



HAL
open science

Modélisation de la qualité des ambiances intérieures (Manuscrit d'HDR)

Marc O. Abadie

► **To cite this version:**

Marc O. Abadie. Modélisation de la qualité des ambiances intérieures (Manuscrit d'HDR). Sciences de l'ingénieur [physics]. Ecole doctorale 618 (Euclide), 2023. tel-04210843

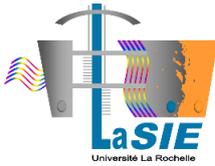
HAL Id: tel-04210843

<https://hal.science/tel-04210843>

Submitted on 19 Sep 2023

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



HABILITATION A DIRIGER DES RECHERCHES EN SCIENCES

présentée devant
LA ROCHELLE UNIVERSITE

pour obtenir
LE GRADE DE DOCTEUR HABILITE EN SCIENCES

par
MARC ABADIE

Maître de Conférences à La Rochelle Université
Chercheur au Laboratoire des Sciences de l'Ingénieur pour l'Environnement
(LaSIE) – UMR 7356 CNRS

MODELISATION DE LA QUALITE DES AMBIANCES INTERIEURES

Soutenance le 7 juillet 2023 devant la commission d'examen composée de :

Jean-Jacques ROUX	Professeur Emérite – INSA de Lyon	Rapporteur
Evelyne GEHIN	Professeure – Université Paris-Est Créteil	Rapporteuse
Etienne WURTZ	Directeur de recherche, CEA Grenoble	Rapporteur
Monika WOLOSZYN	Professeure, Polytech Annecy Chambéry	Examinatrice
Nadine LOCOGE	Professeure – IMT Nord Europe	Examinatrice
Francis ALLARD	Professeur Emérite – La Rochelle Université	Invité

HABILITATION A DIRIGER DES RECHERCHES EN SCIENCES

MODELISATION DE LA QUALITE DES AMBIANCES INTERIEURES

MARC ABADIE

Maître de Conférences à La Rochelle Université

**Chercheur au Laboratoire des Sciences de l'Ingénieur pour l'Environnement
(LaSIE) – UMR 7356 CNRS**

Remerciements :

Je remercie tout d'abord Evelyne Géhin (Professeure à l'Université Paris-Est Créteil), Etienne Wurtz (Directeur de recherche au CEA de Grenoble) et Jean-Jacques Roux (Professeur Emérite à l'INSA de Lyon) pour avoir accepté de rapporter mon travail de recherche. Je remercie également les autres membres de mon jury, Monika Woloszyn (Professeure à Polytech Annecy Chambéry et Présidente du jury), Nadine Locoge (Professeure à l'IMT Nord Europe) et Francis Allard (Professeur Emérite à La Rochelle Université) pour m'avoir fait l'honneur d'examiner ce travail. Leurs questions et commentaires ont apporté de nouvelles mises en perspective de notre domaine et ont souligné l'importance de la recherche en Qualité de l'Air Intérieur, depuis le développement de ses notions fondamentales jusqu'à ses applications concrètes visant l'amélioration des conditions environnementales des bâtiments.

Les travaux de recherche présentés dans ce manuscrit ont été menés et développés tout au long de ces 25 dernières années dans différents laboratoires de recherche et en collaboration avec de nombreux collègues chercheurs... Sans être exhaustif, et par ordre chronologique, je tiens à remercier Francis Allard, Karim Limam et Claudine Béghein au début de mes années dans la recherche au LEPTAB, Ashok Gadgil, Elisabeth Finlayson, Mike Sohn, Tracy Thatcher, David Lorenzetti, Iain Walker et Max Sherman au LBNL, Nathan Mendes, Gerson dos Santos et Luís Mauro Moura du LST (PUC-PR) et tous mes collègues du LEPTIAB/LaSIE dont Patrice Blondeau, Patrick Salagnac, Emmanuel Bozonnet, Jérôme Le Dréau et Christian Inard.

Ces travaux n'ont été possibles que grâce aux développements expérimentaux et numériques importants des doctorants et post-doctorants avec qui j'ai eu le plaisir de travailler : Sakina El Hamdani, Roberto Zanetti Freire, Céline Turreilles, Remon Lapisa, Zaïd Romani, Charles-Florian Picard, Louis Cony, Ahmed Benabed, Juan Sebastian Rios Mora et Guillaume Sérafin.

Les nombreux échanges et discussions riches dans des projets de recherche et de collaborations ont également participé à l'aboutissement de nombreux travaux. Que cela soit à travers nos partenaires des laboratoires communs avec le LaSIE dont Jérôme Nicolle, Adrien Dhalluin et Florian Battezzati de RUPPElab (TIPEE), Bénédicte Wall-Ribot, Denis Covalet et Thierry Duforestel de 4evLab (EDF R&D), la collaboration de longue date avec le CSTB en les personnes de Bernard Collignan, Olivier Ramalho, Corinne Mandin et Thierno Diallo ou dans le cadre de projets de collaborations internationales avec Jelle Laverge (Ghent University), Gabriel Rojas-Kopeinig (Innsbruck University), Jakub Kolarik, Carsten Rode et Pawel Wargocki (DTU), Gaëlle Guyot (CEREMA), Jensen Zhang (Syracuse University) et John Grunewald (TU Dresden).

Il m'était impossible de conclure ces remerciements sans mentionner Katia Cordeiro Mendonça, mon épouse, avec qui j'ai le privilège de partager notre passion commune pour la recherche.

Résumé :

Mon travail de recherche s'inscrit dans la thématique des transferts appliqués au bâtiment. Plus précisément, un premier ensemble de travaux a été dédié à la modélisation des transferts aérauliques, de chaleur et d'humidité dans le bâtiment comme les interactions entre les écoulements d'air et l'enveloppe du bâtiment, les transferts d'humidité dans le bâtiment et la modélisation des écoulements d'air dans les ambiances intérieures par approche zonale. Ensuite, c'est l'évaluation de la pollution de l'air des espaces intérieurs et plus particulièrement ceux du bâtiment qui a été le focus de ma recherche. Les travaux de recherche traite de la création d'une base de données des taux d'émission des sources intérieures en polluants, du dépôt des particules sur les revêtements du bâtiment, de la dispersion des polluants dans les ambiances intérieures, du transfert du polluant particulaire dans les réseaux CVC, du transfert des polluants gazeux du sol vers le bâtiment, de la pollution dans les logements et de la recherche de solutions à bas coût pour la mesure de la pollution de l'air. Enfin, mes travaux ont logiquement été dirigés vers l'évaluation de l'exposition des occupants et de l'efficacité des solutions d'amélioration de la Qualité de l'Air Intérieur (QAI). Ainsi, l'élaboration des indices de QAI avec ses différentes étapes comme l'évaluation des risques en air intérieur, la hiérarchisation des polluants, les sous-indices par polluants, les indicateurs multi-polluants, la prise en compte de la consommation énergétique et des autres paramètres de la Qualité Environnementale Intérieures y sont développés. La QAI des logements français et des effets des actions de rénovation énergétique sur celle-ci sont ainsi analysée en détail. Enfin, une dernière partie concerne l'analyse des solutions d'amélioration de la QAI avec l'étude de la performance des épurateurs d'air centralisés, l'efficacité des systèmes de dépressurisation du sol à fonctionnement naturel pour la protection contre la remontée des polluants situés en dessous des bâtiments et l'évaluation du risque de transmission du virus COVID 19 dans les logements français et de l'efficacité des moyens de prévention.

Mots-clés : qualité de l'air intérieur, polluants, modélisation, humidité, sensibilité, mesure, capteurs de particules à bas coût.

SOMMAIRE

CONTEXTE ET POSITIONNEMENT DES RECHERCHES.....	1
Thématique de recherche.....	1
Positionnement et justifications des recherches.....	3
Organisation du manuscrit.....	4
CHAPITRE 1. MODELISATION DES TRANSFERTS AERAULIQUES, DE CHALEUR ET D’HUMIDITE DANS LE BATIMENT	5
1.1 Introduction.....	5
1.2 Interactions entre les écoulements d’air et l’enveloppe du bâtiment	6
1.2.1 Ecoulement à travers les grandes ouvertures	6
1.2.2 Récupération de chaleur par les infiltrations d’air	9
1.2.3 Coefficient de transfert de chaleur convectif sur l’enveloppe externe des bâtiments.....	13
1.3 Transferts d’humidité dans le bâtiment	16
1.3.1 Condition limite externe de l’enveloppe : prise en compte de la pluie	16
1.3.2 Modélisation du tampon hygroscopique des matériaux.....	19
1.3.3 Modélisation de la ventilation hygroscopique.....	24
1.4 Modélisation des écoulements d’air dans les ambiances par approche zonale	27
1.4.1 Prise en compte du confinement dans les cellules de jet d’air	30
1.4.2 Prise en compte de l’écoulement pariétal dans les cellules courantes.....	31
1.4.3 Comparaison avec les modèles intermédiaires existants	32
1.5 Conclusion	34
CHAPITRE 2. POLLUTION DE L’AIR DES ESPACES INTERIEURS	35
2.1 Introduction.....	35
2.2 Sources intérieures.....	39
2.3 Interaction des particules solides avec les revêtements de parois du bâtiment	43
2.4 Transport et dispersion des polluants dans les ambiances intérieures.....	46
2.4.1 Temps de mélange de polluants	46
2.4.2 Modélisation de la pollution par approche zonale.....	52
2.4.3 Conclusion.....	58
2.5 Transfert du polluant particulaire dans les réseaux de Chauffage, Ventilation et Climatisation (CVC).....	59
2.6 Transfert des polluants du sol vers le bâtiment	63
2.7 Pollution dans les logements	65
2.7.1 Etat des lieux	65
2.7.2 Modélisation simplifiée	68
2.7.3 Modélisation innovante	70
2.8 Mesure de la pollution particulaire à bas coût.....	74
2.9 Conclusion	78

CHAPITRE 3. QUALITE DE L’AIR INTERIEUR	81
3.1 Introduction.....	81
3.2 Indices de Qualité de l’Air Intérieur.....	82
3.2.1 Evaluation des risques en air intérieur	82
3.2.2 Polluants cibles dans les logements.....	84
3.2.3 Indices de Qualité de l’Air Intérieur	86
3.2.4 Indicateur global : la question de l’agglomération de sous-indices	87
3.2.5 Prise en compte de la consommation énergétique.....	89
3.2.6 Prise en compte des paramètres de confort	91
3.3 Qualité de l’air dans les logements français.....	93
3.3.1 Facteurs d’influence de la QAI des logements	93
3.3.2 Qualité de l’Air Intérieur et rénovation énergétique	98
3.4 Solutions d’amélioration de la Qualité de l’Air Intérieur	102
3.4.1 Filtration et épuration	102
3.4.2 Protection contre la pénétration des polluants depuis le sol	107
3.4.3 Protection contre le virus du COVID-19	111
3.5 Conclusion	115
CONCLUSION ET PERSPECTIVES DE RECHERCHES	117
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	123

Contexte et positionnement des recherches

Thématique de recherche

En premier lieu, il convient de définir de la manière la plus claire possible les tenants et les aboutissants du titre proposé pour ce manuscrit à savoir « **Qualité des ambiances intérieures** ».

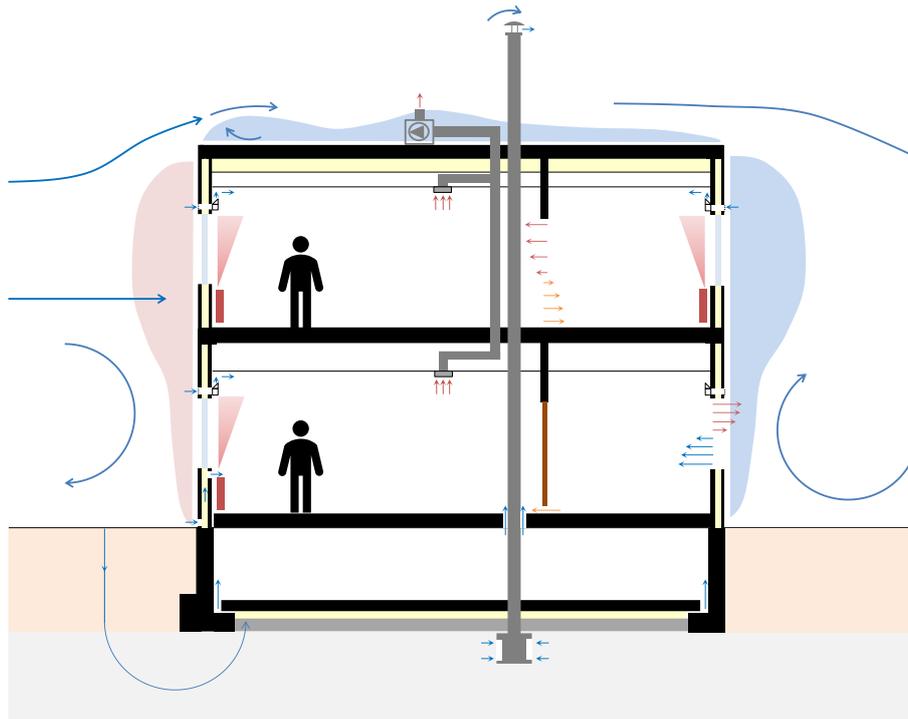
D'après le dictionnaire de l'Académie Française, la **modélisation** est une « opération qui formalise, à l'aide d'un modèle, la manière dont les éléments qui interviennent dans un processus... s'organisent les uns par rapport aux autres, agissent les uns sur les autres ». En d'autres termes, on cherchera ici à prédire un ou des résultats (ou sorties) à partir de l'état d'éléments (les entrées) par le biais d'opérations c'est-à-dire un ensemble d'équations et de paramètres. L'ensemble de mes travaux de recherche a consisté à répondre à des questions spécifiques (les résultats) et ainsi à élaborer de nouveaux modèles, de modifier des modèles existants, de combiner des modèles afin d'en augmenter ou d'en améliorer les prédictions et/ou à estimer les paramètres de ceux-ci. Une grande partie de l'expertise du modélisateur est d'adapter le niveau et la complexité de la modélisation au problème posé.

Ici, nous nous intéressons plus précisément à la qualité des ambiances intérieures. Les **ambiances intérieures** sont définies comme tous les espaces, non extérieurs, occupés par les humains au cours de leurs vies. Ainsi, l'intérieur des bâtiments (logements individuels ou collectifs, bureaux, hôpitaux ou bâtiments commerciaux) est la première cible de mes travaux : d'un point de vue global avec son interaction avec l'air extérieur à travers son enveloppe et avec le sol par son soubassement, aux interactions entre les différentes salles le constituant ou bien à l'intérieur même de l'une de ces pièces. Cependant, les études m'ont amené à m'intéresser également aux environnements de transport public comme le train ou le métro, ainsi qu'aux bâtiments enterrés comme les stations de métro.

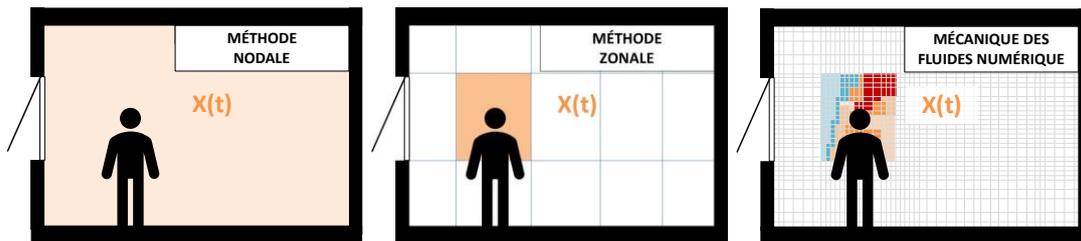
Le terme **qualité** se réfère dans ce document principalement à la Qualité de l'Air Intérieur (QAI) et donc à la modélisation des niveaux de concentrations en polluant dans l'air respiré par les occupants de ces ambiances intérieures. Mais il inclut également la qualité du bâtiment à promouvoir une ambiance intérieure confortable et saine en limitant au mieux le coût énergétique de celui-ci.

En définitive, mes recherches ont consisté en la modélisation de l'état de l'air en contact direct avec les occupants c'est-à-dire à en déterminer la composition en polluant, la température ou l'hygrométrie mais également à évaluer son écoulement dans (et entre) les ambiances intérieures, à travers l'enveloppe des bâtiments ou le sol et à travers des systèmes aérauliques.

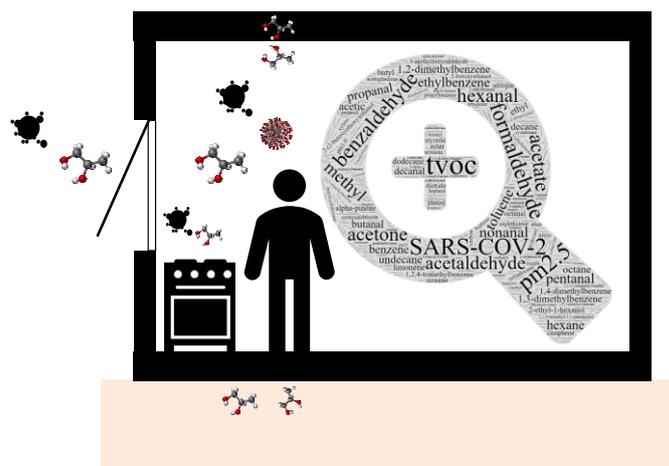
La Figure 1 illustre les trois facettes de la thématique de recherche : modélisation des écoulements d'air autour et à l'intérieur des bâtiments (Figure 1a), modélisation de l'écoulement d'air dans les salles selon les approches nodale, zonale et de mécanique des fluides numérique (Figure 1b) et QAI (Figure 1c).



a. Ecoulements d'air autour du bâtiment, à travers l'enveloppe, à l'intérieur et entre les zones d'occupation et dans les systèmes de ventilation.



b. Caractérisation de l'écoulement et de l'état de l'air (température, humidité ou concentration en polluant) dans le bâtiment selon les approches nodale, zonale et de mécanique des fluides numérique.



c. Qualité de l'Air Intérieur.

Figure 1 : Illustration de la thématique de recherche.

Positionnement et justifications des recherches

Il convient de replacer tout d'abord mon parcours académique et professionnel qui ont, pour une certaine part, conditionné les développements scientifiques que j'ai pu effectuer. La Figure 2 illustre ce parcours ainsi que certains des sujets de recherche qui ont été développés pendant ces périodes.

De formation Génie Civil à l'Université de La Rochelle, mon introduction à la recherche dans le bâtiment s'est faite lors de mon stage de Maîtrise (1996) au LEPTAB par de la modélisation thermique du bâtiment. Le DEA qui a suivi dans ce même laboratoire m'a permis de m'intéresser à la modélisation de l'écoulement à travers les grandes ouvertures en ventilation naturelle. A la suite, j'ai effectué une thèse de doctorat intitulée « Contribution à l'étude de la pollution particulaire : rôle des parois, rôle de la ventilation » au LEPTAB, thèse que j'ai soutenue en septembre 2000. Après quelques mois passés en tant qu'ingénieur d'étude pour participer à la rédaction d'un ouvrage sur la QAI, je suis parti aux Etats-Unis pour effectuer mon Service National en tant que Coopérant Scientifique au laboratoire de recherche *Lawrence Berkeley National Laboratory* pour une période de 18 mois. C'est au sein du groupe de recherche *Airflow and Pollutant Transport Group* que j'ai modélisé les transferts de masse et de chaleur dans des applications liées principalement au bâtiment par l'approche de mécanique des fluides numérique.

Devenu Maître de Conférences à l'Université de la Rochelle en septembre 2002, je suis pendant trois ans retourné à la problématique de la qualité particulaire des ambiances intérieures initiée pendant mon doctorat (avec en particulier ma participation au projet PRIMEQUAL II). En disponibilité de 2005 à 2011 au Brésil, j'ai participé au développement du logiciel de simulation hygrothermique et énergétique DOMUS en tant qu'ingénieur de recherche au *Laboratório de Sistemas Térmicos* de l'Université Pontificale Catholique du Paraná (Curitiba, état du Paraná) tout en participant à l'Annexe 41 « *Whole Building Heat, Air, Moisture Response* » de l'Agence Internationale de l'Energie. C'est au cours des deux dernières années de cette période au Brésil que je suis revenu vers la thématique de la QAI en travaillant de nouveau avec le LEPTIAB (ex-LEPTAB) afin de développer une base de données des émissions des sources intérieures en polluants (PANDORE) dans le cadre du projet REGENAIR et une suite de composants pour la modélisation zonale de la QAI pour le projet VAICTEUR AIR².

De retour à l'Université de La Rochelle depuis septembre 2011, j'ai réintégré l'axe de recherche dédié au Bâtiment et à la Ville Durable du LaSIE (fusion du LEPTIAB et du LEMMA) où j'ai pu élargir mon champ de recherche sur la QAI en encadrant plusieurs thèses sur l'épuration d'air, sur la QAI des logements français et sur les capteurs de QAI à bas coût ainsi qu'en participant à divers projets de recherche comme le projet CPER-FEDER « Bâtiment Durable – Axe Qualité Environnementale Intérieure » (2015-2020), l'Annexe 68 « *Indoor Air Quality Design and Control in Low Energy Residential Buildings* » de l'Agence Internationale de l'Energie (2016-2020) ou bien, plus récemment au programme CEE « Smart-Réno » (2019-2021).

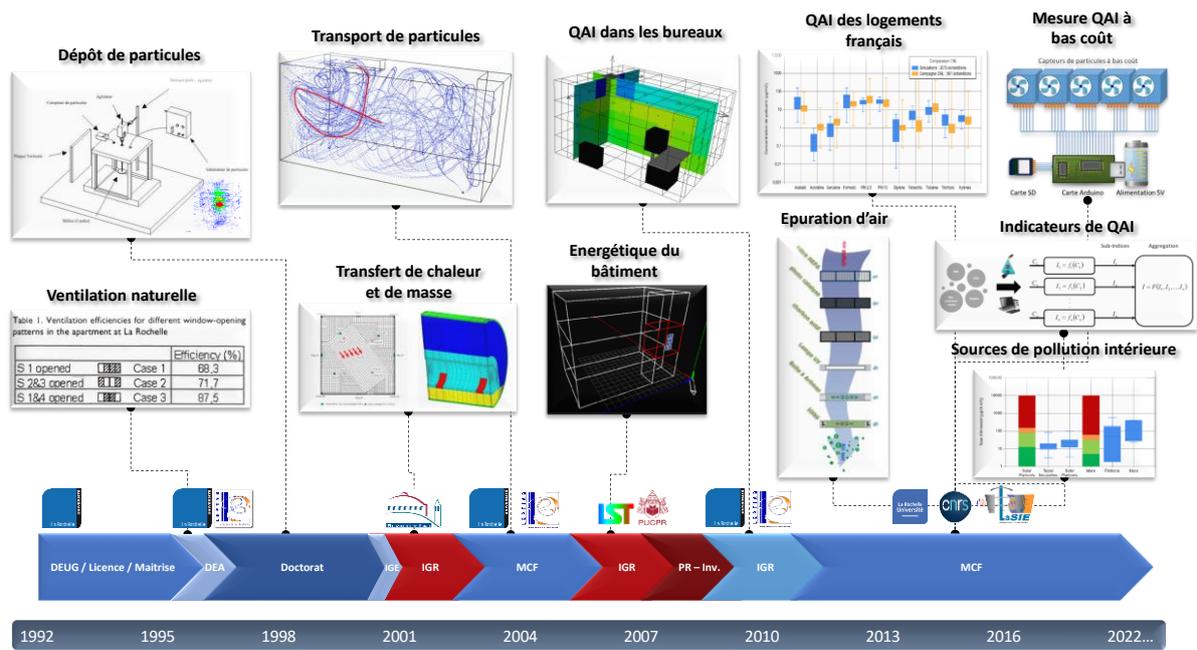


Figure 2 : Aperçu du parcours académique et professionnel et des principaux sujets de recherche.

Ainsi, mon parcours peut se résumer selon trois périodes : une première période (1995-2002) initiative de recherche fondamentale sur les écoulements d'air et le transport de chaleur et de masse (polluant particulaire et gazeux) dans le bâtiment, une seconde (2003-2010) dédiée à l'amélioration des capacités de modélisation en simulation hygrothermique dynamique des bâtiments et une dernière période (2011-présent) de développement d'outils numériques intégrant qualité de l'air intérieur et énergétique du bâtiment.

Note : les références aux projets et actions de recherche citées dans cette partie sont référencées en annexe.

Organisation du manuscrit

Le présent manuscrit ne se limite pas à mettre en lumière mes principales contributions à la recherche mais également à repositionner les problématiques passées et futures dans la thématique de la qualité des ambiances intérieures. Ainsi, le manuscrit a été structuré selon trois parties. La première est dédiée au développement concernant la modélisation des transferts aérauliques, de chaleur et d'humidité dans le bâtiment et traite d'une part de l'évaluation des écoulements porteurs des polluants et d'autre part des conditions hygrothermiques et énergétiques. La seconde partie traite de la pollution de l'air intérieur dans laquelle sont abordées les problématiques des sources de polluants intérieures, de l'interaction entre polluants et matériaux (dépôt et filtration/épuration), de la simulation des concentrations en polluants dans les logements et de la métrologie. Une dernière partie est focalisée sur l'évaluation de la QAI en termes de recherche d'indicateurs pertinents pour le cas des logements français ainsi que des solutions d'améliorations de la QAI.

Chapitre 1. Modélisation des transferts aérauliques, de chaleur et d'humidité dans le bâtiment

1.1 Introduction

Ce chapitre rassemble un ensemble de travaux de recherche que j'ai pu effectuer sur la modélisation des transferts aérauliques, de chaleur et d'humidité dans le bâtiment au cours de mes périodes passées dans les trois laboratoires : le LEPTAB/LEPTIAB/LaSIE de La Rochelle Université, le LBNL (Berkeley, Etats-Unis) et le LST (Curitiba, Brésil).

Cette première partie traite donc de la création ou de l'amélioration de modèles dédiés aux interactions entre les écoulements d'air et l'enveloppe du bâtiment, aux transferts d'humidités au niveau de l'enveloppe et aux écoulements d'air dans les ambiances intérieures. Les développements dans ce domaine ont été consacrés :

- Aux **interactions entre les écoulements d'air et l'enveloppe du bâtiment** comme l'évaluation des débits d'air à travers les grandes ouvertures sous simple exposition initiée lors de mon DEA (Limam et al., 1998) et complétée pendant l'encadrement de la thèse de Roberto Zanetti Freire (Freire et al., 2013), la récupération de chaleur par les infiltrations d'air par modélisation CFD effectuée au LBNL (Abadie et al., 2002) et l'évaluation numérique de corrélations permettant de calculer le coefficient de transfert de chaleur par convection à l'extérieur de l'enveloppe en fonction de la vitesse et l'orientation du vent lors de l'encadrement de Marcello Emmel (Emmel et al., 2007).
- Aux **transferts d'humidité dans le bâtiment** comme la prise en compte de la pluie sur les surfaces extérieures de l'enveloppe (Abadie et Mendes, 2008) effectuée par l'utilisation des écoulements obtenus au cours de l'étude précédente (Emmel et al., 2007) et du code de calcul des trajectoires de particules solides par méthode Lagrangienne développé pendant ma thèse de doctorat. L'étude sur la modélisation du tampon hygroscopique des matériaux par le concept de MBV - *Moisture Buffer Value* (Abadie et Mendonça, 2009) s'est imposée en conclusion de l'Annexe 41 ; annexe au cours de laquelle j'ai pu participer à un benchmark sur la modélisation de la ventilation hygroscopique et ses effets du point de vue énergétique (Woloszyn et al., 2009).
- A la **modélisation des écoulements d'air dans les ambiances intérieures par approche zonale** par de nouvelles validations des modèles zonaux par confrontation à des résultats expérimentaux et numériques et à leur amélioration par la prise en compte de l'effet du confinement du jet d'air et de la couche limite pariétale (Abadie et al., 2012).

Les résultats principaux de ces différentes études relatives aux transferts de masse et de chaleur dans le bâtiment sont présentés dans les paragraphes suivants.

1.2 Interactions entre les écoulements d'air et l'enveloppe du bâtiment

1.2.1 Écoulement à travers les grandes ouvertures

La ventilation naturelle peut être obtenue au moyen de grilles d'entrée et de systèmes de conduits ou simplement par de grandes ouvertures (fenêtres de façade ou de toit, portes). Dans ce dernier cas, deux configurations peuvent être envisagées : la ventilation par ouverture unique (ventilation à simple exposition) et par des ouvertures multiples (induisant une ventilation traversante). Si la modélisation de la ventilation traversante est plutôt bien comprise et définie (British Standards, 1999), celle de la ventilation par unique ouverture est largement débattue depuis le début des années 1980 en raison de l'incapacité des modèles existants à reproduire le flux d'air à travers une seule ouverture. En effet, contrairement à la ventilation traversante, la turbulence du vent et la variation des gradients de pression, induits par exemple par les rafales de vent, affectent fortement le flux d'air à travers une unique ouverture (Larsen, 2006).

C'est dans le cadre du projet Européen AIOLOS « Creation of an Educational Structure on the Use of Passive Cooling Ventilation Techniques for Buildings » que nous avons travaillé sur cette problématique en effectuant des mesures in-situ (Figure 3) pour quantifier les débits en ventilation par grande ouverture (gaz traceur) et des variables environnementales (température extérieure, vitesse et direction du vent, température d'air intérieur, température radiante moyenne et de surface), ainsi qu'en reproduisant les effets du vent à l'aide d'une maquette 1/20 mise en translation dans un banc hydraulique (l'eau étaitensemencée de fines particules de 100 μm très réfléchissante et le plan d'écoulement à visualiser était éclairé par un laser). Ce travail a mené à la rédaction d'un article (Abadie et al., 1998) dans lequel une comparaison des modèles empiriques de la littérature était présentée ainsi qu'une évaluation de l'utilisation de l'approche des réseaux neuronaux à cette problématique. Il a en particulier été montré que les modèles empiriques (British Standards, 1980 ; de Gids et Phaff, 1982 ; Santamouris et Asimakopoulos, 1994) devaient être améliorés et que le passage de 4 paramètres (surface d'ouverture, température extérieure et intérieure et vitesse du vent normal au plan d'ouverture) à 7 paramètres (largeur et hauteur d'ouverture à la place de la surface, volume de la pièce et distance de l'ouverture au mur opposé) permettait de diminuer l'erreur des réseaux de neurones de 5% à 1% d'erreur relative moyenne sur les 39 données expérimentales disponibles à cette époque.

En 2006, Larsen aboutit à une expression de conception plus précise déduite à partir de mesures en soufflerie (Larsen, 2006) en introduisant la prise en compte des coefficients de pression dans le modèle de Gids et Phaff qui prend en compte la surface d'ouverture, la différence de température d'air entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment et la vitesse du vent.

On notera que l'utilisation de logiciel de Mécanique des Fluides Numériques (*Computational Fluid Dynamics, CFD*) a permis des études spécifiques en la matière (Papakonstantinou et al., 2000 ; Jiang et al., 2003...). Cependant, dans le cas de la ventilation naturelle, cette approche nécessite la modélisation d'un large domaine de calcul et l'utilisation de modèles de

turbulence d'ordre élevé tels que les modèles de stress de Reynolds [19] afin de représenter correctement le flux d'air autour des bâtiments. Par conséquent, l'utilisation de la CFD est complexe et longue, de sorte que les expressions empiriques sont encore largement utilisées en Simulation Thermique Dynamique (STD).

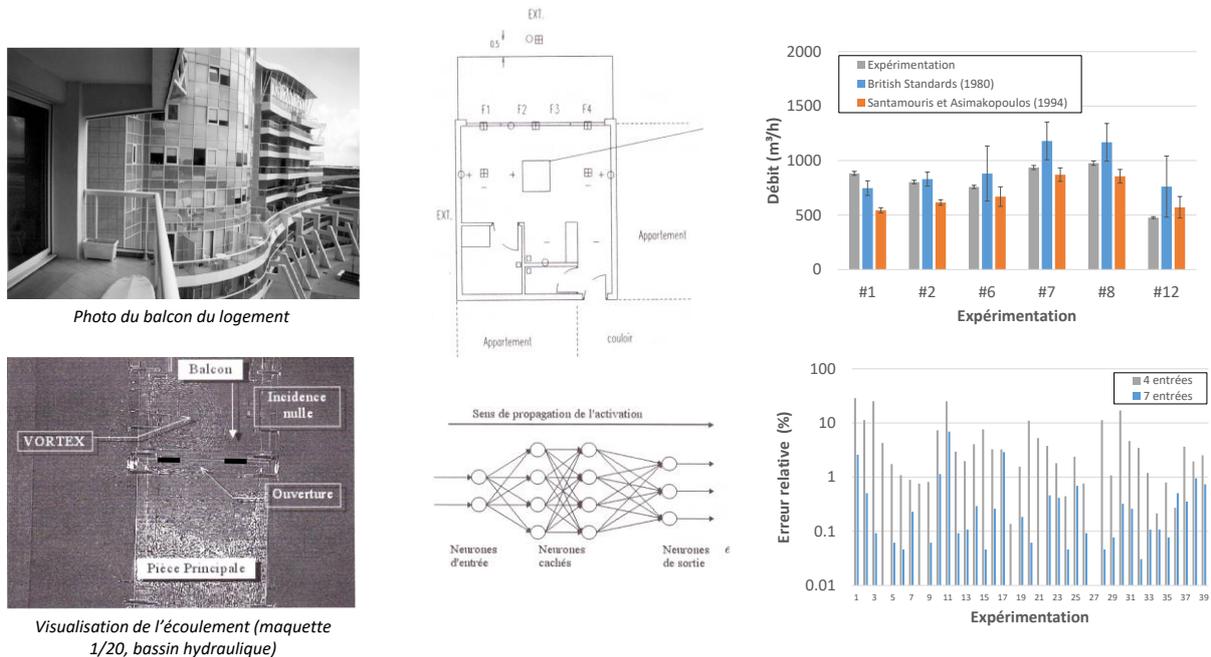


Figure 3 : Résumé graphique de l'étude « Etude de la ventilation naturelle par grande ouverture : cas de la simple exposition » (Abadie et al., 1998).

Ainsi, dans le cadre de la thèse de Roberto Zanetti Freire (2010), nous avons comparé la prédiction des modèles de ventilation à exposition unique de de Gids et Phaff (1984) et de Larsen (2006) aux résultats obtenus par des expériences en soufflerie et sur site. Ce travail a nécessité dans un premier temps l'intégration d'un modèle de calcul des coefficients de pression dans le logiciel PowerDomus (Mendes et al., 2003) puis des modèles empiriques de ventilation par grande ouverture unique. Les principaux résultats tirés de la publication de Freire et al. (2013) sont présentés dans les sections suivantes.

Deux méthodes de calcul des coefficients de pression ont été implémentées et testées. La première est la corrélation classiquement utilisée en STD provenant des travaux de Swami et Chandra (1988) qui permet de calculer un coefficient de pression moyen pour la surface considérée. La seconde méthode a consisté à intégrer l'algorithme CPCALC qui a été développé dans le cadre du programme de recherche européen PASCOOL et le développement du logiciel d'aérodynamique du bâtiment COMIS (Feustel et Rayner-Hooson, 1990 ; Grosso, 1992 ; Grosso, 1993 ; Grosso et al., 1994 ; IEA, 1996). CPCALC a été développé afin de répondre aux exigences des modèles aérodynamiques multizones qui nécessitent une évaluation détaillée de la distribution de la pression du vent autour des bâtiments. CPCALC permet de calculer les coefficients de pression du vent sur l'enveloppe d'un bâtiment parallélépipédique avec toiture terrasse un toit plat et utilise les variables d'entrée suivantes : angle d'incidence du vent, profil de vitesse du vent (urbain, péri-urbain...), hauteur des bâtiments environnants, densité de bâtiments à proximité, hauteur du bâtiment et rapports de forme frontal et latéral

du bâtiment. Sur la base de ces données d'entrée, l'algorithme CPCALC est capable de calculer la valeur du coefficient de pression en tout point (x, y) de la surface d'un bâtiment. La Figure 4 présente les deux approches et plus particulièrement une vérification de l'implémentation de CPCALC pour une orientation du vent perpendiculaire à l'une des faces du bâtiment (Freire, 2010).

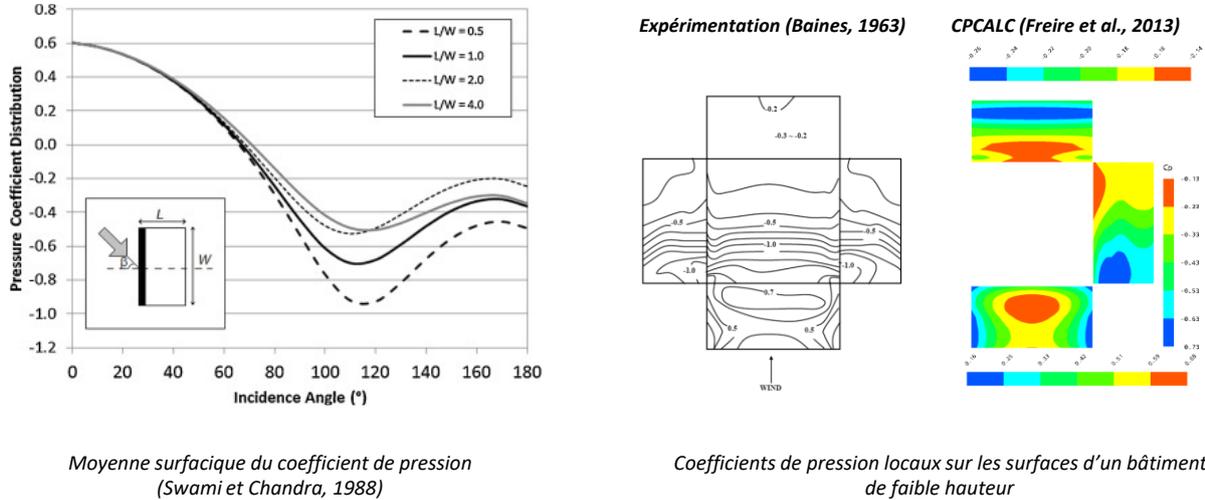


Figure 4 : Intégration du calcul des coefficients de pression dans le logiciel PowerDomus.

Les deux modèles empiriques de ventilation par grande ouverture unique sont les modèles de Gids et Phaff (1984) et de Larsen (2006). Ce dernier se distingue du premier par l'introduction de la variation des coefficients de pression en fonction de la direction du vent et en distinguant les parois au vent, sous le vent et parallèle.

$$Q_{de\ Gids\ et\ Phaff} = \frac{A}{2} \sqrt{c_1 U_{10}^2 + c_2 H_o \Delta T + c_3} \quad (1-1)$$

où $Q_{de\ Gids\ et\ Phaff}$ est le débit volumique à travers l'ouverture (m^3/s), A est la surface de l'ouverture (m^2), U_{10} est la vitesse du vent à 10 m de hauteur (m/s), H_o est la hauteur d'ouverture (m) et ΔT est la différence de température entre l'intérieur et l'extérieur ($^{\circ}C$). Les constantes du modèle sont des coefficients sans dimension : $c_1 = 0,001$, $c_2 = 0,0035$ et $c_3 = 0,01$.

$$Q_{Larsen} = A \sqrt{c_1 c_p U_{10}^2 + c_2 H_o \Delta T + c_3 \frac{\Delta c_{p,o} \Delta T}{U_{10}^2}} \quad (1-2)$$

où Q_{Larsen} est le débit volumique à travers l'ouverture (m^3/s), c_p est le coefficient de pression (-) et $\Delta c_{p,o}$ représente la variation du coefficient de pression dans l'ouverture et dépend de l'angle d'incidence du vent (-). Les constantes du modèle sont des coefficients qui dépendent de l'exposition de la fenêtre (au vent, sous le vent et parallèle).

La Figure 5 présente la comparaison entre ces deux modèles avec les données expérimentales de Dascalaki et al. (1995). On constate une nette amélioration des prédictions par le passage du modèle de Gids et Phaff à celui de Larsen et que l'algorithme CPCALC permet de diminuer la différence avec les valeurs mesurées de 27,7% à 24%. On constate néanmoins que

malgré les améliorations successives, ces modèles empiriques sont toujours entachés d'une imprécision de 20% sur les débits entrants (et sortants) des grandes ouvertures à exposition unique.

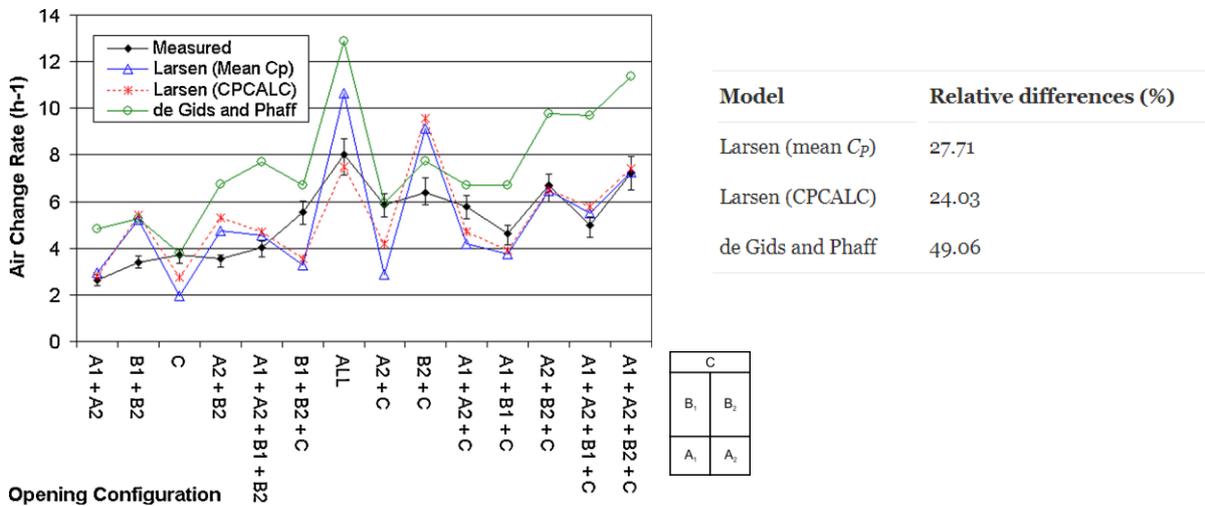


Figure 5 : Comparaison des modèles avec les données expérimentales (Dascalaki et al., 1995).

1.2.2 Récupération de chaleur par les infiltrations d'air

Au début des années 2000, peu de travaux de recherche s'étaient intéressés à l'influence de l'infiltration d'air sur les transferts thermiques à travers l'enveloppe du bâtiment. Des études aux Etats-Unis (Caffey, 1979 ; Persily, 1982 ; Sherman et Matson, 1993 ; NIST, 1996) ont montré que l'effet combiné de la conduction et des fuites d'air est sensiblement plus faible que celui prévu avec les calculs conventionnels qui additionnent algébriquement ces deux transferts. La Figure 6 illustre cette problématique.

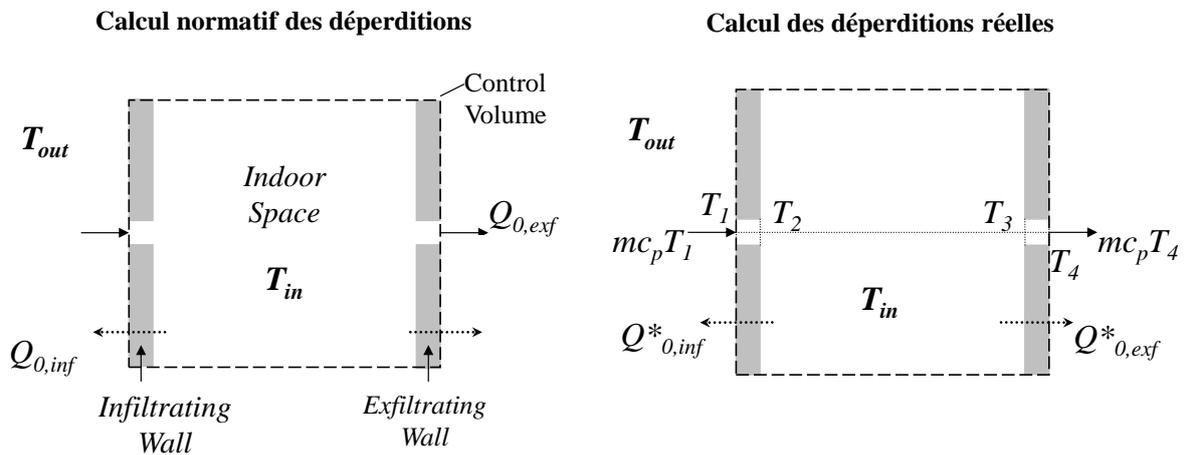


Figure 6 : Comparaison entre le calcul normatif et les déperditions réelles.

En l'absence d'infiltration à travers l'enveloppe du bâtiment, la charge thermique du bâtiment est purement due à la conduction, désignée par $Q_0 = (Q_{0,inf} + Q_{0,exf})$. En cas d'infiltration, la charge calorifique totale selon les méthodes conventionnelles, Q_C , est déterminée en ajoutant un terme convectif au bilan énergétique du bâtiment qui est basé sur le taux de fuite et les températures de l'air intérieur et extérieur :

$$Q_C = Q_0 + \dot{m}c_p(T_{in} - T_{out}) \quad (1-3)$$

où Q_0 est flux de chaleur par conduction à travers l'enveloppe sans infiltration (W), \dot{m} est le débit massique d'air à travers l'enveloppe (kg/s), c_p est la capacité thermique de l'air (J/kg.K) et T_{in} et T_{out} sont respectivement les températures intérieure et extérieure (°C). Cette relation suppose qu'il n'y a pas d'interaction (transfert de chaleur, d'humidité...) entre l'air et l'enveloppe du bâtiment.

En réalité, il y a un transfert de chaleur entre les matériaux de l'enveloppe et l'air qui la traverse. Il en résulte que les charges par conduction et par infiltration sont différentes de celles prévues par la méthode conventionnelle. Lorsque l'air pénètre dans le mur, le transfert de chaleur avec le matériau de la paroi modifie sa température. Ainsi, l'air extérieur pénètre dans la paroi à la température T_1 , température plus élevée que T_{ext} à cause de la chaleur de la couche limite d'air sur la face extérieur du mur. De même, l'air quittant le bâtiment par une autre paroi sortira avec une température T_4 , température différente de T_{int} . Le transfert de chaleur est alors :

$$Q = Q_0^* + \dot{m}c_p(T_4 - T_1) \quad (1-4)$$

où Q est la valeur corrigée pour la charge thermique totale (W), Q_0^* est flux de chaleur par conduction avec effet de l'infiltration d'air (W) et T_1 et T_4 sont respectivement les températures d'entrée et de sortie de l'air (°C).

Compte tenu de la complexité de l'analyse requise pour déterminer cet effet combiné et de la nécessité de fournir une procédure de calcul technique simple pouvant être utilisée par les praticiens, Sherman et al. (2000 et 2001) ont proposé que la méthode conventionnelle puisse être corrigée en introduisant un coefficient de récupération de chaleur par infiltration ou *Infiltration Heat Recovery* (IHR). L'équation (1-3) devient alors :

$$Q_C = Q_0 + (1 - IHR) \times \dot{m}c_p(T_{in} - T_{out}) \quad (1-5)$$

où IHR est le coefficient de récupération de chaleur par l'infiltration d'air (-).

Son expression est :

$$IHR = 1 - \frac{Q - Q_0}{\dot{m}c_p(T_{in} - T_{out})} \quad (1-6)$$

Notre étude au LBNL (Abadie et al., 2002) visait donc à calculer ce coefficient pour des situations représentatives du bâtiment en utilisant la mécanique des fluides numérique, en particulier pour comprendre les facteurs influents et évaluer son importance dans le calcul de la charge thermique des bâtiments.

Comme l'ont montré Sherman et Walker (2001), le mélange entre les couches limites d'air en face externes de l'enveloppe et l'air infiltré pourrait jouer un rôle dans la récupération de la chaleur. Afin de tester cette hypothèse, nous avons étudié deux configurations : dans la première, une condition limite de température fixe est directement appliquée à la surface du mur ($NB = No Boundary layers$ dans la Figure 8) et dans la seconde, une limite de température

fixe est définie dans l'air, à une certaine distance du mur, et l'écoulement d'air à la surface extérieure est modélisé pour inclure les couches limites ($B = \text{air Boundary layers}$).

Chaque paroi est constituée de deux couches solides (par exemple, des plaques de plâtre ou du contreplaqué) avec un espace entre les couches qui peut être rempli d'isolant ou laissé sans matériaux. L'air entre dans la cavité du mur par une fissure localisée dans la couche solide, traverse l'espace entre les deux couches et quitte le mur par une fissure dans la couche opposée, c'est-à-dire que le flux est unidirectionnel. Six configurations de localisation et d'isolation des fissures ont été sélectionnées. Dans trois cas, les murs étaient remplis d'isolant ($I = \text{Insulated wall}$) et dans trois autres, les cavités étaient vides. Ces parois présentent trois positions différentes des fissures d'entrée et de sortie : fissures traversantes ($ST = \text{Straight-Through leak}$), entrée basse/sortie haute ($LH = \text{Low-High leak}$) et entrée haute/sortie basse ($HL = \text{High-Low leak}$). La différence de température des parois externes des domaines à gauche et à droite de la paroi d'étude a été maintenue constante. L'écoulement d'air à travers la paroi a été modifié par la différence de pression entre l'entrée et la sortie du domaine. Les dimensions de ces domaines et des entrées/sorties ont été ajustées au cas par cas pour ne pas influencer les couches limites d'air montante/descendante en faces externe/interne de la paroi et pour permettre la convergence en un temps raisonnable (environ 12h).

Le modèle $k-\epsilon$ à bas nombre de Reynolds a été choisi pour calculer la turbulence dans l'air circulant dans le domaine d'étude 2D comprenant la cavité du mur et les domaines entourant celui-ci (Figure 7, à gauche). Ce modèle a le double avantage de permettre le calcul de la couche limite le long des murs sans loi de paroi et être précis pour les zones à bas Reynolds caractéristiques de ce problème. Le logiciel de CFD STARCD (1999) a été utilisé pour la résolution numérique. La modélisation CFD a inclus une étude des critères de convergence et de la géométrie du maillage. Les résultats ont été analysés en utilisant le nombre de Péclet (rapport entre le transfert de chaleur dû au flux d'air et celui dû à la conduction). Les incertitudes sur le calcul du coefficient IHR ont été calculées sur la base des incertitudes de la modélisation CFD et de la procédure de calcul utilisée pour calculer ce coefficient. Ces travaux ne sont pas présentés ici.

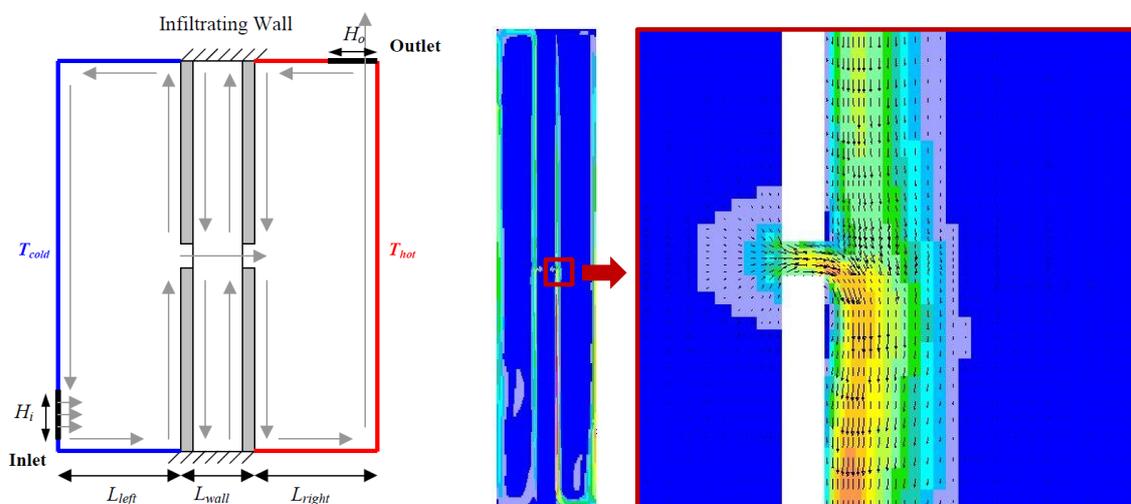


Figure 7 : Domaines d'étude (à gauche) et écoulement de l'air en sortie de la paroi (à droite).

A titre d'illustration, la Figure 7 (à droite) présente l'écoulement d'air pour la configuration de mur non isolé avec une pénétration de l'air en partie centrale de la paroi. Un zoom est effectué pour visualiser l'interaction entre le jet d'air sortant de la paroi et la couche limite descendante dans le domaine de droite. Les résultats pour les cas de parois isolées thermiquement sont condensés dans la Figure 8 et présentés en fonction de la différence de pression.

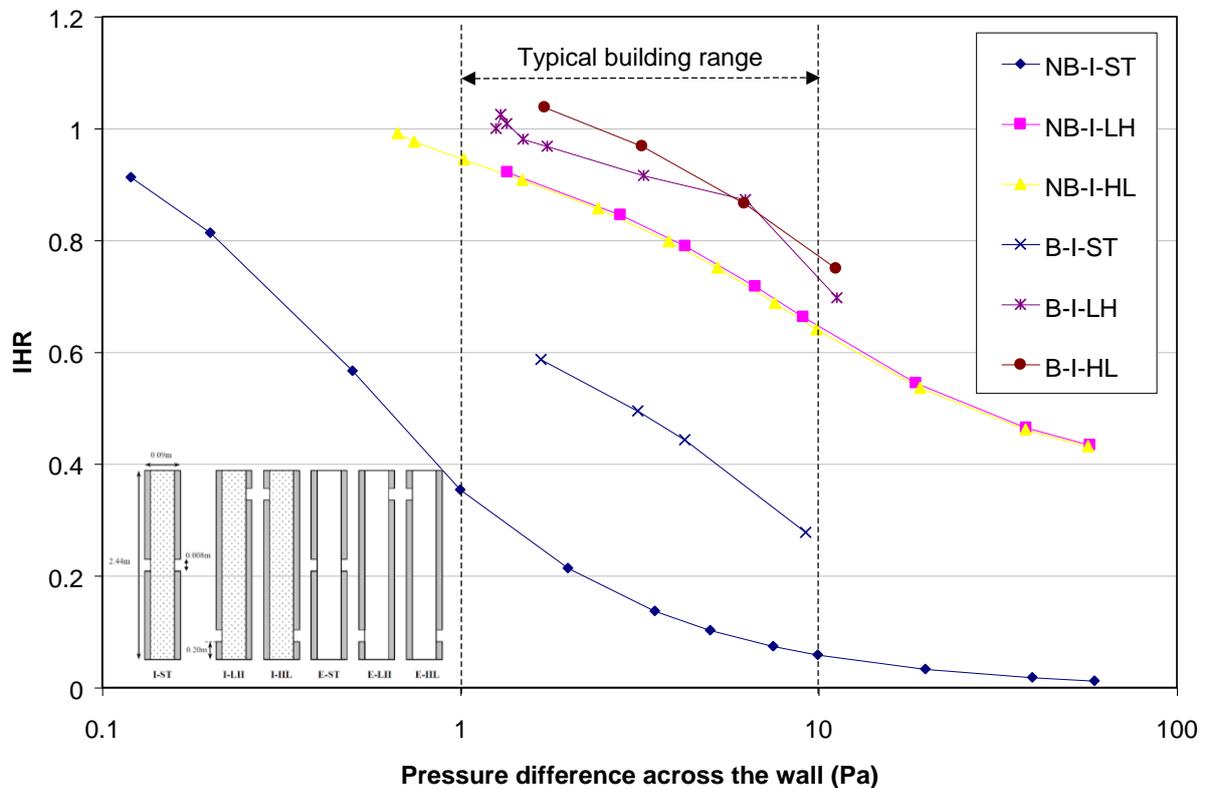


Figure 8 : Coefficient IHR en fonction de la différence de pression entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment.

Ces résultats montrent que :

- Le coefficient IHR est plus important pour les cas LH et HL que pour les cas ST c'est-à-dire lorsque l'air parcourt une grande distance à travers l'isolant.
- Le coefficient IHR est plus important pour les cas B que pour les cas NB montrant que la prise en compte, la modélisation, de la couche limite d'air en surface de la paroi est importante.
- Même dans le cas d'un passage bref de l'air à travers la paroi (cas B-I-ST), le coefficient IHR est non négligeable (compris entre 0,3 et 0,6).
- Pour les cas B-I-LH et B-I-HL, qui sont équivalents, la récupération de chaleur est proche de l'unité, annulant ainsi les pertes par infiltration.

Pour conclure, nos calculs suggèrent que la surestimation de la charge thermique résultant de l'utilisation de la méthode de calcul classique se situe entre 3 % et 13 % pour les transferts de chaleur que l'on trouve habituellement dans les bâtiments lorsqu'on prend en compte l'ensemble des parois.

1.2.3 Coefficient de transfert de chaleur convectif sur l'enveloppe externe des bâtiments

Les outils de simulation thermique des bâtiments font appel à un nombre élevé de corrélation ou de valeurs fixés par défaut pour représenter les transferts de chaleur entre l'enveloppe du bâtiment et son environnement. Nous nous intéressons ici à l'évaluation des coefficients de transfert de chaleur convectif en surface extérieure des parois (Emmel et al., 2007). La motivation de cette étude spécifique provenait du fait que, selon Awbi (1998) et Beausoleil-Morrison (1999), des écarts importants observés entre les modèles thermiques des bâtiments largement utilisés pouvaient être attribués aux différentes corrélations utilisées pour calculer ou imposer la valeur des coefficients de transfert de chaleur par convection. En effet, par des études de sensibilité, ce dernier auteur a prouvé que le choix des valeurs des coefficients de transfert de chaleur par convection pouvait entraîner des différences de 20 % à 40 % de la demande énergétique. Une problématique des corrélations empiriques existantes (McAdams, 1954 ; Ito et al., 1972 ; Sharples, 1984 ; Clear et al., 2003) résidait principalement en la difficulté de prendre en compte l'échange radiatif entre les surfaces des murs et le ciel et avec son environnement proche (autres bâtiments, sol) pour évaluer correctement la part convective des échanges de chaleur. En imposant les conditions limites, la CFD permet d'éviter cette difficulté et, avec l'augmentation des ressources de calcul, elle devenait un moyen alternatif valable d'évaluer les flux d'air autour des bâtiments et, par conséquent, les coefficients de transfert de chaleur convectif externes.

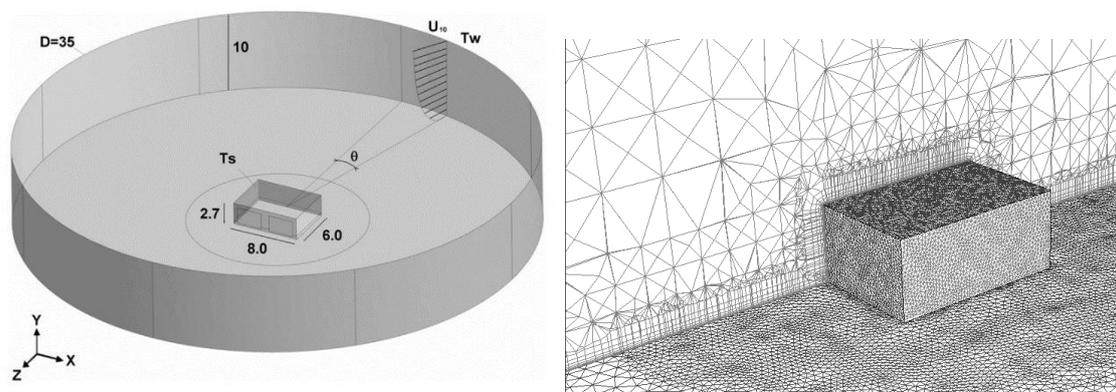


Figure 9 : Domaines d'étude (dimensions en m) et maillage CFD.

Le domaine d'étude est présenté en Figure 9. Un bâtiment de faible hauteur à base parallélépipédique est placé en son centre. La géométrie du domaine a été conçue pour permettre une mise en œuvre aisée des conditions limites. Dans chaque simulation, quatre octants contigus ont été utilisés comme entrées et les quatre autres comme sorties pour permettre de simuler huit directions de vent différentes. Le rayon du cylindre a été calculé selon l'expression critique de Reynolds afin d'obtenir une couche limite entièrement turbulente à l'emplacement du bâtiment. Une expression de loi de puissance a été considérée pour représenter le profil de vitesse aux conditions limites selon celle qui a été utilisée par Davenport (1960). La vitesse du vent de référence a été fixée à 1, 5, 10 et 15 m/s. Compte tenu de la symétrie du bâtiment, trois directions de vent sont nécessaires pour étudier toutes

les possibilités (0, 45 et 90°). Quatre différences de température entre la surface des parois du bâtiment et l'air extérieur ont été prises en compte (5, 10, 15 et 20°C).

Les simulations sont réalisées pour un écoulement incompressible tridimensionnel en régime permanent basé sur l'approche de la moyenne de Reynolds (*Reynolds-Averaged Navier Stokes*, RANS). Le choix du modèle de turbulence dépendant du problème à résoudre, deux points importants ont été pris en considération : la présence du sol qui induit une forte anisotropie sur les contraintes de Reynolds et l'écoulement très complexe autour du bâtiment. Le choix s'est porté sur le modèle Baseline (BSL) Reynolds Stress Model (RSM) qui fusionne deux modèles et utilise ainsi les avantages de chacun des modèles : le modèle classique $k-\epsilon$ loin des parois et le modèle $k-\omega$ à proximité de celles-ci. Les simulations ont été effectuées avec le logiciel CFX (2004). Le critère local de convergence numérique, c'est-à-dire la moyenne quadratique des résidus entre deux itérations consécutives, est inférieur à 10^{-4} . La Figure 9 (à droite) présente le maillage (nombre de cellules ~ 775000) à proximité du bâtiment, maillage qui a été adapté pour chaque configuration afin de répondre aux critères d'utilisation du modèle.

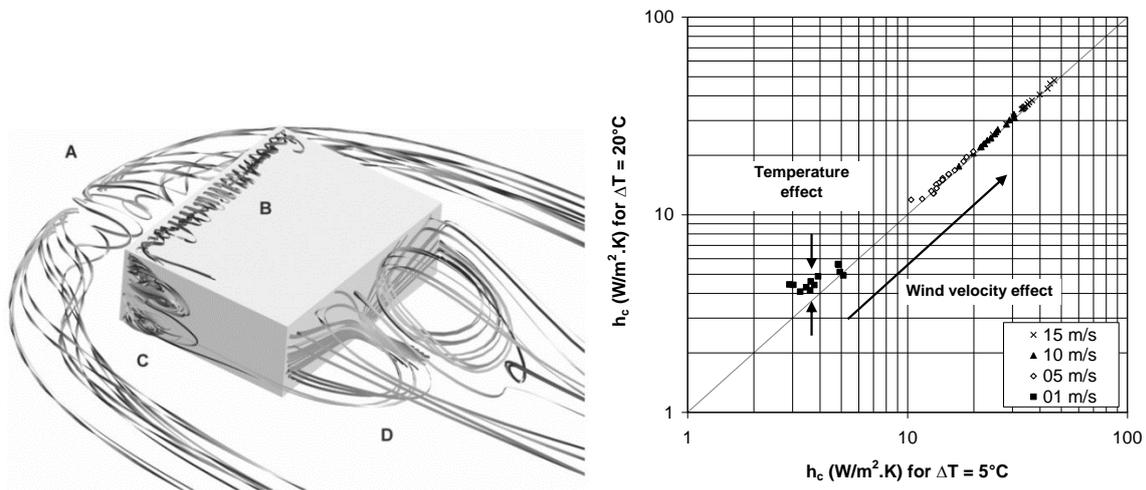


Figure 10 : Structures principales de l'écoulement et comparaison de la valeur de h_c pour $\Delta T = 5^\circ\text{C}$ et 20°C .

La Figure 10 (à gauche) présente, pour un vent normal au grand côté, les structures tourbillonnaires autour du bâtiment qui sont conformes à la littérature avec des tourbillons en fer à cheval (A), sur le bord de toiture (B), latéraux (C) et dans la zone de rattachement derrière le bâtiment (D). Le graphe de la Figure 10 (à droite) montre que l'effet de la différence de température entre la surface du bâtiment et l'air environnant devient négligeable dès lors que la vitesse du vent dépasse 6 m/s pour les extrêmes testés.

Comme illustrés en Figure 11 pour le cas d'une paroi au vent et sous le vent, les résultats numériques ont été comparés aux corrélations existantes. Les résultats sont proches pour les angles de 0° et 180° , pour lesquels les corrélations existantes ont été rapportées. Nos simulations permettent néanmoins de distinguer les autres directions du vent. On notera également qu'aucune différence notable n'a été observée entre le grand et le petit côté du bâtiment et que les coefficients varient peu sur une même paroi (jusqu'à un maximum de 10% sur les bords).

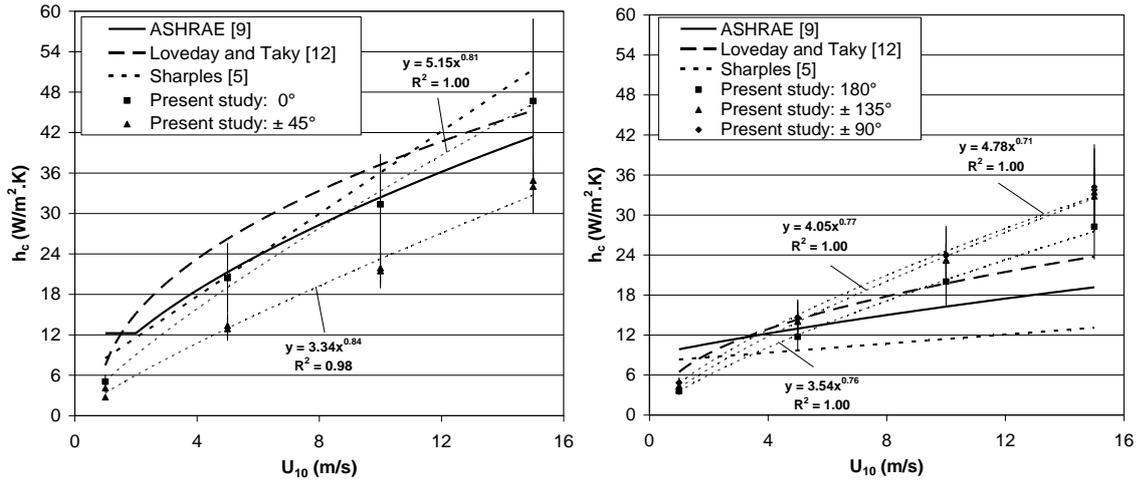


Figure 11 : Comparaison des résultats numériques avec les expressions de la littérature – cas d’une paroi (grand côté) au vent (à gauche) et sous le vent (à droite).

Tableau 1 : Corrélations obtenues pour h_c ($U_{10} = 1-15$ m/s, $\Delta T = 10^\circ\text{C}$).

	Surface-to-wind angle ^a	h_c (W/m ² .K)	Deviation (W/m ² .K)
Walls	0°	$5.15U_{10}^{0.81}$	$\pm 1.06U_{10}^{0.90}$
	± 45°	$3.34U_{10}^{0.84}$	$\pm 0.52U_{10}^{0.72}$
	± 90°	$4.78U_{10}^{0.71}$	$\pm 0.72U_{10}^{0.79}$
	± 135°	$4.05U_{10}^{0.77}$	$\pm 0.57U_{10}^{0.65}$
	± 180°	$3.54U_{10}^{0.76}$	$\pm 0.59U_{10}^{0.79}$
Roof	0°	$5.11U_{10}^{0.78}$	$\pm 1.12U_{10}^{0.74}$
	± 45°	$4.60U_{10}^{0.79}$	$\pm 0.62U_{10}^{0.51}$
	± 90°	$3.67U_{10}^{0.85}$	$\pm 1.07U_{10}^{0.72}$

^a Surface-to-wind angles for roof are related to the long wall.

En conclusion, le coefficient de transfert de chaleur par convection est bien corrélé avec la vitesse du vent pour les surfaces verticales et horizontales dans le cas d'un bâtiment isolé de faible hauteur. L'angle d'incidence du vent joue cependant un rôle important et doit être pris en compte. Les corrélations du Tableau 1 peuvent être facilement intégrées dans les programmes de simulation énergétique des bâtiments car elles sont fournies en fonction de la vitesse du vent sous forme de lois de puissance pour chaque angle d'incidence du vent étudié ici.

1.3 Transferts d'humidité dans le bâtiment

1.3.1 Condition limite externe de l'enveloppe : prise en compte de la pluie

Il y a 20 ans, la nouvelle génération d'outils de simulation énergétique des bâtiments, tels que WUFI (Künzel, 1994), WUFI-Bio (Sedlbauer, 2001) ou PowerDomus (Mendes et al., 2003), intégrait déjà les calculs d'humidité, y compris la migration capillaire, et pouvait être utilisée pour évaluer l'effet couplé du transfert de chaleur et d'humidité (vapeur et liquide) à travers les enveloppes des bâtiments. La spécification des conditions limites, et plus particulièrement des conditions extérieures, était alors d'une grande importance pour obtenir des résultats fiables.

La prise en compte de la pluie est un des facteurs importants. D'une part, il faut disposer de données fiables climatiques permettant de connaître l'intensité de celle-ci. D'autre part, en fonction de la direction et de la vitesse du vent, les parois d'un bâtiment ne vont pas être atteintes par les gouttelettes de la manière homogène. Le concept de « taux de capture de la pluie transportée par le vent » (*Wind-Driven Rain catch ratio*, WDR) permet de relier l'intensité de la pluie selon un plan horizontal localisé à 10 m d'altitude à l'intensité des gouttelettes sur les parois du bâtiment. Le taux de capture global ou spécifique à une taille de gouttelette dépend de plusieurs paramètres : la géométrie du bâtiment (y compris l'environnement proche), la position sur la façade du bâtiment, la vitesse de référence du vent, l'intensité horizontale des précipitations et la distribution horizontale de la taille des gouttes de pluie.

Ce taux de capture peut être évalué par mesure sur site à l'aide de capteurs de pluie et par simulation numérique. A partir d'un état des lieux de la littérature scientifique sur le sujet, Blocken et Carmeliet (2002, 2004) ont conclu que la modélisation par CFD pouvait au mieux prédire les taux de capture à 8% près. Cette petite divergence s'expliquerait essentiellement selon les auteurs par le fait que la turbulence de l'écoulement sur la trajectoire des gouttelettes n'était pas prise en compte dans les simulations passées.

Notre étude (Abadie et Mendes, 2008) visait ainsi à évaluer l'importance d'intégrer les effets de la turbulence sur l'évaluation numérique du taux de capture spécifique de gouttelettes de 1 mm sur un bâtiment isolé de faible hauteur. Les caractéristiques géométriques du domaine d'étude, le maillage, le modèle de turbulence utilisé et les résultats concernant l'écoulement d'air sont ceux décrits dans la section 1.2.3. Le code de calcul lagrangien tridimensionnel PARDIF développé au cours de ma thèse de doctorat (Abadie, 2000) a été utilisé de manière découplée en utilisant les données d'écoulement obtenues pour le cas d'un vent normal à la paroi principale.

Le principe de la simulation consistait à injecter des milliers de gouttelettes sur un plan localisé à 10 m d'altitude. Les trajectoires des gouttelettes sont calculées jusqu'à ce qu'elles atteignent l'enveloppe du bâtiment, le sol ou la limite de domaine. Lorsqu'une gouttelette frappe la surface du mur, elle se dépose au premier contact et reste à cet emplacement, c'est-à-dire qu'aucun rebond, éclaboussure, écoulement ou remise en suspension dans l'air n'ont été considérés ici.

A titre illustratif, la Figure 12 montre la localisation finale des gouttelettes. On observe aisément l'effet de la dispersion de la turbulence de l'écoulement que cela soit sur l'enveloppe du bâtiment ou sur le sol. La Figure 13 présente quant à elle la localisation initiale dans le plan situé à 10 m des gouttelettes qui terminent leurs déplacements sur la (moitié de) paroi au vent du bâtiment. Cette surface a été déterminée en injectant jusqu'à 1000 gouttelettes pour chaque point de la grille, points qui sont espacés de 5 cm les uns des autres permettant une précision de 0,23 m² soit 2% sur le calcul du taux de capture. Le code couleur est fonction de la probabilité d'atteindre la paroi sélectionnée. Ainsi, on remarque que la surface est plus étendue lorsque la turbulence de l'air est prise en compte sur la trajectoire des gouttelettes. Dans ce cas, les valeurs du taux de capture avec et sans turbulence sont très proches (0,581 et 0,579 respectivement), de sorte que l'effet de la turbulence peut être négligé dans le cas de l'ensemble de la paroi au vent.

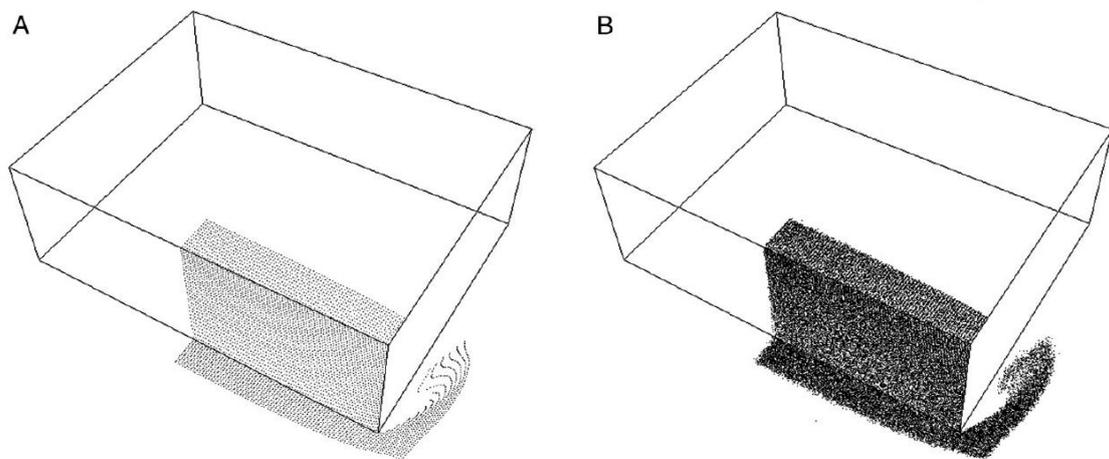


Figure 12 : Localisation finale des gouttelettes avec un écoulement sans turbulence (à gauche) et avec turbulence (à droite).

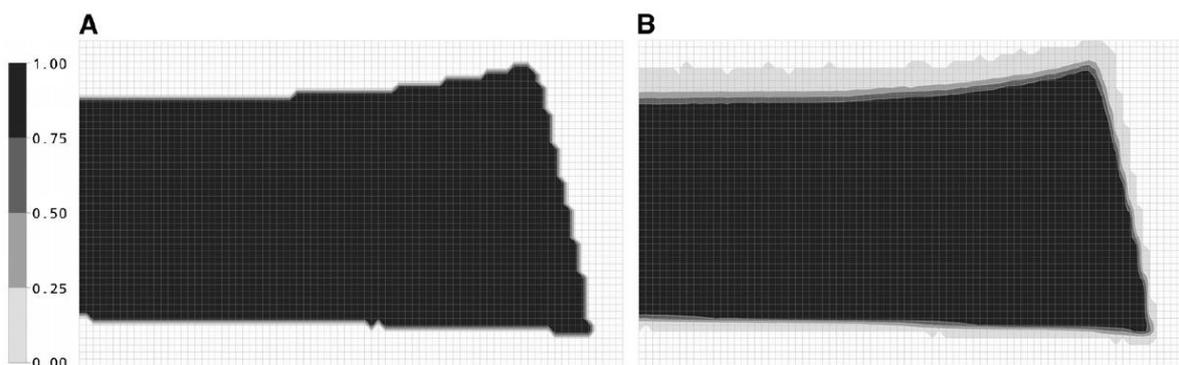


Figure 13 : Localisation d'origine des gouttelettes de la figure précédente avec un écoulement sans turbulence (à gauche) et avec turbulence (à droite). La surface horizontale à 10 m de hauteur est obtenue à partir d'une grille d'injection de gouttelettes de 5 cm × 5 cm.

Une deuxième partie de l'étude s'est intéressée à estimer le biais induit par la non prise en compte de la turbulence lorsque le taux de capture est évalué avec un capteur de pluie équivalent à ceux utilisés sur site. Ainsi, 6 capteurs de dimensions 18 cm × 18 cm ont été

positionnés sur la paroi au vent (Figure 14, en haut à gauche). Les calculs ont montré ici une différence bien plus nette pouvant aller à près de 6% pour le capteur #3 (graphe et tableau de la Figure 14). Du point de vue de la modélisation lagrangienne de la pluie, nous avons évalué à 200 le nombre minimum de gouttelettes à injecter par point du maillage de la surface horizontale pour calculer avec précision le taux de capture spécifique.

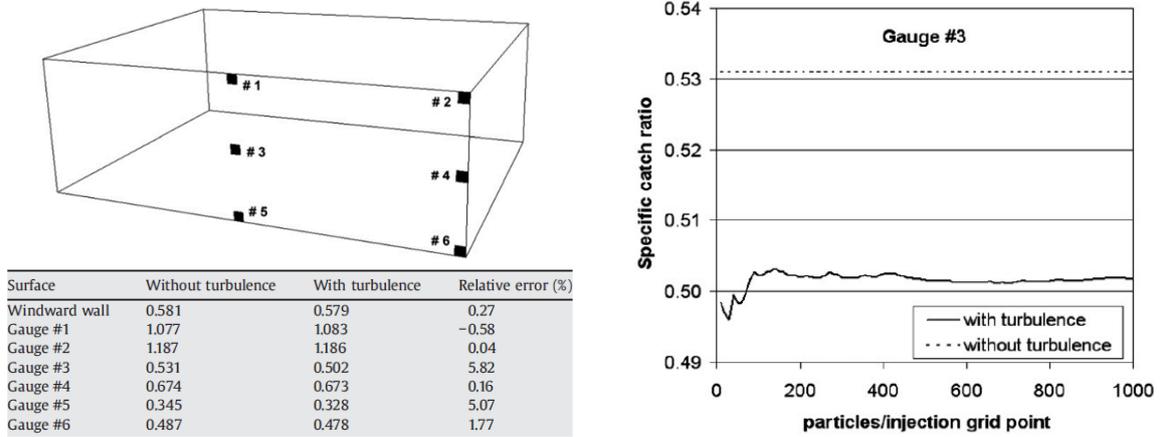


Figure 14 : Localisation des capteurs de pluie sur la façade au vent (en haut, à gauche), évolution du taux de capture spécifique pour le capteur #3 (à droite) et résultats pour les 6 capteurs (en bas, à gauche).

Un examen attentif de l'intensité de la turbulence de l'écoulement fournit également des informations utiles pour évaluer l'erreur induite par la non prise en compte de l'effet de la turbulence (Figure 15, à gauche). La Figure 15 (à droite) montre la corrélation entre l'intensité de la turbulence intégrée le long des trois derniers mètres de la trajectoire des gouttelettes et l'erreur sur le calcul du taux de capture pour les capteurs de pluie en négligeant la turbulence.

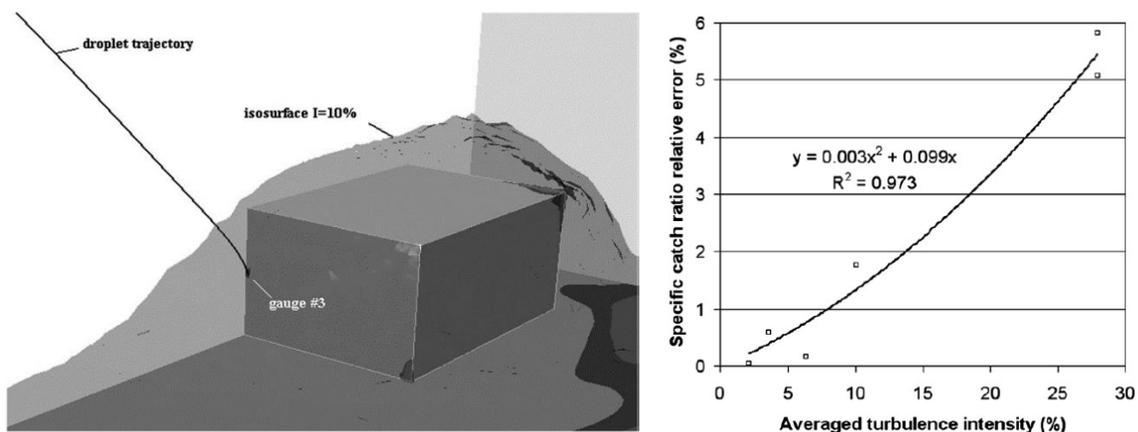


Figure 15 : Intensité turbulente autour du bâtiment (à gauche) et relation entre intensité turbulente moyenne et écart des prédictions (à droite).

De cette étude, nous pouvons conclure que la turbulence a un effet négligeable lorsqu'on s'intéresse à l'impact de la pluie sur la paroi dans son intégralité. Cependant, pour des surfaces plus petites comme celles des capteurs de pluie, l'importance de la turbulence dépend de

l'emplacement du capteur. Une erreur relative maximale de 6% induite par le fait de négliger la turbulence a été calculée pour des capteurs situées dans la partie centrale de la façade.

On remarquera cependant que l'intensité turbulente peut être supérieure à celle de notre étude dans le cas par exemple de bâtiments présentant des formes irrégulières ou par la présence d'autres bâtiments dans l'environnement proche. Aussi, nous anticipons un effet de la turbulence sur la trajectoire des gouttelettes de pluie bien supérieur pour des cas plus réalistes. En effet, si l'on considère que l'intensité moyenne de turbulence couramment rencontrée autour des bâtiments est d'environ 15% en champ libre (cas de notre étude) et de 90% en milieu urbain à 2 m de hauteur (Snyder, 1985), l'erreur relative sur le taux de capture spécifique passerait de 2% à 40%.

1.3.2 Modélisation du tampon hygroscopique des matériaux

La sensation de confort thermique des individus ainsi que leur perception QAI est affectée par le niveau d'humidité relative de l'air. Des conditions trop humides peuvent conduire à une croissance fongique et par conséquent à des problèmes pulmonaires, des gênes respiratoires et des allergies. D'autre part, les conditions trop sèches sont liées à l'assèchement des muqueuses, à l'irritabilité des yeux et à des décharges électrostatiques. De plus, l'humidité contribue à la détérioration des matériaux de construction et a un impact sur les systèmes CVC et donc sur la performance énergétique de l'ensemble du bâtiment (section 1.3.3).

Un moyen de contrôler les amplitudes d'humidité relative de l'air intérieur sans coûts énergétiques additionnels pour le bâtiment est d'utiliser la capacité des matériaux à absorber et à libérer de l'humidité. La caractérisation complète de tampon hygroscopique d'une ambiance est compliquée car différents phénomènes physiques associés à la migration de l'humidité (comme la diffusion de vapeur, l'écoulement capillaire, l'évaporation et la condensation) ont lieu simultanément avec le transfert de chaleur à l'intérieur des matériaux. Outre la complexité de la modélisation du transfert couplé de chaleur et d'humidité à travers les matériaux poreux, la connaissance des propriétés hygrothermiques des matériaux telles que la perméabilité, la porosité et l'isotherme de sorption nécessite de multiples, et parfois longues, procédures expérimentales.

Nous nous intéressons ici uniquement à l'évaluation des flux de vapeur d'eau depuis et vers les parois des ambiances intérieures. Plus précisément, le focus est porté sur la caractérisation macroscopique du transfert de vapeur d'eau connu sous le concept de MBV (*Moisture Buffer Value*) proposé par Rode (2005) dans le cadre du projet NORDTEST. Le MBV est obtenu en mesurant les variations de poids d'un échantillon de matériau lorsque son environnement est soumis à des variations quotidiennes d'humidité relative à température constante. En particulier, le protocole définit des variations cycliques de l'humidité relative (HR) de l'air entre des valeurs élevées (75%) et faibles (33%) pendant 8 h et 16 h, respectivement. La quantité d'eau échangée pendant la période d'absorption ou de libération par surface exposée et par % de variation de l'humidité relative donne la valeur MBV en $\text{kg/m}^2.\%HR$.

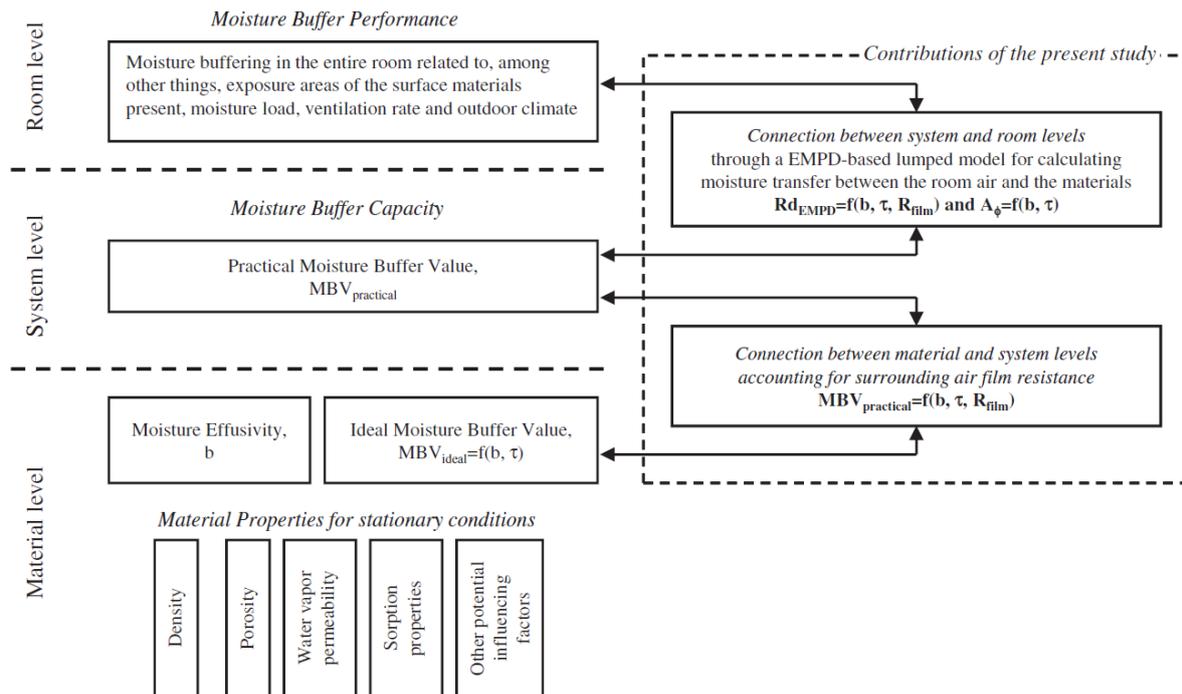


Figure 16 : Niveaux descriptifs du projet NORDTEST de l'effet de tampon hygroscopique dans l'environnement bâti (à gauche) et contribution de l'étude d'Abadie et Mendonça (2009) (à droite).

Comme présenté en Figure 16 , on peut distinguer trois niveaux d'évaluation du MBV :

- Matériau seul : le MBV « idéal » correspond à la sollicitation définie précédemment imposée à la surface du matériau (résistance de la couche limite de l'air négligeable). Il ne dépend que des propriétés intrinsèques du matériau définissant l'effusivité b (masse volumique, isotherme de sorption, perméabilité à la vapeur et pression de saturation) et de la période de sollicitation τ .
- Matériau dans son environnement de test : le MBV « pratique » est mesuré dans une enceinte expérimentale et dépend en plus de la résistance à la diffusion de la couche limite de l'air en surface du matériau R_{film} .
- Ambiance intérieure : l'effet tampon « réel » d'une pièce d'un bâtiment dont les conditions s'écartent de protocole NORDTEST.

Notre contribution (Abadie et Mendonça, 2009) visait à répondre à deux principales limitations des développements effectués autour du concept MBV :

- Etablir une relation entre MBV « pratique » et « idéal ».
- Proposer un modèle basé sur le concept MBV applicable à des conditions environnementales intérieures variables.

Pour cela, nous sommes revenus au cas élémentaire d'un matériau poreux soumis à une sollicitation harmonique (sinusoïdale de période égale à 24h) sur l'une de ces faces. On notera que ce que nous avons développé ici peut être généralisé à une sollicitation quelconque par décomposition de la sollicitation en série de Fourier pour prendre en compte différentes amplitudes et périodes de variations. Pour le cas de base d'un solide semi-infini, une solution analytique existe et permet de quantifier le transfert de vapeur depuis l'air vers le matériau

(et inversement) sur la période considérée. La Figure 17 montre ainsi que l'effet de résistance au transfert de vapeur induit par la présence de la couche limite d'air (et/ou d'un revêtement d'épaisseur faible comme une couche de peinture) en surface tend à atténuer l'amplitude et la pénétration de la vapeur dans le matériau.

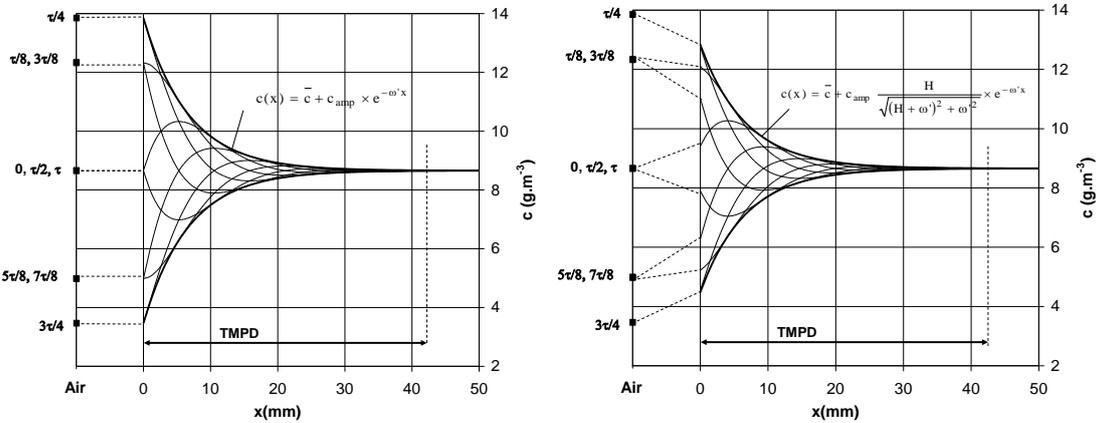


Figure 17 : Variation de la concentration en vapeur d'eau sans (à gauche) et avec (à droite) présence d'une résistance surfacique en $x=0$.

On définit tout d'abord la profondeur « réelle » de pénétration de la vapeur d'eau (*True Moisture Penetration Depth*, TMPD) comme la distance entre la surface du matériau et l'endroit où l'amplitude de variation de la concentration devient négligeable (1% de l'amplitude surfacique). Cette TMPD est importante car elle fixe une limite à tous les modèles définis sur ces bases i.e. l'épaisseur des matériaux en contact avec les variations de l'air doit être supérieure à la TMPD. Pour informations, la TMPD peut varier de 0,2 à 4 cm pour les bétons et ciments, de 1,8 à 10 cm pour les matériaux à base de plâtre.

La profondeur « effective » de pénétration de la vapeur d'eau (*Effective Moisture Penetration Depth*, EMPD) est quant à elle la profondeur fictive qui permet de calculer exactement le transfert de vapeur en surface du matériau réel en modélisant le matériau comme une couche unique d'épaisseur EMPD et homogène en concentration. Le bilan de vapeur entre ce matériau fictif et l'air environnant peut s'écrire comme :

$$d_{EMPD} \frac{dc_{lumped}}{dt} = \frac{c_i - c_{lumped}}{R} \quad (1-7)$$

Où d_{EMPD} est l'EMPD (m), R est la résistance au transfert de vapeur d'eau (s/m), c_{lumped} est la concentration dans le matériau fictif (kg/m^3), c_i est la concentration dans l'air (kg/m^3) et t est le temps (s).

Les expressions des deux paramètres de ce modèle, appelé « modèle EMPD », sont :

$$d_{EMPD} = \frac{1}{\omega'} \quad \text{et} \quad R = \frac{1}{\omega d_{EMPD}} \left(1 + 2 \frac{\omega'}{H} \right) \quad (1-8)$$

$$\omega' = \sqrt{\frac{\omega}{2D_w}}, \quad H = \frac{1}{R_{film}\delta_p} \text{ et } D_w = \frac{\delta_p p_{sat}}{\xi \rho_0} \quad (1-9)$$

Où δ_p , ξ et ρ_0 sont respectivement la perméabilité à la vapeur d'eau (kg/m.s.Pa), la pente de l'isotherme de sorption (kg/kg) et la masse volumique (kg/m³) du matériau sec, p_{sat} est la pression de vapeur saturante (Pa), R_{film} est la résistance à la diffusion de vapeur en surface du matériau (Pa.m².s/kg) et ω est la phase de la variation de concentration en vapeur d'eau de l'air environnant (/s).

Par identification entre le modèle EMPD et la solution analytique précédente, nous avons ainsi pu déterminer la relation entre les MBV « pratique » et « idéal » à travers le nombre de Biot basé sur la profondeur EMPD (Figure 18). Pour les valeurs du nombre de Biot supérieures à 100, la résistance du film est négligeable, de sorte que la variation de la concentration de vapeur d'eau dans l'air ambiant est directement imposée à la surface du matériau. Dans ce cas, le MBV « pratique » du matériau est maximale. Pour des nombres de Biot inférieurs à 0,01, le MBV « pratique » est proche de zéro et l'effet tampon du matériau peut être ignoré. Dans la plupart des cas, les valeurs du nombre de Biot restent entre ces deux limites. En fait, les résultats des tests à l'aveugle du projet NORDTEST ont montré des facteurs se situant dans l'intervalle [0,25 ; 0,35] entre les MBV « pratiques » mesurés expérimentalement et « idéaux » calculés à partir des propriétés intrinsèques des matériaux. Ce qui confirme l'importance de prise en compte de la résistance surfacique dans les échanges de vapeur d'eau.

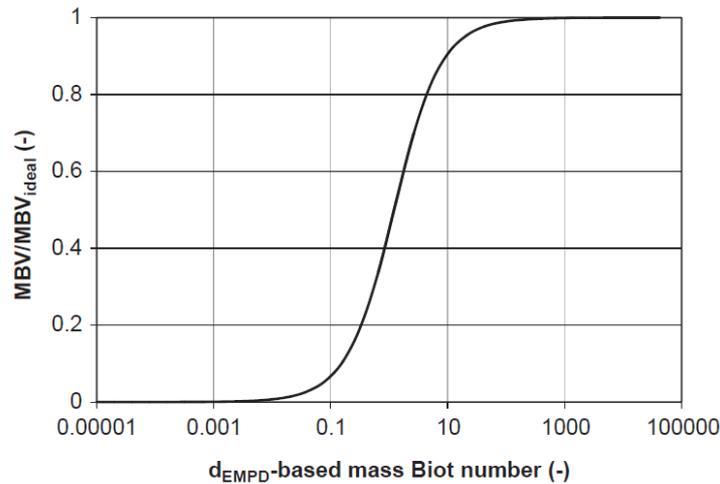


Figure 18 : Relation entre les MBV « pratique » et « idéal ».

Notre étude nous a permis d'aller plus loin car nous avons montré que le flux de vapeur d'eau en surface du matériau ne dépend que des deux groupes suivants :

$$A_\phi = \frac{\xi \rho_0 d_{EMPD}}{c_{sat}} \quad (1-10)$$

et

$$Rd_{EMPD} = \frac{\tau}{2\pi} + \sqrt{\frac{\tau}{\pi} \times b \times R_{film}} \quad (1-11)$$

Où c_{sat} est la concentration de vapeur à saturation (kg/m^3) et τ est la période de la sollicitation harmonique (s).

Ce qui permet de réduire le nombre de propriétés du matériau à évaluer à deux paramètres (A_ϕ et Rd_{EMPD}) pour modéliser le flux de vapeur d'eau en surface du matériau, groupes de variables pouvant être mesurés rapidement par une mesure dynamique de type MBV/NORDTEST. Nous nommerons EMPD/MBV ce modèle par la suite.

Nous avons pu ainsi utiliser les résultats expérimentaux de Peuhkuri (2003) qui avait mesuré la variation de la masse d'échantillons de matériaux (béton cellulaire, isolant et perlite) soumis à une variation harmonique de l'humidité relative de l'air à température constante (65-85%, période de 24 h). Les propriétés hydriques des trois matériaux avaient été par ailleurs mesurées et la résistance R_{film} a été déterminée en considérant les données concernant le béton cellulaire. Le Tableau 2 présente une comparaison entre les résultats théoriques (calculés à partir des propriétés hydriques des matériaux) et calculées à partir du modèle EMPD/MBV. On remarque que les différences entre les écarts les plus grands sont observés pour le troisième matériau pour lequel l'épaisseur de l'échantillon testé était inférieure à la TMPD, donc en dehors de l'hypothèse de milieu semi-infini.

Tableau 2 : Comparaison entre les résultats théoriques (calculés à partir des propriétés hydriques) et calculées à partir du modèle EMPD-MBV.

		Béton cellulaire	Isolant	Perlite
Rd_{EMPD} (h)	Théorique	7,49	11,79	5,31
	EMPD-MBV	7,84	11,96	4,64
	Erreur*	4,6%	1,5%	-12,6%
A_ϕ (m)	Théorique	10,22	22,18	4,15
	EMPD-MBV	9,79	17,04	2,10
	Erreur*	-4,2%	-23,1%	-49,3%
b ($10^7 \times \text{kg.m}^{-2}.\text{Pa}^{-1}.\text{s}^{-0.5}$)	Théorique	4,56	9,88	1,85
	EMPD-MBV	4,99	10,10	1,02
	Erreur*	9,5%	2,2%	-44,8%
$MBV_{practical}$ ($\text{g.m}^{-2}.\%RH^{-1}$)	Théorique	0,80	1,18	0,42
	EMPD-MBV	0,74	0,90	0,23
	Erreur*	-7,7%	-24,1%	-44,0%

* Erreur relative par rapport à la valeur théorique.

Afin de tester les répercussions des approximations du modèle EMPD/MBV sur l'évaluation de la concentration dans l'air environnant, le bâtiment monozone ayant servi de cas d'étude lors de l'Annexe 41 de l'IEA (Rode et Woloszyn, 2004) a été simulé pour un taux de ventilation de 0,5 vol/h d'air extérieur à 20°C/30%HR comportant un des trois matériaux sur les surfaces internes. Deux sources de vapeur d'eau de 0,5 kg/h ont été considérées : de 9 h à 17 h et toutes les 6 h pendant 1 h. Trois modèles ont été comparés :

- Volume fini (référence) : discrétisation du matériau entièrement implicite en utilisant 1/10 mm pour la discrétisation spatiale et un pas de temps de 1 min (Abadie et Mendes, 2006).
- EMPD : modèle basé sur l'EMPD utilisant les propriétés des matériaux.

- EMPD/MBV : modèle basé sur la méthodologie présentée ici avec les données du Tableau 2.

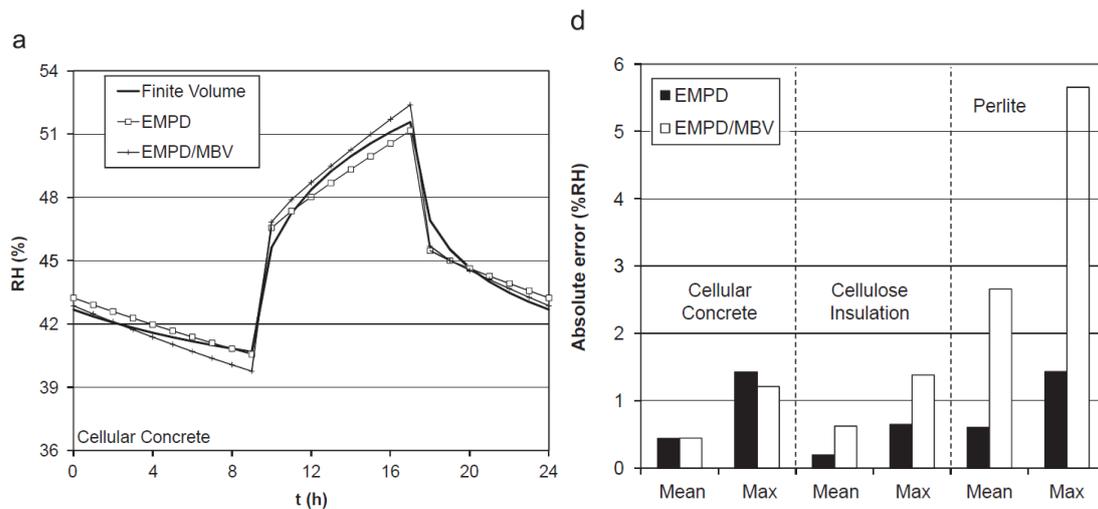


Figure 19 : Variation de l'humidité relative d'air du bâtiment composé d'une enveloppe en béton cellulaire pour une génération de vapeur de 9 h à 17 h (gauche) et erreur absolue des modèles EMPD et EMPD/MBV par rapport à la référence.

Les résultats sont présentés par la Figure 19. Le modèle EMPD qui est basé sur les propriétés réelles du matériau donne d'assez bonnes prédictions indépendamment du matériau étudié. Le modèle EMPD/MBV présente des variations plus importantes de l'humidité relative de l'air ambiant en raison de la sous-estimation de l'effet de tampon des matériaux, en particulier pour la perlite avec une différence maximale de près de 6% RH qui peut être attribuée à la trop faible épaisseur d'échantillon testé lors de la phase expérimentale (et donc une évaluation approximative de A_ϕ et de Rd_{EMPD}).

1.3.3 Modélisation de la ventilation hygroscopique

La gestion de l'humidité intérieure, qui consiste à maintenir l'humidité relative intérieure à des niveaux corrects, est très importante pour la performance globale du bâtiment en termes de qualité de l'air intérieur, de performance énergétique et de durabilité du bâtiment.

Dans le travail de Woloszyn et al. (2009), l'effet de la combinaison d'un système de ventilation sensible à l'humidité relative avec un tampon hygroscopique a été étudié. Quatre outils de simulation ont été utilisés dans le cadre de ce benchmark de l'Annexe 41 (Rode et Woloszyn, 2004) faisant intervenir cinq partenaires du projet (UG – *University of Ghent*, Belgique ; TTU – *Tallinn University of Technology*, Estonie ; CETHIL – *Centre de Thermique de Lyon*, France ; CTH – *Chalmers University*, Suède et PUCPR – *Pontifical Catholic University of Paraná*, Brésil). Ces outils se différenciaient essentiellement par la prise en compte de l'interaction des matériaux hygroscopiques avec l'air du bâtiment. Ainsi, deux outils représentaient les transferts couplés de chaleur et de masse dans l'enveloppe (IDA-ICE et HAM-Tools utilisés respectivement par TTU et CTH) et deux autres utilisaient des modèles simplifiés pour représenter le tampon hygroscopique (TRNSYS par UG et PUCPR et CLIM2000 par le CETHYL).

La Figure 20 présente les résultats numériques obtenus par les différents outils dans le cas du local défini dans la section précédente selon deux cas : sans tampon hygroscopique (à gauche)

et avec (à droite). L'écart entre les valeurs simulées et les valeurs mesurées est en général inférieur à 10% de l'HR. L'écart entre les données expérimentales et simulées est toujours inférieur à 5% pour CTH et inférieur à 10% pour UG. Pour les trois résultats restants (TTU, CETHIL et PUCPR), l'écart est inférieur à 10% pendant 95% du temps, ce qui signifie que la différence n'est supérieure à 10% qu'une fois par jour (pendant la plus forte production d'humidité). On notera que les résultats présentés ici sont les résultats directs de l'essai en aveugle, sans aucun « réglage » des paramètres en fonction des données contrôlées.

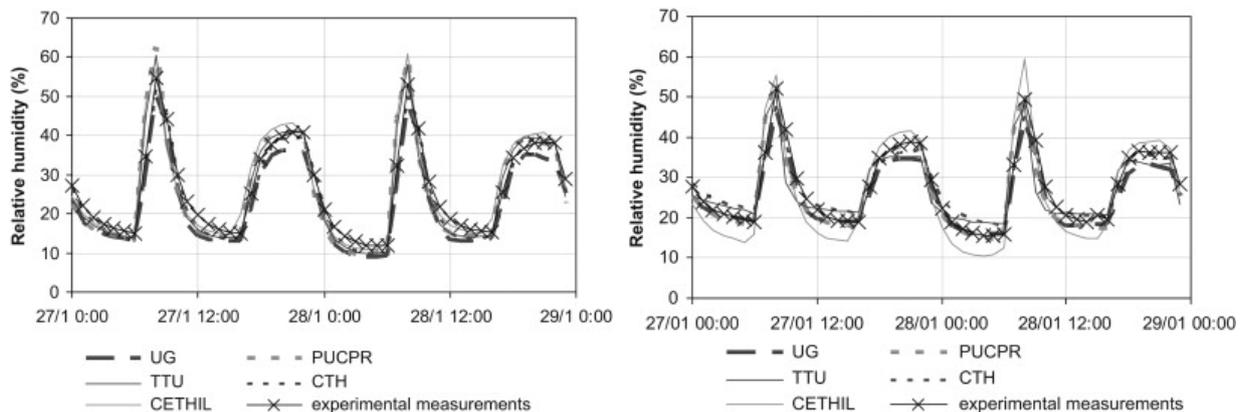


Figure 20 : Comparaison entre résultats numériques et expérimentaux sans (gauche) et avec tampon hygroscopique.

Une ventilation hygroscopique permettant un contrôle du débit de ventilation en fonction de l'humidité relative de l'air (entre 25% et 60%) a été ensuite simulée. La Figure 21 présente les deux cas extrêmes : sans tampon hygroscopique pendant la période hivernale avec une faible quantité de vapeur provenant de l'air de la ventilation (à gauche) et avec tampon pendant une période plus humide (à droite).

Les résultats pour la période hivernale montrent l'intérêt d'une ventilation hygroscopique par rapport à une ventilation à débit constant avec une valeur moyenne du débit d'air égale à 63% du débit de ventilation constant. Les différences sont beaucoup moins significatives pour la seconde période, où les deux taux de ventilation moyens sont très similaires. Un très bon accord entre tous les outils, tant sur les valeurs moyennes que sur les valeurs d'amplitude, est visible pour le cas sans matériaux hygroscopiques. L'écart entre les valeurs calculées par les différents outils est cependant plus important pour le second cas avec le tampon hygroscopique ; ce qui montre les limites des modèles simplifiés lorsque les perturbations de l'équilibre de l'air (sources de vapeur variables des occupants et de la ventilation) sont présentes.

Enfin, l'impact de la réduction des débits de ventilation sur les besoins de chauffage est illustré par la Figure 22. Les économies calculées par tous les outils se situent entre 14% et 17% de la demande énergétique pour la saison sèche, mais de seulement 1% à 7% en période plus humide. On notera que cette comparaison concerne le cas sans tampon hygroscopique et que des différences entre outils sont notables ce qui montre ici la précision attendue de la modélisation énergétique d'un bâtiment qui provient aussi bien de la physique et modèles intégrés que par les données entrées par les utilisateurs (résultats différents pour UG et PUCPR avec le même outil).

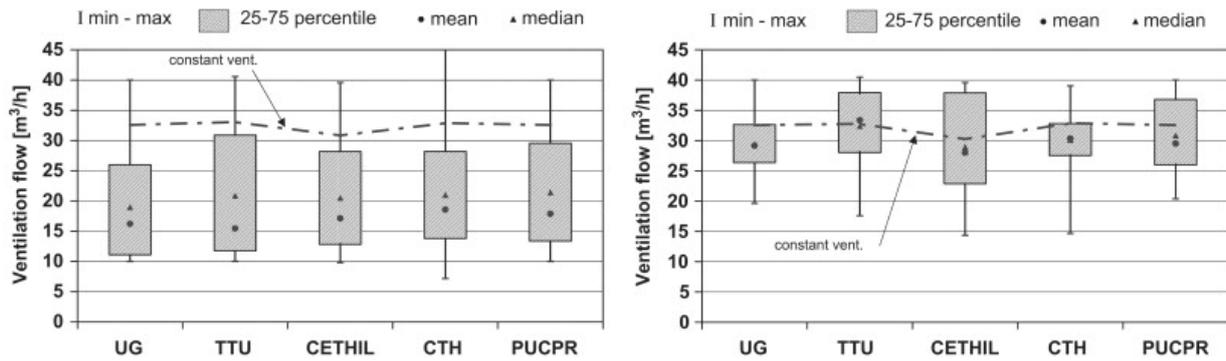


Figure 21 : Débits de ventilation avec un système hygroréglable (à gauche : période hivernale, sans tampon hygroscopique ; à droite : période printanière, avec tampon hygroscopique).

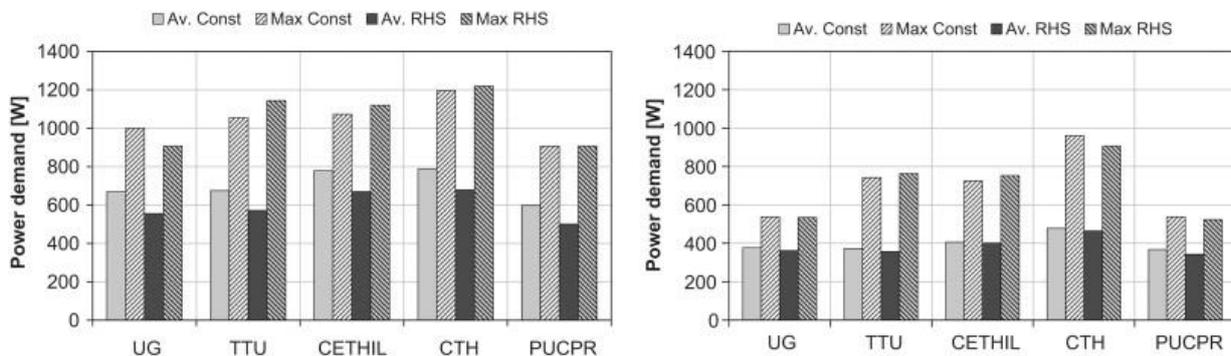


Figure 22 : Besoins de chauffage pour un contrôle de la température à 20°C et sans tampon hygroscopique (à gauche : période hivernale ; à droite : période printanière).

Malgré quelques différences dans les résultats, un bon accord a été trouvé et des tendances similaires ont été détectées à partir des résultats, en utilisant les quatre différents outils de simulation. Les résultats des simulations démontrent que la ventilation hygroscopique réduit l'écart entre les valeurs minimales et maximales de l'humidité relative dans l'air intérieur et génère des économies d'énergie. Cette étude a également confirmé que l'utilisation de matériaux tampons d'humidité est un moyen très efficace de réduire l'amplitude des variations quotidiennes d'humidité. Il a été possible, par l'effet combiné de la ventilation et du bois comme matériau tampon, de maintenir l'humidité relative intérieure à un niveau très stable.

1.4 Modélisation des écoulements d'air dans les ambiances par approche zonale

Nous nous intéressons dans ce paragraphe aux méthodes de modélisation intermédiaires des écoulements d'air à l'intérieur d'un espace ou d'une pièce d'un bâtiment. En particulier, les distributions de l'écoulement de l'air, de la température et éventuellement des contaminants dans les pièces peuvent être prédites en utilisant l'approche zonale, une méthode qui combine les avantages et les faiblesses des approches nodale et CFD. On notera que ce travail a été effectué suite au besoin de disposer d'un outil de modélisation zonale au LaSIE en 2009. Les développements précédents ayant été effectués dans l'environnement SPARK (Buhl et al., 1993) non maintenu, il a été décidé d'intégrer la méthode zonale dans l'environnement TRNSYS (Klein et al., 2004) ce qui nous a conduit à de nouvelles validations des modèles zonaux et à leur amélioration. Les détails de cette implémentation sont décrits dans Abadie et al. (2010).

La modélisation zonale consiste d'abord à diviser le volume de la pièce en un petit nombre de zones ou de cellules, puis à supposer un mélange parfait de l'air dans chaque zone : la température, l'humidité et éventuellement les concentrations de contaminants (section 2.4.2) sont considérées comme homogènes et la pression varie de manière hydrostatique. Les distributions du débit d'air et de la température sont déterminées simultanément en résolvant les équations du bilan de masse et d'énergie dans chaque zone. Une expression simplifiée de l'équation de quantité de mouvement est utilisée au lieu de l'équation de Navier-Stokes, qui a l'avantage de la simplicité, mais qui est confrontée au problème que les effets des flux moteurs tels que les flux de couche limite, les panaches thermiques et les jets ne peuvent pas être traités correctement. Par conséquent, des équations empiriques et semi-empiriques représentant ces flux moteurs doivent être ajoutées au problème.

Bien que la méthode zonale ait été utilisée dans un grand nombre d'applications depuis les années 1990 (Megri et Haghighat, 2007), il manque encore un modèle entièrement validé prenant en compte les flux moteurs les plus courants dans les bâtiments. La plupart des études ont abordé différents cas de convection naturelle et ont conclu que l'approche zonale est pertinente pour ce type de problèmes (Bouia, 1993 ; Wurtz, 1995 ; Inard et al., 1996 ; Musy, 1999 ; Voeltzel, 1999 ; Haghighat et al., 2001 ; Abadie et al., 2010). A titre illustratif, la Figure 23 présente les champs de température pour deux cas obtenus par le modèle zonal ainsi que les données expérimentales (Inard et al., 1996) et les résultats d'un autre modèle zonal appelé POMA (Haghighat et al., 2001). Les résultats obtenus par les modèles zonaux sont très similaires. Le modèle zonal actuel semble néanmoins mieux prédire la couche de froid qui se développe le long du plancher.

En revanche, peu d'études ont traité de la validation des modèles zonaux dans le contexte de pièces ou d'enceintes ventilées mécaniquement. Les modèles zonaux considérant un modèle de jet 2D (Musy, 1999 ; Mora et al., 2002 ; Daoud et Galanis, 2008) ou un modèle de jet 3D (Daoud et Galanis, 2008) ont été testés par rapport à des données expérimentales mesurées dans une cellule carrée (Castanet, 1998) ou rectangulaire (Nielsen, 1990) qui était ventilée avec un jet mural horizontal. Toutes ces études ont conclu que la région du jet était bien mieux prédite que la zone de recirculation de la pièce. On relativisera ces conclusions par le fait que

seul un petit nombre de données expérimentales étaient disponibles, et que certaines comparaisons ont été effectuées sur la base de profils de vitesse mesurés alors que les modèles zonaux renvoient simplement la vitesse moyenne de l'air passant par l'interface entre deux zones adjacentes, une zone pouvant aller jusqu'à 1 m² de surface.

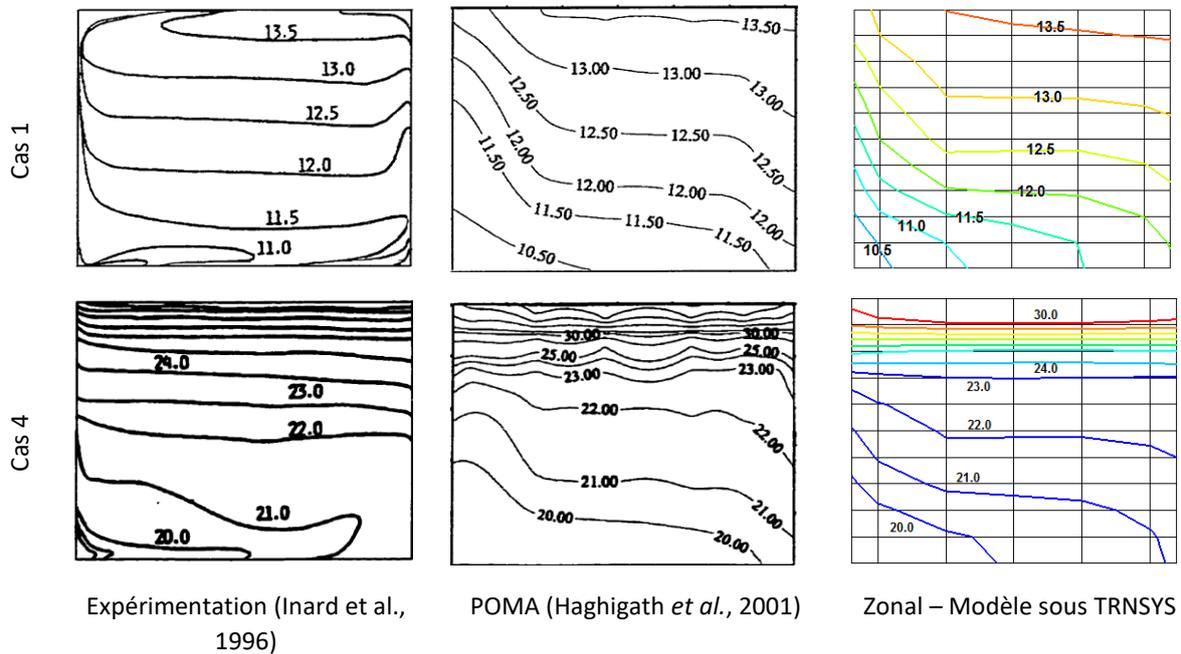


Figure 23 : Champs de température dans une cavité différentiellement chauffée (Cas 1 : $T_{\text{paroi gauche}} = 6^{\circ}\text{C}$ et $T_{\text{autres parois}} \sim 14^{\circ}\text{C}$; Cas 4 : $T_{\text{paroi gauche}} = 11^{\circ}\text{C}$, $T_{\text{plafond}} = 42^{\circ}\text{C}$ et $T_{\text{autres parois}} \sim 23^{\circ}\text{C}$).

Une autre méthode de modélisation intermédiaire pour la prédiction du flux d'air dans les environnements intérieurs est la CFD à maillage grossier (*Coarse Grid CFD*). Par rapport à la CFD standard, cette méthode permet de réduire considérablement les besoins en calcul en résolvant les équations RANS avec une résolution spatiale et temporelle nettement inférieure (Deevy, 2006). L'objectif d'une telle simulation à grille grossière est de conserver l'indépendance de la grille en termes de caractéristiques qualitatives de l'écoulement tout en acceptant un niveau d'erreur numérique plus élevé. En examinant la mécanique des fluides de la ventilation naturelle, Linden (1999) a suggéré que la CFD à maillage grossier pourrait être un substitut possible à la modélisation zonale. Mora et al. (2002) ont conclu que cette approche donne des résultats plus précis que la modélisation zonale pour le cas de la convection forcée dans les pièces.

La simulation de la dynamique des fluides rapides (FFD) est la troisième approche intermédiaire disponible pour calculer les flux d'air et les distributions résultantes de température et de concentration de polluants dans les environnements intérieurs. La FFD résout l'équation de Navier-Stokes comme la CFD mais, comme la vitesse de calcul est la question la plus importante dans la simulation FFD, celle-ci utilise des schémas simples et de faible ordre pour réduire le coût de calcul (Zuo et Chen, 2009). En conséquence, la FFD a un coût de calcul plus faible, mais une précision inférieure à celle de la CFD. La FFD a été comparée à des données expérimentales pour des cas d'écoulement turbulent pleinement développé dans un canal plan, d'écoulement par convection forcée dans une pièce,

d'écoulement par convection naturelle dans une cavité haute et d'écoulement par convection mixte dans une pièce (Zuo et Chen, 2009 et 2010). Les résultats montrent que la FFD fonctionne raisonnablement bien pour tous les cas, à l'exception de l'écoulement à convection forcée dans une pièce où de grandes divergences sont observées.

La présente étude traite de l'amélioration des modèles zonaux pour le cas de la convection forcée dans les pièces ventilées mécaniquement. Elle repose sur une géométrie unique (Figure 24), celle de la cavité de Nielsen (1990).

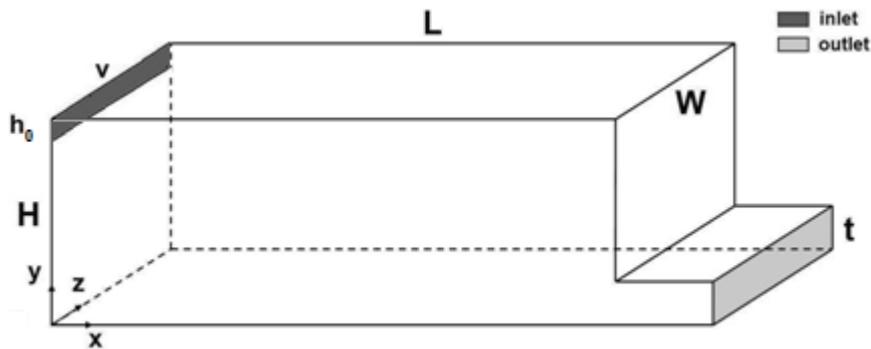


Figure 24 : Description de la cavité de Nielsen (1990).

Ce cas test considère des conditions isothermes (20°C) dans une pièce ventilée mécaniquement de 9 m de long (L), 3 m de large (W) et 3 m de haut (H). L'air est introduit horizontalement dans le coin supérieur gauche de la pièce par une entrée d'air de 0,168 m de hauteur (h_0) et de largeur variable v , et est évacué par une ouverture située dans le coin inférieur droit, du côté opposé à l'entrée d'air. Cette sortie d'air mesure 0,48 m de haut (t) et 3 m de large. Les conditions d'entrée pour la vitesse ont été prises comme $U_0=0,455$ m/s (nombre de Reynolds basé sur la hauteur d'entrée égal à 5000). La configuration où l'entrée d'air a la même largeur que la pièce ($v = 3$ m) a été considérée pour les besoins de cette étude. Dans ces conditions, on peut supposer que les murs latéraux ont une influence négligeable sur les conditions d'écoulement de l'air dans la partie centrale de la pièce et que le problème peut donc être traité comme un problème bidimensionnel.

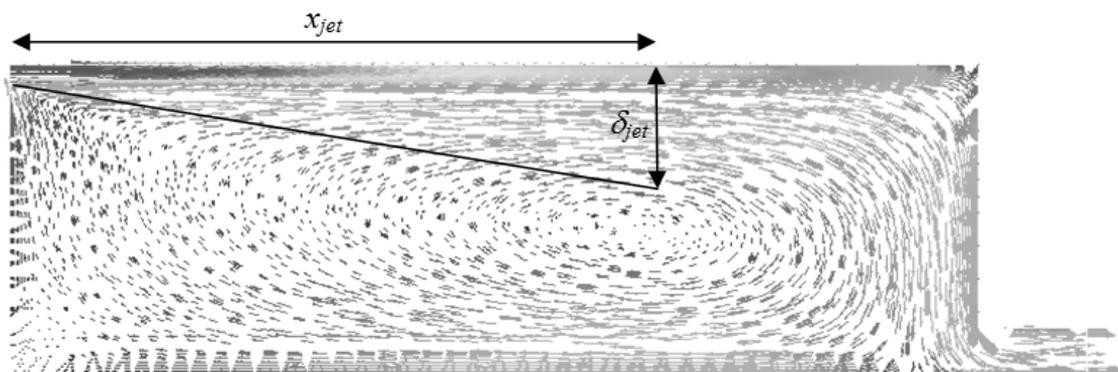


Figure 25 : Ecoulement d'air dans la cavité de Nielsen (Susin et al., 2009).

La Figure 25 présente l'écoulement obtenu par simulation CFD (Susin et al., 2009) où l'on observe l'expansion du jet dans la partie supérieure de la pièce, créant une recirculation au milieu du volume de la pièce.

La comparaison avec les écoulements obtenus par la méthode zonale de référence montre deux principaux problèmes par rapport à la simulation CFD (Figure 26a et b) : 1) la vitesse de l'air dans la région du jet est sous-estimée en utilisant le modèle zonal, et 2) le modèle zonal renvoie des vitesses d'air près du plancher qui sont beaucoup plus faibles que celles prédites par la CFD. Les sections suivantes traitent des deux modifications apportées au modèle pour pallier ces deux points de divergence ; les champs de vitesses sont également présentés dans la Figure 26 (c et d).

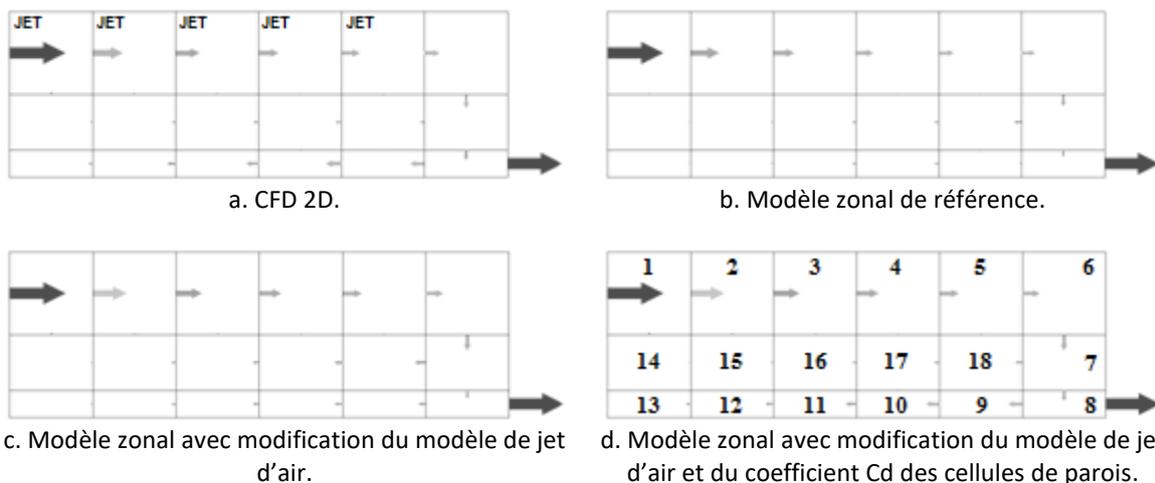
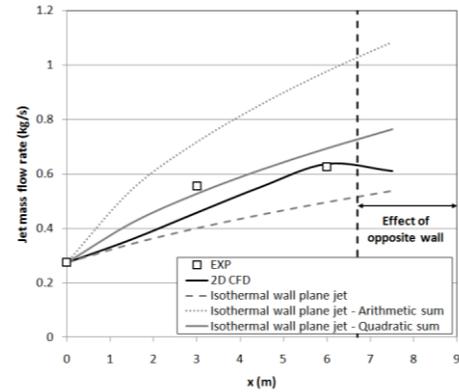
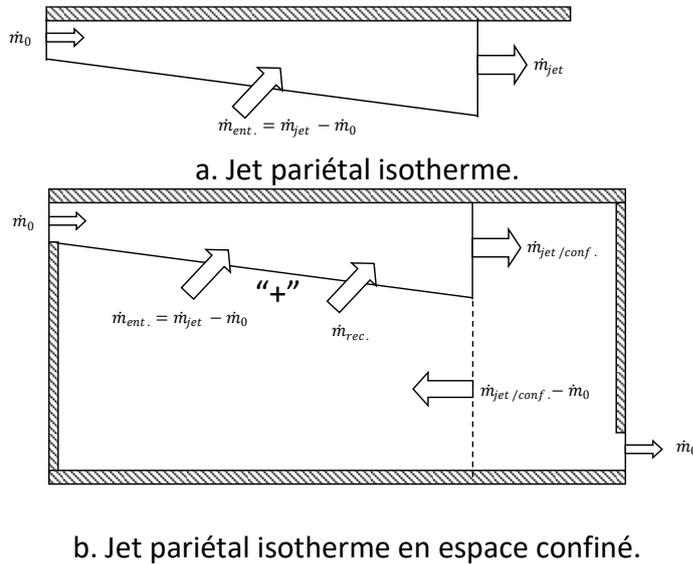


Figure 26 : Champs de vitesses aux interfaces du maillage zonal pour la CFD 2D (a), le modèle zonal standard (b), le modèle zonal avec modification du modèle de jet (c) et le modèle zonal avec modification du modèle de jet et du coefficient C_d des cellules de parois (d).

1.4.1 Prise en compte du confinement dans les cellules de jet d'air

Les écarts observés dans la région du jet peuvent s'expliquer par le fait que le modèle de jet empirique mis en œuvre concerne les jets se développant le long d'une paroi, sans aucune autre paroi à proximité directe (Figure 27a). Dans ce cas, l'entraînement de l'air initialement immobile se produit en raison de la viscosité de l'air, avec pour conséquence que le débit massique augmente avec la distance à l'entrée. Si le jet se développe dans un espace confiné, un débit massique (une force) supplémentaire provenant de la recirculation de l'air dans cet espace doit être pris en compte (Figure 27b). Cet effet additionnel du confinement est observé dans la Figure 27c qui présente le débit massique dans le jet en fonction de la distance à l'entrée. Quelle que soit la distance à l'entrée d'air, les mesures et les résultats CFD indiquent des débits beaucoup plus élevés que ceux obtenus par l'équation du jet plan de paroi isotherme implémenté dans les modèles zonaux. Étant donné que la recirculation est générée par le jet, le débit massique maximal de recirculation est le débit massique à l'extrémité du jet, et par la suite, on peut penser que le débit massique maximal en espace confiné est la somme arithmétique du débit massique entraîné et du débit massique recirculé. Cependant, cela entraînerait clairement une surestimation du débit massique réel (Figure 27c). Une meilleure façon de tenir compte de la superposition des débits d'entraînement et de recirculation est de définir le débit d'air total comme la somme quadratique de ces deux

débites. Cette méthode est une procédure couramment utilisée pour traiter les effets cumulés du vent et du gradient de température entre l'extérieur et l'intérieur d'un bâtiment lors du traitement des problèmes de ventilation naturelle et d'infiltration dans les bâtiments (Walker et Wilson, 1993). Cette prise en compte permet de réduire les différences observées dans la zone de jet.



c. Débit massique dans un jet pariétal isotherme en espace confiné.

Figure 27 : Prise en compte du confinement dans l'expression du débit massique dans un jet pariétal isotherme.

1.4.2 Prise en compte de l'écoulement pariétal dans les cellules courantes

Ce problème provient quant à lui de l'absence d'équation de quantité de mouvement dans les cellules courantes, c'est-à-dire sans modèles empiriques comme c'est le cas pour les cellules de jet et de panache dans la méthode zonale. Ainsi, les débits massiques à l'extérieur de la région du jet ont tendance à être uniformément répartis sur le volume de la pièce alors qu'il existe des chemins d'écoulement dominants dans la région hors jet d'air.

Le débit massique entre deux cellules standard adjacentes est déterminé par la différence de pression entre les deux cellules (loi de débit) et un coefficient de débit C_d (équivalent au coefficient de perte de charge de l'équation de Bernoulli). Habituellement, une valeur unique est appliquée à toutes les interfaces des cellules, et le problème consiste à fixer la valeur appropriée de ce coefficient. Une solution possible pour ajuster les débits entre les cellules standard est de modifier les coefficients de débit en fonction de l'emplacement des cellules. Des études antérieures ont d'ailleurs abordé ce point. Axley (2001) a fait varier à la fois la loi de débit (l'exposant) et le coefficient C_d en fonction de la distance à la paroi. Si le modèle permet d'améliorer les résultats dans certaines zones, Mora et al. (2003) a montré que globalement ce modèle ne fournit pas une meilleure représentation de la recirculation de l'air dans la pièce que le modèle zonal de référence. Une autre approche a été étudiée pour la première fois par Mora (2003). Elle consiste à inverser le problème en évaluant les coefficients C_d sur la base de la distribution de pression déterminée par la simulation CFD. Il n'a montré que de faibles divergences entre les prédictions et les résultats expérimentaux. Cependant, le

champ de coefficients Cd reste lié au cas traité et au maillage utilisé, ce qui est évidemment une forte limitation et fondamentalement pas ce que l'on peut attendre d'un modèle numérique.

La méthode proposée dans ce travail pour traiter le problème est fondamentalement différente : au lieu de considérer les changements au niveau local de chaque cellule, comme le faisaient les études précédentes, une approche macroscopique qui correspond probablement le mieux à la philosophie de la modélisation zonale a été développée. Fondamentalement, le principe de la méthode est de forcer le flux d'air à être parallèle aux parois en diminuant les coefficients Cd des interfaces des cellules qui sont parallèles à ces parois. Ainsi, seules les cellules voisines des murs sont concernées. Une étude de sensibilité a donc consisté en la réduction de l'erreur globale par rapport aux résultats de la simulation CFD en faisant varier un facteur de correction sur les coefficients Cd dédiés. Une valeur optimale de 0,45 pour le maillage considéré a été obtenu (voir section suivante). Une étude complémentaire pour différents maillage a également permis d'identifier une relation entre la valeur du facteur de correction et l'épaisseur moyenne des cellules pariétales (Abadie et al., 2012).

1.4.3 Comparaison avec les modèles intermédiaires existants

La Figure 28 présente l'effet des modifications apportées au modèle de jet et aux cellules pariétales sur les vitesses moyennes aux 27 interfaces du cas traité. La première modification sur le jet permet de diminuer les erreurs les plus élevées de 22% à 14% mais augmente la valeur médiane qui passe de 3% à 4,5%. La seconde modification réduit les erreurs un peu plus avec une valeur médiane autour de 2,5% et une valeur maximale qui chute à 9%.

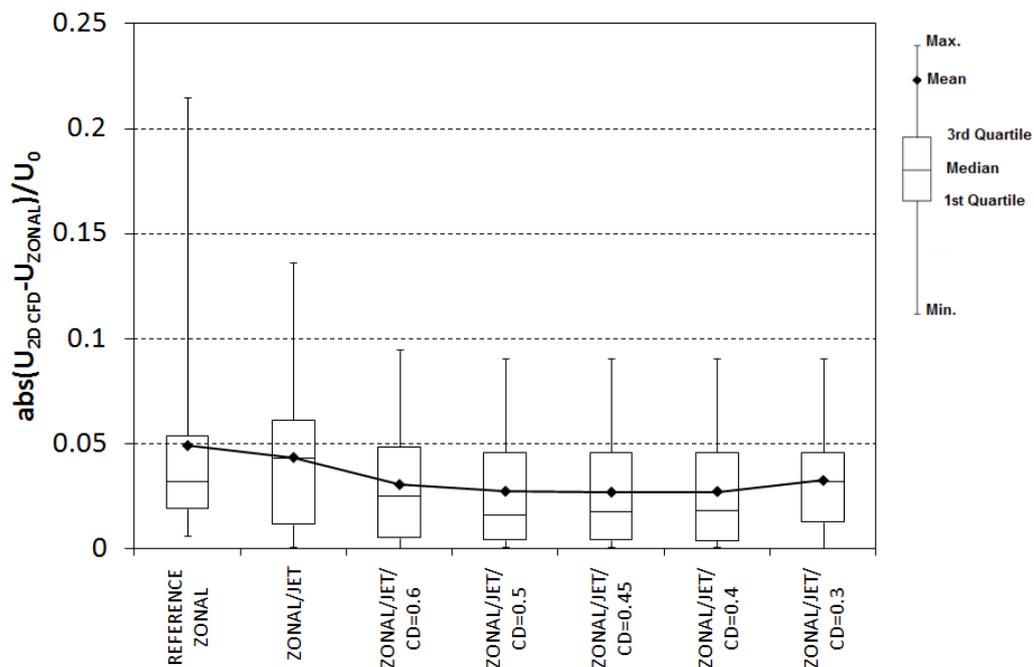


Figure 28 : Distribution de la différence relative par rapport à la simulation CFD de la méthode zonale après les modifications apportées au modèle de jet et aux cellules pariétales.

Enfin, la Figure 29 présente les erreurs relatives des modèles intermédiaires par rapport aux mesures expérimentales. Ces résultats illustrent clairement l'amélioration des prédictions du modèle zonal avec les modifications proposées (noté « Zonal/JET/CD=0.45 ») par rapport aux autres modèles zonaux. Le modèle zonal amélioré donne également des résultats plus précis que la CFD à maillage grossier et la FFD avec des temps de calcul 10 fois moins élevé que la CFD à maillage grossier, 10 à 20 fois plus rapide que la FFD et 1000 fois plus rapide que la CFD.

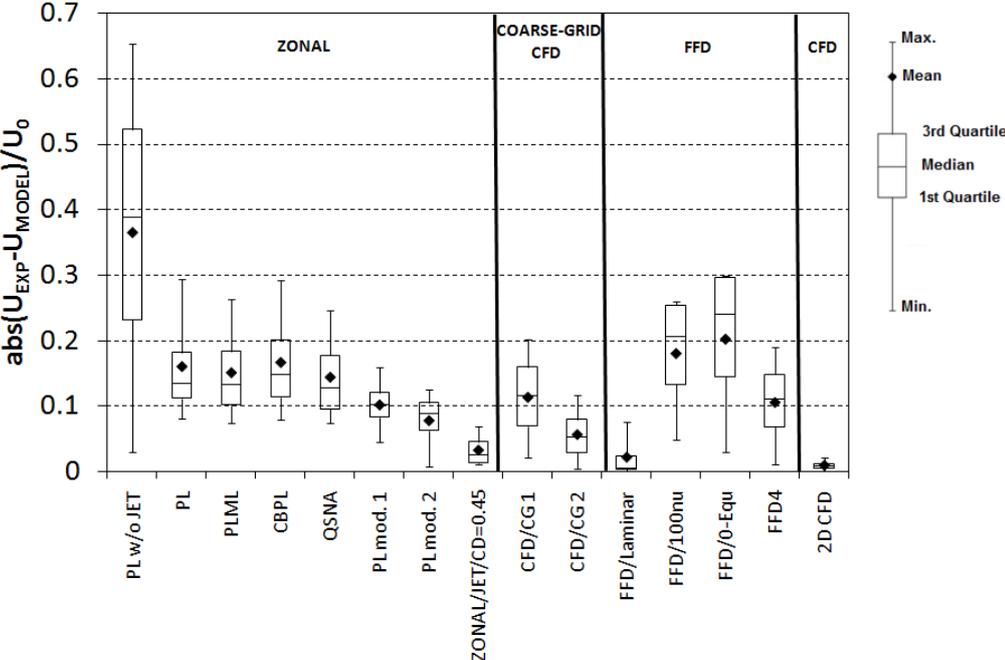


Figure 29 : Capacité des modèles intermédiaires à représenter l'écoulement isotherme de Nielsen.

1.5 Conclusion

Ce premier chapitre visait à présenter les principaux travaux de recherche que j'ai pu effectuer sur la modélisation des transferts aérauliques, de chaleur et d'humidité dans le bâtiment.

Cette première décennie postdoctorale m'a en particulier permis de renforcer mes connaissances en **mécanique des fluides numériques** par l'étude et l'analyse de problématiques de transferts couplés de masse et de chaleur. Ces études étant toujours dirigées dans le but de définir des paramètres et ou des **lois macroscopiques** utilisables à plus grande échelle au niveau de la simulation hygrothermique du bâtiment. On rappellera ainsi l'évaluation de l'efficacité de la récupération de chaleur des infiltrations au sein de l'enveloppe, de corrélations concernant les coefficients d'échange de chaleur par convection et les coefficients de captation de la pluie au niveau des parois extérieures du bâtiment en fonction des caractéristiques du vent ainsi que de coefficients relatifs à la prise en compte d'une loi de paroi pour la méthode zonale.

Plusieurs de ces développements (algorithme de calcul des coefficients de pression et coefficients d'échange de chaleur par convection sur l'enveloppe du bâtiment, algorithme de calcul des débits de ventilation naturelle par grandes ouvertures) ont finalement pu être intégrés au **programme de simulation hygrothermique DOMUS** (Mendes, Oliveira et Santos, 2003). D'autres travaux de modélisation auxquels j'ai participé, non présentés ici, ont également été implémentés dans le logiciel. On citera la performance de climatiseurs à détente directe à travers des courbes caractéristiques de puissance frigorifique totale et sensible ainsi que d'efficacité frigorifique en fonction des conditions environnementales intérieures et extérieures (Meissner et al., 2014), le traitement des échanges radiatifs intérieurs par grandes longueurs d'onde par la méthode de l'enceinte fictive ou bien le calcul de l'absorption du rayonnement solaire dans les vitrages épais et multicouches (Mazuroski et al., 2009). Un ensemble de rapport de tests de DOMUS présente les performances de ces développements en rassemblant les résultats obtenus selon les normes ASHRAE 1052-RP Toolkit, ANSI/ASHRAE Standard 140-2007 et d'autres validations (Abadie 2010a, 2010b et 2010c).

Cette première période a également été marquée par des études sur les **transferts d'humidité dans les matériaux** responsables de l'inertie hygroscopique de l'enveloppe du bâtiment. En particulier, j'ai été amené à utiliser et à développer différents niveaux de modèles (EMPD, BSHM et MBV) pour la prise en compte des transferts par diffusion de la vapeur d'eau. Zu et al. (2020) ont par ailleurs récemment poursuivi les développements mathématiques et expérimentaux basés sur nos travaux dans leur étude sur la capacité hydrique des matériaux de type *metal-organic frameworks* (MOF). On notera en particulier la difficulté d'obtenir des bases de données complètes concernant les paramètres nécessaires à ces modèles sans procéder à des mesures expérimentales adaptées. On retrouvera cette problématique dans les chapitres suivants sur la QAI et en particulier en ce qui concerne les composés organiques volatils (COV), dont les mécanismes de diffusion sont d'ailleurs similaires à la vapeur, mais ici plus complexe encore avec la multiplication du nombre de polluants à prendre en compte.

Chapitre 2. Pollution de l'air des espaces intérieurs

2.1 Introduction

Ce chapitre présente mes travaux de recherche en **pollution de l'air des espaces intérieurs et plus particulièrement dans le bâtiment**. Nous nous intéressons ici uniquement à l'évaluation des **concentrations en polluants de l'air intérieur** c'est-à-dire à la détermination des concentrations d'exposition aux polluants des occupants dans les espaces intérieurs. L'évaluation de la qualité de l'air intérieur, qui se fera à partir de ces niveaux d'exposition aux polluants, est l'objet du troisième et dernier chapitre de ce manuscrit.

Les polluants des ambiances intérieures peuvent être classés en distinguant dans un premier temps les composés gazeux comme les **composés organiques volatils (COV)**, **inorganiques** et radon, aussi appelés polluants chimiques ou moléculaires, des **particules inertes** et des **bio-contaminants**. Suivant les objectifs de l'étude, modélisation ou évaluation de la qualité de l'air dans une ambiance, il est ensuite possible de faire apparaître d'autres niveaux d'arborescence en identifiant des sous-groupes de polluants qui présentent des caractéristiques similaires quant à leurs propriétés de transfert, ou à la nature des pathologies induites par exemple. Il peut toutefois s'avérer difficile en certaines circonstances de dissocier pleinement chacune des catégories ou sous-catégories de polluants identifiées sur la base de tels critères. Ainsi, dans la classification proposée en Figure 30, les **composés organiques semi-volatils (COSV)** peuvent indifféremment être rattachés à la catégorie des polluants gazeux ou particulaires ces composés présentent la particularité de coexister sous formes condensée (aérosol liquide) et gazeuse à température ambiante.

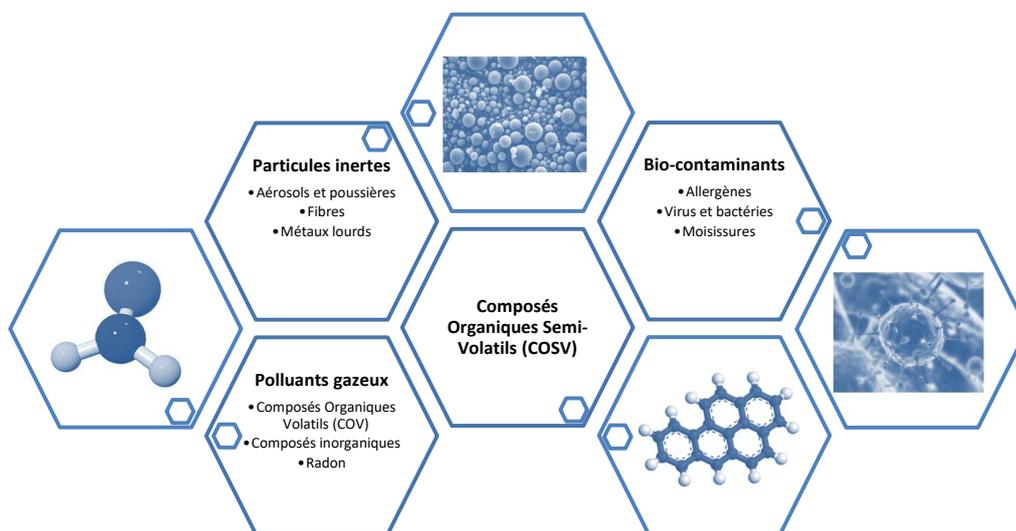


Figure 30 : Classification des polluants de l'air intérieur.

L'évaluation de l'évolution temporelle de la concentration des polluants à l'intérieur d'une ambiance interne d'un bâtiment s'effectue par l'application de la conservation massique de polluant à l'intérieur du volume d'air étudié (Figure 31).

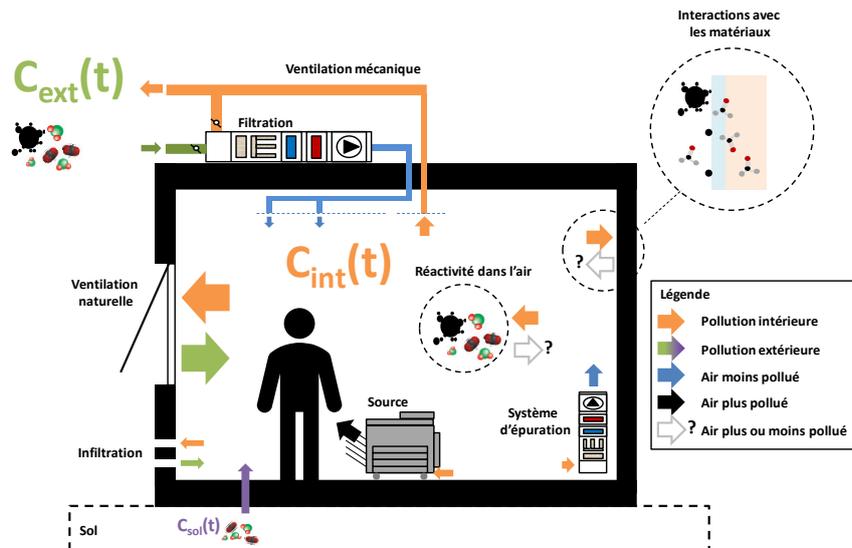


Figure 31 : Représentation schématique des différents phénomènes influençant les concentrations en polluants intérieurs.

Il faut ainsi pouvoir prendre en compte :

- Le transport par l'air des polluants : des échanges par convection et diffusion ont lieu entre zones d'air homogènes (différentes pièces du bâtiment dans une représentation multizone des échanges aérauliques) ainsi qu'entre zones d'air et l'extérieur. Ces échanges peuvent être notamment dus à la ventilation, naturelle ou mécanique, aux infiltrations d'air à travers l'enveloppe ou bien pénétrer depuis le sol à travers l'interface sol-bâtiment ;
- Les émissions de sources de polluants localisées à l'intérieur du bâtiment : depuis des matériaux présents de l'enveloppe ou du mobilier et des activités des occupants ;
- Les interactions avec les surfaces : les échanges par adsorption et par désorption pour les composés gazeux ou bien les phénomènes de dépôt et de remise en suspension pour les particules ;
- Les réactions au sein même du volume d'air : les réactions chimiques entre espèces présentes, la formation de produits secondaires induite par ses réactions, ainsi que la coagulation des particules ;
- Les systèmes de filtration (particules) et d'épuration (gaz) : la filtration mécanique, électrostatique ou par ionisation pour les particules, l'adsorption chimique ou physique, la bio- et photo- catalyse et par plasma froid pour les polluants gazeux et la filtration mécanique, l'ozonation et le rayonnement UV pour les micro-organismes ;
- La pollution extérieure au bâtiment : la pollution de l'air extérieur ainsi que la pollution du sol.

Ce chapitre reprend ici les résultats principaux de mes travaux de recherche concernant la modélisation de la pollution de l'air dans le bâtiment. Les développements dans ce domaine ont concerné :

- La création d'une **base de données des taux d'émission des sources intérieures en polluants** : initiée en 2009 sur une idée originale de mon collègue Patrice Blondeau, le

but de cette base de données est de rassembler l'ensemble des données disponibles de la littérature scientifique afin d'alimenter les modèles de QAI (Abadie et Blondeau, 2011).

- La caractérisation du **dépôt des particules sur les revêtements du bâtiment** : ces travaux expérimentaux effectués lors de mon doctorat ont permis d'évaluer les vitesses des dépôts des particules solides sur des revêtements non lisses tels que ceux rencontrés dans le bâtiment, paramètre d'influence majeure de la concentration en particules dans une ambiance (Abadie, Limam et Allard, 2001). Ces travaux ont été complétés par la suite dans le cadre du projet PRIMEQUAL II (El Hamdani et al., 2008).
- La **dispersion des polluants dans les ambiances intérieures** : deux travaux ont porté sur l'évaluation du temps de dispersion de polluants (gazeux pour la première étude et particulaire pour la seconde) dans une ambiance (une zone = une pièce) depuis des sources ponctuelles (Gadgil et al., 2003 ; Abadie et Limam, 2007). Ces études ont en particulier montré les limites de l'approche nodale et de son hypothèse de « zone parfaitement homogène en concentration ». Ces résultats ont motivé le développement de modules numériques basés sur l'approche zonale pour l'étude de la pollution des ambiances (Abadie et Blondeau, 2010).
- Le **transfert du polluant particulaire dans les réseaux CVC** (Chauffage, Ventilation et Climatisation) : il s'agit ici du développement de modèles numériques élémentaires permettant de reconstituer un réseau CVC pour déterminer le dépôt de particules dans les Filtres, conduits droits, coudes, séparations et réunions de flux d'air et échangeurs de chaleur. Le manque de données concernant la filtration des filtres à fibres classiquement rencontrés dans les installations pour les particules de tailles inférieures à $0,3 \mu\text{m}$ a motivé le développement d'un banc de filtration au laboratoire.
- Le transfert des **polluants du sol vers le bâtiment** : ce travail effectué dans le cadre de la thèse de doctorat de Juan Sebastian Rios Moura (Rios Mora, 2021) visait à déterminer des modèles semi-empiriques permettant d'évaluer le débit de polluant (radon ou vapeurs d'hydrocarbures présents sur des sites industriels en reconversion) pouvant pénétrer dans les bâtiments à travers l'interface avec le sol pollué (Rios Mora et al., 2022).
- La **pollution dans les logements** : trois travaux s'inscrivent dans cette thématique. Tout d'abord, notre étude bibliographique sur ce sujet, effectuée dans le cadre de l'Annexe 68 de l'Agence Internationale de l'Energie, a permis de comparer l'évolution de la pollution de l'air intérieur avec l'arrivée des logements à basse consommation énergétique (Cony Renaud Salis et al., 2017). Ensuite, une méthodologie permettant l'évaluation de la pollution dans les appartements en fonction des systèmes de ventilation classiquement rencontrés dans les immeubles de logements collectifs a été mise au point dans le cadre du projet ARCAS (Séraphin et al., 2021). Enfin, dans le cadre de la thèse de doctorat de Louis Cony Renaud Salis (2020), un environnement de simulation multizone, hygrothermique, aéraulique et de QAI a été construit afin de représenter les niveaux de pollution intérieure typiquement rencontrés dans le parc français de maisons individuelles et d'en étudier ses éléments déterminants comme le

mode constructif, la ventilation, l'aération, la pollution extérieure et les activités des occupants.

- La recherche d'une **solution à bas coût pour la mesure de la pollution de l'air** : on s'intéresse ici à évaluer l'utilisation de capteurs de **particules** à bas coût dans l'évaluation des niveaux de concentration en particules dans les bâtiments. Ce travail de thèse de Charles-Florian Picard (Picard, 2019) a permis l'élaboration d'un « nez particulaire artificiel ».

Les résultats principaux de ces différentes études sur la pollution de l'air des espaces intérieurs et plus particulièrement au sein du bâtiment sont présentés dans les paragraphes suivants.

2.2 Sources intérieures

La modélisation de la qualité de l'air intérieur (QAI) dans les bâtiments réels reste difficile en raison des données limitées concernant en particulier les concentrations en polluants de l'air extérieur et les sources intérieures.

Un travail de compilation de données disponibles de la littérature scientifique concernant les taux d'émission de polluants gazeux et particulaires de manière systématique dans une base de données unique appelée PANDORA (a compilAtioN of inDOor aiR pollutAnt emissions) a été initié en 2009 afin de fournir des informations utiles aux modélisateurs de la QAI (Abadie et Blondeau, 2011). Cette base de données était initialement disponible sous la forme de page html, puis en fichier Microsoft Access, téléchargeable à partir de la page dédiée à PANDORA sur le site de laboratoire LaSIE. Depuis 2021, une application web spécifique hébergée sur le site de l'Université (<https://db-pandora.univ-lr.fr>) a été développée et permet un accès facilité à l'ensemble des données de la base à travers le moteur de recherche (Figure 32).

The screenshot shows the PANDORA web application interface. At the top, there is a navigation bar with the PANDORA logo and links for 'What is it?', 'Legal Notice', 'Origin of the data', 'Contact', and 'Login'. Below this is a dark blue header with the text 'BROWSE PANDORA'. The main search area contains several filter sections: 'by Sources' with dropdowns for 'Category', 'Sub-category', and 'Source'; 'by Pollutants' with dropdowns for 'Group' and 'Pollutant'; and 'by CASN' with a search box labeled 'Find by CASN'. A 'SEARCH' button is located to the right of the filter sections, and a 'RESET FILTER' button is at the bottom right. Below the search area, a section titled '9002 emission data' displays a grid of data cards. Each card shows the source 'Construction and Decoration Materials', the category 'Carpeting', and the sub-category 'Carpet 004'. The cards list specific pollutants: Dodecane (CAS 112-40-3, Canada 2004), Diethyl phthalate (CAS 84-66-2, Canada 2004), and 4-Phenylcyclohexene (CAS 4994-16-5, Canada 2004).

Figure 32 : Base de données PANDORA et son moteur de recherche – version application web.

Du point de vue structurelle (Figure 33), PANDORA est basée sur une définition des sources selon 3 niveaux : *Category*, *Global Type* et *Type*. L'accès aux taux d'émission pour chaque source se fait au niveau de polluant (*Contaminant*). Compte-tenu de la multitude de sources de polluants, d'unité de taux d'émission et de mesure/analyse des données de la littérature, un système de modèles d'émission a été créé. Les modèles actuellement utilisés dans la base sont reportés dans le Tableau 3. Ces modèles d'émission permettent de distinguer ainsi les composés gazeux des particules, le type d'émission (rapportée à une surface, une activité, à

une consommation d'énergie...) et le type de données reporté dans la littérature (avec ou sans prise en compte de la variation avec le temps, données moyennes ou statistiques...).

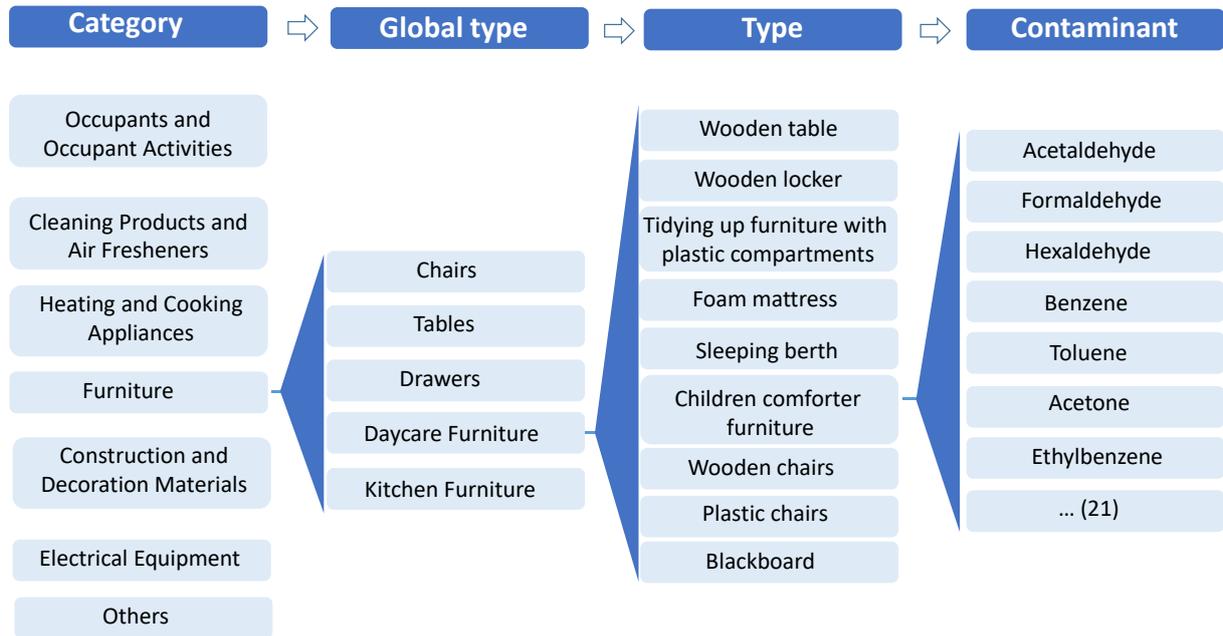


Figure 33 : Structure de la base de données PANDORA.

Tableau 3 : Liste des modèles d'émission implémentés dans la base de données PANDORA.

Description	Equation
Gas - Steady-State - Emission Rate ($\mu\text{g}/\text{unit}$)	$S(t) = a$
Gas - Steady-State - Emission Rate (mg/h)	$S(t) = a$
Gas - Steady-State - Emission Rate ($\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{h}$)	$S(t) = a$
Gas - Transient - Discrete Emission Data Model ($\mu\text{g}/\text{h}$)	$S(t) = a_i \text{ at } t = t_i$
Gas - Transient - Discrete Emission Data Model ($\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{h}$)	$S(t) = a_i \text{ at } t = t_i$
Gas - Transient - Peak Model ($\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{h}$)	$S(t) = a_1 e^{-0.5 \left(\frac{\ln \frac{t}{t_p}}{a_2} \right)^2}$
Gas - Transient - Power Law Model ($\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{h}$)	$S(t) = a_1 \times t_p^{-a_2} \text{ if } t \leq t_p$ $S(t) = a_1 \times t^{-a_2} \text{ if } t > t_p$
Gas - Transient - Single Exponential Decay Model ($\mu\text{g}/\text{h}$)	$S(t) = a_1 e^{-a_2 t}$
Gas - Transient - Single Exponential Growth Model ($\mu\text{g}/\text{h}$)	$S(t) = a_1 + a_2(1 - e^{-a_3 t})$
Gas - Transient - Steps (mg/h)	$S(t) = a_i \text{ if } t(i-1) < t < t(i), t(0) = 0$
Particles - Steady-State - [dpmin; dpmax] ($\#/ \text{min}$)	$S(t) = a$
Particles - Steady-State - [dpmin; dpmax] ($\mu\text{g}/\text{unit}$)	$S(t) = a$
Particles - Steady-State - [dpmin; dpmax] (mg/min)	$S(t) = a$
Particles - Steady-State - Log-Normal Distribution ($\#/ \text{min}$)	$S(t) = \sum S_i \int \frac{1}{d_p (2\pi)^{0.5} \ln \text{GSD}_i} e^{-\frac{(\ln d_p - \ln \text{GMD}_i)^2}{2(\ln \text{GSD}_i)^2}} dd_p$
Particles - Steady-State - Log-Normal Distribution (mg/min)	$S(t) = \sum S_i \int \frac{1}{d_p (2\pi)^{0.5} \ln \text{GSD}_i} e^{-\frac{(\ln d_p - \ln \text{GMD}_i)^2}{2(\ln \text{GSD}_i)^2}} dd_p$
Particles - Transient - Steps (mg/h)	$S(t) = a_i \text{ if } t(i-1) < t < t(i), t(0) = 0$

S: Emission rate (unit depends on model); a: mean, min, max, median and/or standard deviation (unit depends on model); t: time (h); a_i: constants (unit depends on model); t_p: time constant (h); d_p: particle diameter (μm); GSD: Geometric Mean Diameter (μm); GSD: Geometric Standard Deviation (-).

A l'heure actuelle, un total de 9003 taux d'émission de sources de polluants a été implémenté avec une grande majorité de polluants gazeux (essentiellement des COV). Ces données proviennent de bases de données existantes, d'articles de revue scientifiques ou de conférence (Figure 34).

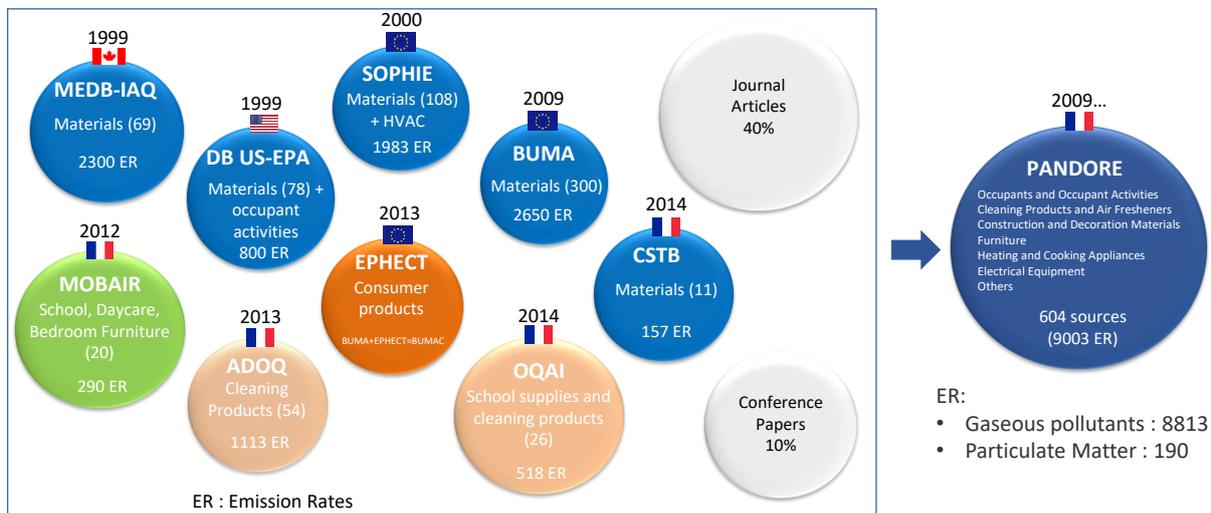


Figure 34 : Provenance des données de la base PANDORA.

Dans notre étude (Abadie et Blondeau, 2011), nous avons proposé une exploitation des données de la base PANDORA afin de déterminer les taux de renouvellement d'air minimum à respecter dans un bureau (40m² pour une hauteur sous plafond de 2,5m) pour garder des niveaux de concentration de 8 polluants (jugés prioritaires par l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur) en dessous de valeurs toxicologiques de référence. Les hypothèses suivantes sont prises en compte : polluant parfaitement mélangé dans l'air du bureau, régime permanent, air neuf propre (non pollué), efficacité de la ventilation égale à 1, pas d'effet de sorption par les matériaux de l'ambiance, pas d'émission secondaire (pas de réaction chimique entre les différents polluants) et taux d'émission indépendants de la concentration de l'air ambiant (somme directe des émissions de la base de données). Les sources de polluants sont les matériaux de l'ambiance (choix de matériaux pour les sol, plafond et murs) et les équipements (ordinateurs et photocopieur).

Les résultats montrent clairement que le Formaldéhyde, l'Acétaldéhyde et le Benzène peuvent être considérés comme des polluants cibles prioritaires alors que les autres ont un niveau de priorité inférieur. Un tel bureau nécessiterait du point de vue réglementaire français un renouvellement d'air de 1,0 h⁻¹ en considérant 4 occupants. On remarque que ce taux réglementaire paraît adéquat pour l'ensemble des polluants à l'exception du Formaldéhyde pour lequel au moins le double serait nécessaire pour limiter les dépassements des valeurs toxicologiques de référence.

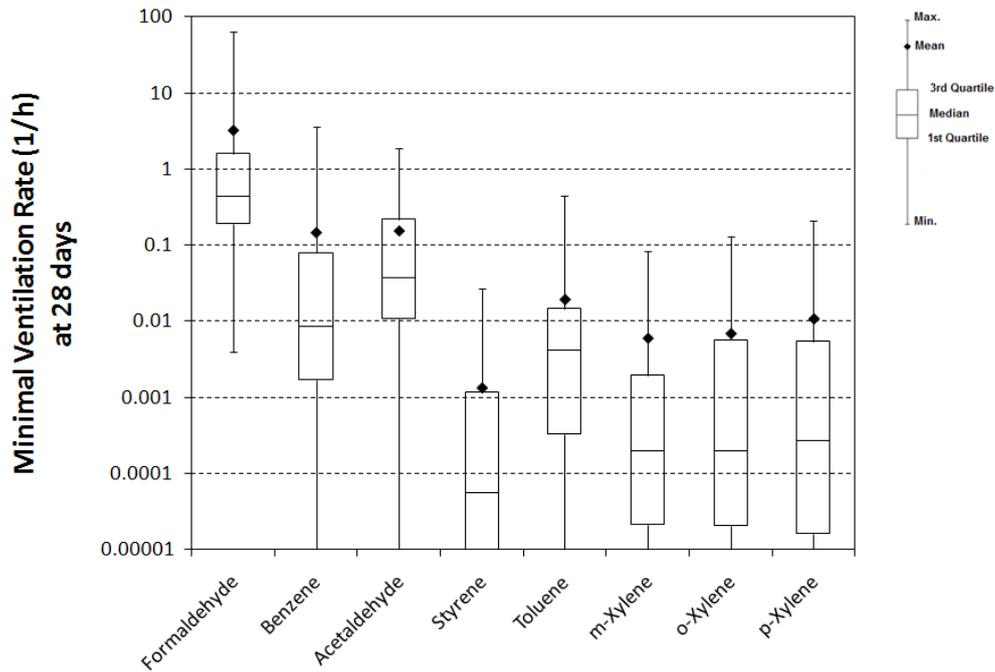


Figure 35 : Taux de renouvellement d'air minimum pour assurer des niveaux de concentration pour chaque polluant dans un bureau. Les émissions correspondent à celles à 28 jours.

Avec le recul, il paraît évident que la charge induite par les émissions des matériaux constituant les parois d'un local ou de son mobilier était bien trop importante avant les années 2010 pour être contrebalancée par un simple renouvellement d'air. La stratégie d'amélioration de la QAI est avant tout basée sur la réduction des sources de polluants avant de ventiler ou de filtrer/épurer.

C'est dans ce sens que l'arrêté du 19 avril 2011 a joué un grand rôle en rendant obligatoire l'étiquetage des émissions en COV pour les produits de construction ou de décoration. Pour rappel, cet étiquetage est déterminé à partir de test en chambre contrôlée en température, humidité et renouvellement d'air permettant d'évaluer le taux d'émission pour une dizaine de polluants à 28 jours du matériau testé. Ce taux d'émission est ensuite rapporté à une pièce de 30 m³ avec un renouvellement d'air constant à 0,5 vol/h afin de calculer une concentration d'équilibre pour chaque polluant. L'étiquetage (A+, A, B et C) est déterminé à partir du niveau par polluant le plus élevé par rapport aux valeurs de référence. Les fabricants ont alors tout intérêt à présenter des matériaux les moins émissifs c'est-à-dire de niveau A+.

Nous avons ainsi reporté sur le graphe de la Figure 36 l'étiquetage des émissions en COV avec les données issues de la base PANDORA (Cony Renaud Salis, 2020). On constate que les matériaux pour le sol correspondent à un étiquetage A ou A+ et B (seulement pour les valeurs extrêmes), que les finitions ont des émissions allant de A+ à C et que les murs sont en revanche classés de B à C. La même démarche appliquée aux autres polluants a montré que les matériaux de la base PANDORA sont déjà classés A+. La marge d'amélioration se situe donc bien au niveau de l'émission de Formaldéhyde de ces matériaux.

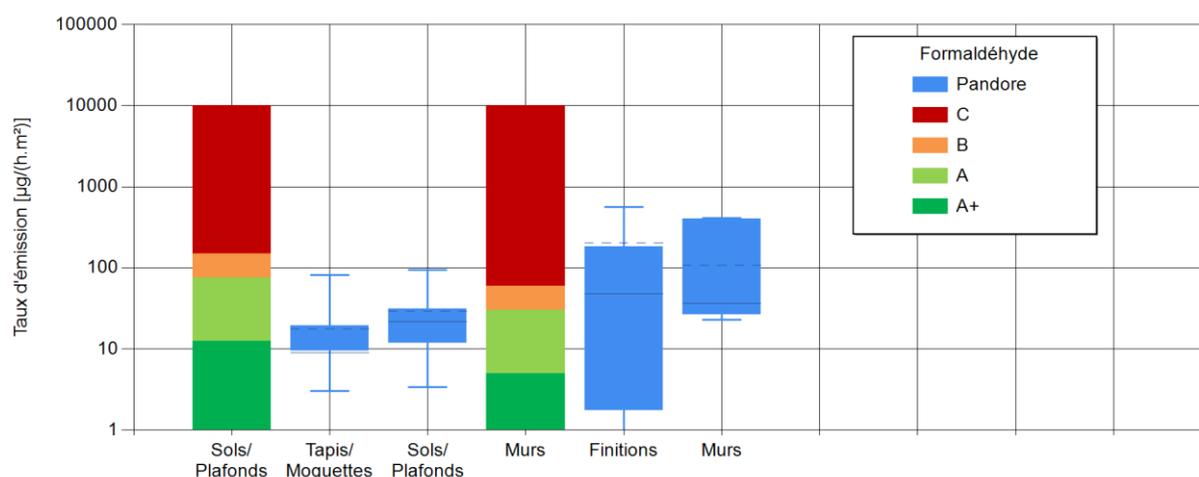


Figure 36 : Taux d'émission comparés des matériaux selon les catégories de l'Étiquetage et la base de données PANDORA pour le formaldéhyde.

2.3 Interaction des particules solides avec les revêtements de parois du bâtiment

Le dépôt de particules est un facteur important car il influence considérablement la concentration de polluants dans l'air intérieur et donc l'exposition des personnes. Le dépôt dans les espaces intérieurs dépend de nombreux facteurs tels que les caractéristiques physiques des particules, l'écoulement d'air à proximité des surfaces et les revêtements de surface des bâtiments. Des études expérimentales sur le processus de dépôt ont été réalisées à la fois dans des modèles réduits et à échelle réelle (Offermann et al., 1985 ; Xu et al., 1994 ; Byrne et al., 1995 ; Thatcher et al., 1996). Cependant, très peu d'expériences avaient été réalisées pour étudier l'effet de la rugosité de surface sur le dépôt de particules, encore moins dans le cas de surfaces réelles telles que celles rencontrées dans le bâtiment.

Ainsi, l'évaluation de la vitesse de dépôt de particules solides sur les revêtements de parois classiquement rencontrés dans le bâtiment a été le sujet principal de ma thèse de doctorat (Abadie, 2000). Dans ce cadre, nous avons mis au point un banc expérimental (Figure 37, à gauche) constitué essentiellement d'une cellule cubique à l'intérieur de laquelle un écoulement d'air est créé par les pales d'un agitateur à hélice. Une quantité de particules est introduite dans la cellule au moyen d'un générateur d'aérosol. Lorsque la source de particules est stoppée, la décroissance de la concentration (illustrée en Figure 37, à droite) permet d'accéder à la constante de dépôt des particules (équivalente à un taux de renouvellement d'air) sur les revêtements des parois qui est traduite en termes de vitesse de dépôt (équivalente à un coefficient de transfert de masse entre l'air et l'ensemble des surfaces de la cellule).

Dans le cadre de la thèse, nous avons ainsi pu effectuer des mesures pour trois tailles de particules (0,7, 1 et 5 µm), cinq revêtements (surface vitrée, moquette, linoléum, papier peint lisse et rugueux) pour une vitesse d'écoulement représentatif à celui rencontré dans le bâtiment (Abadie, Limam et Allard, 2001). Nous avons ainsi pu vérifier et quantifier que la

rugosité de surface augmente la vitesse de dépôt des plus petites particules et n'a aucun effet sur les plus grandes (Figure 39).

L'étude dans le cadre du projet PRIMEQUAL II (El Hamdani et al., 2008) a permis d'améliorer le banc expérimental et en particulier la qualité du confinement (étanchéité de la cellule, compensation de l'air prélevé par la pompe du compteur optique), le suivi des paramètres environnementaux (température, hygrométrie et vitesses d'écoulement), le nombre de tailles de particules (0,35, 0,53, 0,7, 1 et 2 μm), le nombre de revêtements testés (revêtements vinyles standard et antidérapants, papiers peints lisse et rugueux, bois aggloméré et contreplaqué, plâtre et béton) et le nombre de régimes d'écoulement générés (3 vitesses de rotation de l'agitateur d'air).

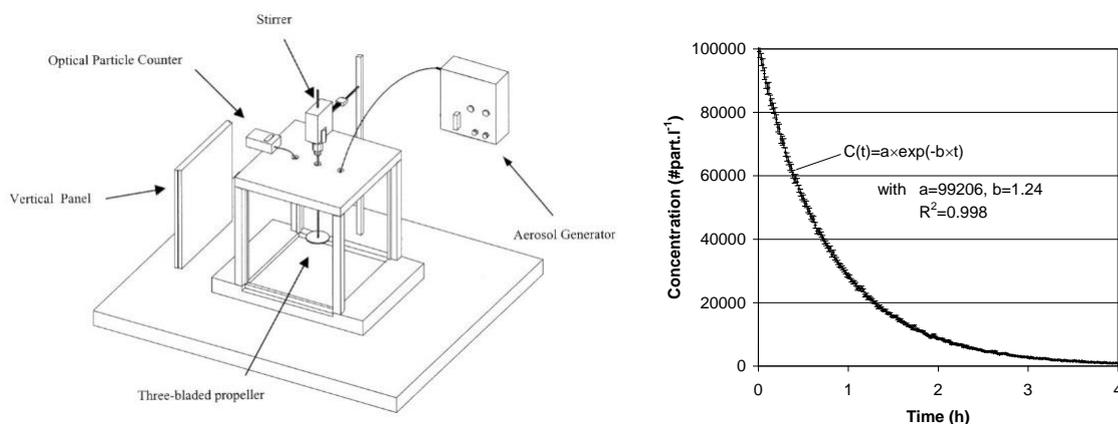


Figure 37 : Vue schématique du banc expérimental original (à gauche) et mesure de la concentration en particule de 0,35 μm pour un papier peint rugueux et une vitesse d'agitation de 1278 tr/min (à droite) d'après El Hamdani et al. (2008).

La Figure 38 (à gauche) présente la constante de dépôt pour tous les revêtements testés pour le flux d'air généré le plus élevé (intensité turbulente moyenne de 20%) ; des tendances similaires ayant été observées pour les deux autres cas. Les barres d'erreur (22% en moyenne) ont été volontairement omises pour améliorer la clarté de la figure. Enfin, on notera que, pour les résultats présentés, la température (20-22°C) et l'humidité relative de l'air (15-25%) sont restées similaires pendant les expérimentations. Les résultats montrent un facteur 10 entre la vitesse de dépôt la plus faible et la plus élevée, ce qui illustre une fois de plus l'importance de prendre en compte les caractéristiques du revêtement lors de la modélisation de l'évolution de la concentration de particules dans un environnement intérieur.

La hauteur moyenne de rugosité (R_a) est souvent considérée comme le principal paramètre d'influence cependant, d'après les résultats présentés, le dépôt n'est pas une fonction croissante de la rugosité lorsque l'on considère l'ensemble des revêtements testés, même si l'on constate un dépôt plus élevé et plus faible pour des valeurs R_a de surface plus élevées et plus faibles respectivement. Dans le cas d'une surface réelle, la distribution de la rugosité sur la surface est complexe et elle nécessite d'être caractérisée à l'aide de plusieurs paramètres topographiques comme la hauteur des pics et des creux, l'homogénéité spatiale, la surface

développée... Des analyses croisées de l'influence de ces paramètres sur le dépôt de particules ont été réalisées et ont montré une absence de corrélation. Cette absence de corrélation avec la rugosité provient probablement des effets électrostatiques de parois qui auraient pu apparaître compte tenu de la faible humidité relative de l'air et qui auraient ainsi influencé le dépôt des particules.

La Figure 38 (à droite) présente quant à elle l'effet de la turbulence de l'air au moyen de l'agitateur pour le papier peint rugueux. Comme pour les autres revêtements, une augmentation de la turbulence de l'air se traduit par une croissance de la vitesse de dépôt. On notera que les écoulements générés sont bien représentatifs de ceux rencontrés dans le bâtiment en termes de vitesse et d'intensité turbulente de l'air.

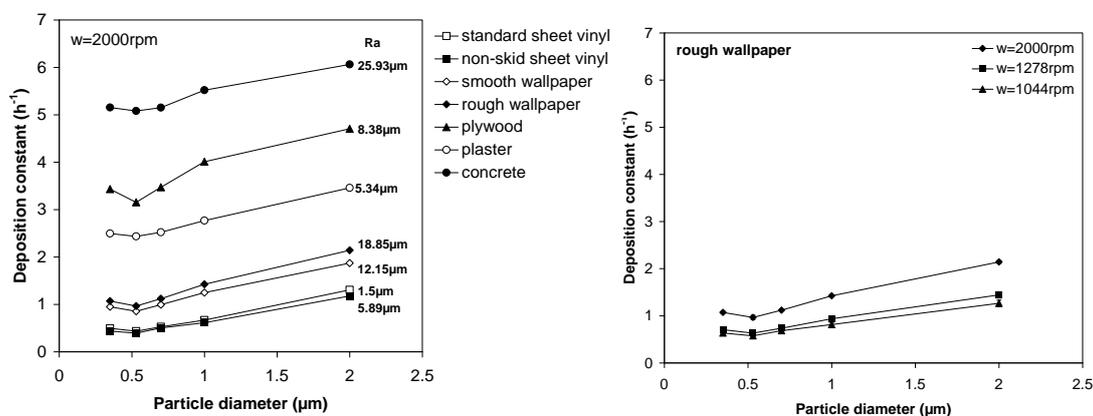


Figure 38 : Effet de la rugosité (à gauche) et de l'intensité de l'écoulement d'air (à droite) sur la constante de dépôt (El Hamdani et al., 2008).

La Figure 39 présente une comparaison des résultats obtenus au LaSIE, exprimés ici en tant que vitesses de dépôt au lieu de constantes de dépôt, avec ceux de la littérature rapportée par Lai (2002). Dans l'ensemble, les résultats se situent complètement dans la large gamme des études précédentes. Cependant, la comparaison avec les résultats de ma thèse (Abadie et al., 2001) illustre la difficulté de comparer la vitesse de dépôt obtenue dans différentes études. Si les résultats sont similaires pour les papiers peints, de grandes différences sont observées pour les revêtements en vinyle. On notera que les conditions environnementales étaient très différentes lors de la thèse puisque l'humidité relative de l'air était d'environ 60-70% pendant toutes les expériences avec des valeurs de température comparables. Cette comparaison met en évidence la nécessité de contrôler, et pas seulement de mesurer, l'humidité de l'air (et l'humidité du matériau pour les revêtements poreux), dans les futures études sur le dépôt de particules.

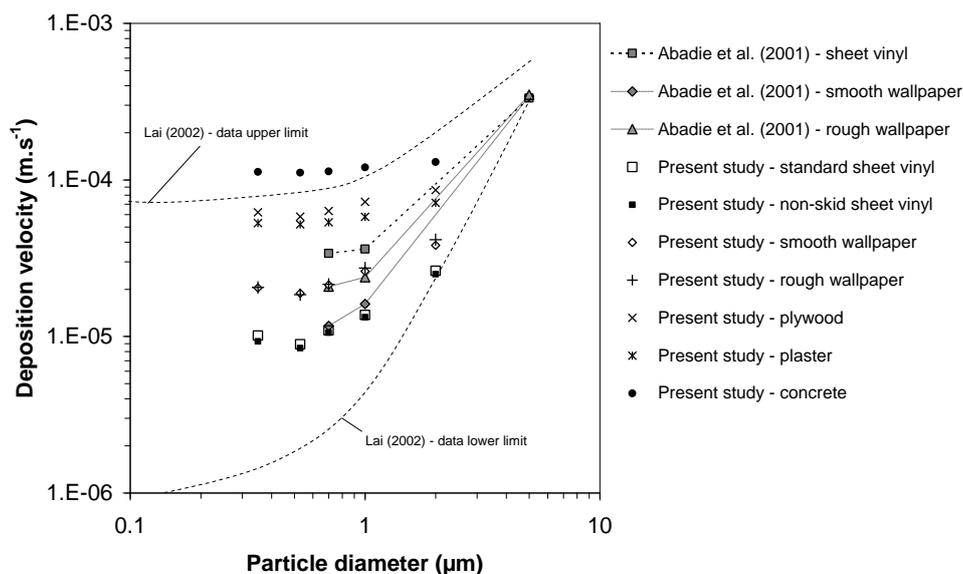


Figure 39 : Compilation des vitesses de dépôt des particules sur des revêtements du bâtiment (El Hamdani et al., 2008).

2.4 Transport et dispersion des polluants dans les ambiances intérieures

2.4.1 Temps de mélange de polluants

Les études sur la pollution de l'air intérieur supposent généralement une distribution spatiale uniforme des polluants dans chaque espace intérieur. À des fins expérimentales, l'hypothèse d'un mélange instantané justifie la mesure des concentrations en un seul point de la pièce. Dans les études de modélisation, l'hypothèse d'un bon mélange simplifie les équations, produisant des systèmes d'équations différentielles ordinaires ou même algébriques, plutôt que les équations différentielles partielles qu'il faut résoudre pour tenir compte du mélange réel.

Cependant, l'hypothèse du mélange rapide s'avère trop simpliste pour la période initiale du mélange d'un polluant dans l'air ambiant, en particulier pour les sources ponctuelles. Afin d'évaluer ces temps de mélange, et donc la limite de l'approche monozone classique, j'ai participé/conduit deux études numériques, l'une concernant un polluant gazeux (Gadgil et al., 2003) et l'autre un polluant particulaire (Abadie et Limam, 2007).

La première étude (Gadgil et al., 2003) visait à reproduire numériquement l'expérimentation de Drescher et al. (1995). La Figure 40 (à gauche) présente le schéma de l'expérimentation comportant une cellule d'essai de 31m³, 5 ventilateurs centrifuges identiques, contrôlés indépendamment, placés à 3 cm du sol et équipé d'un tube d'évacuation en plastique de 60 cm de long, placé parallèlement les uns aux autres et au sol. Dans chaque expérience, après que l'écoulement d'air de la pièce ait été établi, 1,5 litre de monoxyde de carbone pur (CO) a été libéré dans la pièce inoccupée sur une période de 20 secondes à travers un cylindre

perforé. Les concentrations de CO en neuf points fixes de la pièce ont été mesurées. Le temps de mélange est défini comme le moment où l'écart type de la concentration passe définitivement en dessous de 10 % de la concentration moyenne arithmétique du polluant aux points de mesure.

Pour l'étude numérique, la simulation s'est effectuée en deux temps. D'abord, l'obtention de l'écoulement d'air en régime permanent puis le calcul de la dispersion du polluant en régime transitoire sous l'hypothèse de polluant passif c'est-à-dire ne modifiant pas l'écoulement porteur. Le domaine a été ainsi discrétisé selon 130,942 cellules ; maillage optimisé par raffinement successif en s'assurant de la convergence de la vitesse d'air en plusieurs points du domaine (Figure 40, à droite). La détermination du pas de temps de calcul de la concentration du polluant (0,1 s) a été également effectuée par approche successive pour le cas avec le plus fort écoulement d'air. Les équations de Navier-Stokes ont été résolues à l'aide d'un code commercial basé sur la méthode entièrement implicite des volumes finis avec un modèle de turbulence standard RANS à deux équations ($k-\epsilon$) avec un critère de convergence de 10^{-4} pour les calculs en régime permanent. Le temps de simulation pour l'obtention d'un écoulement porteur nécessita 10 à 35 heures de traitement sur un serveur Sun Origin 2000 avec 2 Go de RAM et deux processeurs. Les calculs transitoires de la dispersion des polluants (avec le champ de vitesse précalculé) ont nécessité environ la moitié du temps de calcul.

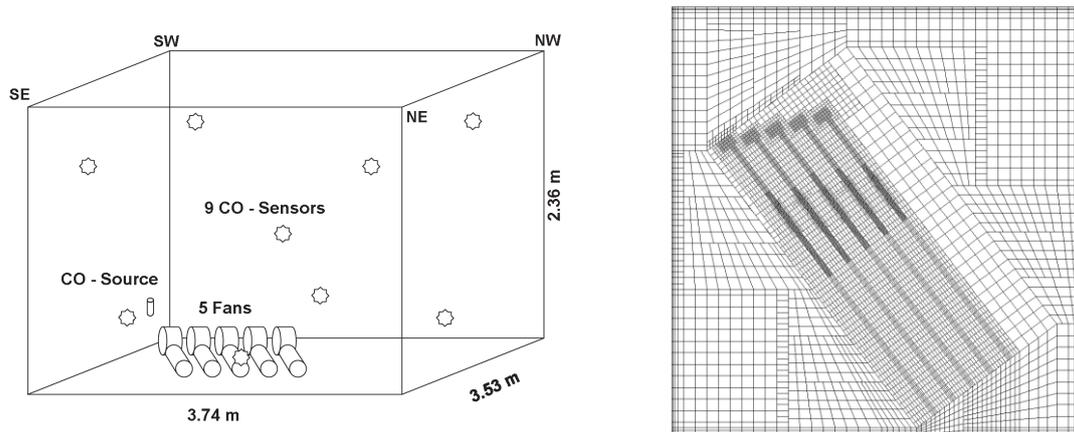


Figure 40 : Vue schématique de l'enceinte expérimentale (à gauche) et coupe du maillage CFD (à droite) d'après Gadgil et al. (2003).

La Figure 41 compare les temps de mélange du polluant prédits par la CFD à ceux mesurés. Les lignes horizontales de la figure relient les résultats de la répétition d'un même essai. En moyenne, une différence de 18 % est observée entre deux essais. La plupart des points se situant sous la ligne $x=y$, on en déduit que les calculs numériques sous-estiment les temps de mélange de 30 % en moyenne. Cette valeur est suffisamment importante par rapport à la différence moyenne de 18 % entre les résultats répétés pour être significative, bien qu'elle soit faible par rapport à l'ordre de grandeur de la gamme des temps de mélange mesurés dans les expériences (de 2,4 à 23 minutes). Une raison possible de cette sous-prédiction générale est que le champ aérodynamique dans la pièce n'était pas turbulent dans tout le volume. En particulier, dans les cas où la faible puissance du ventilateur a entraîné de faibles vitesses d'air (et un long temps de mélange), certaines parties de la pièce sont probablement laminaires,

comme par exemple au milieu de la pièce près du centre de stagnation de l'écoulement global. Par conséquent, un modèle $k-\varepsilon$ à faible nombre de Reynolds pourrait mieux prédire les temps de mélange pour de faibles écoulement (c'est-à-dire à l'extrémité supérieure de la gamme de temps de mélange).

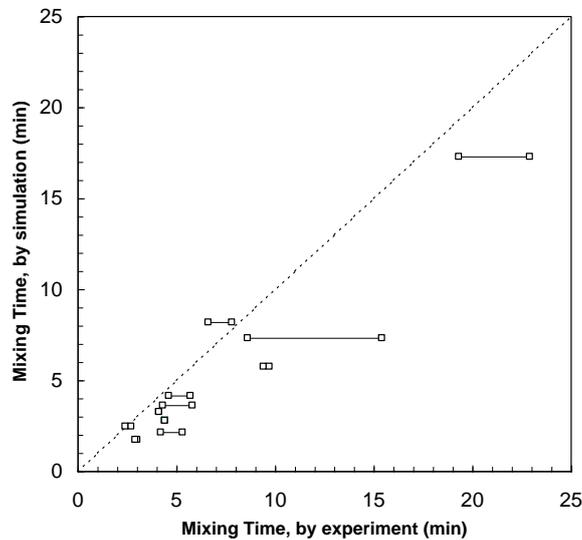


Figure 41 : Comparaison des temps de mélange mesurés et calculés par la CFD (Gadgil et al., 2003).

Au total, nous avons néanmoins exploré les temps de mélange pour 17 emplacements de sources et 5 écoulements d'air, couvrant une gamme réaliste de puissance mécanique fournie à l'air ambiant dans des bâtiments réels. Le temps de mélange des polluants dépend principalement du flux d'air moyen dans la pièce, et moins directement de l'emplacement de la source de polluants. Pour un écoulement d'air donné, les temps de mélange pour les sources situées près des murs (dans les coins et sur les bords de la pièce) sont environ deux fois plus élevés que pour celles situées dans la zone centrale. Les prédictions de temps de mélange peuvent être faites sur la base de la vitesse locale de l'air à l'emplacement de la source uniquement pour les vitesses d'air élevées (supérieures à environ 0,15 m/s). L'intensité de la turbulence à la source est peu corrélée au temps de mélange des polluants.

En ce qui concerne la dispersion de particules dans une pièce (Abadie et Limam, 2007), la procédure numérique reste similaire, en deux temps, en obtenant tout d'abord l'écoulement d'air en régime permanent puis en effectuant le calcul de transport-diffusion des particules. La principale différence ici est que contrairement à l'approche eulérienne utilisée pour le polluant gazeux, le calcul des trajectoires des particules nécessite le recours à l'approche Lagrangienne. Ce calcul a été effectué avec le code PARDIF développé au Laboratoire au cours de ma thèse de doctorat (Abadie, 2000). Ainsi, un nombre fini de particules sont suivies pendant leurs parcours dans le volume d'air. Si l'on applique la procédure précédente à cette phase discrète (environ 1000 particules), il y a une très faible probabilité qu'une seule particule puisse être localisée à un point de mesure. Ainsi, la solution généralement adoptée consiste à diviser la zone étudiée en sous-zones et à calculer le temps de mélange en fonction du nombre de particules dans chaque sous-zone. Cependant, cela introduit des choix arbitraires concernant le nombre, la taille et la localisation des sous-zones qui auront une influence sur l'évaluation de l'homogénéité du polluant.

Afin d'éviter l'arbitraire de la méthode précédente, nous proposons ici la définition de deux indices dont les définitions découlent de l'observation suivante (Figure 42). Si la concentration en particules est homogène dans l'air d'une pièce, alors la dimension du nuage formé par les particules est très proche de la dimension de la pièce. Il n'est pas possible d'évaluer le volume du nuage sans faire quelques hypothèses pour définir son enveloppe externe, mais une longueur caractéristique du nuage (CCL) peut être facilement définie en calculant la moyenne de la distance entre le point du centre de gravité du nuage (CGC) et chaque particule du nuage. Afin d'utiliser un nombre sans dimension, la CCL est divisée par la moyenne de la distance entre le centre de la pièce et un nuage de particules uniformément réparties dans la pièce. Avec cette procédure, une valeur CCL de 0,5 est liée à une concentration homogène de particules dans la pièce et une valeur CCL de 0 se produit lorsque le nuage de particules est un point. Dans la plupart des cas, la connaissance de la valeur du CCL est suffisante pour mesurer l'homogénéité de la concentration mais, dans un cas particulier, à savoir que toutes les particules sont uniformément réparties dans un plan vertical éloigné du plan vertical médian, le CCL est alors proche de 0,5 mais la concentration n'est pas homogène dans tout le volume. Il est donc nécessaire d'ajouter un second critère pour éviter cet inconvénient. Nous l'avons défini comme la distance entre le centre de la pièce (RC) et le point CGC, normalisée par la distance entre le centre et un coin de la pièce qui est la plus grande distance RC-CGC possible. Ses valeurs vont de 0 lorsque le point CGC est situé au centre de la pièce à 1 lorsqu'il est dans un coin de la pièce.

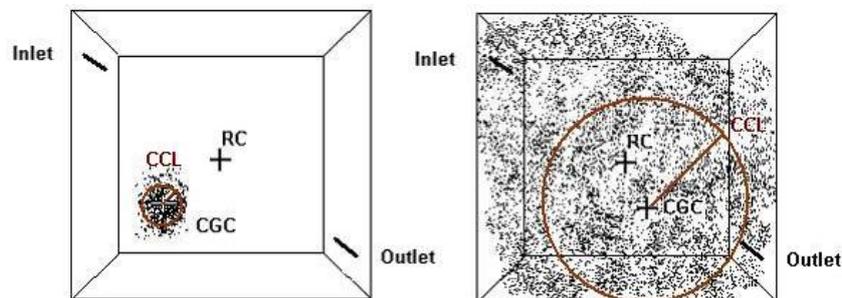


Figure 42 : Définition de la longueur caractéristique du nuage (CCL) et de la distance entre le centre de la pièce (RC) et le centre de gravité du nuage (CGC) pour une concentration hétérogène (à gauche) et homogène (à droite).

Dans cette étude, toutes les quantités moyennes, telles que les vitesses moyennes du fluide, l'énergie cinétique turbulente et le taux de dissipation de l'énergie cinétique, sont calculées par un code de dynamique des fluides numérique commercial utilisant un modèle RNG. Les particules sont considérées comme collant à la paroi lors de la première interaction particule-paroi ; aucun rebond n'est pris en compte. Le suivi de particules de 5 micromètres et de masse volumique égale à 1000 kg/m^3 a été effectué dans le cas de la pièce présentée par la Figure 42 et dont les dimensions sont : longueur = 2,5 m, hauteur = 2,5 m et largeur = 1,5 m. L'entrée et la sortie sont situées dans le plan central de la pièce à 0,305 m au-dessus du sol ou au-dessus du plafond. Différentes configurations (forme et emplacement de l'entrée/sortie, taux de renouvellement d'air et emplacement de la source) ont été modélisées. Le nombre de particules dans l'air était de 1000 au moment initial. Le pas de temps de calcul des particules

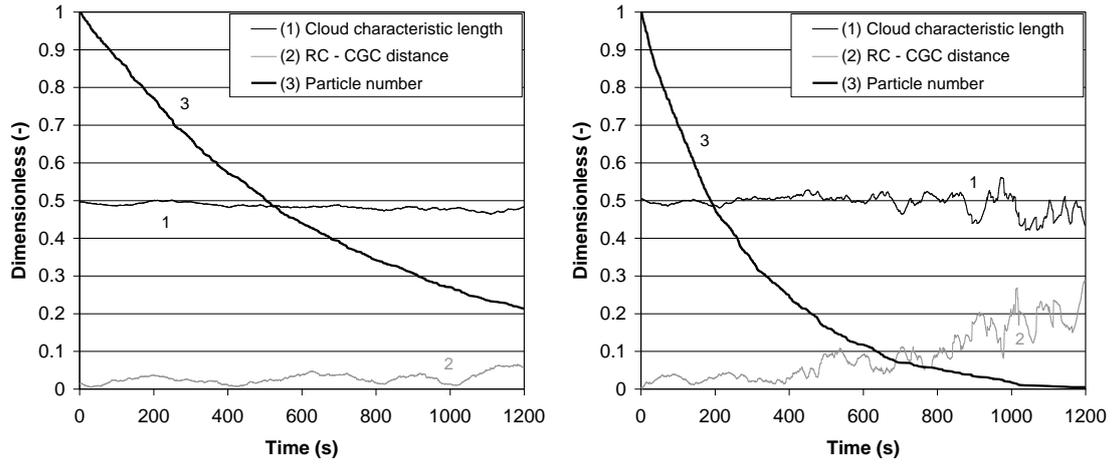
était de 10^{-4} s. Chaque simulation a été réalisée pendant 1200 s et a nécessité 7 jours de calcul sur un CPU 1,6 GHz pour les plus longues.

La Figure 43 (a) concerne le cas d'une injection instantanée de particules dans l'ensemble du volume pour deux taux de renouvellement d'air. Le nombre de particules dans l'air diminue lentement pour 1 vol/h (à gauche) et plus rapidement pour 2 vol/h (à droite) en raison du nombre de particules sortant du domaine par la bouche de sortie ou par dépôt sur les surfaces. Dans les deux cas, CCL = 0,5 et RC-CGC = 0 à l'instant initial. Pour 1 vol/h, les deux critères sont presque stables et la concentration reste homogène. Pour 2 vol/h, la concentration devient de plus en plus hétérogène après 800 s.

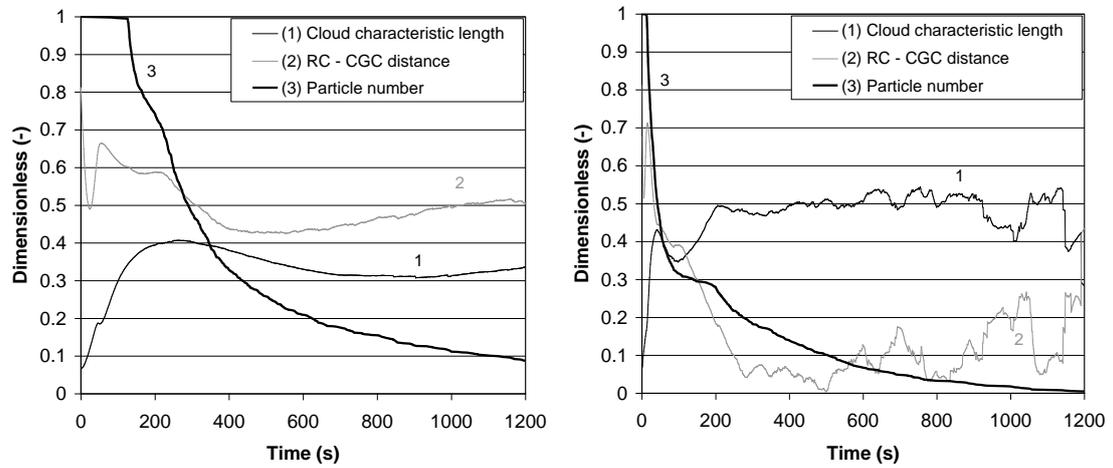
Les résultats pour le cas d'une injection instantanée de particules à l'entrée de la ventilation sont présentés en Figure 43 (b). Pour 1 vol/h, le nombre de particules dans l'air reste à 1000 pendant 120 s, qui est le temps nécessaire aux particules pour atteindre la paroi située en face de la bouche d'entrée d'air, puis diminue plus rapidement car beaucoup de particules se déposent sur cette paroi tandis que les autres sont dispersées dans l'ensemble de la zone. Les conditions d'homogénéité (CCL = 0,5 et RC-CGC = 0) ne sont jamais remplies. Pour le taux de renouvellement d'air le plus élevé, l'homogénéité est obtenue entre 250 et 600s.

La Figure 43 (c) présente les résultats pour le cas d'une source localisée près de l'entrée et d'une autre au centre de la pièce, près du sol. Pour le premier cas (à gauche), l'indice CCL augmente lentement jusqu'au moment où le nuage de particules atteint le jet d'air où les particules sont rapidement dispersées dans tout le volume. Dans le même temps, le centre de gravité du nuage se rapproche du centre de la pièce. A 1200 s, la concentration est presque homogène. Pour le second cas (à droite), les particules se dispersent beaucoup plus lentement.

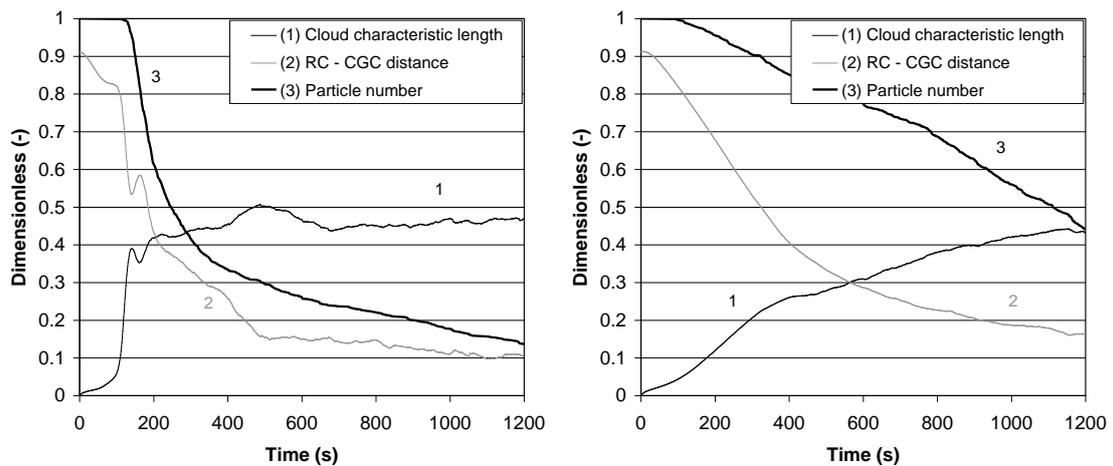
Avec l'augmentation des ressources informatiques, la simulation lagrangienne tridimensionnelle peut désormais être utilisée pour évaluer le transport et le dépôt de particules dans les locaux. Les résultats obtenus par une telle modélisation doivent être traités intelligemment pour fournir des informations utiles sur le comportement des particules. Nous avons défini deux indices qui permettent une évaluation du niveau d'homogénéité du polluant dans le volume étudié.



a. 1000 particules uniformément réparties dans le volume à $t=0$ – ACH=1vol/h (gauche) et ACH=2vol/h (droite).



b. 1000 particules localisées à l'entrée d'air à $t=0$ – ACH=1vol/h (gauche) et ACH=5vol/h (droite).



c. 1000 particules localisées en dessous mais à proximité de l'entrée d'air (gauche) et au niveau du sol vers le centre de la pièce (droite) à $t=0$, ACH=1vol/h.

Figure 43 : Evolution de la concentration en particules et des deux indices CCL et RC-CGC.

2.4.2 Modélisation de la pollution par approche zonale

Les études précédentes ont montré que l'homogénéité de la concentration des polluants, aussi bien gazeux que particulaires, n'était pas assurée dans les locaux du bâtiment. Ainsi, il est parfois nécessaire d'aller plus loin que l'approche monozone lorsqu'on traite de la pollution intérieure. La mécanique des fluides numérique est, dans cet objectif, la solution qui permet de prendre en compte les phénomènes physiques responsables du transfert et de la diffusion des polluants. Cependant, le recours à la mécanique des fluides numérique induit des durées d'études très importantes et qui comprennent non seulement la résolution du problème mais l'ensemble des étapes de sa construction (détermination du maillage optimale et du pas de temps de résolution, choix du modèle DNS/LES/RANS et de ses algorithmes de résolution, analyse des résultats...). Ainsi, les méthodes intermédiaires entre l'approche monozone et la mécanique des fluides numérique comme la méthode zonale sont des solutions attendues pour la résolution de problèmes d'ingénierie.

Sur la base des modèles zonaux thermo-aérauliques présentés dans le chapitre 1.4, des composants de qualité de l'air ont été développés également sous l'environnement de simulation dynamique Simulation Studio (TRNSYS). Ces composants permettent de calculer l'évolution temporelle des concentrations en polluants particulaires ou gazeux inorganiques ou organiques (COV) dans chaque cellule du maillage zonal. Ils sont basés sur le bilan massique du polluant dans la cellule qui traduit que la variation de la masse de polluant est induite par le transport du polluant à travers les frontières de la cellule par l'écoulement d'air (évalué par la résolution thermo-aéraulique sous l'hypothèse que la présence de polluant ne modifie pas l'écoulement d'air), la diffusion due à la différence de concentration entre deux cellules voisines, l'émission ou la disparition de polluant par une source ou un puits et l'interaction avec les parois ou matériaux présents dans la cellule. Les phénomènes physiques secondaires pour des pollutions classiques rencontrées dans les environnements intérieurs (à faibles concentrations) telles que la coalescence des particules et les réactions chimiques entre composés n'ont pas été intégrés à ces développements.

La principale distinction entre les polluants concerne la modélisation de l'interaction des polluants de l'air avec les parois et les matériaux (Figure 44). Les interactions entre polluants de l'air intérieur et matériaux de construction ou de revêtement dépendent en effet de la nature des polluants étudiés : dépôt/remise en suspension pour les particules, réactivité de surface pour les espèces gazeuses inorganiques et adsorption/désorption pour les COV.

Pour le **polluant particulaire**, le modèle de Lai et Nazaroff (2000) a été implémenté pour la prise en compte du dépôt sur les surfaces solides. Ce modèle permet de calculer une vitesse de dépôt qui ne dépend que de la taille des particules et de l'orientation de la surface de dépôt et reste limité aux surfaces lisses et électriquement neutres. L'unique paramètre à évaluer concerne la vitesse de frottement de l'air à la paroi qui permet de modifier la résistance au transfert de particules dans la couche limite. Celle-ci est évaluée pour chaque paroi de chaque cellule en fonction des vitesses moyennes parallèles à la surface considérée dans notre implémentation de ce modèle, ce qui permet de faire varier localement la vitesse de dépôt. La remise en suspension due à l'activité des occupants est également intégrée par le suivi de la masse de particules déposées sur les surfaces correspondant au sol et par l'intermédiaire

d'un coefficient de remise en suspension, même si son évaluation reste difficile pour le moment.

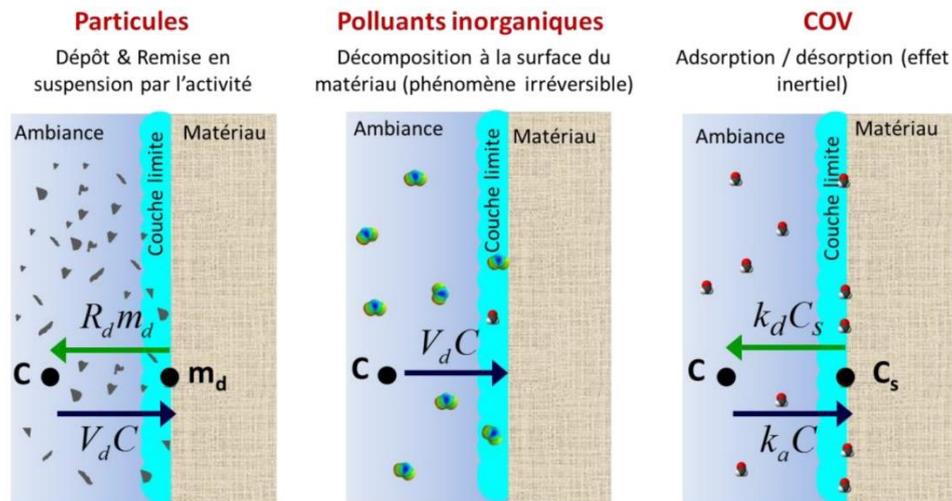


Figure 44 : Représentation des interactions entre matériaux et polluants, en fonction de la nature des polluants (Tourreilles, 2015).

Pour les **polluants inorganiques**, tels que l'ozone ou les oxydes d'azote, il est également d'usage d'assimiler le phénomène d'interaction du polluant avec la surface du matériau à un dépôt irréversible, et de représenter ainsi le flux éliminé de l'ambiance par un modèle de vitesse de dépôt. L'évaluation de celle-ci est effectuée par deux « sous-vitesses » de dépôt : la première correspondant à la cinétique des transferts à travers la couche limite et évaluée avec le même modèle que pour les particules et la seconde qui prend en compte la cinétique chimique à la surface du matériau. Cette décomposition des espèces inorganiques à la surface des matériaux résulte de réactions chimiques potentiellement complexes avec les éléments contenus dans le matériau ou adsorbés à la surface du matériau et contribuent d'ailleurs parfois à libérer des substances secondaires toxiques dans l'air intérieur, qui ne sont pas pris en compte dans notre implémentation.

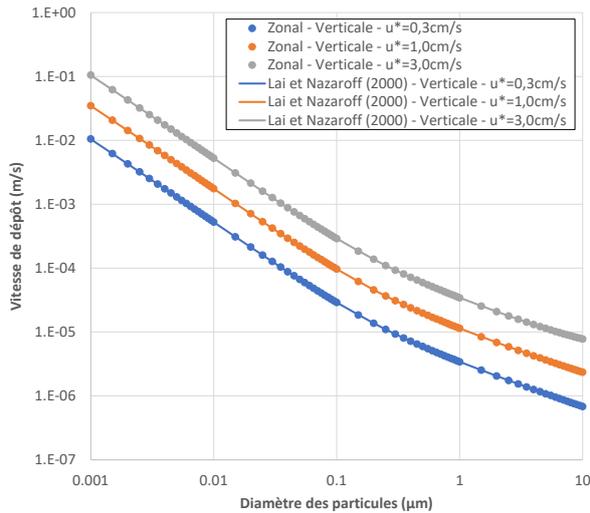
Pour les **COV**, les modèles de représentation des cinétique d'adsorption/désorption qui s'instaurent entre l'ambiance et les matériaux constitutifs des parois ou de mobilier ont pour racine commune les travaux de Langmuir (1918), qui a établi qu'au niveau d'une surface exposée à un gaz dilué dans l'air, le flux net échangé entre les phases solide et aérienne est le résultat d'un flux adsorbé qui est proportionnel à la concentration de l'espèce dans l'air, et d'un flux désorbé qui est lui proportionnel au taux de couverture des sites actifs de surface (rapport entre le nombre de sites de surface occupés et le nombre total de sites d'adsorption). Le modèle implémenté dans nos cellules zonales, initialement proposé par Tichenor et al. (1991), est dit de puits réversible et est également désigné par ses deux paramètres de sorption et de désorption k_a/k_d . Ce modèle n'est en réalité qu'une transposition à l'échelle macroscopique (à l'échelle de la pièce) du modèle de Langmuir développé à l'échelle microscopique (à l'interface surface solide/air, libre ou à l'intérieur des pores d'un matériau).

Pour les trois types de polluants considérés, il est bien évident que la plus grande difficulté est l'obtention des différents paramètres tels que le coefficient de remise en suspension pour les

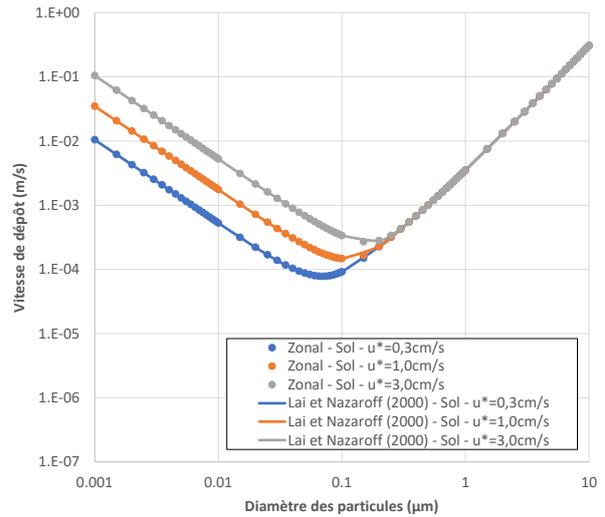
particules, la cinétique chimique pour les composés inorganiques ou les coefficients k_a et k_d pour les COV. Par exemple, ces derniers, en plus de dépendre de la température, ne sont alors plus seulement caractéristiques d'un système polluant/matériau car ils intègrent les propriétés de l'écoulement de l'air à la surface du matériau mais également du transfert à l'intérieur du matériau qui suit l'adsorption de molécules depuis l'ambiance ou précède la désorption par le matériau. C'est ce qui nous a conduit dans la thèse de Tourreilles (2015) par exemple à effectuer de nombreux essais spécifiques pour l'évaluation de ces deux coefficients pour plusieurs matériaux, polluants, concentrations dans l'air et niveaux d'humidité.

Des **vérifications** de l'implémentation de ces modèles ont bien entendu été effectués. La Figure 45 présente les principales vérifications de la réponse du modèle numérique par rapport à des solutions analytiques ou des mesures expérimentales de la littérature : vitesses de dépôt de particules sur une paroi verticale et sur le sol, évolution temporelle de la concentration en Ozone dans une zone avec des parois en marbre et en plâtre et évolution temporelle de la concentration en alpha-pinène dans une zone avec une surface de moquette.

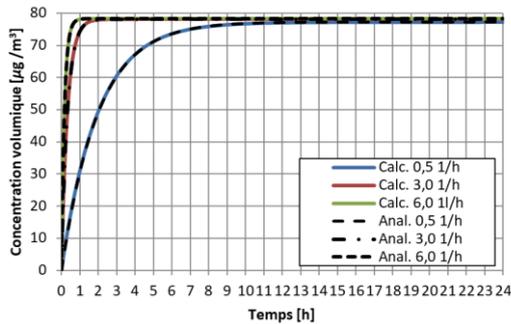
En termes de **validation**, nous avons modélisé avec ce modèle zonal (Abadie et Blondeau, 2010) l'exercice numérique pour la convection naturelle turbulente et la diffusion de polluants dans une cavité bidimensionnelle partiellement cloisonnée présentée dans Joubert et al. (2004). La configuration de ce cas d'essai est représentée en Figure 46 et consiste en une cavité de rapport longueur/hauteur de 2, composée de deux pièces carrées adjacentes séparées par un linteau. La pièce de gauche est chauffée sur son mur latéral gauche à 30°C, et l'autre pièce est refroidie sur son mur droit à 20°C. Un polluant passif est diffusé à vitesse constante le long de la paroi gauche pendant 1 minute (pour une quantité totale de 10,8g). Ce problème bidimensionnel a été représenté par un maillage zonal constitué de 46 cellules standard (visible sur la Figure 48). La Figure 47 présente l'évolution dans le temps de la masse de polluant dans la pièce de droite en considérant l'approche nodale, appelée ici « 2 zones », où chaque pièce est modélisée comme une zone et où le débit massique d'air sous le linteau est égal à celui obtenu par le modèle zonal et les approches CFD. L'approche nodale prédit une augmentation lente du polluant jusqu'à ce que la moitié de la masse totale de polluant injectée dans la pièce gauche pénètre dans la pièce droite (5,4 g). Les profils obtenus par la méthode zonale et les approches CFD sont assez similaires ; après environ 1-2min., la masse de polluant augmente rapidement dans la pièce de droite pour atteindre une valeur supérieure à 5,4 g. Cependant, le modèle zonal prédit une diminution de la masse de polluant, qui est due à la sortie du polluant dans la partie inférieure de l'ouverture, après seulement 5 min. alors que les résultats CFD ne la montrent pas pendant les 11 min. simulées. La Figure 48 présente l'évolution de la concentration de polluants dans les deux pièces. Le transport du polluant est qualitativement bien prédit par le modèle zonal. En particulier, la diffusion lente du polluant dans la partie supérieure de la cavité gauche et l'avancée du front de polluant sont similaires à la prédiction DNS.



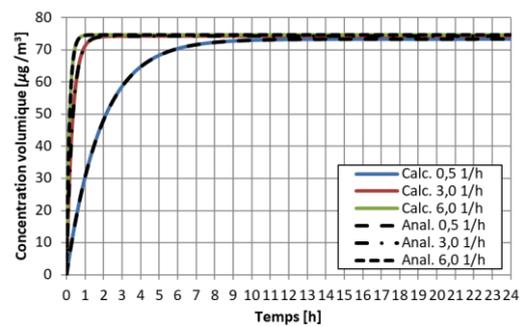
Vitesse de dépôt de particules sur une paroi verticale.



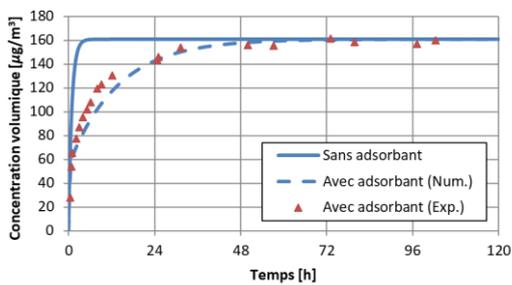
Vitesse de dépôt de particules sur le sol.



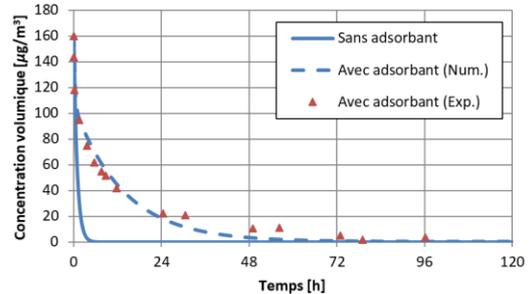
Concentration d'Ozone dans une zone avec des parois en marbre.



Concentration d'Ozone dans une zone avec des parois en plâtre.



Concentration d'alpha-pinène dans une zone avec une surface de moquette (adsorption) – expérimentation de Jørgensen et al. (1999).



Concentration d'alpha-pinène dans une zone avec une surface de moquette (désorption) – expérimentation de Jørgensen et al. (1999).

Figure 45 : Vérification de l'implémentation des modèles de parois dans le modèle zonal.

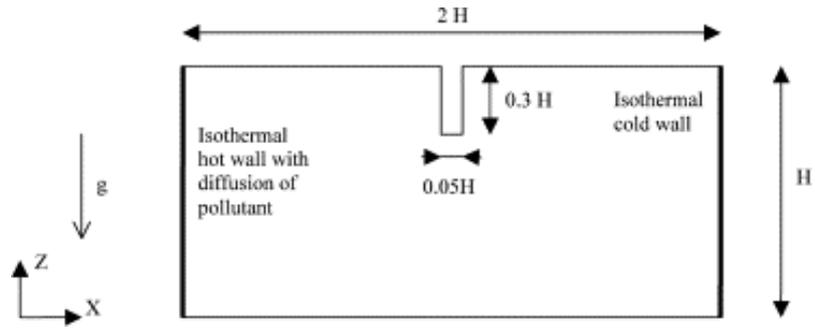


Figure 46 : Description du problème traité ($H=3$ m).

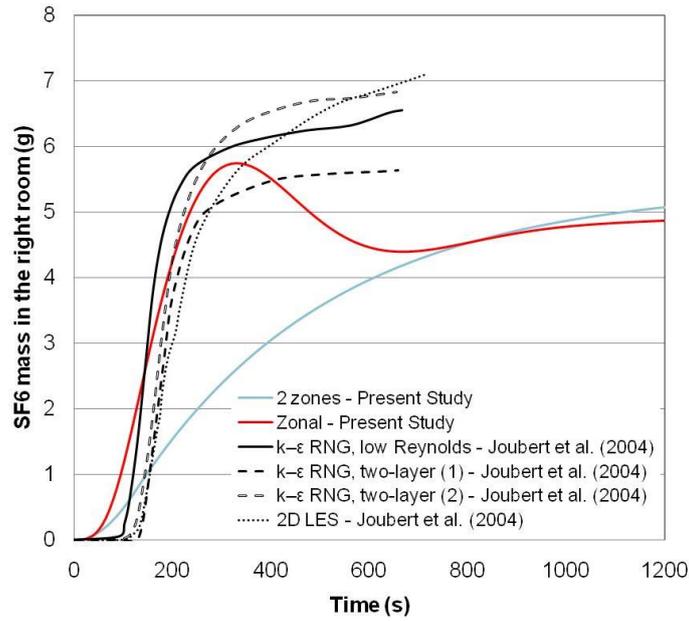


Figure 47 : Evolution temporelle de la masse de polluant ayant pénétré dans la pièce de droite.

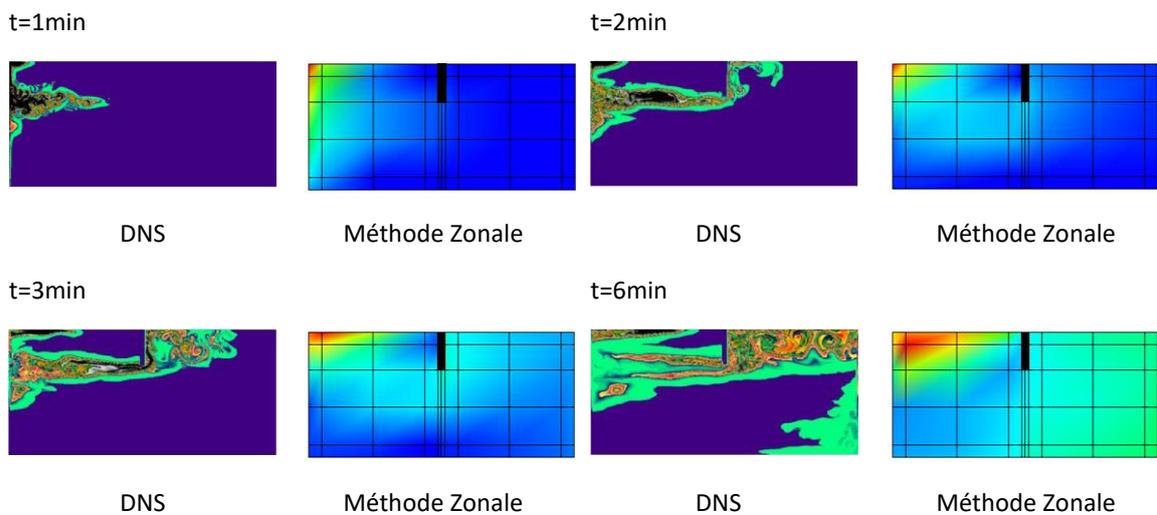


Figure 48 : Comparaison de l'évolution temporelle du champ de concentration obtenue par méthode DNS et Zonale.

Les derniers développements de l'outil de modélisation zonale ont été effectués dans le cadre de la thèse de Sérafin (Sérafin, 2020). Les deux principales améliorations sont :

- Prise en compte de la **variation temporelle de l'écoulement d'air** : comme précisé précédemment, si la modélisation de la pollution de l'air est bien en fonction du temps, elle repose néanmoins sur un écoulement de la phase porteuse en régime permanent et donc constant au cours du temps. Pour les besoins de son étude, Sérafin (2020) a donc intégré la possibilité de mettre à jour l'écoulement d'air à chaque pas de simulation de la pollution de l'air ; tous les champs de la phase porteuse devant être obtenus en amont de la simulation de la pollution. Pour être complet sur le sujet, on notera que le maillage zonal restant quant à lui invariable, les variations de l'écoulement d'air sont ainsi limitées au respect d'un unique maillage (en particulier sans modification des zones à écoulements moteurs comme la zone de jet).
- Intégration d'un **modèle de l'interaction polluant/matériau selon l'approche élémentaire** : le modèle k_a/k_d initialement intégré ne suffisant pas à ses besoins, Sérafin (2020) a intégré un modèle permettant de détailler les transferts dans la couche limite et à l'intérieur de chacune des couches de matériaux qui composent une paroi. L'approche élémentaire qui a été retenue pour sa généricité a ainsi permis de modéliser la réactivité interne correspondant aux spécificités techniques des matériaux adsorbants étudiés dans son travail de recherche.

Ces nouveaux développements ont ainsi permis d'analyser la performance de matériaux dépolluants lorsqu'ils sont placés dans les ambiances intérieures. A titre illustratif, la Figure 49 présente l'évolution temporelle de la saturation d'un de ces matériaux vis-à-vis du formaldéhyde dont on peut observer l'hétérogénéité spatiale obtenue par l'approche zonale.

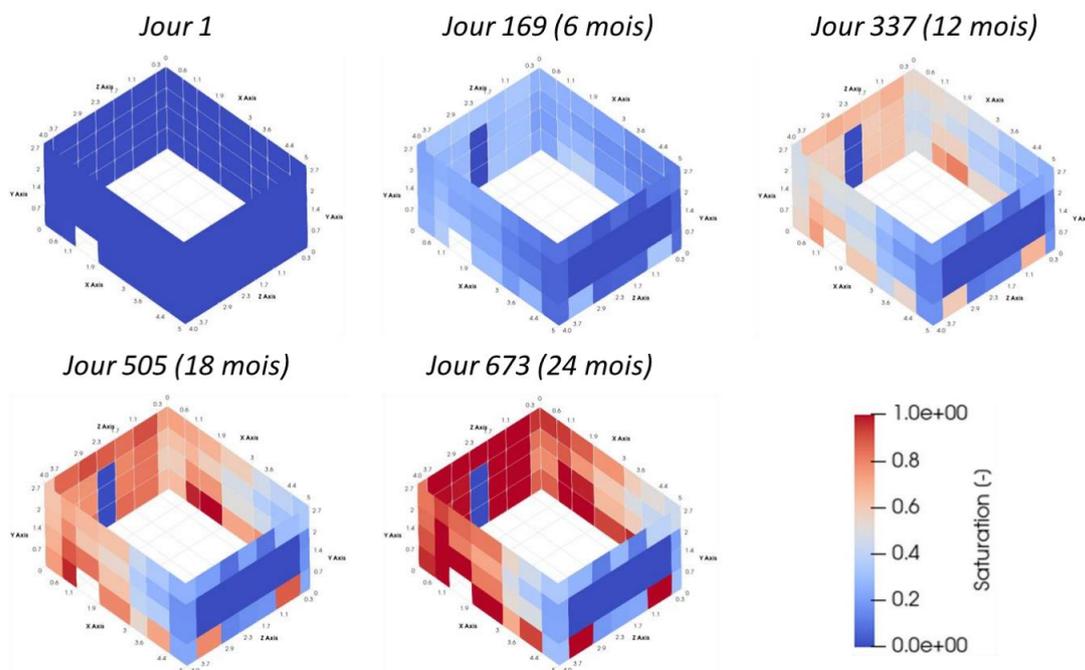


Figure 49 : Evolution du niveau de saturation des matériaux adsorbants dans un bureau (Sérafin, 2020).

2.4.3 Conclusion

Comme montré au début de ce chapitre, le temps de mélange des polluants gazeux et particulaires dans les ambiances intérieures peut être significatif dans certains cas comme dans les espaces à grand volume ou même dans des plus petits espaces en présence de sources ponctuelles localisées dans des zones faiblement ventilées par exemple. Les développements de la méthode zonale pour ces cas particuliers permettent d'obtenir des résultats globalement satisfaisants et suffisants pour des problèmes d'ingénierie. Au cours de ces dix dernières années, nous avons pu ainsi développer un ensemble de composants permettant de construire des problèmes de transport et de diffusion des polluants à l'intérieur d'ambiances intérieures au moyen d'outils pérennes avec le « simulation studio » (TRNSYS) et le logiciel Microsoft Excel pour automatiser les étapes de la simulation (Figure 50). Cet outil de modélisation permet de construire un problème zonal et d'obtenir des résultats préliminaires en moins de 24h.

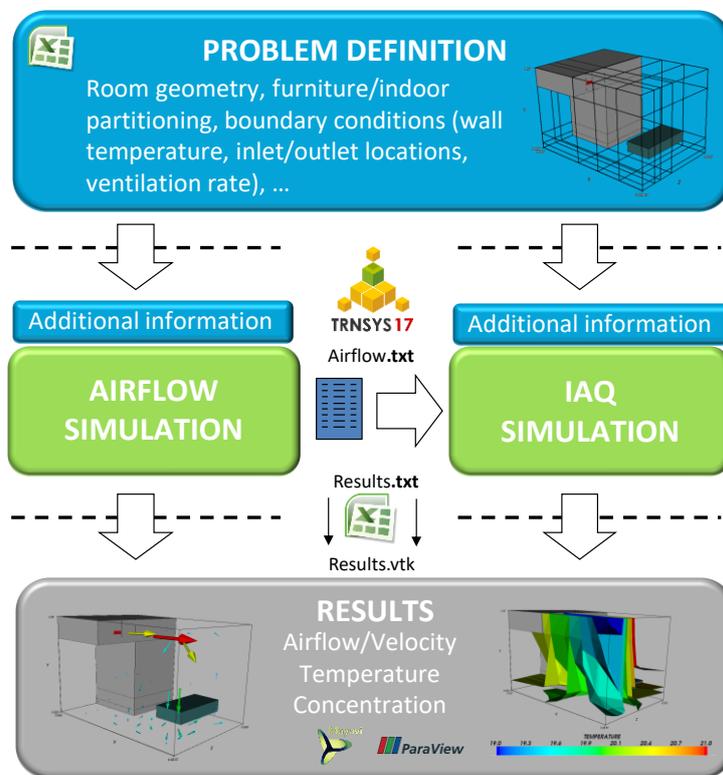


Figure 50 : Etapes de la modélisation zonale de la pollution d'une ambiance intérieure.

La Figure 51 présente des illustrations de l'utilisation de la méthode zonale à la pollution des ambiances intérieures comme celle de la dispersion de virus (particules) générée par un malade dans une chambre d'hôpital, l'étude de l'écoulement d'une chambre d'opération, la dispersion de virus (particules) depuis la chambre 2 dans un appartement ou l'efficacité d'un épurateur d'air vis-à-vis de la pollution particulaire dans une chambre.

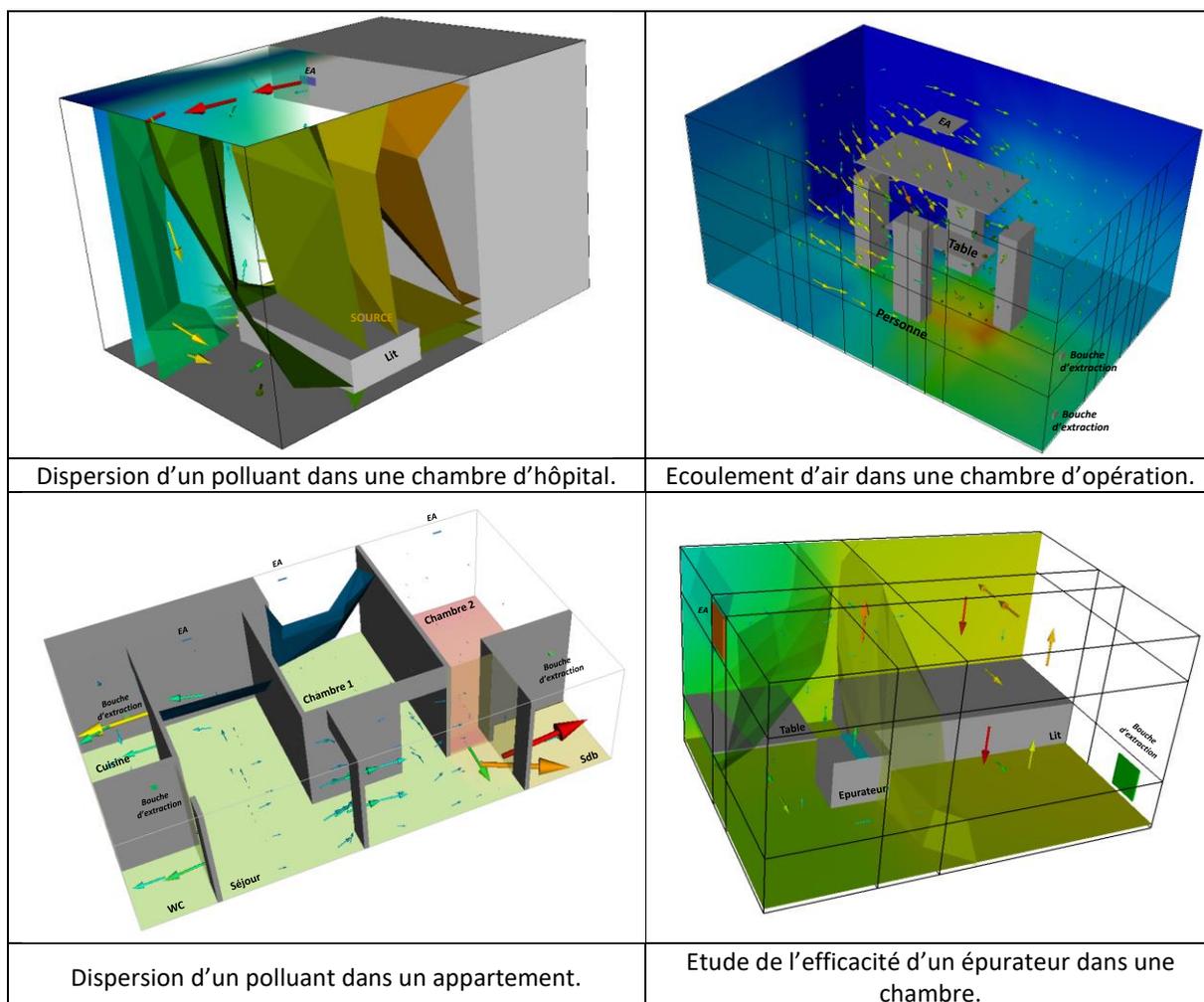
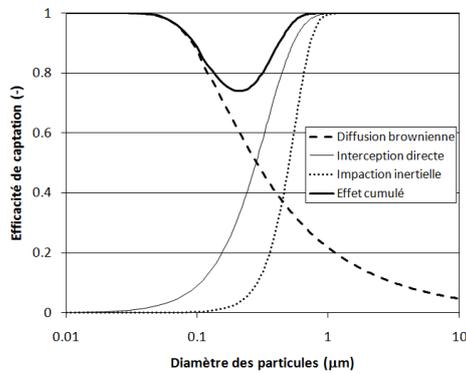


Figure 51 : Illustrations de l'utilisation de la méthode zonale à la pollution des ambiances intérieures.

2.5 Transfert du polluant particulaire dans les réseaux de Chauffage, Ventilation et Climatisation (CVC)

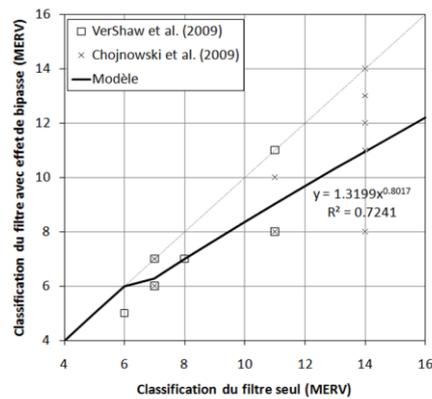
Le développement de modèles numériques dédiés au transfert du polluant particulaire dans les réseaux de CVC a été effectué lors du projet VAICTEUR AIR² (Abadie et al., 2012). Ces modules ont été développés sous l'environnement de simulation TRNSYS afin de faciliter le couplage avec les modules zonaux de l'ambiance. L'étude bibliographique initiale sur l'interaction entre les polluants particulaires et gazeux et les éléments constitutifs des réseaux de ventilation et de traitement d'air menée dans ce projet a permis de définir un ensemble de modules numériques nécessaires au traitement de la Qualité de l'Air. Tout d'abord, l'interaction du polluant gazeux avec les éléments CTA est toujours peu ou pas connu. Certaines études ont relevé des phénomènes de sources et de puits pour certains composés mais la complexité des phénomènes n'a pas permis la création de modèles simples et génériques pouvant être utilisés dans cette étude. Pour ce qui est du polluant particulaire, l'élément incontournable pour représenter correctement son interaction avec le réseau

aérodynamique est le filtre. Le ou les filtres sont en effet responsables de la plus grande partie du dépôt des particules dans un réseau de ventilation. Ainsi, plusieurs niveaux de modélisation (théorique, empirique à partir d'une compilation de résultats d'essais de filtration selon l'ASHRAE, avec prise en compte du bypass de manière théorique ou simplifiée) ont été développés dans notre étude afin de proposer des solutions adaptées aux données d'entrées disponibles (Figure 52). Même s'ils sont d'importance moindre, d'autres modules ont été créés pour compléter la bibliothèque d'éléments : conduits droits à section rectangulaire et circulaire (Figure 53), coudes (Figure 54, à gauche), embranchements en séparation et réunion de flux d'air (Figure 54, à droite) et échangeurs de chaleur (Figure 55). On regrettera le manque d'études concernant le dépôt de particules dans deux autres éléments qui seraient nécessaires pour compléter la bibliothèque de modèles : les bouches et diffuseurs d'air (en particulier les bouches de reprises qui retiennent une quantité notable de particules) et les registres qui, par leur géométrie, peuvent avoir également un effet non négligeable.

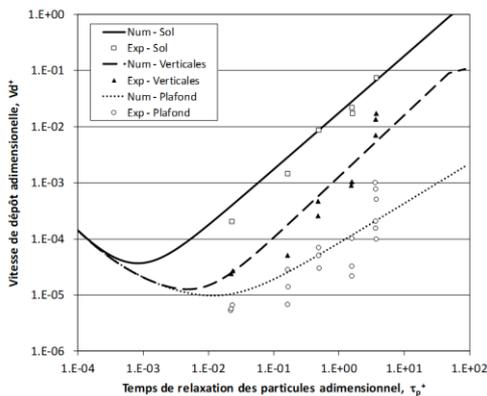


Contribution des différents mécanismes élémentaires à l'efficacité totale d'un filtre à fibres – Bémer et al. (2006)

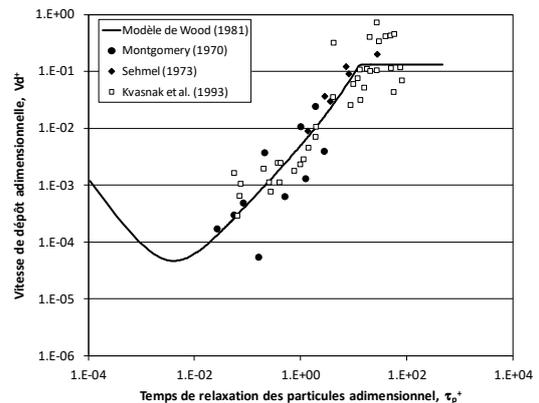
Figure 52 : Modèles de dépôts de particules dans les filtres à fibres.



Diminution de l'efficacité d'un filtre induite par la présence d'un bypass – VerShaw et al. (2009) / Chojnowski et al. (2009)

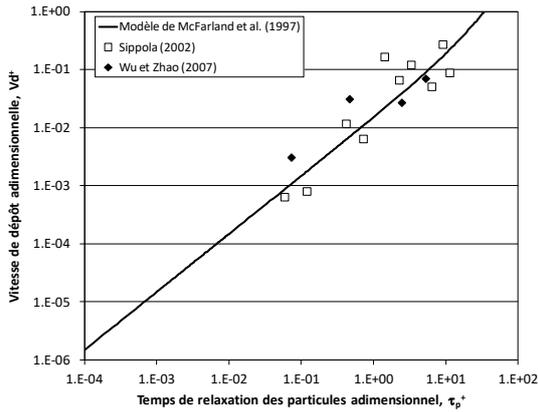


Conduit à section rectangulaire 300×200, $U_{moy}=4,6$ m.s⁻¹ – Sippola et Nazaroff (2003)

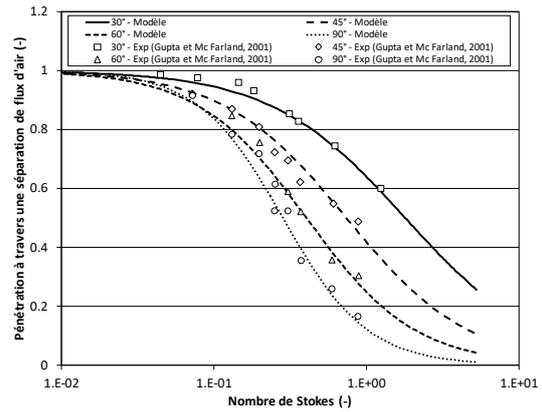


Conduit horizontal, diamètre de gaine 250, $U_{moy}=7,35$ m.s⁻¹, $\rho_p=2450$ kg.m⁻³ – Wood (1981)

Figure 53 : Modèles de dépôts de particules dans les conduits droits.

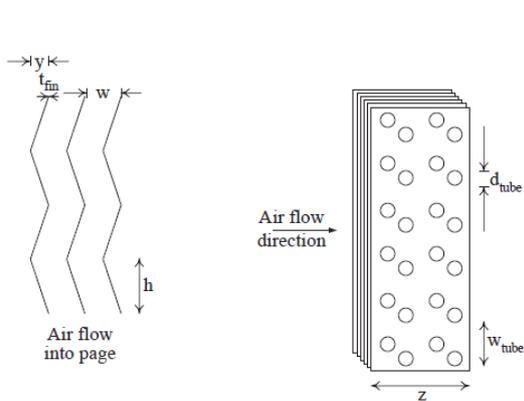


Coude à 90° – McFarland et al. (1997)

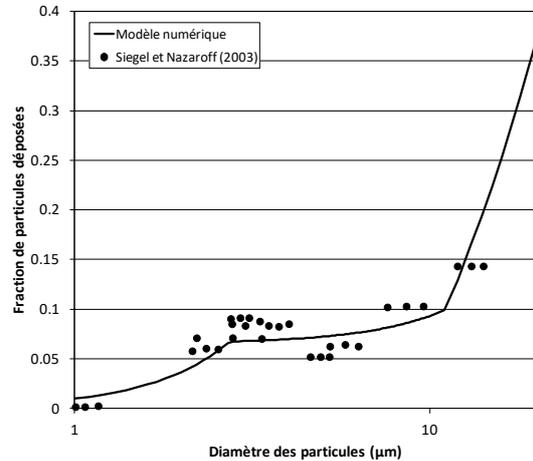


Embranchement – Gupta et Mc Farland (2001) / Kim et Garcia (1991)

Figure 54 : Modèles de dépôts de particules dans les coudes et embranchements.



Géométrie



Fraction de particules déposées ($U_{\text{moy}} = 1,5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) – Siegel et Nazaroff (2003)

Figure 55 : Modèles de dépôts de particules dans les échangeurs.

A ce point du développement de notre bibliothèque de modèles, il est apparu un manque de données fiables concernant l'efficacité de filtration des filtres à fibres couramment rencontrés dans les installations de CVC françaises. En particulier, les données concernant les particules de diamètres aérodynamiques inférieurs à $0,1 \mu\text{m}$ étaient rares.

C'est donc dans le cadre du CPER Bâtiment Durable (2014-2020) qu'un banc expérimental a été mis au point au laboratoire pour mesurer le rendement des filtres de ventilation sur un large spectre granulométrique ($10 \text{ nm} - 10 \mu\text{m}$). Le banc expérimental est ainsi composé d'une centrale de traitement et d'une gaine métallique d'une longueur 6 m. Un système de génération de particules, de mesure de la vitesse d'écoulement, de la perte de charge du filtre testé et de la concentration de part et d'autre de celui-ci (compteur Grimm Mini-WRAS) instrumentent le banc (Figure 56).

Ce banc expérimental vise ainsi à évaluer l'efficacité des filtres G4-F9 (selon EN ISO 779) pour chaque taille de particules et selon plusieurs états de colmatage. La principale originalité de

ce banc consiste à l'utilisation de compteurs de particules à large spectre de tailles de particules (10 nm – 10 µm) à la place des compteurs classiques limités aux particules de tailles supérieures à 0,1 µm. Une autre originalité de ce banc est de permettre l'étude de l'influence du débit d'air à épurer sur l'efficacité de filtration de ces filtres afin de prendre en compte les possibles diminution des débits effectuées dans le bâtiment afin de réduire la consommation énergétique.

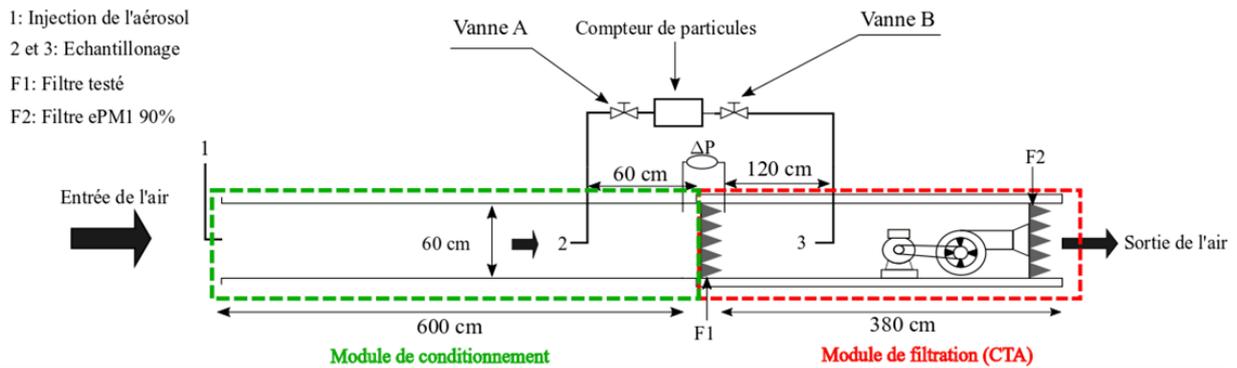
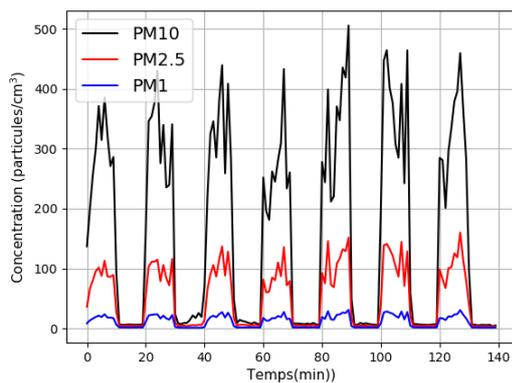
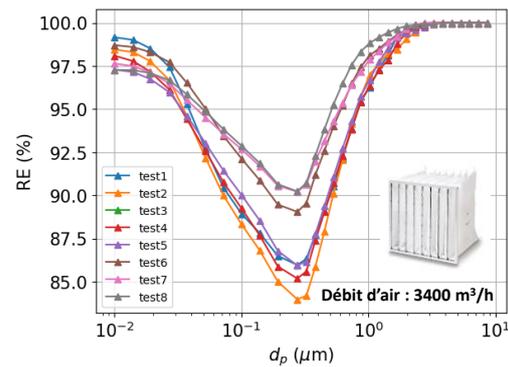


Figure 56 : Banc expérimental.

A l'heure de l'écriture de ce document, seuls des essais préliminaires ont été effectués (Figure 57). La suite de cette étude vise à reproduire les tests sur des filtres qui ont été sélectionnés par rapport aux matériaux de leurs milieux filtrants et aussi par rapport à leurs efficacités (ePM1, ePM2.5 et ePM10 selon ISO 16890 - 2018) afin de disposer d'un large éventail des filtres classiquement rencontrés dans les bâtiments. La séquence de test d'un filtre comprendra ainsi la mesure de son efficacité, un suivi continu de sa perte de charge et de la masse d'aérosol collectés.



Cycle de mesures amont / aval



Efficacité de filtration d'un filtre multipoches (8 poches)

Figure 57 : Essais préliminaires de test de la procédure de mesure de l'efficacité de filtration.

2.6 Transfert des polluants du sol vers le bâtiment

Le transfert de contaminants sous forme de vapeur depuis le sol ou les eaux souterraines (battement de la nappe phréatique) vers les bâtiments peut entraîner de graves risques pour la santé humaine. Aujourd'hui, la construction sur des sites contaminés représente un enjeu économique et social en raison de la pression réelle de l'État qui accentue la nécessité de construire sur d'anciens sites industriels contaminés situés généralement en zone périurbaine. Avant toute construction de bâtiment, il est donc nécessaire de caractériser les sites contaminés résiduels et d'évaluer les risques pour la santé humaine liés à l'intrusion de contaminants sous forme de vapeur dans les bâtiments qui seraient construits sur ces sites.

La littérature scientifique sur la modélisation de l'entrée de polluants du sol vers le bâtiment a montré qu'il existe des différences importantes entre les concentrations intérieures mesurées et les estimations des outils existants. Ces incertitudes reposent principalement sur trois aspects : une mauvaise caractérisation du site, une modélisation incomplète des voies et mécanismes de transfert, ou bien du fait de négliger l'influence de certains paramètres sur le transfert. En particulier, le fait de négliger la latéralité de la source reste une explication plausible des limites des modèles classiques de transfert. En fait, la migration latérale joue un rôle important sur l'atténuation de la concentration intérieure en polluant, contrairement aux scénarios de source homogène ou continue, où les vapeurs migrent uniquement de manière verticale vers le bâtiment (Figure 58). Ainsi, lorsque la source est latéralement décalée vis-à-vis du bâtiment, les vapeurs vont migrer préférentiellement vers l'atmosphère et moins vers le bâtiment générant une atténuation plus importante de la concentration intérieure.

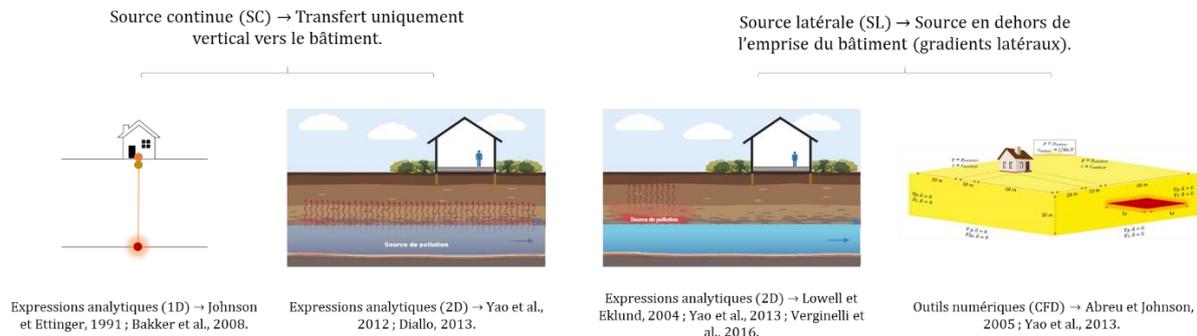


Figure 58 : Outils et modèles numériques de la propagation de polluants dans un sol (Rios Mora, 2021).

Les travaux de recherche menés dans le cadre de la thèse de Rios Mora (2021) visait à la prise en compte de cette position décalée d'une potentielle source de polluants. Le développement des expressions mathématiques obtenues a été réalisé à partir de simulations numériques et de l'analyse adimensionnelle sur la base des travaux de Diallo (2013) qui avait construit des modèles semi-empiriques pour le cas d'une source continue. La combinaison de ces deux approches permet d'une part, de garder la capacité des modèles « source continue » à prendre en compte les propriétés physiques du sol (perméabilité, coefficient de diffusion, ...) et les caractéristiques du bâtiment (typologie de soubassement, dépression, ...), et d'une autre part, de mieux préciser la position (décalage et profondeur par rapport au bâtiment) de la source dans le sol. Ainsi, un ensemble de jeux d'équations semi-empiriques a pu être élaboré

différenciant les configurations d'interface sol-bâtiment (sol nu d'un vide sanitaire ou d'une cave, dalle portée ou dallage indépendant).

Ces nouveaux modèles ont été vérifiés et validés vis-à-vis d'un modèle numérique (CFD), de données expérimentales et de modèles existants dans la littérature. A titre illustratif, la Figure 59 présente une validation du modèle consistant à la reproduction de l'expérimentation de Marzoughi (2013) qui consiste à l'injection de trichloréthylène dans un bassin expérimental et le suivi du transfert de vapeurs jusqu'à une chambre expérimentale conditionnée pour représenter des environnements intérieurs à des dépressions contrôlées. Les résultats montrent que les modèles unidimensionnels ont tendance à surestimer de plusieurs ordres de grandeur la concentration intérieure par rapport aux données expérimentales (1 ou 2 ordres de grandeur). Ces différences sont associées principalement à l'hypothèse de transfert unidirectionnel depuis le plan en $z=-0,4\text{m}$ (plan dont les mesures de concentrations ont servi de conditions limites pour ces modèles). Le modèle semi-empirique pour le cas d'une source continue (MSE-SC) sous-estime quant à lui la concentration intérieure par rapport aux données expérimentales (85%) à cause de sa représentation du transfert bidimensionnel et la prise en compte de la source de pollution comme une source infinie horizontale. Finalement, parmi l'ensemble de modèles, le modèle semi-empirique prenant en compte la position latérale de la source (MSE-SL) est le plus proches des valeurs expérimentales avec une différence relative maximale de 44%.

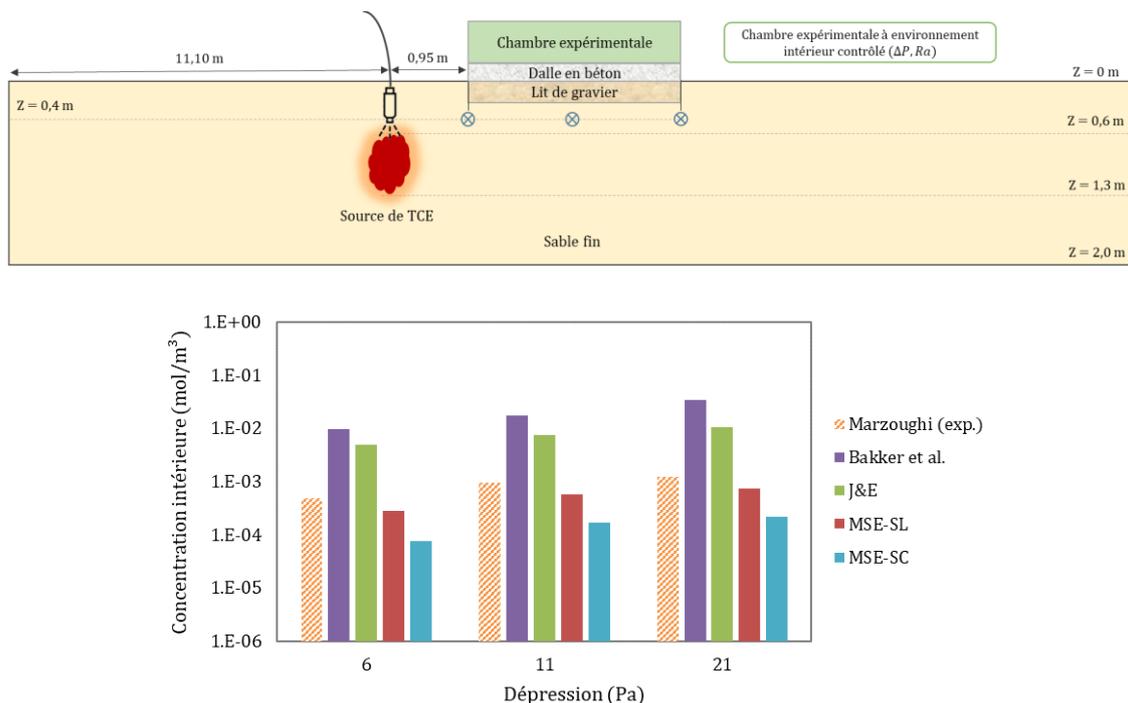


Figure 59 : Comparaison des modèles unidirectionnels de Bakker et al. (2009) et Johnson & Ettinger (1991) et des modèles semi-empiriques « source continue – MSE-SC » de Diallo (2013) et « source latérale – MSE-SL » de Rios Mora (2021).

Ce modèle prenant en compte la latéralité de la source a été intégré à un code de ventilation (MATHIS-QAI) permettant de prendre en compte les caractéristiques des environnements intérieurs (système de ventilation, perméabilité à l'air de l'enveloppe, volume du bâtiment, ...) et de réaliser des estimations des niveaux de concentration en fonction des variations

temporelles (vitesse du vent, température extérieure, ...) au cours du temps. À partir d'une étude de sensibilité (Figure 60), il a été montré que malgré l'impact non-négligeable des caractéristiques du bâtiment, l'influence de la latéralité de la source sur l'atténuation de la concentration intérieure en polluant reste prédominante (atténuation de plusieurs ordres de grandeur quand la source est décalée latéralement du bâtiment en comparaison à une source continue). Cependant, la typologie de soubassement ainsi que le système de ventilation (ventilation naturelle par conduit, VMC simple-flux par extraction ou double-flux) restent des éléments importants de la problématique.

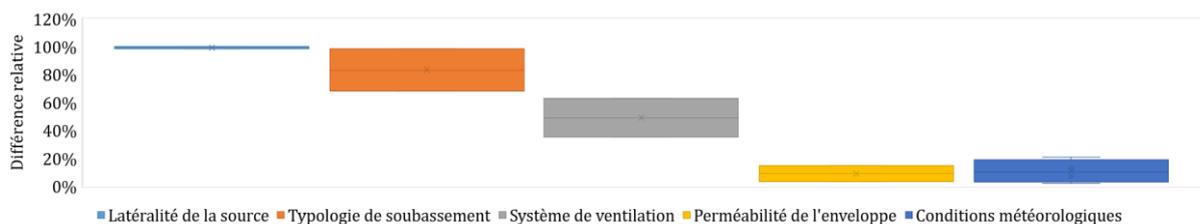


Figure 60 : Etude de sensibilité des paramètres d'influence de l'entrée de polluant dans un bâtiment (Rios Mora, 2021).

2.7 Pollution dans les logements

2.7.1 Etat des lieux

C'est dans le cadre du programme international de recherche « Annexe 68 : Conception et Contrôle de la Qualité de l'Air Intérieur dans les Bâtiments à Faible Consommation Énergétique » (IEA-EBC Annex 68: Indoor Air Quality Design and Control in Low Energy Residential Buildings (2016-2019), <http://www.iea-ebc-annex68.org/>) que je me suis intéressé à effectuer un état des lieux de la pollution des logements individuels ou collectifs afin de déterminer, ou plutôt, mettre à jour la liste de polluants prioritaires en France compte tenu des récents changements : énergétique avec la RT2012 pour les bâtiments neufs et la rénovation modifiant considérablement l'étanchéité des bâtiments (donc potentiellement le renouvellement de l'air) et sanitaire avec l'étiquetage des produits de construction et de décoration en limitant les sources intérieures pour un meilleur contrôle des niveaux d'émission de plusieurs composés organiques volatils comme le formaldéhyde et en n'en interdisant d'autres comme le benzène.

Ainsi, une étude bibliographique a été menée en préambule des travaux de la sous-tâche 1 de l'Annexe 68 pour recueillir des données sur la pollution de l'air intérieur dans les bâtiments résidentiels. L'accent a été mis sur les contaminants présents dans les bâtiments résidentiels à faible consommation d'énergie (BBC) ; les informations sur les contaminants mesurés dans les bâtiments résidentiels qui ne peuvent pas être qualifiés de bâtiments à faible consommation d'énergie ont également été recueillies afin d'examiner s'il existait des différences particulières entre ces deux types de bâtiments en ce qui concerne l'exposition aux polluants de l'air. Le Tableau 4 présente les informations sur les études à partir desquelles les données ont été obtenues sur les types de polluants et leurs concentrations mesurées dans les bâtiments résidentiels BBC et les autres. Les études ont été identifiées en recherchant des articles publiés dans des bases de données scientifiques et des communications personnelles.

L'étude a été limitée aux articles évalués par des pairs et aux projets de recherche nationaux publiés entre 2006 et 2016. La Figure 61 présente la répartition des données selon le type de bâtiments (BBC ou non) et les pays, essentiellement industrialisés, où les mesures ont été effectuées.

Tableau 4 : Etudes identifiées fournissant des mesures des polluants dans les logements BBC et les autres.

Country	Year of publication	Building typology	Number and building type	Number of measured pollutants
Australia	2010	Non-low-energy buildings	100 dwellings	13
		Low-energy buildings	40 dwellings	12
Belgium	2012	Non-low-energy buildings	356 homes	23
		Low-energy buildings	51 homes	19
China	2013	Non-low-energy buildings	1500 homes	5
	2009	Non-low-energy buildings	94 homes	17
	2014	Non-low-energy buildings	296 homes	15
	2014	Non-low-energy buildings	267 homes	4
		Low-energy buildings	266 houses and apartments	3
France	2006	Non-low-energy buildings	567 houses and apartments	56
	2015	Low-energy buildings	57 houses and apartments	22
Hong-Kong	2009	Non-low-energy buildings	100 homes	17
Japan	2007	Non-low-energy buildings	Compilation of different studies	93
	2009	Non-low-energy buildings	97 homes	17
	2006	Non-low-energy buildings	810 single-family houses + 273 apartments	26
		Low-energy buildings	219 single-family houses + 66 apartments	26
Korea	2009	Non-low-energy buildings	96 homes	17
Sweden	2013	Non-low-energy buildings	157 single-family houses + 148 apartments	14
Taiwan	2009	Non-low-energy buildings	100 homes	17
USA	2011	Non-low-energy buildings	18278 homes (46% from USA and 54% from other industrialized countries)	69
		Low-energy buildings	2362 homes (9% from USA and 91% from other industrialized countries)	31

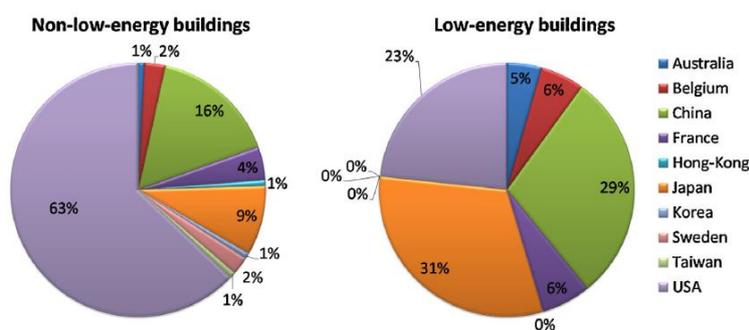


Figure 61 : Distribution des logements BBC et autres selon les pays.

La Figure 62 présente une vue d'ensemble de la concentration moyenne des polluants obtenue à partir de la compilation des données. Comme pressenti, il existe une grande variation de la concentration de polluants à l'intérieur des bâtiments en raison des différents niveaux de pollution extérieure (principalement en Asie), des sources intérieures (dans tous les pays), des taux de renouvellement d'air et des systèmes de ventilation (absence ou présence de filtration/épuration). Parmi les 23 polluants les plus récurrents des études, 17 présentent des concentrations moyennes plus faibles dans les bâtiments résidentiels BBC. En particulier, 3 de ces polluants montrent une diminution significative de leurs concentrations : le 1,4 dichlorobenzène, le monoxyde de carbone et le toluène. A l'inverse, 3 polluants ont des concentrations plus élevées dans les bâtiments résidentiels BBC : l'alpha-pinène, le dodécane

et le styrène. La diminution de certains composés peut provenir de l'étiquetage en France ou des labels (1,4 dichlorobenzène et Toluène) ou bien d'une modification des appareils de cuisson pour le monoxyde de carbone (de la gazinière à la plaque électrique). L'augmentation des concentrations en alpha-pinène provient probablement de l'utilisation accrue du bois. Pour les autres, il est plus difficile de se prononcer au vu de leurs nombreuses sources potentielles (matériaux, moquettes, vinyles, peintures...).

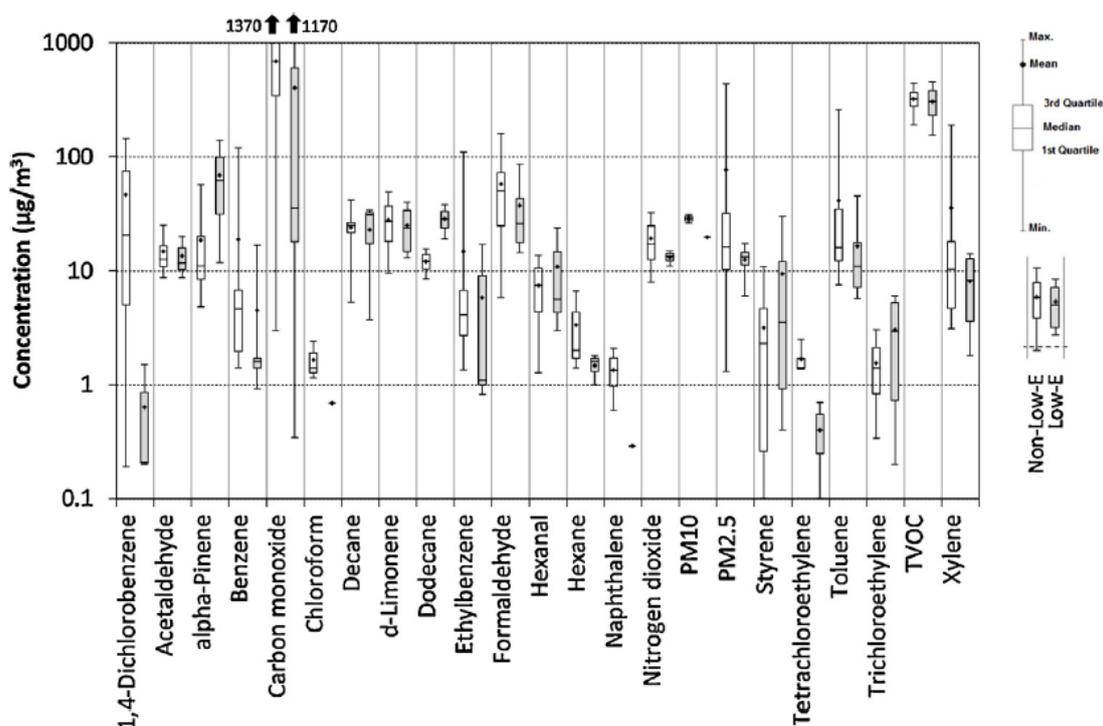


Figure 62 : Concentration moyenne des polluants mesurée dans les logements BBC et les autres.

Finalement, les conclusions suivantes peuvent être tirées de cette analyse :

- Les concentrations moyennes annuelles ont généralement été mesurées comme étant plus faibles dans les logements BBC pour la majorité des polluants par rapport aux niveaux mesurés dans les bâtiments non qualifiés de bâtiments à faible consommation d'énergie. L'exception à cette règle générale a été observée pour : le formaldéhyde, l'heptane, le alpha-pinène, le d-limonène, l'hexanal, le styrène, le toluène, l'éthylbenzène, le trichloréthylène et le 1,3 diméthylbenzène ; ces composés ont parfois été mesurés à des concentrations plus élevées dans les bâtiments résidentiels BBC.

- En Chine et au Japon, des concentrations moyennes annuelles plus élevées ont généralement été mesurées dans les bâtiments BBC, même trois ans après la fin de la construction (dans le cas du Japon).

- À quelques exceptions près (heptane, styrène, alpha-pinène et ozone), les concentrations maximales mesurées étaient généralement plus faibles dans les bâtiments BBC que dans les bâtiments non qualifiés de tels.

Cependant, les concentrations de polluants ne suffisent pas à elles seules à déterminer l'impact potentiel sur la santé. Elles doivent être comparées aux valeurs limites d'exposition à court et à long terme afin de juger de leurs dangers. Ce sera l'objet du chapitre 3.

2.7.2 Modélisation simplifiée

La réhabilitation des bâtiments et groupements d'immeubles collectifs de logements à caractère social est une clé dans la lutte contre la pauvreté énergétique et la promotion de la réhabilitation durable, de l'efficacité énergétique et de la santé. Le projet Interreg Sudoe ARCAS (2019-2023) vise à développer une méthodologie d'évaluation et de conception qui repose sur l'intégration et la recherche de la relation optimale entre trois axes : autonomie/efficacité énergétique, qualité sociale/précarité énergétique et qualité de l'air/santé. C'est dans ce contexte que nous avons développé une méthodologie, nécessairement simple pour être appliquée par des utilisateurs non experts, permettant l'évaluation de la pollution des logements collectifs et qui prenne en compte l'influence des systèmes de ventilation potentiellement présents (Sérafín et al., 2021).

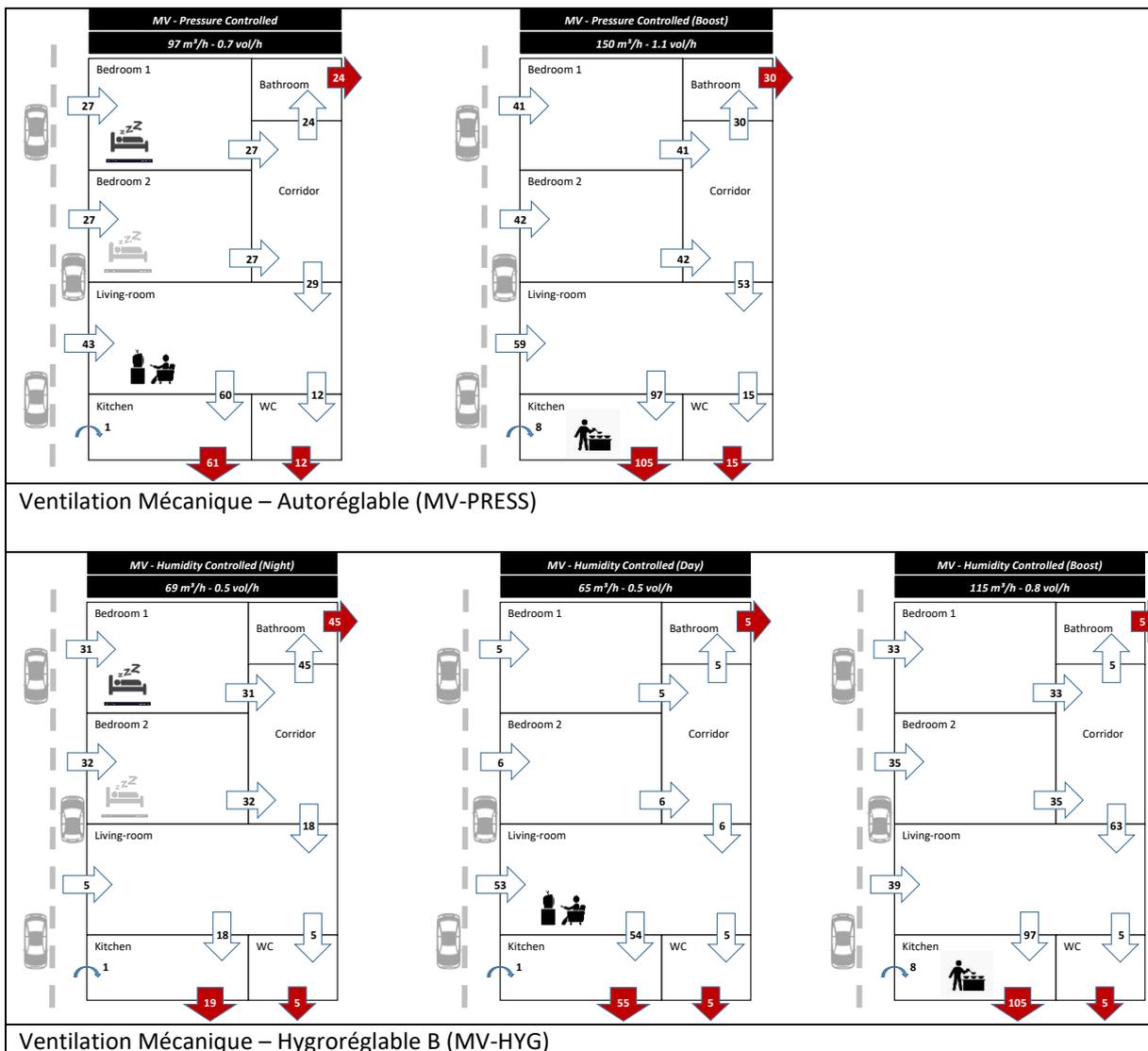


Figure 63 : Débits interzonaux pour la ventilation mécanique autoréglable et hygroréglable B.

Le cas d'étude est un appartement de type 3 avec cuisine séparée ou commune avec le séjour. Trois options de ventilation naturelle (NV) et quatre systèmes de ventilation mécanique (MV) ont été considérés répartis selon le principe de ventilation : ventilation naturelle par pièces séparées (par ouverture des Fenêtres NV-WINDOW ou par Grilles NV-INLET) et par balayage (ventilation naturelle par Conduits NV-DUCT et ventilation mécanique Autoréglable MV-PRESS, Hygroréglable B MV-HUM, Hybride MV-HYB et à débit constant MV-CAV). L'approche multizone a été ici employée afin d'évaluer les concentrations en polluants dans les différentes pièces et ainsi l'exposition des occupants. Les débits entre les pièces et avec l'extérieur ont été déterminés sur la base du fonctionnement des systèmes de ventilation. Les débits d'infiltration et de ventilation sont définis par la méthode conventionnelle française 3CL-DPE. A titre illustratif, La Figure 63 présente les débits considérés pour la ventilation mécanique Autoréglable et Hygroréglable. Pour le premier système, les débits de base (23h/jour) et de pointe (1h/jour) ont été ainsi considérées. Pour le second système, l'effet de la présence des occupants est pris en compte en considérant des débits maximaux aux entrées d'air dans les pièces occupées et minimaux dans les autres.

Les niveaux de concentration en polluants (PM_{2.5}, NO₂ et formaldéhyde) sont ainsi évalués en régimes permanents dans chacune des pièces à partir d'un scénario d'occupation journalière, de concentrations extérieures annuelles moyennes de la région Nouvelle Aquitaine et de sources intérieures. On notera que le dépôt particulaire et du NO₂ ont été intégrés au bilan de masse. La Figure 64 présente les concentrations d'exposition à ces polluants c'est-à-dire les concentrations moyennes en considérant le budget espace-temps essentiellement induit par les durées passées dans la chambre, le séjour et la cuisine (ou cuisine/séjour).

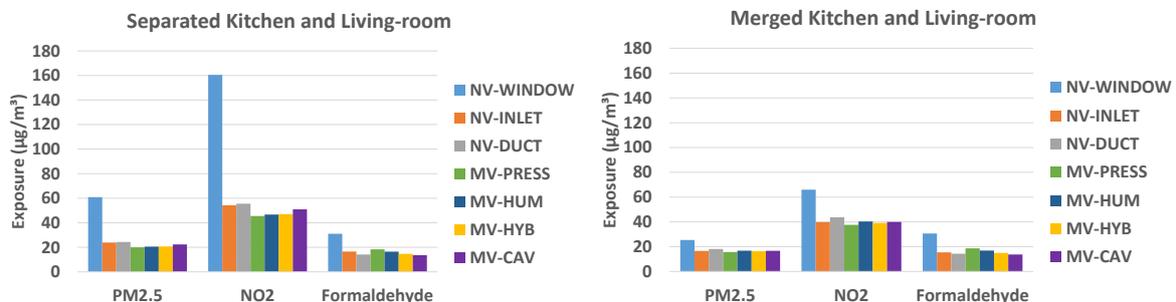


Figure 64 : Exposition pour chaque polluant pour les systèmes de ventilations étudiés et les cas où la cuisine est séparée du salon ou non.

On notera tout d'abord que les concentrations en PM_{2.5} et en formaldéhyde évaluées ici sont du même ordre de grandeur que celles mesurées lors de campagne menée par l'Observatoire français de la qualité de l'air intérieur (OQAI) entre 2003 et 2005 (Kirchner et al., 2008). Les valeurs de l'OQAI exprimées en µg/m³ sont : P25 = 14,2, Médiane = 19,1 et P75 = 35,4 pour les PM_{2.5} et P25 = 14,3, Médiane = 19,6 et P75 = 28,3 pour le formaldéhyde. Le NO₂ n'était pas mesuré lors de cette campagne. La situation la plus défavorable en prenant en compte l'ensemble des polluants est clairement obtenue pour la ventilation par ouverture de fenêtre qui induit de faibles renouvellements d'air. L'effet d'une cuisine séparée intensifie cette observation. Il est cependant difficile de classer les autres systèmes de ventilation à partir de

ce critère de concentration d'exposition puisqu'ils ont des effets différenciés selon que les polluants sont d'origine extérieure, intérieure ou les deux.

2.7.3 Modélisation innovante

L'objectif des travaux de thèse de Cony Renaud Salis (2020) était la quantification de la « favorabilité » à la santé des logements français. Ce néologisme recouvre en fait l'élaboration d'un indicateur de QAI permettant de quantifier la qualité sanitaire de l'air des logements et donc de l'exposition aux polluants intérieurs par inhalation de ces occupants.

Ce travail reposait essentiellement sur le développement d'un environnement innovant de simulation multizone hygrothermique, aéraulique et de QAI (Figure 65). Innovant car il devait permettre de modéliser les transferts de chaleur, de vapeur d'eau, d'air et de polluants dans les différentes pièces d'un logement mais également par l'implémentation de modèles décrivant au plus près la physique induite (comme par exemple, la prise en compte de la granulométrie du polluant particulaire, du fonctionnement des bouches de ventilation...).

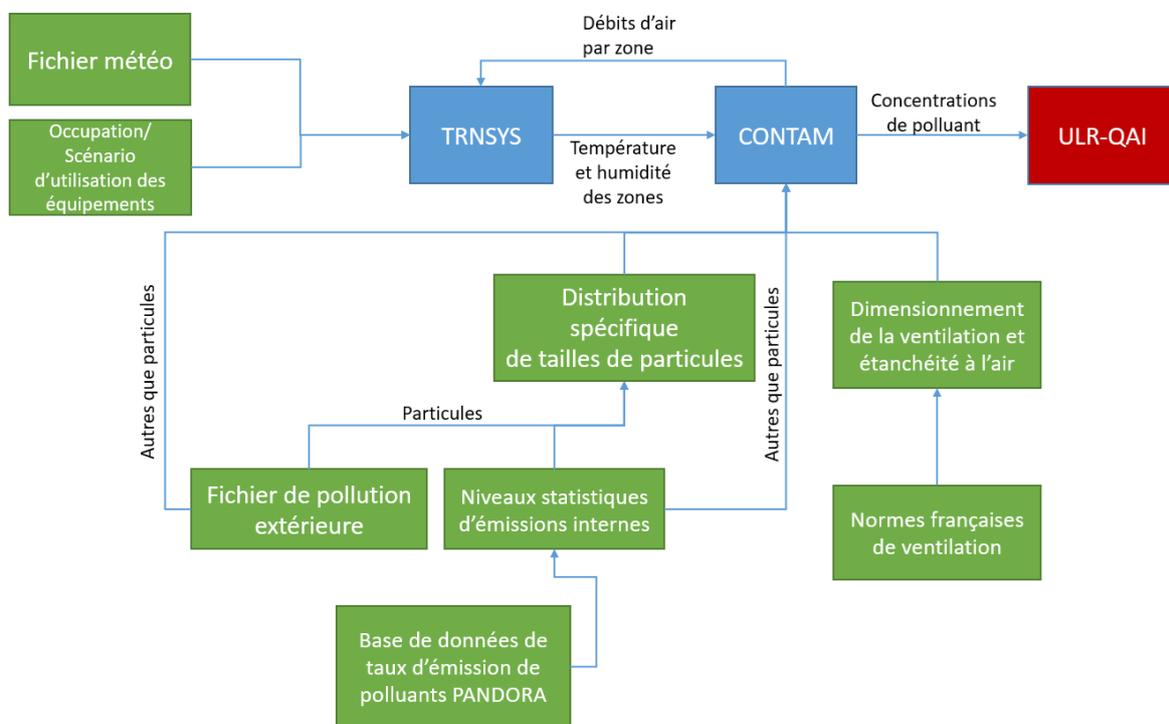


Figure 65 : Principe de la simulation multizone hygrothermique, aéraulique et de QAI.

Ainsi, les principales caractéristiques de cet environnement de simulation, en plus des éléments classiques de Simulation Thermique Dynamique, étaient :

- Description multizone d'un bâtiment résidentiel (maison individuelle RDC+1^{er} étage) ;
- Couplage des calculs hygrothermiques de TRNSYS avec les calculs aérauliques (et de polluants) effectués par CONTAM ;
- Simulation annuelle avec un pas de temps de 5 min. ;
- Inertie hygroscopique des pièces principales par le modèle Buffer Storage Humidity Model (BSHM) de TRNSYS ;
- Coefficients de pression du vent en fonction du modèle de Swami et Chandra (1988) ;

- Perméabilité à l'air de l'enveloppe du bâtiment (infiltration d'air) sous l'hypothèse d'homogénéité surfacique ;
- Modélisation des systèmes de ventilation :
 - Systèmes étudiés : ventilation naturelle par conduits, VMC autoréglable, VMC hygroréglable de type B, VMC double-flux ;
 - Entrées d'air autoréglables et hygroréglables avec l'influence de la pression ;
 - Bouches d'extraction autoréglables et hygroréglables (exemple des débits extraits en Figure 66) avec l'influence de la pression ;
 - Pertes de charge des conduits d'extraction et de soufflage ;
 - Courbes caractéristiques débit-pression des ventilateurs ;
 - Hotte de cuisine à extraction (avec vanne de compensation) et à recirculation.
- Polluants modélisés : formaldéhyde, PM_{2,5}, PM₁₀, benzène, acétaldéhyde, acroléine, styrène, tétrachloroéthylène, trichloroéthylène, toluène, dioxyde d'azote et xylènes. Le dioxyde de carbone (traceur des bio-effluents) et le développement fongique sur les parois ont été également intégrés.
- Sources de polluants : statistiques de la base de données PANDORE (exemple des émissions surfaciques de formaldéhyde en Figure 67 et de validation de la génération de particules par un épisode de cuisson en Figure 68) ;
- Pollution extérieure : fichiers de pollution extérieure pour les PM_{2,5}, PM₁₀ et NO₂ par ville (La Rochelle, Angoulême et Bordeaux) créés à partir des données collectées par ATMO Nouvelle Aquitaine. Les données de particules ont été réparties selon 20 intervalles de tailles de particules (de 10 nm à 10 µm) à partir de distributions moyennes pour chaque type de pollution (Klejnowski et al., 2013) ;
- Dépôt particulaire par le modèle de Lai et Nazaroff (2000) ;
- Efficacité des filtres de la VMC double-flux et hotte à recirculation en fonction de la taille des particules (projet VAICTEUR AIR² ; Abadie et al., 2012). La filtration des particules extérieures pénétrant par les infiltrations de l'enveloppe est modélisée par le modèle de Liu et Nazaroff (2010) ;
- Développement fongique surfacique par le modèle de Viitanen et al. (2015).

On notera néanmoins que les interactions physico-chimiques entre les polluants, les phénomènes de sorption et désorption, la remise en suspension et l'influence de la température sur les taux d'émissions ne sont pas pris en compte dans cet environnement de simulation.

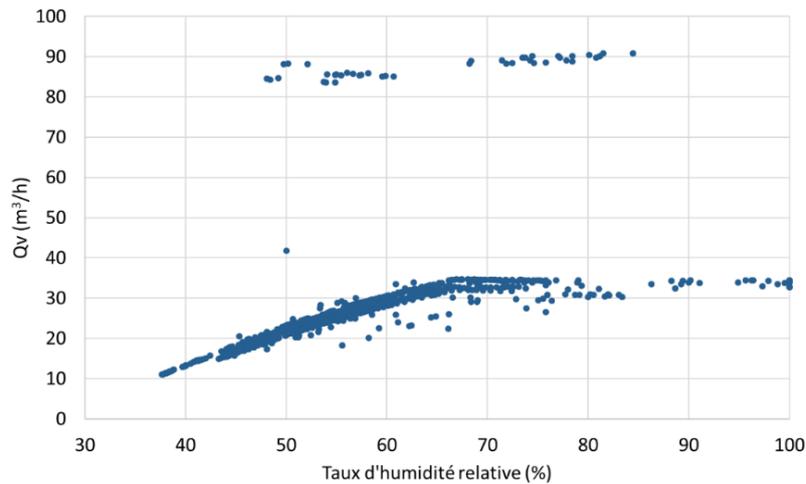


Figure 66 : Exemple de vérification de l'implémentation d'un modèle de bouche d'extraction hygroréglable à débits de pointe et de base.

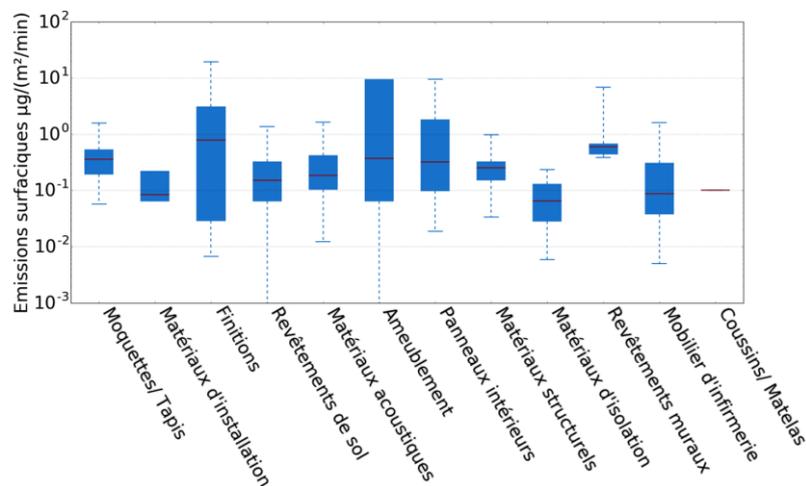


Figure 67 : Taux d'émission surfaciques de la base de données PANDORA pour le formaldéhyde.

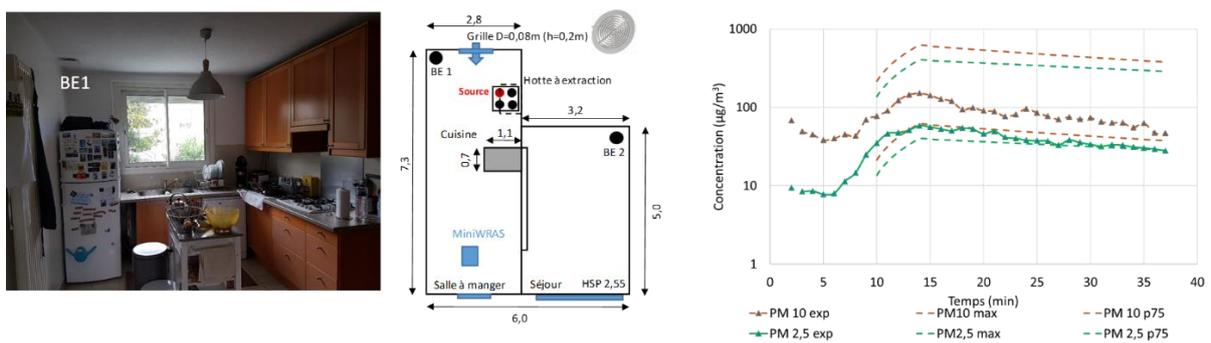


Figure 68 : Exemple de validation concernant un épisode de cuisson (émission de particules) dans un logement.

Le but du travail de Cony Renaud Salis (2020) était d'obtenir une pollution de l'air intérieur représentative du parc de logement français. Pour cela, une maison individuelle médiane en termes de surfaces et de composition a été sélectionnée (projet Quad-BBC, Akoua et al., 2012). Le logement utilisé pour la simulation est donc une maison individuelle de type F4 de 120 m² (Figure 69).

Les dimensions et la structure du logement de référence restaient identiques pour toutes les simulations effectuées dans ce travail. Par contre, son étanchéité, son système de ventilation, la présence d'une hotte en cuisine, l'ouverture de fenêtre, l'émission en polluants des matériaux ou par les activités des occupants (selon différents niveaux statistiques comme le P25, la médiane... et horaires d'activités) et la localisation géographique / pollution extérieure pouvaient être modifiés. Ainsi, une étude de sensibilité à ces paramètres d'entrée a pu être effectuée par tirage Monte-Carlo et les niveaux de concentration pour 11 polluants obtenus par une ensemble de 13412 simulations ont pu être comparés à la campagne de mesure de terrain menée par l'OQAI (Kirchner et al., 2008). Ce travail a permis de modifier certains taux d'émission de quelques polluants (benzène en particulier) pour certaines sources dont les valeurs tirées de la base Pandore étaient trop élevées. La Figure 70 présente la comparaison finale entre les niveaux obtenus par simulation et issus de la campagne de mesures où on observe une bonne représentation statistique de la simulation des niveaux de pollution de l'air intérieur des logements français.

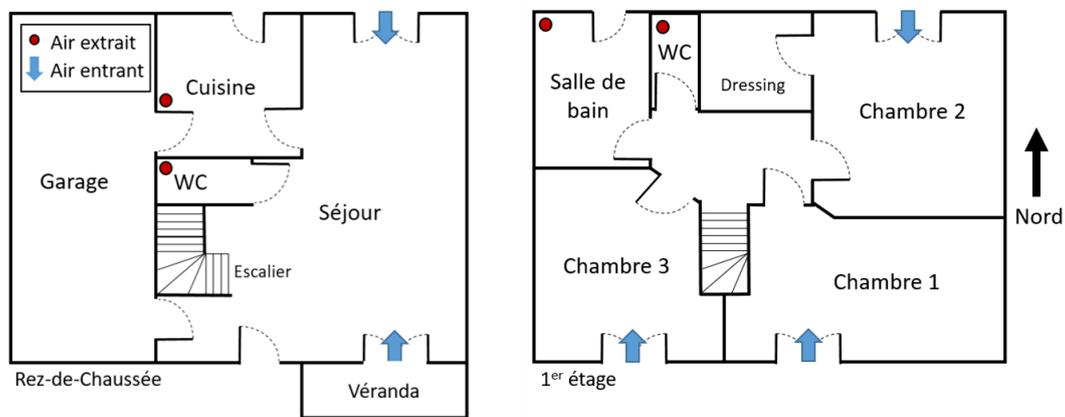


Figure 69 : Description du logement de référence.

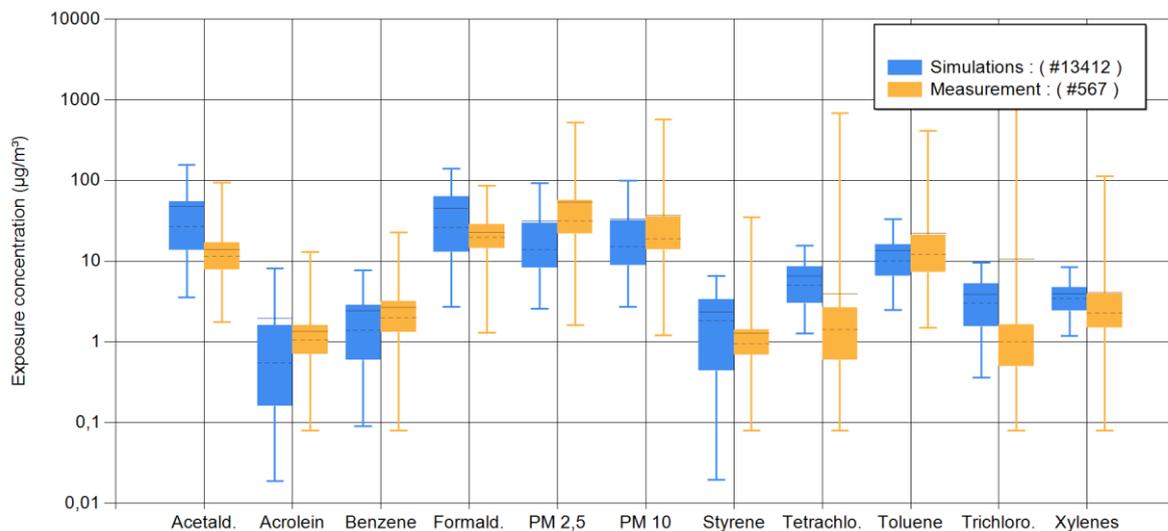


Figure 70 : Validation par comparaison statistique avec la campagne de mesure de la CNL (Kirchner et al., 2006).

2.8 Mesure de la pollution particulaire à bas coût

La mesure est généralement le moyen privilégié pour l'évaluation de la qualité de l'air au sein de bâtiments existants. De nombreuses techniques existent selon les polluants mesurés, la qualité des données recherchées, la facilité d'utilisation, la rapidité de mise à disposition des résultats et le coût.

Adaptées aux contrôles ponctuels de campagnes nationales, les techniques dites de laboratoires demandent généralement des moyens importants et présentent des contraintes de mise en place et d'opération. En outre, les méthodes passives ne sont pas adaptées à l'ensemble des applications (informations en temps réels des occupants, contrôle dynamique et optimisation du fonctionnement de la ventilation, etc.). Portées par les besoins nouveaux d'informations QAI, les méthodes de mesure dynamique à bas coût connaissent aujourd'hui un essor important. Mesure dynamique, compacité et coût réduit, elles présentent de nombreux avantages pour un déploiement à grande échelle. En outre, en intérieur, chaque logement présente des configurations, des scénarios d'occupation et des sources intérieures multiples. Le contrôle de l'air d'un nombre significatif de logements ne peut donc passer que par des solutions à bas coût et simples d'utilisation. Ces techniques ne sont cependant pas toujours adaptées à la complexité de l'air intérieur et font généralement des compromis importants en matière de fiabilité (nombreux interférents, précision limitée, etc.).

Dans le cadre de la thèse de Picard (2019), nous nous sommes focalisés sur la mesure de la pollution particulaire à bas coût devant l'explosion de capteurs de particules disponibles sur le marché et de certains résultats encourageants. Cependant, la plupart des études disponibles s'intéressent à la validité de solutions commerciales proposées communément appelées « boîtier de QAI » contenant généralement plusieurs types de capteurs. La qualité des mesures résultant de ces études dépend autant de la méthode de calibration et des algorithmes utilisés, souvent confidentiels, que des capteurs eux-mêmes. Aussi, la démarche employée dans ce travail a été réalisée sur des capteurs de particules « bruts constructeur » et une méthode innovante d'intégration des données de plusieurs micro-capteurs a été proposée afin de tirer parti au mieux des données acquises par chacun des capteurs.

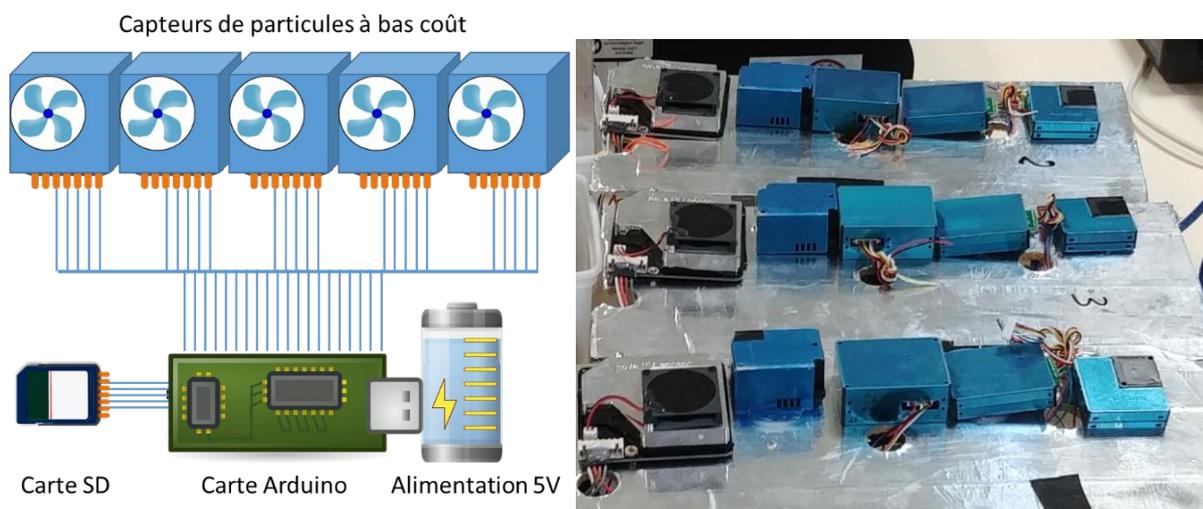


Figure 71 : Schéma du fonctionnement des prototypes de nappes utilisés (gauche). Photographie de trois nappes de cinq capteurs (droite).

La méthodologie employée comporte les étapes suivantes :

- Constitution d'une nappe de 5 capteurs de particules à bas coût de fabricants ou modèles différents (Figure 71).
- Mesures simultanées avec la nappe et un appareil de référence (Grimm Mini-WRAS) de plusieurs types de pollutions (3 aérosols, cigarette, bougie + allumette, encens, cuisson plaque, 2 remises en suspension) au sein de différentes ambiances (enceinte de laboratoire, bureau, studio et salle de classe).
- Génération de différents jeux de données d'apprentissage et de test à partir de ces données.

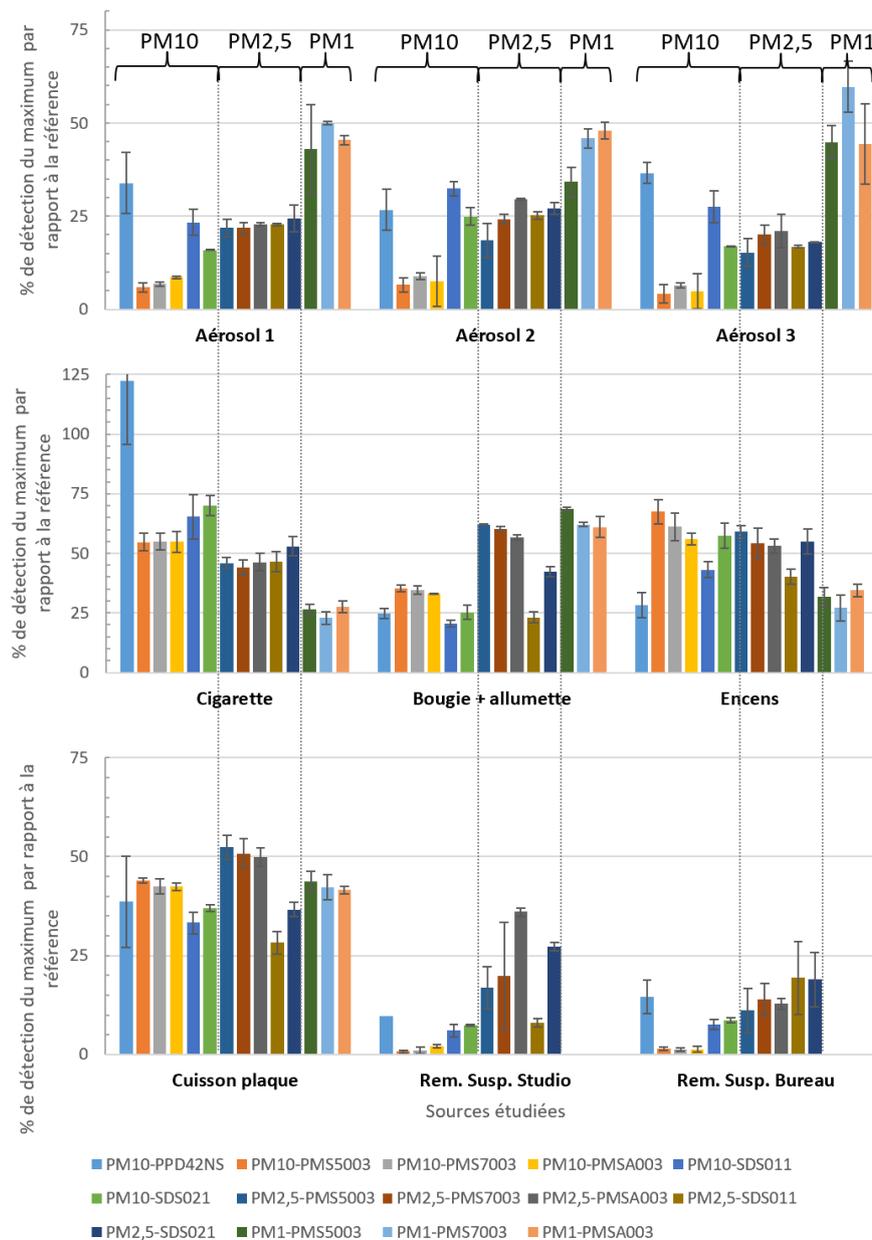


Figure 72 : Rapport entre les pics de pollution mesurés en enceinte (sauf remise en suspension) par les capteurs à bas coût des trois nappes et ceux mesurés par le compteur de référence (en % de détection) après soustraction du bruit de fond.

La Figure 72 présente le pourcentage de détection qui consiste à normer le niveau maximum de pollution détecté par le capteur à bas coût par celui mesuré par l'appareil de référence pour une même source. Ainsi, un pourcentage de détection de 100% signifie que le capteur mesure la même valeur du pic de concentration (en PM_{10} , $PM_{2,5}$ ou PM_{10}) dans la pièce que l'appareil de référence. On observe ainsi que la réponse de chaque capteur est différente pour chaque source et que les réponses des capteurs ne sont pas toutes similaires les unes aux autres. Ainsi, les capteurs sélectionnés répondent bien de manière différentes et paraissent être de bons candidats à la constitution des nappes ou « nez artificiel de particules ».

La Figure 73 montre les prédictions sur le jeu de test B pour lequel le jeu de données d'apprentissage est constitué de l'ensemble des données en enceinte, en bureau et en studio (3400 points, soit 3400 minutes) et le jeu de données test est constitué de l'ensemble des données en salle de cours (233 points, soit 233 minutes). On observe que globalement la nappe est parvenue à prédire le signal de la référence avec précision pour ce jeu test également, y compris pour des sources ayant des rapports PM_{10}/PM_1 très différents. Ainsi, par exemple, la source 3 (encens) présente essentiellement des particules de diamètres inférieurs à $1\ \mu m$ alors que la source 4 (aérosol) présente une part majoritaire (en masse) de particules de tailles supérieures à $2,5\ \mu m$: la nappe est parvenue à prédire le profil très différent de ces deux événements. On remarque cependant que la nappe ne permet pas de bien représenter le pic de PM_{10} pour la remise en suspension car aucun des capteurs ne permet une bonne réponse aux grosses particules (entre $2,5$ et $10\ \mu m$).

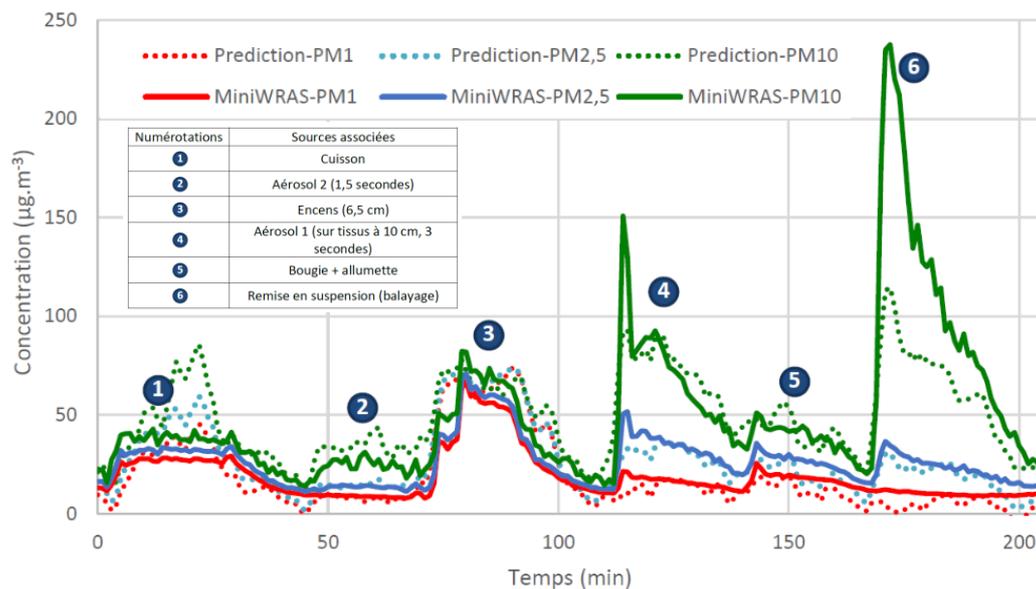


Figure 73 : Résultats des prédictions sur le jeu de test B et comparaison aux données de la référence.

Ces résultats montrent que la prise en compte simultanée des mesures de plusieurs capteurs différents fournit des informations supplémentaires dont l'exploitation, afin d'améliorer la fiabilité des données, est possible. Le coût de la nappe est néanmoins lié au nombre de capteurs utilisés. L'ajout d'un capteur supplémentaire se heurte donc à une problématique de coût/bénéfice. La caractérisation de ce bénéfice est très dépendante de l'application visée, comme par exemple évaluer le niveau particulaire maximal atteint ou encore évaluer le niveau de pollution moyen sur une durée d'exposition. L'appréciation du bénéfice dépend également

de l'indicateur (ici PM_1 , $PM_{2,5}$ ou PM_{10}) visé. L'évaluation se faisant sur un certain jeu de données : l'ajout d'un capteur peut se révéler inutile sur un jeu test mais utile sur un autre. Le Tableau 5 présente l'évolution des erreurs relatives entre prédictions et mesures de l'appareil de référence avec l'augmentation du nombre de capteurs pris en compte. Une amélioration générale de la qualité des prédictions est observable. Sur cet exemple, à partir de quatre capteurs, la nappe parvient à reproduire avec plus de fidélité la variété des épisodes de pollution du cas d'étude et notamment la diversité granulométrique des sources utilisées.

Tableau 5 : Erreurs relatives en fonction du nombre de capteurs utilisés, exemple du cas test B.

Capteurs utilisés afin de prédire les PM_1 , $PM_{2,5}$ et PM_{10} mesurés par la référence (mini-WRAS)	Erreur relative des données du jeu test			Erreur moyenne sur l'exposition au jeu test (environ 3,5 h)		
	PM_1	$PM_{2,5}$	PM_{10}	PM_1	$PM_{2,5}$	PM_{10}
PMSA003	42%	42%	70%	37%	33%	20%
SDS011	51%	40%	54%	40%	30%	13%
PMSA003+SDS011	45%	35%	51%	40%	30%	12%
PMSA003+SDS011+SDS021	41%	32%	49%	35%	27%	10%
PMSA003+PMS5003+SDS011+SDS021	37%	27%	37%	14%	13%	5,7%
PMSA003+PMS7003+PMS5003+SDS011+SDS021	39%	28%	30%	3,4%	0,8%	3,3%

La méthodologie appliquée dans ce travail a permis de fiabiliser la mesure à bas coût des particules pour leur utilisation en QAI. Cependant, on notera que nombre de facteurs potentiellement influents n'ont pas été pris en compte : l'humidité relative de l'air, la durabilité et le maintien dans le temps de la qualité des résultats.

2.9 Conclusion

Ce chapitre visait à présenter mes travaux de recherche concernant la pollution de l'air à l'intérieur du bâtiment c'est-à-dire à intégrer les différents phénomènes d'importance dans les bilans de masse des polluants dans espaces intérieurs afin de quantifier les **concentrations en polluants de l'air** qui en résultent.

Les niveaux de concentration en polluants de l'air intérieur sont en premier lieu conditionnés par la **pollution de l'air extérieur**. Notre approche a été d'utiliser des fichiers de pollution mis à disposition par les associations agréées de surveillance de la qualité de l'air (ASQAA) en France ou à l'échelle européenne (EuroMap, 2022). Ces fichiers présentent les données brutes des concentrations annuelles au pas temps horaires des polluants prioritaires de l'air extérieur en particulier les particules en suspension (PM₁₀) et fines (PM_{2,5}), le dioxyde d'azote, l'ozone et parfois le benzène. Cependant, ces fichiers nécessitent non seulement un traitement de vérification/correction des anomalies (valeurs erronées, trous...) mais également une reconstitution des concentrations en fonction des tailles de particules avant leurs emplois dans la simulation ; reconstruction granulométrique nécessaire pour évaluer correctement le dépôt et la filtration des particules. On regrettera ainsi qu'il n'existe pas à l'heure actuelle de fichiers-types, à l'image des fichiers météorologiques pour la thermique du bâtiment, pouvant être utilisés systématiquement dans la simulation de la QAI.

La connaissance des taux d'émission des **sources intérieures de polluants** constitue le second prérequis. Nous avons porté beaucoup d'efforts à la compilation des données existantes de la littérature dans notre base de données PANDORE et son développement continue actuellement dans le cadre de l'Annexe 86 de l'Agence de l'Energie. Mais il faut bien reconnaître une certaine limitation à l'utilisation de ces données pour la simulation. En effet, la reconstitution d'un environnement intérieur à partir des éléments de PANDORE tend à surestimer l'intensité de la source globale qui en résulte puisqu'une certaine compétition entre les différentes sources s'opère dans la réalité (Maupetit et al., 2017). Ainsi, la tendance actuelle est à l'évaluation des taux d'émission pour des environnements réels des lieux de vie des occupants (chambre et de séjour) ; nouvelles données qui pourront également être intégrées à PANDORE.

L'intégration de modèles concernant les **interactions entre les polluants** qu'ils soient gazeux ou particulaires et les **parois/mobilier** des espaces intérieurs se heurte à la fois au nombre de possibilités des couples polluant – paroi mais également à l'influence des conditions en température et en humidité en particulier pour les COV. En ce qui concerne les particules, le modèle original de Lai et Nazaroff (2000) reste la référence puisqu'il permet de quantifier la vitesse de dépôt de toute taille de particules sur une paroi lisse au moyen d'un unique paramètre dépendant de l'écoulement d'air. Nos mesures de dépôt sur les parois avec des revêtements non lisses peuvent par ailleurs être modélisées en y intégrant la rugosité comme l'ont fait Zhao et Wu (2007). En ce qui concerne les polluants gazeux, les modèles implémentés dans notre environnement de simulation, vitesse de dépôt pour les composés inorganiques et approche de Tichenor « ka/kd » pour les COV, sont des modèles qui, s'ils sont simplifiés et permettent une implémentation aisée et une exécution rapide, sont confrontés également à l'évaluation expérimentale de leurs paramètres.

La **pénétration des polluants extérieurs à travers le système CVC ou l'interface entre le sol et le bâtiment** peut être également importante. Dans le premier cas, nous avons développé une bibliothèque d'éléments permettant la détermination du dépôt particulaire dans chaque partie du réseau et avons évalué que, lorsqu'il était présent, le filtre jouait un rôle majeur sur la pénétration des particules depuis l'extérieur et qu'ainsi l'évaluation de son efficacité était primordiale. Ce dernier fait nous a conduit à construire un banc d'essai pour obtenir des données d'efficacité de filtration en particulier des particules les plus petites (dont le diamètre est inférieur à $0,3 \mu\text{m}$). Dans le second cas, il faut bien reconnaître que la construction sur des sites à pollution résiduelle représente actuellement un enjeu économique et social en raison de la pression immobilière qui accentue la nécessité de construire sur d'anciens sites industriels contaminés. Les développements d'un modèle d'évaluation de l'entrée de polluants gazeux dans un bâtiment en prenant en compte la localisation de la source dans le sol, le type d'interface sol-bâtiment et la pression régnant dans le bâtiment est judicieux à cet égard. On notera cependant que certaines améliorations du modèle sont maintenant nécessaires, en particulier, la prise en compte de l'imperméabilisation de la surface du sol ainsi que l'hétérogénéité des différentes couches de sol sous le bâtiment.

La **modélisation du volume d'air d'une ambiance intérieure** doit être déterminée en fonction du problème à traiter. Nous avons ainsi pu montrer que le temps de mélange d'une source de polluant n'était pas instantané et pouvait demander jusqu'à 20 minutes pour être dispersée à travers l'ensemble du volume pour des écoulements représentatifs de ceux rencontrés à l'intérieur du bâtiment. Nous avons montré que la **méthode zonale** peut se substituer à la mécanique des fluides numériques dans certains cas et permettre de traiter par exemple la dynamique de la pénétration d'un polluant d'une pièce à une autre ou la spatialité de la saturation de matériau épurant dans une pièce. Ainsi, les développements numériques effectués ont permis l'élaboration d'un outil d'ingénierie (expert) capable de tester différentes configurations de ventilation et d'épuration en prenant en compte l'hétérogénéité spatiale de la concentration des polluants. Pour d'autres cas où les pièces peuvent être considérées homogène en concentration, la méthodologie multizone pour représenter le transfert de polluants entre les pièces d'un bâtiment et avec l'extérieur est maintenant classiquement utilisée. Nous l'avons ainsi montré par une **approche simplifiée du transport de polluants au sein d'un logement collectif** mais surtout par le développement de notre environnement de **simulation multizone hygrothermique, aéraulique et de QAI** qui a été l'occasion d'intégrer un niveau élevé de modélisation des systèmes de ventilation en ce qui concerne l'aéraulique et de données d'entrées comme les sources intérieures et la pollution extérieure. Cet environnement nous a ainsi permis de reproduire les niveaux de concentration de onze polluants mesurés lors de la campagne nationale logements de l'OQAI.

Enfin, la méthodologie de la **mesure de la concentration particulaire à bas coût** a montré qu'il était possible d'améliorer et surtout de fiabiliser la mesure par l'utilisation d'un « nez particulaire artificiel » composé de plusieurs capteurs à bas coût et d'un processus d'étalonnage spécifique par apprentissage. Cette méthodologie a conduit au dépôt d'un brevet en 2020.

Cependant, les concentrations de polluants ne suffisent pas à elles seules à déterminer l'impact potentiel sur la santé. Des critères supplémentaires doivent être pris en compte pour juger de l'effet de l'exposition à ces polluants pour juger de leur dangerosité. C'est l'objet du chapitre suivant.

Chapitre 3. Qualité de l’Air Intérieur

3.1 Introduction

Le chapitre précédent a traité de l’évaluation des niveaux de concentration en polluants à l’intérieur des bâtiments. Ces données, considérées dans leur état brut, ne permettent cependant pas une interprétation aisée des conséquences sur la santé et/ou concernant **l’évaluation de l’efficacité des solutions d’amélioration de la Qualité de l’Air Intérieur (QAI)**. Il faut en effet considérer en premier lieu des valeurs limites d’exposition de référence pour chacun des polluants pour pouvoir évaluer si ces seuils sanitaires sont dépassés (problématique des sous-indices par polluant), puis mettre en œuvre une analyse permettant une évaluation globale de la pollution (problématique de l’indice unique multi-polluants). Enfin, le lien entre QAI et consommation énergétique en particulier dans l’étude des solutions d’amélioration de la QAI est le dernier maillon de cette chaîne d’évaluation sanitaire et énergétique des environnements intérieurs.

Ce chapitre reprend ici les résultats principaux de mes travaux de recherche concernant l’évaluation de la QAI. Les études, qui ont concerné essentiellement les logements, englobent les différents points suivants :

- **L’élaboration des indices de QAI** avec ses différentes étapes comme l’évaluation des risques en air intérieur, la **hiérarchisation des polluants**, les sous-**indices** par polluants, les **indicateurs multi-polluants**, la prise en compte de la **consommation énergétique** et des **autres paramètres** de la Qualité Environnementale Intérieures. On citera ici les travaux effectués dans le cadre du projet de recherche Annexe 68 de l’Agence Internationale de l’Energie (2016-2020), la compilation de données au cours du projet VAICTEUR AIR² (Djouad et al., 2015) pour l’élaboration d’une liste de polluants cibles pour le résidentiel, la thèse de doctorat de Louis Cony Renaud Salis (2017-2020) et le projet Smart-Réno (2019-2021) pour la création de nouveaux indicateurs de QAI respectivement dédiés à la QAI dans les logements français et à l’étude des effets des actions de rénovation énergétique sur la QAI et le confort thermique.
- **L’évaluation de la QAI** avec la quantification des **facteurs d’influence de la QAI** des logements français (Cony Renaud Salis, 2017-2020) et des effets des **actions de rénovation énergétique** sur la QAI (Smart-Réno, 2019-2021).
- L’analyse des **solutions d’amélioration de la QAI** avec l’étude de la performance des **épurateurs d’air centralisés** (Tourelles, 2015 ; Blondeau et al., 2021), l’efficacité des **systèmes de dépressurisation du sol** à fonctionnement naturel pour la protection contre la remontée des polluants situés en dessous des bâtiments (projet EVALSDS, 2015 – 2019) et l’évaluation du risque de **transmission du virus COVID 19 dans les logements** français et de l’efficacité des moyens de prévention (Cony Renaud Salis et al., 2020 ; Picard et al., 2022).

Les résultats principaux de ces différentes études sur la qualité de l’air au sein du bâtiment sont présentés dans les paragraphes suivants.

3.2 Indices de Qualité de l’Air Intérieur

3.2.1 Evaluation des risques en air intérieur

Les méthodes d’évaluation des risques liés à la QAI dépendent des effets sanitaires suscités par les polluants. Ceux-ci peuvent être toxiques et/ou allergisants avec effet de seuil (l’effet apparaît au-delà d’un certain niveau d’exposition), cancérogènes, mutagène ou toxiques pour la reproduction (CMR), sans effet de seuil (toute exposition au polluant présente un risque, quelle que soit sa concentration), ou constituer de perturbateurs endocriniens.

Pour juger du risque sanitaire encouru, l’exposition aux polluants est comparée à des **Valeurs Limites d’Exposition (VLE)** (aigües dont les effets sont perçus à court-terme ou chroniques pour les effets à plus long terme) établies par les autorités sanitaires sur la base de données toxicologiques ; comme celles présentées par la Figure 74 qui a été produite dans le cadre de l’Annexe 68 de l’AIE (Abadie et Wargocki, 2017). On distingue par exemple : les Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR) qui sont définies à partir d’expériences animales en appliquant un facteur de sécurité d’au minimum 100 pour leur transposition à l’humain et les **Valeurs Guides pour l’Air Intérieur (VGAI)** qui sont élaborées pour traiter spécifiquement de problèmes de QAI. Ces dernières correspondent aux seuils d’exposition en dessous desquels les experts jugent qu’aucun risque n’est encouru pour les personnes les plus vulnérables (enfants, personnes âgées, malades, ...).

Les VGAI sont établies au niveau national et mondial par les agences sanitaires compétentes. Elles peuvent être sujettes à révision en fonction de l’évolution des connaissances comme cela a été récemment le cas pour le formaldéhyde dont la VGAI historique à long-terme égale à 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a été supprimée de la liste de l’ANSES (2018) et pour les $\text{PM}_{2,5}$ et PM_{10} dont les valeurs ont été divisées par deux par l’OMS en 2021.

Lorsqu’elles sont disponibles, les VGAI sont par nature les VLE les plus adaptées pour appréhender objectivement le niveau de pollution d’une ambiance intérieure. La comparaison des expositions mesurées aux VGAI respectives des polluants présents dans l’air constitue une première approche du risque sanitaire encouru : si les expositions sont inférieures aux VGAI, le danger est a priori nul. Partant du principe que les conditions d’ambiance sont d’autant meilleures que les concentrations en polluants sont faibles, il est par ailleurs possible dans cette situation de quantifier le degré de qualité de l’air sur une échelle unitaire en calculant, pour chacun des polluants, le ratio entre exposition et VGAI : l’obtention de valeurs proches de 0 pour l’ensemble des indicateurs témoigne ainsi d’une bonne qualité de l’air globale ; a contrario, les indicateurs présentant les valeurs les plus élevées permettent de cibler les polluants dont la présence est la plus préoccupante.

Une autre approche est également possible et commence à être plus connue en QAI : la quantification des années de vie perdues par l’effet des maladies (+ les années de vie d’incapacité due à cette même maladie) induite par l’exposition aux polluants. Le risque est alors quantifié en **DALY** (Disability Adjusted Life Year) ou nombre d’années de vie perdues en bonne santé (Figure 75).

Nos études sur l'évaluation de la QAI de ce 3^{ème} chapitre présentent certaines limitations qu'il est important de rappeler :

- Limitation du nombre de polluants pris en compte : tous les polluants potentiellement présents dans l'air intérieur n'ont pas forcément de VGAI, que cela soit à court ou long-terme, ou leurs effets n'ont pas été évalués en termes de DALY.
- Non prise en compte des effets synergétiques entre polluants appelé « effet cocktail » qui traduit des risques accrus lors de la présence de mélange de polluants. Ceci est dû au manque de données sur le sujet.
- Non prise en compte du caractère CMR des polluants, ni de la présence de perturbateurs endocriniens. Ici, c'est la nécessité de réduire les critères de risque à une VLE (voire à deux si on considère les effets aigües ou chroniques) ou un nombre de DALY basée sur une variable quantitative (la concentration d'exposition) mesurable ou modélisable.

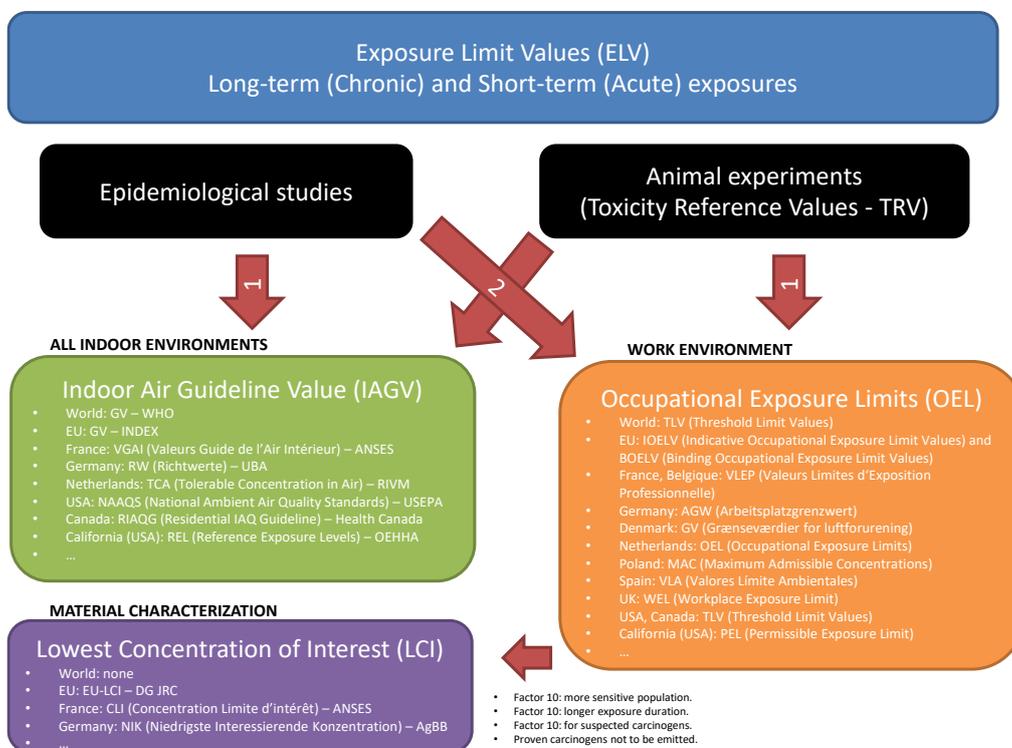


Figure 74 : Approche VLE (Abadie et Wargocki, 2017).

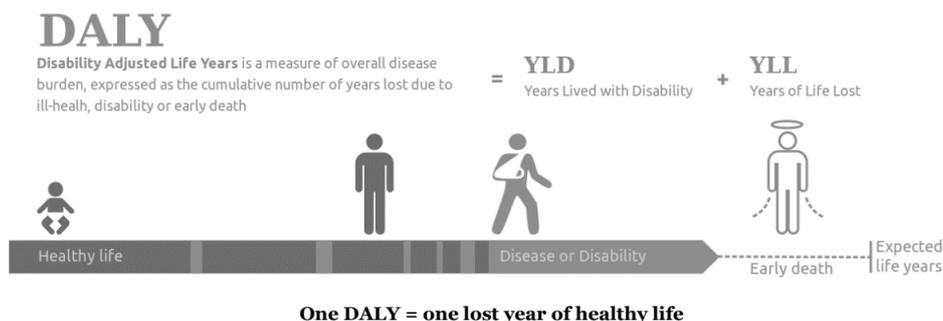


Figure 75 : Approche DALY (Jones, 2021).

3.2.2 Polluants cibles dans les logements

La hiérarchisation des polluants vis-à-vis du risque qu'ils induisent pour les occupants des espaces intérieurs est primordiale devant le nombre important de substances présentes dans l'air. Le principe consiste à connaître les concentrations d'exposition aux substances présentes dans l'air intérieur puis de les comparer aux VLE/DALY induits. Ainsi, on citera les travaux européens (INDEX, 2005) et ceux de l'OMS (OMS, 2010) qui ont évalué les preuves disponibles sur les dangers associés aux polluants de l'air intérieur et ont établi les listes avec les polluants cibles dans l'air intérieur en comparant les expositions des occupants aux VLE. Au niveau national, ce sont les travaux de l'Observatoire de la QAI qui, par ses campagnes de mesure dans divers environnements intérieurs (logements, écoles et bureaux), a permis l'élaboration de listes de polluants prioritaires ou cibles ; on citera en particulier la Campagne Nationale Logement de 2006 (Kirchner et al., 2006) qui a permis la connaissance des concentrations d'exposition dans le parc français de logements. Enfin, plus récemment, Logue et al. (2012), en compilant les mesures de polluants chimiques dans des résidences aux États-Unis et dans des pays ayant des modes de vie similaires, a également obtenu une liste de polluants (Figure 76) en évaluant le risque par le calcul des DALY.

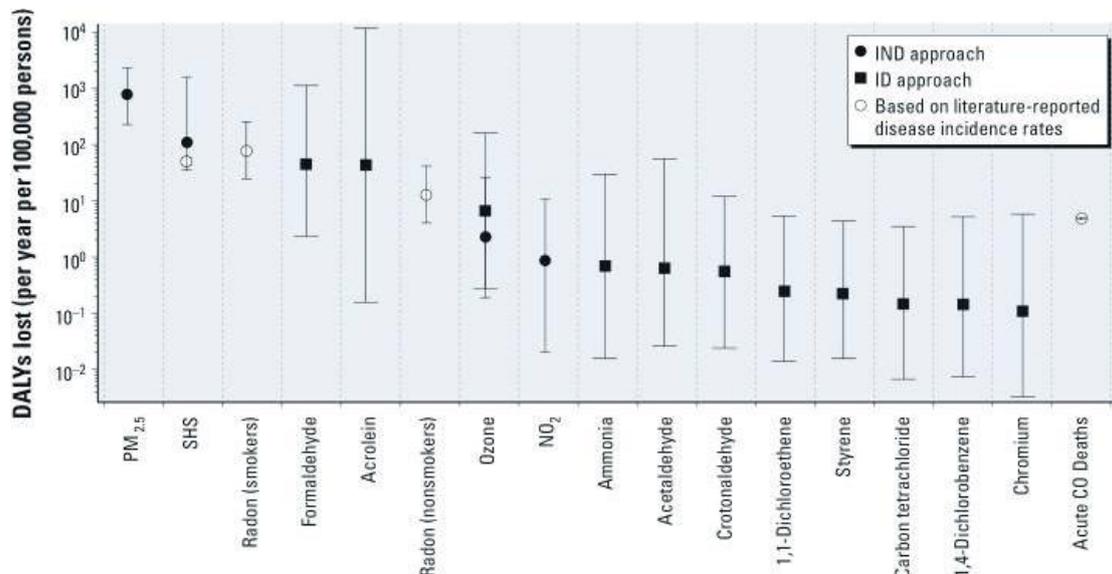


Figure 76 : Polluants cibles de l'air intérieur pour les logements par l'approche DALY (effets à long-terme) (Logue et al., 2012).

Au cours de différents projets de recherche, j'ai également été amené à adapter et/ou à mettre à jour des listes de polluants prioritaires afin de réduire le nombre de polluants à considérer dans nos analyses. Ainsi, dans notre étude dans le cadre du projet industriel VAICTEUR AIR² (Djouad et al., 2015), nous avons établi une liste de polluants cibles pour le résidentiel. La méthodologie consistait d'abord à calculer des sous-indices pour chaque polluant en divisant la concentration du polluant par la VLE et ensuite à les diviser par la somme de tous les sous-indices afin d'évaluer la part de chaque polluant dans le risque total d'exposition. Dans cette approche, la concentration moyenne (et maximale) annuelle et la VLE étaient utilisées pour évaluer l'exposition chronique (et l'exposition aiguë). La Figure 77 présente la liste des polluants pour les bâtiments résidentiels obtenue à partir des données de l'enquête nationale dans les logements français (Kirchner et al., 2006). Selon cette

approche, le polluant particulaire est clairement le polluant le plus important à prendre en compte pour les effets aigus sur la santé (75%). Le monoxyde de carbone, l'acroléine, le formaldéhyde et le radon doivent également être pris en compte. Le résultat pour l'exposition chronique est un peu différent. La part des particules est réduite à 35% et celles du formaldéhyde, de l'acroléine et du dioxyde d'azote sont d'environ 20% chacune. Le benzène et le radon jouent également un rôle notable.

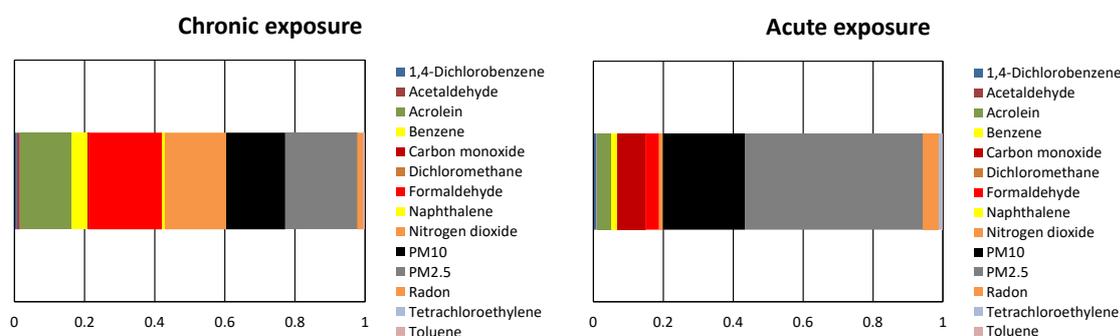


Figure 77 : Importance relative des polluants intérieurs pour le secteur des bâtiments résidentiels (à gauche : exposition chronique, à droite : exposition aiguë).

L'approche utilisée dans le cadre de l'annexe 68 diffère uniquement dans les valeurs considérées pour les expositions à court et long termes (issues d'une compilation des données internationales pour les logements BBC, voir la section 2.7.1 du chapitre 2) et des ELV associées (prises égales aux valeurs minimales des ELV internationales à long- et court-termes recensées au cours du projet, voir Tableau 1). Au final, les polluants dont le rapport exposition/ELV était supérieur à 0,1 ont été conservés comme polluants cibles pour ce travail à l'échelle internationale (Figure 78).

Tableau 1 : Polluants cibles obtenus dans le cadre de l'Annexe 68 de l'IEA (Cony Renaud Salis et al., 2017).

Pollutants relevant for long-term exposures				Pollutants relevant for short-term exposures			
	ELV	Averaging period	Reference study		ELV	Averaging period	Reference study
Acetaldehyde	48	1 year	Japan [27]	Acetaldehyde	-	-	-
Acrolein	0.35	1 year	USA-California [28]	Acrolein	6.9	1 h	France [30]
α -pinene	200	1 year	Germany [29]	α -pinene	-	-	-
Benzene	0.2	whole life (carcinogenic risk level: 10^{-6})	France [30]	Benzene	-	-	-
Carbon dioxide	-	-	-	Carbon dioxide	1000	8 h	Hong-Kong [34], Korea [38]
Formaldehyde	9	1 year	USA-California [28]	Formaldehyde	123	1 h	Canada [35]
Naphthalene	2	1 year	Germany [29]	Naphthalene	-	-	-
Nitrogen dioxide	20	1 year	France [30]	Nitrogen dioxide	470	1 h	USA-California [29]
PM10	20	1 year	WHO [31]	PM10	50	24h	WHO [31]
PM2.5	10	1 year	WHO [31]	PM2.5	25	24h	WHO [31]
Radon	200	1 year	Austria [32], Canada [35]	Radon	400	8 h	Austria [32], China [38], Portugal [36]
Styrene	30	1 year	Germany [29]	Styrene	-	-	-
Toluene	250	1 year	Portugal [36]	Toluene	-	-	-
Trichloroethylene	2	whole life (carcinogenic risk level: 10^{-6})	France [30]	Trichloroethylene	-	-	-
TVOC	-	-	-	TVOC	400	8 h	Japan [27], Korea [37]
Mold	200	1 year	EU [33]	Mold	-	-	-

*Concentration en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sauf CO_2 en ppm, radon en Bq/m^3 et moisissures en CFU/m^3

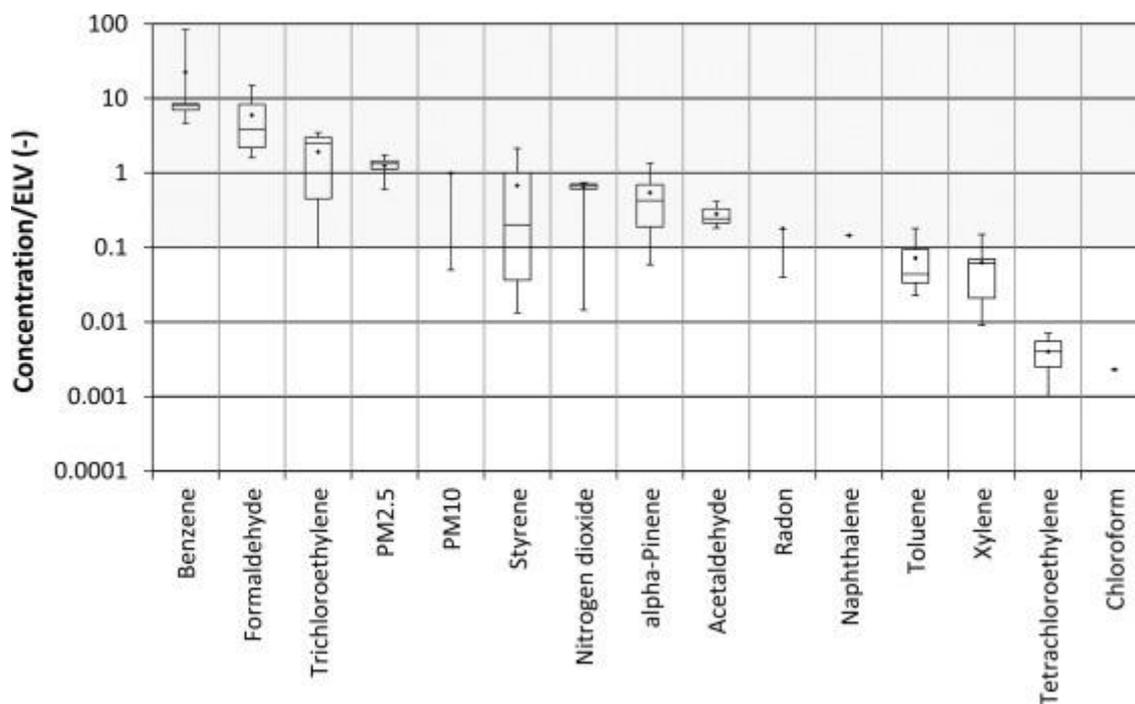


Figure 78 : Polluants cibles de l'air intérieur pour les logements BBC par l'approche ELV (effets à long-terme) – Cony Renaud Salis et al. (2017).

Plusieurs remarques nécessitent d'être faites sur ce dernier résultat. Tout d'abord, le benzène et le trichloroéthylène apparaissent en tête du classement car la valeur de 10^{-6} sur le risque de développement d'un cancer associé a été employée pour ces polluants sans effet de seuil. Considérer un risque de 10^{-5} (communément utilisé) diviserait par 10 le rapport concentration/ELV. De plus, les récentes VLE de l'OMS pour les particules multiplieraient par 2 la valeur de ces rapports... plaçant les PM_{2,5} en tête du classement avec le formaldéhyde. On notera enfin une certaine similitude entre ce classement et celui obtenu par Logue et al. (2012) par le calcul des DALY avec une différence notable : le risque bien plus important pour les PM_{2,5} par rapport aux autres polluants avec un facteur 10 pour le formaldéhyde, le radon et l'acroléine et un facteur 100 pour les autres. Cette différence relative des risques calculés par les deux méthodes d'analyse nous a conduit à garder l'évaluation des deux méthodes dans notre représentation multi-polluants de la QAI pour les logements BBC dans le cadre de l'Annexe 68 (voir ci-après).

Au final, on retiendra que cette étude a établi une liste de 16 polluants cibles : acétaldéhyde, acroléine, alpha-pinène, benzène, dioxyde de carbone, formaldéhyde, naphtalène, dioxyde d'azote, PM₁₀, PM_{2,5}, radon, styrène, toluène, trichloréthylène, COVT et moisissures. Cependant, cette longue liste sera souvent réduite à quelques éléments en fonction des objectifs des études et/ou moyens métrologiques/données disponibles pour la modélisation.

3.2.3 Indices de Qualité de l'Air Intérieur

Les indices de QAI proposés au cours des dernières décennies visent à agréger l'information associée à une liste de concentrations de polluants cibles mesurés pour qualifier l'air intérieur. On citera en particulier les travaux de Kirchner et al. (2006) et Wei et al. (2016) qui ont effectués un état des lieux des indicateurs de qualité des ambiances.

Outre la mise à jour des indices de QAI existants, notre travail dans l'Annexe 68 a permis d'établir un classement de ces indices selon le principe d'origine mis en œuvre (utilisation des VLE à court ou à long-terme ou des DALY), de l'agrégation de sous-indices des polluants pour le calcul d'un indicateur unique (voir chapitre suivant), ou partiel par famille de polluants représentatifs de certaines sources (de cuisson, d'activité humaine...) ainsi que le calcul d'indices relatifs permettant de resituer une situation particulière au sein d'un groupe/parc de bâtiments.

Dans le cadre de la thèse de Cony Renaud Salis (2020), nous avons analysé chacun des indices recensés précédemment en utilisant les données de la campagne nationale logements de l'OQAI en entrée afin d'évaluer les avantages et inconvénients de chacun. Ce travail nous a ainsi conduit à proposer la définition d'un nouvel indice, nommé ULR-QAI, plus adéquat selon nous à l'expression de la qualité de l'air d'une ambiance intérieure. Basée sur les VGAI françaises, la QAI sera jugée très bonne/bonne si la concentration moyenne annuelle de polluants est inférieure à la VGAI à long terme. A l'inverse, la QAI sera jugée très mauvaise si la concentration moyenne annuelle de polluants est supérieure à la VGAI à court terme. En cas d'absence de VGAI, les VLE préconisées par des organisations réputées (OMS, Europe, ...) sont utilisées. Ainsi, la formule que nous proposons pour évaluer les sous-indices par polluant, $I_{ULR-QAI,i}$, est la suivante :

$$I_{ULR-QAI,i} = 10 \times \frac{C_{int,i} - VGAI_{LT,i}}{VGAI_{CT,i} - VGAI_{LT,i}} \quad (3-1)$$

où $C_{int,i}$ est l'exposition moyenne annuelle des occupants au polluant i , $VGAI_{LT,i}$ est la VGAI à long terme du polluant i et $VGAI_{CT,i}$ est la VGAI à court terme du polluant i . Les polluants et VGAI considérées sont les suivants¹ : formaldéhyde [10 ; 50], acétaldéhyde [160 ; 3000], acroléine [0,8 ; 6,9], benzène [2 ; 30], trichloroéthylène [20 ; 800], toluène [70 ; 15000], tétrachloroéthylène [250 ; 1380], styrène [250 ; 2000], xylènes [200 ; 20000], PM₁₀ [20 ; 50], PM_{2,5} [10 ; 25], monoxyde de carbone [10 ; 100] et dioxyde de carbone [800 ; 10000].

Le calcul précédent est borné afin d'obtenir une variation de l'indice ULR-QAI sur une échelle de 0 (bonne QAI) à 10 (QAI médiocre).

3.2.4 Indicateur global : la question de l'agglomération de sous-indices

La modélisation ou la mesure permettant la quantification des concentrations d'exposition aux différents polluants cibles, des indices pour chaque polluant (appelés maintenant sous-indices) peuvent être calculés soit par l'approche des VLE soit des DALY (Figure 79). Dans le cas de l'évaluation par les DALY, un indicateur global peut être directement calculé comme la somme des sous-indices puisqu'ils sont exprimés selon la même unité. En revanche, ce n'est pas aussi simple pour les sous-indices basés sur les VLE. De ce fait, on trouve dans la littérature des indicateurs globaux calculés comme la somme arithmétique, la moyenne, la moyenne quadratique ou bien la moyenne pondérée des sous-indices. Or, définis ainsi, les indicateurs

¹ Les polluants sont présentés comme suit : Nom [VGAI_{LT};VGAI_{CT}]. Toutes les unités sont en $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ sauf le monoxyde de carbone qui est en $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ et le dioxyde de carbone qui est en ppm.

globaux enverront des fausses alarmes (« ambiguity ») ou seront aveugles aux risques (« eclipsing ») en fonction des valeurs des sous-indices, comme l'ont montré Sharma et Bhattacharya (2012) dans leur définition d'un indicateur de la qualité de l'air extérieur.

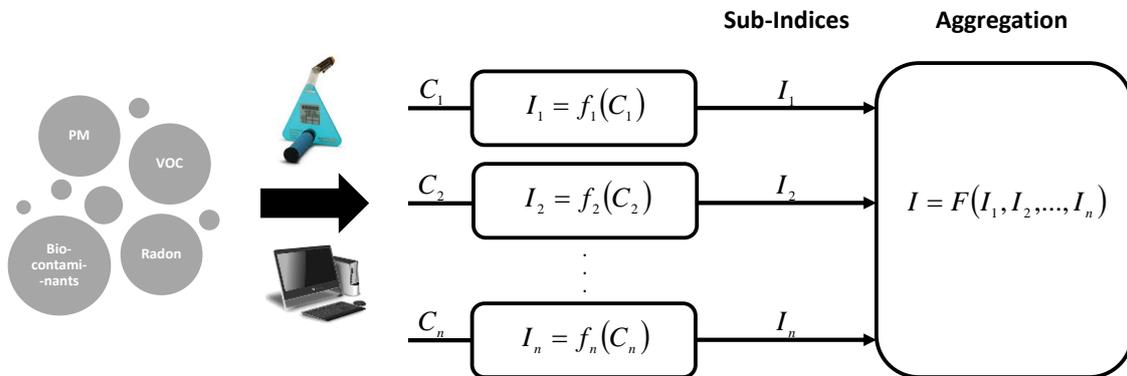


Figure 79 : Illustration de la problématique d'évaluation d'un indicateur global de la QAI.

La Figure 80 illustre ces deux concepts à l'aide d'aggrégations simples. Deux cas sont reproduits ci-dessous pour illustrer les concepts avec uniquement deux sous-indices :

- **Fausse alarme** (« ambiguity ») : en considérant I , l'indice multi-polluant défini comme la **somme** des 2 sous-indices I_1 et I_2 , $I > 1$ indique que la concentration de chaque polluant est supérieure à la VLE. La question qui se pose est de savoir si la combinaison des sous-indices reflète correctement le sens induit dans chaque indice. Il est possible d'avoir des combinaisons de $I_1 < 1$ et $I_2 < 1$ telles que $I > 1$ (triangle rouge du schéma de gauche appelé région ambiguë). Dans cette région, l'indice I exagère l'état de pollution, c'est-à-dire qu'il surestime le niveau de pollution (fausse alerte).
- **Risque caché** (« eclipsing ») : si I est maintenant la **moyenne** des 2 sous-indices I_1 et I_2 , un des sous-indices peut être supérieur à 1 et I rester inférieur à 1 (triangles rouges du schéma de droite). Bien qu'un sous-indice montre un problème de QAI, l'indice global ne montre rien.

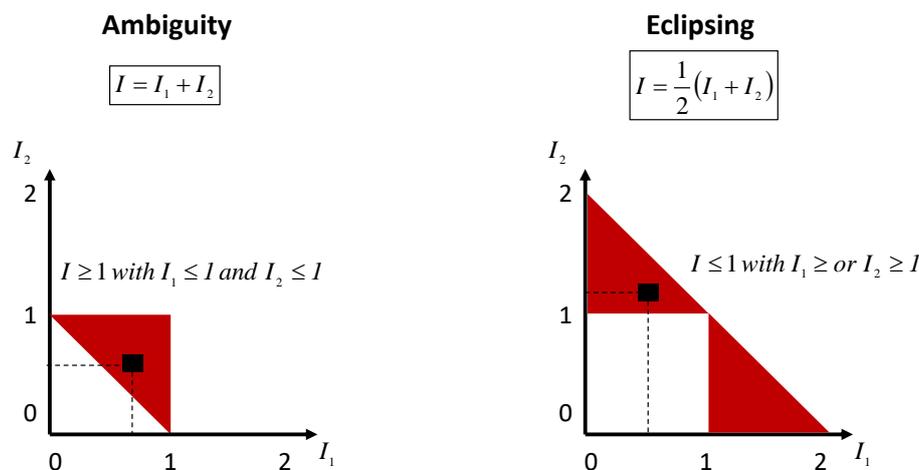


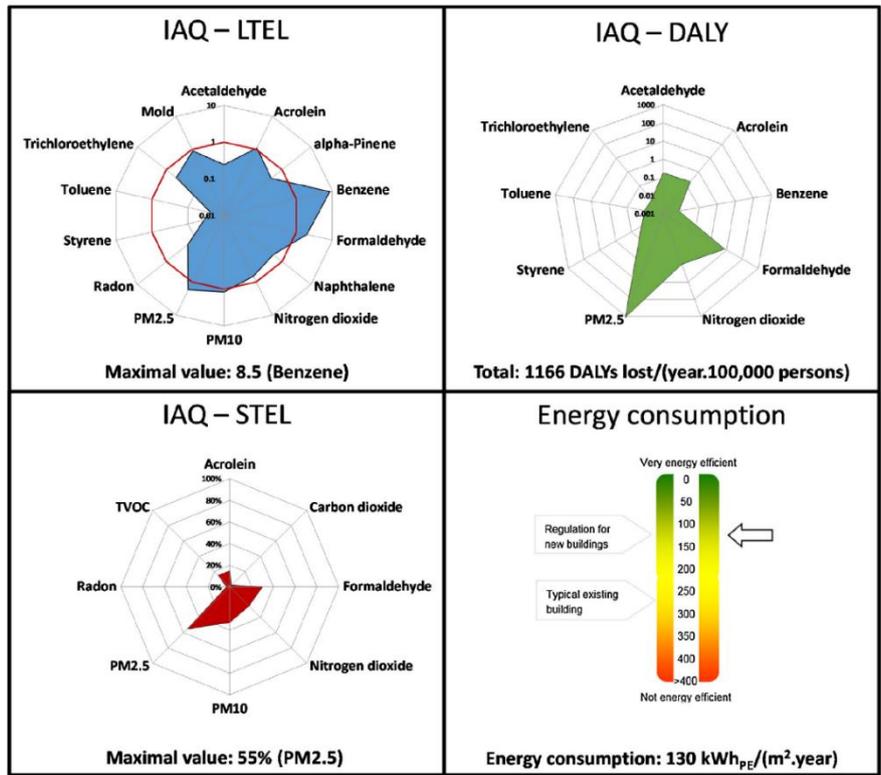
Figure 80 : Problèmes liés à l'agglomération de deux sous-indices (d'après Sharma et Bhattacharya, 2012).

Il existe cependant une fonction d'agglomération qui permet de supprimer ces deux problèmes : l'**opérateur maximal** qui prend ainsi en compte la situation la moins bonne du point de vue de la QAI (c'est-à-dire le polluant dont le sous-indicateur est le plus éloigné de sa VLE). On notera que l'opérateur maximal est actuellement utilisé dans le monde entier pour calculer l'indice de qualité de l'air (IQA) pour l'air extérieur qui est basé sur la valeur maximale des sous-indices liés aux polluants extérieurs tels que les PM, SO₂, NO_x, ... (EPA, 2016). Dans nos différentes études, nous nous sommes donc attachés à respecter ce principe de calcul comme par exemple pour le calcul de l'indice global final **ULR-QAI qui est la valeur maximale des sous-indices** de l'équation (3-1).

3.2.5 Prise en compte de la consommation énergétique

La plupart des actions visant à réduire la concentration de polluants dans les espaces intérieurs nécessitent l'utilisation d'énergie, comme l'augmentation du taux de renouvellement d'air, l'utilisation de purificateurs d'air ou de hottes aspirantes locales. Il est important de disposer d'informations sur la consommation d'énergie liée à la gestion de la QAI. Les outils de modélisation tels que ceux utilisés dans la simulation énergétique des bâtiments peuvent être couplés à des modèles de calcul de la QAI pour permettre des analyses qui tiennent compte à la fois de la consommation d'énergie et de la QAI. Une condition préalable à l'agglomération des indices d'énergie et de QAI est que les deux soient mesurés sur la même échelle absolue, ce qu'ils ne sont pas. La monétisation des effets de la QAI et de l'énergie pourrait être un moyen d'amener les deux indices à la même échelle. La monétisation de la QAI a récemment été utilisée par l'ANSES (2014) en France ou Turner et al. (2013) aux Etats-Unis pour évaluer les coûts socio-économiques de la pollution de l'air intérieur, mais de nombreuses questions demeurent avant que cela ne devienne une pratique courante. Même si une telle approche pourrait être utilisée pour un nombre limité de polluants, il y a actuellement trop peu de données pour étendre cette approche à tous les polluants listés dans cette étude.

C'est dans ce sens que nous avons donc décidé de considérer la consommation d'énergie (évaluée en consommation d'énergie primaire) séparément des indices QAI dans l'Annexe 68. La Figure 81 présente le tableau de bord QAI/Energie proposé par le groupe de travail qui prend en compte les effets à long-terme (indices IAQ-LTEL et IAQ-DALY) et à court-terme (IAQ-STEL) des polluants cibles détectés dans le cadre de cette étude ainsi que la consommation énergétique du bâtiment. Le dernier quadrant est occupé par la consommation énergétique totale du logement. Si l'on prend l'exemple du formaldéhyde, IAQ-STEL = 30% (la concentration dépasse la VLE pour une exposition à court terme dans 30% des cas), IAQ-LTEL = 2 (la concentration moyenne est deux fois supérieure à la VLE pour une exposition à long terme) et IAQ-DALY = 7,5 DALYs perdus/(année. 100 000 personnes). D'un point de vue général, les efforts doivent porter sur la limitation des pics de PM_{2,5} (IAQ-STEL = 55%) et sur la concentration moyenne en benzène (IAQ-LTEL = 8,5). Parallèlement à cette signature QAI, la consommation énergétique du bâtiment est fournie pour illustrer les conséquences énergétiques du traitement de la QAI.



IAQ-LTEL (Long-Term Exposure Limit), IAQ-STEL (Short-Term Exposure Limit)

Figure 81 : Tableau de bord QAI/Energie proposé par l'Annexe 68.

Dans notre évaluation numérique de la pollution des logements collectifs en fonction des systèmes de ventilation (chapitre 2.7.2), nous avons ainsi pu représenter l'indicateur global ULR-QAI en fonction de la part des déperditions due au renouvellement d'air par rapport aux déperditions totales. La Figure 82 (à gauche) montre que les systèmes mécaniques minimisent les besoins en chauffage tout en fournissant une QAI comparable aux systèmes naturels. De tous les systèmes de ventilation, la ventilation hygroréglable B est celui qui a les plus faibles besoins en chauffage. Il est intéressant de remarquer que l'utilisation de l'approche DALY (figure à droite) donne des résultats très proches ; ceci est dû au fait que ce sont les particules qui constituent le problème de pollution.

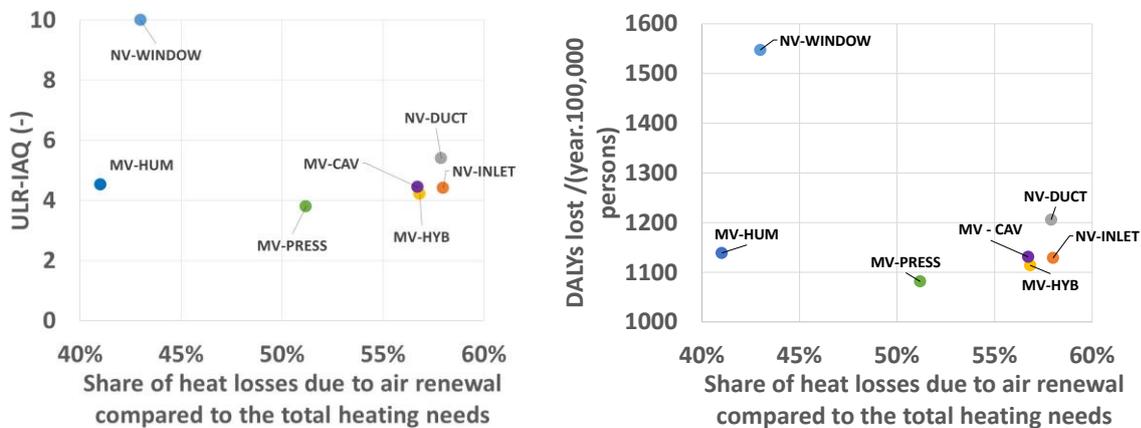


Figure 82 : Comparaison des systèmes de ventilation en fonction des besoins énergétiques liés au renouvellement de l'air (Sérafine et al., 2021).

3.2.6 Prise en compte des paramètres de confort

La question de la prise en compte de l'ensemble des paramètres de la Qualité Environnementale Intérieure (QEI) en complément de la QAI se pose également dans l'évaluation des conditions de confort et de santé des occupants. Les confort thermique, acoustique et lumineux peuvent être évalués selon différents critères quantifiés par plusieurs sous-indices qui peuvent être réduits à un indicateur global par catégorie selon le « principe du moins favorable » (comme expliqué pour la QAI au chapitre 3.2.4). C'est le principe qui a été adopté par le projet ALDREN (Wargocki et al., 2021) lors de l'élaboration de l'indicateur TAIL dédié à l'évaluation de la QEI dans les bureaux et hôtels.

Cependant, la définition d'un indicateur global QEI reste une question ouverte comme le soulignent les auteurs d'ALDREN dans leur étude bibliographique sur le sujet (Wei et al., 2020) que des tentatives ont été faites pour pondérer de manière différenciée les niveaux de qualité de l'environnement thermique, acoustique et visuel et de la QAI afin de dériver un indice combiné de QEI mais leur impact a été considéré comme étant d'importance égale pour la QEI globale (Figure 83). Des travaux supplémentaires sont nécessaires pour valider cette hypothèse, ainsi que pour décider quels paramètres sont nécessaires pour une caractérisation correcte de la QEI dans les bâtiments.

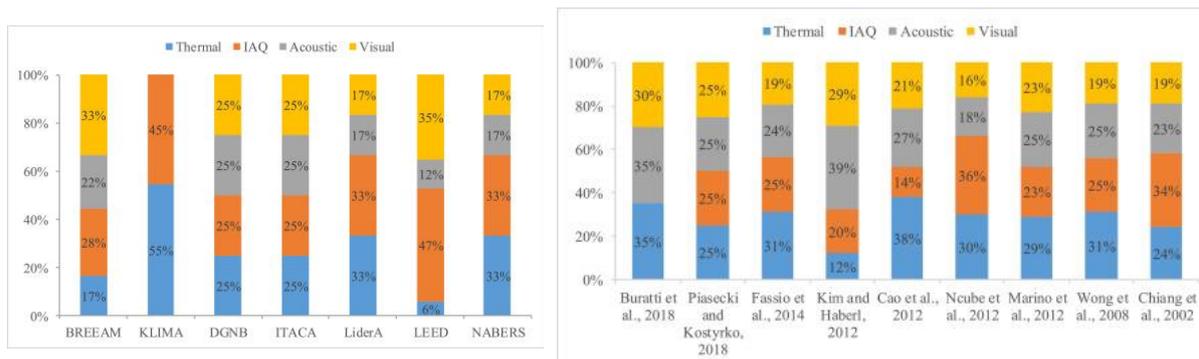


Figure 83 : Pondérations proposées dans les labels QEI (à gauche) et dans les articles scientifiques (à droite) lors de l'agrégation des quatre composantes de la QEI (Wei et al., 2020).

Nous avons été amenés à développer un indicateur global de QEI afin d'analyser l'effet des actions de rénovation énergétique des maisons individuelles sur le confort thermique et la santé dans le cadre du projet Smart-Réno (2019-2021).

Cette étude numérique visait à évaluer dans un premier temps les indicateurs de confort thermique (PMV-PPD en période de chauffe, PMV*-PPD* aux printemps et automne, Degrés-Heure d'inconfort par rapport au confort adaptatif en été, asymétrie de rayonnement) et de QAI (ULR-QAI et DALY). Dans une deuxième étape, l'ensemble de ces sous-indices ont été normalisés selon une échelle de 0 (mauvais) à 100 (excellent). Pour chaque catégorie (confort ou QAI), le sous-indice le plus faible a été retenu pour les quatre saisons et pour l'année. Le choix de la moyenne des sous-indicateurs annuels de confort thermique et de QAI a été ici utilisée comme résultat pour l'indicateur global de QEI.

La Figure 6 montre la représentation finale de l'évaluation du confort thermique et de QAI pour une situation donnée. Tout d'abord, un code couleur simple est utilisé : rouge (0%) représente la pire des situations et vert (100%) identifie les confort et QAI optimaux.

L'indicateur Smart-Réno (1ère case à gauche) représente la note attribuée à l'évaluation prenant en compte à la fois le confort et la QAI. Ces deux sous-indicateurs annuels de confort et de QAI sont également affichés en 2ème colonne, respectivement en haut et en bas. Les valeurs moyennes saisonnières (colonnes suivantes) pour le confort d'une part et pour la QAI d'autre part sont également affichées afin d'analyser plus finement les variations annuelles.

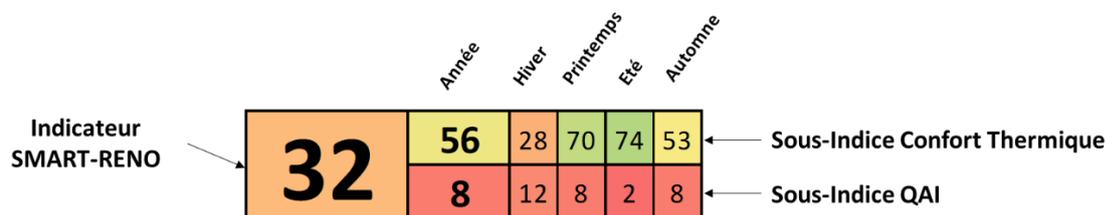


Figure 84 : Indicateur Smart-Réno.

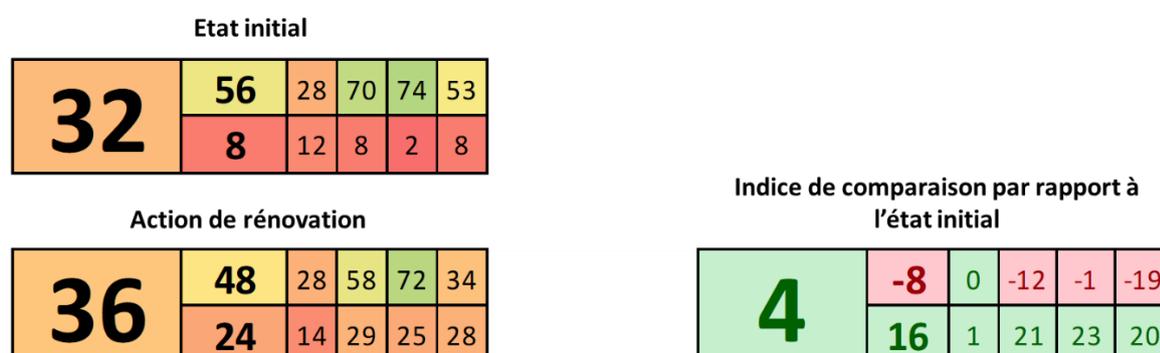


Figure 85 : Principe de comparaison des indicateurs entre l'état initial et une action de rénovation.

Comptes tenus des objectifs du projet Smart-Réno, il était intéressant de pouvoir analyser la variation de l'ensemble des sous-indices et indicateurs induite par une action de rénovation par rapport à l'état initial (Figure 85). Ainsi, les cadrans de gauche présentent l'état initial avant rénovation (en haut) et les notes obtenues après une action de rénovation (en bas). Le cadran de droite est obtenu en soustrayant les notes de l'état initial à celles obtenues après rénovation. Ainsi, une valeur positive (en vert) traduit une amélioration des indicateurs grâce à l'action de rénovation alors qu'une valeur négative (en rouge) sanctionne une dégradation.

Les résultats ont donc pu être présentés par des planches pour chaque configuration « date de construction / localisation géographique / pollution extérieure » pour analyse, comme illustrés par la Figure 86. Les principaux résultats de cette étude sont synthétisés dans le chapitre 3.3.2.

Avant 1948	#0 Etat Initial	34	53	40	45	100	26	Indicateur														
Zone climatique H1			15	23	15	5	19															
Urbaine	#1 Remplacement des ouvrants	33	53	41	44	100	26	-1														
			14	38	7	1	8	<table border="1"> <tr><td>0</td><td>0</td><td>-1</td><td>0</td><td>-1</td></tr> <tr><td>-2</td><td>15</td><td>-8</td><td>-3</td><td>-10</td></tr> </table>					0	0	-1	0	-1	-2	15	-8	-3	-10
0	0	-1	0	-1																		
-2	15	-8	-3	-10																		
	#2 Isolation des parois verticales	39	58	51	50	99	31	5														
			20	63	8	2	9	<table border="1"> <tr><td>5</td><td>10</td><td>6</td><td>-1</td><td>5</td></tr> <tr><td>5</td><td>40</td><td>-8</td><td>-3</td><td>-10</td></tr> </table>					5	10	6	-1	5	5	40	-8	-3	-10
5	10	6	-1	5																		
5	40	-8	-3	-10																		
	#3 Isolation des combles perdues	30	55	42	49	99	30	-5														
			4	0	6	2	8	<table border="1"> <tr><td>2</td><td>1</td><td>4</td><td>-1</td><td>4</td></tr> <tr><td>-11</td><td>-23</td><td>-9</td><td>-3</td><td>-11</td></tr> </table>					2	1	4	-1	4	-11	-23	-9	-3	-11
2	1	4	-1	4																		
-11	-23	-9	-3	-11																		
	#4 Décoration - Finitions	44	53	40	45	100	26	10														
			35	31	41	27	42	<table border="1"> <tr><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td></tr> <tr><td>20</td><td>9</td><td>26</td><td>22</td><td>23</td></tr> </table>					0	0	0	0	0	20	9	26	22	23
0	0	0	0	0																		
20	9	26	22	23																		
	#5 Ventilation	52	43	8	54	42	66	18														
			61	60	64	61	60	<table border="1"> <tr><td>-10</td><td>-32</td><td>9</td><td>-58</td><td>40</td></tr> <tr><td>46</td><td>37</td><td>48</td><td>57</td><td>41</td></tr> </table>					-10	-32	9	-58	40	46	37	48	57	41
-10	-32	9	-58	40																		
46	37	48	57	41																		
	Bouquet : #1 + #2 + #3 + #4	54	66	56	66	95	48	20														
			41	68	34	27	36	<table border="1"> <tr><td>13</td><td>15</td><td>21</td><td>-5</td><td>21</td></tr> <tr><td>26</td><td>46</td><td>18</td><td>22</td><td>18</td></tr> </table>					13	15	21	-5	21	26	46	18	22	18
13	15	21	-5	21																		
26	46	18	22	18																		
	Bouquet : #1 + #2 + #3 + #4 + #5	59	43	36	38	42	57	25														
			74	80	76	77	66	<table border="1"> <tr><td>-10</td><td>-5</td><td>-7</td><td>-58</td><td>31</td></tr> <tr><td>59</td><td>57</td><td>61</td><td>72</td><td>47</td></tr> </table>					-10	-5	-7	-58	31	59	57	61	72	47
-10	-5	-7	-58	31																		
59	57	61	72	47																		

Figure 86 : Illustration de l'effet des actions de rénovation sur le confort hygrothermique et la QAI pour une maison individuelle construite avant 1948, localisée en zone climatique H1 et située en zone urbaine.

3.3 Qualité de l'air dans les logements français

3.3.1 Facteurs d'influence de la QAI des logements

Comme déjà précisé au chapitre 2.7.3, l'objectif des travaux de thèse de Cony Renaud Salis (2020) était la quantification de la « favorabilité » à la santé des logements français. Sur la base de l'environnement numérique développé, nous avons pu évaluer l'indicateur ULR-QAI en considérant les 13 polluants prioritaires pour les logements en fonction des différents paramètres tels que :

- La localisation géographique : La Rochelle, Bordeaux ou Angoulême ;
- La pollution extérieure : centre-ville, zone urbaine ou de trafic routier ;
- La saison : de chauffe ou hors chauffe ;
- L'aération par l'ouverture des fenêtres : 5 ou 10 minutes le matin, le soir, les deux ou pendant la cuisson ou pendant que l'occupant fume une cigarette ;
- Le système de ventilation : ventilation mécanique autoréglable, hygroréglable de type B, double-flux ou ventilation mécanique ;
- La présence d'une hotte à extraction ou à recirculation ;
- L'activités des occupants : préparation des déjeuners/diners, utilisation d'encens, d'une cigarette, de bougies...

On notera que chaque activité des occupants et chaque matériau/mobilier qui composent la maison génèrent un ensemble de polluants dont les taux d'émission peuvent varier selon données statistiques tirées de PANDORE (minimum, 1^{er} quartile, médiane...).

Aussi il n'était pas possible d'effectuer l'ensemble des simulations dont le total est de l'ordre de 10^{37} . Nous avons donc procédé à un tirage aléatoire de type Monte Carlo afin d'étudier l'influence des différents paramètres sur la valeur de l'indicateur global ULR-QAI (évaluée à partir des concentrations d'exposition dans la chambre principale, le séjour et la cuisine). La Figure 87 présente la variation de l'indice ULR-IAQ et de l'écart-type relatif en fonction du nombre de simulations. Les valeurs tendent à converger entre 1000 et 10 000 simulations pour chaque point statistique.

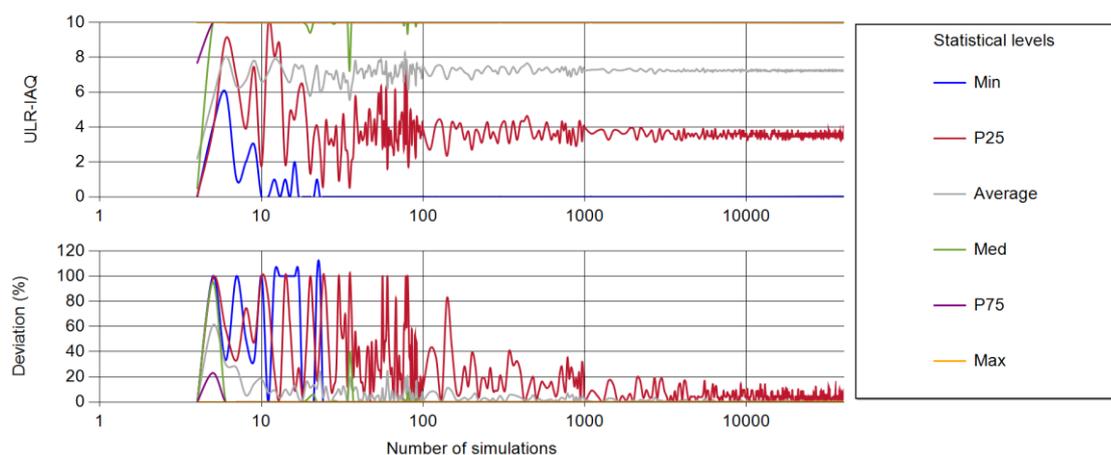
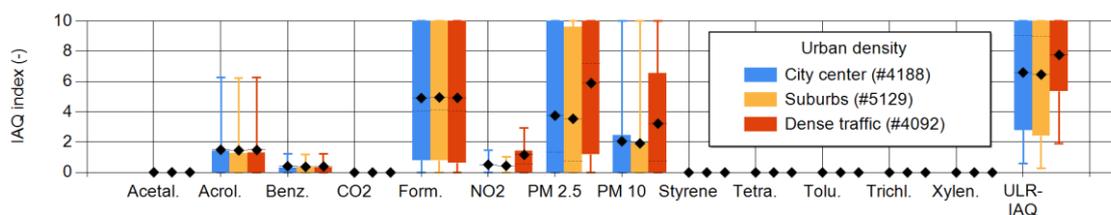


Figure 87 : Évolution de l'indicateur ULR-IAQ et de son écart en fonction de la taille de l'échantillon de simulation (Cony Renaud Salis, 2020).

Pollution extérieure

La Figure 88 présente les sous-indices (par polluant) et l'indice ULR-QAI (valeur maximale des sous-indices) en représentation « boîte à moustaches » (avec la valeur moyenne mise en évidence par un symbole de diamant) pour les trois niveaux de densité urbaine.



Note : le nombre de simulations exécutées est spécifié entre parenthèses.

Figure 88 : Influence de la pollution de l'air extérieur.

Sur les 13 polluants simulés, on notera que seuls 6 d'entre eux présentent des sous-indices non nuls. Cette remarque, qui reste valable pour les autres analyses effectuées dans ce travail, suggère que la liste de polluants cibles pour les logements français peut être réduite à l'acroléine, le benzène, le formaldéhyde, le NO_2 et les particules ($\text{PM}_{2,5}$ et PM_{10}).

En ce qui concerne l'importance de la pollution extérieure sur la QAI, les résultats montrent que, si peu de différences sont observables entre une localisation en centre-ville ou en zone péri-urbaine, la proximité d'une zone à fort trafic est clairement préjudiciable à la qualité de l'air avec une augmentation de 1,5 de l'indice ULR-QAI.

Système de ventilation

En prenant comme référence le système de ventilation autoréglable (noté *PCE* dans la Figure 89), on remarque que le système hygroréglable de type B (*HCE*) est globalement équivalent voire un peu meilleur car les débits d'air induits sont généralement inférieurs et limitent ainsi la pénétration des particules de l'air extérieur ; particules dont le poids sur la qualité globale est supérieur aux polluants spécifiques des sources intérieures (acroléine, formaldéhyde et benzène) dont la concentration augmente suite au renouvellements d'air plus faibles.

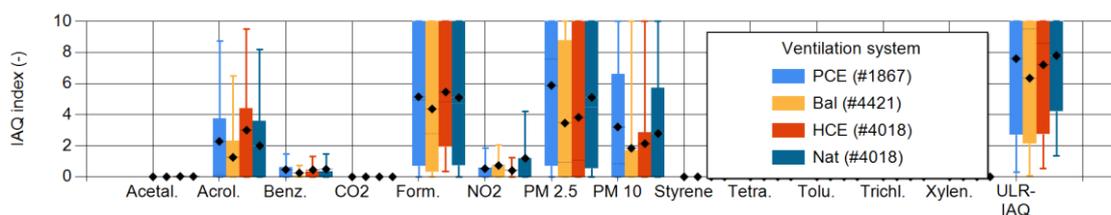


Figure 89 : Influence du système de ventilation.

La ventilation double-flux (*Bal*) donne de meilleurs résultats avec une réduction de -1,2 pour tous les polluants (sauf le NO_2). En effet, la filtration de l'air entrant, la suppression du logement induit par le système (limitant la pénétration des polluants extérieurs par infiltration à travers l'enveloppe) et des débits d'air plus élevés sont des solutions efficaces pour améliorer la QAI.

Les logements en ventilation naturelle (*Nat*) présentent la moins bonne QAI avec une valeur moyenne plus élevée (+0,2) mais surtout un premier quartile bien plus haut que pour les autres systèmes, ce qui signifie que la ventilation naturelle ne peut pas fournir une QAI aussi bonne que les autres systèmes lorsque les contraintes sont moins fortes.

Enfin, on observera que dès, que les sources intérieures sont exacerbées, les systèmes de ventilation sont incapables de fournir une bonne qualité d'air. Ceci est visible par le grand nombre de cas avec un indicateur ULR-IAQ égal à 10 pendant 46% des simulations pour la ventilation double-flux, 48% pour l'hygroréglable, 54,5% pour l'autoréglable et jusqu'à 63,9% pour le système de ventilation naturelle.

Activités des occupants

Concernant l'impact des activités des occupants sur la qualité de l'air de leur logement, les résultats montrent les tendances suivantes :

- L'aération par ouverture d'une fenêtre (*Windows* du graphique supérieur de la Figure 90) reste la meilleure stratégie pour améliorer la QAI pendant les épisodes de cuisson, pour l'ensemble des polluants. L'effet de l'utilisation d'une hotte est également

notable, en particulier lors de l'emploi d'une hotte à extraction (*Exhaust* du graphique inférieur).

- L'ouverture quotidienne des fenêtres (Figure 91) de courte durée (5 minutes) et plutôt le soir est bénéfique pour réduire l'exposition aux polluants.
- La quantité de polluants générés (acroléine, particules, benzène et formaldéhyde), fumer (Figure 92) dégrade considérablement l'indicateur ULR-QAI (+1,3). L'ouverture d'une fenêtre permet d'améliorer la QAI qui reste néanmoins affectée (+0,6). Cependant, la dégradation de la qualité de l'air par l'utilisation d'un bâton d'encens reste quand même plus élevée (+1,8).

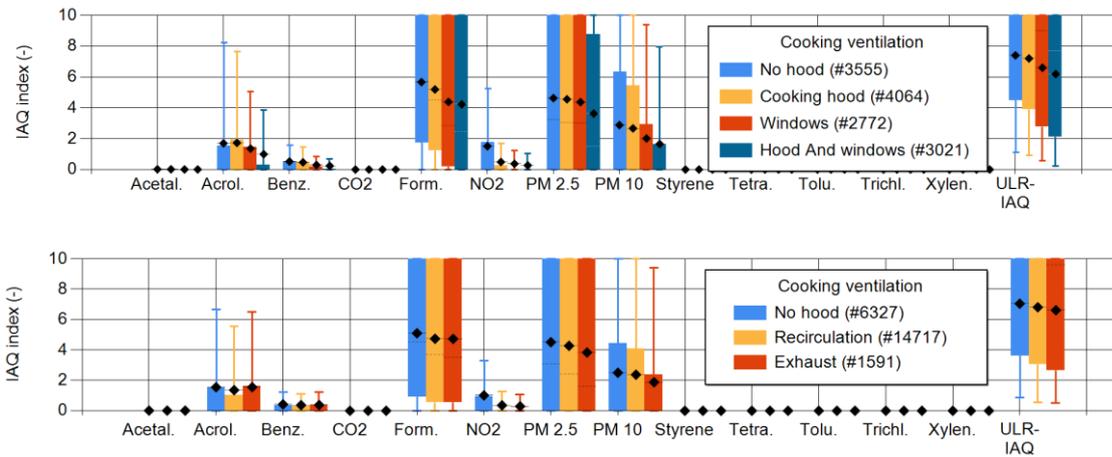


Figure 90 : Influence de l'aération et de l'utilisation d'une hotte pendant les épisodes de cuisson.

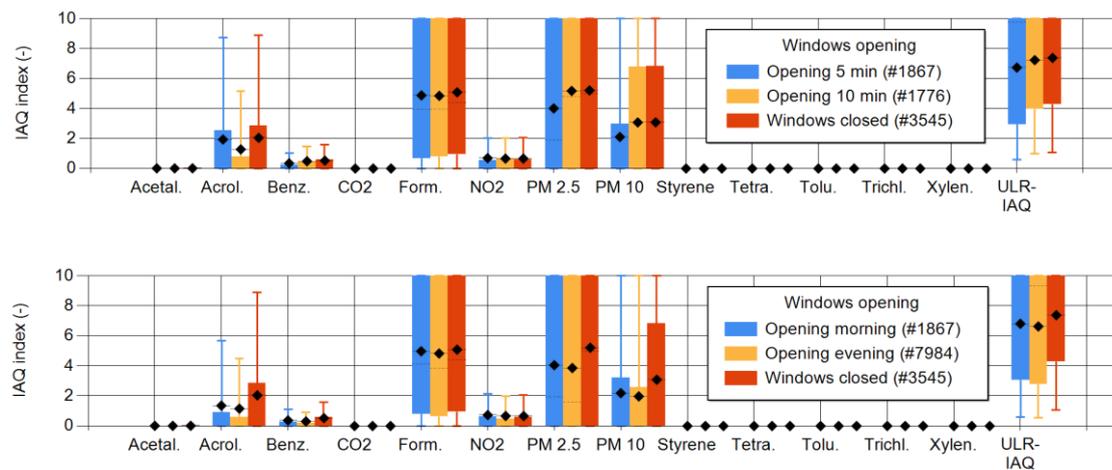


Figure 91 : Influence de l'ouverture quotidienne des fenêtres.

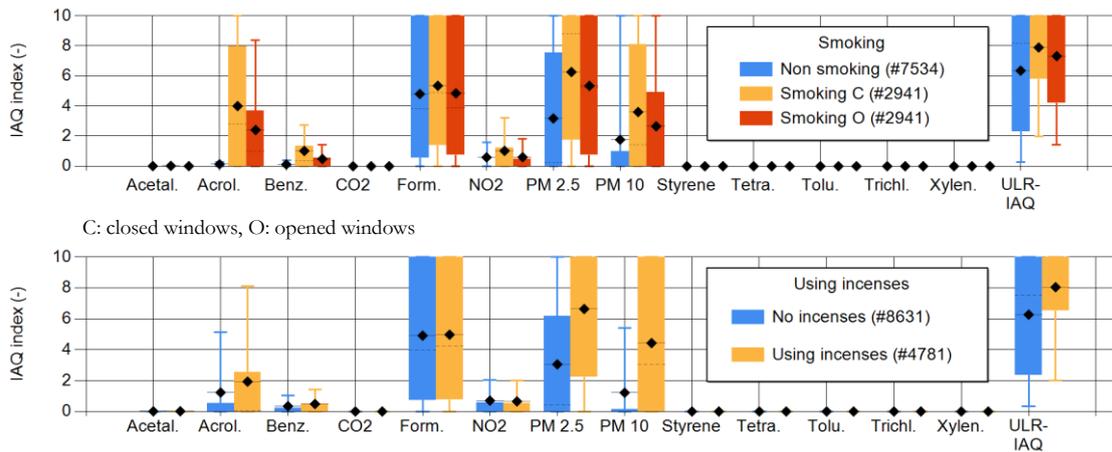


Figure 92 : Influence de l'activité d'un fumeur (en haut) et de l'utilisation d'un bâton d'encens (en bas).

Synthèse

Il est intéressant de synthétiser les informations de l'analyse précédente sous la forme de Figure 93 dans laquelle sont reportés les effets de chacun des scénarios sur la valeur globale de l'indice ULR-QAI par rapport à une situation de référence (logement situé à La Rochelle, ventilation mécanique simple flux autoréglable, aucune source ponctuelle autre que les produits de cuisson). Pour ce cas de référence, l'indice ULR-QAI est égal à 4,4. Pour évaluer la QAI d'un logement différent de celui de référence, il suffit d'ajouter l'influence moyenne des facteurs à la valeur 4,4. Ainsi, la proximité d'une rue à fort trafic routier pénalise grandement QAI (+1 point) mais la mise en place d'une ventilation mécanique double-flux contrebalance cet effet (-1,4 point). Cependant, c'est bien le comportement des occupants qui peut modifier la QAI défavorablement en obstruant les bouches d'entrée d'air (+0,7 point sur les bâtiments récents) mais surtout en fumant (+1,3 point) ou en utilisant des bâtons d'encens (+1,8 points) ou favorablement en aérant tous les jours son logement (jusqu'à -0,8 point), en ouvrant la fenêtre ou en utilisant une hotte à extraction lors des épisodes de cuisson (jusqu'à -1,9 points).

Cette méthode permet d'obtenir simplement et sans réaliser de simulations, un ordre de grandeur de l'indice ULR-QAI résultant des différences les plus communes par rapport au logement de référence. Cependant, il est important de garder en tête que ces valeurs restent une approche statistique approximative uniquement basée sur la valeur moyenne de l'indicateur. Compte tenu des grandes variations de l'indice autour de cette moyenne, une évaluation de la qualité de l'air d'un logement nécessite une simulation adaptée aux particularités de localisation géographique, de géométrie et de structure du logement et d'activités des occupants.

Catégorie	Scénario	Δ ULR-QAI
Référence	Logement situé à La Rochelle, ventilation mécanique simple flux autoréglable, aucune source ponctuelle autre que les produits de cuisson	4,4
Taille de la ville	Grande ville	0,3
	Petite ville	-0,5
Typologie de site	Centre-ville	0
	Milieu péri-urbain	-0,2
	Proximité du trafic routier	1
Système de ventilation	Ventilation mécanique double flux	-1,4
	Ventilation mécanique simple flux hygroréglable	-1
	Ventilation naturelle	0
Aération par ouverture des fenêtres	Ouverture 5min le soir	-0,8
	Ouverture 10 min le matin	-0,5
Obstruction des entrées d'air	Toutes dates de construction	0,3
	Bâtiment récent (>2000)	0,7
Gestion des produits de cuisson	Utilisation d'une hotte à recirculation	-0,3
	Utilisation d'une hotte à extraction	-0,4
	Ouverture de toutes les fenêtres pendant la cuisson	-1,3
	Utilisation d'une hotte + Ouverture de toutes les fenêtres pendant la cuisson	-1,9
Activités des occupants	Fumer à l'intérieur	1,3
	Fumer + Ouverture de toutes les fenêtres	0,6
	Utilisation d'un bâton d'encens (1/jour)	1,8
	Utilisation de bougies	0,2

Figure 93 : Facteurs d'influence de la QAI des logements français.

3.3.2 Qualité de l'Air Intérieur et rénovation énergétique

A la suite de ce travail de thèse, nous avons analysé l'effet des actions de rénovation énergétique des maisons individuelles sur le confort thermique et la QAI dans le cadre du projet Smart-Réno (2019-2021).

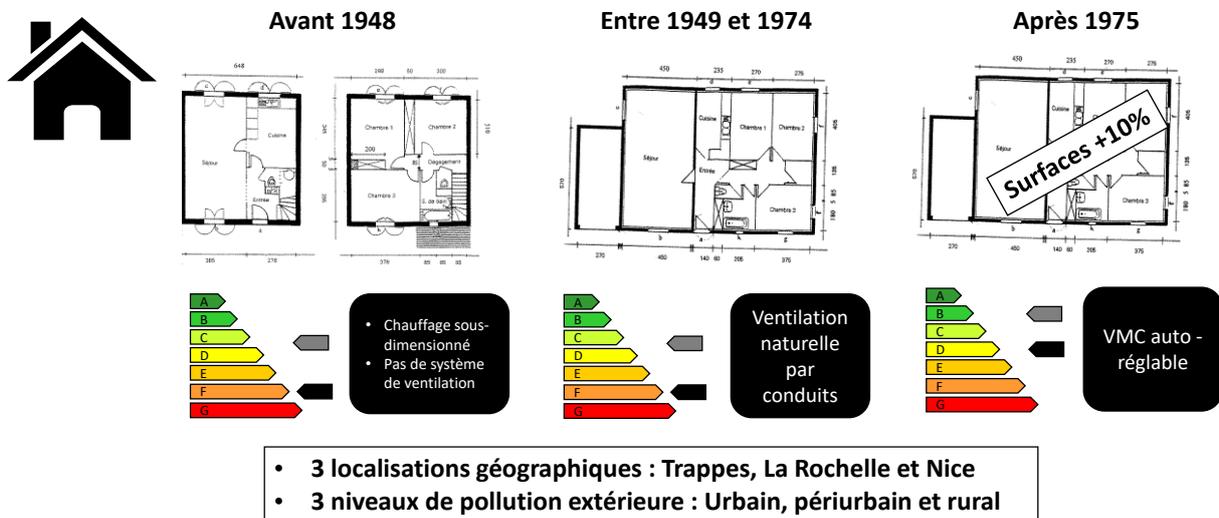


Figure 94 : Etat initial des cas de référence.

Pour cette analyse, nous avons définis 9 configurations (Figure 94) correspondant à 3 périodes de construction d'une maison individuelle (avant 1948, entre 1949 et 1974 et après 1975), 3 localisations géographiques (zones climatiques H1, H2 et H3) et 3 niveaux de pollution extérieure (pollution urbaine, périurbaine et rurale). Les actions de rénovation ont été considérées seules ou en bouquet. Les trois premières concernant le renforcement de l'isolation thermique de l'enveloppe (#1 – Remplacement des ouvrants, #2 – Isolation des parois verticales ITE et #3 – Isolation des combles perdues ITE) induisent une réduction des

D'une manière générale, on remarque que la QAI des maisons à l'état initial correspond à leur année de construction ; les maisons les plus anciennes présentant une QAI moins bonne que les plus récentes. On observe également que les actions de rénovation ont plus d'effets (en particulier positifs) pour les maisons les plus anciennes.

Comme on pouvait s'y attendre, les modifications extérieures de l'enveloppe (rénovations #1 à #3) ont un effet négligeable sur la QAI. On notera une légère dégradation de l'indicateur induite par la diminution de la perméabilité à l'air de l'enveloppe donc du renouvellement d'air du logement pour les maisons construites avant 1975 qui ne possèdent pas de ventilation mécanique capable de compenser les débits d'air. L'action #4 de limitation des sources intérieures améliore considérablement la QAI qui ne dépend plus que de la pollution extérieure. L'installation d'une ventilation mécanique a l'effet le plus noble pour les maisons les plus anciennes initialement sans système de ventilation et un effet équivalent au piégeage des sources intérieures pour les maisons construites entre 1949 et 1974. Cependant, on observe un effet négatif élevé pour les maisons les plus récentes qui passent d'un système autoréglable à hygroréglable ; des débits moins élevés en présence de sources intérieures non négligeables expliquent ce résultat.

Les bouquets cumulant les actions de rénovation avec la ventilation ou pas ont donc un effet positif par rapport à l'état initial de l'ensemble des maisons. On remarque que c'est le bouquet d'actions complet qui reste le plus favorable aux maisons d'avant 1975. Cependant le niveau de QAI maximal atteint par les maisons les plus récentes ne peuvent pas être atteints par les maisons les plus anciennes pour des actions de rénovations similaires. Enfin, on remarque que la localisation géographique en termes de conditions climatiques importe peu vis-à-vis de la QAI.

La Figure 96 présente les résultats de QAI en fonction de l'indicateur de confort sur l'année. Contrairement à la QAI, le confort thermique dépend de la localisation géographique. Ainsi, à l'état initial, les maisons d'avant 1949, moins bien isolées et avec un chauffage sous-dimensionné, présentent un indicateur de confort thermique moins élevé en région H1 qu'en H2 et H3. Les maisons construites entre 1949 et 1974 montrent plutôt des problématiques de surchauffe en été dans les zones H2 et H3. Les maisons les plus récentes présentent des indicateurs plus élevés et resserrés par rapport aux zones climatiques.

D'un point de vue général, les actions unitaires influencent peu le niveau de confort thermique. L'isolation thermique des parois ou des combles améliorent quelque peu le confort à part pour les maisons construites entre 1949 et 1974 qui voient les problèmes de surchauffe d'été augmenter. Le piégeage des sources intérieures de polluants n'intervient pas sur le bilan thermique et ne modifie donc pas le niveau de confort. L'installation d'une ventilation mécanique a un effet négatif sur les maisons d'avant 1949 en région H2 et H3 (dégradation du confort au printemps, été et automne) et positif en H1 (amélioration pour les mêmes saisons). On observe l'inverse pour les maisons construites entre 1949 et 1974. Peu d'effets de la ventilation sont observables pour les maisons les plus récentes. Le bouquet sans ventilation a un effet très bénéfique sur le confort thermique des maisons les plus anciennes. Inclure la ventilation à l'ensemble des actions de rénovation dégrade le confort thermique de ces anciennes maisons.

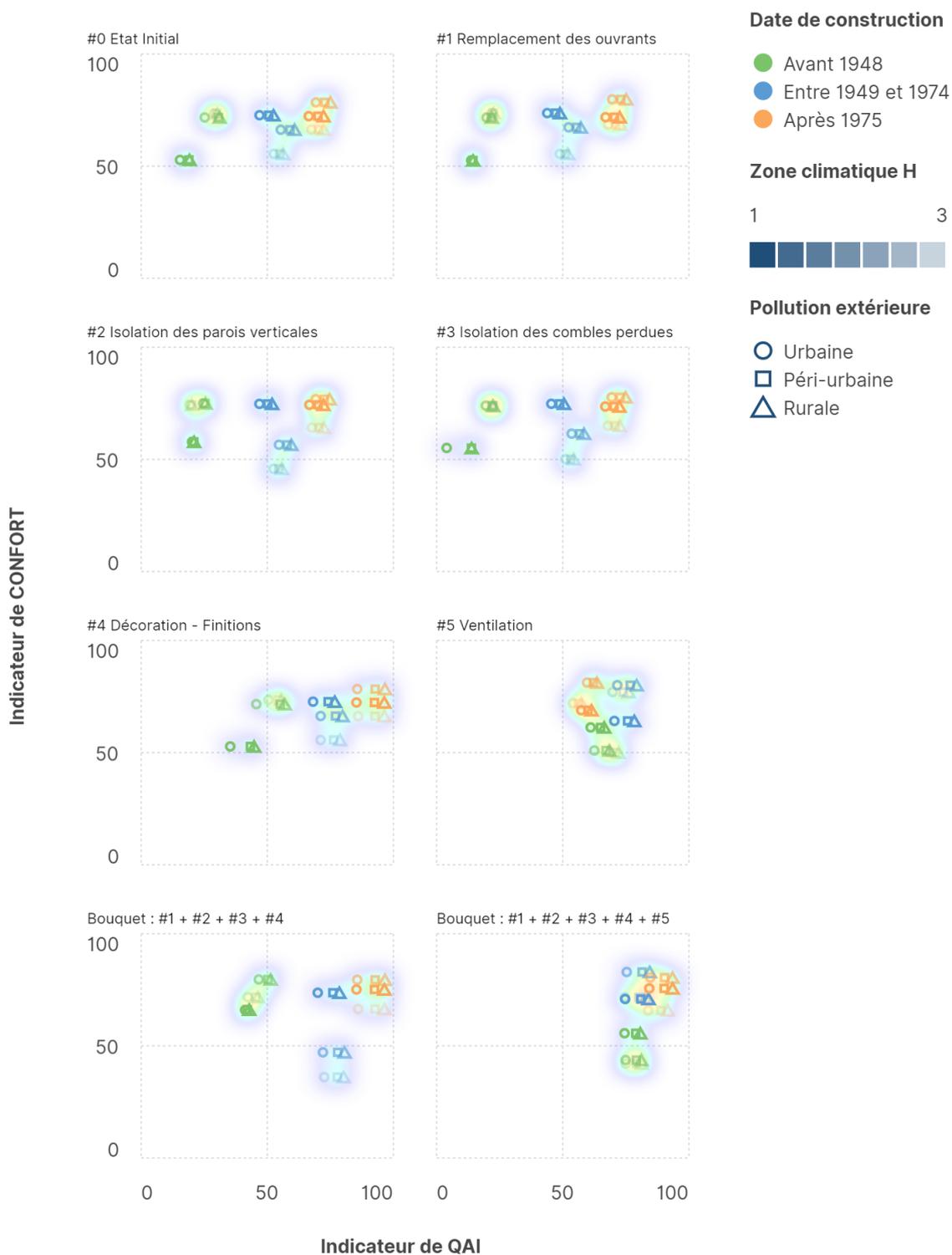


Figure 96 : QAI et confort thermique dans les maisons individuelles à l'état initial et après rénovation.

L'indicateur global unique Smart-Réno, calculé comme la moyenne des indicateurs de confort thermique et de QAI, donne des résultats très proches de ceux de l'indicateur de QAI (Figure 97) puisque l'indicateur de confort thermique varie peu comparativement à celui de QAI. Les observations et conclusions sont donc identiques au paragraphe concernant la QAI.

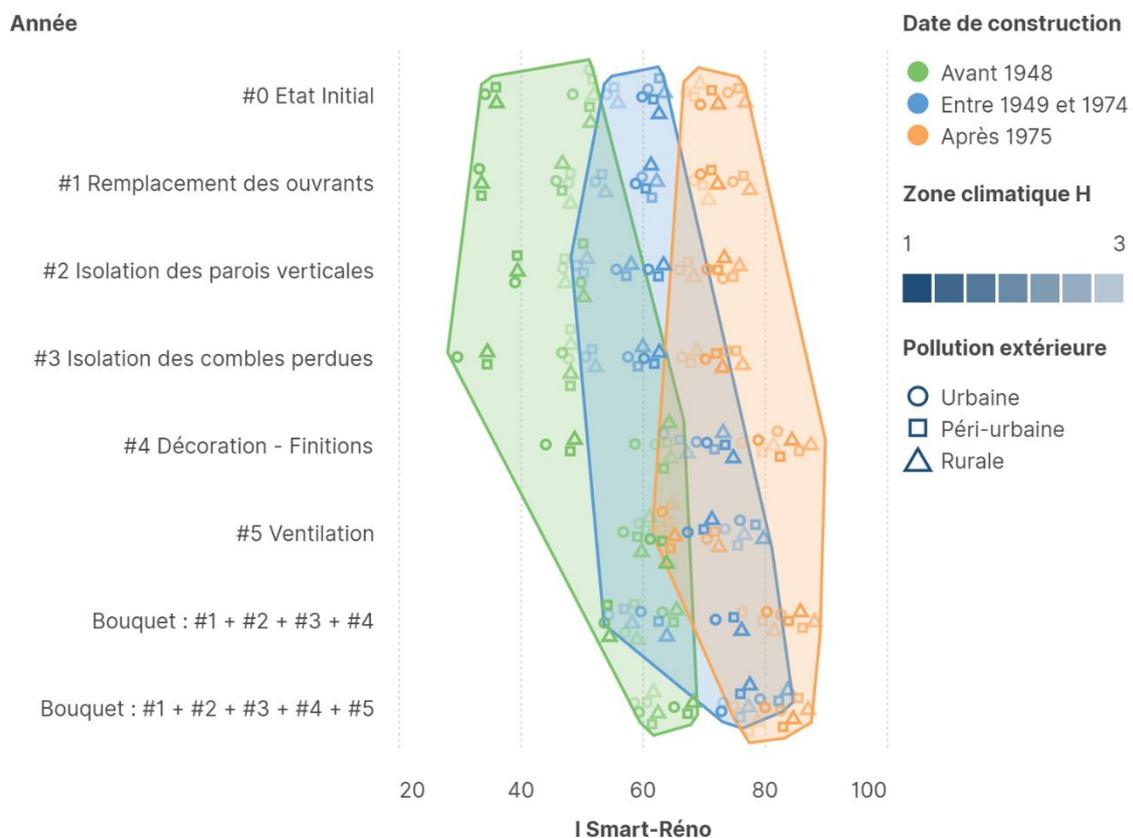


Figure 97 : QEI dans les maisons individuelles à l'état initial et après rénovation.

3.4 Solutions d'amélioration de la Qualité de l'Air Intérieur

3.4.1 Filtration et épuration

Les travaux de thèse de Céline Turreilles (2015) consistaient à hiérarchiser les solutions de filtration et d'épuration centralisées alimentant en air climatisé un ensemble de bureaux (Figure 98).

Le travail de modélisation a été précédé d'une étude expérimentale (Blondeau et al., 2015) permettant de mesurer les efficacités des systèmes de filtration des particules ($PM_{2,5}$, PM_{10}) et des microorganismes (la bactérie *Staphylococcus Epidermidis* et la moisissure *Aspergillus Niger*), d'épuration des COV (formaldéhyde, acétaldéhyde, acétone, heptane et toluène) ainsi que les possibles générations de polluants secondaires par mesure de l'ozone et du formaldéhyde en aval des systèmes.

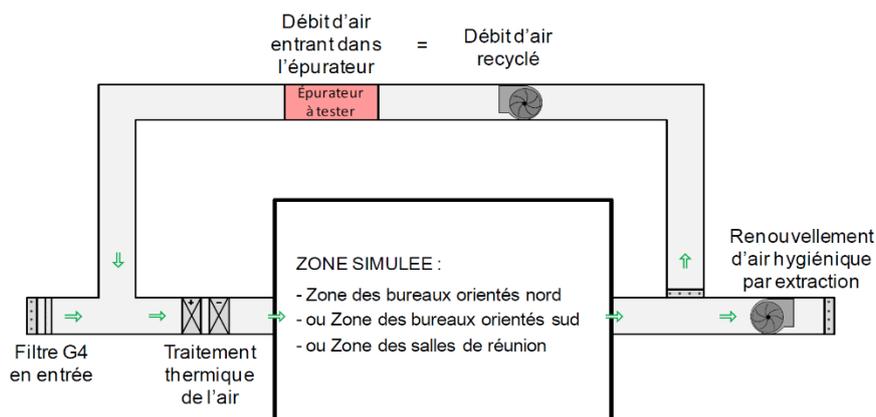


Figure 98 : Réseaux CVC d'une zone d'étage courant d'un bâtiment de bureaux.

La modélisation consistait à étudier les configurations suivantes :

- Cas de base : sans épurateur ;
- 3 solutions d'épuration :
 - Electrofiltre (ELEC) : ionisation par fils + récupération sur plaques ;
 - Filtration particulaire et moléculaire (CAM) : filtre F7 + filtre moléculaire ;
 - Filtration + photocatalyse (BIO) : filtre F7 + photocatalyseur UVC + filtre moléculaire ;
 - Débits de fonctionnement dans la boucle de recyclage (1200 m³/h, 2400 m³/h et 3600 m³/h) en continu (repéré par un astérisque « * ») ou en occupation.
- 2 sur-ventilation : 2 ou 5 fois le débit hygiénique minimum réglementaire.

Les concentrations d'exposition des occupants ont été calculées pour les 10 polluants, deux sites géographiques (Ile de France et Marseille), deux niveaux de pollution de l'air extérieur (urbain et péri-urbain) et pour une année. Les besoins en chauffage / climatisation et les consommations électriques des auxiliaires de ventilation ont été également évalués. A titre illustratif, nous reprenons ici les résultats concernant les particules (PM_{2,5}) et le formaldéhyde pour le cas de l'Ile de France en site urbain.

L'analyse de la QAI a été effectuée par rapport à l'exposition chronique (effets à long-terme) et aiguë (effet à court-terme).

Les résultats (Blondeau et al., 2021) ont montré que, dans le premier cas, la comparaison des **concentrations moyennes** aux Valeurs Limites d'Exposition (VLE) à long-terme égales à 10 µg/m³ pour les PM_{2,5} et formaldéhyde permet d'observer que le cas de base présente une pollution trop élevée à ces deux polluants et donc un risque **d'effets à long-termes**. L'utilisation d'épurateurs en recyclage permet de réduire considérablement les concentrations en particules (Figure 99) et plus modérément en formaldéhyde (Figure 100). Pour ces deux polluants, les concentrations peuvent ainsi diminuer au niveau ou en dessous des VLE. On notera que l'augmentation du renouvellement d'air est sans effet pour les particules (polluant extérieur uniquement) et très efficace pour le formaldéhyde (source intérieure uniquement).

PM_{2,5} - Ile de France Urbain dense

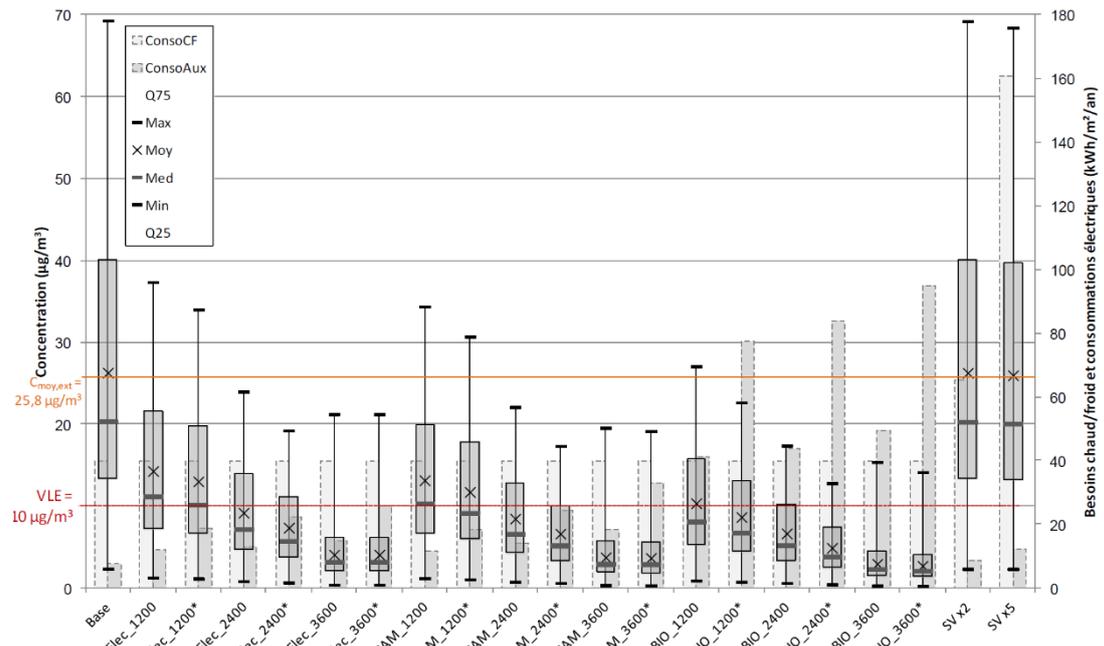


Figure 99 : Concentration d'exposition en PM_{2,5} (boite à moustaches, axe de gauche) et besoins/consommation électrique des auxiliaires (histogramme, axe de droite).

FORMALDEHYDE - Ile de France

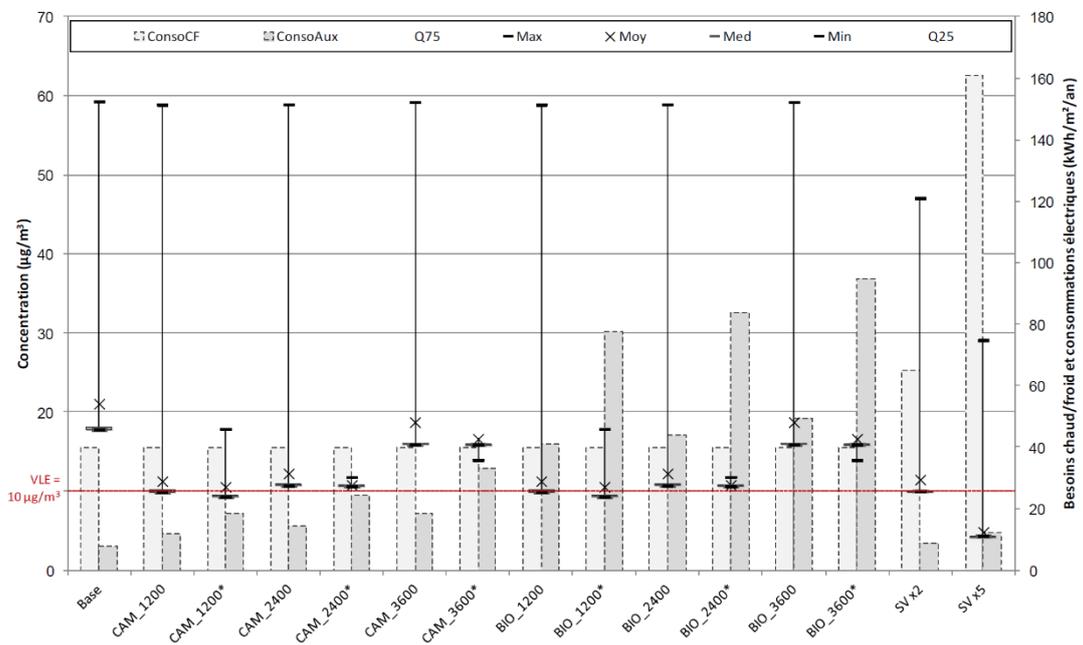


Figure 100 : Concentration d'exposition en formaldéhyde (boite à moustaches, axe de gauche) et besoins/consommation électrique des auxiliaires (histogramme, axe de droite).

Concernant **l'influence du débit de recirculation** à travers les épurateurs, on observe en Figure 99 que pour les particules, quel que soit le système d'épuration, plus le débit d'air est important, plus la réduction des concentrations intérieures est importante. Pour les polluants gazeux, l'ensemble des résultats ont montré que l'exposition ne varie pas de manière linéaire en fonction du débit. Pour le formaldéhyde, plus le débit est important, plus l'exposition est forte mais cela n'est pas forcément le cas pour les autres composés gazeux.

Enfin, le **fonctionnement intermittent** des systèmes d'épuration, permettant de réduire la consommation énergétique, induit une augmentation (+25% en concentration) de l'exposition à long-terme aux particules mais ne nuit pas beaucoup (+10%) à la protection des occupants pour le formaldéhyde.

La comparaison des **concentrations maximales** aux Valeurs Limites d'Exposition (VLE) à court-terme égales à $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les $\text{PM}_{2,5}$ et $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le formaldéhyde sur 24h permet d'évaluer les **risques aigus**. En l'absence de systèmes d'épuration (cas de base), on remarque que les valeurs maximales de concentration dépassent très largement la VLE pour les particules et restent inférieures (mais proche) de la VLE pour le formaldéhyde. Pour les particules, certaines solutions d'épuration permettent de réduire l'exposition en dessous de la valeur limite en fonctionnement continu ou intermittent. Pour le formaldéhyde, seul le fonctionnement en continu des systèmes permet de réduire drastiquement les concentrations les plus élevées. Cependant, ces pics de formaldéhyde en fonctionnement intermittent restent de courtes durées en début d'occupation ; un démarrage du système de ventilation et/ou d'épuration 1h avant l'arrivée des occupants permet de supprimer ces pics et d'atteindre des niveaux légèrement supérieurs à ceux obtenus en fonctionnement continu.

La question récurrente de l'utilisation de procédés d'épuration et en particulier celle des électrofiltres est la **génération de composés** potentiellement dangereux, voire plus dangereux, que les polluants traités. La campagne de mesure a montré une génération d'ozone par les électrofiltres mais pas de formaldéhyde. La Figure 101 présente les résultats de concentration d'**ozone** obtenus par la simulation. Le taux d'émission en ozone de l'électrofiltre grandissant avec le débit, on observe logiquement une augmentation de l'exposition avec l'accroissement du débit de recyclage. Cependant, dans le cas traité ici, on remarque que les concentrations moyennes sont très inférieures à la VLE chronique égale à $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour ce composé. Il est ainsi important de toujours replacer les électrofiltres (et leurs émissions secondaires) dans leur contexte d'utilisation afin de bien évaluer le risque réellement associé.

Le constat du peu d'impact sur l'exposition chronique amène à conclure que l'impact sur la QAI du fonctionnement en continu ne justifie pas la contrepartie énergétique engendrée. Il semble d'autant plus que des aménagements sur les horaires de démarrage et d'arrêt des systèmes en fonctionnement intermittent permettraient de diminuer très fortement les expositions de pointe des occupants pour un coût énergétique bien moindre que celui du fonctionnement continu.

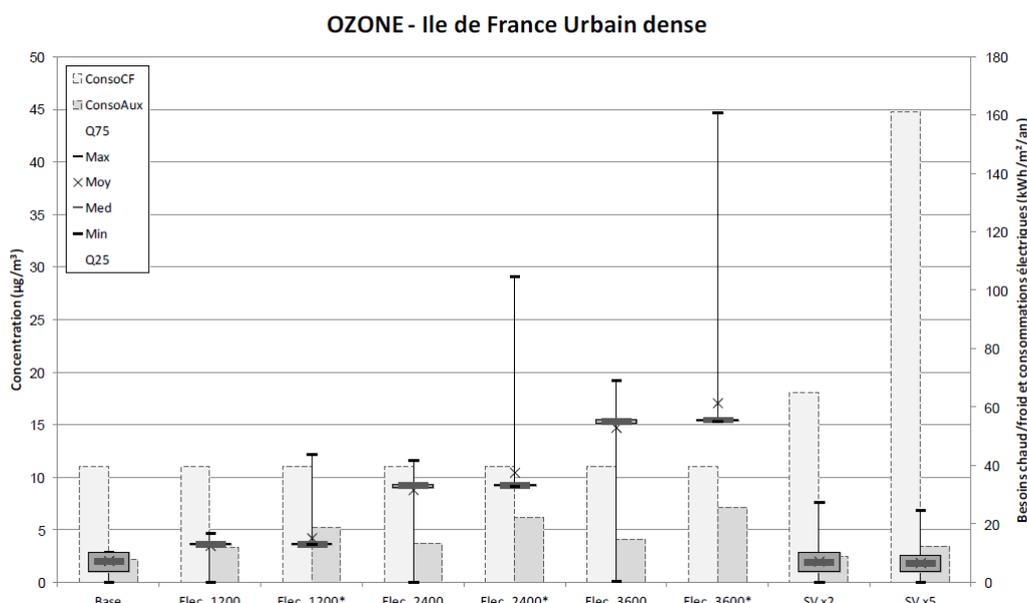


Figure 101 : Concentration d'exposition en ozone (boite à moustaches, axe de gauche) et besoins/consommation électrique des auxiliaires (histogramme, axe de droite).

Pour aller un peu plus loin dans l'analyse et hiérarchiser les différentes solutions d'améliorer de la QAI dans ce cas d'étude, nous avons défini un indice de performance globale des systèmes comme le ratio entre deux indices normalisés. Le premier mesure l'amélioration de la qualité de l'air relativement au polluant considéré, sur un critère d'exposition chronique (rapport entre la concentration moyenne et la VLE). Le second mesure la consommation énergétique du bâtiment en chauffage et refroidissement par pompe à chaleur augmentée de la consommation électrique des systèmes. Ces deux indices sont normalisés par rapport à l'ensemble des solutions testées et varient donc de 0 (solution la moins bonne) à 1 (solution la meilleure) pour la QAI et la consommation électrique. Compte tenu du sens et du domaine de variation des deux indices qui le composent, l'indice de performance globale varie entre 0 et l'infini. Les valeurs les plus élevées traduisent par conséquent des performances les plus intéressantes en termes de compromis entre efficacité sanitaire et effort énergétique à consentir. Ainsi, nous avons fait le choix arbitraire d'attribuer le même poids aux composantes sanitaire et énergétique. La Figure 102 présente cet indice de performance globale pour chaque polluant et chaque système testé (en fonctionnement intermittent) pour notre cas d'étude pour la région Ile de France.

On note que la solution CAM et l'électrofiltre présentent des indices qui sont globalement équivalents pour les particules et les microorganismes. La plus-value de la solution CAM est évidemment qu'elle couvre un spectre de polluants beaucoup plus large que l'électrofiltre incluant les composés gazeux. Mais il y a bien évidemment d'autres considérations qui peuvent entrer en compte dans le choix du système, comme par exemple le coût d'investissement, ou encore le coût nécessaire pour la maintenance du système. Le système BIO, de par l'inefficacité de son réacteur photocatalytique vis-à-vis des polluants gazeux et la très forte puissance des lampes UV apparaît très clairement comme une solution à déconseiller, sinon à proscrire, dans le cadre de bâtiment à pollution non spécifique, avec des indices de performance globale toujours inférieurs à 3.

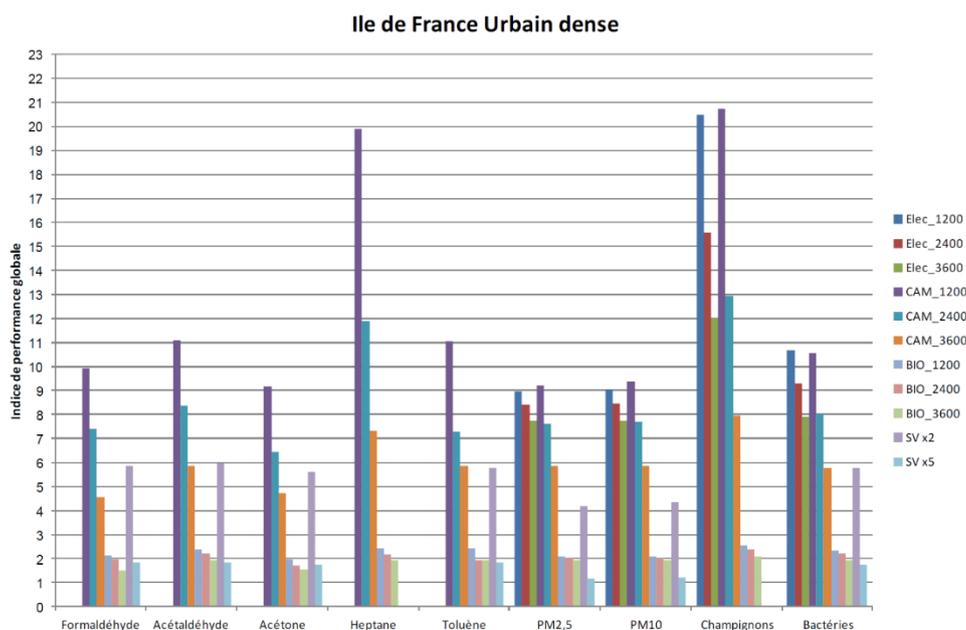


Figure 102 : Indices de performance sanitaire et énergétique des systèmes en fonctionnement intermittent.

Concernant la confrontation entre épuration et ventilation, il ressort également nettement que la sur-ventilation à un débit cinq fois plus important que le débit hygiénique ne constitue pas une solution pertinente pour contrôler la QAI. Pour un taux de renouvellement d'air qui n'est que doublé, les valeurs de l'indice restent nettement inférieures à celles affichées par la solution CAMFIL et l'électrofiltre fonctionnant dans les conditions de débit optimales, mais elles atteignent et dépassent même pour certains polluants les épurateurs lorsque ces derniers opèrent à un débit qui n'est pas optimal.

En conclusion, dans tous les cas d'étude, les solutions d'épuration, dans leur mode de fonctionnement optimal, sont globalement plus performantes que les deux solutions de sur-ventilation envisagées. Rappelons néanmoins que les modèles n'intègrent pas les évolutions dans le temps de l'efficacité des systèmes d'épuration et de leur consommation d'énergie. La prise en compte de telles évolutions pourrait changer cette conclusion.

3.4.2 Protection contre la pénétration des polluants depuis le sol

Comme introduit dans le chapitre 2.6, même après traitement d'un sol pollué, une pollution résiduelle reste généralement présente et peut occasionner un risque sanitaire. En France, la méthodologie nationale relative à la gestion des sites et sols pollués prévoit, si nécessaire, la mise en place de mesures constructives dans le processus de gestion d'un site pollué : ventilation du bâtiment (renouvellement d'air), étanchement de l'interface sol/bâtiment, adaptation de la typologie du soubassement et dépressurisation du soubassement. L'efficacité des solutions consistant à ventiler les bâtiments peut être limitée du fait d'autres contraintes placées sur le taux de renouvellement d'air (comportement de l'occupant, climat, consommation énergétique, confort...) qui ne peut pas être trop élevé. Quant à l'étanchement de l'interface sol/bâtiment par le traitement des singularités ou par l'usage de membranes, la pratique a montré que même si elle constitue un préalable nécessaire à la mise en œuvre

d'autres solutions, ces solutions n'ont pas toujours une efficacité suffisante et pérenne dans le temps.

A ce jour, le Système de Dépressurisation du Sol (SDS) est reconnu comme une solution efficace à mettre en œuvre. Le projet EVALSDS (2015 – 2019) visait ainsi à l'évaluation de la performance des **SDS à fonctionnement naturel**, c'est-à-dire sans ventilateur, pour réduire l'entrée des polluants gazeux du sol dans les bâtiments. Cependant, il n'est pas possible de dissocier ces performances de certaines caractéristiques du bâtiment et notamment des systèmes de ventilation existants dans ce dernier et qui peuvent interagir avec le fonctionnement du SDS. Sa performance a été ainsi évaluée de façon couplée avec différentes stratégies de ventilation et de liaison avec le bâtiment (Abadie et al., 2021).

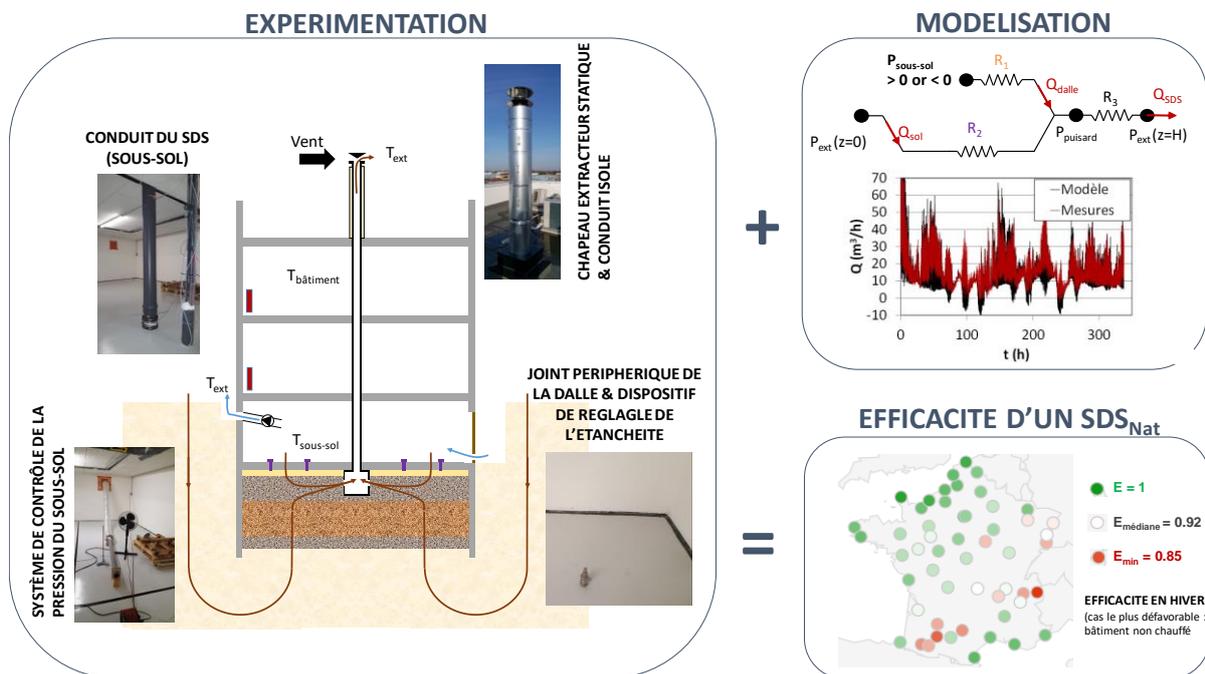


Figure 103 : Méthodologie d'évaluation de la performance d'un SDS à fonctionnement naturel.

La Figure 103 présente la méthodologie mise en œuvre dans ce projet. Dans un premier temps, l'écoulement d'air généré par le SDS dans le soubassement, à travers la dalle et le sol, de la maison et l'efficacité de l'extracteur statique ont été caractérisés. Dans un second temps, l'acquisition de données concernant la performance du SDS a été réalisée sous différentes configurations (type d'extracteur, niveau d'étanchéité de la liaison entre le bâtiment et le sol et système de ventilation du bâtiment). Une seconde phase de modélisation a permis la validation d'un modèle numérique à partir des résultats de la phase expérimentale. L'étude du domaine de fonctionnement de ce SDS a ainsi pu être approfondie numériquement, notamment vis-à-vis de différentes hauteurs de bâtiments, d'autres conditions climatiques...

La phase expérimentale dans la maison Eurêka de Tipee (La Rochelle) a permis qu'un ensemble conséquent de mesures de la performance aéroulque du SDS ait pu être réalisé au cours de l'année 2017. Cinq configurations ont permis d'évaluer les débits extraits en fonction du type d'extracteur statique (classique ou optimisé), de l'étanchéité de la dalle du bâtiment (étanche mais non parfaite et avec 8 trous de 20 mm de diamètre) et de la pression dans le bâtiment

(sous-sol ventilé naturellement ou mis en suppression ou dépression à l'aide d'une ventilation mécanique). A titre d'exemple, les résultats présentés en Figure 104 montrent que les débits mesurés pour le cas de mise en surpression du bâtiment (soufflage) sont supérieurs à ceux de la mise en dépression (extraction). On notera que pour des vitesses de vent faibles et un tirage thermique négatif, une inversion du sens de l'écoulement d'air dans le SDS (débit négatif) est mesurée dans les deux cas montrant les limites du système dans ces cas particuliers.

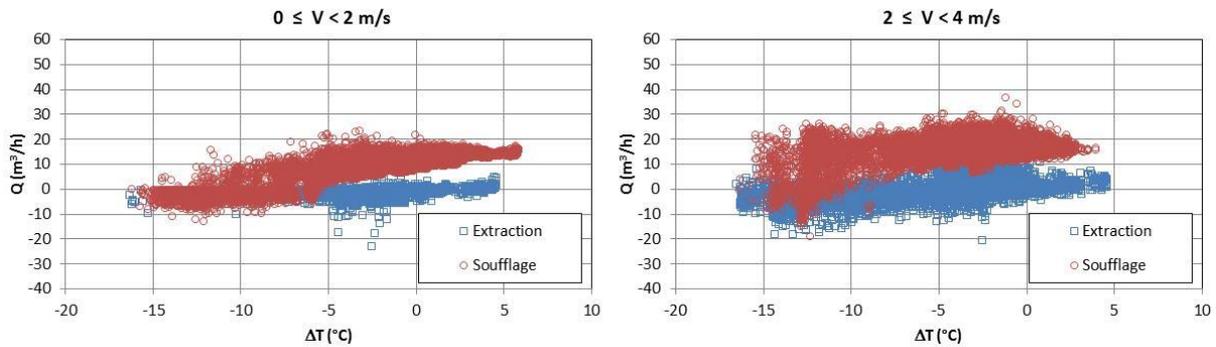


Figure 104 : Débits d'air extraits (+) ou inversés (-) en fonction de la différence de température entre le puisard et l'air extérieur (ΔT) et de la vitesse du vent (V) – avec mise en dépression (extraction, $-2,4 \text{ Pa}$) ou en surpression (soufflage, $+4,2 \text{ Pa}$) de la maison.

Un modèle aéraulique a été développé pour déterminer le débit extrait par le SDS en fonction du tirage thermique et du vent (forces motrices) et des pertes de charges rencontrées par l'air dans le système proprement dit et depuis l'extérieur ou l'intérieur du bâtiment. Les résistances à l'écoulement des deux derniers passages ont été évaluées par mesures différentielles sur site. Les autres pertes de charge ont été évaluées théoriquement de manière classique (perte de charge linéaire dans le conduit et autres pertes de charge singulières). La Figure 105 présente une comparaison entre les débits d'air mesurés et numériques obtenus pour la configuration #3 (à gauche) et les erreurs relatives du modèle (à droite) pour toutes les configurations. Dans l'ensemble, la valeur médiane de l'erreur relative se situe entre 6% et 12%. La configuration #4 est un cas particulier dans lequel les débits d'air sont restés faibles et ont oscillé positivement et négativement autour de zéro ; ceci explique l'erreur relative (division par une valeur proche de zéro) élevée.

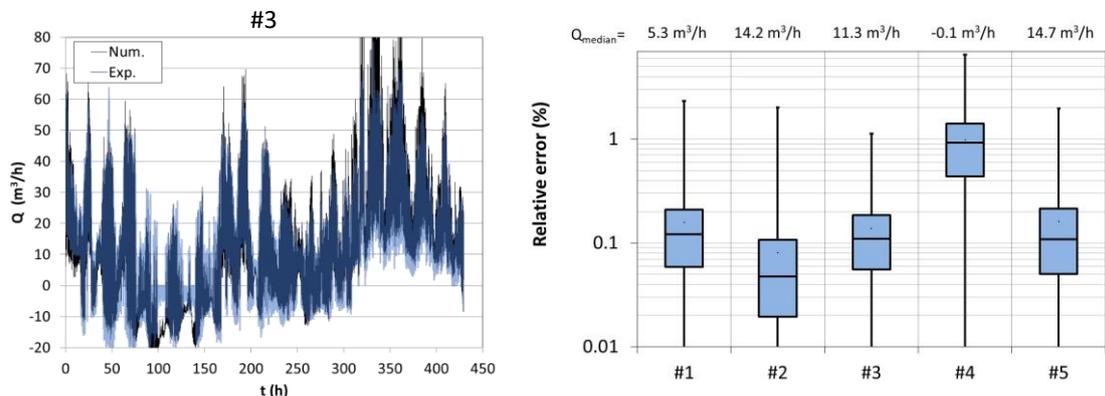


Figure 105 : Comparaison entre les débits d'air mesurés et numériques pour la configuration #3 (à gauche) et erreurs relatives du modèle (à droite) pour toutes les configurations.

Le modèle a ensuite été utilisé pour une évaluation de la performance du SDS sur le territoire métropolitain. L'étude paramétrique a concerné la localisation géographique (53 villes), le diamètre du conduit (de 5 à 30 cm par pas de 1 cm), la hauteur du conduit (10, 12, 16, 19, 22 m), l'étanchéité de la dalle (étanche ou poreuse), l'extracteur statique (optimisé ou pas) et la pression dans le bâtiment (-10, 0 et +10 Pa). Différents critères de performance aéraulique ont été définis et sont basés sur le temps de fonctionnement du SDS en extraction ($Q > 0 \text{ m}^3/\text{h}$) et l'intensité de ce flux d'air (valeur de Q). A titre d'illustration, la Figure 106 présente une carte de l'efficacité aéraulique de base (débit d'extraction positif) d'un SDS en France pour une configuration classique pendant la période hivernale. En raison des conditions climatiques locales, la SDS fonctionne normalement pendant 100% du temps ($E = 1$), principalement dans les régions côtières et venteuses. Dans d'autres régions, une inversion du flux d'air peut être présente pendant 15% du temps ($E = 0,85$) en raison de l'absence de vent. On notera que le transfert de chaleur du bâtiment chauffé vers le SDS n'est pas pris en compte ici. Une analyse complémentaire a montré que l'efficacité aéraulique augmente d'environ 10% pour un SDS en contact direct avec l'air du bâtiment chauffé et sans isolation thermique.

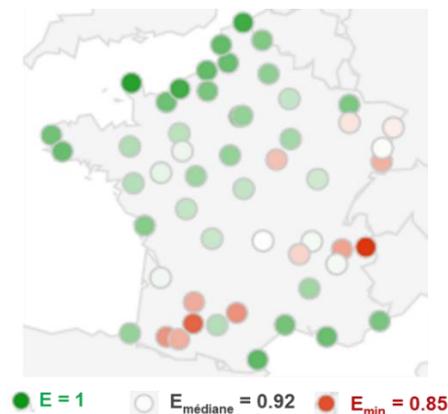


Figure 106 : Carte d'efficacité aéraulique minimale en hiver (scénario le plus défavorable avec un bâtiment non chauffé) - bâtiment de 3 étages, dalle avec 8 trous de 2 mm de diamètre, extracteur statique non optimisé, $\Delta P = 0 \text{ Pa}$.

En conclusion, il est important de rappeler que cette étude ne concerne que les transferts aérauliques induits par l'intégration d'un SDS dans un bâtiment. Les transferts de polluants du sol sont fortement dépendant de l'aéraulique, en particulier lorsque ceux-ci sont présents dans le sol à l'état de traces (faible concentration = faible diffusion). Néanmoins, il a été montré dans ce projet que les débits extraits par un SDS à fonctionnement naturel sont souvent faibles ce qui laisse supposer que la diffusion peut alors jouer un rôle dans la pénétration des polluants du sol. Une étude approfondie concernant les transferts convectifs et diffusifs des polluants dans les conditions de faibles débits d'extraction serait nécessaire pour clarifier l'importance relative des différents phénomènes, en particulier pour des dalles fissurées. Ce dernier point renforce l'intérêt majeur de disposer comme prérequis d'une très bonne étanchéité de dalle afin de limiter au mieux les transferts potentiels de polluants.

gouttelettes contaminées (distribution granulométrique des gouttelettes et taux d'émission dépendant de l'activité de la personne contaminée, concentration de virus dans la salive/expectorant), l'inactivation du virus au cours du temps et la contagiosité du virus. Quatre systèmes de ventilation par balayage ont été considérées : ventilation naturelle par conduit, ventilation autoréglable, hygroréglable B et double-flux autoréglable. Cinq mesures de protection des autres membres de la maison ont été étudiées : porte de la chambre 3 ouverte en permanence (#0), porte fermée en permanence (#1), #1 + détalonnage à 90% bouché (#2), #1 + fenêtre de la chambre ouverte à 1/3 pendant la journée (#3) et #3 + détalonnage à 90% bouché (#4). En plus de ces mesures, l'effet du port du masque et de mutations de la souche virale initiale (charge virale et contagiosité) ont finalisé notre contribution.

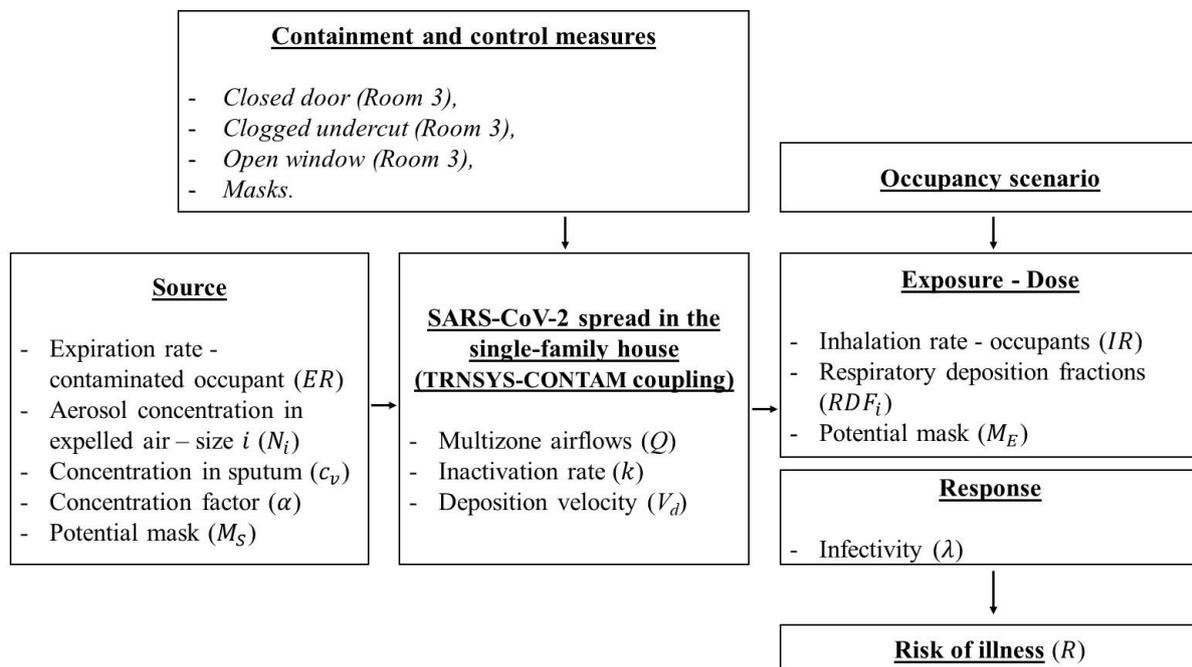


Figure 108 : Etapes de modélisation de l'évaluation du risque de contamination.

La Figure 109 présente les principaux résultats de notre étude en termes de risque de transmission évalué par le modèle de Wells-Riley (Riley et al., 1978) et qui dépend de la quantité de virus déposée dans l'appareil respiratoire.

Le risque de transmission est généralement considéré comme élevé dès la valeur 63%. Tout d'abord, on observe une évolution similaire du risque de contamination avec les systèmes mécaniques et des valeurs plus faibles pour la ventilation naturelle. Ceci s'explique par le principe de ventilation par balayage des pièces de vie aux pièces de service qui est bien maîtrisé avec les systèmes mécaniques. En particulier, l'extraction en cuisine et en WC au rez-de-chaussée induit un écoulement d'air descendant depuis le premier étage et donc un transport des gouttelettes depuis la chambre 3 vers le séjour ; l'exposition y est donc intensifiée d'où un risque plus élevé que dans le cas de la ventilation naturelle qui elle dépend des conditions de températures et de vent. Ainsi, dans le cas #0 (sans précaution), le risque

de contamination atteint 63% en seulement 2 jours pour les systèmes mécaniques alors qu'il faut 5 jours pour le cas de la ventilation naturelle.

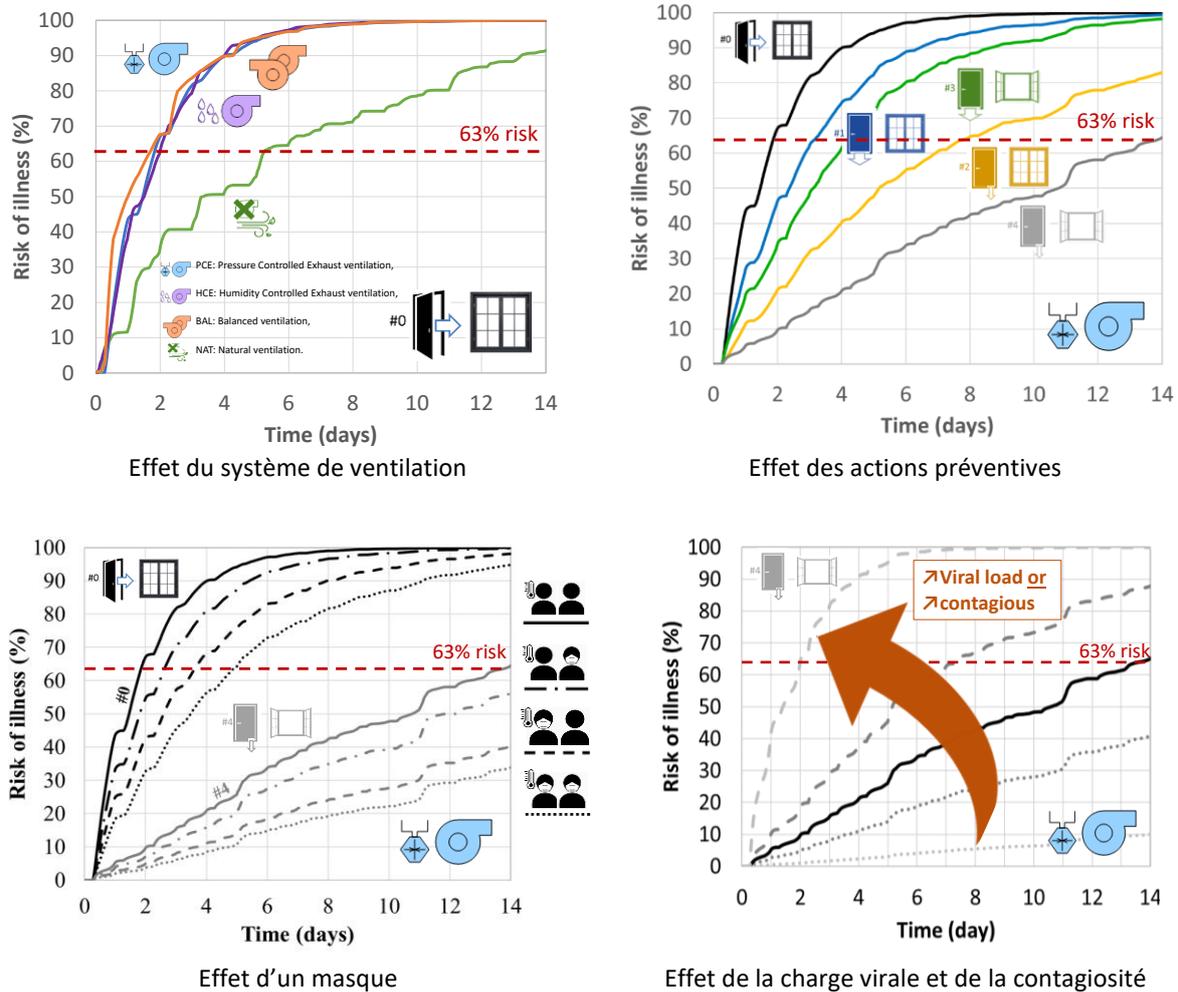


Figure 109 : Effet du système de ventilation, des actions préventives, du port du masque et de la charge virale/contagiosité sur le risque de contamination.

Les résultats suivants sont uniquement présentés pour la ventilation autoréglable ; les tendances sont les mêmes pour les autres systèmes. Les mesures de protection permettent de diminuer le risque avec un fort effet de la fermeture de la porte (retardant le risque à 63% à 3 jours), du bouchage du détalonnage (à 8 jours) et de l'ouverture partielle de la fenêtre (à 14 jours en cumulant les autres mesures). Le port du masque par la personne contaminée a plus d'effet que celui des autres personnes, mais le cumul des deux permet une diminution du risque comparable aux mesures précédentes. Enfin, des variants plus contagieux et des malades avec une plus grosse charge virale peuvent augmenter le risque rapidement comme pour le cas #4 dont le risque à 63% passe de 14 à 2 jours.

Les résultats des cinq scénarios les plus pessimistes modélisés dans la présente étude montrent qu'il existe un risque élevé de transmission du virus par voie aérienne aux autres résidents d'un logement s'il y a déjà une personne infectée à l'intérieur. Ceci est la conséquence directe du principe de ventilation par balayage imposé par la réglementation sur la ventilation dans les logements. On rappellera que ces résultats ont été obtenus sous des

hypothèses fortes, les plus favorables à la contamination avec en particulier une concentration dans la salive de la personne contaminée constante pendant 14 jours (les récentes études montrent une présence virale entre 3 et 9 jours avec une décroissance à partir du 5^{ème} jour) et une exposition permanente des autres occupants. Néanmoins, cette étude prouve que la plupart des actions recommandées ont un impact positif notable pour préserver la santé des autres occupants du logement.

3.5 Conclusion

Ce dernier chapitre visait à présenter mon travail de recherche concernant **l'évaluation de la QAI**. Ces travaux sont pour la plupart la suite logique pour interpréter les résultats des études sur la pollution de l'air intérieur présentées dans le second chapitre, qui eux-mêmes reposent pour certains sur les développements scientifiques du premier chapitre.

Une première partie a été dédiée à l'élaboration des **indices de QAI**, indices qui constituent la métrique principale de la quantification du niveau sanitaire des ambiances intérieures. Nous avons présenté la méthodologie classique, ici appliquée aux logements, à mettre en œuvre dans un premier temps afin de réduire le nombre de polluants à considérer dans cette évaluation. Malgré des valeurs limites d'exposition (VLE) différentes entre nos études puisque dépendantes du contexte d'étude (national ou international), deux polluants semblent clairement se détacher de nos analyses : les **particules PM_{2,5}** (d'origine extérieure et intérieure par les activités des occupants) et le **formaldéhyde** (provenant de nombreuses sources intérieures). Moins prioritaires, d'autres composés peuvent néanmoins être inclus aux analyses comme l'acroléine, le benzène et le NO₂ et pour certains cas plus spécifiques le radon et les moisissures. Un indice basique pour évaluer le risque associé à l'exposition à un polluant est le rapport de la concentration (moyenne) de ce polluant sur la VLE associée (à long terme). Nous avons défini un indice basé sur ce principe, nommé **ULR-QAI**, mais qui intègre les VLE à court et long terme qui permet de quantifier le niveau de pollution sur une échelle de 0 à 10. Nous avons pu également montrer que le calcul d'un **indicateur global multi-polluants** représentatif de la QAI doit considérer **le sous-indice le plus défavorable** et que toute autre dérivation conduirait à une évaluation potentiellement erronée. Enfin, la question de la prise en compte de la consommation énergétique (de solutions de remédiation par exemple) et/ou des paramètres de QEI reste, dans l'état actuel, ouverte.

Nous avons, dans la seconde partie, présenté deux analyses concernant la **QAI des logements français**. La première visait à quantifier les **facteurs d'influence** de la QAI des logements par **l'indice ULR-QAI**. Notre conclusion est que le **comportement des occupants** est le facteur prépondérant de la QAI des logements puisqu'il peut agir défavorablement (en obstruant les bouches d'entrée d'air mais surtout en fumant ou en utilisant des bâtons d'encens) ou favorablement (en aérant tous les jours son logement, en ouvrant la fenêtre ou en utilisant une hotte à extraction lors des épisodes de cuisson). La seconde étude, par le calcul de **l'indicateur global Smart-Réno** et de ses sous-indicateurs, a permis d'analyser les effets des actions de rénovation sur le confort thermique et la QAI en fonction de l'âge de la construction et de la situation géographique en termes de zone climatique et de pollution de l'air extérieur. D'une manière générale, on peut conclure que les effets sur le confort thermique des trois premières actions (remplacement des ouvrants, isolation thermique des parois verticales et des combles) sont négligeables. Seules les **actions de piégeage des sources** intérieures de polluants et l'installation ou le passage à une **ventilation mécanique** hygro B ont un effet notable sur les conditions de confort thermique mais surtout sur la QAI. Enfin, les **bouquets d'actions** sont, à quelques exceptions près pour les maisons les plus récentes, toujours bénéfiques en termes de QAI.

La dernière partie présentait l'évaluation de solutions d'amélioration de la QAI ou de protection des occupants. Les études numériques sur la **performance des systèmes d'épuration intégrés aux centrales de traitement de l'air** dans le cas de la ventilation et la climatisation de bureaux ont montré que les solutions d'épuration, dans leur mode de fonctionnement optimal, sont globalement plus performantes que la sur-ventilation des locaux. Cependant, on prendra garde **d'évaluer une solution d'épuration dans le contexte spécifique du bâtiment dans lequel il doit être mis en œuvre**, et non pas sur la seule base de la performance intrinsèque du système. Sur la base d'une importante campagne de mesures sur site, notre évaluation numérique de la performance aéraulique d'un **Système de Dépressurisation du Sol (SDS)** à fonctionnement naturel a permis de s'assurer du **bon fonctionnement** de ce type de système **en période hivernale** à extraire l'air potentiellement chargé de polluant provenant du sous-sol d'un bâtiment. Enfin, notre évaluation numérique du risque de **transmission du virus COVID 19 dans une maison individuelle** a bien montré que le principe de balayage de l'air de ventilation des pièces de vie aux pièces humides, obligatoire en France, pouvait être à l'origine de la transmission du virus même en assurant une quarantaine stricte de la personne contaminée dans une des pièces du logement.

Conclusion et perspectives de recherches

Ce manuscrit a retracé environ 25 ans de travail de recherche effectué au sein de différentes équipes de trois laboratoires : le *Lawrence Berkeley National Laboratory* (Etats-Unis) en 2001-2002, le *Laboratório de Sistemas Térmicos* (PUC-PR, Brésil) de 2005 à 2011 et le laboratoire LEPTAB/LEPTIAB/LaSIE de La Rochelle Université depuis l'année de mon DEA en 1996. Malgré les différents lieux, méthodes de travail et surtout équipes de recherche, le sujet central a toujours été l'amélioration des connaissances en transferts de masse et de chaleur au sein du bâtiment et à leur impact sur ses occupants. La structure de ce document s'est donc naturellement construite autour de trois grandes parties regroupant différentes périodes en commençant par des travaux plus fondamentaux concernant la physique du bâtiment au sens large, puis par l'intégration et le développement de modèles élémentaires dans la construction d'outils numériques permettant d'approcher la complexité de la pollution de l'air des ambiances intérieures et enfin par l'application de ces connaissances à la résolution et à l'interprétation des problématiques de QAI.

Nous ne reviendrons pas ici sur les différentes conclusions apportées sur chacune des études qui ont constituées ce manuscrit mais nous chercherons à dessiner les perspectives de recherche dans le domaine. Les recherches sur la qualité des environnements intérieurs devront nécessairement intégrer l'évolution des problématiques liées aux progrès technologiques, au changement climatique... et à l'actualité, à travers notamment la crise sanitaire de la Covid 19 et les problématiques énergétiques. La vision de notre groupe de recherche sur la QAI s'articule autour des sept thématiques présentées en Figure 110 : indicateurs, sources, ventilation, interactions avec les matériaux, réactivité ambiante, filtration/épuration et exposition.

Les développements en termes d'**indicateurs de QAI** semblent s'orienter vers l'approche de l'espérance de vie corrigée de l'incapacité (DALY - *Disability-Adjusted Life Years*) qui est actuellement reprise et réactualisée par Jones (2021) pour les logements dans le cadre de l'Annexe 86 de l'Agence Internationale de l'Energie au sein de la sous-tâche dédiée aux indicateurs. Cony Renaud Salis et Laverge (2022) proposent également d'utiliser l'indicateur DALY, mais cette fois-ci pour les bâtiments tertiaires de bureaux, en tenant compte pour chaque polluant considéré individuellement des coûts des soins de santé, des années de vie perdues et de la perte de productivité. De notre côté, nous nous sommes intéressés à l'applicabilité des indicateurs (ULR-QAI, DALY...) pour communiquer en temps réel l'état de la QAI aux occupants de logements dans le cadre du projet ALLO (Nicolle et al., 2021). Une étude exploratoire (Brunet et al., 2022) a montré que l'échelle de gradation de l'indicateur ULR-QAI devait être adaptée à la fréquence courte de calcul (ici, 5 min.) afin de représenter correctement les valeurs à long-terme de l'indicateur tout en gardant une variabilité en phase avec la dynamique des concentrations en polluants pour que l'occupant puisse agir pour limiter la pollution de son logement. Les résultats de cette étude préliminaire basés sur un jeu de données numériques et expérimentales limitées ont besoin d'être maintenant consolidés par des simulations numériques complémentaires ainsi que par les mesures effectuées dans dix logements depuis début 2021.

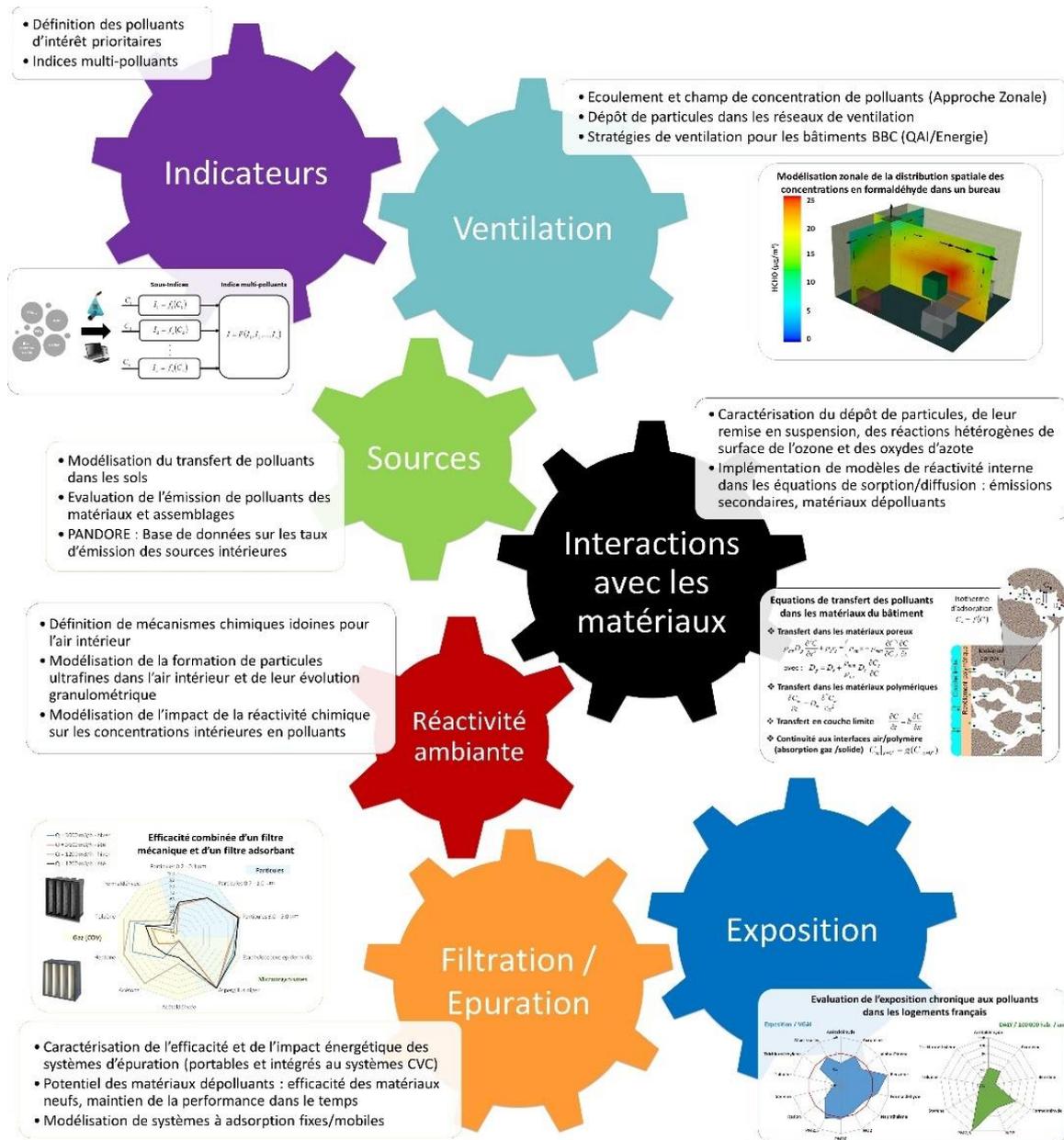


Figure 110 : Vision de l'équipe Bâtiments et Villes Durables du LaSIE sur la recherche en QAI.

Les efforts fournis dans la compilation des données de taux d'émissions en polluants des matériaux et de l'activité des occupants au cours de la création de la base de données PANDORE ont permis de dresser un inventaire des connaissances sur ce sujet. A l'heure actuelle, la mise à jour des données est en cours dans le cadre de l'Annexe 86 dans la sous-tâche consacrée aux **sources de polluants**. Cependant, l'analyse des données déjà intégrées montre l'énorme hétérogénéité des taux d'émission même au sein d'une même famille de sources (plâtre, OSB, ...). La mesure des taux d'émission de chaque polluant pour chaque matériau/activité reste donc nécessaire pour assurer la bonne évaluation des sources intérieures. Une autre difficulté provient de l'évaluation des concentrations en polluants induites par la présence simultanée de plusieurs sources en particulier les matériaux poreux. Comme évoqué dans le second chapitre, la résultante n'est pas l'addition des taux d'émission unitaires à cause des interactions de sorption entre les matériaux qui vont plus ou moins

émettre par rapport aux taux d'émission mesurés en conditions normalisées. L'addition arithmétique des taux d'émission permet ainsi d'étudier les cas critiques en maximisant les concentrations en polluants mais pas de prédire les concentrations réelles en polluants dans les ambiances. Zhao et al. (2022) ont ouvert une autre approche consistant à estimer les taux d'émission, non pas de chaque source pouvant être potentiellement présente dans un environnement intérieur, mais directement à l'échelle de la pièce. Ainsi, ils ont pu corrélérer les taux d'émission de formaldéhyde à la température, l'humidité relative et taux de renouvellement d'air des pièces de séjour et de chambre de 27 logements californiens. Malgré les limitations de données comme le nombre de logements et leurs caractéristiques (constructions récentes, matériaux constructifs peu émissifs et présence d'une ventilation mécanique), l'approche semble intéressante pour disposer de sources intérieures plus réalistes afin de pouvoir étudier l'**exposition** des occupants en fonction de la pollution extérieure et des paramètres constructifs de leurs bâtiments (localisation géographique, perméabilité à l'air, système et stratégie de ventilation...). L'objectif de la compilation et du traitement statistique de données de pollution intérieure organisés dans le cadre de l'Annex86 (en parallèle de la mise à jour de données d'émission de sources unitaires) est d'évaluer des taux d'émission en polluants à l'échelle des pièces des logements.

Une autre alternative est de déterminer pour chaque matériau les paramètres des modèles de sorption-diffusion afin que la présence simultanée de plusieurs sources de type matériaux puisse être prise en compte. Cependant, très peu de données sont disponibles pour les paramètres requis de ces modèles d'**interaction avec les matériaux**, comme la concentration initiale en COV, le coefficient de diffusion et le coefficient de partition pour les modèles les plus simples. C'est pourquoi, nous avons développé une méthodologie pour évaluer ces paramètres en utilisant les données d'émission de COV provenant d'essais standards (Liu et al., 2021). La seule contrainte est de disposer de suffisamment de points de mesures caractérisant la dynamique du taux d'émission en fonction du temps, ce qui était le cas pour quelques données de la base PANDORE. Nous avons pu ainsi évaluer les paramètres pour 9 matériaux (moquette, OSB, plâtre peint...) et une trentaine de COV (formaldéhyde, styrène, toluène, éthylbenzène...). Bien entendu, ces résultats sont liés aux conditions des mesures d'origine (en particulier la température et l'humidité relative de l'air) et nécessiteraient d'être complétés pour former une base de données suffisante pour représenter la pollution de fond des matériaux du bâtiment en COV. On se heurte ici à un travail colossal qui nécessiterait des contraintes en matériel et en temps pour caractériser chaque couple matériau-polluant potentiellement présent dans le bâtiment. En conséquence, une autre voie serait d'évaluer les **paramètres de sorption à l'échelle de la pièce**, de manière similaire à Zhao et al. (2022) pour évaluer le taux global d'émission des sources en formaldéhyde des pièces de logements. Nous avons initié en 2022 une étude exploratoire en ce sens dans le cadre du laboratoire commun RUPEElab entre le LaSIE et la plateforme technologique TIPEE en mesurant simultanément la décroissance de concentration de formaldéhyde, de toluène et de xylène après la génération de sources calibrées dans une pièce de la maison expérimentale Eurêka. La Figure 111 présente la décroissance des trois COV et du CO₂ pendant deux jours. Ces données d'adsorption globale de la pièce, complétées par celles de désorption, permettent d'évaluer les paramètres des modèles représentatifs de l'effet des parois (et du mobilier en

présence). On notera cependant que l'acquisition de ces données repose sur une instrumentation adaptée à la mesure en continue de faibles concentrations en COV et d'une maîtrise de la génération pour représenter des pics de sources représentatifs de ceux rencontrés à l'intérieur d'un bâtiment.

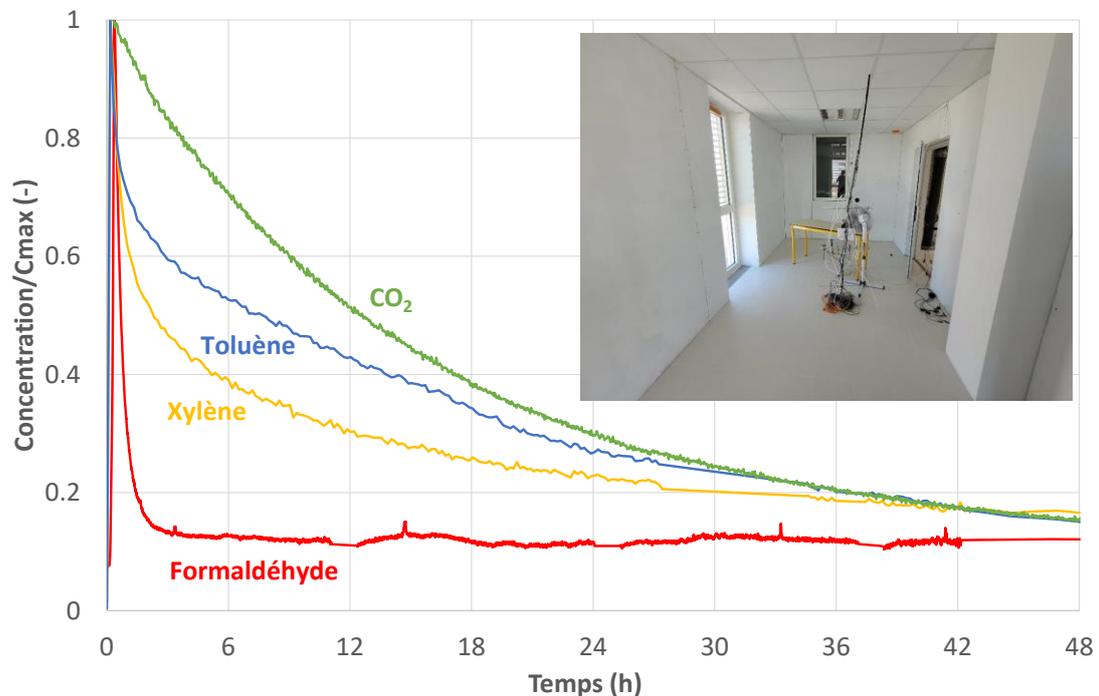


Figure 111 : Concentrations de formaldéhyde, de toluène, de xylènes et de CO₂ après une génération rapide de trois COV dans une pièce de la maison Eurêka (données non publiées).

Le **passage à l'échelle des pièces**, de manière similaire à l'approche proposée par la méthodologie du MBV pour la caractérisation de l'inertie hygroscopique, pour les sources et les effets de sorption pour les COV est poussé par la nécessité de disposer rapidement de données d'entrée et de paramètres suffisamment représentatifs des conditions réelles afin d'évaluer par la simulation les moyens d'amélioration de la QAI et en particulier les systèmes et stratégies de ventilation, de filtration et d'épuration. En particulier, la ventilation joue un rôle important sur le contrôle de l'**exposition** des occupants aux polluants et son efficacité sanitaire (et énergétique) est primordiale de nos jours. La récente réglementation environnementale des bâtiments (RE2020) tend vers l'amélioration du fonctionnement des système de ventilation en mettant en place la vérification des installations à réception pour les maisons individuelles. Cependant, la réglementation actuelle (basée sur les arrêtés de 1982 et 1983) bloque l'innovation en imposant les balayage permanent des logements. Il est nécessaire de fournir un outil d'évaluation de systèmes dépassant les prérequis actuels. C'est l'objet du travail en cours mené par la Direction de l'Habitat de l'Urbanisme et des Paysages (DHUP) qui compte définir d'ici le 1^{er} janvier 2025 des **résultats minimaux pour la QAI dans les bâtiments** et parties de bâtiments neufs. Participant au GT2 « Aspects techniques de la simulation », je travaille avec plusieurs experts français de la ventilation à l'établissement du cahier des charges en termes de conditions limites et résultats minimaux à obtenir par la modélisation.

La **filtration des particules** extérieures (filtration classique des systèmes de ventilation à insufflation et double-flux) et intérieures (filtration de l'air par des épurateurs autonomes) sera un élément clé des solutions d'amélioration de la QAI à venir. La caractérisation de leur efficacité spectrale est donc primordiale pour évaluer les réelles performances des filtres à fibres actuellement classique ou de ceux à venir. Le banc de test développé au Laboratoire dans le cadre du CPER Bâtiment Durable est l'outil adapté pour acquérir des données réelles à implémenter dans les modèles. Avec la crise sanitaire liée au Covid, l'intérêt pour des solutions de filtration au plus près des occupants comme les épurateurs d'air autonomes s'est fait grandissant. L'évaluation de l'efficacité des **épurateurs** en fonction de leurs emplacements dans une pièce passe ainsi par la modélisation des écoulements d'air induits et de l'hétérogénéité spatiale des concentrations en polluants. Face à la CFD, l'utilisation et le développement à cette problématique particulière de la méthode zonale développée au Laboratoire font logiquement partie des perspectives de mon travail de recherche.

Enfin, les développements récents de la métrologie concernant la mesure de la concentration en polluants permettent d'entrevoir des perspectives d'approfondissement des connaissances et d'applications nouvelles. Qu'elle soit de haute précision (comme les équipements scientifiques ayant permis les mesures en COV de la Figure 111) ou acquise par des capteurs à bas coûts (en particulier les capteurs de particules), la **mesure en continu de la concentration en polluants** au sein des ambiances intérieures révèle ainsi une « nouvelle réalité » en s'affranchissant de la vision limitée dans le temps et l'espace des campagnes de mesures d'avant. Ainsi, il n'est pas illusoire de considérer l'intérêt réel des capteurs à bas-coût à différents niveaux : comme support à la caractérisation des processus physiques dynamiques en laboratoire, à l'évaluation de l'exposition aiguë et chronique des occupants, au contrôle de la ventilation et à l'information des occupants vis-à-vis de la qualité de l'air de leur environnement.

Références bibliographiques

- Abadie M. 2000. Contribution à l'étude de la pollution particulaire : rôle des parois, rôle de la ventilation. Thèse de Doctorat de l'Université de La Rochelle, France.
- Abadie M.O., Limam K., Allard F. 2001. Indoor particle pollution : effect of wall textures on particle deposition. *Building and Environment*, 36 (7), 821-827.
- Abadie M.O., Finlayson E.U., Gadgil A.J. 2002. Infiltration heat recovery in building walls: Computational fluid dynamics investigations results. Lawrence Berkeley National Laboratory Report n°51324.
- Abadie M.O., Mendes N. 2006. Comparative Analysis of Response-factor and Finite-volume based Methods for predicting Heat and Moisture Transfer through Porous Building Materials, *Journal of Building Physics*, 30(1), 7-37.
- Abadie M.O., Limam K. 2007. Numerical evaluation of the particle pollutant homogeneity and mixing time in a ventilated room. *Building and Environment*, 42, 3848-3854.
- Abadie M.O., Mendes N. 2008. Numerical assessment of turbulence effect on the evaluation of wind-driven rain specific catch ratio, *International Communications in Heat and Mass Transfer*, 31(10), 1253-1261.
- Abadie M.O., Mendonça K.C. 2009. Moisture performance of building materials: From material characterization to building simulation using the Moisture Buffer Value concept, *Building and Environment*, 44, 388-401.
- Abadie M.O. 2010a. DOMUS – PROCEL EDIFICA Version Beta Testing – Additional Validations and Verifications, Report for ELETROBRÁS/APC-PUCPR, May.
- Abadie M.O. 2010b. DOMUS – PROCEL EDIFICA Version Beta Testing with ASHRAE 1052-RP Toolkit – Building Fabric Analytical Tests, Report for ELETROBRÁS/APC-PUCPR, September.
- Abadie M.O. 2010c. DOMUS – PROCEL EDIFICA Version Beta Testing with Building Thermal Envelope and Fabric Load Tests from ANSI/ASHRAE Standard 140-2007, Report for ELETROBRÁS/APC-PUCPR, December.
- Abadie M.O., Blondeau P. 2010. A New Set of TRNSYS Types Designed to Model Indoor Airflow and Air Quality using the Zonal Approach. In: *Proceedings of the 7th International Conference on Indoor Air Quality, Ventilation and Energy Conservation in Buildings (IAQVEC)*, Syracuse, USA.
- Abadie M.O., Blondeau P. 2011. PANDORA database: A compilation of indoor air pollutant emissions. *HVAC&R Research*, 17 (4), 602-613.
- Abadie M.O., Mendonça K.C., Blondeau P., Petit P. Modules numériques correspondant aux modèles élémentaires de transfert de polluant dans les éléments de CTA, Livrable L3.1.1E pour le projet VAICTEUR AIR², septembre 2012.
- Abadie M.O., de Camargo M.M., Mendonça K.C., Blondeau P. 2012. Improving the prediction of zonal modeling for forced convection airflows in rooms, *Building and Environment*, 48, 173-182.
- Abadie M.O., Wargocki P. 2017. Annex 68 – Subtask 1: Defining the metrics – In the search of indices to evaluate the Indoor Air Quality of low-energy residential buildings, AIVC CR 17: *Indoor Air Quality Design and Control in Low-energy Residential Buildings*, 116 p.
- Abadie M.O., Romani Z., Burlot M., Nicolle J., Peigné P., Druette L., Collignan B., Allard F. 2021. Development of a Natural Soil Depressurization System Sizing Tool. 8th International Building Physics Conference (IBPC 2021), August, Copenhagen, Denmark.
- Akoua J.J., Pelé C., Pamart P.Y., Allard F., Koffi J., Larbre J. 2012. Qualité d'air intérieur et systèmes de ventilation dans les bâtiments à basse consommation d'énergie. Projet QUAD-BBC, Livrable Tâche 1.2 – Choix de paramètres de suivi de la qualité de l'air intérieur, 25 p.
- ANSES. 2014. Étude exploratoire du coût socio-économique des polluants de l'air intérieur. Report ANSES/ABM/CSTB – n°2011-CRD-11, April.

- Awbi H. B. 1998. Calculation of Convective Heat Transfer Coefficients of Room Surfaces for Natural Convection, *Energy and Buildings* 28 (2), 219-227.
- Axley J.W. 2001. Surface-drag Flow Relations for Zonal Modeling. *Building and Environment*, 36, 843-850.
- Bakker J., Lijzen J.P.A., van Wijnen H.J. 2009. Site-specific human risk assessment of soil contamination with volatile compounds. RIVM report 711701049, 140 p.
- Beausoleil-Morrison I. 1999. Modeling Mixed Convection Heat Transfer at Internal Building Surfaces, *Proceedings of Building Simulation 1*, 313-320.
- Bémer D., Régnier R., Callé S., Thomas D., Simon X., Appert-Collin J.-C. 2006. Filtration des Aérosols – Performances des Médias Filtrants. *Cahiers de Notes Documentaires, Hygiène et Sécurité du Travail, INRS, HST ND 2241-202-06*.
- Blocken B., Carmeliet J. 2002. Spatial and temporal distribution of driving rain on a low-rise building, *Wind and Structure* 5, 441-462.
- Blocken B., Carmeliet J. 2004. A review of wind-driven rain research in building science, *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics* 92, 1079-1130.
- Blondeau P., Abadie M.O., Durand A., Deleglise C., Kaluzny P., Parat S., Ginestet A., Pugnet D., Turreilles C., Duforestel T., Squinazi F. 2012. Qualification énergétique et sanitaire des systèmes d'épuration intégrés aux réseaux de ventilation, *Rapport ADEME, n° 1204C0011, Mars, 139p*.
- Blondeau P., Abadie M.O., Durand A., Kaluzny P., Parat S., Ginestet A., Pugnet D., Turreilles C., Duforestel T. Experimental characterization of the removal efficiency and energy effectiveness of central air cleaners, *Energy and Built Environment*, 2 (1), 2021, DOI: 10.1016/j.enbenv.2020.05.004.
- Bouia H. 1993 Modélisation Simplifiée d'Ecoulements de Convection Mixte Interne: Application aux Echanges Thermo-Aérauliques dans les Locaux. Thèse de Doctorat de l'Université de Poitiers, France.
- British Standards. 1999. Code of Practice for Design of Buildings: Ventilation Principles and Designing for Natural Ventilation. 1st edition, British Standards Institution (BS5925).
- Brunet M., Nicolle J., Abadie M. 2022. Development of a PM2.5 Index Adapted to Short-Term Measurements to Provide Real Time Information to Residential Building Occupants. IAQ 2020: Indoor Environmental Approaches Conference, 9th TightVent and 7th venticool conference (ASHRAE-AIVC), May, Athens, Greece.
- Buhl W.F., Erdem A.E., Winkelmann F.C. 1993. Recent improvements in SPARK : Strong component decomposition, multivalued objects, and graphical interface. In *Proceedings of Building Simulation'93 Conference, Adelaide, Australia*.
- Byrne M.A. 1995. An Experimental Study of the Deposition of Aerosol on Indoor Surfaces. Thesis for the degree of Doctor of Philosophy of the University College of London.
- Caffey, G. E. 1979. Residential air infiltration. *ASHRAE Trans.*, 85, 41-57.
- Castanet S. 1998. Contribution à l'Etude de la Ventilation et de la Qualité de l'Air des Locaux. Thèse de Doctorat de l'INSA de Lyon, France.
- CFX. 2004. CFX-5 Solver Theory.
- Chojnowski D.B., Nigro P.J., Siegel J.A., Kosar D.A. 2009. Laboratory Measurements to Quantify the Effect of Bypass on Filtration Efficiency. *ASHRAE Transactions*, 115(1), 199-207.
- Clear R.D., Gartland L., Winkelmann F. 2003. An Empirical Correlation for the Outside Convective Air-Film Coefficient for Horizontal Roofs, *Energy and Buildings* 35 (8), 797-811.
- Cony Renaud Salis L. 2020. Elaboration et développement d'un indice de la qualité sanitaire de l'habitat : outil de quantification de la « favorabilité » à la santé. Thèse de Doctorat de La Rochelle Université, France.

- Cony Renaud Salis L., Abadie M.O., Wargocki P., Rode C. 2017. Towards the definition of indicators for assessment of indoor air quality and energy performance in low-energy residential buildings, *Energy and Buildings*, 152, 492-502.
- Cony Renaud Salis L., Picard C.-F., Brunet M., Abadie M.O. 2020. Home quarantine: a numerical evaluation of aerosol-like virus spread in a single-family house. *Indoor Air 2020 Virtual conference*, November 2020, Seoul, South Korea.
- Cony Renaud Salis L., Picard C.-F., Abadie M.O. 2021. Analyse du gain de confort et de QAI, Livrable T3.5 du projet SMART-RENO, Décembre, 43p.
- Cony Renaud Salis L., Laverge J. 2022. A Methodology to assess economical impacts of poor IAQ in office buildings from DALY and SBS induced costs. The 14th REHVA HVAC World Congress CLIMA, 22-25 May, Rotterdam, The Netherlands.
- Daoud A., Galanis N. 2008. Predictions of Airflow Patterns in a Ventilated Enclosure with Zonal Methods. *Applied Energy*, 85, 439-448.
- Dascalaki E., Santamouris M., Argiriou A., Helmis C., Asimakopoulos D.N., Papadopoulos K., Soilemes A. 1995. Predicting single sided natural ventilation rates in buldings *Solar Energy*, 55 (5), 327-341.
- Davenport A.G. 1960. Rationale for Determining Design Wind Velocities, *Journal of the Structural Division, Proceedings American Society Civil Engineers* 86, 39-68.
- de Gids W., Phaff H. 1982. Ventilation rates and energy consumption due to open windows. A Brief Overview of Research in the Netherlands, vol. 1, *Proc. of the 3rd IEA Air Infiltration Center Conference*, 4-5.
- Deevy M. 2006. CFD Modelling of the Benchmark Displacement Ventilation Test Case. U.K. Health and Safety Laboratory (HSL), Report 06/86, 41 p.
- Diallo T. 2013. Impact des polluants gazeux du sol sur la qualité de l'air intérieur des bâtiments. Thèse de Doctorat de La Rochelle Université, France.
- Djouad I., Abadie M.O., Blondeau P., Petit P. 2015. Validation sanitaire des systèmes de contrôle développés et d'évaluation sanitaire des produits, systèmes et solutions mises au point. Livrable L3.3.1B du projet VAICTEUR AIR², 51 p.
- El Hamdani S., Limam K., Abadie M.O., Bendou A. 2008. Deposition of fine particles on building internal surfaces. *Atmospheric Environment*, 42 (39), 8893-8901.
- Emmel M.G., Abadie M.O., Mendes N. 2007. New external convective heat transfer coefficient correlations for isolated low-rise buildings, *Energy and Buildings*, 39(3), 335-342.
- EPA. 2016. Air Quality Index (AQI) Basics. US Environmental Protection Agency, airnow.gov/index.cfm?action=aqibasics.aqi.
- EuroMap. 2022. Portail « Download of air quality data ». Site-web : <https://discomap.eea.europa.eu/map/fme/AirQualityExport.htm>, dernier accès le 15/06/2022.
- Feustel H.E., Rayner-Hooson A. 1990. COMIS fundamentals. Technical Report, Applied Science Division – Lawrence Berkeley National Laboratory (LBL-28560), Berkeley, CA, USA.
- Freire R.Z. 2010. Numerical Simulation of PV Hybrid Ventilation Systems combined with a Whole-Building Hygrothermal Model. Financement gouvernement brésilien (CNPq) – Codirection avec N. Mendes – Début 02/2006, soutenue le 07/05/2010, Université Pontificale Catholique du Paraná (PUC-PR), Curitiba, Brésil.
- Gadgil A.J., Lobscheid C., Abadie M.O., Finlayson E.U. 2003. Indoor Pollutant Mixing Time in an Isothermal Closed Room: An Investigation Using CFD. *Atmospheric Environment*, 37, 5577-5586.
- Grosso M. 1992. Wind pressure distribution around buildings: a parametrical model. *Energy and Buildings*, 18 (2), 101-131.

- Grosso M. 1993. Modelling wind pressure distribution on buildings for passive cooling. Proceedings of the International Conference Solar Energy in Architecture and Urban Planning, Commission of the European Communities, Florence, 17-21.
- Grosso M., Mariano D., Parisi E. 1994. Wind pressure distribution on flat and tilted roofs: a parametrical model. Proceedings of the European Conference on Energy Performance and Indoor Climate in Buildings, Lyon, France, 24-26.
- Gupta R., Mc Farland A.R. 2001. Experimental Study of Aerosol Deposition in Flow Splitters with Turbulent Flow. *Aerosol Science and Technology*, 34 (2), 216-226.
- Haghighat F., Lin Y., Megri A.C. 2001. Development and Validation of a Zonal Model: POMA. *Building and Environment*, 36, 1039-1047.
- Inard C., Bouia H., Dalicieux P. 1996. Prediction of Air Temperature Distribution in Buildings with a Zonal Model. *Energy and Buildings*, 24, 125-132.
- INDEX. 2005. The INDEX project: Critical Appraisal of the Setting and Implementation of Indoor exposure Limits in the EU. Ispra, Italy : . European Commission, Joint Research Centre, Institute for Health and Consumer Protection, Physical and Chemical Exposure Unit, 338 p.
- International Energy Agency. 1996. IEA Annex 23: Multizone airflow modelling. Evaluation of COMIS Appendices, Technical Report, Swiss Federal Institute of Technology, Lausanne. LESO.PB, Institute of Building Technology, Torino, Italy.
- Ito N., Kimura K., Oka J. 1972. A Field Experiment Study on the Convective Heat Transfer Coefficient on Exterior Surface of a Building, *ASHRAE Trans.* 78, 184-191.
- Jiang Y., Alexander D., Jenkins H., Arthur R., Chen Q. 2003. Natural ventilation in buildings: measurement in a wind tunnel and numerical simulation with large-eddy simulation. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, 91 (2003), 331-353.
- Johnson P.C., Ettinger R.A. 1991. Heuristic model for predicting the intrusion rate of contaminant vapors into buildings, *Environ. Sci. Technol.*, 25 (8), 1445-1452.
- Jones B. 2021. DALY as an integrated IAQ metric: methodological updates. AIVC Webinar – IAQ and Ventilation Metrics. April.
- Jørgensen R. B., Bjørseth O., Malvik B. 1999. Chamber testing of adsorption of volatile organic compounds (VOCs) on material surfaces. *Indoor Air*, 9, 2-9.
- Joubert P., Le Quéré P., Béghein C., Collignan B., Couturier S., Glockner S., Groleau D., Lubin P., Musy M., Sergent A. and Vincent S. 2004. A numerical exercise for turbulent natural convection and pollutant diffusion in a two-dimensional partially partitioned cavity. *International Journal of Thermal Sciences*, 44 (4), 311-322.
- Kim C.S., Garcia L. 1991. Particle Deposition in Cyclic Converging Tube Flow. *Aerosol Science and Technology*, 14 (3), 322-330.
- Kirchner S., Arene J.F., Cochet C., Derbez M., Duboudin C., Elias P., Gregoire A., Jedor B., Lucas J.P., Pasquier N., Pigneret M., Ramalho O. 2006. Campagne nationale logements (CNL) : état de la pollution dans les logements français. CSTB/DDD/SB – 2006-57, 165 p.
- Kirchner S., Arene J.F., Cochet C., Derbez M., Duboudin C., Elias P., Gregoire A., Jedor B., Lucas J.P., Pasquier N., Pigneret M., Ramalho O. 2007. État de la qualité de l'air dans les logements français. *Environnement, Risques et Santé*, 6 (4), 259-269.
- Klein S.A., Beckman W.A., Mitchell J.W., Duffie J.A., Duffie N.A., Freeman T.L., Mitchell J.C., Brau J.E., Evans B.L., Kummer J.P., Urban R.E., Fiksel A., Thornton J.W., Blair N.J., Williams P.M., Bradley D.E., McDowell T.P. and Kummert M. 2004. TRNSYS 16 – A TRaNsient System Simulation program. User manual, Univ. of Wisconsin, USA.

- Klejnowski K., Krasa A., Rogula-Kozłowska W., Błaszczak B. 2013. Number Size Distribution of Ambient Particles in a Typical Urban Site: The First Polish Assessment Based on Long-Term (9 Months) Measurements. *The Scientific World Journal*, 2013, 13 p.
- Künzel H.M. 1994. Simultaneous heat and moisture transport in building components: one- and two-dimensional calculation using simple parameters, PhD thesis, University of Stuttgart.
- Jones B. 2021. DALY as an integrated IAQ metric: methodological updates. IEA EBC Annex 86/ AIVC Webinar – IAQ and Ventilation Metrics, 8 April.
- Lai A.C.K., Nazaroff W.W. 2000. Modeling indoor particle deposition from turbulent flow onto smooth surfaces. *Journal of Aerosol Science*, 31 (4), 463-476.
- Lai A.C.K. 2002. Particle deposition indoors: a review. *Indoor Air*, 12, 211-214.
- Langmuir I. 1918. The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. *Journal of the American Chemical Society*, 40(9), 1361-1403.
- Larsen T.S. 2006. Natural Ventilation Driven by Wind and Temperature Difference. PhD thesis. Aalborg University – Department of Civil Engineering, Group of Architectural Engineering. ISSN 1901-7294, Denmark.
- Limam K., Dascalaki E., Abadie M.O., European studies on natural ventilation, European directory of sustainable and energy efficient building, 1998, 20-25.
- Linden P.F. 1999. The Fluid Mechanics of Natural Ventilation. *Annual Review of Fluid Mechanics*, 31, 201-238.
- Liu D.-L., Nazaroff W.W. 2003. Particle Penetration Through Building Cracks, *Aerosol Science and Technology*, 37 (7), 565-573.
- Liu Z., Nicolai A., Abadie M.O., Grunewald J., Zhang J. 2021. Development of a procedure for estimating the parameters of mechanistic VOC emission source models from chamber testing data. *Building Simulation*, 14 (2), 269-282.
- Logue, J.M., Price P.N., Sherman M.H., Singer B.C. 2012. A Method to Estimate the Chronic Health Impact of Air Pollutants in U.S. Residences. *Environmental Health Perspectives*, 120 (2), 216-222.
- Mac Adams W.H. 1954. *Heat Transmission*, New York, McGraw-Hill.
- Marzougui S. 2013. Transfert d'un composé organo-chloré depuis une zone source localisée en zone non saturée d'un aquifère poreux vers l'interface sol-air: expérimentations et modélisations associées. Thèse de Doctorat de l'Université de Strasbourg, France.
- Maupetit F., Nicolas M., Nicolle J., Sérafin G., Blondeau P. 2017. Emissions des matériaux de construction assemblés sous forme de parois : Caractérisation expérimentale et modélisation simplifiée de la qualité de l'air intérieur. Rapport final du projet Prédicit'Air. 193 p.
- Mazuroski W., Strobel C.S., Abadie M.O., Mendes N. 2009. Software para simulação de transferência e absorção de calor através de superfícies vítreas considerando múltiplas reflexões, *Anais do X ENCAC*, Natal, Brazil.
- McFarland A.R., Gong H., Muyshondt A., Wente W.B., Anand N.K. 1997. Aerosol deposition in bends with turbulent flow. *Environmental Science and Technology*, 31, 3371–3377.
- Megri A.C., Haghighat F. 2007. Zonal Modeling for Simulating Indoor Environment of Buildings: Review, Recent Developments, Applications. *HVAC&R Research*, 13, 48-66.
- Meissner J.W., Abadie M.O., Moura L.M., Mendonça K.C., Mendes N. 2014. Performance curves of room air conditioners for building energy simulation tools, *Applied Energy*, 129, 243-252.
- Mendes N., Oliveira R.C.L.F., Santos G.H. 2003. Domus 2.0: A Whole-Building Hygrothermal Simulation Program, Proc. of the 8th International Conference on Building Performance Simulation (IBPSA'03), Eindhoven, The Netherlands.

- Mora L., Gadgil A.J., Wurtz E., Inard C. 2002. Comparing Zonal and CFD Model Predictions of Indoor Airflows under Mixed Convection Conditions to Experimental Data. In: Proceedings of the 3rd European Conference on Energy Performance and Indoor Climate in Buildings, Lyon, France.
- Mora L. 2003. Prédiction des Performances Thermo-Aérouliques des Bâtiments par Association de Modèles de Différents Niveaux de Finesse au sein d'un Environnement Orienté Objet, PhD dissertation, University of La Rochelle, France.
- Mora L., Gadgil A.J., Wurtz E. 2003. Comparing Zonal and CFD Model Predictions of Isothermal Indoor Airflows to Experimental Data. *Indoor Air*, 13, 77-85.
- Musy M. 1999. Génération Automatique des Modèles Zonaux pour l'Etude du Comportement Thermo-aérouliques des Bâtiments. Thèse de Doctorat de l'Université de La Rochelle, France.
- Nicolle J., Abadie M., Castet F., Assegong C., Colas L. 2021. Données individuelles de qualité d'air et changement de comportement, ALLO - Accompagner les habitants pour l'intégration de la qualité de l'air dans leur Logement. Rapport ADEME, 99 p.
- Nielsen P.V. 1990. Specification of a Two-Dimensional Test Case. In: International Energy Agency, Annex 20, Air flow pattern within buildings, Technical Report.
- NIST. 1996. NIST estimates nationwide energy impact of air leakage in U. S. buildings. *J. Research of NIST*, 101 (3), 413 p.
- Offermann FJ, Sextro RG, Fisk WJ, Grimsrud DT, Nazaroff WW, Nero AV, Revzan KL, Yater J. 1985. Control of respirable particles in indoor air with portable air cleaners. *Atmospheric Environment*, 19(11), 1761-1771.
- OMS. 2010. WHO guidelines for indoor air quality. Report. World Health Organization Regional Office for Europe, Bonn, Germany, 248 p.
- Papakonstantinou K.A., Kiranoudis C.T., Markatos N.C. 2000. Numerical simulation of air flow field in single-sided ventilated buildings. *Energy and Buildings*, 33 (2000), 41-48.
- Persily A. 1982. Understanding air infiltration in homes. Report PU/CEES No. 129, Princeton University Center for Energy and Environmental Studies, February, 335 p.
- Peuhkuri R. 2003. Moisture dynamics in building envelopes. Ph.D. thesis, Technical University of Denmark, Copenhagen, Denmark.
- Picard C.-F. 2019. Développement de méthodes et d'outils associant la modélisation numérique et des mesures in situ afin de concilier la qualité de l'air intérieur et l'efficacité énergétique. Thèse de Doctorat de La Rochelle Université, France.
- Picard C.-F., Cony Renaud Salis L., Abadie M.O. 2022. Home quarantine: A numerical evaluation of SARS-CoV-2 spread in a single-family house. *Indoor Air*, Wiley, 2022, 32 (5), DOI: 10.1111/ina.13035.
- Riley E.C., Murphy G., Riley R.L. 1978. Airborne spread of measles in a suburban elementary school. *American Journal of Epidemiology*, 107 (5), 421-432.
- Rios Mora J.S. 2021. Optimisation de la gestion de l'impact des pollutions gazeuses des sols sur la qualité d'air intérieur. Thèse de Doctorat de La Rochelle Université, France.
- Rios Mora J.S., Collignan B., Diallo T., Abadie M.O., Limam K. 2022. Numerical analysis of vapor intrusion from the ground into buildings in the presence of lateral sources of pollution. *Building and Environment*, doi.org/10.1016/j.buildenv.2021.108397.
- Rode C. 2005. Moisture buffering of building materials. Department of Civil Engineering, Technical University of Denmark, Report R-126.
- Rode C., Woloszyn M. 2004. Annex 41 – Subtask 1, Common Exercise 1 (Whole building heat and moisture analysis) "BESTEST REVISED". Livrable 1 de l'Annexe 41.

- Santamouris M., Asimakopoulos D.N. 1994. Passive Cooling of Buildings. SAVE program, Directorate General for Energy, European Commission, available from CIENE, University of Athens.
- Sedlbauer K. 2001. Vorhersage von Schimmelpilzbildung auf und in Bauteilen, PhD thesis, University of Stuttgart.
- Sérafain G. 2020. Stratégies optimales de maîtrise de la qualité de l'air dans les bureaux : évaluation du potentiel des matériaux adsorbants. Thèse de Doctorat de La Rochelle Université, France.
- Sérafain G., Abadie M.O., Joubert P. 2020. Evaluation de la performance des systèmes de ventilation vis-à-vis de la qualité de l'air intérieur. Conférence IBPSA France, Novembre, Reims, France.
- Sérafain G., Abadie M.O., Joubert P. 2021. Numerical Assessment of Seven Ventilation Systems for Social Residential Buildings based on Indoor Air Quality and Energy Consumption. 8th International Building Physics Conference (IBPC 2021), August, Copenhagen, Denmark.
- Sharma M., Bhattacharya A. 2012. National Air Quality Index. Control of Urban Series, CUPS/82/2014-15, 58 p.
- Sharples S. 1984. Full-Scale Measurements of Convective Energy Losses from Exterior Building Surfaces, *Building and Environment* 19, 31-39.
- Sherman M., Matson N. 1993. Ventilation-Energy liabilities in U.S. dwellings. Proc. 14th AIVC Conference: Energy impact of ventilation and air infiltration, Copenhagen, September 21-23, pp. 23-41. Air Infiltration and Ventilation Centre, Coventry U.K.
- Sherman M.H., Walker I.S. 2001. Heat Recovery in Building Envelopes. Proc. ASHRAE/DOE/BTECC Conference on the Thermal Performance of the Exterior Envelopes of Buildings VIII. ASHRAE, Atlanta, GA. LBNL 47329.
- Siegel J.A., Nazaroff W.W. 2003. Predicting particle deposition on HVAC heat exchangers. *Atmospheric Environment*, 37, 5587-5596.
- Sippola M.R., Nazaroff W.W. 2003. Modeling Particle Loss in Ventilation Ducts. *Atmospheric Environment*, 37, 5597-5609.
- Snyder W.H. 1985. Fluid modeling of pollutant transport and diffusion in stably stratified flows over complex terrain, *Annual Review of Fluid Mechanics* 17, 239-266.
- STAR-CD Methodology. 1999. Computational Dynamics Limited, Version 3.1.
- Susin R.M., Lindner G.A., Mariani V.C., Mendonça K.C. 2009. Evaluating the Influence of the Width of Inlet Slot on the Prediction of Indoor Airflow: Comparison with Experimental Data. *Building and Environment*, 44, 971-986.
- Swami M.V., Chandra S. 1988. Correlations for pressure distribution of buildings and calculation of natural-ventilation airflow. *ASHRAE Transactions*, 94 (4), 244-266.
- Thatcher T.L., Fairchild W.A., Nazaroff W.W. 1996. Particle deposition from natural convection enclosure flow onto smooth surfaces. *Aerosol Science and Technology*, 25, 359-374.
- Tourreilles C. 2015. Evaluation de l'intérêt des épurateurs pour concilier la qualité de l'air intérieur et l'efficacité énergétique dans les bâtiments. Thèse de Doctorat de La Rochelle Université, France.
- Turner W.J.N., Logue J.M., Wray C.P. 2013. A combined energy and IAQ assessment of the potential value of commissioning residential mechanical ventilation systems, *Building and Environment*, 60, 194-201.
- VerShaw J., Siegel J.A., Chojnowski D.B., Nigro P.J. 2009. Implications of Filter Bypass. *ASHRAE Transactions*, 115(1), 191-198.
- Viitanen H., Krus M., Ojanen T., Eitner V., Zirkelbach D. 2015. Mold Risk Classification Based on Comparative Evaluation of Two Established Growth Models. *Energy Procedia*, 78, 1425-1430.
- Voeltzel A. 1999. Modélisation du Comportement Thermoaérodynamique des Grands Volumes Vitrés en Régime Dynamique. Thèse de Doctorat de l'INSA de Lyon, France.

- Walker I.S., Wilson D.J. 1993. Evaluating Models for Superposition of Wind and Stack Effect in Air Infiltration. *Building and Environment*, 28, 201-210.
- Wargocki P., Wei W., Bendžalová J., Espigares-Correa C., Gerard C., Greslou O., Rivallain M., Sesana M.M., Olesen, B.W., Zirngibl J., Mandin C. 2021. TAIL, a new scheme for rating indoor environmental quality in offices and hotels undergoing deep energy renovation (EU ALDREN project), *Energy and Buildings*, 244, 111029.
- Wei W., Wargocki P., Zirngibl J., Bendžalová J., Mandin C. 2020. Review of parameters used to assess the quality of the indoor environment in Green Building certification schemes for offices and hotels. *Energy and Buildings*, 209, 109683.
- Woloszyn M., Kalamees T., Abadie M.O, Steeman M., Sasickalagasidis A. 2009. The effect of combining a relative-humidity-sensitive ventilation system with the moisture-buffering capacity of materials on indoor climate and energy efficiency of buildings, *Building and Environment*, 44, 515-524.
- Wood N.B. 1981. A simple method for the calculation of turbulent deposition to smooth and rough surfaces. *Journal of Aerosol Science*, 12, 275–290.
- Wurtz E. 1995. Modélisation Tridimensionnelle des Transferts Thermiques et Aérauliques dans le Bâtiment en Environnement Orienté Objet. Thèse de Doctorat de l'École Nationale des Ponts et Chaussées, Marne-la-Vallée, France.
- Xu M., Nematollahi M., Sextro R.G., Gadgil A.J., Nazaroff W.W. 1994. Deposition of tobacco smoke particles in a low ventilation room. *Aerosol Science and Technology*, 20, 194-206.
- Zhao B., Wu J. 2007. Particle deposition in indoor environments: Analysis of influencing factors, *Journal of Hazardous Materials*, 147 (1–2), 439-448.
- Zhao H., Walker I.S., Sohn M.D., Less B. 2022. A Time-Varying Model for Predicting Formaldehyde Emission Rates in Homes. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(11), 6603.
- Zu K., Qin M., Rode C., Libralato M. 2020. Development of a moisture buffer value model (MBM) for indoor moisture prediction. *Appl Therm Eng*, 171, 115096.
- Zuo W., Chen Q. 2009. Real-time or Faster-than-real-time Simulation of Airflow in Buildings. *Indoor Air*, 19, 33-44.
- Zuo W., Chen Q. 2010. Improvements on FFD Modeling by Using Different Numerical Schemes. *Numerical Heat Transfer*, 58, 1-16.