Estimer l'influence du taux d'échange interzonal (β) sur les concentrations en contaminant.

Ce travail est un premier pas vers l'amélioration de la justesse des modèles d'exposition. Ainsi, des améliorations sous forme d'éventuelles mises à jour pourraient être implantées dans des futures versions d'IH MOD. Ceci va permettre de mieux maîtriser les risques de toutes sortes et de les anticiper avec plus de précision.

CHAPITRE 3

MÉTHODOLOGIE EXPÉRIMENTALE ET NUMÉRIQUE

3.1 Introduction

Le projet de recherche présenté dans ce mémoire est basé sur deux volets principaux : un volet expérimental et un volet numérique. Ainsi, ce chapitre commence par la présentation de la pièce modèle sujette de l'expérimentation tout en penchant sur le protocole expérimental. L'appareillage de mesures et ses caractéristiques seront ensuite présentés. Dans la deuxième partie du chapitre, les deux logiciels utilisés pour le volet numérique seront présentés.

3.2 Description de la pièce modèle

Les mesures expérimentales ont été élaborées dans la pièce modèle du centre de technologie thermique (CTT) à l'ÉTS. Cette pièce représente une salle de travail typique dont les dimensions sont $4,88 \text{ m} \times 3,66 \text{ m} \times 3,05 \text{ m}$ (Figure 3.1).

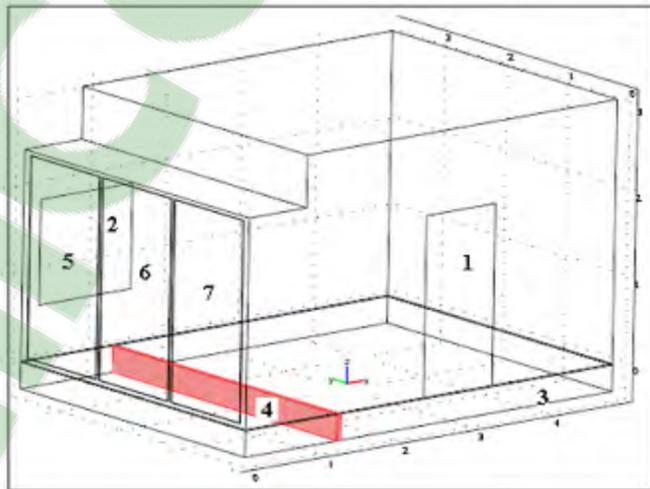


Figure 3.1 Schéma de la pièce modèle
(Chafi, 2010).

1-porte; 2-fenêtre; 3- sous-plancher, 4-partition, 5,
6 et 7-panneaux radiants

La pièce dispose d'une porte de dimensions 1 m × 2 m et d'une fenêtre scellée qui mesure 1,22 m × 1,22 m. La chambre est également équipée d'un mur radiant composé de trois panneaux radiants fixés verticalement. Chaque panneau radiant contient un échangeur formé par un réseau de tube en cuivre qui peut être alimenté en eau froide pour simuler une paroi froide en conditions hivernales ou en eau chaude pour simuler des conditions estivales. Le chauffage de la salle est possible aussi par convection naturelle grâce à un convecteur électrique placé près du mur radiant d'une puissance de 1500 Watts et de dimensions 1 m × 0,15 m × 0,18 m. La pièce est équipée d'un système de ventilation par le plancher capable de fournir jusqu'à 9,4 changements d'air par heure (CAH).

Les murs de chambre sont des murs doubles cloisons constitués en plâtre cartonné avec une épaisseur de 13 mm pour chaque cloison. L'isolation thermique est faite par le biais de laine minérale dont l'épaisseur est de 102 mm. Ainsi l'épaisseur totale du mur est de 128 mm ce qui permet d'avoir une résistance thermique de l'ordre de 2,7 m²×K/W. L'éclairage de la pièce est assuré par 6 tubes fluorescents d'une puissance de 75 W chacun.

3.3 Matériels de mesure

Durant l'évaluation de la concentration en contaminant dans la salle, des paramètres physiques (c.-à-d. températures, humidité et vitesse de l'écoulement de l'air) ont été mesurés. Ceci permet de mieux comprendre la relation entre ces paramètres et le niveau de concentration enregistré.

- Mesures de température, d'humidité et de vitesse de l'écoulement d'air

La vitesse de l'écoulement de l'air dans la pièce modèle a été mesurée par un anémomètre à fil chaud (TSI Velocicalc 9545) avec un intervalle de fonctionnement allant de 0 m/s à 30 m/s et une incertitude de 3% sur la valeur mesurée ou ± 0,015 m/s. L'anémomètre permet également de mesurer la température sèche sur une plage comprise entre -10 et 60 °C. Quant à l'humidité relative, elle est mesurée par l'anémomètre sur une plage comprise entre 0 et 95% d'HR avec une incertitude de ± 3 %.

- Mesure de concentration en contaminant

Les mesures de concentration en vapeur de solvant sont possibles par le biais d'un appareil de mesure muni d'un détecteur à photo-ionisation (MiniRae 3000) (Figure 3.2). Ce type d'appareil est capable de déterminer la concentration de composés organiques volatils selon une plage de détection étendue de 0 à 15000 ppm.



Figure 3.2 Photo d'un MiniRae 3000

Le temps de réponse de l'appareil est de 3 secondes et sa résolution est de 0,1 ppm entre 0 et 999,9 ppm et 1 ppm entre 1000 et 15000 ppm.

- Mesure du taux d'évaporation

Le scénario de déversement choisi consiste à verser un volume de 10 ml d'acétone dans une boîte de pétri de 9 cm de diamètre et 1 cm de profondeur. Ces conditions de déversement favorisent une évaporation constante du solvant. Les mesures au cours du temps du taux d'évaporation ont été faites par une analyse gravimétrique. L'analyse gravimétrique est réalisée par l'intermédiaire d'une balance de marque « Sartorius » et du modèle « Entris » à une précision de $\pm 0,0001$ g.

3.3.1 Étalonnage du MiniRae 3000

Avant de commencer les mesures, un étalonnage du zéro a été effectué sur l'appareil de mesure dans un lieu où la concentration du gaz étudié (acétone) est nulle. Ensuite, l'étalonnage de l'appareil de mesure a été effectué par le biais d'un sac de calibrage rempli par de l'isobutylène qui provient d'une bombonne de gaz comprimé à 100 ppm. L'ANNEXE IV présente toute la procédure élaborée amenant à l'étalonnage du MiniRae.

3.4 Typologies et stratégies de ventilation

Dans un milieu professionnel, la qualité de l'air intérieur (IAQ) dépend de l'efficacité d'élimination des contaminants gazeux et particulaires issus des diverses substances chimiques ou des procédés employés. En effet, une ventilation efficace permet de transporter l'air neuf aux différents endroits du local ce qui minimise les zones de stagnation présente. L'efficacité de ventilation dépend principalement du type et de la stratégie de ventilation choisis lors de la conception du système CVCA.

Le nombre de changement d'air par heure (CAH) est exprimé par la relation suivante :

$$CAH = (Q \times 3600) / V \quad (3.1)$$

Avec Q est le débit d'air soufflé dans la chambre en m^3/s et V est le volume de la chambre en m^3 .

Dans notre étude, différents niveaux de CAH ont été choisis (Tableau 3.1) dans le but d'étudier l'impact de l'intensité de ventilation sur le niveau de concentration et le coefficient d'échange interzonal β . Le choix de ces niveaux de ventilations a été basé sur la littérature et les normes en vigueur.

Tableau 3.1 Le nombre de CAH selon les débits d'air soufflé

CAH (changement d'air/heure)	Q (m ³ /h)	Q (m ³ /s)
1	54,5	≅ 0,015
2	109	≅ 0,03
4	218	≅ 0,06
6	327	≅ 0,091
8	436	≅ 0,121

3.5 Scénarios de ventilation étudiés

➤ Ventilation par mélange :

La ventilation par mélange est la méthode traditionnelle de distribution d'air dans les milieux ventilés. L'air neuf est soufflé à partir d'un diffuseur situé au niveau du mur ou du plafond, à une vitesse suffisamment grande pour diluer l'air du local afin d'avoir des conditions thermiques et des concentrations en contaminant uniformes dans tout le local.

Afin d'étudier ce type de ventilation, deux scénarios, nommés 1 et 2, ont été élaborés numériquement par Fire Dynamics Simulator comme montré respectivement aux les Figure 3.3 et Figure 3.4.

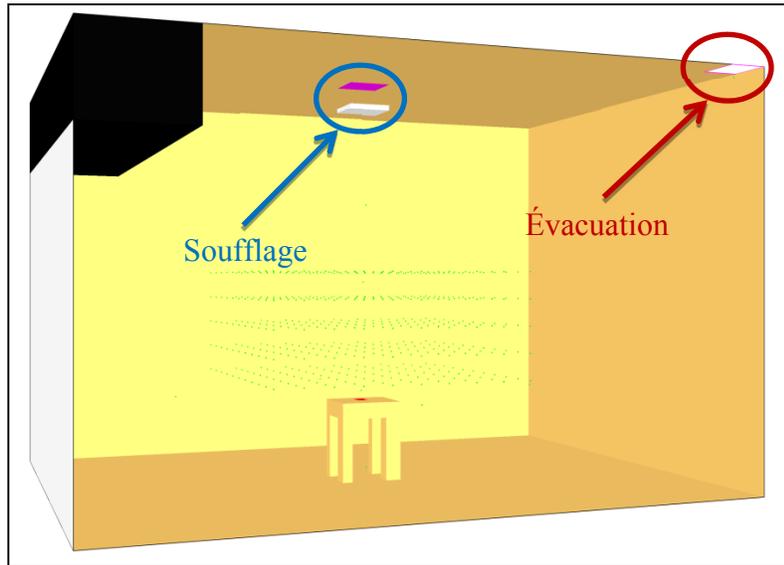


Figure 3.3 Scénario de ventilation 1 : positions du diffuseur et de la grille d'évacuation d'air

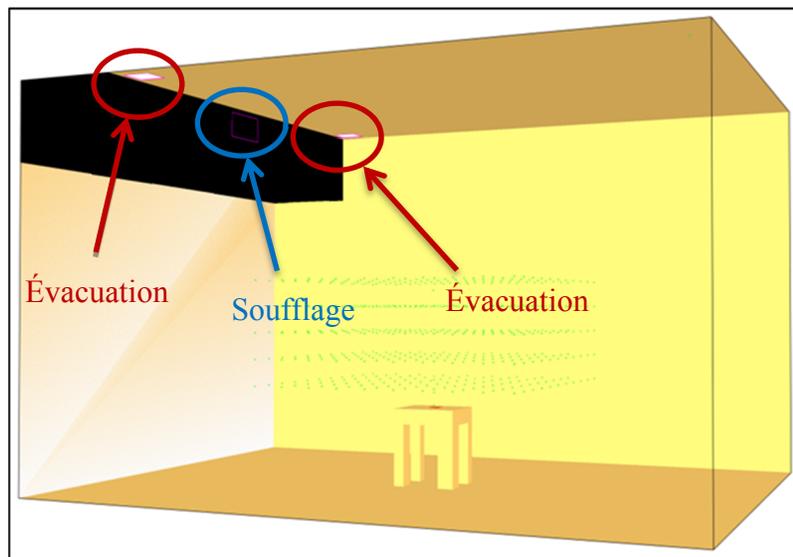


Figure 3.4 Scénario de ventilation 2 : positions du diffuseur et des grilles d'évacuation d'air

➤ Ventilation par le plancher appelé UFAD (Underfloor air distribution)

La ventilation par le plancher consiste à ventiler le local par le biais des diffuseurs placés au sol et alimentés en air frais conditionné. Afin d'étudier ce type de ventilation, un nouveau scénario (scénario 3) a été élaboré au sein de la pièce du CTT dans le but de réaliser une campagne de mesure. Selon le scénario 3, la ventilation de la pièce est assurée par le plancher par le biais d'une bouche de soufflage située au centre de la pièce comme montre la Figure 3.5.

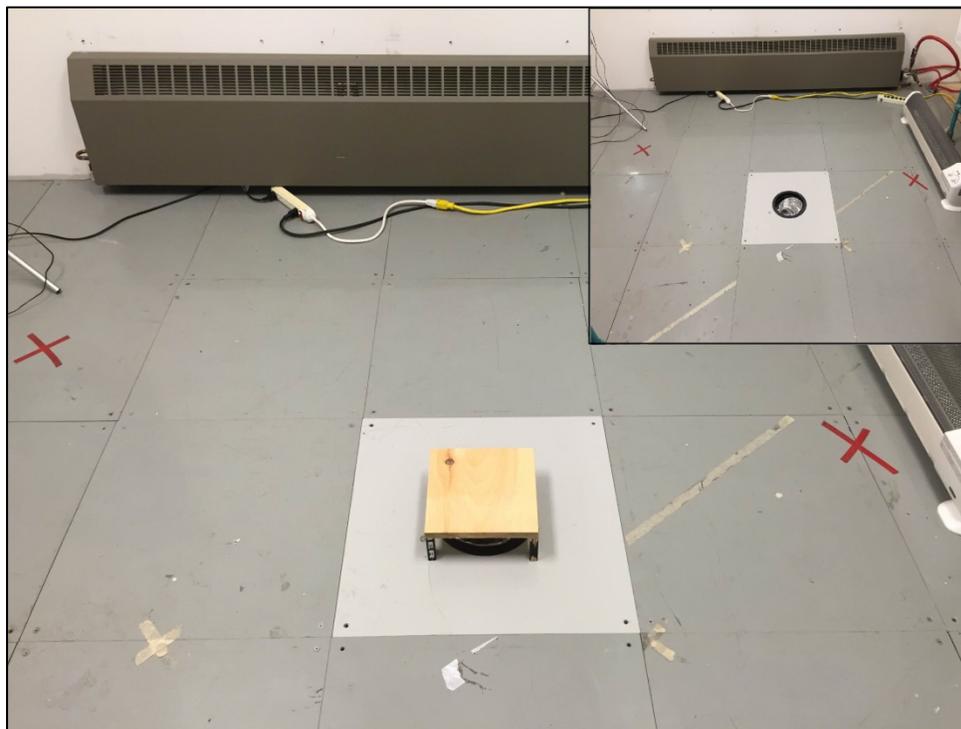


Figure 3.5 Photo de la bouche de soufflage par le plancher de la chambre

Également, la Figure 3.5 montre une plaque en bois de forme carré à 20 cm de côté, 2 cm d'épaisseur et situé à une hauteur de 8 cm de la surface du plancher. Cette plaque a été installée pour améliorer la diffusion de l'air dans la pièce et simplifier la modélisation par FDS. En effet, la pièce était initialement équipée d'un diffuseur circulaire au plancher mais ce dernier crée un écoulement complexe et très difficile à modéliser numériquement.

L'extraction de l'air est faite de façon naturelle à travers une ouverture située à l'un des coins du plafond de la pièce. L'extracteur mesure $60\text{ cm} \times 12\text{ cm}$ comme montre la Figure 3.6.



Figure 3.6 Photo de l'ouverture d'extraction dans le plafond de la chambre

La Figure 3.7 montre le système de ventilation existant de la pièce du CTT. La gaine d'alimentation extérieure est de forme rectangulaire et en acier galvanisé. La connexion entre la bouche de soufflage et la gaine d'alimentation extérieure est assurée par une gaine flexible en aluminium intégrée dans le plénum de la pièce. Ce plénum mesure 30 cm de hauteur. Un ventilateur à vitesse variable permet d'alimenter la gaine extérieure en air neuf. La variation de la vitesse de ventilateur est assurée par un variateur à résistance variable et un débitmètre permet de mesurer et d'afficher le débit d'air injecté dans la salle en temps réel.

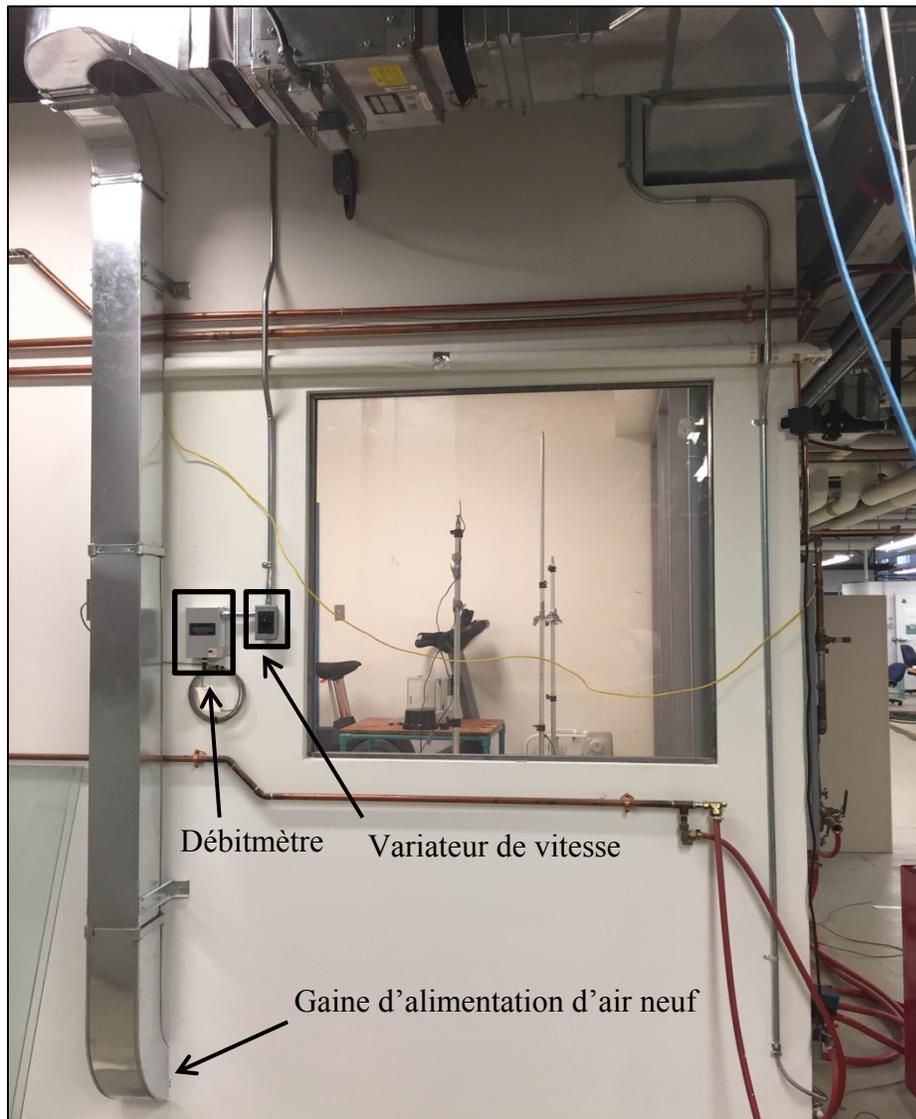


Figure 3.7 Photo du système de ventilation actuel de la chambre du CTT

Le scénario 3 a été également réalisé numériquement avec FDS pour mieux étudier la ventilation par le plancher dans la pièce étudiée. La Figure 3.8 montre la position des grilles selon le scénario 3 réalisée à l'aide de FDS.

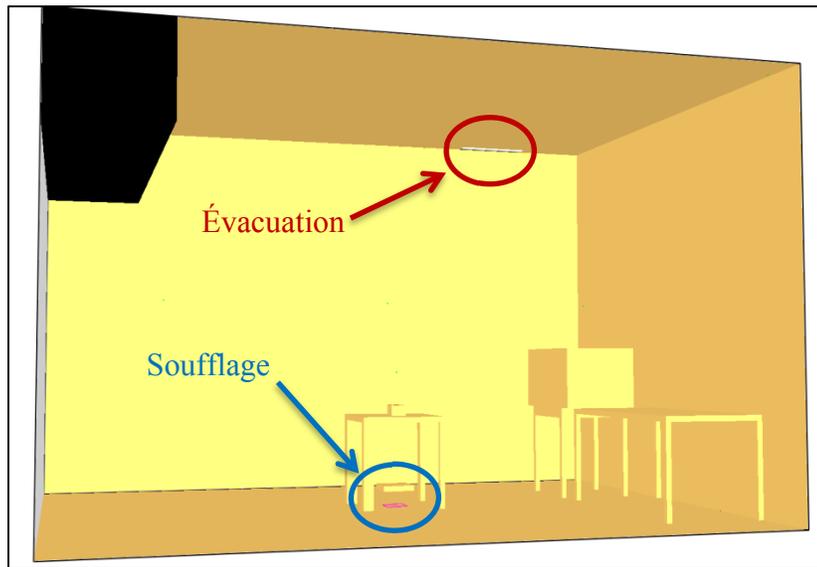


Figure 3.8 Scénario de ventilation 3 : positions du diffuseur et des grilles d'évacuation d'air

3.5.1 Coefficient d'échange interzonal β

Des simulations numériques faites par FDS permettant de calculer les valeurs de la vitesse d'air à la frontière entre la ZR et la ZE, ont été élaborées afin de comprendre la relation entre la variation du nombre de CAH et le coefficient d'échange interzonal β .

Ainsi, un cube virtuel représentant les limites de la zone rapprochée (zone de respiration) a été mis en œuvre à l'aide de FDS. La surface de ce cube représente ainsi la surface d'échange entre la ZR et la ZE ce qu'on appelle « Free Surface Area » ou *FSA*. Chaque face de ce cube comporte 5 points de mesure ce qui donne en tout 30 points de mesures. Pour chaque point de mesure, la vitesse est calculée selon la normale au plan auquel appartient le point en question.

Ensuite β a été calculée à partir de la vitesse moyenne issue de ces 30 points de mesure et à partir de la surface totale du cube qui représente la *FSA*.

La vitesse moyenne est calculée selon la formule suivante :

$$\bar{S} = \frac{1}{n} \sum_i^n S_i \quad (3.2)$$

où n est le nombre de points de mesures, S_i est la vitesse correspondante à un point i et \bar{S} est la vitesse moyenne pour n points ($n=30$).

La ZR a été choisie de forme demi-cubique afin de faciliter l'évaluation des vitesses normales aux plans. La côte du cube vaut $2R$ dans le plan x - y et R selon l'axe z . Trois tailles de zone proche sont obtenues en faisant varier R entre 50 cm, 75 cm et 100 cm comme montre la Figure 3.9. Par conséquent, le volume de la ZR est $\frac{1}{2}$, 1,69 et 4 m³ pour $R=\frac{1}{2}$, $\frac{3}{4}$ et 1 m respectivement.

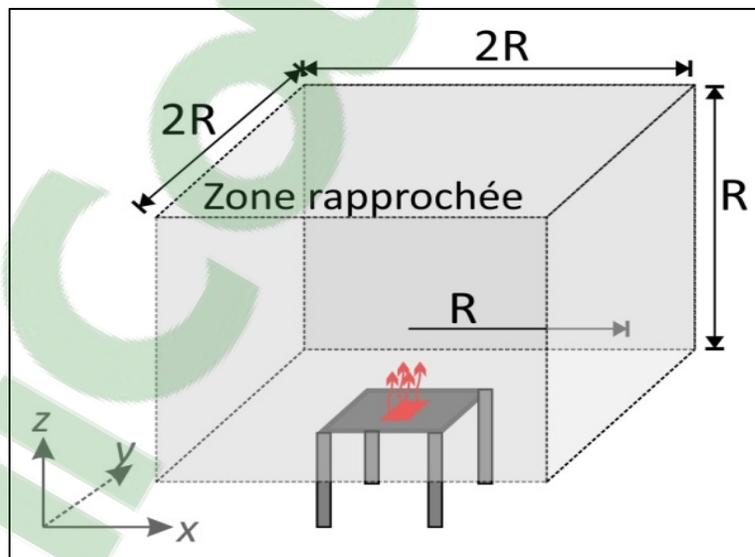


Figure 3.9 Schéma des dimensions de la ZR

Le nombre total de points de mesure de vitesse pour les trois géométries de ZR s'élève à 90 points comme le montre la Figure 3.10.

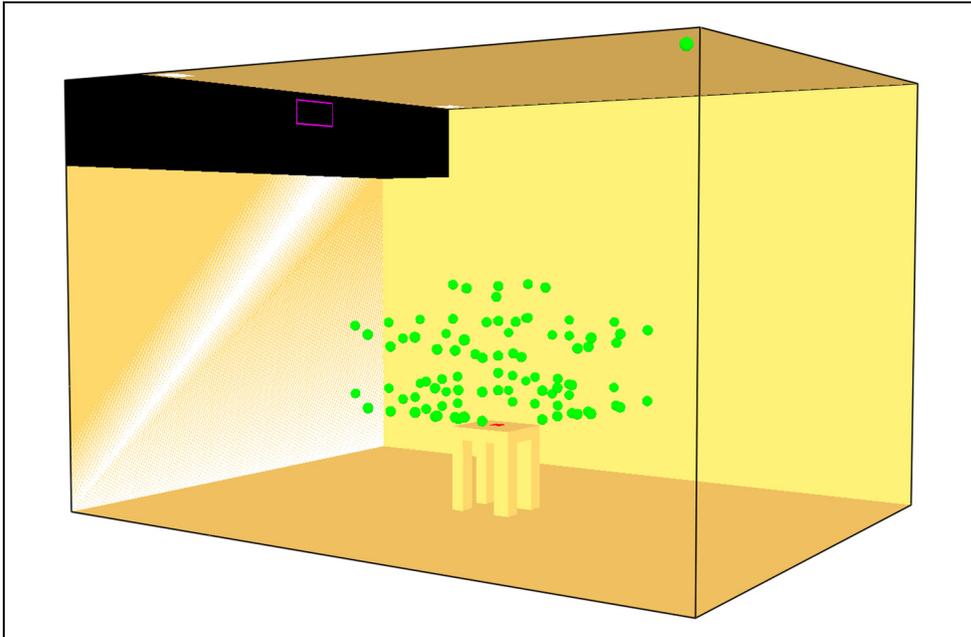


Figure 3.10 Les points de mesure de la vitesse de l'air

Expérimentalement, β a été mesurée à l'aide de l'anémomètre où des mesures de la vitesse d'écoulement ont été réalisées selon une distance de 50 cm de la source ce qui correspond pour FDS à une zone rapprochée de forme cubique de $\frac{1}{2} \text{ m}^3$.

3.6 Calcul de l'efficacité de ventilation :

L'efficacité de ventilation ε représente un coefficient qui permet d'évaluer l'efficacité d'un système quelconque de ventilation. Ce coefficient est défini comme étant le rapport entre la concentration moyenne dans le volume de l'espace ventilé $\bar{C}_{pièce}$ et la concentration au niveau de l'extracteur \bar{C}_{extra} comme montre l'équation 3.3. Ainsi, ε est souvent compris entre 0 et 1 et généralement exprimé en pourcentage. Cependant, dans certains cas particuliers de ventilation comme la ventilation par effet piston, ε peut aller jusqu'à 2. Dans ce cas, la ventilation est considérée comme idéale.

$$\varepsilon = \frac{\bar{C}_{extra}}{\bar{C}_{pièce}} \quad (3.3)$$

3.7 Calcul de l'âge moyen d'air :

L'âge local de l'air (MAA_i) est considéré parmi les indices les plus pertinents pour évaluer l'efficacité de ventilation. Il est défini comme la durée nécessaire pour qu'une particule fluide parcoure la distance entre le diffuseur d'alimentation et un point de coordonnées quelconque (x, y, z) dans la pièce ventilée. Ainsi, un âge d'air plus faible signifie une ventilation plus efficace.

Le moyennement du MAA_i pour plusieurs points permet d'obtenir l'âge moyen de l'air (\overline{MAA}). L'âge de l'air est calculable selon trois méthodes: la méthode croissante « step-up », la méthode décroissante « step-down » et une méthode d'état stable « steady-state » basée sur la résolution d'une équation scalaire supplémentaire de transport (Chanteloup et Mirade 2009).

Selon la méthode décroissante, on suppose que la concentration initiale $C(t_0)$ est non nulle, uniforme et homogène dans tout le local. Ensuite, l'air frais est introduit dans la chambre par le diffuseur d'alimentation jusqu'à la décontamination du local. Le calcul du MAA_i consiste à mesurer progressivement la concentration en contaminant au niveau de plusieurs points de mesures répartis dans le local jusqu'à l'élimination du contaminant.

Le calcul du MAA_i pour un point donné qu'on appelle i , est fait selon la formule suivante (Chanteloup et Mirade 2009):

$$MAA_i = \frac{1}{C_i(t_0)} \int_{t_0}^{\infty} C_i(t) dt \quad (3.4)$$

Où $C_i(t_0)$ et $C_i(t)$, représentent respectivement les fractions massiques de contaminant au temps initial (t_0) et au-delà (t) pour un point donné i appartenant à la pièce. Toutes les fractions massiques sont exprimées en kg de contaminant par kg d'air sec. La sommation des âges moyens pour plusieurs points i de mesures préalablement choisis divisés par le nombre

de points total n , donne naissance à l'âge moyen de l'air (\overline{MAA}) comme le montre la relation suivante:

$$\overline{MAA} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n MAA_i \tag{3.5}$$

3.8 Logiciel IH MOD

3.8.1 Présentation d'IH MOD

IH MOD (Armstrong, 2009) est un logiciel développé par l'American Industrial Hygiene Association (AIHA) et basé sur le manuel « *Mathematical Models for Estimating Occupational Exposure to Chemicals* » (AIHA, 2009). IH MOD est disponible sous forme d'une feuille Excel (voir Figure 3.11) qui permet l'évaluation des expositions professionnelles aux agents chimiques via 12 modèles mathématiques différents.

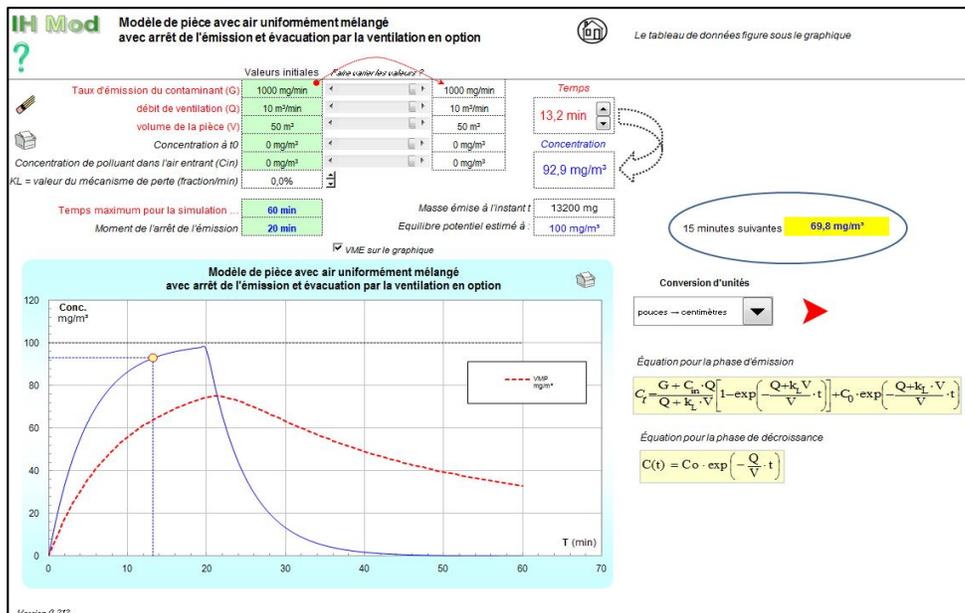


Figure 3.11 Interface graphique d'IH MOD

L'utilisateur d'IH MOD doit choisir pour chaque scénario modélisé le modèle mathématique le mieux adapté à la situation étudiée (émission constante, déversement d'un liquide volatil,

etc.). Le choix du modèle est basé sur l'estimation des conditions de mise en œuvre des tâches et des procédés, la nature des émissions de polluants (décroissante vs. continue), la configuration des locaux de travail et le débit de soufflage d'air (Larroque, 2010).

3.8.2 Modèles mathématiques retenus

À partir des 12 modèles embarqués dans IH MOD, le modèle à deux zones avec émission constante en ZR et ZE a été retenu. La figure suivante (Figure 3.12) présente schématiquement le principe de ce modèle. Les déterminants du modèles sont le débit d'air admis Q , les volumes des ZR (V_{ZR}) et ZE (V_{ZE}), le taux d'émission G et le coefficient d'échange interzonal β entre les deux zones.

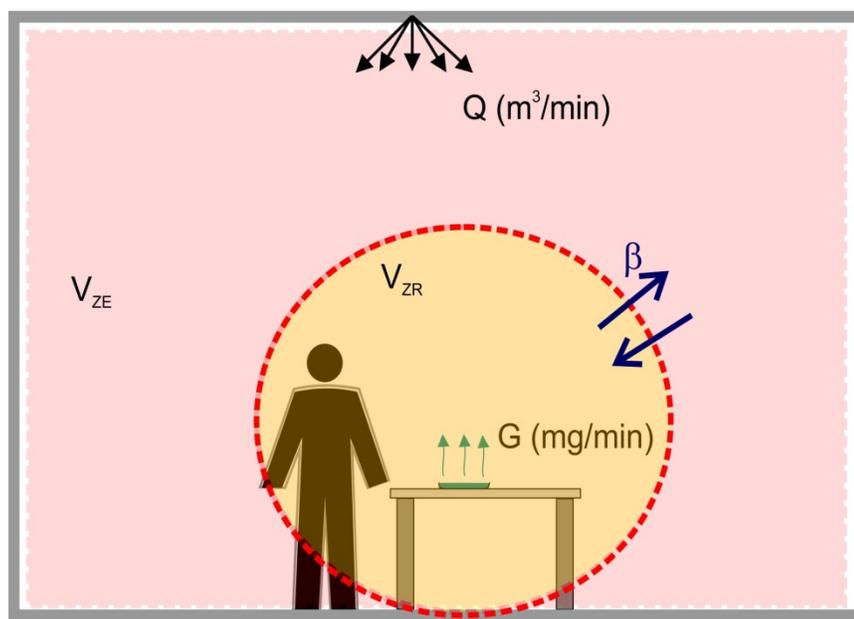


Figure 3.12 Schéma explicatif du modèle à deux zones avec émission constante en zones rapprochée et éloignée

Le modèle est bâti sur les hypothèses suivantes :

- Le volume du local de travail est subdivisé en deux zone : une ZR représentant la zone de respiration et contenant la source de contamination et une ZE représentant le reste du volume du local;

- L'émission « G » est constante en fonction du temps jusqu'au moment de l'arrêt de l'émission choisi par l'utilisateur;
- L'air est bien mélangé dans les deux zones (la concentration est uniforme dans chaque zone);
- L'écoulement d'air entre la ZR et la ZE est contrôlé par le coefficient d'échange interzonal β .

Ainsi, le choix de ce modèle a été basé sur le besoin de comprendre l'erreur résultante de ses hypothèses simplificatrices sur le niveau de concentration en contaminant et la vitesse de l'air interzonal. Les équations du modèle deux zones à émission constante sont présentées à l'ANNEXE I

3.9 Logiciel FDS

3.9.1 Présentation de FDS

Le logiciel FDS est un logiciel de simulation numérique des écoulements qui a été développé par le National Institute of Standards and Technology (NIST) du département de commerce des États-Unis, en coopération avec le VTT Technical Research Centre de Finlande (McGrattan et al., 2015b).

FDS est conçu pour des applications destinées à la modélisation des incendies, des écoulements à faible vitesse et thermiquement induits. FDS intègre deux modèles de combustion (fraction de mélange et modèle cinétique) et il permet la modélisation de la dispersion des fumées et des gaz. Dans cette étude, nous utilisons la version 6.3.2 de FDS.

3.9.2 Modèle mathématique

Le logiciel FDS permet de résoudre numériquement une forme des équations de Navier-Stokes appropriée pour des écoulements à basse vitesse ($Mach < 0,3$) (McGrattan et al., 2015b). La résolution de ce type d'équation de Navier-Stokes est réalisable par le biais de la méthode de simulation des grandes échelles (Large Eddy Simulation – LES). Malgré que la méthode LES est la méthode de résolution par défaut, la méthode par simulation numérique

directe (DNS) peut être aussi utilisée par FDS pour résoudre ces équations (McGrattan et al., 2015a).

3.9.3 Équations résolues par FDS

Afin de prédire l'écoulement d'un fluide et la dispersion de contaminant gazeux, FDS résout un ensemble d'équations qui touchent plusieurs paramètres physiques. Les équations de conservation résolues sont :

- équation de la quantité de mouvement;
- équation d'énergie;
- équation de gaz parfait;
- équation de conservation de la masse et des espèces chimiques;
- équation de transport radiatif.

Dans ce travail, on s'intéresse particulièrement à l'équation de transport des contaminants gazeux.

La forme de l'équation de transport pour chaque contaminant est (McGrattan et al., 2015a):

$$\underbrace{\frac{\partial}{\partial t}(\rho Z_\alpha)}_{\text{terme transitoire}} + \underbrace{\nabla \cdot (\rho Z_\alpha u)}_{\text{convection}} = \underbrace{\nabla \cdot (\rho D_\alpha \nabla Z_\alpha)}_{\text{diffusion}} + \underbrace{\dot{m}_\alpha'''}_{\text{ajout de masse1}} + \underbrace{\dot{m}_{b,\alpha}'''}_{\text{ajout de masse2}} \quad (3.6)$$

tel que :

Z_α : La fraction massique de l'espèce α (kg/kg d'air);

D_α : Le coefficient de diffusion de l'espèce α (m²/s);

u : Le vecteur vitesse de l'écoulement (m/s);

\dot{m}_α''' : Terme source représentant la masse de l'espèce α ajouté par évaporation (kg/s);

$\dot{m}_{b,\alpha}'''$: Terme source représentant la masse de l'espèce α ajoutée par pulvérisation (c.à.d. gouttelettes ou autres particules non solubles) (kg/s).

3.9.4 Fichier d'entrée de FDS

Afin d'effectuer une simulation avec le logiciel FDS, l'utilisateur doit préparer un fichier texte où il écrit les commandes appropriées à chaque critère de simulation voulue et tout en respectant un ensemble de règles exigées pour le fonctionnement de FDS. Ainsi le fichier d'entrée contient toutes les informations requises pour définir le scénario simulé comme le nom de fichier de simulation, la géométrie simulée, la densité de maillage, le temps de simulation, le type de contaminant, les propriétés des surfaces et des matériaux ainsi que les conditions aux limites. Également, les conditions de ventilation sont déclarées dans ce fichier y compris les dimensions et les emplacements des extracteurs et des diffuseurs, la vitesse et la température de l'air soufflé et les obstacles qui peuvent affecter l'écoulement d'air. À la fin du fichier texte sont indiqués les paramètres de sorties voulus ainsi que les positions de mesures souhaitées.

3.9.5 Fichiers de sorties FDS

Le fichier contenant les résultats générés par FDS est volumineux. La taille est généralement de quelques giga-octets. Dans notre étude, les paramètres de sortie sont les concentrations en contaminant et la vitesse d'écoulement d'air et ceci selon diverses positions de mesures (ZR, ZE, moyenne, grille de reprise, etc.). La taille de fichier de sortie et le nombre des valeurs enregistrées pour chaque paramètre dépendent du temps de simulation et du pas de temps de simulation.

3.9.6 Smokeview

La visualisation des résultats numériques générés par FDS n'est possible qu'à l'aide de Smokeview. Comme pour FDS, Smokeview est un outil de visualisation développé par le NIST du département de commerce des États-Unis, en coopération avec le VTT Technical Research Centre de Finlande (McGrattan et al., 2015b). Ce logiciel permet de visualiser en temps réel la géométrie simulée et l'évolution des grandeurs d'états choisis préalablement dans le fichier d'entrée (mouvement de particule, vitesse, concentration, température, etc.).

La visualisation est possible en 2-D (voir Figure 3.13) et en 3-D par le biais de plusieurs techniques (isosurface, isocontour, champs vectoriels, etc.).

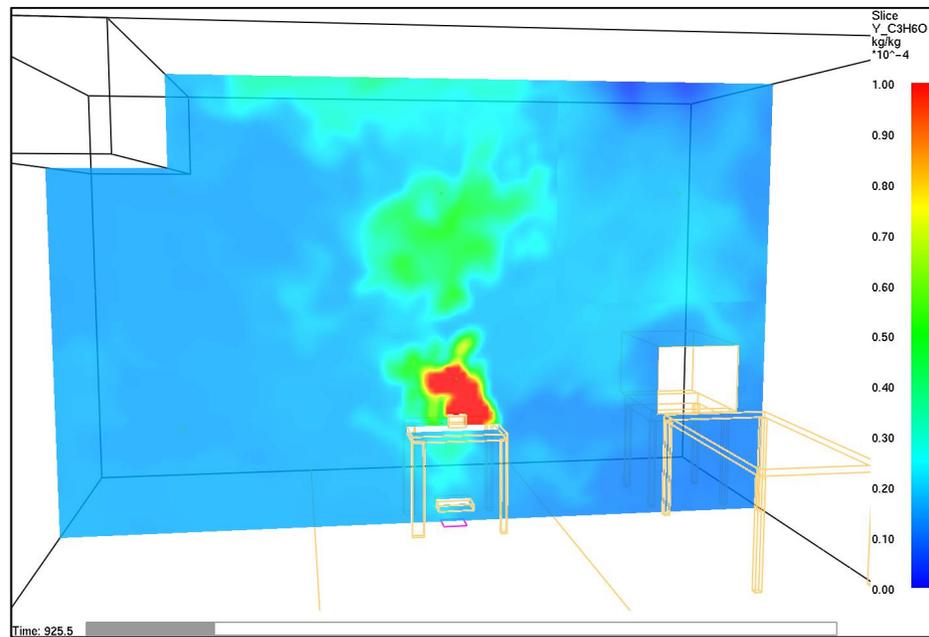


Figure 3.13 Visualisation par Smokeview d'une simulation de l'évaporation d'acétone dans la pièce modèle du CTT

3.10 Le maillage

Afin de vérifier l'indépendance des résultats numériques en fonction du maillage, une étude de sensibilité de ces résultats numériques selon la densité du maillage a été élaborée selon trois types de maillage :

- un maillage à densité faible appelé LD;
- un maillage à densité normal appelé N;
- un maillage à densité élevée appelé HD.

3.10.1 Propriétés des maillages utilisés

Les caractéristiques de chaque maillage sont présentées ci-dessous dans le Tableau 3.2.

Tableau 3.2 Propriétés des trois maillages

Type de maillage	δX (m)	δY (m)	δZ (m)	Δv_i (m ³)	Nombre total de nœuds
Maillage LD	0,045	0,045	0,045	9,1E-5	592960
Maillage N	0,040	0,040	0,040	6,4E-05	834480
Maillage HD	0,035	0,035	0,035	4,3E-05	1268960

Le maillage HD est 2,14 fois plus grand que le maillage LD et 1,52 fois plus grand que le maillage N.

Le volume Δv_i représente le volume de chaque maille de maillage dont la somme est égale au volume total de chambre étudiée. Le volume Δv_i est calculé comme suit :

$$\Delta v_i = \delta X \text{ (m)} \times \delta Y \text{ (m)} \times \delta Z \text{ (m)} \quad (3.7)$$

Dans la partie suivante de ce chapitre, les \overline{MAA} vont être calculés pour chaque maillage et comparés entre eux afin de déceler leurs sensibilités vis-à-vis la densité de maillage.

3.10.2 Les conditions initiales et aux limites

Chaque simulation numérique nécessite des conditions aux limites bien définies. Ces conditions aux limites affectent directement la qualité des résultats obtenus. Les conditions aux limites introduites dans FDS durant notre étude sont présentées au Tableau 3.3.

Tableau 3.3 Conditions aux limites des simulations par FDS

Conditions	Descriptions	
Scénario de ventilation	Scénario 1	Ventilation par mélange : 1 diffuseur + 1 extracteur
	Scénario 2	Ventilation par mélange : 1 diffuseur + 2 extracteurs
Débit de ventilation	2 CAH	3,03 E-2 m ³ /s
	4 CAH	6,05 E-2 m ³ /s
	6 CAH	9,08 E-2 m ³ /s
Humidité de l'air de soufflage	50 %	
Température de soufflage	20 °C	
Durée du scénario	2 CAH	8000 s
	4 CAH	5000 s
	6 CAH	3600 s
Nombre de nœuds du maillage	834480 nœuds / 1 maille par 4 cm	
Taux d'émission d'acétone	1,664 E-6 kg/s	
Parois solides	Aucun transfert thermique ($dT=0$) et condition d'adhérence ($u=v=w=0$)	

3.10.3 Étude du GCI

L'indice de convergence du maillage ou *GCI* (Grid Convergence Index) est un paramètre utilisé afin d'évaluer l'impact de la discrétisation spatiale sur les résultats numériques. Ainsi, cette technique permet de déceler le maillage « optimal » qui permet d'obtenir des résultats indépendants du maillage tout en tenant compte du temps de simulation. Dans ce projet, l'étude du *GCI* a été basée sur le $\overline{MA\bar{A}}$ calculé par la méthode décroissante pour les trois maillages LD, N et HD. Le temps nécessaire pour l'achèvement de chaque simulation d'un

maillage dépasse parfois les 3 jours pour des CAH relativement élevés. Par conséquent, le nombre de CAH a été fixé à 4 CAH afin de minimiser le temps de simulation.

Selon Celik et al., le *GCI* est calculable selon les étapes suivantes (Celik et al., 2008):

1. Définir la taille h de la maille :

Le domaine de calcul est constitué par n mailles. Pour chaque maille, sa taille est notée h (voire équation 3.8) et son volume est noté Δv_i .

$$h = \sqrt[3]{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \Delta v_i} \quad (3.8)$$

Dans notre étude, le domaine de calcul représente tout le volume de la pièce modèle qui est de 54 m³. Le Tableau 3.4 présente les paramètres du GCI calculés en se basant sur les trois maillages : LD, N et HD.

Tableau 3.4 Paramètres de GCI pour les maillages LD, N et HD

	Maillage LD (3)	Maillage N (2)	Maillage HD (1)
N	592960	834480	1268960
h	0,0450	0,0400	0,0350

2. Choix de maillage et facteur de raffinement de maillage :

Comme mentionné ci-dessus, trois maillages ont été choisis pour faire l'étude *GCI* : un maillage LD, un maillage N et un maillage HD. Dans les équations qui suivent, les indices 1, 2 et 3 font référence respectivement aux maillages HD, N et LD de telle sorte que $h_1 < h_2 < h_3$. Le facteur de raffinement de maillage est défini étant comme le rapport de la taille du maillage grossier par celle de maillage fin.

$$r_{21} = h_2 / h_1 \quad (3.9)$$

$$r_{32} = h_3 / h_2 \quad (3.10)$$

3. Ordre de convergence apparent du modèle :

L'ordre de convergence apparent du modèle est noté p et il est défini par l'équation 3.11. À l'aide d'un programme sur le logiciel Matlab, la valeur de p est trouvée par résolution par récurrence du système d'équations constitué des Équations 3.11 et 3.13.

$$p = \frac{1}{\ln(r_{21})} \left| \ln \frac{\sigma_{32}}{\sigma_{21}} \right| + q(p) \quad (3.11)$$

Tel que :

$$\sigma_{21} = \overline{MAA_2} - \overline{MAA_1} \text{ et } \sigma_{32} = \overline{MAA_3} - \overline{MAA_2} \quad (3.12)$$

$$q(p) = \ln \left(\frac{(r_{21}^p - s)}{(r_{32}^p - s)} \right) \quad (3.13)$$

Avec :

$$s = 1 \cdot \text{sgn}(\sigma_{32} / \sigma_{21}) \quad (3.14)$$

4. Calcul de l'erreur relative approximative

L'erreur relative approximative est calculée en même temps avec l'ordre de convergence apparent du modèle p selon les formules suivantes :

$$e_a^{21} = \left| \frac{(\overline{MAA_1} - \overline{MAA_2})}{\overline{MAA_1}} \right| \text{ et } e_a^{32} = \left| \frac{(\overline{MAA_2} - \overline{MAA_3})}{\overline{MAA_2}} \right| \quad (3.15)$$

5. Calcul de GCI du maillage

Une fois que tous les paramètres mentionnés précédemment sont calculés, il reste à déterminer le GCI selon l'équation suivante :

$$GCI_{fine}^{21} = \frac{1,25 \cdot e_a^{21}}{r_{21}^p - 1} \text{ et } GCI_{fine}^{32} = \frac{1,25 \cdot e_a^{32}}{r_{32}^p - 1} \quad (3.16)$$

Les résultats obtenus pour le calcul de GCI pour chaque maillage sont présentés à la section suivante.

3.10.4 Résultat d'étude de maillage

Afin de valider le choix de notre maillage, des simulations numériques de trois densités différentes de maillage ont été réalisées par FDS sur un intervalle de temps de 1200 secondes. Pour chaque pas de temps de la simulation, la concentration moyenne dans la chambre a été calculée pour chaque type de maillage. En se basant sur cette concentration moyenne, le \overline{MAA} est calculé avec la méthode décroissante comme expliqué précédemment. Le Tableau 3.5 présente les résultats du \overline{MAA} après 1200 s de simulation.

Tableau 3.5 Résultats de calcul du \overline{MAA} après 1200 s

	Maillage LD (3)	Maillage N (2)	Maillage HD (1)
\overline{MAA} à 1200 s	646,81 s	651,02 s	651,22 s
Écart relatif	0,65%		0,03%

Les résultats montrent que tous les trois maillages présentent des valeurs comparables avec une augmentation de 0,65% entre les maillages LD et N et une augmentation de seulement 0,03% entre les maillages N et HD. Il est évident que l'augmentation de \overline{MAA} est infinitésimale et tend vers zéro lorsque le maillage devient plus dense. Ainsi, le maillage N semble représenter un bon compromis entre précision et temps de calcul.

Afin de confirmer la conclusion tirée ci-dessus, les \overline{MAA} calculés seront exploités dans le calcul du GCI . Le calcul du GCI est fait sur 1200 secondes par le biais d'un programme sur le logiciel Matlab qui était basé sur le modèle mathématique de calcul de GCI présenté dans la section précédente.

Les résultats de calcul du *CGI* pour les maillages LD, N et HD ainsi que leurs propriétés sont portées sur le Tableau récapitulatif ci-dessous :

Tableau 3.6 Résultats de calcul du *CGI* sur 1200s

	Maillage LD (3)	Maillage N (2)	Maillage HD (1)
Nombre de mailles total	592960	834480	1268960
Dimension de maille (en cm)	4,5	4,0	3,5
GCI	0,05 %		1,26 %

Rappelons que pour cette étude, le *GCI* était calculé à partir des valeurs de \overline{MAA} basé sur la concentration moyenne en acétone dans la pièce modèle. La valeur trouvée pour le maillage LD est de 0,05% et celle pour le maillage HD est de 1,26%. Ces deux valeurs sont considérées rassurantes vu qu'elles se trouvent dans une plage de variation faible. Donc, le choix du maillage N de 834 480 nœuds pour les simulations est bien confirmé.

3.11 Calcul de la concentration

3.11.1 Revues des relations existantes de β

Les relations 2.7 et 2.8 permettent l'estimation du coefficient d'échange d'air entre les zones ZE et ZR. Ces deux approches sont identifiées par les variables β_v et β_c .

Ainsi, en se basant sur la revue de littérature élaborée dans le chapitre 2, trois expressions possibles de β ont été retenues (Tableau 3.7) :

Tableau 3.7 Relations d'estimation β retenues

Méthode	Relation
<i>CFD-Concentration</i>	$\beta_c = \frac{C_{ZE, \acute{e}q} \times Q}{C_{ZR, \acute{e}q} - C_{ZE, \acute{e}q}}$
<i>CFD-Vitesse</i>	$\beta_v = \frac{1}{2} FSA \times \bar{S}_{FDS}$
<i>Lescallett (2002)</i>	$\beta_{Lescallett} = \exp(11,83 \times \frac{Q}{V} + 1,1609)$

La variable \bar{S}_{FDS} représente la vitesse moyenne à l'interface des zones ZE et ZR tel que déterminée par FDS. La relation de *Lescallett* n'est fonction que du volume de la pièce V et le débit de ventilation Q . Ainsi les résultats de cette relation ne dépend qu'au nombre de CAH et sont par la suite indépendants des scénarios de ventilation et du volume de ZR.

Pour chaque méthode, β a été calculée pour les deux scénarios 1 et 2 et pour chaque nombre de changements d'air (c.-à-d. 1, 2, 4 et 6 CAH). Tous les résultats de β ont été rapportés dans l'ANNEXE VI.

3.11.2 Méthode de calcul de concentration

Les différentes expressions de β pour les relations *CFD-Concentration* et *CFD-Vitesse* ont été utilisées séparément dans IH MOD et les niveaux de concentration trouvés ont été confrontés avec des résultats de simulation faits par FDS. Par conséquent, pour chaque scénario et chaque CAH, on a trois profils de concentration en fonction du temps. La Figure 3.14 montre schématiquement la méthodologie suivie pour obtenir les 3 profils de concentrations dans le temps.

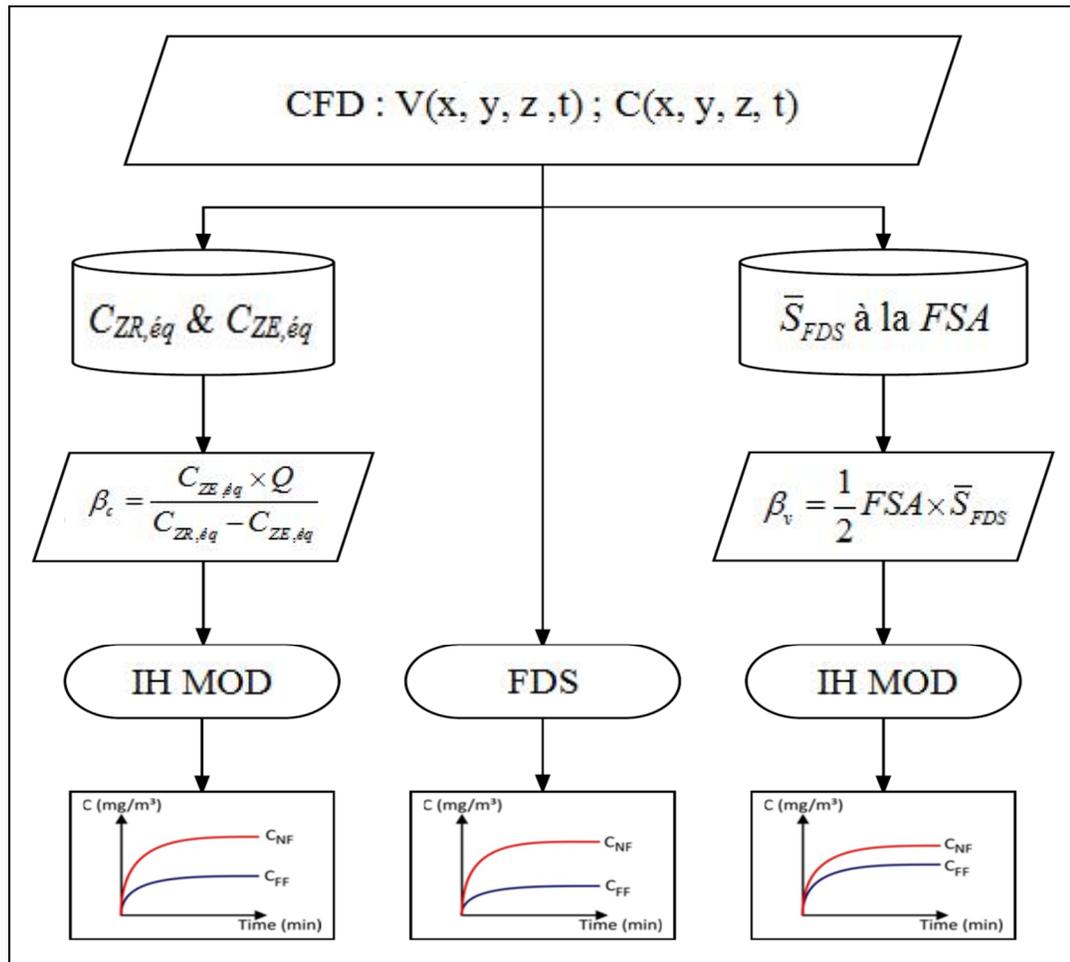


Figure 3.14 Diagramme des méthodes de calcul de concentration à partir des données CFD

3.12 Conclusion

Dans ce chapitre, les méthodologies expérimentales et numériques ont été présentées. Ainsi, deux approches importantes vont être exploitées pour la réalisation de la suite de cette étude. La première approche est numérique où les prédictions d'IH MOD vont être évaluées numériquement par comparaison aux résultats obtenus par FDS selon une ventilation par mélange (scénarios 1 et 2). La deuxième approche d'évaluation est numérique-expérimentale selon une ventilation par le plancher (scénario 3). Selon cette approche, les prédictions obtenues par IH MOD vont être évaluées numériquement par comparaison aux résultats de FDS et expérimentalement par confrontation avec les mesures de concentration en acétone réalisées dans la pièce du CTT.

CHAPITRE 4

RÉSULTATS NUMÉRIQUES

4.1 Introduction

Dans ce chapitre, les résultats des simulations numériques qui ont été obtenues par le biais des logiciels, IH MOD et FDS, seront présentés. Les simulations ont été faites selon deux scénarios différents appelés scénario 1 et scénario 2. Pour chaque scénario, plusieurs débits de ventilations ont été simulés. Parmi les résultats numériques présentés, les concentrations en contaminant (acétone) en fonction de temps pour différentes combinaisons de scénarios et niveaux de ventilation sont comparées. Également, l'efficacité de ventilation et l'âge moyen de l'air \overline{MAA} sont calculés et comparés.

4.2 Vitesse d'écoulement d'air dans la ZR

4.2.1 Impact du CAH sur la vitesse de l'air à l'interface ZR-ZE

Afin de comprendre la relation entre le CAH et la vitesse de l'air dans la ZR, plusieurs simulations ont été faites avec FDS pour 1, 2, 4 et 6 CAH. Pour chaque CAH, le profil de vitesse horizontale dans l'environnement immédiat de la source de contaminant a été tracé. La Figure 4.1 montre les points de mesure situés à une hauteur de 60 cm par rapport à la table. Ces points de mesures sont parallèles aux axes x et y.

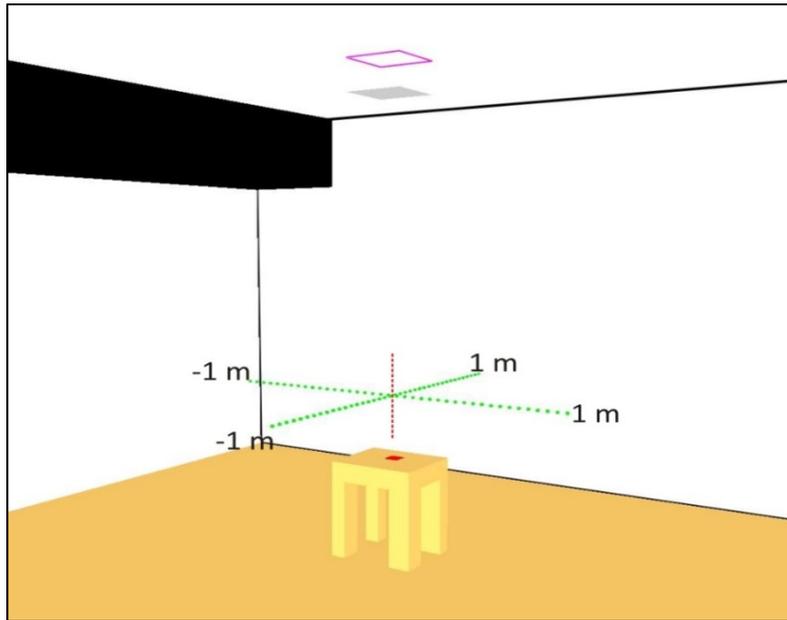


Figure 4.1 Les points des mesures de la vitesse de l'air près de la source d'émission

Pour chaque scénario, la moyenne temporelle des vitesses selon les axes x et y sur un intervalle de 30 s a été faite. Ensuite, les vitesses des deux scénarios ont été moyennées point par point selon les 2 axes. Ces résultats sont présentés à la Figure 4.2. Sur la Figure 4.2, une distance nulle signifie que le point est situé directement au-dessus de la source d'émission à 60 cm de hauteur.

Pour 1 CAH, le profil général de la courbe de vitesse est pratiquement identique tel que soit la distance de la source. Cependant, à 2 CAH de légères fluctuations sont visibles. Ces fluctuations sont plus importantes à 4 et 6 CAH avec des maximums de vitesse enregistrés à 0,5 m de la source d'émission qui sont respectivement de 0,045 et 0,082 m/s.

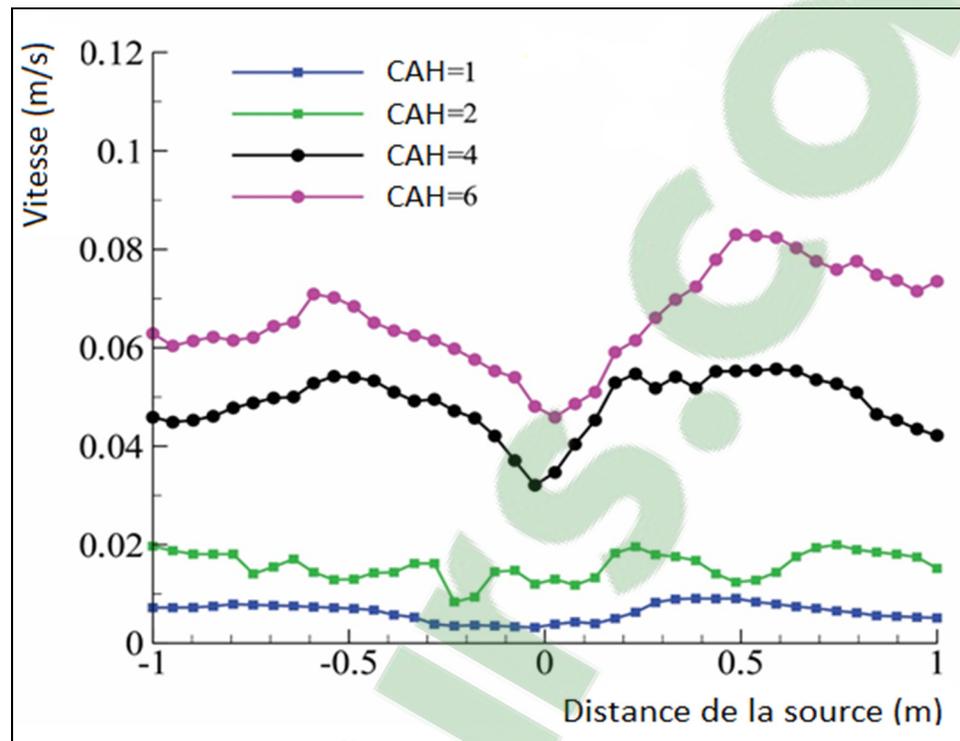


Figure 4.2 Évolution de la vitesse de l'air en fonction de la distance de la source d'émission

Afin de mieux comprendre l'impact du CAH sur la vitesse de l'air dans la ZR, trois tailles de ZR ($R = \frac{1}{2}$, $\frac{3}{4}$ et 1 m) ont été étudiées. Pour chaque taille, la vitesse moyenne \bar{S} à l'interface entre la ZR-ZE est déterminée selon la relation 3.2. La Figure 4.3 présente les résultats obtenus moyennés pour les deux scénarios en fonction du CAH. On remarque que la vitesse moyenne à l'interface ZR-ZE augmente de façon directement proportionnelle au CAH. Cette vitesse est quasi-indépendante de R pour 1, 2 et 4 CAH. Cependant, les écarts de vitesse entre les trois tailles de ZR sont plus importants à 6 CAH avec 2,6 m/min pour une distance de 75 cm de la source et 2,0 m/min pour une distance de 50 cm comme montre la Figure 4.3. Ces points obéissent à une relation linéaire avec un coefficient de régression R^2 de 0,97.

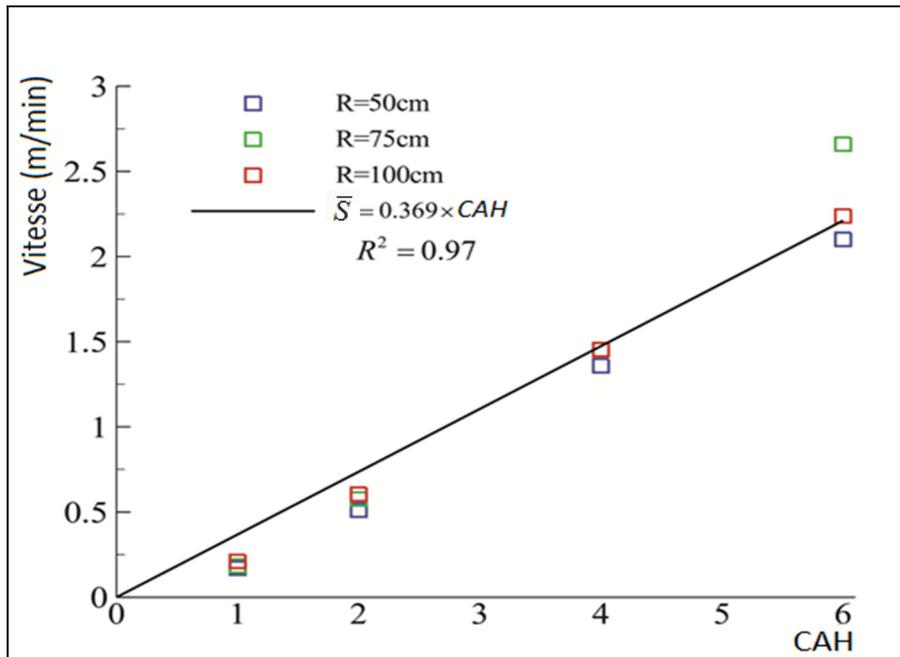


Figure 4.3 Vitesse de l'air à l'interface ZR-ZE en fonction du niveau de ventilation

4.2.2 Impact de la ventilation sur β

Sur la Figure 4.3, la courbe de tendance tracée obéit à l'équation suivante :

$$\bar{S}_{FDS} = 0,369 \times CAH \quad (4.1)$$

Le coefficient de régression R^2 de l'équation 4.1 est de 0,97 ce qui est considéré comme excellent. À partir de cette relation, il est possible d'exprimer β_v en fonction du nombre de changement d'air (CAH) selon le Tableau 3.7 comme montre l'équation 4.2 :

$$\beta_v = \frac{1}{2} FSA(0,369 CAH) \quad (4.2)$$

L'histogramme de la Figure 4.4 présente le coefficient d'échange β_v en fonction du nombre

de CAH calculées par le biais de la relation 4.2 pour une ZR de forme demi-cubique avec $R = \frac{3}{4}$ m.

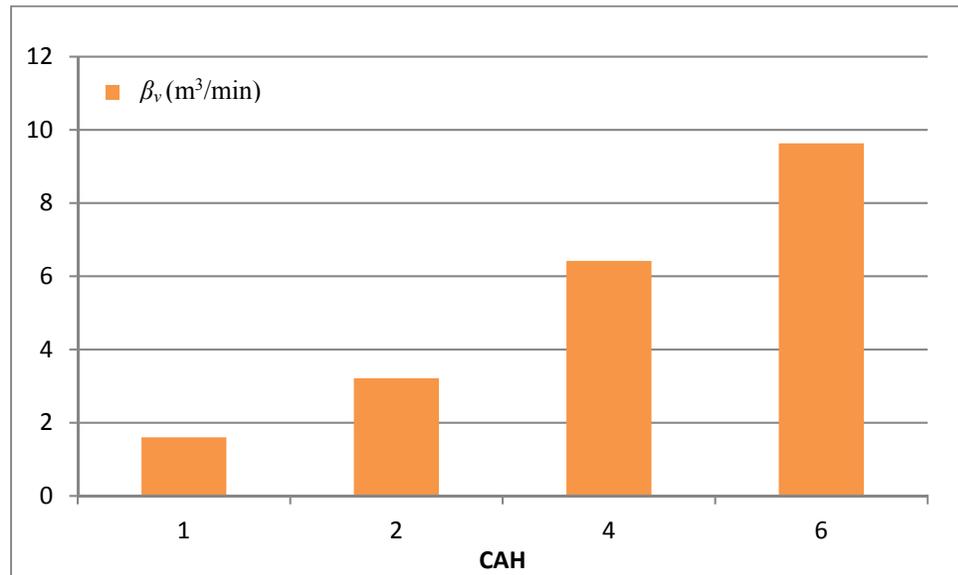


Figure 4.4 Évolution de β_v pour les scénarios 1 et 2 en fonction du CAH ($R = \frac{3}{4}$ m)

Le comportement général de β_v est directement proportionnel au nombre de CAH et à la surface libre d'échange (FSA) entre la ZR et ZE. On a ainsi :

$$\beta_v = \frac{1}{2} (16R^2 - A_{table}) (0,369 CAH) \quad (4.3)$$

où A_{table} est la surface de la table (Figure 4.1) sur laquelle est déposée la boîte de pétris. Puisque aucun écoulement d'air ne peut passer à travers la table, cette surface doit être soustraite de la FSA .

4.3 Efficacité de ventilation

La Figure 4.5 présente l'efficacité de ventilation ε (%), déterminée à l'aide de la relation 3.3, pour la pièce modèle en fonction de 4 niveaux de ventilation : 2, 4, 6 et 8 CAH. À partir de ces résultats, il est évident que l'efficacité de ventilation pour le scénario 1 (voir Figure 3.3)

est supérieure au scénario 2 (voir Figure 3.4) quel que soit le CAH avec un dépassement moyen de l'ordre de 30 %. On remarque également, que l'efficacité de ventilation augmente entre 2 et 4 CAH pour les deux scénarios. Cependant, ε reste relativement constant au-delà de 4 CAH.

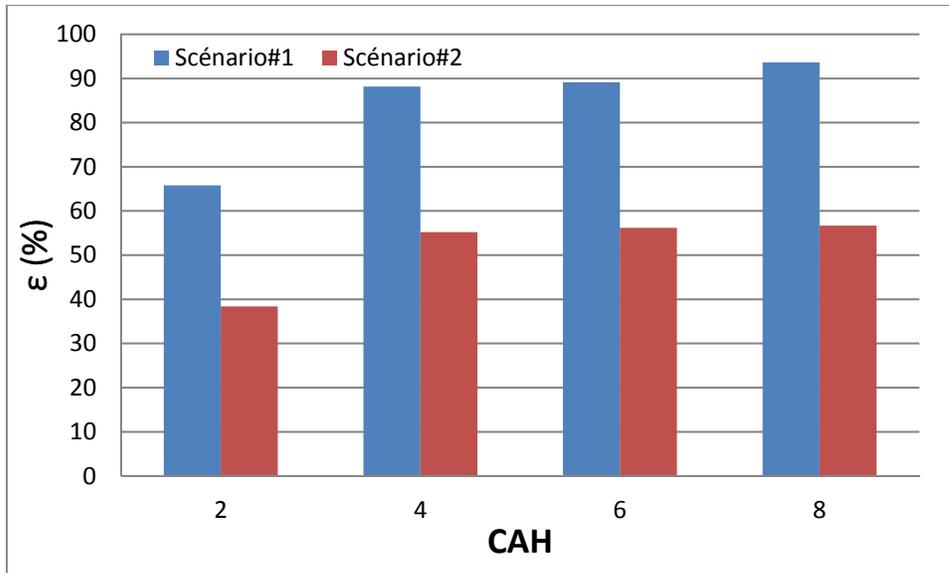


Figure 4.5 Efficacité de ventilation dans la pièce modèle en fonction du CAH

4.4 Âge de l'air dans la chambre climatique par méthode décroissante

Dans ce mémoire, l'âge de l'air dans la chambre climatique a été déterminé numériquement par la méthode décroissante comme expliqué au chapitre 3. Cette méthode consiste à supposer que la concentration initiale en acétone $C(t_0)$ est non nulle, uniforme et homogène dans tout le volume de la pièce. Ainsi, $C(t_0)$ est assimilé à une fraction massique moyenne initiale dans toute la pièce notée $\bar{C}(t_0)$. La fraction massique initiale est imposée à 1×10^{-4} kg d'acétone par kg d'air sec et la pièce est ventilée en air frais selon 4 niveaux de ventilations différents et selon les deux scénarios (1 et 2). Pour chaque scénario, 12 points de mesures ont été créés et répartis uniformément dans tout le volume de la pièce. À chaque point de mesure

et sur chaque pas du temps, la concentration du contaminant est calculée par FDS ce qui permette d'estimer l'évolution temporel de la concentration moyenne dans la pièce.

Les résultats de simulations ont montré que la concentration moyenne $\bar{C}(t)$ diminue graduellement au cours du temps selon une loi exponentielle pour atteindre une concentration moyenne finale $\bar{C}(t_f)$ à $t=3600s$, ce qui correspond à une diminution jusqu'à 99,99 % pour le scénario 1 à 8 CAH comme la montre le Tableau 4.1.

Tableau 4.1 Diminution de la concentration moyenne en acétone dans la chambre du CTT

	Scénario 1			Scénario 2		
CAH (h ⁻¹)	$\bar{C}(t_0)$ (kg _{acétone} / kg _{air sec})	$\bar{C}(t_f)$ (kg _{acétone} / kg _{air sec})	Diminution	$\bar{C}(t_0)$ (kg _{acétone} / kg _{air sec})	$\bar{C}(t_f)$ (kg _{acétone} / kg _{air sec})	Diminution
2	1×10 ⁻⁴	9,26 E-06	90,74 %	1×10 ⁻⁴	1,32 E-05	86,8 %
4		8,24 E-08	99,92 %		1,78 E-06	98,22 %
6		6,85 E-08	99,93 %		2,48 E-07	99,75 %
8		6,26 E-09	99,99%		3,36 E-08	99,96 %

Les courbes de variation de la concentration en fonction du temps permettent l'évaluation de \overline{MAA} selon la relation 3.5. La Figure 4.6 montre les histogrammes de \overline{MAA} pour chaque scénario en fonction du nombre de CAH. Ces histogrammes ont été obtenus en appliquant la méthode décroissante sur les moyennes des fractions massiques aux 12 points de mesure de la pièce.

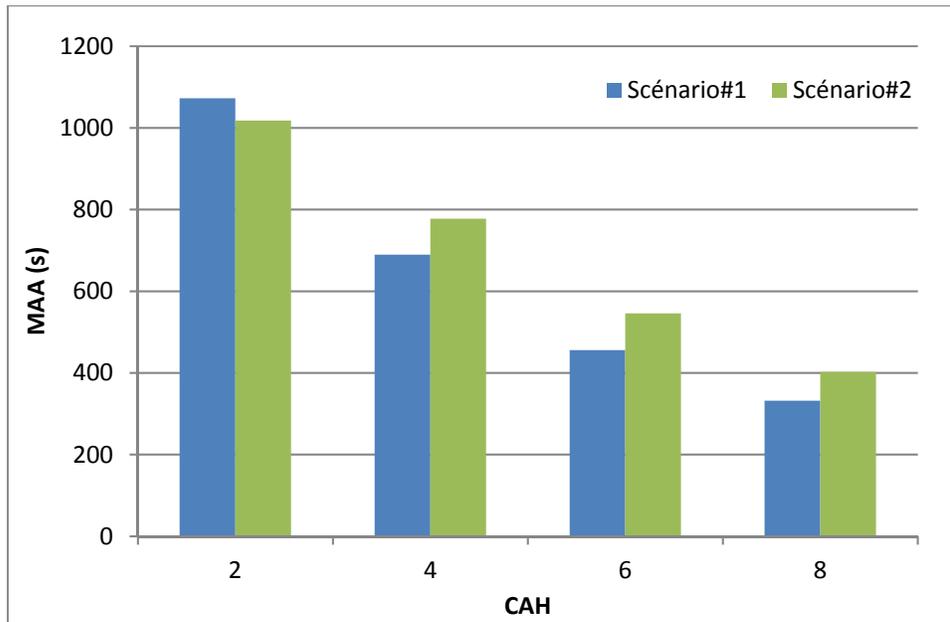


Figure 4.6 Représentation graphique de l'âge moyen de l'air dans la pièce modèle du CTT

Pour les deux scénarios de ventilation, le \overline{MAA} est inversement proportionnel au nombre de CAH. En effet, plus que le débit de ventilation augmente, plus l'âge de l'air diminue ce qui indique une extraction plus rapide du contaminant. Le \overline{MAA} pour le scénario 1 est légèrement supérieur à celui du scénario 2 pour $CAH=2 \text{ h}^{-1}$. Au-delà, le \overline{MAA} du scénario 1 est inférieur par rapport au \overline{MAA} du scénario 2. Les écarts entre les deux scénarios sont de l'ordre de 20% ce qui montre que le scénario 1 est plus efficace que le deuxième à 4, 6 et 8 CAH.

4.5 Concentration de contaminant en fonction du temps

Dans cette section, la concentration d'acétone en fonction du temps obtenu par IH MOD sera comparée aux résultats des simulations numériques de FDS. Tel que présenté schématiquement à la Figure 3.14, la concentration dans la pièce est calculable selon trois méthodes différentes :

1. selon une approche basée sur la résolution des équations de conservation (code FDS);
2. selon IH MOD en utilisant le coefficient d'échange d'air entre la ZR et ZE basée sur les concentrations obtenues de FDS : β_c (Tableau 3.7);

3. selon IH MOD en utilisant le coefficient d'échange d'air entre la ZR et ZE basée sur la vitesse moyenne de l'écoulement obtenue de FDS : β_v (Tableau 3.7).

Les Figures 4.7 à 4.10 montrent respectivement les résultats de comparaison des concentrations en acétone pour les scénarios 1 et 2 à 4 et 2 CAH pour une ZR avec $R = \frac{3}{4}$ m.

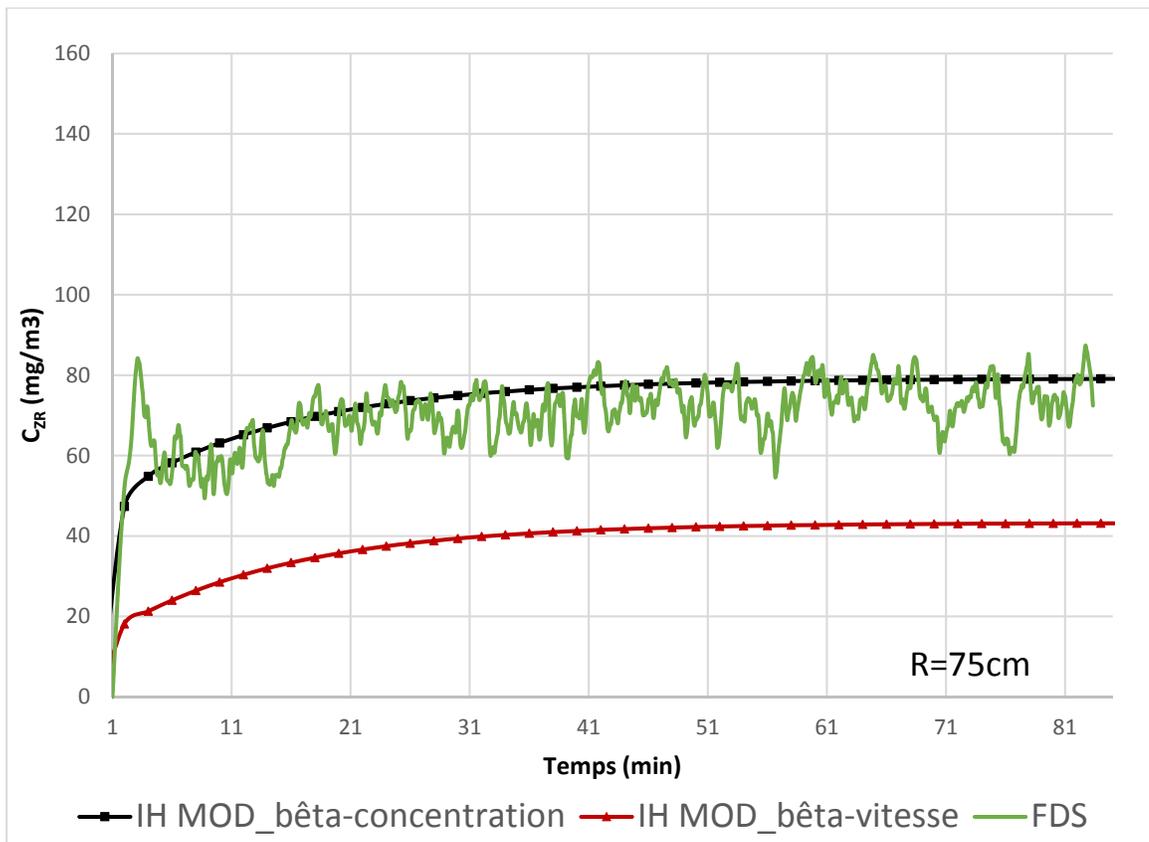


Figure 4.7 La concentration en acétone dans la ZR pour le scénario 1 à 4 CAH

On remarque sur la Figure 4.7 que les concentrations d'IH MOD obtenues à partir du coefficient d'échange β_c sont plus élevées que celles obtenues à partir de β_v .

Pour ce scénario particulier, $\beta_c = 1,94 \text{ m}^3/\text{min}$ et $\beta_v = 6,42 \text{ m}^3/\text{min}$. Un faible coefficient d'échange implique que le transport convectif de l'acétone entre la ZR et la ZE se fait plus difficilement. Par conséquent, le contaminant se concentre d'avantage dans la ZR ce qui explique que les concentrations y soient plus élevées.

La variation temporelle de la concentration obtenue de FDS est très similaire aux prédictions d'IH MOD utilisant β_c . Ceci était prévisible puisque ce sont les concentrations d'acétone de FDS à l'état permanent dans les zones ZR et ZE qui ont servi au calcul de β_c utilisé dans IH MOD. Les autres paramètres tels que le débit de ventilation, le volume de la pièce et le taux d'émission étant identiques.

Le décalage entre la concentration calculée par IH MOD basée sur β_v et la concentration calculée par FDS est plus important pour le scénario 1 (Figure 4.7) comparé au scénario 2 (Figure 4.8). Or, le β_v est identique pour les deux scénarios car ce dernier est uniquement fonction de la FSA et de \bar{S} entre ZR et ZE (équation 4.2).

Contrairement à IH MOD qui pour calculer les concentrations en ZR et en ZE ne prend en considération qu'un nombre limité de paramètres simples, FDS considère de nombreux phénomènes tel que la diffusivité moléculaire et turbulente et la différence de masse volumique entre le contaminant et l'air ambiant. En effet, la masse volumique de l'acétone est deux fois supérieure à celle de l'air ce qui influence de façon significative la dispersion de l'acétone dans l'espace particulièrement aux endroits où la vitesse d'écoulement est faible. Ceci peut expliquer la différence entre les prédictions de concentration obtenues par IH MOD basées sur β_v et celles par FDS.

À 4 CAH et pour une ventilation par mélange, les concentrations en acétone obtenues par FDS sont plus importants dans le cas du scénario 1 (moyenne en régime permanent : 74,3 mg/m³ pour le scénario 1 et 58,7 mg/m³ pour le scénario 2). Ainsi, les prédictions obtenues par IH MOD avec β_v sous-estime les concentrations par rapport FDS de façon plus importante pour le scénario 1 (sous-estimation de 72% pour le scénario 1 et de 35% pour le scénario 2).

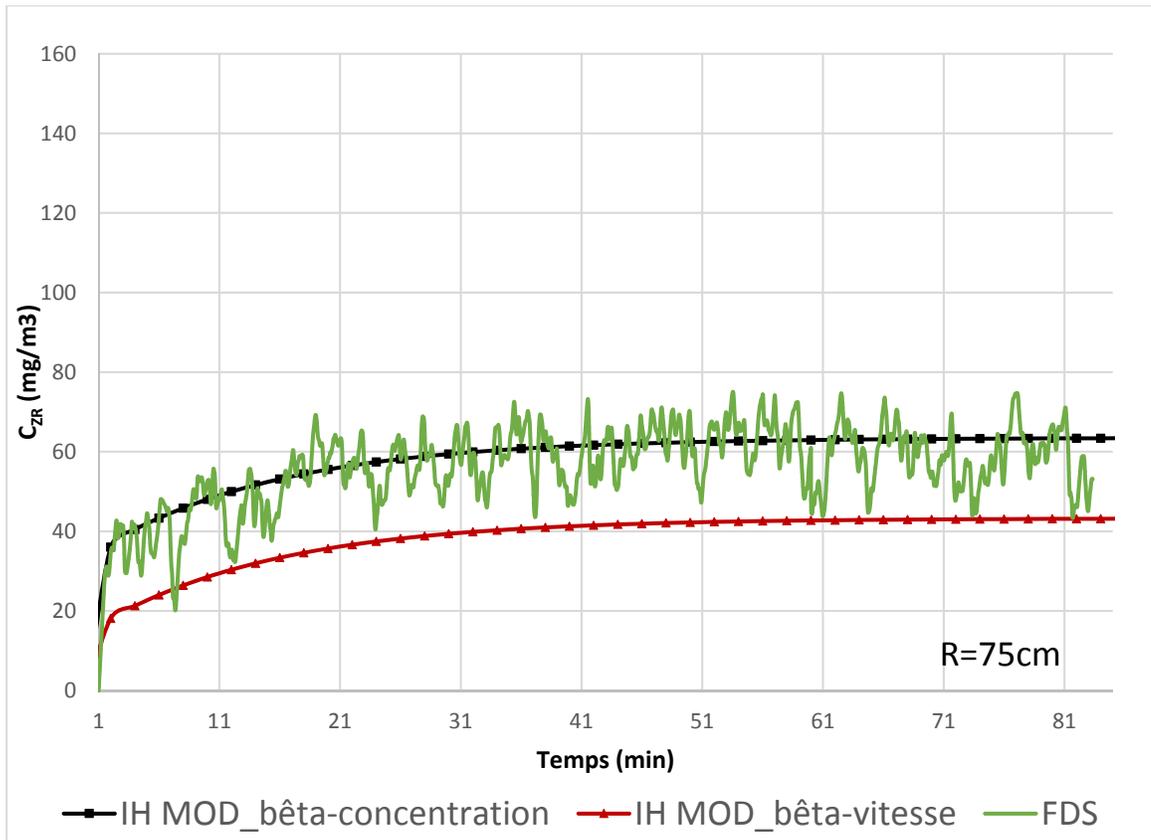


Figure 4.8 La concentration en acétone dans la ZR pour le scénario 2 à 4 CAH

Deux conclusions peuvent être tirées des résultats montrés aux Figures 4.7 et 4.8. La première consiste que le scénario de ventilation 2 performe mieux que le scénario 1 à 4 CAH. La deuxième conclusion qu'on peut tirer est que IH MOD (avec β_v) sous-estime considérablement la concentration pour une ventilation par mélange à 4 CAH.

La Figure 4.9 montre un comportement comparable pour le scénario 1 à 2 CAH où les concentrations d'IH MOD basées sur β_c sont plus élevées que celles obtenues à partir de β_v . Cependant, les concentrations prennent plus de temps pour atteindre un niveau stable et les valeurs sont plus élevées comparées à celles obtenues à 4 CAH. Les concentrations calculées par FDS sont légèrement supérieures à celles calculées par IH MOD basées sur β_c comparées au même scénario à 4 CAH (Figure 4.7).

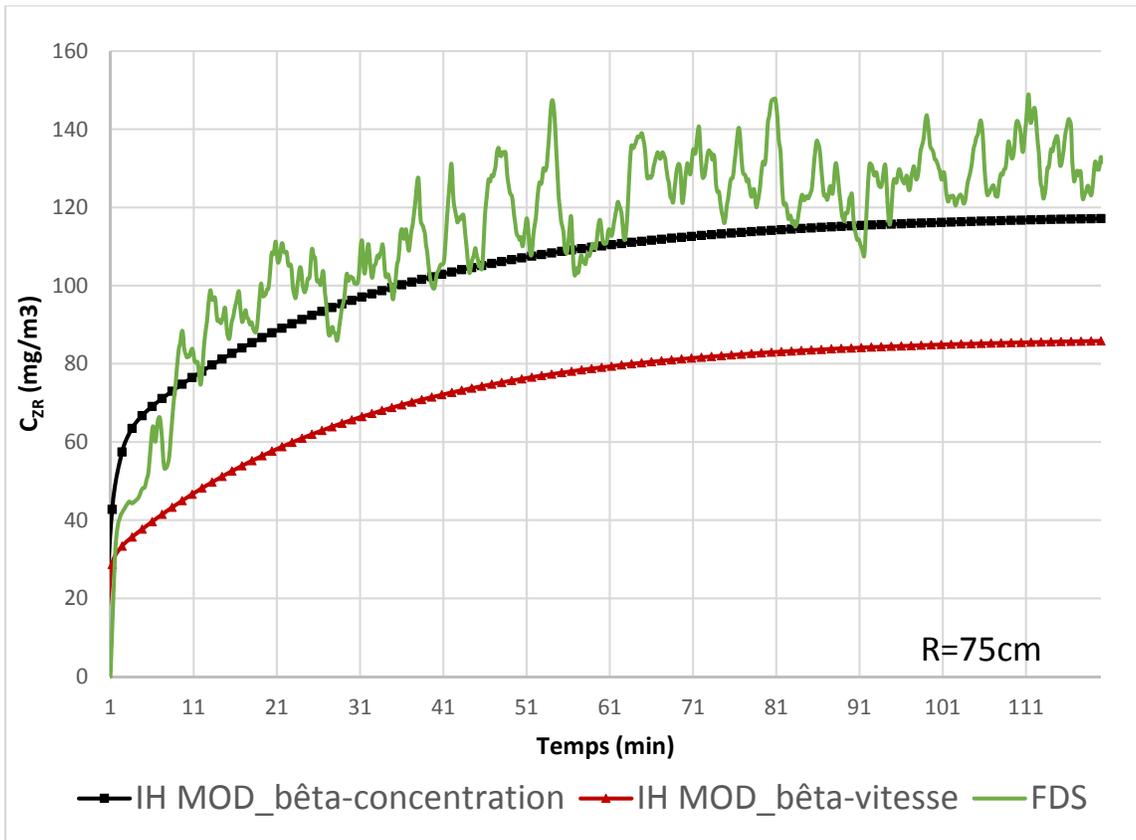


Figure 4.9 La concentration en acétone dans la ZR pour le scénario 1 à 2 CAH

Quelle que soit la taille de la ZR et l'approche utilisée, une augmentation des concentrations en acétone est observée quand la ventilation est diminuée de 4 à 2 CAH. Ceci était prévisible car une diminution du débit de ventilation va inhiber le brassage de l'air dans la chambre et réduire la valeur du coefficient d'échange β qui été pour ce scénario égale à $1,60 \text{ m}^3/\text{min}$ et $3,21 \text{ m}^3/\text{min}$ pour β_c et β_v respectivement. Un faible coefficient d'échange favorise d'avantage l'accumulation du contaminant dans le volume de la ZR.

Cependant, le scénario 2 présente un comportement différent à 2 CAH (Figure 4.10). En effet, les concentrations calculées par IH MOD basées sur β_v étaient, contrairement au même scénario à 4 CAH (Figure 4.8), plus élevées que celle calculées par IH MOD basées sur β_c et avaient la meilleur concordance avec les concentrations calculées avec FDS.

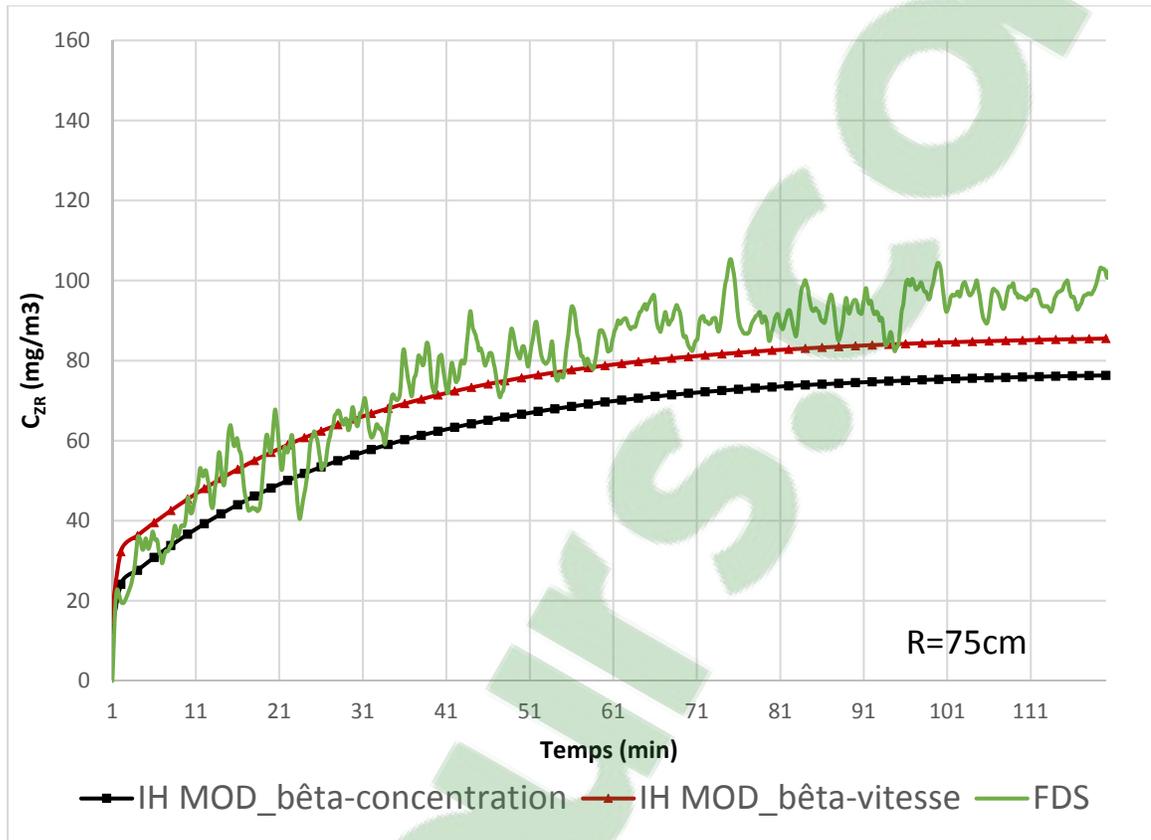


Figure 4.10 La concentration en acétone dans la ZR pour le scénario 2 à 2 CAH

Ceci peut être expliqué en grande partie par le coefficient d'échange $\beta_c = 4,56 \text{ m}^3/\text{min}$ qui contrairement au scénario 1 à 2 CAH (Figure 4.9), était plus élevé que $\beta_v = 3,21 \text{ m}^3/\text{min}$. Cet inversement des valeurs de β peut-être dû à la configuration de ventilation spécifique au scénario 2 qui avait un impact différent de celui du scénario 1 pour 2 CAH.

Le Tableau 4.2, présente les concentrations en acétone à l'état permanent obtenu selon les 3 approches de calcul.

Tableau 4.2 Comparaison des concentrations obtenues à l'état permanent avec FDS et IH MOD

	FDS (mg/m ³)	IH MOD (mg/m ³): β_c	IH MOD (mg/m ³): β_v
Scénario 1 – 2 CAH	131,0	117,2	85,9
Scénario 1– 4 CAH	74,3	79,2	43,3
Scénario 2 – 2 CAH	100,0	77,3	86,5
Scénario 2– 4 CAH	58,7	63,5	43,3

D'après les résultats présentés dans ce chapitre, pour une ventilation par mélange (scénarios 1 et 2) les prédictions de concentration d'IH MOD basées sur le coefficient d'échange interzonal β_c concordent avec les résultats trouvés par FDS de façon significative. Les prédictions de concentration d'IH MOD basées sur le coefficient d'échange interzonal β_v sous-estiment la concentration en acétone à l'exception du scénario 2 à 2 CAH (Figure 4.10). Ces conclusions ont été confirmées pour des différentes tailles de ZR ($R=1/2$ m, $R=3/4$ m et $R=1$ m) et même à 6 CAH (voir ANNEXE VII).

CHAPITRE 5

RÉSULTATS EXPÉRIMENTAUX ET NUMÉRIQUES

5.1 Introduction

Dans ce chapitre, les concentrations de contaminant mesurées dans la pièce modèle seront comparées aux résultats numériques obtenues par FDS et IH MOD. Le scénario de ventilation consiste à introduire l'air de soufflage par un diffuseur situé au niveau du plancher. Ce type de ventilation est couramment appelé UFAD (Underfloor air distribution). Donc ce troisième scénario a été étudié à la fois numériquement et expérimentalement. Ce chapitre débute par une présentation du système de ventilation dans la salle. Puis, une exposition des conditions de mesures et des caractéristiques des simulations faites par FDS et par IH MOD. Enfin, le chapitre se termine par une présentation comparative des différents résultats expérimentaux et numériques. Cette partie de ce mémoire s'ajoutera pour améliorer la compréhension des limites d'IH MOD.

5.2 Ventilation par le plancher: expérimentation

5.2.1 Conditions de mesure

Les mesures sont réalisées dans des conditions de température et d'humidité ambiante. Quant aux différentes déperditions de chaleur, elles sont considérées comme négligeables, car la différence entre les températures et les humidités intérieures et extérieures est minime.

Trois expériences ont été faites séparément à des débits de soufflage de 2, 4 et 6 CAH pour mesurer la concentration en acétone dégagée à partir d'un déversement de 10 ml d'acétone dans une boîte de pétri de 9 cm de diamètre et de 1,5 cm de profondeur. La Figure 5.1 montre la source d'émission placée sur une balance déposée sur une table de 68 cm de hauteur située juste au-dessus de la bouche de soufflage.

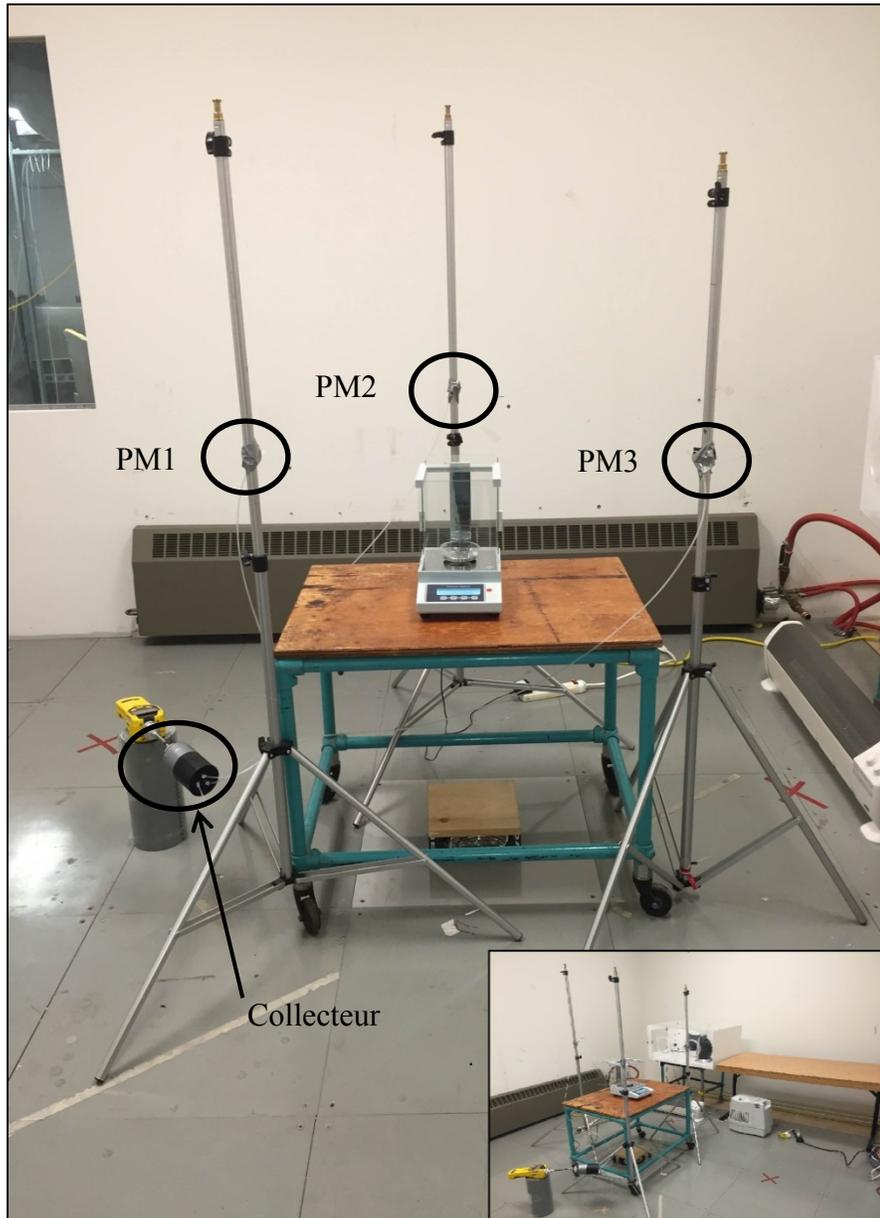


Figure 5.1 Photo du banc de mesure de concentration dans la pièce du CTT

Trois points de mesures ont été mis en place. Ces points notés PM1, PM2 et PM3 sont reliés par les biais de trois tuyaux en téflon et connectés à un collecteur qui est relié à son tour à l'instrument de mesure MiniRae (voir Figure 5.1). Ces trois points de mesures sont placés à une hauteur de 110 cm du sol soit 42 cm au-dessus de la table et une distance de 50 cm de la source d'émission selon des angles de 120° l'un de l'autre vis-à-vis la source. Ainsi, cette

répartition de point de mesure peut être incluse dans une ZR de forme cubique et de côté qui varie de 1 m à 1,5 m. Le diamètre et la longueur des tuyaux en téflon étant rigoureusement identique. Ainsi, à chaque période d'échantillonnage, le MiniRae mesure à travers le collecteur la moyenne de concentration des trois points de mesure.

5.3 Ventilation par le plancher: Simulations par FDS et par IH MOD

5.3.1 Le maillage de simulation par FDS

En se basant sur l'étude de maillage présentée au chapitre 3, le maillage choisi comporte 834 480 mailles avec un volume Δv_i de $6,4E-05 \text{ m}^3$ pour chaque maille.

5.3.2 Les conditions initiales et aux limites du FDS

Les simulations ont été faites selon des températures et humidité relative ambiantes : $20 \text{ }^\circ\text{C}$ et 50% ce qui correspond aux valeurs mesurées expérimentalement. Les conditions thermiques sont supposées adiabatiques. La bouche de soufflage et l'ouverture d'extraction ainsi que la position de la source au sein de la pièce du CTT ont été présentés préalablement à la Figure 3.8. Également les meubles situés dans la chambre lors des mesures ont été pris en compte par la simulation. Les débits de ventilation imposés numériquement correspondent aux valeurs mesurées expérimentalement. Ces valeurs ont été ajustées de façon à obtenir 2, 4 et 6 CAH. En se basant sur la mesure gravimétrique de la perte de masse par évaporation présentée à la section 5.4.1, les taux d'émission d'acétone utilisés dans FDS à 2, 4 et 6 CAH sont respectivement de $1,770E-6 \text{ kg/s}$, $2,100E-6 \text{ kg/s}$ et $2,162E-6 \text{ kg/s}$. Les concentrations en fonction du temps ont été déterminées par FDS au niveau d'une ZR de forme cubique et de côté de 1,5 m ($R=3/4 \text{ m}$).

5.3.3 Les paramètres de calcul par IH MOD

Le modèle de calcul utilisé pour calculer la concentration en acétone dans la ZR est le modèle deux zones avec émission constante. Les paramètres introduits pour faire le calcul

sont présentés dans le Tableau 5.1. Deux ZR sont choisis de forme demi-cubique et de côte égale à 1 m ($R=1/2$ m) et 1,5 m ($R=3/4$ m).

Tableau 5.1 Paramètres de calcul par IH MOD

Paramètre	Description			
Volume de la pièce (m ³)	54			
Volume de la ZR (m ³)	R= 1/2 m	0,500		
	R= 3/4 m	1,688		
Ventilation (CAH)	2, 4 et 6			
Taux d'émission « G » (kg/s)	2 CAH	1,770E-6 (Constant)		
	4 CAH	2,100E-6 (Constant)		
	6 CAH	2,162 E-6 (Constant)		
Coefficient d'échange interzonal « β » (m ³ /min)	2 CAH/R= 1/2 m	7,426	2 CAH/R= 3/4 m	17,176
	4 CAH/R= 1/2 m	14,280	4 CAH/R= 3/4 m	33,030
	6 CAH/R= 1/2 m	19,992	6 CAH/R= 3/4 m	46,254

Le calcul de β a été fait selon la relation *CFD-Vitesse* présentée préalablement dans le chapitre 3. La vitesse moyenne au niveau de *FSA* (\bar{S}_{FDS}) a été déterminée par FDS selon la même méthodologie que celle présentée au chapitre 3.

5.4 Résultats

5.4.1 Évaporation d'acétone

À travers la mesure gravimétrique, il était possible de déterminer la perte de masse en fonction du temps lors de l'évaporation de 10 ml d'acétone à une température et humidité ambiantes. Étant donné que la masse volumique de l'acétone est de 790,1 kg/m³ à une température ambiante de 20°C, la masse initiale à t_0 qui correspond à 10 ml d'acétone est de 7,901 g comme montre la Figure 5.2.

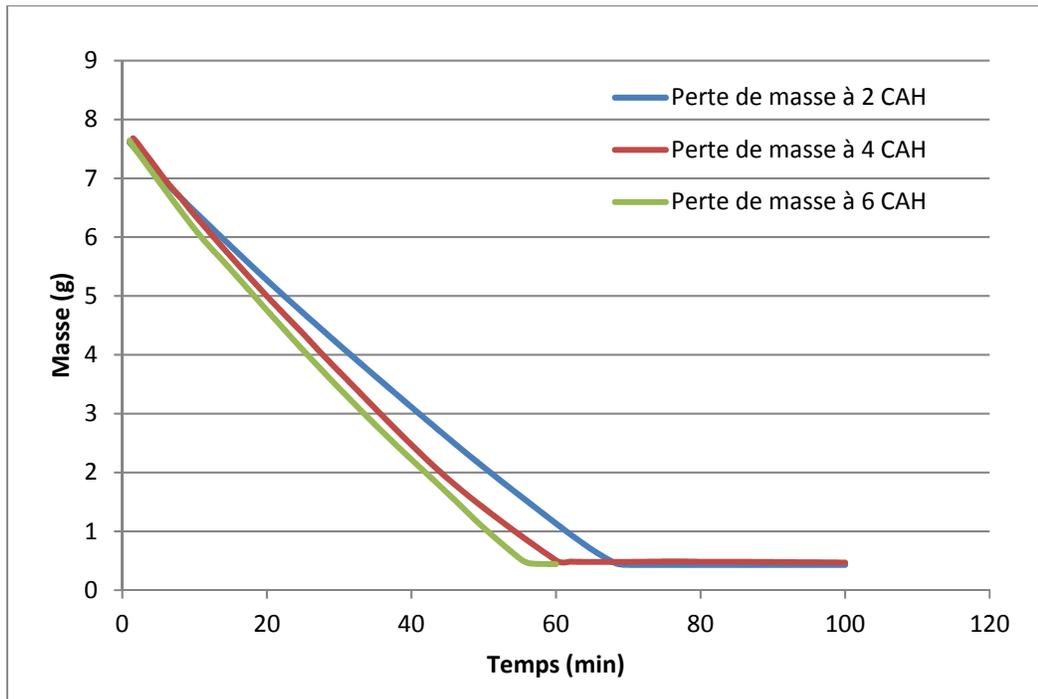


Figure 5.2 Perte de masse en fonction de temps lors de l'évaporation de 10 ml d'acétone dans un pétri

Pour une ventilation de 2 CAH, le volume déversé d'acétone est évaporé au bout de 69 min comparée à une ventilation de 4 CAH qui nécessite 60 min et une ventilation de 6 CAH dont l'émission s'achève au bout de 56 min. Ainsi, il est évident que l'augmentation de la ventilation augmente la vitesse de l'air à la surface du pétri ce qui favorise l'évaporation du contaminant. À mentionner que pour les deux cas de ventilation, la courbe de perte de masse n'a jamais atteint « 0 g ». Ceci s'explique par les impuretés incluses dans l'acétone utilisé. Parmi ces impuretés on cite l'eau (0,3 %) et le méthanol (0,03%), ainsi l'acétone avait une pureté de 99,6%.

5.4.2 Comparaison des concentrations dans la ZR

Les résultats obtenus de FDS et d'IH MOD, sont comparés aux résultats expérimentaux, pour les trois niveaux de ventilations, respectivement aux Figure 5.3, Figure 5.4 et Figure 5.5. Les concentrations mesurées par le MiniRae ont été moyennées sur un intervalle d'une minute afin de limiter les fluctuations.

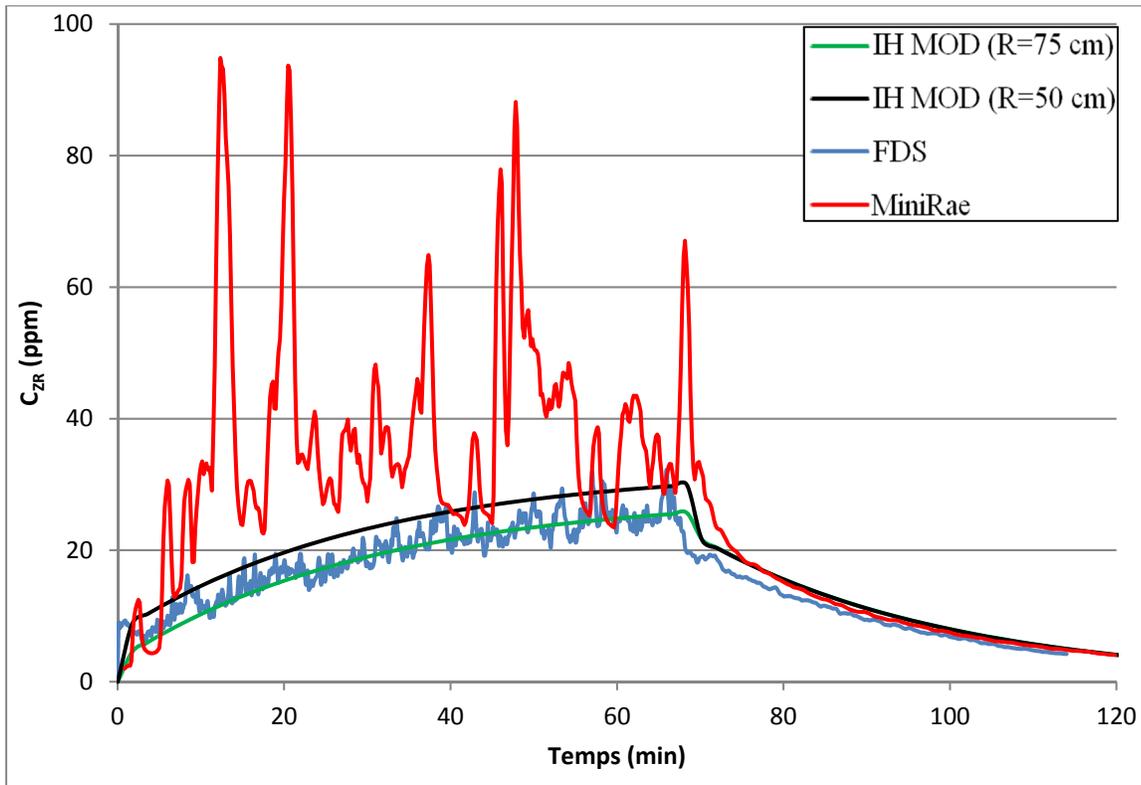


Figure 5.3 Évolution de la concentration en acétone dans la ZR en fonction du temps suite à un déversement de 10 ml à 2 CAH

On remarque sur la Figure 5.3, que la concentration en fonction du temps simulée par FDS suit de très près l'évolution de la concentration prédite par IH MOD. Sur l'intervalle compris entre 45 min et 65 min, la concentration moyenne en acétone obtenue par FDS est 24,50 ppm. Pour ce même intervalle de temps, la concentration moyenne calculée par IH MOD pour une ZR avec $R=50$ cm (\bar{C}_{IHR50}) est de 28,40 ppm ce qui est plus élevée que la concentration moyenne obtenue avec $R=75$ cm (\bar{C}_{IHR75}) qui est de 24,13 ppm. L'écart entre FDS et IH MOD est supérieur de 14% pour $R=50$ cm et inférieur de 1,5% pour $R=75$ cm. L'écart entre \bar{C}_{IHR50} et \bar{C}_{IHR75} , est approximativement le même entre 2 min et 69 min. Au-delà, les courbes de \bar{C}_{IHR50} et de \bar{C}_{IHR75} commencent la phase de décroissance après l'arrêt d'émission à $t=69$ min. Suite à l'évaporation complète de l'acétone, les concentrations d'IH MOD présentent une décroissance identique qui est comparable à celle de la courbe expérimentale et celle de FDS.

Les résultats expérimentaux sont nettement plus élevés que les résultats obtenus numériquement. En effet, la valeur moyenne de la concentration mesurée expérimentalement sur l'intervalle 45-65 min est de 42,72 ppm soit 74% plus élevé que la concentration moyenne obtenue de FDS.

Quelques facteurs peuvent expliquer les écarts entre FDS, IH MOD et les mesures expérimentales. D'abord, la concentration mesurée par le MiniRae est la moyenne des concentrations aux positions PM1, PM2 et PM3 (Figure 5.1) alors que les concentrations de FDS et d'IH MOD représentent des valeurs dans tout le volume de la zone rapprochée. Il est possible que les trois points de mesure ne soient pas tout-à-fait représentatifs de la concentration moyenne dans la zone rapprochée. Également, il s'avérait lors des tests du calibrage que le MiniRae sous-estime la concentration mesurée d'environ 10% (pour $C < 1500$ ppm) ce qui n'était pas pris en compte. Ensuite, le plateau de la balance utilisée pour les mesures gravimétrique possède 3 portes coulissantes. Ces portes ont été ouvertes pendant les expériences mais il est probable que l'écoulement d'air autour du pétris soit plus faible du à ces obstacles. Si l'écoulement d'air ne se fait pas librement autour du pétris, le transport du contaminant par les mouvements d'air sera moindre et l'acétone s'accumulera d'avantage dans la zone rapprochée. Avec FDS, le pétris est simplement situé sur un parallélépipède de 20 cm de côté et aucun obstacle (sauf la table) ne perturbe les mouvements d'air dans la ZR.

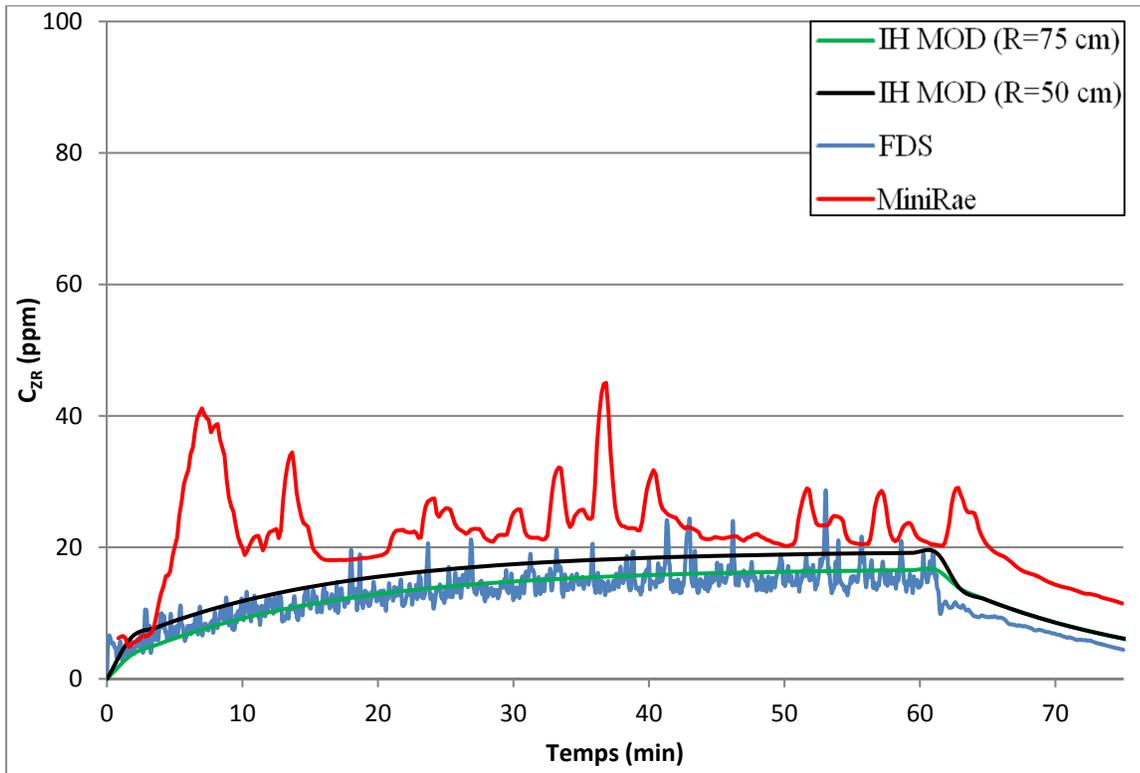


Figure 5.4 Évolution de la concentration en acétone dans la ZR en fonction du temps suite à un déversement de 10 ml à 4 CAH

Comme on peut le voir sur la Figure 5.4, l'augmentation de la ventilation de 2 à 4 CAH a provoqué une baisse de concentration pour les quatre courbes. Pour un intervalle de temps compris entre 40 min et 60 min, la concentration moyenne obtenue de FDS a baissé de 36% comparativement à la valeur moyenne à 2 CAH. Pour ce qui est de la concentration moyenne mesurée, celle-ci a chuté de 46% pour le même intervalle. Dans les 2 cas, l'augmentation du débit de ventilation a eu le même effet sur la chute des concentrations. Cette observation s'applique également aux résultats obtenus avec IH MOD.

Les deux concentrations calculées par IH MOD sur le même intervalle 40-60 min ont chuté d'environ 33% pour atteindre 18,90 ppm (\bar{C}_{IHR50}) et 16,30 ppm (\bar{C}_{IHR75}). Cependant, l'écart entre les valeurs obtenues avec R=50 et R=75 cm est moins important soit 2,63 ppm. Ce décalage demeure approximativement le même pour l'intervalle de temps compris entre 2 min et juste avant le temps d'arrêt d'émission à $t = 62$ min. La baisse de ces concentrations

déterminées par IH MOD est toute à fait logique car une augmentation du débit de ventilation va engendrer une augmentation des mouvements d'air dans la chambre et par conséquent une augmentation de la vitesse de l'air au niveau de *FSA* et du coefficient β . Ceci favorise d'avantage le transport de l'acétone de la ZR contenant la source d'émission à la ZE.

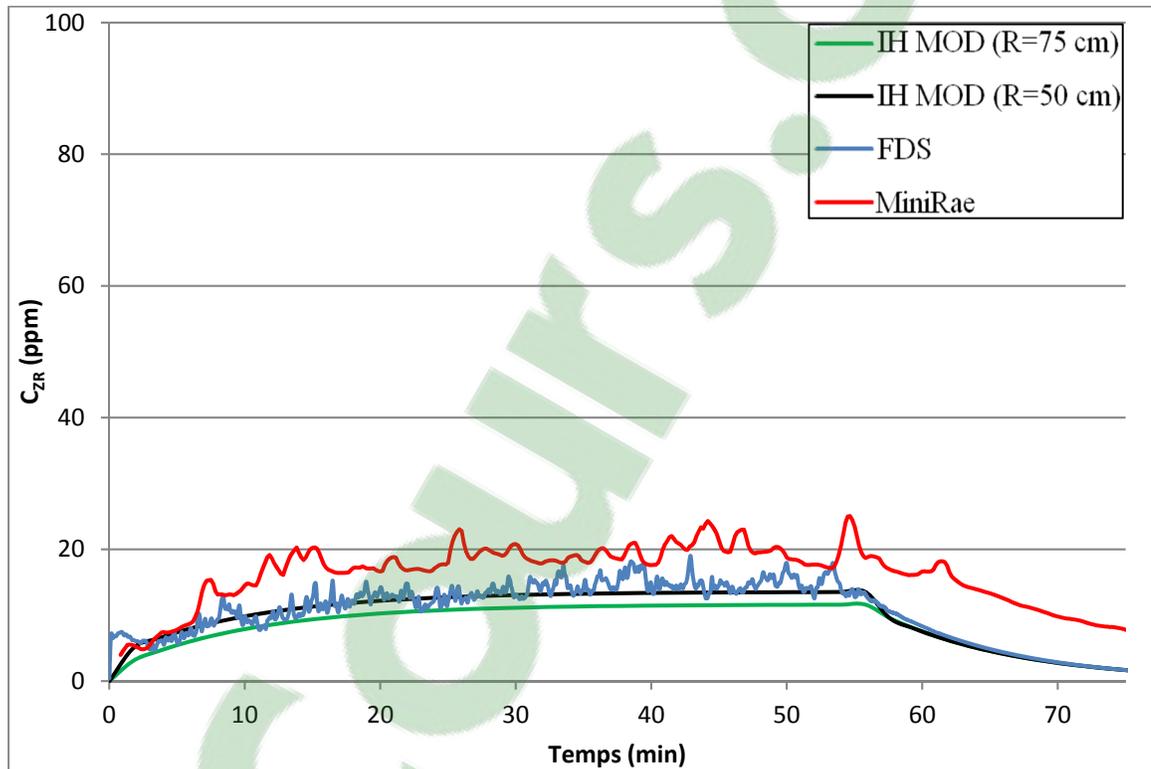


Figure 5.5 Évolution de la concentration en acétone dans la ZR en fonction du temps suite à un déversement de 10 ml à 6 CAH

L'augmentation du débit de ventilation de 4 à 6 CAH (Figure 5.5) a engendré une baisse de concentrations pour les quatre courbes, comparé au cas précédent à 4 CAH. Cependant, les concentrations moyennées sur un intervalle de temps compris entre 35 min et 55 min ont montré des niveaux de concentrations plus cohérentes par rapport le cas précédent. En effet, la concentration moyenne mesurée a baissé de 12,5% ce qui se rapproche de la concentration moyenne obtenue par FDS qui a baissé de seulement 5%. Ainsi, le décalage entre la concentration moyenne mesurée et la concentration moyenne obtenue de FDS est de l'ordre de 5 ppm comparé au cas précédent où ce décalage était de 7,1 ppm.

Les concentrations d'IH MOD (\bar{C}_{IHR50} et \bar{C}_{IHR75}) ont chuté de 29% pour atteindre 13,44 ppm et 11,52 ppm respectivement. Contrairement aux deux cas de ventilations précédents, ici la courbe de concentration d'IH MOD avec R=50 cm est celle qui est la plus près de la courbe FDS comme montre la Figure 5.5. Quant au décalage entre \bar{C}_{IHR50} et \bar{C}_{IHR75} , il est d'environ 1,92 ppm et demeure approximativement le même entre 2 min et t =57 min (temps d'arrêt d'émission à 6 CAH) ce qui est le plus faible parmi les trois cas de ventilation. Cette diminution de l'écart entre les valeurs obtenues à R=50 cm et R=75 cm était prévisible car avec l'augmentation du débit de ventilation, le coefficient β va augmenter progressivement et ainsi la concentration dans la ZR va baisser et tendre vers la concentration de la ZE.

De façon générale, les concentrations prédites par IH MOD concordent bien avec les résultats obtenus par FDS pour les deux taille de la ZR (c.à.d. R=50 cm et R=75 cm) quel que soit le niveau de ventilation appliqué (c.à.d. 2 CAH, 4 CAH et 6 CAH). L'écart entre les concentrations mesurées expérimentalement et les prédictions d'IH MOD est significatif à 2 CAH, moins significatif à 4 CAH et faible à 6 CAH. Ainsi, la diminution de cet écart est fonction de l'augmentation du débit de ventilation.

5.5 Conclusion

Ce chapitre était consacré à évaluer IH MOD par la deuxième approche numérique-expérimentale. Toutes les conditions des mesures effectuées au sein de la pièce du CTT pour une ventilation par le plancher, ont été reproduites fidèlement avec FDS (scénario 3). Les résultats trouvés ont montré une cohérence remarquable entre les concentrations simulées sur FDS et celles prédites par IH MOD. Cependant, un certain décalage, entre les prédictions d'IH MOD et les mesures expérimentales, a été trouvé pour un niveau de ventilation relativement faible (c.à.d. à 2 CAH). L'ampleur de ce décalage diminue en fonction de l'augmentation du débit de ventilation (c.à.d. à 4 CAH) pour atteindre un décalage relativement faible à 6 CAH. Donc pour une ventilation par le plancher, les prédictions d'IH MOD s'améliorent en augmentant le débit de ventilation.

CONCLUSION

Les milieux de travail professionnels sont souvent vulnérables aux problèmes liés à la qualité de l'air intérieur (IAQ). L'un des principaux objectifs de ce mémoire était d'évaluer l'habilité du logiciel IH MOD à prédire les concentrations en acétone dans une pièce modèle similaire à un milieu professionnel située au Centre de technologie thermique (CTT) de l'ÉTS.

Le premier chapitre a abordé les grandes lignes du projet où la problématique et les objectifs ont été introduits. La revue de littérature réalisée dans le chapitre 2 a permis de mieux comprendre les réglementations en vigueur ainsi que les techniques de mitigation pertinentes à l'exposition professionnelle. Cette revue a permis aussi, en étudiant les travaux antérieurs pertinents, de présenter les méthodes d'évaluation de l'exposition aux solvants entre autres, les modèles CFD et les modèles déterministes physico-chimiques comme dans le cas d'IH MOD.

Le chapitre 3 a été consacré à la méthodologie expérimentale et numérique où la pièce modèle du CTT et les différents instruments de mesure ont été présentés. Dans ce chapitre, les typologies et les stratégies de ventilation ont été étudiées ce qui a permis de mettre en œuvre trois scénarios de ventilation qui ont servi à la simulation et à l'expérimentation. Également, les logiciels IH MOD et FDS et le choix du maillage par la méthode GCI ont été présentés. Le chapitre 3 s'est clos par une présentation des méthodes de calcul du coefficient d'échange et des concentrations.

Les chapitres 4 et 5 de ce mémoire ont été consacrés à la présentation des résultats. Le chapitre 4 a présenté les résultats numériques issus de plusieurs simulations faites à la fois par FDS et IH MOD selon deux scénarios de ventilation, trois niveaux de ventilation et trois tailles de ZR ce qui a donné naissance à 18 simulations. Pour une taille de ZR donnée, une relation de proportionnalité entre β_v et le nombre de changement d'air a été trouvée. L'efficacité de ventilation du scénario 1 s'est avéré en moyenne 30% supérieure à celle du

scénario 2. Le calcul de l'âge moyen de l'air (\overline{MAA}) a confirmé la supériorité relative du scénario 1 par rapport au scénario 2 au-delà de 2 CAH. Les concentrations obtenues à l'état permanent avec FDS et IH MOD dans la ZR ont été comparées et à l'exception du scénario de ventilation 2 avec 2 CAH, tous les cas simulés montre qu'IH MOD sous-estime les concentrations en acétone lorsque le coefficient β est déterminé à partir des vitesses moyennes à l'interface ZE-ZR (β_v). Cependant, l'utilisation des concentrations obtenue de FDS pour le calcul du β (β_c) conduit à des résultats qui se compare de près aux simulations CFD. Les résultats ont mis en évidence le rôle déterminant du coefficient d'échange d'air dans les résultats du modèle deux zones.

Finalement, les résultats numériques ont été comparés à des résultats expérimentaux au chapitre 5 pour un scénario de ventilation par le plancher (UFAD) appelé scénario 3. Les calculs ont été faits par IH MOD selon deux tailles différentes de ZR soit $R= \frac{1}{2}$ et $\frac{3}{4}$ m et 3 débits de ventilation. L'évolution temporelle des concentrations simulées par FDS suit de près les concentrations du modèle deux zones quelques soit le nombre de changements d'air. Cependant, des écarts significatifs de concentration ont été obtenus entre les résultats expérimentaux et ceux des simulations. Les concentrations mesurées étant supérieures aux valeurs obtenues numériquement. Ces écarts peuvent s'expliquer en partie par la difficulté de reproduire numériquement les véritables conditions de soufflage et d'évaporation qui prévalent dans la pièce, notamment au niveau de la vitesse d'écoulement d'air à proximité de la balance utilisée pour les tests.

Dans l'ensemble, cette étude a permis d'évaluer l'aptitude d'IH MOD à évaluer la concentration en contaminant dans les milieux professionnels tout en mieux comprenant l'influence de plusieurs paramètres clés de ventilation responsables à la qualité de l'air intérieur. L'étude a également permis de constater que le paramétrage d'IH MOD est délicat et nécessite une bonne estimation du coefficient d'échange interzonal β et de la taille de la zone rapprochée. Cependant, l'évaluation de ces paramètres n'est pas toujours aisée pour les utilisateurs d'IH MOD.

RECOMMANDATIONS

Les travaux de comparaison réalisés dans ce mémoire sont un premier pas pour comprendre les limitations d'IH MOD qui demeure un outil de prédictions de l'exposition professionnelle indispensable pour les hygiénistes. Ainsi, cette étude a permis d'évaluer la capacité d'IH MOD à prédire les concentrations en contaminant selon quelques scénarios de ventilation.

L'étude s'est concentrée sur le modèle deux zones avec émission constante d'IH MOD. Toutefois, IH MOD contient d'autres modèles et une évaluation de leur degré d'exactitude est fortement recommandée. Également, il est recommandé d'essayer des contaminants autres que l'acétone afin d'évaluer l'impact de la masse volumique des vapeurs de solvants et le changement du taux d'évaporation « G » sur les concentrations obtenues.

Pour les travaux futurs qui peuvent améliorer cette étude, les pistes suivantes sont recommandées:

- Comparer, numériquement et expérimentalement, des nouveaux scénarios de ventilations afin de mieux étudier l'influence de l'emplacement des grilles de soufflage et d'extraction sur la concentration en contaminant.
- Refaire d'autres expériences en utilisant 2 MiniRae de façon à augmenter le nombre de points d'échantillonnage dans la zone rapprochée et enlever les obstacles autour de la balance.
- Proposer une méthode efficace d'estimation du coefficient d'échange interzonal β , la valider et l'intégrer dans IH MOD.

ANNEXE I

ÉQUATION DE MODÈLE À DEUX ZONES AVEC ÉMISSION CONSTANTE EN ZONES RAPPROCHÉE ET ÉLOIGNÉE (Nicas, 2009)

Les concentrations dans les zones rapprochée et éloignée sont déterminées à l'aide des relations suivantes :

$$C_{ZR}(t) = \frac{G}{Q} + \frac{G}{\beta} + G \cdot \left(\frac{\beta \cdot Q + \lambda_2 \cdot V_{ZR} \cdot (\beta + Q)}{\beta \cdot Q \cdot V_{ZR} \cdot (\lambda_1 - \lambda_2)} \right) \cdot \exp(\lambda_1 \cdot t) - G \cdot \left(\frac{\beta \cdot Q + \lambda_1 \cdot V_{ZR} \cdot (\beta + Q)}{\beta \cdot Q \cdot V_{ZR} \cdot (\lambda_1 - \lambda_2)} \right) \cdot \exp(\lambda_2 \cdot t) \quad (\text{A-I-1})$$

$$C_{ZE}(t) = \frac{G}{Q} + G \cdot \left(\frac{\lambda_1 \cdot V_{ZR} + \beta}{\beta} \right) \cdot \left(\frac{\beta \cdot Q + \lambda_2 \cdot V_{ZR} \cdot (\beta + Q)}{\beta \cdot Q \cdot V_{ZR} \cdot (\lambda_1 - \lambda_2)} \right) \cdot \exp(\lambda_1 \cdot t) - G \cdot \left(\frac{\lambda_2 \cdot V_{ZR} + \beta}{\beta} \right) \cdot \left(\frac{\beta \cdot Q + \lambda_1 \cdot V_{ZR} \cdot (\beta + Q)}{\beta \cdot Q \cdot V_{ZR} \cdot (\lambda_1 - \lambda_2)} \right) \cdot \exp(\lambda_2 \cdot t) \quad (\text{A-I-2})$$

À l'équilibre :

$$C_{ZR, \text{éq}} = \frac{G}{Q} + \frac{G}{\beta} \quad (\text{A-I-3})$$

$$C_{ZE, \text{éq}} = \frac{G}{Q} \quad (\text{A-I-4})$$

Les paramètres des équations:

C_{ZR} : Concentration de polluant dans l'air dans la ZR (mg/m^3);

C_{ZE} : Concentration de polluant dans l'air dans la ZE (mg/m^3);

$C_{ZR, \text{éq}}$: Concentration de polluant dans l'air dans la ZR en état d'équilibre (mg/m^3);

$C_{ZE, \text{éq}}$: Concentration de polluant dans l'air dans la ZE en état d'équilibre (mg/m^3);

G : taux d'émission (mg/min);

Q : débit de ventilation (m³/min);

t : temps depuis le déversement (min);

V_{ZR} : volume de la ZR (volume d'une sphère dont le rayon est défini par l'utilisateur) (m³);

V_{ZE} : volume de la ZE = volume de l'espace de travail moins volume de la ZR (m³).

Les paramètres (β , λ_1 , λ_2) figurant dans les formules sont aussi en fonction des variables connues tel que :

β : taux d'échange entre les zones ZR et ZE (m³/s).

avec :

$$\beta = \frac{1}{2} \cdot FSA \cdot S \quad (\text{A-I-5})$$

où :

FSA : surface libre de la ZR (surface d'une sphère dont le rayon est choisi par l'utilisateur) (m²);

S = vitesse d'air aléatoire dans la zone située entre la ZR et la ZE (m/s).

$$\lambda_1 = 0,5 \left[- \left(\frac{\beta V_{ZE} + V_{ZR}(\beta + Q)}{V_{ZR} \cdot V_{ZE}} \right) \right. \quad (\text{A-I-6})$$

$$\left. + \sqrt{\left(\frac{\beta V_{ZE} + V_{ZR}(\beta + Q)}{V_{ZR} V_{ZE}} \right)^2 - 4 \left(\frac{\beta Q}{V_{ZR} V_{ZE}} \right)} \right]$$

$$\lambda_2 = 0,5 \left[- \left(\frac{\beta V_{ZE} + V_{ZR}(\beta + Q)}{V_{ZR} V_{ZE}} \right) \right. \quad (\text{A-I-7})$$

$$\left. - \sqrt{\left(\frac{\beta V_{ZE} + V_{ZR}(\beta + Q)}{V_{ZR} V_{ZE}} \right)^2 - 4 \left(\frac{\beta Q}{V_{ZR} V_{ZE}} \right)} \right]$$

ANNEXE II

ÉQUATIONS DU MODÈLE À DEUX ZONES AVEC ÉMISSION DÉCROISSANTE EN ZONES RAPPROCHÉE ET ÉLOIGNÉE (Keil et Nicas, 2003)

$$\begin{aligned}
 C_{ZR}(t) &= \frac{\alpha M_0 \left[\left(\frac{\beta + Q}{V_{ZE}} - \alpha \right) \left(\frac{\beta}{V_{ZR}} + \lambda_2 \right) - \frac{\beta^2}{V_{ZR} V_{ZE}} \right]}{(\lambda_1 - \lambda_2) V_{ZR} \left[\left(\frac{\beta + Q}{V_{ZE}} - \alpha \right) \left(\frac{\beta}{V_{ZR}} - \alpha \right) - \frac{\beta^2}{V_{ZR} V_{ZE}} \right]} \exp^{\lambda_1 * t} \\
 &- \left(\left\{ \alpha M_0 \left[\left(\frac{\beta + Q}{V_{ZE}} - \alpha \right) \left(\frac{\beta}{V_{ZR}} + \lambda_2 \right) - \frac{\beta^2}{V_{ZR} V_{ZE}} + (\lambda_1 - \lambda_2) \left(\frac{\beta + Q}{V_{ZE}} - \alpha \right) \right] \right\} \right. \\
 &\quad \left. \div \left\{ (\lambda_1 - \lambda_2) V_{ZR} \left[\left(\frac{\beta + Q}{V_{ZE}} - \alpha \right) \left(\frac{\beta}{V_{ZR}} - \alpha \right) - \frac{\beta^2}{V_{ZR} V_{ZE}} \right] \right\} \right) \exp^{\lambda_2 * t} \\
 &\quad \frac{\alpha M_0 \left(\frac{\beta + Q}{V_{ZE}} - \alpha \right)}{V_{ZR} \left[\left(\frac{\beta + Q}{V_{ZE}} - \alpha \right) \left(\frac{\beta}{V_{ZR}} - \alpha \right) - \frac{\beta^2}{V_{ZR} V_{ZE}} \right]} \exp^{-\alpha t}
 \end{aligned} \tag{A-II-1}$$

$$\begin{aligned}
 &C_{FF}(t) \\
 &= \frac{\alpha M_0 \left[\left(\frac{\beta + Q}{V_{ZE}} - \alpha \right) \left(\frac{\beta}{V_{ZR}} + \lambda_2 \right) - \frac{\beta^2}{V_{ZR} V_{ZE}} \right]}{(\lambda_1 - \lambda_2) V_{ZR} \left[\left(\frac{\beta + Q}{V_{ZE}} - \alpha \right) \left(\frac{\beta}{V_{ZR}} + \alpha \right) - \frac{\beta^2}{V_{ZR} V_{ZE}} \right]} \left(\frac{\lambda_1 V_{ZR} + \beta}{\beta} \right) \exp^{\lambda_1 * t} \\
 &- \left(\left\{ \alpha M_0 \left[\left(\frac{\beta + Q}{V_{ZE}} - \alpha \right) \left(\frac{\beta}{V_{ZR}} + \lambda_2 \right) - \frac{\beta^2}{V_{ZR} V_{ZE}} + (\lambda_1 - \lambda_2) \left(\frac{\beta + Q}{V_{ZE}} - \alpha \right) \right] \right\} \right. \\
 &\quad \left. \div \left\{ (\lambda_1 - \lambda_2) V_{ZR} \left[\left(\frac{\beta + Q}{V_{ZE}} - \alpha \right) \left(\frac{\beta}{V_{ZR}} - \alpha \right) - \frac{\beta^2}{V_{ZR} V_{ZE}} \right] \right\} \right) \left(\frac{\lambda_1 V_{ZR} + \beta}{\beta} \right) \exp^{\lambda_2 * t} \\
 &\quad \frac{\alpha M_0 \beta}{V_{ZR} V_{ZE} \left[\left(\frac{\beta + Q}{V_{ZE}} - \alpha \right) \left(\frac{\beta}{V_{ZR}} - \alpha \right) - \frac{\beta^2}{V_{ZR} V_{ZE}} \right]} \exp^{-\alpha t}
 \end{aligned} \tag{A-II-2}$$

Les paramètres des équations:

C_{ZR} : Concentration de polluant dans l'air dans la ZR (mg/m^3);

C_{ZE} : Concentration de polluant dans l'air dans la ZE (mg/m^3);

Q : débit de ventilation (m^3/min);

t : temps depuis le déversement (min);

M_0 : masse initiale déversée (mg);

V_{ZR} : volume de la ZR (volume d'une sphère dont le rayon est défini par l'utilisateur) (m^3);

V_{ZE} : volume de la ZE = volume de l'espace de travail moins volume de la zone rapprochée (m^3).

Les paramètres (α , β , λ_1 et λ_2) figurant dans les formules sont aussi en fonction des variables connues tel que :

α : décroissance du taux d'émission (min^{-1}).

Pour des hydrocarbures contenant seulement C, H et O, α peut être estimée par l'équation suivante :

$$\alpha = 0,000524 \text{ VP} + 0,0108 \text{ SA}/\text{Vol} \quad (\text{A-II-3})$$

avec :

VP : pression de vapeur de liquide en question pour 20 °C (mm Hg) ;

SA : Surface du déversement (cm^2);

Vol : volume du déversement (cm^3);

β : taux d'échange entre les zones ZR et ZE (m^3/s).

tel que :

$$\beta = \frac{1}{2} \cdot FSA \cdot S \quad (\text{A-II-4})$$

où :

FSA : surface libre de la zone rapprochée (surface d'une sphère dont le rayon est choisi par l'utilisateur) (m^2);

S = vitesse d'air aléatoire dans la zone située entre la ZR et la ZE (m/s).

$$\lambda_1 = 0,5 \left[- \left(\frac{\beta V_{ZE} + V_{ZR}(\beta + Q)}{V_{ZR} \cdot V_{ZE}} \right) \right] \quad (\text{A-II-5})$$

$$+ \sqrt{\left(\frac{\beta V_{ZE} + V_{ZR}(\beta + Q)}{V_{ZR} V_{ZE}} \right)^2 - 4 \left(\frac{\beta Q}{V_{ZR} V_{ZE}} \right)}$$

$$\lambda_2 = 0,5 \left[- \left(\frac{\beta V_{ZE} + V_{ZR}(\beta + Q)}{V_{ZR} V_{ZE}} \right) \right] \quad (\text{A-II-6})$$

$$- \sqrt{\left(\frac{\beta V_{ZE} + V_{ZR}(\beta + Q)}{V_{ZR} V_{ZE}} \right)^2 - 4 \left(\frac{\beta Q}{V_{ZR} V_{ZE}} \right)}$$

Clicours.COM

ANNEXE III

ÉQUATIONS DU MODÈLE DE PIÈCE AVEC AIR UNIFORMÉMENT MÉLANGÉ ET ÉMISSION CONSTANTE (AIHA, 2006)

Équation pour la phase d'émission :

$$\bar{C}(t) = \frac{G + C_m \cdot Q}{Q + k_L \cdot V} \left[1 - \exp\left(-\frac{Q + k_L \cdot V}{V} \cdot t\right) \right] + C_0 \cdot \exp\left(-\frac{Q + k_L \cdot V}{V} \cdot t\right) \quad (\text{A-III-1})$$

Équation pour la phase de décroissance :

$$\bar{C}(t) = C_0 \cdot \exp\left(-\frac{Q}{V} \cdot t\right) \quad (\text{A-III-2})$$

Avec :

$\bar{C}(t)$: Concentration moyenne dans l'espace de travail en fonction du temps;

G : Taux d'émission (mg/min);

Q : Débit de ventilation (m³/min);

V : Volume total du local moins le volume des objets qui l'occupent (m³);

C_0 : Concentration initiale en contaminant dans l'espace de travail (mg/m³);

C_m : Concentration en contaminant dans l'air neuf introduit dans l'espace de travail (mg/m³);

k_L : Valeur de perte comprise entre 0 et 1. Si nulle (par défaut), la perte est due uniquement à la ventilation. Si supérieur à 1, l'effet de perte est non dû à la ventilation et peut être causé par l'absorption du polluant ou à la dégradation chimique du polluant.

ANNEXE IV

ÉTALONNAGE DU MINIRAE 3000

Instruments utilisés dans le calibrage :

- Pompe Gilian : Pompe volumétrique d'air



- Draycal : régulation du débit d'air pompé



- Un chronomètre : calcul de temps de pompage d'air afin de déterminer la quantité de l'air pompée.

1. Nettoyage de sac de calibrage :

Le remplir par l'air neuf puis le vider trois fois.



Sac de calibrage

2. Remplissage de sac :

Varié la position de vis de réglage de la pompe Gilian de telle façon que le Draycal affiche un débit aux alentours de 2l/minute.

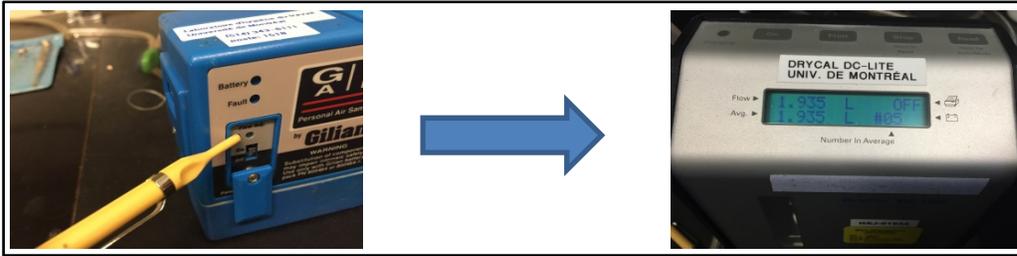


Figure-A IV-1 Méthode de sélection du débit de pompage

La quantité de l'air pompée dans le sac est le produit de du temps de remplissage et le débit moyen d'air.

Exemple de calcul:

- Temps de remplissage= 5 min
- Débit moyen lu à partie de Draycal= 1,985 l/m
- Quantité d'air pompé dans le sac : $5 \times 1,985=9,925$ l

Si on injecte dans le sac 10 μ l d'acétone (via une seringue microlitre), on obtient comme concentration :

$$m_{\text{acétone}} = \rho \times Vol = 788 \text{ kg/m}^3 \times 10\text{E-}9 \text{ m}^3 = 7,880 \text{ mg} \quad (\text{A-IV-1})$$

La concentration moyenne dans le sac (\bar{C}_{sac}) est exprimé comme le suivant :

$$\bar{C}_{\text{sac}} = \frac{m_{\text{acétone}}}{V_{\text{sac}}} = \frac{7,88}{9,925\text{E-}3} = 793,955 \text{ mg/m}^3 \quad (\text{A-IV-2})$$

Conversion de mg/m^3 vers ppm ($p=1$ atm et $T=25$ °C):

$$\bar{C}_{\text{sac}} (\text{ppm}) = \bar{C}_{\text{sac}} (\text{mg/m}^3) \times \frac{V_{m,\text{air}}}{M_{\text{acétone}}} \quad (\text{A-IV-3})$$

avec $V_{m,\text{air}} = 24,450$ l/mol et $M_{\text{acétone}} = 58,080$ g/mol

donc

$$\bar{C}_{sac} \text{ (ppm)} = \bar{C}_{sac} \text{ (mg/m}^3\text{)} \times \frac{24,450}{58,080} = \bar{C}_{sac} \text{ (mg/m}^3\text{)} \times 0,421$$

$$\bar{C}_{sac} \text{ (ppm)} = 793,955 \times 0,421 = 334,255 \text{ ppm}$$

NB : La concentration de vapeur saturante C_{sat} de l'acétone selon la CNESST est 245 ppb (245 000 ppm)

3. Mesure préliminaire :

- Test à vide : le MiniRae affiche 0,900 ppm
- 10 μ l : le MiniRae affiche ppm 241,500 ppm (sous-estimation de 27,75 %)

4. Calibrage :

- Étalonnage à zéro
- Calibration :
 - Utilisation d'une bonbonne d'isobutylène à une concentration de 100 ppm;
 - Remplissage du sac de calibrage déjà nettoyé;
 - Calibration.

5. Tests post-calibration :

- Test avec 20 μ l d'acétone :

$$V_{sac} = 5 \text{ min} \times 2,067 \text{ l/min} = 10,334 \text{ l}$$

Concentration moyenne calculée théoriquement dans le sac du calibrage ($\bar{C}_{sac,th}$) =

640,69 ppm

Concentration moyenne mesurée par le MiniRae ($\bar{C}_{sac,m}$) = 570 ppm

(sous-estimation de 11 %)

- Test avec 30 μ l d'acétone

$$V_{sac} = 5 \text{ min} \times 2 \text{ l/min} = 10 \text{ l}$$

$$\bar{C}_{sac,th} = 961 \text{ ppm}$$

$$\bar{C}_{sac,m} = 848 \text{ ppm (sous-estimation de 11,76 \%)}$$

- Test avec 40 μ l d'acétone :

$$V_{sac} = 5 \text{ min} \times 1,976 \text{ l/min} = 9,880 \text{ l}$$

$$\bar{C}_{sac,th} = 1340,200 \text{ ppm}$$

$$\bar{C}_{sac,m} = 1216 \text{ ppm (sous-estimation de 9.27 \%)}$$

➤ Test avec 50 μl d'acétone :

$$V_{sac} = 5 \text{ min} \times 2 \text{ l/min} = 10 \text{ l}$$

$$\bar{C}_{sac,th} = 1601,730 \text{ ppm}$$

$$\bar{C}_{sac,m} = 1479,500 \text{ ppm (sous-estimation de 7.63 \%)}$$

➤ Test avec 60 μl d'acétone :

$$V_{sac} = 5 \text{ min} \times 1,984 \text{ l/min} = 9,920 \text{ l}$$

$$\bar{C}_{sac,th} = 2002,300 \text{ ppm}$$

$$\bar{C}_{sac,m} = 1428 \text{ ppm (sous-estimation de 28,68 \%)}$$

La Figure-A IV-2 a été élaborée à partir des tests élaborés. La moyenne d'erreur excluant le test 60 μl d'acétone est de 9,915 % ce qui est acceptable.

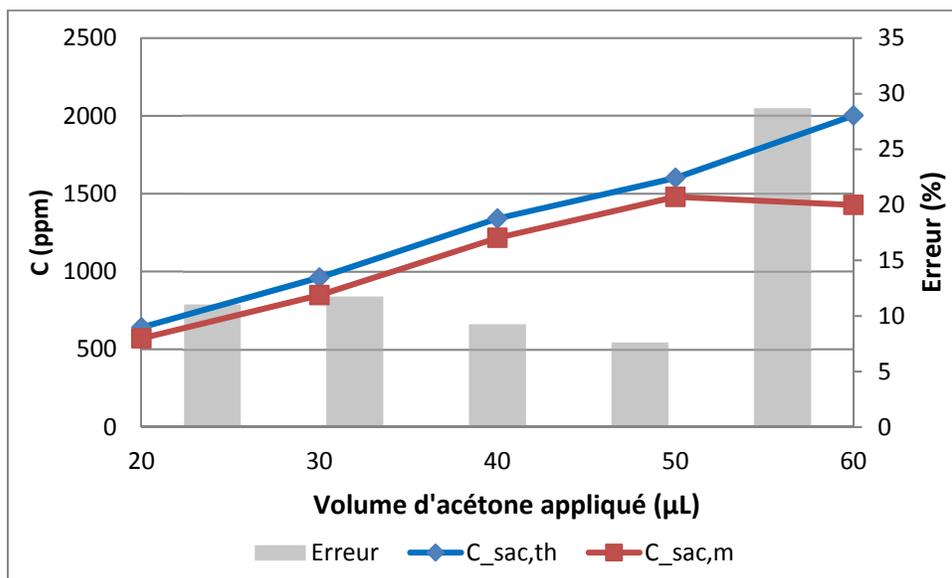


Figure-A IV-2 Erreur de mesure par le MiniRae 3000

Étant donné que les valeurs de concentration mesurées par le MiniRae durant cette étude sont relativement faible et ne dépasse pas 100 ppm, l'erreur de mesure par le MiniRae a été négligé.

ANNEXE V

ÉQUATION DE TRANSPORT DE CONSERVATION DE MASSE

L'obtention de l'équation A-V-1 de conservation de masse à partir de l'équation 3.3 de transport des espèces et de masse est justifiée par le principe de conservation de masse où :

$\dot{m}_b''' = \sum_{\alpha} \dot{m}_{b,\alpha}'''$: Le taux total de production des espèces par les gouttelettes évaporées ou par les particules est égal à la somme des taux de toutes les espèces;

$\sum Z_{\alpha} = 1$: La somme des fractions massiques de toutes les espèces est unitaire;

$\sum \dot{m}_{\alpha}''' = 0$: La somme de toutes les espèces (air, combustible et produits) est nulle.

Également, il est supposé que $\sum D_{\alpha} = 0$ et par la suite $\sum \rho D_{\alpha} \nabla Z_{\alpha} = 0$.

Ainsi, la sommation de l'équation 3.3 de transport des espèces pour toutes les espèces conduites à une nouvelle équation qui décrit la masse totale appelée équation de conservation de masse et qui s'écrit comme suit (McGrattan et al., 2015a) :

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho u) = \dot{m}_b''' \quad (\text{A-V-1})$$

tel que :

$\dot{m}_b''' = \sum_{\alpha} \dot{m}_{b,\alpha}'''$: Le taux total de production des espèces par les gouttelettes évaporées ou par les particules est égal à la somme des taux de toutes les espèces;

u : Le vecteur vitesse de l'écoulement (m/s);

ρ : masse volumique du gaz (kg/m³).

ANNEXE VI

CALCUL DE COEFFICIENT D'ÉCHANGE INTERZONAL β SELON DES DIFFÉRENTES MÉTHODES ET CONDITIONS

A. ZR demi-cubique de côte 1 m : R=0,5 m

Scénario/ACH	β (CFD – Concentration) $\beta_{Concentration} = \frac{Q \times C_{FF,ss}}{C_{NF,ss} - C_{FF,ss}}$	β (CFD - Vitesse) $\beta_v = \frac{1}{2} FSA \times \bar{S}_{FDS}$	β (Lescallete, 2002) $\beta_{Lescallete} = \exp\left(11.83\left(\frac{Q}{V}\right) + 1.16\right)$
1/1	0,97	0,69	3,89
1/2	0,60	1,37	4,73
1/4	0,65	2,75	7,02
1/6	1,00	4,13	10,41
2/1	1,13	0,69	3,89
2/2	1,67	1,37	4,73
2/4	0,92	2,75	7,02
2/6	1,16	4,13	10,41

B. ZR demi-cubique de côte 1,5 m : R=0,75 m

Scénario/ACH	β (CFD – Concentration) $\beta_{Concentration} = \frac{Q \times C_{FF,ss}}{C_{NF,ss} - C_{FF,ss}}$	β (CFD - Vitesse) $\beta_v = \frac{1}{2} FSA \times \bar{S}_{FDS}$	β (Lescallete, 2002) $\beta_{Lescallete} = \exp\left(11.83\left(\frac{Q}{V}\right) + 1.16\right)$
1/1	1,45	1,60	3,89
1/2	1,60	3,21	4,73
1/4	1,94	6,42	7,02
1/6	2,94	9,63	10,41
2/1	2,40	1,60	3,89

2/2	4,56	3,21	4,73
2/4	2,79	6,42	7,02
2/6	3,50	9,63	10,41

C. ZR demi-cubique de côte 2 m : R=1 m

Scénario/ACH	β (CFD – Concentration) $\beta_{Concentration} = \frac{Q \times C_{FF,ss}}{C_{NF,ss} - C_{FF,ss}}$	β (CFD - Vitesse) $\beta_v = \frac{1}{2} FSA \times \bar{S}_{FDS}$	β (Lescallete, 2002) $\beta_{Lescallete} = \exp\left(11.83\left(\frac{Q}{V}\right) + 1.16\right)$
1/1	2,33	2,89	3,89
1/2	3,10	5,77	4,73
1/4	4,06	11,55	7,02
1/6	6,09	17,33	10,41
2/1	6,63	2,89	3,89
2/2	9,24	5,77	4,73
2/4	5,88	11,55	7,02
2/6	7,24	17,33	10,41

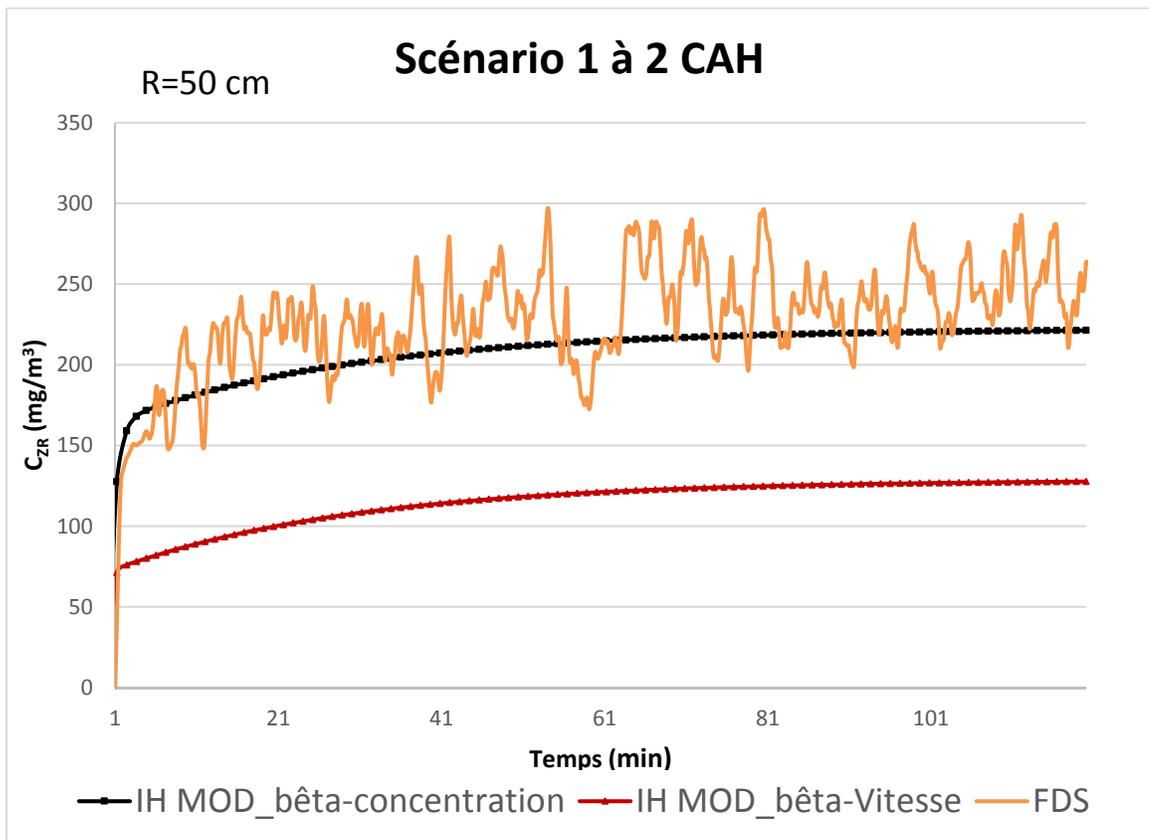
ANNEXE VII

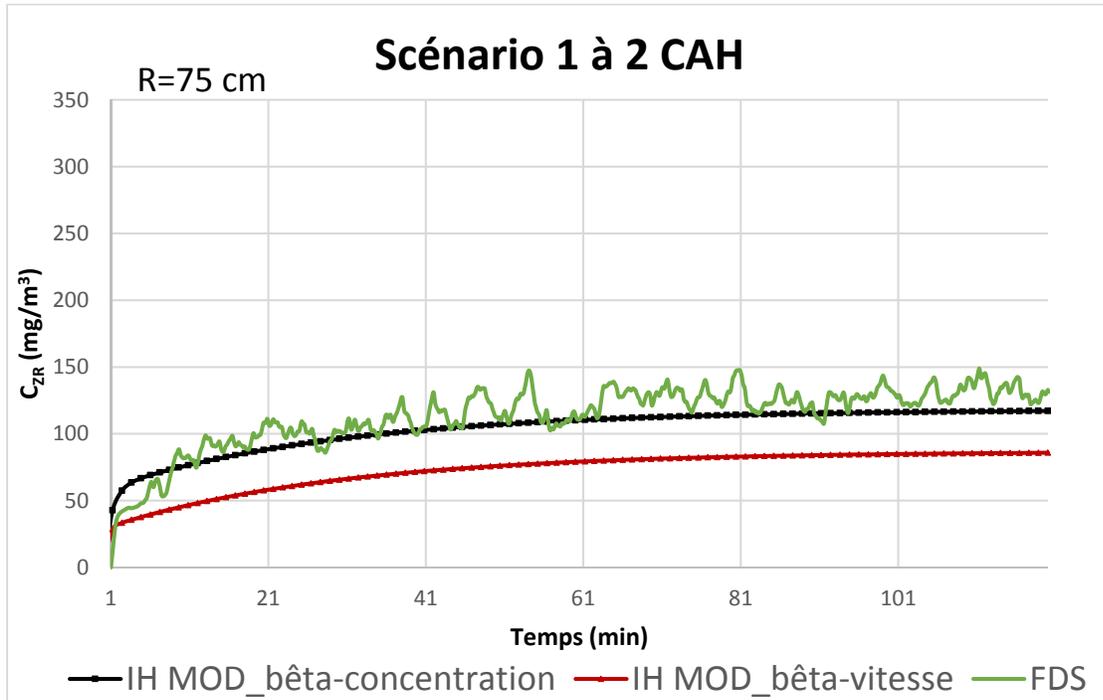
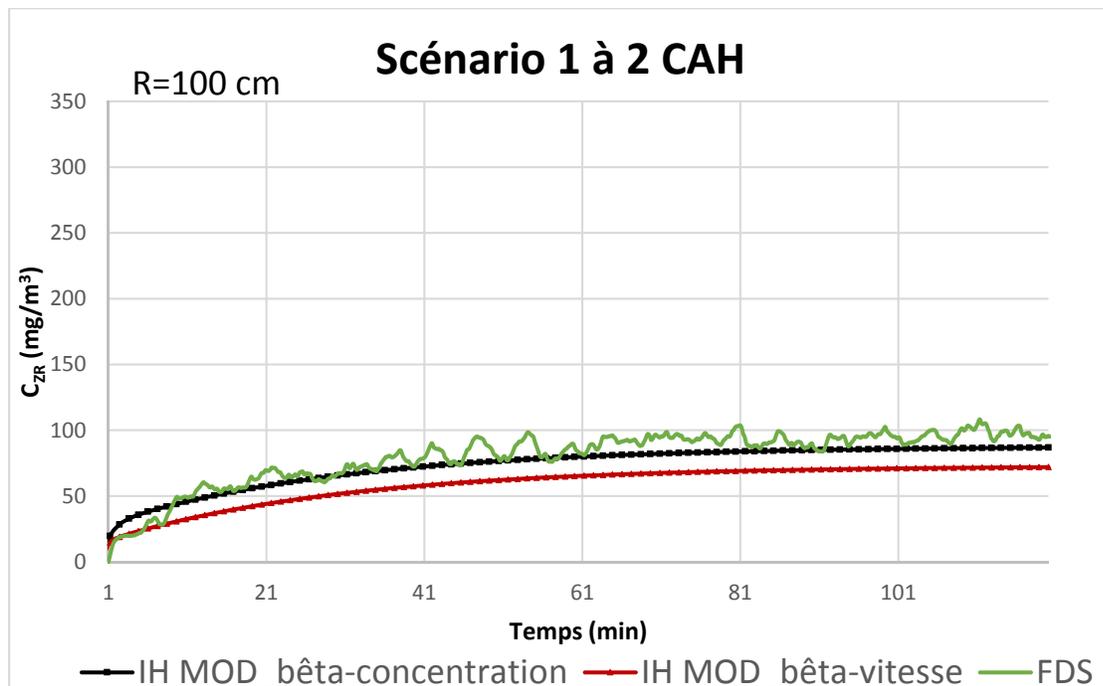
CONCENTRATION EN ACÉTONE POUR LES SCÉNARIOS 1 ET 2 SELON TROIS MÉTHODES DE CALCUL : IH MOD BASÉ SUR CFD-CONCENTRATION, IH MOD BASÉ SUR CFD-VITESSE ET CFD CALCULÉ PAR FDS

I. SCÉNARIO 1

1. À 2 CAH

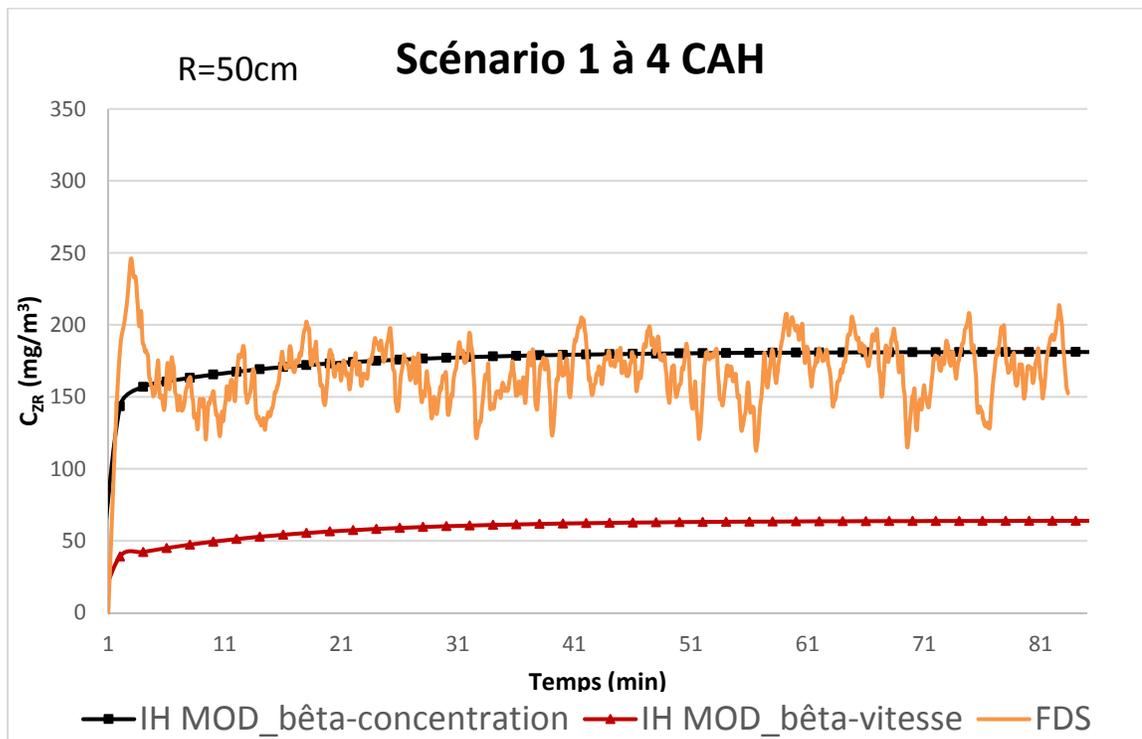
A. ZR demi-cubique de côte 1 m :



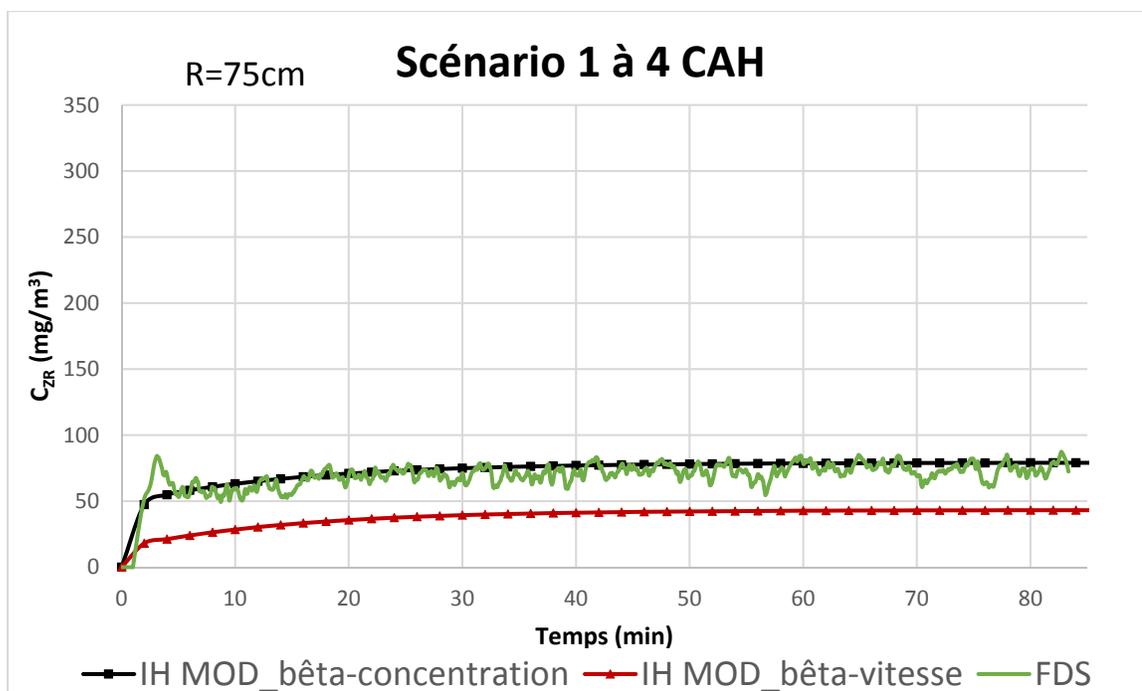
B. ZR demi-cubique de côte 1,5 m:**C. ZR demi-cubique de côte 2 m:**

2. À 4 CAH

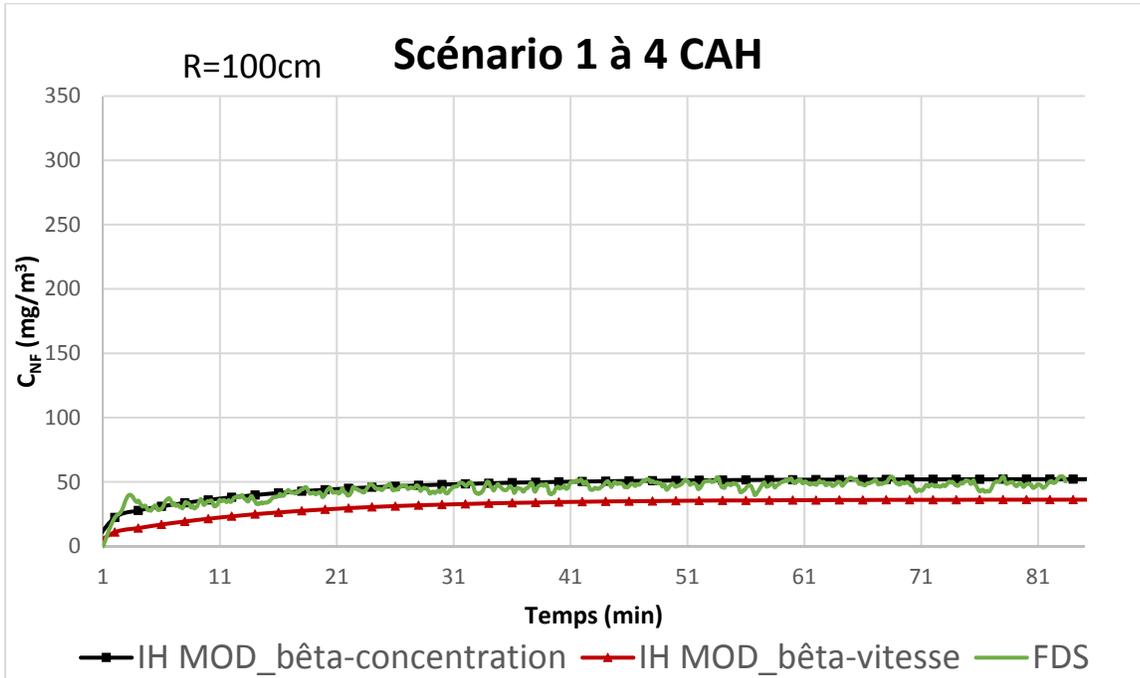
A. ZR demi-cubique de côte 1 m:



B. ZR demi-cubique de côte 1,5 m:

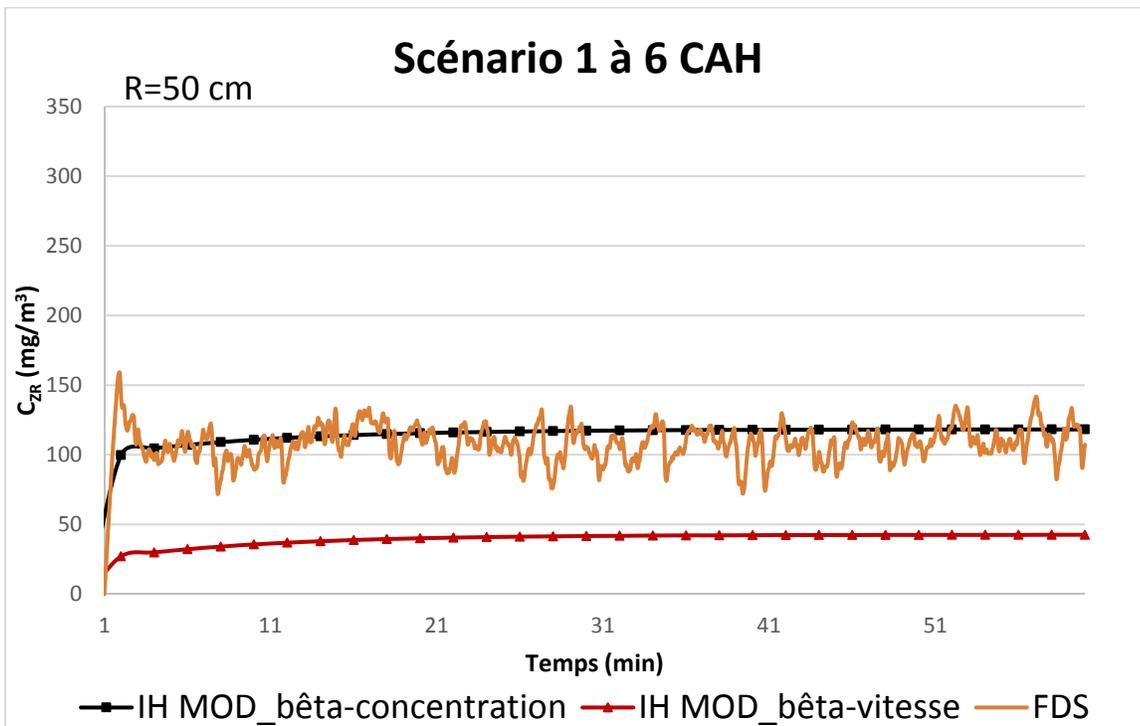


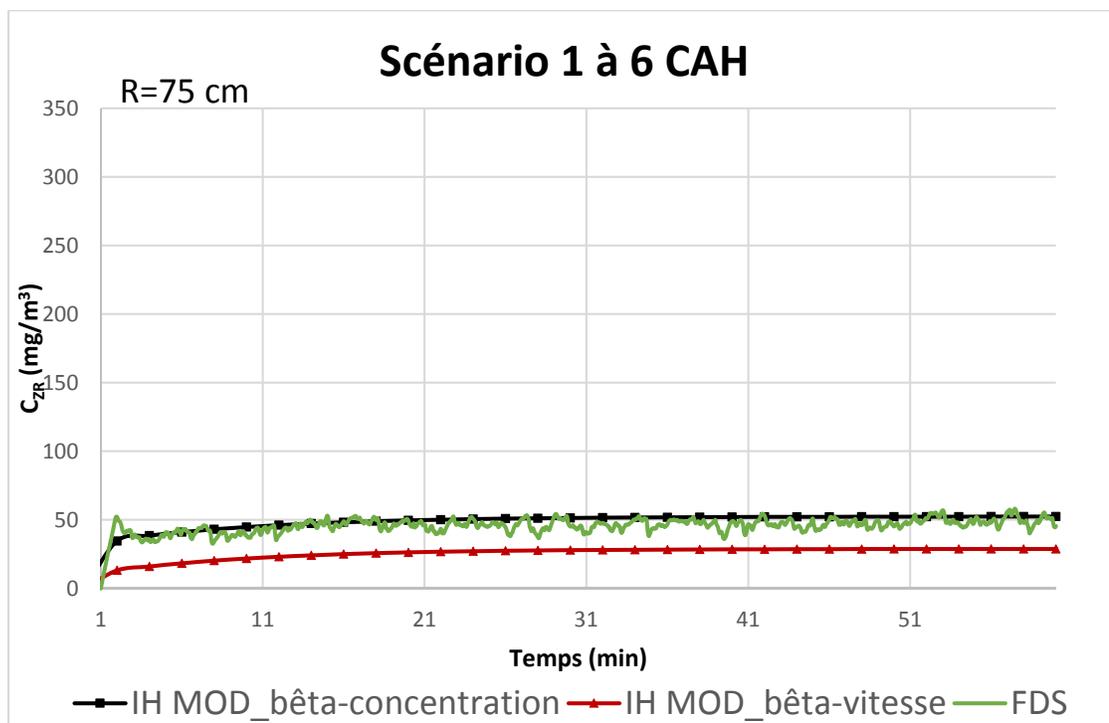
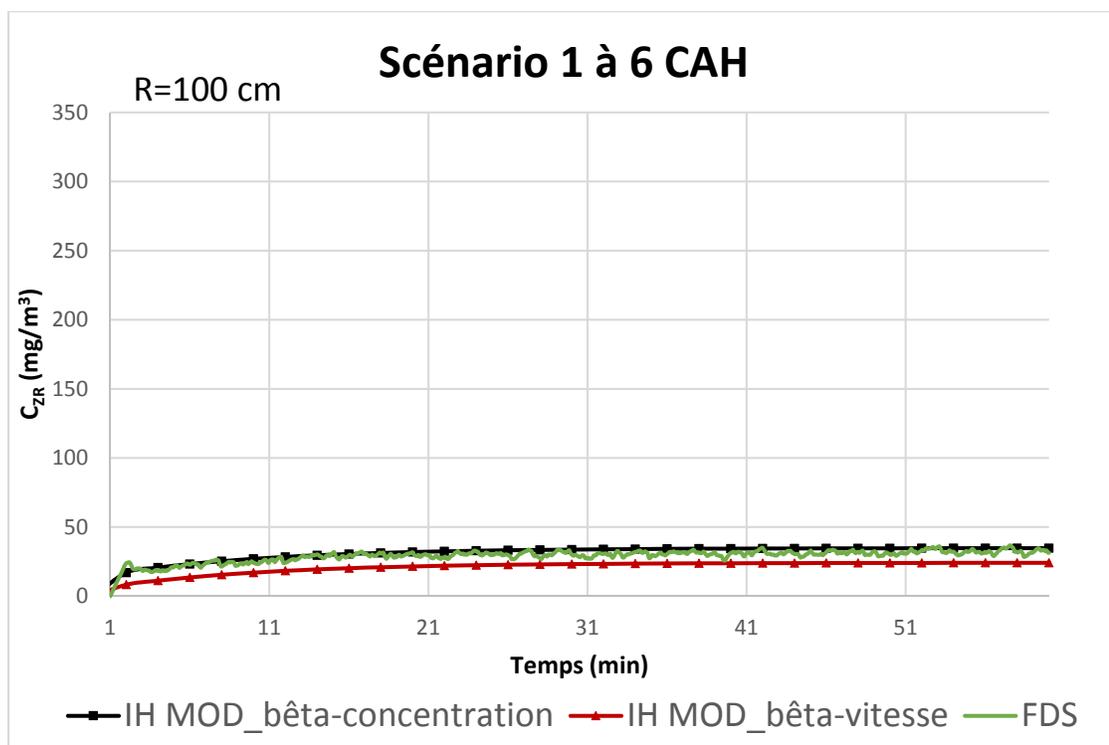
C. ZR demi-cubique de côte 2 m:



3. À 6 CAH

A. ZR demi-cubique de côte 1 m:

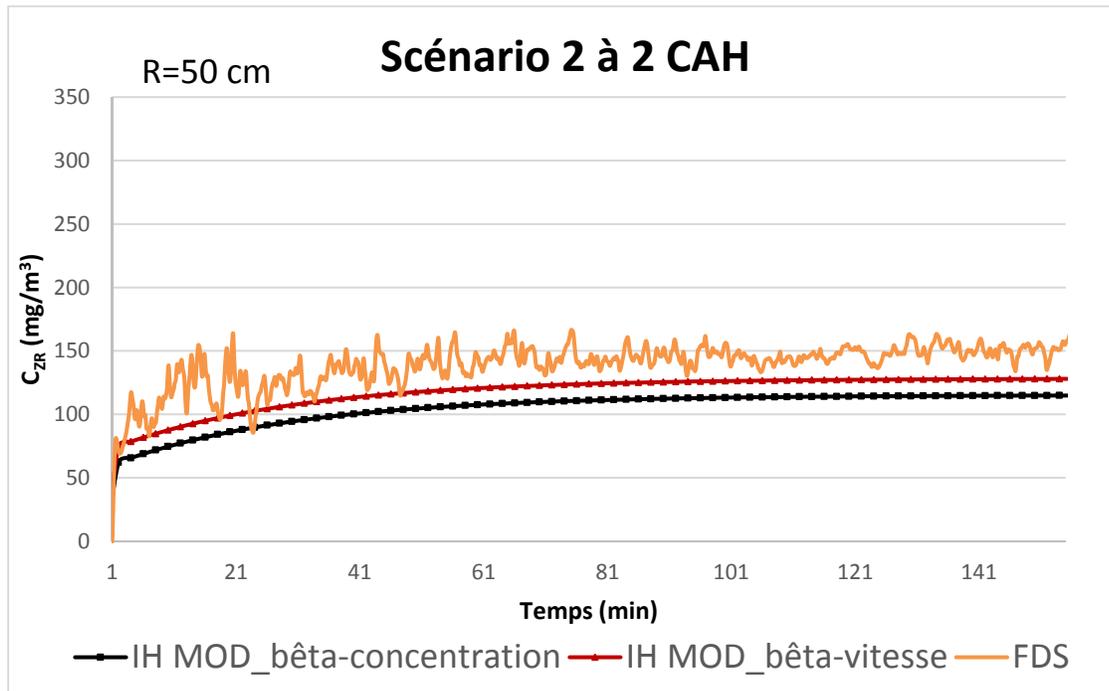


B. ZR demi-cubique de côte 1,5 m:**C. ZR demi-cubique de côte 2 m:**

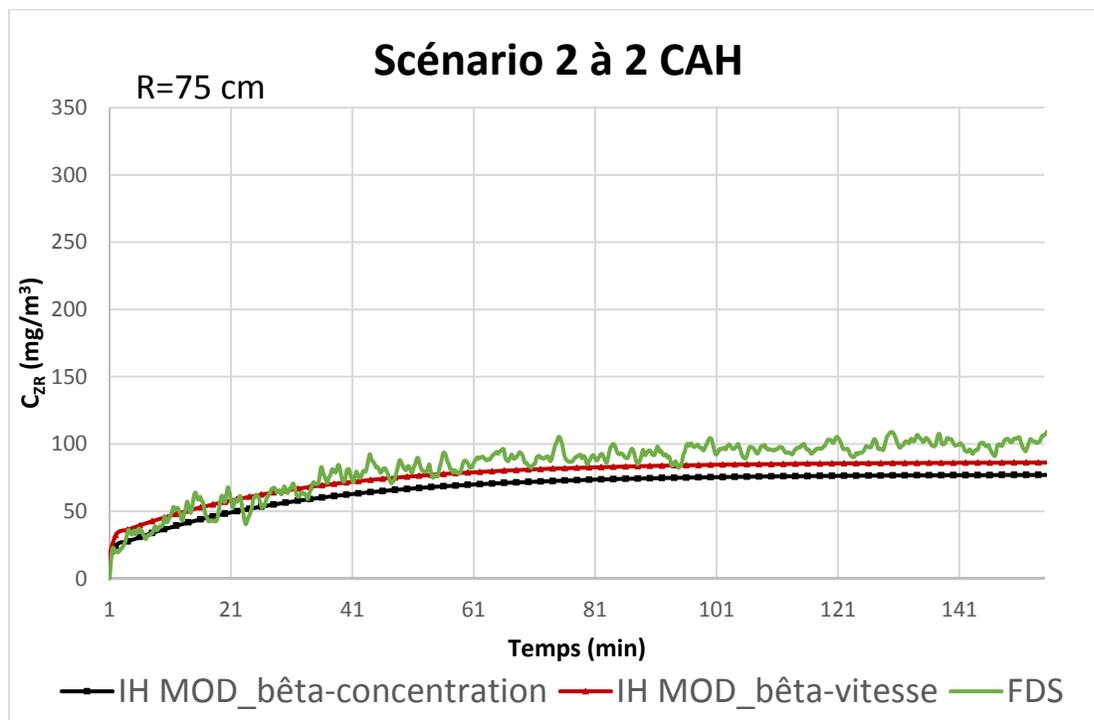
II. SCÉNARIO 2

1. À 2 CAH

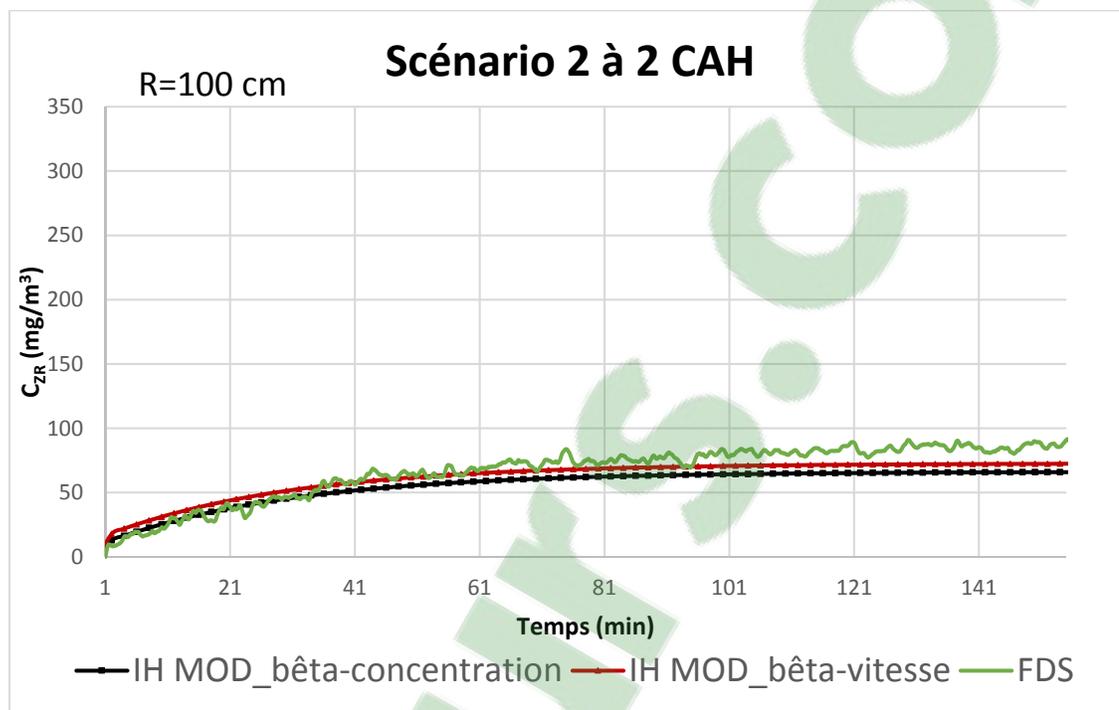
A. ZR demi-cubique de côte 1 m:



B. ZR demi-cubique de côte 1,5 m:

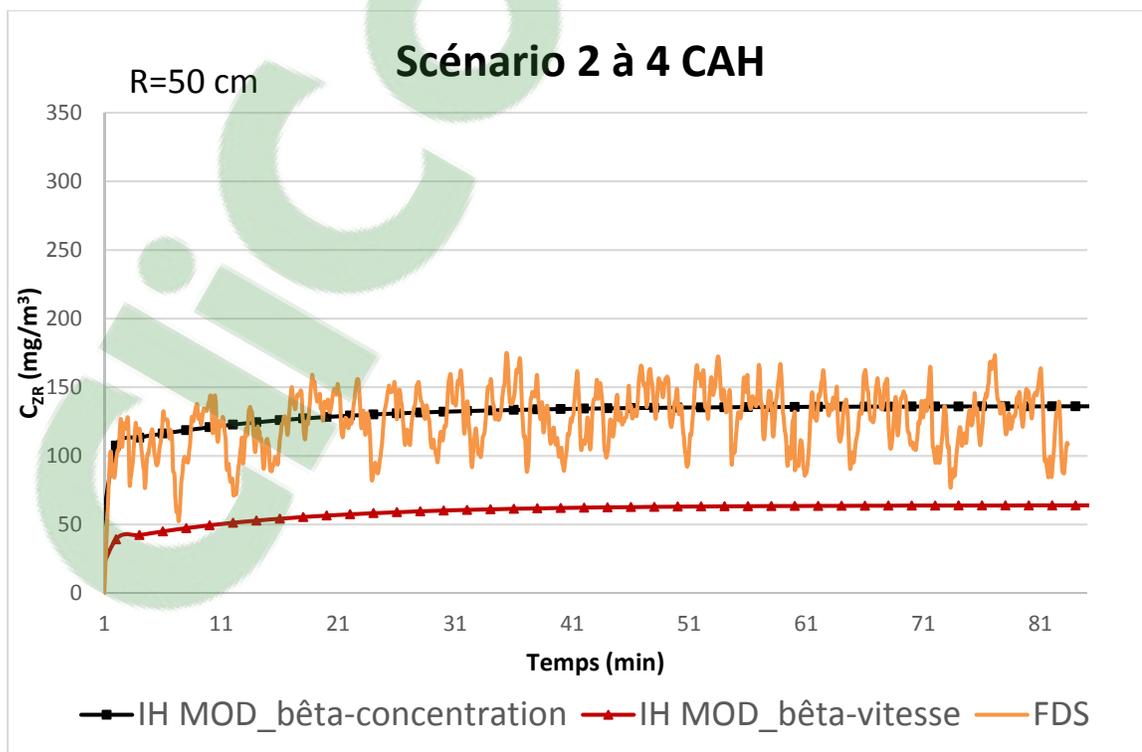


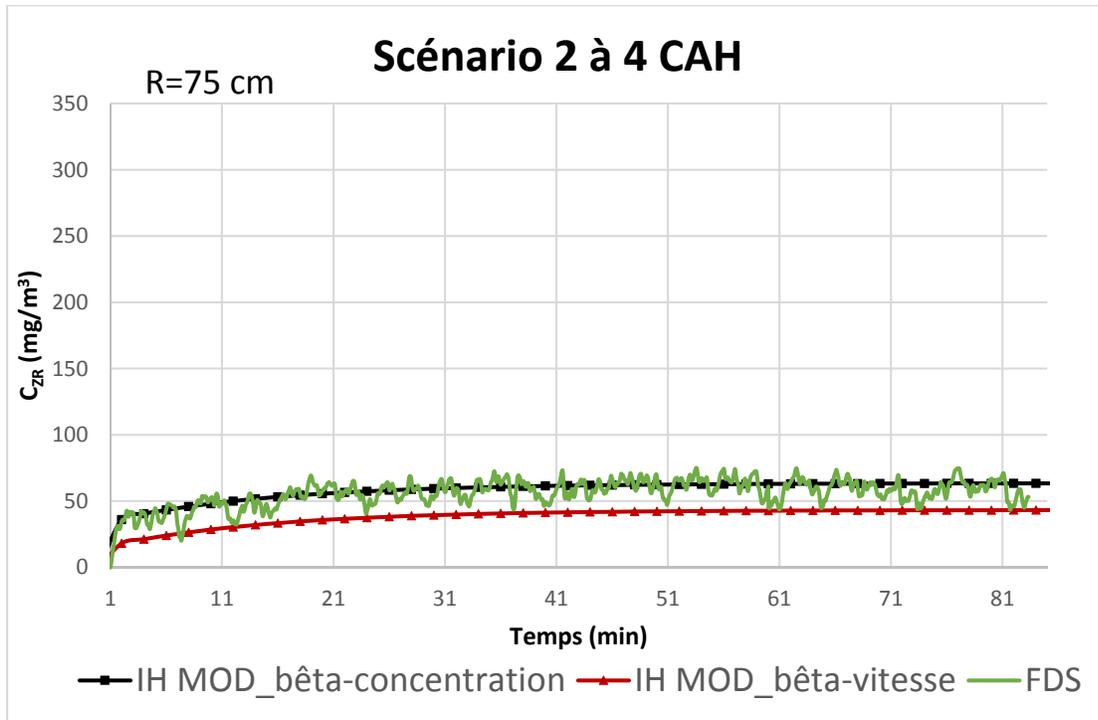
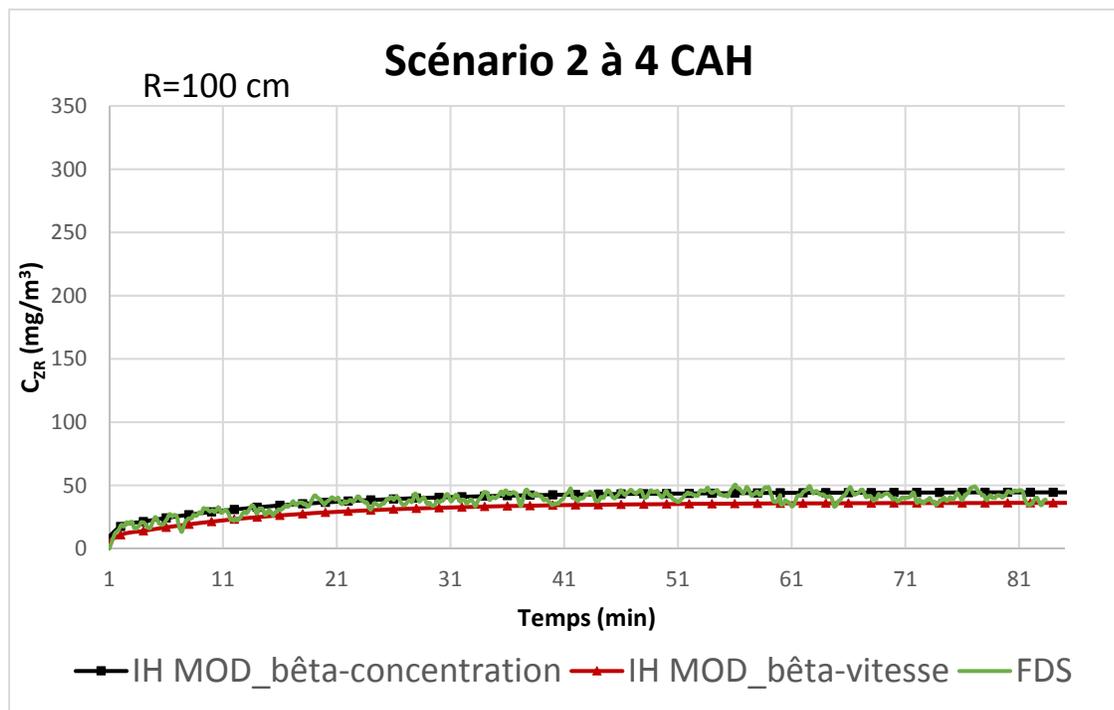
C. ZR demi-cubique de côte 2 m:

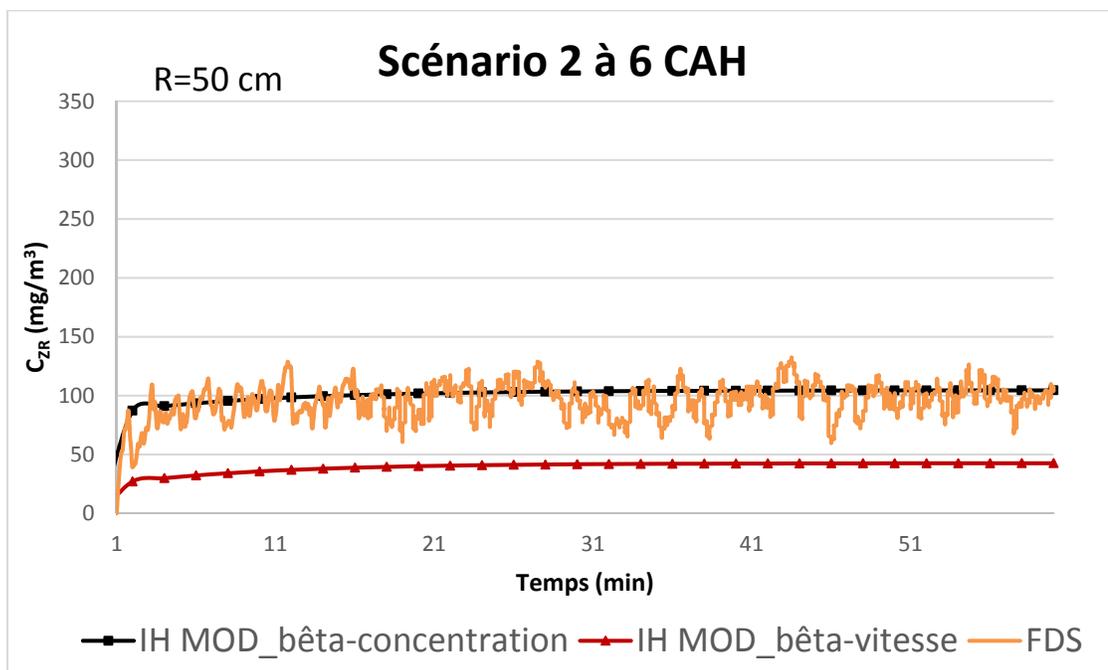
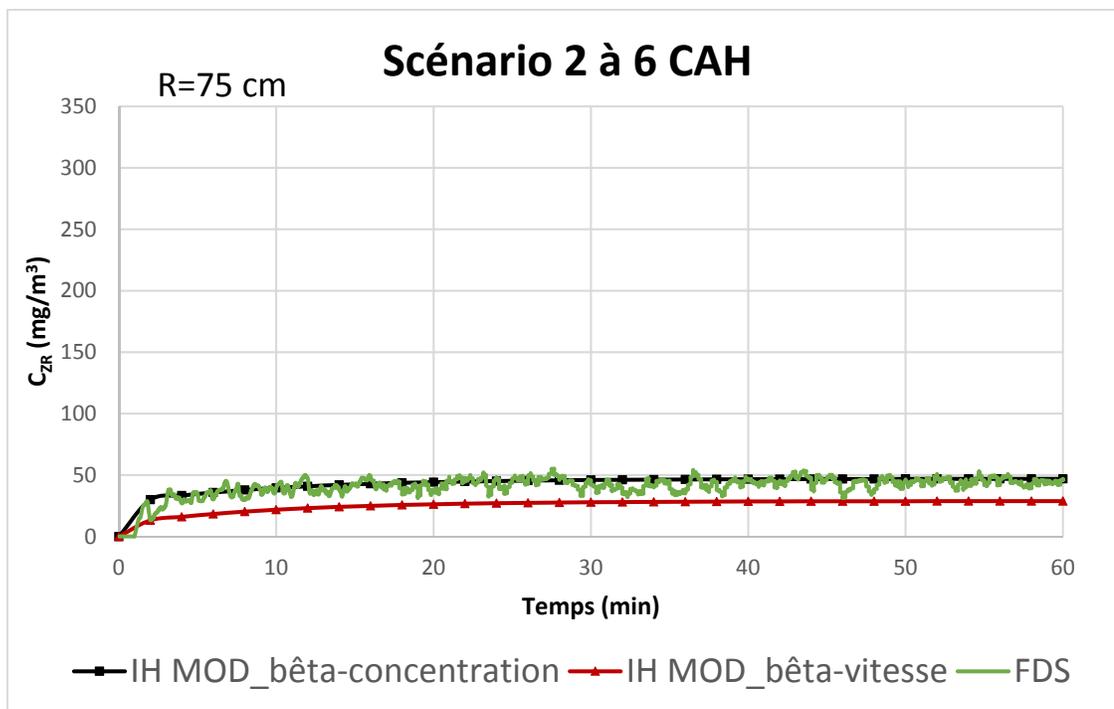


2. À 4 CAH

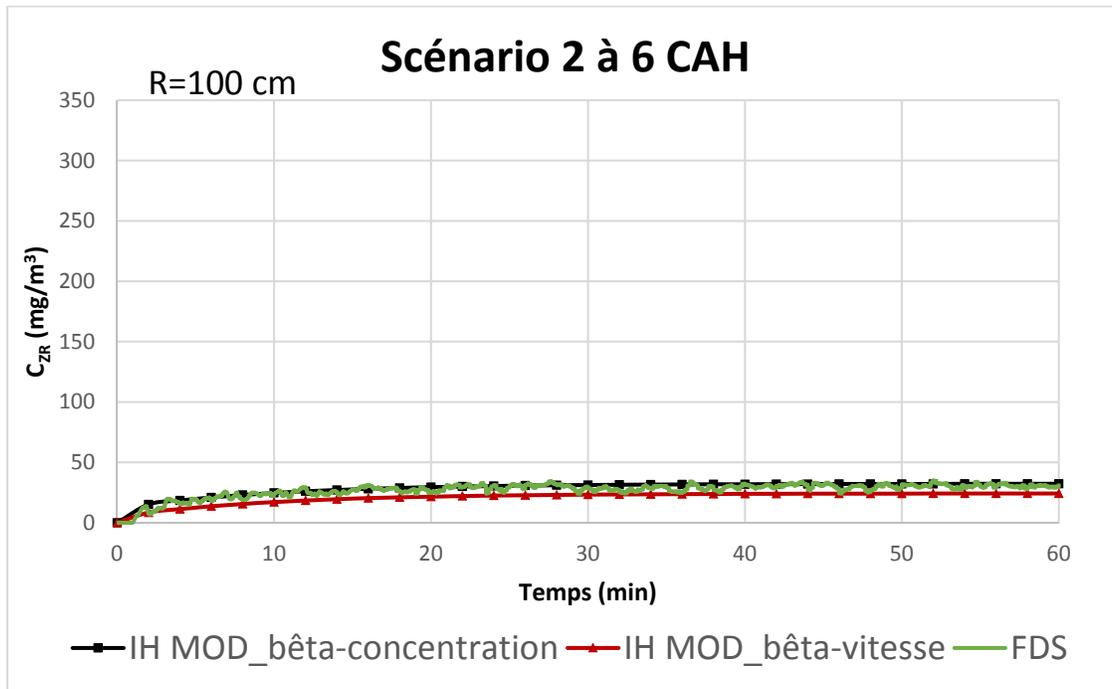
A. ZR demi-cubique de côte 1 m:



B. ZR demi-cubique de côté 1,5 m:**C. ZR demi-cubique de côté 2 m:****3. À 6 CAH**

A. ZR demi-cubique de côté 1 m:**B. ZR demi-cubique de côté 1,5 m:**

C. ZR demi-cubique de côté 2 m:



LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AIHA. 2006. *Industrial Hygiene Modeling (IHMOD)* (Version 0.212).
- AIHA. 2009. *Mathematical Models for Estimating Occupational Exposure to Chemicals*, 2nd. *Mathematical Models for Estimating Occupational Exposure to Chemicals*: AIHA, 223 p.
- Alberta. 2013. *Selected Biochemical Opportunities for Alberta*. < http://www.albertacanada.com/files/albertacanada/BioBased-Chemical-Import-Replacement-Report_5.Selected-Biochemical-Opportunities-for-Alberta.pdf >.
- Armstrong, Thomas W. . 2009. *IHMod*. AIHA, 7 p. < <https://www.aiha.org/get-involved/VolunteerGroups/Documents/EXPASSVG-MOD-HELP.pdf> >.
- Austin, Claire C. 2014. « Gaz et Vapeurs ». In *Manuel d'hygiène du travail : du diagnostic à la maîtrise des facteurs de risque*, sous la dir. de al., Brigitte Roberge et. p. 84-108. Mont—Royal (Québec): Modulo-Griffon.
- Bégin, D, et M Gérin. 2002. « Les grandes familles de solvants organiques-utilisations et aspects physico-chimiques ». *Solvants industriels: santé, sécurité, substitution*, p. 13.
- Bégin, D., M. Débia et M. Gérin. 2008. *Recension des outils de comparaison des solvants*. Montréal (Québec): Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail (IRSST), 106 p.
- Bennett, James S, Charles E Feigley, Jamil Khan et Mohammad H Hosni. 2003. « Comparison of emission models with computational fluid dynamic simulation and a proposed improved model ». *AIHA Journal*, vol. 64, n° 6, p. 739-754.
- Bennett, James S. , Charles E Feigley., Jamil Khan. et Mohammad H Hosni. 2000. « Comparison of Mathematical Models for Exposure Assessment With Computational Fluid Dynamic Simulation ». *Applied Industrial Hygiene*, vol. 15, p. 131-144.
- Bertrand, N., et R. Vincent. 2010. « Modélisation des exposition professionnelles aux agents chimiques: bilan et perspectives ». *INRS-Hygiène et sécurité du travail*, p. 21-33.
- Boyce, Catherine Petito, et Michael R Garry. 2002. « Review of information resources to support human exposure assessment models ». *Human and Ecological Risk Assessment*, vol. 8, n° 6, p. 1445-1487.
- Bray, R. G. . 2003. *Process Economics Program Report No. 206A - Bio-Based Solvents*. 206A. Menlo Parl, CA.: SRI Consulting.

- CCHST. 2015. « Système général harmonisé (SGH) ». < <http://www.cchst.ca/oshanswers/chemicals/ghs.html> >. Consulté le 2015-08-30.
- CCOHS. 1988. « La FTSS : Une explication des termes courants ». < <http://ccinfoweb.ccohs.ca/help/ftss/ftsstermsf.html> >. Consulté le 2015-08-20.
- Celik, Ismail B., Urmila. Ghia, Patrick J., Roache, Christopher J., Freitas, Hugh, Coleman et Peter E., Raad. 2008. « Procedure for Estimation and Reporting of Uncertainty Due to Discretization in CFD Applications ». *Journal of Fluids Engineering*, vol. 130, n° 078001, p. 1-4.
- Chafi, Fatima Zohra 2010. « Développement d'un modèle zonale pour la simulation thermoaérolrique des bâtiments multizones ». École de Technologie Supérieure, 167 p.
- Chanteloup, Vivian., et Pierre-Sylvain. Mirade 2009. « Computational fluid dynamics (CFD) modelling of local mean age of air distribution in forced-ventilation food plants ». *ELSEVIER*, vol. 90, p. 90-103.
- Chauhan, Neetika, RP Chauhan, M Joshi, TK Agarwal et BK Sapra. 2015. « Measurements and CFD modeling of indoor thoron distribution ». *Atmospheric Environment*, vol. 105, p. 7-13.
- CNESST. 1988. « SIMDUT ». < <http://www.csst.qc.ca/prevention/reptox/pages/liste-simdut-1988-a.aspx> >. Consulté le 2015-08-20.
- CNESST. 2014. « Guide d'utilisation d'une fiche signalétique ». < <http://www.csst.qc.ca/prevention/reptox/simdut-1988/guide-utilisation-fiche-signalétique/pages/13-reglementation.aspx#Chap3> >. Consulté le 2015-07-23.
- Debia, Maximilien. 2010. « Evaluation d'indices de comparaison pour la substitution des solvants en milieu de travail ». Ph.D., Université de Montréal (Canada), 253 p. In ProQuest Dissertations & Theses Full Text. < <http://search.proquest.com/docview/919081169?accountid=27231> >.
- Drolet, D., N. Groyer, B. Roberge, J. Lavoué, M. Coulombe et A. Dufresne. 2010a. *Stratégies de diagnostic de l'exposition des travailleurs aux substances chimiques*. Montréal (Québec): Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail (IRSST), 88 p.
- Drolet, Daniel., Nicole. Goyer, Brigitte. Roberge, Jérôme. Lavoué, Mathieu. Coulombe et André. Dufresne. 2010b. *Stratégies de diagnostic de l'exposition des travailleurs aux substances chimiques*. Montréal: IRSST, 88 p.

- Drolet, Daniel., et Guylaine. Beauchamp. 2012. *Guide d'échantillonnage des contaminants de l'air en milieu de travail*. Montréal: IRSST, 150 p.
- E. Feigleya, Charles. , James. S. Bennetta, Jamil. Khanb et Eungyoung. Leea. 2002. « Performance of Deterministic Workplace Exposure Assessment Models for Various Contaminant Source, Air Inlet, and Exhaust Locations Contaminant concentration estimates ». *AIHA Journal*, vol. 63, p. 402-412.
- Flynn, Michael, R. 2003. « A Stochastic Differential Equation for Exposure Yields a Beta Distribution ». *Oxford University Press*, vol. 48, p. 491–497.
- Franck Abattan, Spéro. 2014. *Modèles d'estimation de l'exposition professionnelle aux vapeurs de solvants*. Montréal: Université de Montréal: École de santé publique.
- Haine, Salim. 2014. *Élaboration d'une stratégie de ventilation pour l'élimination efficace des bioaérosols dans une unité de bronchoscopie*. Maîtrise en Génie Mécanique. Montréal: École de Technologie Supérieure, Université du Québec.
- He, G, X Yang et J Srebric. 2005. « Removal of contaminants released from room surfaces by displacement and mixing ventilation: modeling and validation ». *Indoor air*, vol. 15, n° 5, p. 367-380.
- Hofstetter, Elizabeth. , John W. Spencer, Kathleen. Hiteshew, Michelle. Coutu et Mark. Nealley. 2013. « Evaluation of Recommended REACH Exposure Modeling Tools and Near-Field, Far-Field Model in Assessing Occupational Exposure to Toluene from Spray Paint ». *Ann. Occup. Hyg*, vol. 57, p. 210-220.
- Hyun, S., et C. Kleinstreuer. 2001. « Numerical simulation of mixed convection heat and mass transfer in a human inhalation test chamber ». *International Journal of Heat and Mass Transfer*, vol. 44, n° 12, p. 2247-2260.
- IRSST. 2015. « Outils pour la comparaison des solvants ». < <http://www.irsst.qc.ca/solub/outils-pour-la-comparaison-des-solvants.html> >. Consulté le 2015-08-30.
- Jayjock, Michael A, Christine F Chaisson, Susan Arnold et Elizabeth J Dederick. 2007. « Modeling framework for human exposure assessment ». *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, vol. 17, p. S81-S89.
- Jayjock, Michael, Perry Logan, Brian Mader, John Owens, Jess Eldridge, Michael Costello, Mark Morken et Paul Lieder. 2010. « Modeled comparisons of health risks posed by fluorinated solvents in a workplace spill scenario ». *Annals of Occupational Hygiene*, p. 202-213.

- Keil, C, B. 1998. « The Development and Evaluation of an Emission Factor for a Toluene Parts-Washing Process ». *American Industrial Hygiene Association Journal*, vol. 59, p. 14-19.
- Keil, C, B. 2000. « A Tiered Approach to Deterministic Models for Indoor Air Exposures ». *Applied Occupational and Environmental Hygiene*, vol. 15, p. 145-151.
- Keil, Charles B, et Mark Nicas. 2003. « Predicting room vapor concentrations due to spills of organic solvents ». *AIHA Journal*, vol. 64, n° 4, p. 445-454.
- Keil, Charles B., Catherine E. Simmons et T.Rennée. Anthony. 2009. *Mathematical Models for Estimating Occupational Exposure to Chemicals*, 2. USA: AIHA.
- Koivisto, Antti Joonas, AC Ø Jensen, Marcus Levin, Kirsten I Kling, Miikka Dal Maso, Signe H Nielsen, Keld Alstrup Jensen et Ismo Kalevi Koponen. 2015. « Testing the near field/far field model performance for prediction of particulate matter emissions in a paint factory ». *Environmental Science: Processes & Impacts*, vol. 17, n° 1, p. 62-73.
- Larroque, D. 2010. *Logiciel IHMOD: un outil d'évaluation des expositions professionnelles aux agents chimiques téléchargeable gratuitement sur le site de l'INRS*. Paris, France: INRS, 2 p.
- Lau, Josephine, et Qingyan Chen. 2007. « Floor-supply displacement ventilation for workshops ». *Building and Environment*, vol. 42, n° 4, p. 1718-1730.
- Lescallett, G.D. 2002. *Developing a Pilot Test to Measure and Predict Interzonal Airflow Rates (beta) with a Tracer Gas*. 92 p.
- Lopez, Ramon, Steven E Lacey et Rachael M Jones. 2015. « Application of a Two-Zone Model to Estimate Medical Laser-Generated Particulate Matter Exposures ». *Journal of occupational and environmental hygiene*, vol. 12, n° 5, p. 309-313.
- Marchand, A., et M.E. Blanc. 2006. « Prévalence de l'exposition aux risques physiques, chimiques et psychologiques : Analyse des données de l'Enquête sociale et de santé au Québec ». In *Colloque "La recherche en SST : Anciens risques et enjeux actuels" dans le cadre du 74e Congrès de l'Association francophone pour le savoir (ACFAS)*. (Montréal, 15-19 mai 2006). Réseau de recherche en santé et en sécurité du travail du Québec, Montréal.
- McGrattan, K., S. Hostikka, R. McDermott, J. Floyd, C. Weinschenk et K. Overholt. 2015a. *Fire Dynamics Simulator Technical Reference Guide Volume 1: Mathematical Model*, V 6.3.2, 6th edition. National Institute of Standards and Technology 145 p.

- McGrattan, K., S. Hostikka, R. McDermott, J. Floyd, C. Weinschenk et K. Overholt. 2015b. *Fire Dynamics Simulator User's Guide*, V 6.3.2, 6th edition. National Institute of Standards and Technology, 284 p.
- Nicas, M., et J. Neuhaus. 2008. « Predicting Benzene Vapor Concentrations with a Near Field/Far Field Model ». *Journal of Occupational and Environmental Hygiene*, vol. 5, p. 599-608.
- Nicas, Mark. 2009. « The Near Field/Far Field (Two-Box) Model with a Constant contaminant Emission Rate ». In *Mathematical Models for Estimating Occupational Exposure to Chemicals*, sous la dir. de AIHA, 2nd. p. 223. Mathematical Models for Estimating Occupational Exposure to Chemicals: AIHA.
- Nicas, Mark. 1996. « Estimating Exposure Intensity in an Imperfectly Mixed Room ». *American Industrial Hygiene Association Journal*, vol. 57, p. 542-550.
- Nicas, Mark. . 2016. « The Near Field/Far Field Model with Constant Application of Chemical Mass and Exponentially Decreasing Emission of the Mass Applied ». *Journal of Occupational and Environmental Hygiene*, p. 1-37.
- Officiel-prevention. 2011. « La métrologie des expositions professionnelles ». < <http://www.officiel-prevention.com> >. Consulté le 2015-08-19.
- Officiel-prevention. 2014. « La prévention des risques de l'exposition professionnelle aux solvants organiques ». < http://www.officiel-prevention.com/protections-collectives-organisation-ergonomie/risque-chimique/detail_dossier_CHSCT.php?rub=38&ssrub=69&dossier=484 >. Consulté le 2015-08-30.
- Ramachandran, Gurumurthy. 2008. « Toward better exposure assessment strategies—the new NIOSH initiative ». *Annals of occupational hygiene*, vol. 52, n° 5, p. 297-301.
- Robbins, Coreen A., Michael W. Krause, Raja H. Atallah et Marc J. Plisko. 2012. « Comparison of exposure measurements to near field–far field modeled results for benzene and base solvents during a cleaning process using plain or 0.1% benzene spiked toluene and xylene ». *Journal of Chemical Health & Safety*, p. 3-11.
- RSST. 2015. « Loi sur la santé et la sécurité du travail ». < http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/S_2_1/S2_1R13.HTM >. Consulté le 2015-08-20.

- SAP. 2015. « Component Extension for SAP EHS Management: Similar Exposure Group (SEG) ». https://help.sap.com/saphelp_ehsxt30/helpdata/en/7d/0f915e4fa7401da266a11fe5bd7c4e/content.htm >. Consulté le 2015-08-18.
- Spencer, John W. , et Marc J. Plisko. 2007. « A Comparison Study Using a Mathematical Model and Actual Exposure Monitoring for Estimating Solvent Exposures During the Disassembly of Metal Parts ». *Journal of Occupational and Environmental Hygiene*, vol. 4, p. 253-259.
- Taylor, Jon R, Patrick T O'Shaughnessy et Stephen J Reynolds. 2004. « Estimating personal exposures based on mass balance material usage rates: Validation of a ventilation model in a spray paint booth ». *Journal of occupational and environmental hygiene*, vol. 1, n° 4, p. 213-221.
- Tongeren, Martie Van. , Wouter. Fransman, Sally. Spankie, martin. Tischer, Derk. Brouwer, jody. Schinkel, John W. Cherrie et erik Tielemans. 2011. « Advanced REACH Tool: Development and Application of the Substance Emission Potential Modifying Factor ». *Oxford University Press on behalf of the British Occupational Hygiene Society*, vol. 55, p. 980–988.
- Truchon, Ginette. , Robert. Tardif, Jérôme. Lavoué, Daniel. Drolet, Martine. Lévesque et Julie. Boucher. 2012. *Guide de surveillance biologique de l'exposition: Stratégie de prélèvement et interprétation des résultats*. IRSST - Direction des communications et de la valorisation de la recherche 505, boul. De Maisonneuve Ouest Montréal (Québec): IRSST.
- Yang, X., et Q. Chen. 2001. « A Coupled Airflow and Source/Sink Model for Simulating Indoor VOC Exposures ». *Minksgaard*, vol. 11, n° INDOOR AIR, p. 257-269.
- Zhang, Y., S. Banerjee, R. Yang, C. Lungu et G. Ramachandran. 2009. « Bayesian Modeling of Exposure and Airflow Using Two-Zone Models ». *Oxford University Press*, p. 16.