



**THÈSE / UNIVERSITÉ DE RENNES 1**  
*sous le sceau de l'Université Européenne de Bretagne*

pour le grade de  
**DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE RENNES 1**

*Mention Biologie et Sciences de la Santé*

**Ecole doctorale Vie-Agro-Santé**

présentée par

**Arnaud Dallongeville**

préparée dans le cadre du Réseau Doctoral en Santé Publique  
à l'UMR Inserm 1085

Institut de recherche en santé, environnement et travail  
Ecole des Hautes Etudes en Santé Publique

---

**Exposition cumulée  
aux contaminants de  
l'air intérieur  
susceptibles  
d'induire des  
affections  
respiratoires  
chroniques de  
l'enfant**

**Thèse soutenue à Rennes  
le 3 juillet 2015**

devant le jury composé de :

**Francis ALLARD**

Professeur, université de La Rochelle / *rapporteur*

**Denis CHARPIN**

Professeur des universités – Praticien hospitalier,  
Aix-Marseille université / *rapporteur*

**Nathalie SETA**

Professeur des universités – Praticien hospitalier,  
Université Paris Descartes / *examineur*

**Jean-Pierre GANGNEUX**

Professeur des universités – Praticien hospitalier,  
Université de Rennes 1 / *examineur*

**Denis ZMIROU-NAVIER**

Professeur des universités – Praticien hospitalier,  
Université de Lorraine – EHESP / *directeur de thèse*

**Olivier BLANCHARD**

Enseignant chercheur, Ecole des Hautes Etudes en  
Santé Publique / *co-directeur de thèse*



## Remerciements

---

Cette thèse a été dirigée par Denis Zmirou-Navier, directeur du département Santé, Environnement Travail et Génie Sanitaire de l'EHESP, que je remercie pour l'autonomie et la confiance qu'il m'a accordées, ainsi que pour ses conseils lors de la rédaction. Merci à Olivier Blanchard, enseignant-chercheur au département, qui a co-dirigé ce travail, notamment pour son soutien lors de la campagne de terrain.

Je tiens à remercier également Francis Allard et Denis Charpin d'avoir accepté d'être rapporteurs de cette thèse, ainsi que Nathalie Seta et Jean-Pierre Gangneux d'avoir accepté de faire partie de mon jury et d'évaluer ce travail.

Merci à Isabella Annesi-Maesano, Souad Bouallala, Cécile Chevrier, Hélène Desqueyroux, Isabelle Momas et Olivier Ramalho, membres de mon comité de thèse, pour leur regard critique et leurs remarques constructives.

Je remercie également Virginie Gandemer, représentante de l'école doctorale dans mon comité de thèse, pour sa vision extérieure sur mon travail, et pour et son aide dans la préparation d'un de mes projets post-thèse.

Cette thèse a été cofinancée par le Réseau Doctoral en Santé Publique animé par l'Ecole des Hautes Etudes en Santé Publique et le programme thèses de l'ADEME, et je les en remercie. L'étude de terrain a bénéficié d'un financement ADEME/ANSES dans le cadre du PNR-EST 2011. Je remercie également le Réseau Doctoral pour les aides à la mobilité dont j'ai pu bénéficier pour suivre différentes formations, et pour présenter mon travail dans différentes conférences.

Un grand merci à Séverine, assistante au DSET&GS, toujours prête à écouter mes doléances après des réunions compliquées, et à aider avec le sourire pour la gestion de tous les aspects administratifs de mon passage à l'école : organisation de multiples visios avec changements de dernière minute, déplacements alambiqués et états de frais en série, commandes de consommables en Italie sans devis... Merci aussi pour son optimisme à toute épreuve ! Merci d'ailleurs à Valérie d'avoir géré le début de ces relations commerciales Italiennes.

Merci à Nathalie Bonvallet pour le prêt de sa licence SIMCA, même si au final la PLS n'a pas été l'outil magique que l'on espérait...

Merci à toute l'équipe du LERES de m'avoir hébergé dans ses locaux, et merci pour toutes vos contributions à ce travail : Dominique pour toutes les précieuses extractions de Solabo ; Véronique, Chandara et Fleur pour les aspects administratifs ; Mélinda, Nathalie et Sylvie pour l'enregistrement de mes échantillons, et les innombrables photocopies des fiches de

prélèvement ; Fabien, Delphine et Barbara, pour vos conseils sur certains points techniques. Merci à Pierre et Barbara pour leurs relectures attentives de mes articles et résumés en tous genres.

Merci à Sylvie, Nathalie et Betty (« Les 3 Arsouilles » ©) pour leur soutien, notamment par leurs blagues permanentes, toujours de bon goût évidemment ; un merci particulier à Sylvie pour les tôles qui ont sublimé notre support d'aquarium, et pour l'accès à la poubelle à verre de la laverie.

Cette thèse repose sur une campagne de terrain conséquente menée au sein du logement de familles de la cohorte Pélagie. Merci à Cécile, Nathalie et Christine de nous avoir donné accès à cette base de données. Ce fut un plaisir de travailler avec vous, merci pour votre aide dans le travail de sélection des logements et merci Christine de m'avoir initié aux astuces de la saisie des questionnaires sous Epidata. J'espère que ce travail pourra contribuer, même modestement, à apporter des nouveaux éléments pour les prochains suivis de la cohorte.

Je ne peux pas citer ici une à une toutes les familles qui ont accepté de participer à cette étude, mais je les remercie vivement pour leur accueil et leur disponibilité. Merci d'avoir accepté de nous laisser prélever des THM dans leurs douches et des poussières sur leurs moquettes, et d'avoir supporté le doux bruit de la « pompe à PUF » dans leur salon pendant 5 jours.

Cette campagne n'aurait pas pu être menée à bien sans l'équipe du pôle Terrain du LERES. Merci à Emilie de m'avoir formé à toutes les techniques de prélèvement, merci pour sa disponibilité et sa souplesse face à un planning parfois changeant et contraignant. Merci à Marylise, Mathieu et Éric d'avoir vaillamment parcouru les routes bretonnes avec moi pour passer l'aspirateur de La Guerche jusqu'à Trégastel. Un merci particulier à Julien, avec qui j'ai réalisé la majeure partie de cette campagne, pour les nombreux débats musicaux (et autres) sur la route, les festins servis par Jimmy au Buffalo Grill de Loudéac, et bien sûr toutes les « boîtes en bois avec le pied à côté ».

Merci à toute l'équipe de l'unité Micropolluants du LERES, en particulier Aude, Gaëlle(s), Gildas, Karine, et à celle de l'unité Microbiologie (Anne, Arlette, Marie-Claire, Sophie et Sylvie), qui ont analysé une grande partie des échantillons de cette campagne.

Merci à Olivier Ramalho pour son aide pour le calcul des TRA. Merci à Séverine Deguen pour son aide dans les premières étapes de l'analyse statistique, et merci d'avoir permis financièrement à Florence et Judicaël (que je remercie aussi) de réaliser la double saisie des questionnaires.

Un immense merci à Nathalie, que mes proches connaissent plutôt comme « mon idole de Beaulieu » (même si tu es maintenant à Villejean, une chance pour moi !). Nathalie, merci pour la mise en œuvre technique de la phase de sélection des logements, et surtout merci pour ton

implication énorme (en parallèle de tes projets) et ton aide très précieuse dans l'exploitation des données de l'enquête ! Pour tes relectures critiques et tes commentaires constructifs, pour ta disponibilité sans faille même les jours fériés ou le samedi soir, pour ta pédagogie parfaite pour des cours accélérés de statistiques, pour ton humour et ta bonne humeur en toutes circonstances, pour ton soutien indéfectible, et pour toutes nos discussions plus informelles...  
Merci !

Merci aussi à vous tous, membres du LERES, avec qui je n'ai pas forcément travaillé, mais que j'ai côtoyé tous les jours (ou presque) pendant 3 ans et demi (ou presque) : SPiel, ce fût un plaisir de débarquer dans ton bureau, de faire du tabagisme passif avec toi et de manger des moules à l'escabèche avant de faire la vaisselle (en musique) ; Anthony, Cécile, Laurine et Virginie, merci pour votre soutien, merci de m'avoir supporté tous les midis (surtout à la fin) et merci pour les fameuses blagues du midi justement, merci pour ces litres de café préparés et ces kilos de nourriture distribués aux poissons !

Merci aux différents stagiaires que j'ai vus défiler pour leur bonne humeur, leur participation active aux fameux barbecues du comité, les apéros spontanés en sortant du labo, et leur soutien aux différents moments de la thèse où je les ai rencontrés ! Lise, Manu, Laura, Maud, Max, Jérôme, Pauline, Aurélien (même pas stagiaire d'ailleurs), à bientôt, pour le jeu de piste et/ou au Dejazy !

Merci à Hugo et Stephan (rrrrroooohhh), anciens stagiaires aussi, et à Anne (ou plutôt Anneuh, bieng sûreuh), tous maintenant membres permanents et méritants du Comité de l'Échec, et plus encore. Un grand merci aussi à Adé, membre co-fondatrice du comité, pour son soutien dans le dur combat pour la publication scientifique, pour tous les clips fabuleux qu'elle m'a fait découvrir, et pour toutes les booms du boulevard de Verdun, qui se sont bien souvent terminées dans l'antre de Gillou...

Merci à Marie-No, ses demis bien frais servis au soleil de la rue de Brest ne sont jamais loin après des réunions laborieuses, et merci d'avoir fait naître un projet qui nous tient toujours en haleine, et qui finira même peut-être un jour par aboutir ?

Réaliser cette thèse dans le cadre du programme thèses de l'Ademe m'aura également permis de rencontrer d'autres thésards, que j'espère recroiser à l'occasion : Gaëlle, Mathilde et Robin, à quand la prochaine bière à Angers ?

Enfin, un immense merci à tout mon entourage proche et lointain (géographiquement parlant) pour sa présence et son soutien tout au long de ces 3 ans et demi, pour avoir supporté mes plaintes, et pour tous les WE et/ou soirées et/ou heures au téléphone passées ensemble...

Merci à Aurélien (un jour, on arrivera peut-être à appliquer à nous-même le 80/20 ? Ou pas... En tous cas, merci pour tout, notamment ces heures au téléphone même sans réseau, et pour tes séjours bretons (mais pourquoi toujours en février ?)), à Elise F (tu te demandes encore dans quel projet étrange et inattendu je vais me lancer après, hein ?), à Elise P (en plus de philosopher des heures sur la thèse, on pourra maintenant philosopher sur après la thèse...courage, un jour on en voit le bout !), à Amélie (experte en soutien de thésard en détresse via skype, et presque future thésarde malgré elle ?!), à Stf (c'est bientôt ton tour, héhé ! Et pour la suite ? ;) ) et à Jean (qui n'hésite pas à appeler au labo le vendredi midi après avoir fait sa fouine).

Un énorme merci aussi à ma famille : Lili, Aurore et Lionel, Réré, Béné, Jo et mes grands-parents pour leur soutien et toutes leurs attentions, non seulement tout au long de cette thèse mais aussi depuis toutes ces années, et malgré la distance. Ca n'est pas parce que je ne me montre pas souvent que ça ne compte pas... Merci aussi de m'avoir permis d'en arriver là, et de continuer à soutenir l'éternel étudiant que je suis...Merci papa de le faire à ta façon...

Pour l'entourage Breton, merci à Max, Madeline, Marine et Juju, co-fondateurs des YPCP, mon premier groupe de musique virtuel (mais d'amis réels) à Rennes. Juju, malgré ta retraite à Chartres puis en Australie, merci pour ton soutien à distance !

J'ai aussi la chance d'être tombé dans des groupes de musique bien réels (Dorémifac, clac, clac) et de contribuer à en créer d'autres, ce qui m'a aussi permis de rencontrer des personnes génialissimes comme l'enfer... Ann-Mary, Gaétan, Gwen, Isa, Jean, Joseph, Marilou, Marion, Nathan, Paulette, Quentin, Tiphaine, merci à vous d'être là (même si certain(e)s sont temporairement exilé(e)s hors Bretagne, comme en Mayenne, à Versailles ou au Québec...), merci pour votre soutien, merci d'avoir toléré mes retards systématiques en répèt quand je revenais de passer l'aspirateur à l'autre bout de la région, quand je me battais avec mes stats ou quand je rédigeais (laborieusement) ce manuscrit, merci de m'avoir supporté quand je me plaignais un peu trop, merci pour tous ces délires, toutes ces soirées à l'épicerie et chez les uns ou les autres, ces WE à cramer sous le soleil vendéen ou celui de Trigory en chantant, ces répêts d'octuor et de pocresses qui égayent les lundis et dimanches soirs... Bref, tous les moments géniaux passés ensemble (et j'en oublie dans la liste !), en attendant les suivants, à Rennes, en Irlande, ou ailleurs !

Un énorme merci tout particulier à Marion : merci d'avoir été une oreille HYPER attentive comme l'enfer pour les multiples rebondissements impliquant de multiples protagonistes au cours de ces 3 années et quelques...Merci pour ton soutien sans faille et pour toutes ces heures à discuter, sur tout ça et tout le reste. Merci aussi pour ton soutien logistique en toutes circonstances, et merci tout spécialement pour le ravitaillement de luxe, livraison incluse, pendant ces derniers jours de rédaction...

Enfin, je n'aurais sans doute pas survécu à cette thèse (ni à ces derniers jours (et nuits) de rédaction et mise en page intensives, au passage, merci à Louis de Funès, Joe Dassin, Lambert (qui c'est ça, ç' Lambert ?), Dave, et tous les autres, qui ont aussi contribué à notre survie) si je n'avais pas eu la chance de partager un bureau (pour commencer) avec un autre scout, génial comme l'enfer, véritable chercheur dans l'âme. Ça aurait été difficile de mieux tomber... Jean, merci de m'avoir fait confiance et de m'avoir permis de me changer les idées des COV et COSV en m'emmenant patauger dans le Frémur et mesurer des débits en jetant des feuilles dans l'eau, merci pour les festins partagés au Vieux Gréement, aux McDo de Lamballe (et Villejean, malgré nous...), au marché, et autres, merci pour les heures passées à discuter sur la N12, en terrasse, sur nos balcons et ailleurs, merci pour ton soutien (et ces craquages de folie) dans les heures sombres dans le bureau et en dehors, et pour tout le reste.... Même si l'Adapt'UV n'est pas encore en phase de production massive, l'écosystème qui trône dans le bureau est quand même une réussite commune qui en promet bien d'autres. A voir si les prochains projets communs (« pros », parce que pour les autres c'est déjà plutôt bien parti !) sont pour l'an prochain ou juste remis à un peu plus tard, en évitant si possible de passer par les urgences trop souvent...



## Valorisation scientifique

---

- **Rapport d'étude pour l'ADEME**

ADEME (2015). A. Dallongeville, D. Zmirou-Navier, P. Le Cann, B. Le Bot, S. Deguen, C. Chevrier, N. Costet, S. Banerjee, I. Annesi-Maesano and O. Blanchard. 2015. Projet Asthm'Child : Exposition cumulée aux contaminants de l'air intérieur susceptibles d'induire des affections respiratoires chroniques de l'enfant – Rapport.

- **Articles scientifiques**

A. Dallongeville, N. Costet, D. Zmirou, B. Le Bot, P. Le Cann, C. Chevrier, S. Deguen, I. Annesi-Maesano and O. Blanchard (2015). Volatile and semi-volatile organic compounds of respiratory health relevance in French dwellings. *Indoor Air, in press (DOI: 10.1111/ina.12225)*.

A. Dallongeville, P. Le Cann, D. Zmirou, C. Chevrier, N. Costet, S. Deguen, I. Annesi-Maesano and O. Blanchard (2015). Concentration and determinants of molds and allergens in indoor air and house dust in French dwellings. *Science of the Total Environment, in press (DOI : 10.1016/j.scitotenv.2015.06.039)*

S. Banerjee, A. Dallongeville, O. Blanchard, S. Deguen, N. Costet, D. Zmirou-Navier and I. Annesi-Maesano. Indoor galaxolide concentration prediction from building characteristics. *En préparation*.

- **Communications orales dans des congrès internationaux**

A. Dallongeville, S. Banerjee, D. Zmirou, B. Le Bot, N. Costet, S. Deguen, I. Annesi-Maesano and O. Blanchard. Predictive modeling of indoor formaldehyde and SVOC concentration based on air sampling and descriptive questionnaire data. *Abstract accepté, conférence Healthy Buildings 2015 Europe, 18-20 mai 2015, Eindhoven, Pays-Bas*.

A. Dallongeville, D. Zmirou, B. Le Bot, P. Le Cann, C. Chevrier, N. Costet, S. Deguen, I. Annesi-Maesano and O. Blanchard. Study of indoor exposure to chemical and biological air contaminants known or suspected to affect respiratory health. *8th international symposium on air monitoring and biomonitoring (Airmon), 15-19 juin 2014, Marseille*.

- **Communications orales dans des congrès nationaux**

A. Dallongeville, D. Zmirou, B. Le Bot, P. Le Cann, C. Chevrier, N. Costet, S. Deguen, I. Annesi-Maesano and O. Blanchard. Exposition aux contaminants chimiques et biologiques de l'air intérieur susceptibles d'induire des affections respiratoires chroniques de l'enfant. *Rencontres des doctorants Ademe, 4 février 2015, Angers.*

A. Dallongeville, D. Zmirou, B. Le Bot, P. Le Cann, C. Chevrier, N. Costet, S. Deguen, I. Annesi-Maesano and O. Blanchard. Exposition aux contaminants chimiques et biologiques de l'air intérieur susceptibles d'induire des affections respiratoires chroniques de l'enfant. *Séminaire recherche de l'Institut de recherche en santé, environnement et travail, 9 septembre 2014, Rennes.*

A. Dallongeville, D. Zmirou, B. Le Bot, P. Le Cann, C. Chevrier, N. Costet, S. Deguen, I. Annesi-Maesano and O. Blanchard. Exposition aux contaminants chimiques et biologiques de l'air intérieur susceptibles d'induire des affections respiratoires chroniques de l'enfant. *Journées des doctorants Air de l'Ademe, 27 juin 2014, Paris.*

A. Dallongeville, D. Zmirou, B. Le Bot, P. Le Cann, C. Chevrier, N. Costet, S. Deguen, I. Annesi-Maesano and O. Blanchard. Study of indoor exposure to chemical and biological air contaminants known or suspected to affect respiratory health. *Journées scientifiques du réseau doctoral en santé publique, 8-10 avril 2014, Paris.*

- **Communication affichée dans un congrès international**

A. Dallongeville, D. Zmirou, B. Le Bot, P. Le Cann, C. Chevrier, N. Costet, S. Deguen, I. Annesi-Maesano and O. Blanchard. The Asthm'Child project: Study of indoor exposure to chemical and biological air contaminants known or suspected to affect respiratory health. *The 13<sup>th</sup> international conference on indoor air quality and climate, 7-12 juillet 2014, Hong-Kong.*

- **Communication affichée dans un congrès national**

A. Dallongeville, D. Zmirou, B. Le Bot, P. Le Cann, C. Chevrier, N. Costet, S. Deguen, I. Annesi-Maesano and O. Blanchard. Exposition aux contaminants chimiques et biologiques de l'air intérieur susceptibles d'induire des affections respiratoires chroniques de l'enfant. *Rencontres scientifiques de l'Anses, 28 novembre 2014, Paris.*





# TABLE DES MATIERES

---

<b>UN BREF HISTORIQUE DE L'ETUDE DE LA QUALITE DE L'AIR .....</b>	<b>1</b>
<b>INTRODUCTION .....</b>	<b>3</b>
<b>1. CONTEXTE.....</b>	<b>7</b>
1.1. LES AFFECTIONS DES VOIES RESPIRATOIRES EN EUROPE CHEZ LES ENFANTS.....	7
1.2. LES FACTEURS DE RISQUES .....	9
1.3. L'EXPOSITION AUX POLLUANTS DE L'AIR INTERIEUR.....	10
1.3.1. <i>Les sous-produits de chloration (SPC)</i> .....	11
1.3.2. <i>Les aldéhydes</i> .....	12
1.3.3. <i>Les autres composés organiques volatils (COV)</i> .....	14
1.3.4. <i>Les phtalates</i> .....	16
1.3.5. <i>Les muscs synthétiques</i> .....	20
1.3.6. <i>Les moisissures</i> .....	20
1.3.7. <i>Les allergènes</i> .....	24
1.4. LES MODALITES D'EVALUATION DE L'EXPOSITION : DES MESURES AUX MODELES .....	26
1.4.1. <i>Polluants chimiques</i> .....	26
1.4.2. <i>Polluants biologiques</i> .....	29
1.5. SYNTHÈSE ET OBJECTIFS DE LA THESE .....	30
<b>2. MATERIELS ET METHODES.....</b>	<b>35</b>
2.1. SÉLECTION DES LOGEMENTS POUR L'ENQUETE ENVIRONNEMENTALE.....	35
2.1.1. <i>Objectif</i> .....	35
2.1.2. <i>Sélection selon les niveaux de chloroforme dans le réseau d'eau</i> .....	35
2.1.3. <i>Critères supplémentaires de sélection : zone et type de logement</i> .....	37
2.1.4. <i>Prise en compte des résultats de l'étude de faisabilité</i> .....	39
2.1.5. <i>Sélection définitive des logements</i> .....	39
2.1.6. <i>Sélection des logements pour la campagne été/hiver</i> .....	41
2.2. ELABORATION ET SAISIE DES QUESTIONNAIRES .....	41
2.2.1. <i>Objectifs</i> .....	41
2.2.2. <i>Méthode</i> .....	42
2.2.3. <i>Structure globale et renseignement des questionnaires</i> .....	42
2.2.4. <i>Saisie des questionnaires</i> .....	43
2.3. DEROULEMENT DE L'ENQUETE ENVIRONNEMENTALE .....	44
2.4. PRELEVEMENTS ET ANALYSES.....	44
2.4.1. <i>Liste des techniques de prélèvement et d'analyse et références normatives</i> .....	44
2.4.2. <i>Dosage des THM dans l'eau</i> .....	47
2.4.3. <i>Dosage des THM dans l'air</i> .....	48

2.4.4.	<i>Dosage des aldéhydes dans l'air</i> .....	50
2.4.5.	<i>Dosage des composés organiques volatils (COV) dans l'air</i> .....	52
2.4.6.	<i>Dosage des phtalates et muscs dans l'air</i> .....	53
2.4.7.	<i>Dosage des moisissures dans l'air</i> .....	56
2.4.8.	<i>Dosage des moisissures dans les poussières du sol</i> .....	57
2.4.9.	<i>Dosage des allergènes (acariens, chats, chiens) dans les poussières du matelas</i> .....	58
2.4.10.	<i>Mesure des paramètres d'ambiance</i> .....	59
2.5.	<b>ANALYSE STATISTIQUE</b> .....	61
2.5.1.	<i>Traitement des données manquantes pour les questionnaires</i> .....	61
2.5.2.	<i>Traitement des concentrations inférieures à la LQ</i> .....	61
2.5.3.	<i>Statistiques descriptives, transformation des variables, tests utilisés</i> .....	62
2.5.4.	<i>Analyses exploratoires multivariées et typologie des logements</i> .....	62
2.5.5.	<i>Construction des modèles explicatifs</i> .....	66
2.5.6.	<i>Logiciels utilisés</i> .....	71
<b>3.</b>	<b>RESULTATS DESCRIPTIFS</b> .....	<b>75</b>
3.1.	<b>BILAN DE L'ETUDE ENVIRONNEMENTALE</b> .....	<b>75</b>
3.1.1.	<i>Recrutement des logements pour la campagne principale</i> .....	75
3.1.2.	<i>Recrutement des logements pour la campagne été/hiver</i> .....	75
3.1.3.	<i>Evolutions suite à l'étude de faisabilité</i> .....	76
3.2.	<b>DESCRIPTION DES LOGEMENTS</b> .....	<b>78</b>
3.2.1.	<i>Caractéristiques des logements</i> .....	78
3.2.2.	<i>Activités spécifiques durant la période de prélèvement</i> .....	82
3.3.	<b>PARAMETRES D'AMBIANCE</b> .....	<b>84</b>
3.4.	<b>POLLUANTS CHIMIQUES</b> .....	<b>85</b>
3.4.1.	<i>Blancs de terrain</i> .....	85
3.4.2.	<i>Trihalométhanes</i> .....	85
3.4.3.	<i>Aldéhydes et autres COV</i> .....	86
3.4.4.	<i>Phtalates et muscs synthétiques</i> .....	88
3.5.	<b>POLLUANTS BIOLOGIQUES</b> .....	<b>88</b>
3.5.1.	<i>Moisissures dans l'air</i> .....	88
3.5.2.	<i>Moisissures dans les poussières</i> .....	90
3.5.3.	<i>Allergènes dans les poussières</i> .....	90
3.6.	<b>RESULTATS COMPARATIFS POUR LES 26 LOGEMENTS ETE/HIVER : POLLUANTS CHIMIQUES</b> .....	<b>91</b>
3.6.1.	<i>THM</i> .....	91
3.6.2.	<i>Aldéhydes et autres COV</i> .....	93
3.6.3.	<i>Phtalates et muscs synthétiques</i> .....	96
3.7.	<b>RESULTATS COMPARATIFS POUR LES 26 LOGEMENTS ETE/HIVER : BIOCONTAMINANTS</b> .....	<b>97</b>
3.7.1.	<i>Moisissures dans l'air</i> .....	97

3.7.2.	<i>Moisissures dans les poussières</i> .....	99
3.7.1.	<i>Allergènes dans les poussières</i> .....	101
3.8.	INFLUENCE DU TAUX DE RENOUVELLEMENT D’AIR .....	102
3.9.	DISCUSSION DES RESULTATS DESCRIPTIFS .....	103
3.9.1.	<i>THM dans l’eau et dans l’air</i> .....	103
3.9.2.	<i>Aldéhydes et autres COV</i> .....	105
3.9.3.	<i>Phtalates et muscs synthétiques</i> .....	106
3.9.4.	<i>Moisissures dans l’air</i> .....	107
3.9.5.	<i>Moisissures dans les poussières du sol</i> .....	108
3.9.6.	<i>Allergènes dans les poussières du matelas</i> .....	109
3.9.7.	<i>Limites des comparaisons proposées</i> .....	109
3.9.8.	<i>Comparaison des niveaux été/hiver</i> .....	110
3.9.9.	<i>Influence du TRA</i> .....	111
3.9.10.	<i>Limites du design de l’étude</i> .....	112
<b>4.</b>	<b>ANALYSES MULTIVARIEES DES DONNEES DE CONTAMINATION.....</b>	<b>117</b>
4.1.	CORRELATION ENTRE LES DIFFERENTS POLLUANTS .....	117
4.1.1.	<i>Considérations méthodologiques</i> .....	117
4.1.2.	<i>Matrice des corrélations inter-polluants</i> .....	118
4.2.	ANALYSE MULTIVARIEE AU SEIN DE CHAQUE FAMILLE CHIMIQUE (ACP) .....	120
4.2.1.	<i>Les THM</i> .....	120
4.2.1.	<i>Les aldéhydes</i> .....	122
4.2.2.	<i>Les autres COV</i> .....	125
4.2.3.	<i>Les COSV</i> .....	128
4.2.4.	<i>Allergènes</i> .....	131
4.2.5.	<i>Composés retenus pour la modélisation</i> .....	133
4.3.	CONSTRUCTION D’UNE TYPOLOGIE MULTI-CONTAMINANT DES LOGEMENTS (AFM ET CAH).....	134
4.3.1.	<i>Variables incluses dans l’AFM</i> .....	134
4.3.2.	<i>Résultats de l’AFM</i> .....	135
4.3.3.	<i>Résultats de la CAH : une typologie multi-polluant des logements</i> .....	138
4.3.4.	<i>Description des 7 classes de logements en termes de polluants</i> .....	140
4.3.5.	<i>Caractéristiques des logements dans les différentes classes de contamination</i> .....	144
4.3.6.	<i>Paramètres d’ambiance dans les différentes classes de contamination</i> .....	148
4.3.7.	<i>Discussion</i> .....	150
<b>5.</b>	<b>MODELES EXPLICATIFS DE LA CONCENTRATION DES CONTAMINANTS.....</b>	<b>157</b>
5.1.	MODELES EXPLICATIFS DES POLLUANTS CHIMIQUES .....	158
5.1.1.	<i>Aldéhydes</i> .....	158
5.1.2.	<i>COV</i> .....	163

5.1.3.	COSV.....	169
5.1.4.	THM.....	173
5.1.5.	Tableau récapitulatif .....	175
5.2.	MODELES EXPLICATIFS DES BIOCONTAMINANTS.....	178
5.2.1.	Moisissures dans l'air .....	178
5.2.2.	Moisissures dans les poussières .....	184
5.2.3.	Allergènes .....	187
5.3.	DISCUSSION SUR LES MODELES.....	189
5.4.	CAPACITES PREDICTIVES DES MODELES POUR LA COHORTE PELAGIE .....	190
<b>CONCLUSION ET PERSPECTIVES .....</b>		<b>195</b>
<b>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES .....</b>		<b>199</b>
<b>LISTE DES ANNEXES.....</b>		<b>215</b>

## LISTE DES TABLEAUX

---

Tableau 1: Distribution de la concentration en chloroforme pour toutes les UDI selon la saison.....	36
Tableau 2: Distribution des logements éligibles à la sélection.....	38
Tableau 3: Liste des techniques de prélèvement et d'analyses et références normatives.....	45
Tableau 4 : Principales évolutions entre l'étude de faisabilité et l'étude approfondie.....	76
Tableau 5 : Principales caractéristiques des logements inclus dans la campagne.....	79
Tableau 6: Résumé des principales caractéristiques des pièces instrumentées.....	81
Tableau 7: Résumé de certaines activités réalisées pendant les 5 jours de prélèvement.....	82
Tableau 8: Résumé des activités de ménage et d'aération dans les pièces instrumentées.....	83
Tableau 9 : Paramètres d'ambiance dans le séjour des logements visités et TRA calculé.....	84
Tableau 10: Concentrations en THM dans l'eau et dans l'air.....	86
Tableau 11: Concentrations en COV dans l'air de la chambre de l'enfant.....	87
Tableau 12: Concentration en phtalates et muscs synthétiques de l'air du séjour.....	88
Tableau 13: Concentration en moisissures de l'air de la chambre et du salon.....	89
Tableau 14: Concentration de moisissures dans les poussières du sol de la chambre.....	90
Tableau 15: Concentration en allergènes dans les poussières du matelas.....	91
Tableau 16: Comparaison des distributions été/hiver des THM dans l'eau.....	92
Tableau 17: Comparaison des distributions été/hiver des THM dans l'air.....	93
Tableau 18: Comparaison des distributions été/hiver des aldéhydes.....	94
Tableau 19: Comparaison des distributions été/hiver des concentrations des COV.....	95
Tableau 20: Comparaison des distributions été/hiver des concentrations des COSV.....	96
Tableau 21: Comparaison des distributions été/hiver des concentrations des moisissures (air).....	97
Tableau 22: Moisissures dans l'air de la chambre et du salon en été et en hiver.....	98
Tableau 23: Comparaison été/hiver des concentrations des moisissures (poussières).....	99
Tableau 24: Moisissures dans les poussières en été et en hiver.....	100
Tableau 25 : Concentration des allergènes dans les poussières en été et en hiver.....	101
Tableau 26: Comparaison des distributions été/hiver des concentrations des allergènes.....	101
Tableau 27: Coefficients de corrélation entre les concentrations des polluants et le TRA.....	102
Tableau 28: Concentration en THM dans l'air selon la configuration de la salle de bain.....	104
Tableau 29: ACP sur les concentrations des THM dans l'air : valeurs propres.....	120
Tableau 30: ACP sur les concentrations des THM dans l'air : coefficients de corrélation.....	121
Tableau 31: ACP sur les concentrations des aldéhydes dans l'air : valeurs propres.....	122
Tableau 32: ACP sur les concentrations des aldéhydes dans l'air : coefficients de corrélation.....	123
Tableau 33: ACP sur les concentrations des COV dans l'air : valeurs propres.....	125
Tableau 34: ACP sur les concentrations des COV dans l'air : coefficients de corrélation.....	126
Tableau 35: ACP sur les concentrations des COSV dans l'air : valeurs propres.....	128
Tableau 36: ACP sur les concentrations des COSV dans l'air : coefficients de corrélation.....	129
Tableau 37: ACP sur les concentrations des allergènes dans les poussières : valeurs propres.....	131

Tableau 38: ACP sur les concentrations des allergènes (poussières): coefficients de corrélation ....	132
Tableau 39: Composés sélectionnés pour la construction des modèles explicatifs .....	133
Tableau 40: Variables actives incluses dans l'AFM .....	134
Tableau 41: AFM sur tous les contaminants regroupés par famille : valeurs propres .....	135
Tableau 42: AFM sur l'ensemble des polluants : contribution de chaque groupe aux composantes .	136
Tableau 43: Concentration moyenne de chaque polluant chimique dans les différentes classes.....	141
Tableau 44: Concentration moyenne de chaque biocontaminant dans les différentes classes. ....	142
Tableau 45: Fréquence des différentes caractéristiques des logements dans les 7 classes .....	145
Tableau 46: Fréquence des différentes habitudes des occupants dans les 7 classes .....	146
Tableau 47: Valeurs moyennes des paramètres d'ambiance dans les différentes classes.....	148
Tableau 48: Fréquence des différentes configurations des salles de bain dans les 7 classes .....	153
Tableau 49: Fréquence du tabagisme dans les logements dans les 7 classes .....	153
Tableau 50: Modèle de régression linéaire pour la concentration en formaldéhyde .....	158
Tableau 51: Modèle de régression logistique pour la concentration de formaldéhyde .....	160
Tableau 52: Modèle de régression linéaire pour la concentration de toluène .....	163
Tableau 53: Modèle de régression logistique pour la concentration de toluène .....	165
Tableau 54: Modèle de régression linéaire pour la concentration de DEHP .....	169
Tableau 55: Modèle de régression logistique pour la concentration de DEHP .....	170
Tableau 56: Modèles de régression linéaire pour la concentration des THM dans l'air .....	174
Tableau 57: Modèle de régression logistique pour la concentration des THM totaux .....	175
Tableau 58: Résumé des modèles prédictifs des polluants chimiques.....	176
Tableau 59: Modèles de régression linéaire pour les moisissures dans l'air de la chambre .....	179
Tableau 60: Modèles de régression linéaire pour les moisissures dans l'air du salon .....	180
Tableau 61: Modèles de régression linéaire pour la concentration des moisissures (poussières).....	185
Tableau 62: Modèles de régression linéaire pour la concentration des allergènes (poussières) .....	188
Tableau 63: Comparaison des performances des différents modèles (polluants chimiques) .....	191
Tableau 64: Comparaison des performances des différents modèles (biocontaminants) .....	191
Tableau 65: Coefficients $\kappa$ pondérés pour les quartiles prédits par les différents modèles. ....	192

## LISTE DES FIGURES

---

Figure 1: Evolution des différentes affections de la marche atopique .....	8
Figure 2: Comparaison de la concentration en chloroforme estimée et mesurée .....	39
Figure 3 : Processus de sélection des 150 logements pour l'enquête environnementale .....	40
Figure 4 : Déroulement de l'enquête environnementale dans les logements .....	44
Figure 5: Prélèvement des THM dans l'air de la cabine de douche.....	49
Figure 6: Prélèvement des aldéhydes et des COV dans l'air de la chambre.....	51
Figure 7: Prélèvement des COSV et mesure des paramètres d'ambiance dans l'air du salon .....	54
Figure 8: Bioimpacteur utilisé pour le prélèvement des moisissures dans l'air.....	56
Figure 9: Kit Dustream collector et prélèvement des poussières sur le sol de la chambre .....	58
Figure 10: Q-Trak 7575 utilisé pour la mesure des paramètres d'ambiance .....	60
Figure 11: Concentrations des THM dans l'eau en été et en hiver .....	91
Figure 12: Concentration des THM dans l'air en été et en hiver .....	92
Figure 13: Concentrations des aldéhydes en été et en hiver.....	93
Figure 14: Concentration des BTEX en été et en hiver.....	94
Figure 15: Concentration des autres COV dans l'air en été et en hiver.....	95
Figure 16: Concentration des COSV dans l'air en été et en hiver .....	96
Figure 17: Matrice de corrélation des polluants et biocontaminants mesurés .....	118
Figure 18: ACP sur les concentrations des THM dans l'air: variables dans le plan factoriel .....	121
Figure 19: ACP sur les concentrations des aldéhydes dans l'air: variables dans les plans factoriels	123
Figure 20: ACP sur les concentrations des COV dans l'air: variables dans les plans factoriels.....	125
Figure 21: ACP sur les concentrations des COSV dans l'air: variables dans les plans factoriels .....	129
Figure 22: ACP sur les concentrations des allergènes: variables dans les plans factoriels .....	132
Figure 23: AFM sur les concentrations de tous les contaminants : groupes .....	136
Figure 24: AFM sur les concentrations de tous les contaminants:variables .....	137
Figure 25: AFM sur les concentrations de tous les contaminants:axes partiels .....	138
Figure 26: Dendrogramme de la CAH.....	139
Figure 27: Ratios des concentrations par classe et de la concentration moyenne.....	140
Figure 28: Distribution des paramètres d'ambiance dans les différentes classes .....	149



## LISTE DES ABREVIATIONS

---

ACP	Analyse en Composantes Principales
ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie
AFM	Analyse Factorielle Multiple
AHA	Acide Halo-Acétique
AHTN	Tonalide
ANAH	Agence Nationale de l'Habitat
ANSES	Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail
AUC	Aire sous la courbe ROC
BBP	Benzylbutylphtalate
BDCM	Bromodichlorométhane
<i>Can f1</i>	Allergène de chien
CDBM	Chlorodibromométhane
CO <sub>2</sub>	Dioxyde de carbone
COSV	Composé organique semi-volatile
COV	Composé organique volatil
CSTB	Centre Scientifique et Technique du Bâtiment
DBP	Dibutylphtalate
DEHP	Di(2-éthylhexyl)phtalate
DEP	Diéthylphtalate
<i>Der f1</i>	Allergène de <i>Dermatophagoides farinae</i>
<i>Der p1</i>	Allergène de <i>Dermatophagoides pteronyssinus</i>
DiBP	Diisobutylphtalate
DINP	Diisononylphtalate
DMP	Diméthylphtalate
ELISA	<i>enzyme-linked immunosorbent assay</i> , littéralement « dosage d'immunoabsorption par enzyme liée »
EM	Expectation-Maximisation
<i>Fel d1</i>	Allergène de chat
GC	Chromatographie gazeuse
HHCB	Galaxolide
HPLC	Chromatographie liquide à haute performance
HR	Humidité relative
IC <sub>95</sub>	Intervalle de confiance à 95 %
ISAAC	International Study on Asthma and Allergies in Childhood
LD	Limite de détection
LQ	Limite de quantification
MEA	Agar extrait de malt
MS	Spectrométrie de masse
NO	Oxyde nitrique
OQAI	Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur
OR	Odds-ratio
ORa	Odds-ratio ajusté
PVC	Chlorure de polyvinyle

RMSE	<i>Root Mean Square Error</i> , erreur quadratique moyenne (de prédiction)
ROC	<i>Receiving Operator Characteristic</i>
SBC	Selection Based Criterion
SPC	Sous-produits de chloration
T°C	Température
TBM	Tribromométhane (bromoforme)
TCM	Trichlorométhane (chloroforme)
THM	Trihalométhane
TRA	Taux de renouvellement d'air
VGAI	Valeur Guide pour la qualité de l'Air Intérieur





## Un bref historique de l'étude de la qualité de l'air

---

L'étude de la qualité de l'air a longtemps été limitée à la pollution atmosphérique, en raison notamment des sources évidentes que constituent les sites industriels, le trafic routier, les installations liées au chauffage des bâtiments ou à la combustion des déchets, par exemple.

Au milieu du XX<sup>e</sup> siècle, cette problématique devient un enjeu de plus en plus important des politiques environnementales suite à des événements comme le grand smog de Londres de décembre 1952. Cet épisode de 4 jours durant lesquels un épais brouillard a recouvert la ville, en raison de la combustion intensive de charbon pour le chauffage, de la pollution automobile et de conditions météorologiques défavorables, aurait entraîné la mort d'environ 12 000 personnes par diverses pathologies respiratoires (Davis et al., 2002).

En 1973, le premier choc pétrolier entraîne un questionnement autour de la réduction des dépenses énergétiques, comprenant celles liées aux bâtiments. Ceci a notamment pour conséquence l'utilisation de nouveaux matériaux, plus performants techniquement et économiquement, qui garantissent une meilleure isolation thermique et donc une réduction des besoins de chauffage. Cependant, ces matériaux sont également sources d'émission de nombreux polluants chimiques, et l'augmentation de l'étanchéité des bâtiments, associée à un confinement plus élevé, n'est pas sans conséquences sur les contaminants biologiques. L'intérêt pour le domaine de la qualité de l'air commence alors à s'étendre progressivement à l'air intérieur.

Ceci se traduit en partie par de nouvelles contraintes imposées sur les caractéristiques des bâtiments, avec la première réglementation thermique en 1974, suivie de la réglementation sur le renouvellement d'air en 1982. Cependant, si celle-ci préconise la multiplication par deux du renouvellement d'air, c'est uniquement pour limiter la condensation et ceci n'a pas encore de rapport avec la pollution de l'air intérieur dans le sens dans lequel on l'entend aujourd'hui. En effet, l'espace intérieur était encore considéré comme un espace protégé des nuisances provenant de l'extérieur.

La première étude française dans des logements est réalisée en 1978 par des toxicologues et des chimistes, et vise à réaliser un inventaire des polluants chimiques présents dans l'air des habitations (Jouan et al., 1983). En 1989, le Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB) développe un laboratoire dont le travail porte sur les émissions de COV par les matériaux, démarche déjà initiée aux USA par l'EPA.

Dans les années 1990, les enjeux de la pollution de l'air intérieur évoluent, en partie par la prise en compte d'un volet sanitaire. L'étude ISAAC (*International Study of Asthma and Allergies in Childhood*), lancée en 1993, vise à établir un état des lieux de la santé respiratoire chez les enfants à travers le monde, et d'évaluer d'éventuelles relations avec la pollution atmosphérique.

Au fur et à mesure de ses premiers résultats, la contamination chimique et biologique de l'air intérieur dans l'habitat émerge comme un facteur qui peut contribuer à expliquer l'augmentation de la prévalence de ces pathologies respiratoires. L'intérêt de certains médecins, notamment des pneumologues et allergologues, pour la pollution de l'air intérieur se manifeste également par la création de la profession de « conseillers médicaux en environnement intérieur » (CMEI). La première formation démarre en 1991 pour ces personnes chargées de suivre les patients allergiques et asthmatiques à leur domicile et de les conseiller quant à leur environnement par rapport à ces pathologies. D'autres formations universitaires viendront la compléter, comme par exemple le diplôme universitaire de conseiller « habitat-santé », reconnu au même titre que les CMEI par le ministère en charge de l'environnement.

En 1995, le scandale de l'amiante, qui fait suite à d'autres crises sanitaires, marque le début de « l'ère de la précaution » et du recours de plus en plus fréquent aux avis d'experts consultés pour apprécier les dangers et anticiper l'apparition de ces situations de crise. Dans ce contexte, la recherche connaît aussi un développement considérable, avec par exemple l'ouverture en 2000 du « Laboratoire de recherche et d'expérimentation bâtiment et santé » au CSTB.

L'année 2001 marque la création de l'Agence française de sécurité sanitaire environnementale (AFSSE, qui deviendra l'AFSSET en 2006 puis l'ANSES en 2010), dont l'objectif est « d'assurer la protection de la santé humaine [...] et de contribuer à assurer la sécurité sanitaire dans le domaine de l'environnement et d'évaluer les risques sanitaires liés à l'environnement ». C'est en 2001 également qu'est créé l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur (OQAI), traduisant la volonté de plusieurs ministères et agences de collaborer sur cette thématique dans un objectif de prévention. Sous tutelle des ministères en charge de l'écologie, du logement et de la santé, de l'ADEME, de l'ANSES et de l'ANAH, l'observatoire est coordonné par le CSTB, qui en est également l'opérateur technique. L'OQAI est une instance pluridisciplinaire, constituée par la mise en réseau d'acteurs spécialistes des différents aspects de la thématique de l'air intérieur. Il s'agit aussi d'un programme national d'études et de recherches public.

L'objectif de l'OQAI est double. Il s'agit, d'une part, de produire des données visant à rendre compte de l'état des lieux en termes de pollution dans les espaces clos comme les logements, les écoles, les bureaux, les espaces de loisirs, et d'en identifier les principaux déterminants. D'autre part, l'OQAI est chargé de rendre ces données exploitables par les gestionnaires, en leur fournissant des éléments utiles à l'élaboration de politiques publiques visant à limiter et prévenir les risques sanitaires liés à la pollution de l'air intérieur.

La prise en compte de cette problématique par les acteurs politiques se confirme par son apparition comme thématique forte du Plan National Santé Environnement 2 lancé en 2009. Elle fait également l'objet de plus en plus de programmes de recherche, dont celui dans le cadre duquel s'inscrit ce travail de thèse.

## Introduction

---

L'étude de la qualité de l'air dans les espaces clos constitue une problématique vaste et complexe. En effet, les lieux de vie et les occupations sont multiples, même au cours d'une seule journée pendant laquelle les individus passent du temps dans leur logement, dans les transports, dans les bureaux ou écoles, dans des lieux de loisirs comme les piscines ou salles de sport... Cependant, des études sur le budget espace-temps de la population générale dans les pays industrialisés à climat tempéré révèlent que si environ 87 % du temps est passé dans les espaces clos, 70 % le sont dans les logements. Par conséquent, il s'agit d'un environnement d'intérêt en termes d'exposition.

La campagne « logements » de l'OQAI (2003-2005) a permis un premier état des lieux de la pollution dans le parc de résidences principales en France. Cette enquête fait état d'une forte hétérogénéité des logements, 10 % des bâtiments étant multipollués pour les 30 composés mesurés, 40 % présentant des concentrations relativement basses, et 50 % des situations variables.

Toutefois, ces résultats ne permettent pas de répondre à la problématique d'une façon complète et intégrée. En effet, la multiplicité des sources et des facteurs influençant les concentrations (pouvant être liés au bâtiment et au mobilier, à certaines habitudes des occupants, mais aussi à leurs caractéristiques démographiques et socio-économiques) rendent complexes l'identification précise des déterminants et des actions à mettre en œuvre pour réduire les expositions.

Ces données sont également difficiles à exploiter du point de vue des risques sanitaires. Les risques individuels sont faibles, mais il s'agit d'un problème global de santé publique. De plus, les effets sur la santé sont nombreux et s'étendent sur des plans différents, du syndrome des bâtiments malsains, incluant des symptômes non spécifiques d'inconfort et liés à la fatigue, au cancer du poumon en passant par les maladies respiratoires comme l'asthme et les allergies.

De plus, l'approche déterministe consistant à associer le niveau de concentration d'une substance à un effet sanitaire est aujourd'hui discutée : la sensibilité des individus varie selon un grand nombre de facteurs, et les effets synergiques ou antagonistes liés à la multiexposition ne sont pas toujours pris en compte. Par conséquent, il est permis de s'interroger sur la façon d'utiliser certains outils existants pour prévenir ces risques, comme les Valeurs Guides de qualité d'Air Intérieur établies par l'ANSES.

Dans ce contexte, il apparaît comme une nécessité de mener des travaux complémentaires, tout particulièrement en ce qui concerne la prise en compte de l'exposition cumulée et la recherche des différentes sources et facteurs influençant ces expositions. C'est l'objet de ce travail de thèse.

A partir d'une sélection de polluants d'intérêt pour leur effet potentiel sur la santé respiratoire des enfants, une enquête de terrain a été réalisée afin d'évaluer cette exposition cumulée dans un échantillon de logements issus d'une cohorte épidémiologique en Bretagne. Ces données ont ensuite été analysées en suivant plusieurs approches afin de mettre en évidence les principaux déterminants de cette exposition cumulée.

La première partie de ce manuscrit est donc consacrée à un état de l'art en ce qui concerne la pollution de l'air intérieur en relation avec ses effets sur la santé respiratoire. Ce chapitre vise à sélectionner un certain nombre de polluants à inclure dans l'étude de l'exposition cumulée. Il discute aussi de l'intérêt de la construction de modèles prédictifs dans le domaine de l'étude des effets sanitaires de la pollution de l'air intérieur, et présente les objectifs précis de ce travail de thèse.

La seconde partie présente les méthodes et outils mis en œuvre dans le cadre de l'enquête de terrain réalisée dans 150 logements en Bretagne. Elle couvre la sélection des logements enquêtés, les techniques de prélèvement et d'analyse mises en œuvre pour les différents polluants chimiques et biologiques, ainsi que les différents outils utilisés pour l'exploitation statistique des données collectées.

La troisième partie présente un état des lieux descriptif des caractéristiques des logements investigués et de leur contamination par les polluants retenus. Les niveaux constatés dans nos logements sont également discutés à la lumière d'autres études françaises ou internationales, dont certaines qui mettent en évidence des seuils à partir desquels des effets sanitaires sont observés.

La quatrième partie rend compte d'une exploitation multivariée de ces données. Elle propose la création d'une typologie des logements en fonction de leur profil de « multi-contamination » par des outils d'analyse statistique multivariée. Ces outils sont également mis en œuvre pour investiguer des regroupements de contaminants au-delà de leur seule structure chimique.

La cinquième partie s'attache à la recherche des déterminants de ces polluants, à la construction de modèles explicatifs de leurs niveaux de concentration, utilisant à la fois une approche continue et une approche binaire basée sur les logements les plus fortement pollués. Les capacités prédictives de ces modèles sont testées et discutées.

Enfin, les apports et limites de ce travail sont discutés, et quelques perspectives d'application des résultats obtenus et en termes de recherches futures sont proposées.

# PARTIE 1

## CONTEXTE



## 1. Contexte

Cette partie propose un état de l'art sur le contexte dans lequel s'inscrit cette étude : les effets sur la santé respiratoire des polluants de l'air intérieur. Après une présentation succincte de quelques données épidémiologiques sur certaines affections respiratoires de l'enfant et de leurs principaux facteurs de risques, les sections suivantes présentent l'état des connaissances actuelles sur les effets respiratoires d'un ensemble de polluants chimiques et biocontaminants. Cette partie s'achève par une section qui discute de l'intérêt de la modélisation dans l'évaluation de l'exposition pour de telles études, suivie d'une présentation des objectifs précis de la thèse au regard de ces éléments de contexte.

### 1.1. Les affections des voies respiratoires en Europe chez les enfants

Chez les enfants, la prévalence des affections inflammatoires chroniques des voies respiratoires (asthme avec ou sans toux chronique, rhinites...) a considérablement augmenté depuis trois décennies dans les pays développés.

Parmi celles-ci, l'asthme est l'affection la mieux documentée, notamment grâce à la contribution du projet épidémiologique international ISAAC (*International Study of Asthma and Allergies in Childhood*) qui a débuté dans les années 90 (Asher et al., 2006). Cette étude a inclus environ 1 200 000 enfants dans 233 centres répartis dans 98 pays. La comparaison entre les phases successives des enquêtes menées entre 1991 et 2003 a permis de mettre en évidence une augmentation régulière de la prévalence de l'asthme dans près de 40 pays.

La phase 3 de cette étude multicentrique montre une prévalence, au niveau mondial, de 11,7 % pour l'asthme, 8,5 % pour la rhino-conjonctivite et 7,9 % pour l'eczéma chez les enfants de 6-7 ans. Ces chiffres atteignent 14,1, 14 et 7,3 % dans la tranche d'âge des 13-14 ans.

La prévalence en Europe occidentale est légèrement inférieure à ces estimations mondiales. Chez les enfants de 6-7 ans, celle de l'asthme s'élève à 8,3 % chez les filles et 10,9 % chez les garçons, celle de la rhino-conjonctivite à 6,5 et 8,3 % respectivement, et celle de l'eczéma à 8,6 et 7,7 %, respectivement. Ces chiffres sont plus élevés chez les 13-14 ans excepté pour l'eczéma, atteignant pour l'asthme 15 % chez les filles et 13,8 % chez les garçons, pour la rhino-conjonctivite 16,7 % et 12,4 % et pour l'eczéma 8,3 et 5,4 %, respectivement (Mallol et al., 2013).

Ces trois affections sont d'ailleurs très souvent associées dans le cadre du concept de la « marche allergique » ou « marche atopique » (Figure 1). Ce concept décrit l'histoire de la progression des manifestations allergiques au cours de l'enfance. De manière générale, elle

débutent par des signes cutanés de type dermatite allergique et des allergies alimentaires, qui précèdent le développement de l'asthme et de la rhinite allergique.

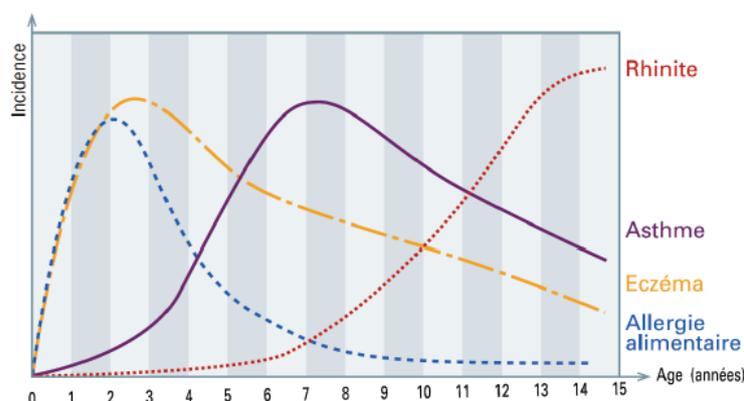


Figure 1: Evolution des différentes affections de la marche atopique (Phadiatop™, Difos N°2, Pharmacia France SA)

Un résultat important de la phase 3 de l'étude ISAAC est également la grande variabilité mise en évidence, non seulement entre les différentes régions et les différents pays, mais également entre les villes d'un même pays et les centres d'une même ville. Ceci suggère donc un rôle crucial des caractéristiques de l'environnement local (Mallol et al., 2013).

En France, les dernières enquêtes nationales montrent une prévalence cumulée de l'asthme de plus de 10 % chez les enfants âgés de 10 ans ou plus et une prévalence de l'asthme courant de 6 à 7 % chez les adultes. Les données disponibles proviennent de l'enquête décennale santé 2003 qui porte sur les enfants de 11 à 14 ans, et des enquêtes 2003-2004 en classe de troisième (enfants de 14 ans) et 2004-2005 en classe de CM2 (enfants de 10 ans) du cycle triennal en milieu scolaire.

Ces enquêtes mettent en évidence une prévalence de l'asthme actuel de 8,7 % pour les enfants de 10 et 14 ans, celle-ci passant à 12,3 et 13,4 % respectivement pour l'asthme au cours de la vie (Delmas and Fuhrman, 2010).

L'évolution récente de la prévalence de l'asthme est toujours controversée. D'après certains auteurs, il existe actuellement une tendance à la stabilisation, voire à la diminution de la prévalence de l'asthme dans certains pays, notamment en Europe (Von Hertzen and Hahtela, 2005). Cette tendance semble également être observée en France pour les symptômes d'asthme, de rhino-conjonctivite et d'eczéma actuels et leur sévérité, même si la prévalence d'asthme, de rhinite allergique et d'eczéma sur la vie entière semblent toujours en augmentation (Annesi-Maesano et al., 2009). A l'opposé, d'autres travaux suggèrent que la prévalence de l'asthme serait toujours en augmentation, dans les pays en développement et les pays industrialisés (Anandan et al., 2010; Sears, 2014). Cependant, tous ces auteurs sont en accord sur le fait que les écarts entre les différentes définitions de l'asthme adoptées dans ces travaux et

les différences dans le type de données collectés sont un frein majeur à l'estimation précise de la prévalence et de l'incidence de cette pathologie (Baiz and Annesi-Maesano, 2012).

La bronchite chronique est une maladie bien connue chez l'adulte ; elle est beaucoup moins bien documentée chez l'enfant pour lequel bronchiolites et bronchites allergiques sont plus couramment rapportées. L'étude européenne CESAR, en 2002, estimait que 7,6 % des enfants de 7 à 11 ans souffraient d'une toux productive et 12,7 % d'une toux chronique dans les pays d'Europe de l'Est (Leonardi et al., 2002); cette estimation est cohérente avec celle obtenue dans une étude américaine qui a estimé qu'environ 7,2 % des enfants de 11 à 15 ans avaient une toux chronique productive (Carter et al., 2006).

La rhinite, qu'elle soit allergique ou non, est l'affection respiratoire la moins bien documentée à ce jour. Dans sa forme allergique, il s'agit de l'inflammation des voies aériennes supérieures, chez une personne déjà sensibilisée, déclenchée par un allergène. En Europe, la prévalence des rhino-conjonctivites allergiques chez les enfants de 6-7 ans varie entre 5,8 % pour la Belgique et 10,1 % pour la Grande Bretagne, contraste parallèle à celui observé pour l'asthme (Asher et al., 2006). Elle dépasse les 15 % chez les enfants de 13-14 ans en Belgique, Espagne et Italie. En France, la rhinite allergique touchait 14 % des adolescents dans les années 90 (Annesi-Maesano et al., 2004) et au moins 20 % des enfants de 9-10 ans dix ans plus tard (Pénard-Morand et al., 2010). D'autres auteurs vont jusqu'à rapporter en population générale belge, une prévalence de presque 30 %, valeur trois fois plus faible (9,6 %) pour la rhinite non allergique (Bachert et al., 2006). En France, en population générale, Ozdoganoglu et Songu (2012) mettent en évidence une prévalence de 24,5 %. Cependant, ces chiffres à nuancer, notamment du fait qu'ils sont majoritairement issus de questionnaires épidémiologiques rarement associés à des dosages d'IgE. Dans les études comportant les deux approches, la proportion de patients déclarant souffrir de rhinite allergique et présentant des IgE spécifiques à ces pneumoallergènes varie entre 27 et 50 % selon les travaux (Charpin and Caillaud, 2014).

## 1.2. Les facteurs de risques

Les conditions de survenue de ces affections respiratoires de l'enfant, d'origine allergique ou non, sont complexes. Plusieurs facteurs de risque ont été clairement identifiés. Le sexe de l'enfant, la présence d'animaux domestiques ou nuisibles (souris, cafards...), ou encore l'hérédité allergique sont souvent rapportés (Yeatts et al., 2006). Une étude de cohorte a démontré qu'une sensibilisation dans la petite enfance (< 4 ans) à des facteurs allergéniques (dont les allergènes d'acariens, de chat, de chien, de différentes moisissures et pollens) constitue un facteur de risque d'asthme chez des enfants à l'âge de 10 ans (Arshad et al., 2005): l'asthme était alors associé à des affections déjà présentes à 1-2 ans (eczéma ou allergies alimentaires), et à 4 ans (eczéma,

allergie alimentaire ou rhinites). Dans une autre cohorte de nouveau-nés suivie pendant 22 ans, les auteurs ont démontré que l'hyperréactivité bronchique à l'air froid à 6 ans était associée à une augmentation du risque d'asthme et de signes d'essoufflement à l'âge de 22 ans. Un effet genre a également été mis en évidence, avec une fréquence d'asthme significativement plus élevée chez les garçons que chez les filles (Delmas et al., 2008).

Le rôle d'autres expositions environnementales dans la survenue de certaines affections respiratoires chroniques commence à être bien établi. L'irritation des voies aériennes et l'inflammation associée à certaines substances chimiques favorisent le développement ultérieur d'une hyperréactivité bronchique et d'une allergie respiratoire, qu'il s'agisse d'un asthme, de rhinites mais aussi de bronchites (Boulay and Boulet, 2003; Tarlo, 2003). Plusieurs études ont démontré que l'exposition des enfants au tabac au domicile constituait un facteur de risque dans la survenue d'une toux chronique (Chung and Pavord, 2008; Gilmour et al., 2006). De la même façon, l'exposition à la pollution atmosphérique et plus particulièrement au trafic routier *in utero* et durant les premières années de la vie est associée à une augmentation significative d'un risque accru d'asthme (Clark et al., 2010; Gehring et al., 2010).

Une autre étude suggère que l'exposition chronique aux particules fines en milieu urbain pourrait être un facteur de risque d'atopie, d'hyperréactivité bronchique et d'asthme en considérant à la fois des mesures ponctuelles (Annesi-Maesano et al., 2007) et un modèle de dispersion des polluants (Pénard-Morand et al., 2010). Par ailleurs, une étude récente menée dans 12 pays européens et coordonnée par l'Institut de Veille Sanitaire (projet Aphekom), a estimé que le fait d'habiter à proximité d'un important trafic routier pourrait être responsable d'environ 15 % des asthmes de l'enfant (Declercq et al., 2012). Dans une revue de la littérature investiguant les facteurs de susceptibilité liés à l'asthme, les auteurs ont émis l'hypothèse que les expositions environnementales ainsi que les changements des modes de vie pouvaient expliquer pour une part l'augmentation de la prévalence de l'asthme (Yeatts et al., 2006). Plus généralement, on considère l'asthme, dans ses différents phénotypes, comme une affection respiratoire multifactorielle conséquence d'une interaction entre une prédisposition génétique et l'environnement. Il reste à voir si cette conception peut s'étendre aux rhinites et à la bronchite chronique ou à répétition.

### **1.3. L'exposition aux polluants de l'air intérieur**

Parmi les expositions environnementales, celles en lien avec les polluants de l'air intérieur, comme les sous-produits de chloration (SPC) volatils, les composés organiques volatils (COV) ou semi-volatils (COSV) et les contaminants biologiques est également soupçonnée de jouer un rôle dans la survenue des affections inflammatoires des voies respiratoires de l'enfant. En particulier,

compte tenu de leur temps passé dans les espaces clos, étudier l'exposition des jeunes enfants aux polluants de l'air intérieur présente un intérêt majeur. La littérature récente visant à évaluer les études épidémiologiques s'intéressant au rôle des polluants de l'air intérieur sur le développement de l'asthme chez l'enfant souligne le manque de travaux mesurant simultanément une large gamme de polluants, et recommande de mener des travaux complémentaires (Heinrich, 2011; Hulin et al., 2012; Mendell, 2007).

Les paragraphes suivants proposent un état de l'art sur les effets respiratoires de certains de ces polluants de l'air intérieur. Le choix de ces polluants a été réalisé en se basant sur les principales études récentes de la littérature à ce sujet, et affiné en prenant en compte également les contraintes techniques et financières liées aux prélèvements et aux analyses.

### **1.3.1. Les sous-produits de chloration (SPC)**

Parmi les polluants de l'air intérieur, les produits dérivés chlorés tels que les trihalométhanes (THM), les acides halo-acétiques (AHA) et les trichloramines, en raison de leur pouvoir oxydant, ont un fort potentiel irritant pour les muqueuses respiratoires. Les SPC sont formés principalement par réaction du chlore avec des substances organiques naturelles présentes dans l'eau lors de son traitement. L'exposition par inhalation à certains SPC présents dans l'air des piscines avec traitement de l'eau au chlore a fait l'objet de plusieurs études. Elles montrent qu'une fréquentation régulière de ces établissements au plus jeune âge (qui concerne en particulier des bébés nageurs), est associée à une augmentation des troubles respiratoires, particulièrement l'asthme, une hyper-perméabilité des voies aériennes et une bronchoconstriction lors d'un exercice physique (Bernard et al., 2006; Florentin et al., 2011; Nystad et al., 2003; Weisel et al., 2009). Une des hypothèses avancées est qu'une irritation répétée de l'épithélium bronchique par les dérivés chlorés, et tout particulièrement par la trichloramine dont les propriétés irritantes sont solidement établies (Barbee et al., 1983), faciliterait la pénétration des allergènes, expliquant ainsi l'augmentation du nombre d'allergies et de maladies liées à l'atopie. Leur volatilité favoriserait la pénétration pulmonaire, facilitant le contact avec l'épithélium respiratoire profond.

La présence des SPC dans l'air intérieur dans l'habitat a été peu investiguée en France (Thiriat et al., 2009), et certains auteurs soulignent le manque d'études épidémiologiques incluant des mesures de THM (Makris and Andra, 2014). Le risque d'irritation respiratoire chronique associé à la présence dans l'air de dérivés chlorés issus de l'eau du robinet n'a pas été étudié à ce jour. Pourtant, les THM peuvent contaminer l'air intérieur des logements par dégazage aux divers points d'utilisation de l'eau du robinet (pour des activités de toilette, cuisine, nettoyage, etc.) alors que les AHA, moins volatils, se trouveront plus volontiers sous forme d'aérosols dans les

atmosphères de salles de bain (en particulier avec douche). L'importance de l'exposition par inhalation aux THM au domicile a également été démontrée dans une étude comparant la contribution de plusieurs activités impliquant l'usage de l'eau courante (Nuckols et al., 2005). Les auteurs ont observé que la douche et le bain constituaient les deux usages qui augmentaient le plus la concentration des THM dans le sang et l'air exhalé. La température de l'eau a aussi été rapportée dans cette étude comme un paramètre important influençant les concentrations en THM des deux bio-marqueurs.

Dans une étude conduite en Bretagne sur une cohorte de femmes enceintes, les auteurs ont quantifié la contribution de la douche, de la piscine et du bain à, respectivement, 64, 23 et 12 % de l'absorption totale de THM, l'exposition par ingestion ne contribuant seulement qu'à hauteur de 1 % (Villanueva et al., 2007).

### 1.3.2. Les aldéhydes

Les aldéhydes (formaldéhyde, hexaldéhyde, acétaldéhyde notamment) sont parmi les COV les plus fréquents dans les logements (Kirchner et al., 2007). Ainsi, lors de la campagne nationale logements de l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur dans un échantillon représentatif du parc des logements français (2003-2005), ces composés ont été observés dans 100 % des logements, le formaldéhyde étant le composé présentant la concentration médiane la plus élevée. Parmi les sources de pollution identifiées dans les environnements intérieurs, les matériaux de construction et de décoration représentent des sources non négligeables d'émission de par leur diversité et leur large utilisation. Les émissions peuvent être de durées variables, allant d'une pollution ponctuelle lors de l'utilisation d'un produit ou d'une activité particulière (produits d'entretien, combustion du bois, du charbon, etc.) à une pollution à long terme (plusieurs mois, voire quelques années par relargage depuis les matériaux de construction : panneaux de bois reconstitués –agglomérés, bois de charpente et planchers, peintures, vernis, mousses isolantes, moquettes, revêtements de sols, etc.). Le formaldéhyde est présent dans de nombreux produits à usage courant (matériaux de construction, colles, vernis, peintures, produits ménagers, cigarettes etc.). Il est notamment utilisé comme intermédiaire de synthèse, comme agent désinfectant ou biocide. Les différentes études effectuées en France et en Europe ces dernières années, notamment par Clarisse et al. (2003), Dassonville et al. (2009) et Jurvelin et al. (2001) ont montré que la population est exposée à cette substance principalement via l'environnement intérieur.

Beaucoup de travaux se sont attachés à étudier le risque cancérigène du formaldéhyde, en milieu professionnel notamment, alors que le nombre d'études traitant du risque pour la santé respiratoire dans l'environnement domestique sont moins nombreuses. Pour les adultes,

certaines études mettent en évidence une association significative entre le formaldéhyde et l'asthme (Wieslander et al., 1997), alors que d'autres auteurs n'en observent pas (Krzyzanowski et al., 1990; Mitha et al., 2013). Chez les enfants, présumés plus sensibles à cette exposition, les résultats sont également variables selon les études, la mesure utilisée et les indicateurs de santé considérés.

En étudiant la santé respiratoire de 298 enfants âgés de 6 à 15 ans, Krzyzanowski et al. (1990) mettent en lumière une augmentation du risque de bronchite chronique et d'asthme (ratios de prévalence non ajustés de 8,2 et 2,0 respectivement) pour des niveaux de formaldéhyde dépassant  $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$  dans la cuisine des logements.

D'autres auteurs comme Garrett et al. (1999) ont mesuré la concentration en formaldéhyde 4 fois sur une période d'un an dans les chambres de 148 enfants âgés de 7 à 14 ans, dont 53 asthmatiques. Pour une augmentation de la concentration de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , l'odds-ratio ajusté (ORa) pour le risque d'atopie est de 1,40, à la limite de la significativité. Aucune association n'apparaît entre l'augmentation de la concentration en formaldéhyde et les symptômes respiratoires ou l'asthme. Cependant, parmi les enfants souffrant de problèmes respiratoires, il semble que leur fréquence augmente avec la concentration à laquelle les enfants sont exposés.

Franklin et al. (2000) ont mesuré la concentration d'oxyde nitrique (NO) dans l'air expiré chez 224 enfants de 6 à 13 ans comme indicateur d'inflammation des voies aériennes inférieures, et mesuré la fonction pulmonaire de ces enfants par spirométrie. Les résultats montrent une concentration en NO significativement plus élevée chez les enfants dont les logements présentent une concentration en formaldéhyde supérieure à  $62 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , tandis qu'il n'y a aucune différence sur les résultats de la spirométrie.

Dans une étude cas/témoins incluant 88 enfants (entre 6 mois et 3 ans) diagnostiqués comme asthmatiques et 104 contrôles du même âge, Rumchev et al. (2002) montrent une augmentation significative (ORa = 1,4) du risque d'asthme pour une exposition supérieure à  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de formaldéhyde dans la chambre de l'enfant.

Une autre étude cas/témoins menée par Venn et al. (2003) sur 193 enfants présentant des sifflements persistants (cas) et 223 témoins âgés de 9 à 11 ans montre que parmi les cas, une exposition à plus de  $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de formaldéhyde est liée à une augmentation significative de la fréquence de sifflements nocturnes et diurnes (ORa = 1,45 et 1,40, respectivement, passant à 2,06 et 1,68 chez les enfants atopiques). En revanche, le formaldéhyde n'est pas associé à la présence de sifflements.

Dans une méta-analyse menée sur 7 études impliquant 5 930 participants dont 364 avec un asthme diagnostiqué, McGwin et al. (2010) mettent en évidence une augmentation significative de 3 % du risque d'asthme pour une augmentation de formaldéhyde de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Plus

récemment, le formaldéhyde a été associé avec un excès d'asthme allergique et de rhinite pour des concentrations respectivement entre 19,1 et 28,4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , et dépassant 28,4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (ORa = 1,31 et 1,19) parmi les 6 590 écoliers de l'étude des 6 villes françaises, surtout chez les enfants ayant un terrain allergique (Annesi-Maesano et al., 2012).

Néanmoins, dans la mise à jour de la revue de l'*Institute of Medicine* Américain sur les expositions liées à l'environnement intérieur et l'exacerbation de l'asthme, les auteurs concluent qu'il existe des preuves limitées ou suggestives d'une association entre l'exposition au formaldéhyde et l'exacerbation de l'asthme, en particulier via une réponse plus importante à d'autres allergènes (Kanchongkittiphon et al., 2015).

Peu de travaux se sont intéressés aux autres aldéhydes. Parmi les données disponibles, Hulin et al. (2010) ont mis en évidence, par comparaison des niveaux mesurés chez 56 enfants asthmatiques et 58 contrôles, une association significative entre exposition à l'acétaldéhyde et augmentation du risque d'asthme (ORa = 2,02).

### 1.3.3. Les autres composés organiques volatils (COV)

D'autres COV comme le benzène, le toluène, l'éthylbenzène et les xylènes regroupés sous le sigle BTEX, mais aussi certains COV aliphatiques ont également des sources intérieures multiples : peintures, matériaux de construction et de décoration, textiles issus du PVC, panneaux de bois, produits de nettoyage ....

Différents liens entre une exposition intérieure aux COV et la survenue de symptômes respiratoires ont été mis en évidence.

Hulin et al. (2010) mettent en évidence une association significative entre exposition au toluène et augmentation du risque d'asthme. En restreignant les analyses à la fraction des enfants vivant en milieu urbain de l'échantillon, l'association reste significative avec le toluène pour les enfants étudiés en hiver. De plus, une association entre exposition au toluène, aux xylènes et à l'éthylbenzène et asthme actuel est également mise en évidence.

Rumchev et al. (2004) ont exploré les associations entre la présence d'un asthme diagnostiqué chez l'enfant et l'exposition à différents COV. Leurs résultats montrent un ORa significatif de 1,3 pour une augmentation de la concentration en toluène de 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  dans la gamme 0-154  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . L'association est également significative pour le dichlorobenzène (ORa de 1,2 pour une augmentation de 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  dans la gamme 0-202  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Une association est également mise en évidence pour le benzène, mais l'ORa de 1,9 pour une augmentation de 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  dans la gamme 0-82  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  n'est pas significatif.

Pour ce même composé, [Diez et al. \(2000\)](#), qui ont mesuré la concentration de 25 COV dans la chambre de nouveau-nés âgés de 4 semaines, ont montré une augmentation significative (ORa = 2,4) de la prévalence des infections pulmonaires à 6 semaines pour une concentration en benzène dépassant  $5,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , le risque de développer ces infections augmentant aussi significativement (ORa = 2,1) lorsque la concentration en styrène dépasse  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Pour la somme de dix composés aromatiques (toluène, benzène, m, p et o-xylènes, styrène, dichloro-benzène, 4-éthyltoluène, chlorobenzène et naphthalène), [Rumchev et al. \(2002, 2004\)](#) mettent en évidence une augmentation significative d'asthme diagnostiqué (ORa = 1,2) pour une augmentation de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  dans la gamme  $0-622 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , et le risque est multiplié par 4 pour les enfants exposés à des concentrations dépassant  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  par rapport à ceux exposés à moins de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Une étude transversale plus ancienne, menée dans des écoles Suédoises auprès de 627 adolescents de 13-14 ans, avait déjà mis en évidence une association significative entre concentration en COV et prévalence de l'asthme ([Smedje et al., 1997](#)). [Venn et al. \(2003\)](#), en revanche, ne trouvent pas d'association entre la concentration totale en COV et le risque de sifflements persistants chez des enfants de 9 à 11 ans. De manière analogue, dans leur étude cas-témoin de 200 enfants entre 4 et 17 ans, [Tavernier et al. \(2006\)](#) ne trouvent pas de différence significative de concentration en COV entre les logements des cas et ceux des témoins.

Plus récemment, [Pénard-Morand et al. \(2010\)](#) dans le cadre d'une étude sur l'impact de la pollution atmosphérique, ont mis en évidence des associations positives significatives entre l'exposition au benzène et l'eczéma d'une part, et la sensibilisation aux pollens d'autre part, pour des enfants ayant vécu à la même adresse pendant 3 ans. Pour les enfants n'ayant pas déménagé depuis leur naissance, des associations entre benzène et asthme (ORa = 1,3) et entre COV et sensibilisation aux pollens (ORa = 1,3) sont également été observées. De manière similaire, [Rive et al. \(2013\)](#) ont mesuré la concentration en benzène au domicile de 32 enfants asthmatiques et 31 contrôles. Ces auteurs montrent une association entre concentration en benzène dépassant  $3,85 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et aggravation de certains symptômes de l'asthme (ORa significatif de 10,10 pour des crises d'essoufflement nocturne)

Peu d'études se sont intéressées aux effets sur la santé respiratoire des COV aliphatiques comme le nonane, le décane, le dodécane, l'heptane et l'hexane. Quelques travaux cependant ont exploré l'association entre l'exposition à ces composés et certains paramètres physiologiques liés à l'allergie ou à l'atopie. Ainsi, [Lehmann et al. \(2001\)](#) montrent une augmentation significative de la concentration en IgE, marqueur de l'allergie, dans le lait maternel pour l'exposition par inhalation à ces composés. Parmi les études épidémiologiques, les résultats de [Billionnet et al. \(2011\)](#) pour 1012 adultes montrent une association significative entre l'asthme et

le n-undécane ( $ORa = 2,02$ ), ainsi qu'entre l'asthme et le score global de concentration des COV aliphatiques ( $ORa = 1,45$ ).

Cependant, les études mettant directement en relation des mesures de COV avec des données de santé respiratoires restent limitées, la quantité des données actuellement disponibles est encore trop faible et les résultats des différents travaux sont trop contradictoires pour établir des associations entre exposition intérieure aux COV et développement ou exacerbation de l'asthme et des allergies (Heinrich, 2011; Kanchongkittiphon et al., 2015; Nurmatov et al., 2015; Tagiyeva and Sheikh, 2014).

#### 1.3.4. Les phtalates

Les phtalates sont des composés organiques semi-volatils qui forment une famille de substances chimiques destinées à un usage industriel, principalement pour rendre le chlorure de polyvinyle (PVC) souple et flexible. Ces composés sont produits à plusieurs millions de tonnes par an dans le monde, dont 1 million en Europe occidentale, 90 % de cette production étant utilisé comme plastifiants dans le PVC (Plasticisers Information Center, 2015). Les phtalates entrent dans la composition de plusieurs centaines de produits de consommation courante, comme les films alimentaires, les rideaux de douche, certaines peintures ou certains revêtements de sol, mais aussi de nombreux produits d'entretien, de beauté ou de soins (Dodson et al., 2012). Dans l'environnement intérieur, ces composés peuvent, du fait de leurs propriétés physico-chimiques, se volatiliser dans l'air et être présents en phases gazeuse et/ou particulaire ainsi que dans les poussières déposées sur le sol et le mobilier (Weschler et al., 2008). La présence de phtalates dans l'air intérieur et les poussières des logements ou des bureaux, a déjà été signalée il y a une quinzaine d'années dans des travaux nord-américains et britanniques (Rudel et al., 2001, 2003; Santillo et al., 2003).

En France, les connaissances sur l'exposition de la population générale aux phtalates sont très fragmentaires. Les premières données disponibles sont celle d'une étude ayant mesuré dans 30 logements la concentration de 8 phtalates dans les poussières sédimentées, la phase gazeuse et la phase particulaire de l'air (Blanchard et al., 2014). Cette étude met en évidence l'omniprésence de ces composés dans les différents compartiments explorés. Dans la phase gazeuse, le DiBP, le DEP et le DBP présentent les concentrations les plus importantes, alors qu'il s'agit du DEHP, du DiBP, du DBP et du DINP dans la phase particulaire.

De par leur présence dans les différents compartiments, l'exposition peut se produire par ingestion, contact cutané ou inhalation (Bekö et al., 2013). Cependant, l'importance relative des différentes voies d'exposition dépend du composé considéré. Grâce à une étude de

biosurveillance dans laquelle les auteurs ont dosé les métabolites urinaires de 21 phtalates et consigné les activités de 5 individus pendant 48h, [Koch et al. \(2013\)](#) montrent que les métabolites des phtalates de faible poids moléculaire (DMP, DEP, BBP, DnBP et DiBP) suivent une tendance cyclique. Ceci suggère une exposition plutôt liée à l'air et aux poussières qu'à un apport alimentaire, au contraire des phtalates de poids moléculaire plus élevé comme le DEHP, le DINP et le DiDP. Ce résultat est conforme à l'étude de [Becker et al. \(2004\)](#), qui montre que la concentration en DEHP mesurée dans les poussières de logements n'est corrélée à la concentration d'aucun de ses métabolites dans les urines des enfants vivant dans ces logements.

Parmi les études épidémiologiques portant sur l'effet de ces composés sur la santé respiratoire, l'exposition est évaluée soit grâce à des mesures des concentrations dans les poussières, soit grâce à l'analyse de métabolites urinaires, mais la plupart utilisent la présence de revêtements en PVC comme proxy de l'exposition. En effet, une étude investiguant les métabolites urinaires de certains phtalates a suggéré que la présence de sols PVC est directement liée à l'absorption de phtalates chez les nourrissons ([Carlstedt et al., 2013](#)). Par ailleurs, d'autres auteurs ont montré que la concentration en DMP et BBP dans les poussières sédimentées est significativement corrélée à la concentration de leurs métabolites urinaires respectifs mesurés chez les enfants vivant dans ces logements ([Hsu et al., 2011](#)).

Dans une étude cas/témoins incluant 251 enfants de 0 à 2 ans présentant des cas d'obstruction bronchique et leurs témoins, [Jaakkola et al. \(1999\)](#) mettent en évidence un ORa significatif de 1,89 reliant la présence de sols PVC (reportée par un enquêteur) et des épisodes de symptômes asthmatiques avec obstruction bronchique. [Oie et al. \(1999\)](#), dans une étude similaire mais portant uniquement sur 172 enfants, utilisant un « index PVC » quantitatif et les mêmes critères sanitaires que l'étude précédente, montre un ORa de 12,6 lorsque le logement présente un faible taux de renouvellement d'air et que l'index PVC dépasse le 75<sup>ème</sup> percentile.

Dans une autre étude transversale incluant 2568 enfants de 1 à 7 ans où la présence de revêtement muraux ou de sol plastifiés et l'état de santé de l'enfant sont renseignés par questionnaire, [Jaakkola et al. \(2000\)](#) trouvent des associations significatives entre présence de PVC et épisodes de sifflements (ORa = 3,42), de toux (ORa = 2,41) et d'expectorations (ORa = 2,76), mais pas avec l'asthme ni la rhinite.

Une autre étude transversale portant sur 10 851 enfants âgés de 1 à 6 ans a investigué, en plus de la présence de PVC, l'effet de l'humidité et des moisissures dans le logement. Ainsi, en collectant les informations par questionnaires, [Bornehag et al. \(2004a, 2004b\)](#) montrent des associations significatives entre infiltrations d'eau dans le logement et rhinite chez l'enfant (ORa = 1,35), mais pas entre la présence de sols PVC et l'asthme ni la rhinite. En revanche, la combinaison « présence de sol PVC et infiltrations d'eau » est significativement associée à la présence d'asthme chez l'enfant (ORa = 1,48), mais pas à la rhinite.

Dans une étude transversale ayant inclus 5951 enfants entre 8 et 12 ans, [Jaakkola et al. \(2004\)](#) concluent que l'installation de sol PVC, qu'elle soit récente ou non, est significativement associée à la présence d'allergie (ORa = 1,31 si l'installation date de moins de 12 mois, ORa = 1,22 si elle est plus ancienne) mais pas à celle d'asthme ni d'épisodes de sifflements.

Plus récemment, [Larsson et al. \(2010\)](#) ont exploré les associations entre la présence de sols PVC dans la chambre de l'enfant et de ses parents, et l'incidence de l'asthme, de la rhinite et de l'eczéma chez 4779 enfants de 1 à 3 ans inclus dans une étude longitudinale. Les associations entre l'incidence de l'asthme et la présence de sol PVC dans la chambre de l'enfant et dans celle des parents (ORa = 1,52 et 1,46, respectivement) sont à la limite de la significativité, mais une tendance est bien présente. De plus, ces auteurs ont montré une association positive entre le nombre de pièces avec un sol en PVC et l'incidence cumulée de l'asthme. [Shu et al. \(2014\)](#) confirment ces premiers résultats en présentant les analyses du suivi à 5 et 10 ans de 3228 enfants issus de cette même étude longitudinale Suédoise (*Dampness in Buildings and Health Study*, DBH), avec des ORa significatifs de 1,54 et 2,04 pour l'augmentation du risque d'asthme en présence de sol PVC dans la chambre de l'enfant et des parents, respectivement. Cette étude suggère aussi que l'exposition aux phtalates via les sols en PVC durant la grossesse pourrait être une période critique pour le développement d'asthme chez l'enfant, et que l'exposition prénatale est donc à considérer dans les futures études épidémiologiques.

Il existe peu d'études explorant les associations entre la santé respiratoire et des concentrations en phtalates mesurées dans l'air ou dans les poussières des logements. [Bornehag et al. \(2004\)](#) ont mené une étude cas/témoins incluant 198 enfants présentant des symptômes allergiques persistants et 202 enfants ne présentant pas ces symptômes, dans laquelle les concentrations en phtalates ont été mesurées dans la poussière des logements. Ce travail montre des associations significatives entre BBP et rhinite d'une part, et entre DEHP et asthme d'autre part, avec une tendance vers une relation dose/réponse.

Plus récemment, une étude cas/témoins a été menée en Bulgarie par [Kolarik et al. \(2008\)](#), incluant 102 cas (ayant présenté des symptômes de sifflements, de rhinite ou d'eczéma dans les 12 mois précédents) et 82 contrôles âgés de 2 à 7 ans. Elle met en lumière une concentration en DEHP dans les poussières significativement plus élevée dans les logements des enfants cas, ainsi qu'une association significative et une relation dose/réponse entre la concentration en DEHP et des épisodes de sifflement dans les 12 mois précédents.

[Ait Bamai et al. \(2014\)](#) ont mesuré la concentration de 7 phtalates dans les poussières du sol de 156 logements japonais et examiné l'état de santé respiratoire et allergique des 516 occupants (adultes et enfants) de ces habitats. Leurs résultats mettent en évidence des associations non significatives entre les concentrations de DMP, de DEHP, de DiBP et de BBP et la prévalence de la rhinite allergique, de la conjonctivite et de la dermatite atopique chez les enfants de 0 à 14 ans.

D'autres travaux récents investiguant les relations entre exposition aux phtalates et santé respiratoire ont estimé l'exposition via l'analyse de métabolites urinaires de ces composés, confirmant et précisant certains résultats déjà établis par les études basées sur des questionnaires ou des inspections des logements. Ainsi, [Hsu et al. \(2011\)](#) montrent que les métabolites urinaires du DBP sont significativement associés à l'asthme, tandis que [Bertelsen et al. \(2013\)](#) mettent en évidence des ORa significatifs pour l'asthme en relation avec les métabolites du DINP et du DiDP. Ces résultats sont cependant à considérer avec précaution, l'analyse de ces métabolites ne permettant pas de discriminer la voie d'exposition en jeu.

Enfin, [Bekö et al. \(2015\)](#) ont étudié le lien entre exposition aux phtalates et sensibilisation allergique en combinant différents indicateurs d'exposition. Les concentrations du DEP, du DnBP, du DiBP, du BBP et du DEHP ont été mesurées dans les poussières du logement et des crèches fréquentées par 500 enfants de 3 à 5 ans, 200 d'entre eux souffrant d'asthme, de rhinoconjonctivite ou de dermatite atopique, qui ont été associés à 300 sujets contrôles. L'état de santé des enfants renseigné par questionnaire était confirmé par un examen clinique, les métabolites des phtalates ont été recherchés dans des échantillons d'urine et les IgE correspondant à 20 allergènes ont été recherchées dans des échantillons de sang de ces enfants. Aucune association directe n'a été mise en évidence entre l'exposition aux phtalates et les issues de santé considérées. Cependant, les résultats révèlent des associations significatives entre des expositions non alimentaires au DnBP, BBP et DEHP et la sensibilisation allergique parmi les enfants du groupe cas, associations qui dépendent de la prise en compte des différents environnements pour l'évaluation de l'exposition. Aucune association n'apparaît entre les métabolites urinaires des phtalates et la sensibilisation allergique.

Par ailleurs, certains travaux expérimentaux *in vivo* sur des modèles animaux résumés par [Bornehag et Nanberg \(2010\)](#) montrent un effet adjuvant de certains phtalates sur les mécanismes de sensibilisation allergique. Ceci laisse à penser que certains mécanismes précoces dans le développement de l'asthme allergique pourraient être ciblés par l'exposition aux phtalates.

Les études épidémiologiques montrent donc un certain nombre d'associations positives entre certains indicateurs d'exposition aux phtalates dans les logements et le risque d'allergies, de symptômes respiratoires et d'asthme diagnostiqué. Cependant, leur nombre relativement faible ne permet pas de tirer des conclusions définitives quant aux effets sanitaires d'une exposition aux phtalates en relation avec le déclenchement ou l'exacerbation de l'asthme ([Kanchongkittiphon et al., 2015](#); [Mendell et al., 2011](#)).

### 1.3.5. Les muscs synthétiques

Les muscs synthétiques appartiennent à la famille des COSV, et sont majoritairement utilisés comme fragrances dans un grand nombre de produits de consommation courante (parfums, savons, cosmétiques, produits d'entretiens, parfums d'ambiance...) (Dodson et al., 2012).

Ils peuvent être divisés en 3 classes selon leur structure chimique : les muscs polycycliques, les muscs macrocycliques et les muscs nitro-aromatiques. Parmi les composés les plus couramment utilisés se trouvent deux muscs polycycliques, le 7-Acétyle-1,1,3,4,4,6-hexaméthyl-1,2,3,4-tetrahydronaphthalène (AHTN, appellation commerciale Tonalide ®) et le 1,3,4,6,7,8-Hexahydro-4,6,6,7,8,8-hexaméthylcyclopenta-(g)-2-benzopyrane (HHCB, appellation commerciale Galaxolide ®).

Le galaxolide est considéré comme étant non toxique, non irritant et non sensibilisant d'après les informations contenues dans le dossier de son enregistrement REACH<sup>1</sup>.

Cependant, ces informations concernent l'exposition par voie cutanée, et aucune donnée n'est disponible quant à l'exposition par inhalation. De plus, en dépit de ces éléments, le Comité Scientifique Européen pour la Sécurité des Consommateurs a inclus le galaxolide dans leur proposition d'étendre les informations au sujet des allergènes contenus dans les cosmétiques, en raison de la présence d'un certain nombre de cas d'irritations ou de réactions allergiques au galaxolide rapportées (EU Scientific Committee on Consumer Safety, 2012; Heydorn et al., 2003).

Concernant le tonalide, la seule étude (issue du milieu industriel, référence non précisée) disponible dans le dossier REACH portant sur l'exposition par inhalation conclut que ce composé n'est pas un irritant respiratoire.

L'absence d'études explorant les effets de ces composés sur la santé respiratoire, mis en regard des études d'occurrence qui montrent une présence importante de ces composés dans l'air ou les poussières de différents espaces clos ou dans le sang d'individus volontaires (Blanchard et al., 2014; Hutter et al., 2009; Lu et al., 2011; Sofuoglu et al., 2010) est un argument invitant à considérer ces composés dans la présente étude.

### 1.3.6. Les moisissures

Dans les environnements clos, la présence d'humidité permet la croissance des moisissures sur un grand nombre de surfaces et de matériaux. Cette humidité peut avoir différentes sources, en lien avec la structure du bâtiment (mauvaise isolation), les activités humaines (cuisine, ménage,

---

<sup>1</sup> Dossier REACH: <http://echa.europa.eu/information-on-chemicals/registered-substances>, CAS 1222-05-5 (HHCB) et CAS 1506-02-1 (AHTN)

douches et bains...) ou avec des événements relarguant de l'eau dans les matériaux ou la structure du bâtiment (dégât des eaux, fuites) (Bornehag, J Sundell, et al., 2004). De plus, il existe actuellement une préoccupation globale en ce qui concerne la construction des bâtiments qui vise à réduire leur consommation énergétique, mais elle est souvent associée à une isolation de mauvaise qualité et une circulation d'air insuffisante et inadaptée. En plus de la baisse de température due à une réduction de chauffage, ceci aboutit à une humidité plus importante à l'intérieur des bâtiments, ce qui favorise le développement des moisissures (Reboux et al., 2009). Les espèces fongiques retrouvées le plus souvent dans l'habitat sont celles des genres *Aspergillus*, *Cladosporium* et *Penicillium* (Dassonville et al., 2008; Santucci et al., 2007).

L'étude de la contamination des logements par les moisissures est d'un intérêt majeur dans une grande partie des pays industrialisés (les Etats-Unis, le Canada et l'Europe), puisque (i) entre 4 et 40 % des logements de ces pays seraient affectés par des problèmes d'humidité, (ii) la population dans ces pays passe entre 80 et 90 % de son temps à l'intérieur des bâtiments, et (iii) un grand nombre d'études ont déjà démontré les effets néfastes de l'humidité et de l'exposition aux moisissures sur la santé respiratoire (Bornehag et al., 2001; Deguen et al., 2012; Fisk et al., 2010; Sharpe et al., 2015; World Health Organization, 2009).

Les moisissures en croissance émettent des spores qui peuvent s'aérosoliser ou s'accumuler dans les poussières sédimentées. En fonction des caractéristiques de chaque genre et espèce, ces spores peuvent rester cultivables, allergéniques ou toxiques pendant une durée variable (Haugland and Heckman, 1998). Par conséquent, des expositions à risque et une sensibilisation peuvent survenir par inhalation de spores aérosolisés ou par contact cutané avec les poussières sédimentées, en particulier pour les enfants (Jovanovic et al., 2004).

Estimer le risque associé implique d'estimer précisément l'exposition. Plusieurs études utilisant différentes méthodes ont été menées pour mesurer les niveaux de contamination fongiques dans les logements, mais à l'heure actuelle, il n'existe pas de méthode standardisée pour ce type de mesures (Méheust et al., 2012, 2014; Tischer and Heinrich, 2013). De plus, la plupart des études publiées portent soit sur l'air intérieur soit sur les poussières sédimentées, mais peu de travaux ont étudié simultanément les deux compartiments (Jovanovic et al., 2004; Reponen et al., 2010).

Les effets allergisants, toxiques et infectieux des moisissures ont été bien documentés ces dernières années, même si la plupart des mécanismes sous-jacents n'ont pas encore été élucidés. Ceci est rendu d'autant plus complexe que l'impact sanitaire des moisissures est variable selon les espèces, dont le développement dépend fortement des conditions environnementales ; les genres nécessitant un fort taux d'humidité relative pour leur croissance (hydrophiles) semblant avoir des effets sur la santé plus marqués (Park et al., 2008). Les symptômes les plus couramment associés à une exposition fongique sont des maladies respiratoires et des réactions allergiques et notamment des rhinites, de l'asthme et des

pneumopathies d'hypersensibilité de type IgE dépendantes. Par rapport aux polluants chimiques cités dans les parties précédentes, la littérature sur les effets respiratoire de l'exposition aux moisissures est plus conséquente et ses conclusions plus homogènes. Par conséquent, cette partie s'appuie majoritairement sur plusieurs revues de la littérature et méta-analyses publiées au cours des 5 dernières années.

Dans sa revue sur l'exacerbation de l'asthme en lien avec les expositions liées à l'air intérieur publiée en 2000, l'*Institute of Medicine* Américain distingue l'exposition aux moisissures (quantifiées) et l'exposition à l'humidité et aux « agents liés à l'humidité » (IOM, 2000). Pour la première catégorie d'études, cette revue démontre l'augmentation de la sévérité de l'asthme en lien avec l'augmentation des niveaux d'exposition extérieurs, le déclenchement de crises d'asthme chez des patients déjà sensibilisés à certaines espèces fongiques, et la désensibilisation par exposition à des antigènes fongiques. Cependant, la littérature sur les associations entre concentration fongique intérieure et exacerbation de l'asthme est moins catégorique. Par conséquent, l'*Institute of Medicine* (IOM, 2000) avait conclu qu'il existe des preuves suffisantes de l'association entre exposition fongique et exacerbation des symptômes d'asthme parmi les patients asthmatiques déjà sensibilisés, et que cette exposition peut également être liée à des symptômes respiratoires non spécifiques.

Une mise à jour de cette revue, basée sur 5 études menées après sa publication, a été proposée en 2015. Dans deux études prospectives, les auteurs montrent, chez des enfants déjà sensibilisés, que la concentration en *Penicillium* cultivable est associée significativement à une exacerbation importante des symptômes et à leur sévérité. Ainsi, Gent et al. (2012), ayant étudié 1233 enfants asthmatiques, rapportent des ORa de 2,12 pour le risque de sifflements, 2,01 pour la toux persistante et 1,99 pour l'augmentation de la sévérité de l'asthme pour une exposition à *Penicillium* d'enfants déjà sensibilisés par rapport à des enfants non sensibilisés, ou sensibilisés mais non exposés.

Pongracic et al. (2010) mettent en évidence une association significative entre concentrations intérieures en *Penicillium* et moisissures totales et la fréquence des symptômes d'asthme pour des enfants déjà sensibilisés aux moisissures.

Parmi les enfants dont on ne sait pas s'ils sont sensibilisés ou non, Turyk et al. (2006) dans une étude transversale, montrent également une association significative entre la concentration en *Penicillium* mesurée et l'augmentation de la fréquence des symptômes d'asthme. Bundy et al. (2009) révèlent aussi une association significative entre ce même genre de moisissure et une augmentation significative de la variabilité du débit expiratoire de pointe (ORa = 2,4).

En revanche, les travaux de [Inal et al. \(2007\)](#) ne montrent aucune association ni entre les moisissures totales ni aucun genre en particulier et des symptômes respiratoires, mais le très faible effectif (19 enfants) relativise l'interprétation de ces résultats.

Par conséquent, [Kanchongkittiphon et al. \(2015\)](#) concluent qu'il existe un niveau de preuve suffisant montrant une relation causale entre exposition extérieure aux moisissures cultivable et exacerbation des symptômes chez les asthmatiques déjà sensibilisés. En revanche, il existe des preuves limitées ou suggestives d'une association entre la concentration intérieure de *Penicillium* cultivable et l'exacerbation des symptômes chez les enfants asthmatiques déjà sensibilisés (que ce soit aux moisissures ou non). De même, les preuves d'une association entre concentration intérieure en moisissures totales cultivables et l'exacerbation de l'asthme chez les enfants déjà sensibilisés aux moisissures sont également limitées ou suggestives.

D'autres travaux, non pris en compte pour la mise à jour de cette revue, ont été inclus dans une méta-analyse récente ([Sharpe et al., 2015](#)). La plupart utilisent une approche inversée par rapport aux travaux précédents, étudiant le risque de concentrations fongiques élevées chez des patients asthmatiques et non asthmatiques, et non le risque d'asthme en fonction des concentrations. Parmi les auteurs de ces travaux, [Jones et al. \(2011\)](#) rapportent un ORa significatif de 6,1 pour une concentration de spores viables d'*Aspergillus* supérieure au 85<sup>ème</sup> percentile (valeur non précisée dans l'étude, médianes respectives de 24 et 18 ufc/m<sup>3</sup> chez les cas et les témoins), les OR et ORa pour les autres genres n'étant pas significatifs. [Rosenbaum et al. \(2010\)](#), en catégorisant les niveaux de contamination fongique, déterminent un ORa significatif de 6,18 pour *Penicillium*, tandis que [Li et Hsu \(1997\)](#) mettent en évidence des ORa significatifs de 1,88 et 4,14 (en été et hiver, respectivement) pour le genre *Cladosporium*, de la même manière que [Dharmage et al. \(2001\)](#) qui mettent en évidence un ORa significatif de 8,5 pour les concentrations de *Cladosporium* situées dans le quartile le plus élevé. Cette méta-analyse conclut à une augmentation significative du risque d'asthme pour *Cladosporium* (ORa = 1,96), *Alternaria* (ORa = 1,77) et les moisissures totales (ORa = 1,36) ([Sharpe et al., 2015](#)).

De façon plus large et moins spécifique, certains travaux ne mesurent pas la concentration fongique, mais se focalisent sur l'humidité et les « agents liés à l'humidité ». Pour ceux-ci, il existe suffisamment d'éléments pour les relier de façon causale à l'exacerbation de l'asthme chez les enfants ([Kanchongkittiphon et al., 2015](#)). Parmi les travaux récents à ce sujet, [Kercsmar et al. \(2006\)](#) montrent que la prise en compte et la résolution complète des problèmes d'humidité et de moisissures visibles au domicile d'enfants asthmatique réduit significativement les cas d'exacerbation sévère de l'asthme. Les résultats de l'étude interventionnelle de [Bernstein et al. \(2006\)](#) confirment ce constat, puisque la désinfection par rayonnement ultra-violet des conduits d'aération pour réduire l'exposition aux moisissures conduit à une réduction, significative d'un certain nombre de symptômes respiratoires (volume expiratoire maximal, essoufflements et dyspnées, constriction thoracique).

Venn et al. (2003) rapportent une relation dose/réponse entre l'humidité des murs (mesurée) et les épisodes de sifflements chez les enfants. Dépendamment de la pièce où se fait la mesure (chambre ou séjour) et des épisodes considérés (nocturnes ou diurnes), les ORa atteignent 7,0 pour les valeurs d'humidité les plus élevées. Ces résultats n'associent pas la présence de moisissures visibles avec les symptômes respiratoires. En revanche, Hagmolen Of Ten Have et al. (2007) mettent en évidence des associations entre taches d'humidité ou moisissures visibles et débit expiratoire de pointe et hyperréactivité bronchique. Fisk et al. (2010) ont travaillé sur les études reliant l'humidité et les moisissures aux infections respiratoires. Une synthèse des données de 64 études leur permet de déterminer un ORa significatifs de 1,48 pour toutes les infections respiratoires confondues chez les enfants.

Ces études ne semblent pas suggérer que la relation causale entre humidité et exacerbation de l'asthme se limite aux enfants déjà sensibilisés spécifiquement aux moisissures ou aux allergènes d'acariens. Cependant, les agents et mécanismes sous-jacents ne sont pas encore élucidés. Certains travaux suggèrent qu'il s'agit d'éléments fongiques, bactériens, d'allergènes d'acariens, mais il pourrait également être question de polluants chimiques émis plus facilement par certains matériaux lorsqu'ils sont humides (Mendell et al., 2011).

Quelques moisissures produisent aussi des COV microbiens (COVm) potentiellement responsables d'irritations des yeux et des voies respiratoires supérieures (Araki et al., 2012).

Certains auteurs soupçonnent également les COVm de jouer un rôle dans le Syndrome des Bâtiments Malsains défini comme un ensemble de symptômes divers et aspécifiques. Les principaux symptômes constatés chez les personnes atteintes de ce syndrome consistent en des troubles ORL (rhinite, nez bouché sécheresse de la gorge), des manifestations oculaires (larmoiement, irritation ou sécheresse), des manifestations cutanées (prurit, érythème, sécheresse), une somnolence et des céphalées (Crook and Burton, 2010).

### **1.3.7. Les allergènes**

Les allergènes sont des glycoprotéines solubles qui induisent une réponse immunitaire de type IgE chez les individus sensibilisés. On dénombre 5 principales sources d'allergènes dans l'habitat : les acariens, les moisissures, les animaux domestiques, les rongeurs, et les cafards. De la même façon que les moisissures, l'exposition aux différents allergènes constitue un facteur de risque qui a été étudié de façon relativement approfondie, même si les conclusions sont encore discutées. Par conséquent, cette partie s'appuie principalement sur 7 revues de la littérature publiées entre 2001 et 2012 (Arshad, 2003, 2010; Bush, 2008; Chen et al., 2010; Gaffin and Phipatanakul, 2009; Lodge et al., 2012; Murray et al., 2001).

Les acariens se nourrissent de squames de peau humaine et animale, et une humidité relative supérieure à 60 % dans leur micro-environnement est nécessaire à leur développement. Ils trouvent donc des conditions optimales dans les matelas et oreillers, dans lesquels se trouvent quantités de squames, et où l'humidité relative est suffisante, en lien avec la transpiration des personnes endormies. Les principaux allergènes d'acariens proviennent de leurs fèces et de fragments de leurs carapace. Deux espèces d'acariens, *Dermatophagoides pteronyssinus* et *Dermatophagoides farinae* sont considérés comme les sources les plus importantes d'allergènes d'acariens, respectivement Der p1 et Der f1.

Ces allergènes sont majoritairement transportés sur des particules de 10 à 25 µm de diamètre, qui restent en suspension dans l'air seulement quelques minutes avant de se déposer. Par conséquent, la poussière sédimentée est la matrice la plus pertinente pour mesurer leur concentration. En particulier, en raison de la proximité entre le matelas et les voies respiratoires lors du sommeil, la poussière du matelas est un milieu particulièrement pertinent pour estimer l'exposition. De plus, ces échantillons sont en général plus homogènes que les poussières sédimentées au sol, étant moins affectés par d'autres éléments apportés de l'extérieur comme du sable par exemple, et sont donc bien représentatifs de l'exposition cumulée. Les principaux déterminants des concentrations en allergènes dans les poussières du matelas sont la température, l'humidité, et certaines caractéristiques du matelas.

En ce qui concerne les effets sur la santé respiratoire, il est bien établi que l'exposition à Der f1 et Der p1 est associée à une sensibilisation allergique ([Heinrich, 2011](#)). Par ailleurs, il existe une relation causale avec l'exacerbation de l'asthme chez les individus déjà sensibilisés spécifiquement à ces allergènes, et une exposition continue contribue à l'hyperréactivité bronchique chronique ([IOM, 2000](#)). En revanche, les données sont limitées ou suggestives d'une association entre ces allergènes et l'exacerbation parmi les enfants non sensibilisés ([Kanchongkittiphon et al., 2015](#)).

Cependant, les études explorant spécifiquement les associations directes entre l'exposition à ces allergènes et le développement d'asthme montrent des résultats moins tranchés.

Parmi 440 enfants atopiques, [Celedón et al. \(2007\)](#) montrent une association significative entre exposition à des niveaux d'allergènes dépassant 10 µg/g et le risque d'asthme (ORa = 3,0) et de sifflements (ORa = 5,0). [Tovey et al. \(2008\)](#) mettent également une relation en évidence, mais celle-ci semble non-linéaire. D'autres auteurs comme [Lau et al. \(2000\)](#) et [Torrent et al. \(2007\)](#) ne révèlent aucune association entre exposition à ces allergènes et asthme, même si les enfants déjà sensibilisés présentent un risque plus élevé de présenter des symptômes d'asthme.

En résumé, peu de données supportent l'hypothèse d'un lien direct entre exposition à ces allergènes et déclenchement de l'asthme. Néanmoins, les données disponibles sont en faveur

d'un lien indirect via la sensibilisation allergique aux acariens, qui est un prédicteur majeur du déclenchement de l'asthme (Heinrich, 2011).

Les résultats concernant les effets de l'exposition aux allergènes de chats et de chien sur le développement de l'asthme chez les enfants sont également contradictoires. Certaines études de cohorte ne mettent en évidence aucun effet d'une exposition dans les premières années de la vie sur le développement de l'asthme ou la présence de symptômes évocateurs d'asthme lors de l'enfance. Cependant, une exposition à un chat durant l'enfance semble augmenter le risque de sensibilisation à cet animal, alors que l'exposition à un chien durant cette même période aurait un effet protecteur sur la sensibilisation à d'autres allergènes inhalés et sur le développement de maladies allergiques chez les enfants sans historique familial d'allergie (Lodge et al., 2012). Ce résultat est toutefois à interpréter avec précaution, puisque le choix d'avoir ou non un animal domestique peut être fortement influencé par le statut allergique des parents (Bertelsen et al., 2010).

Certaines études longitudinales suggèrent une association inverse entre exposition aux chats et asthme, mais pas avec la sensibilisation allergique. Les études cas-témoin, quant à elles, font également état de conclusions contradictoires.

Cependant, il est bien établi que l'exposition aux chats et à l'allergène de chat Fel d1 est un fort facteur de risque de développer une sensibilité à cet animal. D'autres études ont identifié la sensibilisation aux chats comme un facteur de risque important de l'asthme. Si aucun auteur n'a jusqu'à présent montré de lien entre exposition aux chats, sensibilisation aux chats et asthme dans une seule et même étude (Chen et al., 2010), il existe des données suffisamment solides pour conclure qu'il existe une relation causale entre exposition à l'allergène de chat Fel d1 et l'exacerbation de l'asthme parmi les individus sensibilisés spécifiquement à cet allergène (IOM, 2000; Kanchongkittiphon et al., 2015).

## **1.4. Les modalités d'évaluation de l'exposition : des mesures aux modèles**

### **1.4.1. Polluants chimiques**

De nombreux polluants de l'environnement intérieur sont donc associés, de façon causale ou non, au déclenchement, au développement ou à l'exacerbation d'affections respiratoires chroniques de l'enfant comme l'asthme ou la rhinite, allergique ou non.

Cependant, la plupart des études présentent des conclusions partielles ou limitées par de nombreux aspects méthodologiques. En effet, la littérature souligne la multiplicité des composés à prendre en compte, la nécessité de considérer un grand nombre de facteurs pouvant jouer sur

leur concentration et les enjeux importants de la taille des échantillons pour mettre en évidence des éventuels effets de l'environnement sur la prévalence de ces pathologies.

Réaliser des prélèvements, de préférence répétés au cours des différentes saisons, sur un grand nombre de sites est coûteux en termes de temps et de moyens humains et financiers. De plus, l'analyse d'un grand nombre de ces composés requiert des équipements importants et la maîtrise de procédures analytiques complexes.

Développer des modèles permettant d'estimer la concentration, ou au moins un niveau de concentration dans une échelle définie *a priori* est donc un enjeu important dans le domaine de l'étude de la qualité de l'air intérieur. En effet, si de nombreux travaux ont étudié dans des chambres expérimentales les facteurs d'émissions de différents matériaux de construction ou d'ameublement (Afshari et al., 2004; Bruinen De Bruin et al., 2005; Clausen et al., 2004; Katsoyiannis et al., 2008; Kelly et al., 1999), leurs résultats sont difficiles à transposer pour estimer une exposition dans les conditions « réelles » d'utilisation de ces matériaux. Un nombre très important de paramètres liés à l'environnement et aux usages du matériau (température, ménage...) peuvent modifier le facteur d'émission et agir sur la concentration finale dans l'environnement de l'objet.

Par conséquent, certains travaux se sont attachés à construire des modèles, principalement explicatifs, reliant les concentrations des polluants chimiques de l'air intérieur et les caractéristiques du logement liés à leurs sources potentielles. Le formaldéhyde, un des polluants le plus souvent rapporté dans les logements, a suscité un certain nombre de travaux dans ce domaine, principalement par l'utilisation de modèles de régression linéaire et logistique. Si les variables explicatives se recoupent souvent, les performances du modèle en termes de coefficient de détermination  $R^2$  sont variables selon les études.

Clarisse et al. (2003) ont proposé un modèle linéaire multivarié présentant une bonne performance explicative ( $R^2 = 0,45$ ) basé sur la concentration de  $\text{CO}_2$ , l'humidité relative, la température, les matériaux utilisés comme revêtements de sol, la présence de produits en bois aggloméré et leur âge et le tabagisme comme variables d'entrée.

Dans une autre étude menée au Canada, Gilbert et al. (2006) ont mis en évidence des associations négatives entre la concentration de formaldéhyde et le taux de renouvellement d'air, et associations positives avec le chauffage électrique, la présence de meubles récents en bois aggloméré ou mélaminé, et des travaux récents de rénovation comme des activités de peinture, de vernis. Ces variables expliquent près de 50 % de la variabilité des concentrations en formaldéhyde.

Dassonville et al. (2009) ont proposé un modèle de régression multivarié GEE (*Generalized Estimating Equation*), pour prendre en compte des mesures répétées dans les mêmes

logements. Les variables explicatives introduites dans le modèle comportent les paramètres d'ambiance (température, humidité relative, CO<sub>2</sub>), des informations sur la ventilation (présence de ventilation mécanique, durée et fréquence d'ouverture des fenêtres), certaines caractéristiques liées au logement (type de logement, date de construction, présence de meubles en panneaux de particules ou en bois aggloméré) et certaines caractéristiques liées aux habitudes des occupants (nombre d'occupants, niveaux de nicotine reflétant le tabagisme, chauffage au bois, chauffage ou cuisine au gaz, utilisation de parfums d'ambiance et de produits d'entretien, activités de bricolage). L'ensemble de ces variables permet d'atteindre un R<sup>2</sup> de 0,29.

Héroux et al. (2010) ont stratifié leur analyse sur la saison, et atteignent un R<sup>2</sup> de 0,49 en hiver et 0,36 en été. Leurs modèles sont basés sur l'humidité relative, la température, le taux de renouvellement d'air, la fréquence et la durée d'ouverture des fenêtres, la présence de VMC dans la cuisine et l'année de construction du logement.

Enfin, Roda et al. (2011) ont comparé des modèles de régression linéaire et logistique. Les variables explicatives pertinentes introduites dans les deux modèles sont la date de construction du logement, sa surface, le nombre d'occupants, les revêtements muraux, la présence de sols stratifiés et de meubles en panneaux de particules, la présence de VMC, le confinement, le double vitrage et la durée d'aération. Les deux modèles montrent des performances comparables, puisque le taux de logements bien classés par le modèle de régression logistique en deux classes est de 73 %, et de 70 % pour le modèle linéaire (si la valeur prédite par le modèle est positionnée par rapport à la médiane, pour pouvoir comparer les deux modèles).

Outre le formaldéhyde, quelques auteurs ont proposé des modèles explicatifs pour d'autres COV communs de l'air intérieur. Les variables explicatives introduites dans les modèles sont généralement assez proches. Les variables les plus générales, comme les paramètres d'ambiance, la saison, les habitudes d'aération, de chauffage ou de tabagisme dans le logement par exemple, recoupent celles introduites dans les modèles proposés pour le formaldéhyde. Certaines variables spécifiques sont considérées en plus selon le composé considéré.

Pour les BTEX, plutôt liés à au trafic automobile, c'est la présence d'un garage attenant au logement et la proximité à un axe de circulation important qui est testée. Pour certains BTEX (toluène par exemple) et une large gamme d'autres composés (terpènes, alcools, éthers de glycol...) dont les sources sont plus variables, les variables explicatives portent plutôt sur la présence de certains revêtements et sur leur caractère récent (peinture ou vernis par exemple), mais aussi sur l'utilisation de produits spécifiques (produits d'entretien, de bricolage, parfums d'ambiance...).

Les méthodes utilisées sont plus variées que dans les travaux qui portent sur le formaldéhyde. Si certains auteurs utilisent uniquement des tests statistiques pour vérifier l'effet des variables

explicatives sur une concentration (Cheng et al., 2015; Lee et al., 2014), d'autres utilisent des modèles linéaires multivariés. Jia et al. (2008) ont testé l'influence d'un nombre restreint de variables assez générales (saison, garage attenant, travaux de rénovation, ouverture des fenêtres, âge du bâtiment et CO<sub>2</sub>) sur un large panel de composés (BTEX et dérivés, alcanes C<sub>7</sub> à C<sub>17</sub>, terpènes...), comme l'ont fait Héroux et al. (2010) pour le benzène et le toluène, ou encore Ohura et al. (2006) pour le benzène, l'éthylbenzène, le toluène et le chloroforme.

Cependant, d'autres auteurs ont proposé des techniques d'analyse différentes. Su et al. (2013) utilisent un modèle linéaire à effets mixtes, pour prendre compte des mesures répétées dans des logements de plusieurs villes différentes. Si les variables explicatives utilisées sont assez classiques, les auteurs n'indiquent pas de R<sup>2</sup> pour juger de la qualité de leurs modèles.

Schlink et al. (2010) proposent quant à eux un modèle de régression quantile pour pallier la distribution souvent non Gaussienne, voire distordue, des concentrations de COV mesurées dans les logements. Cependant, les performances de ces modèles restent limitées par le choix des variables explicatives choisies, qui n'expliquent qu'une partie limitée de la variabilité des concentrations.

En ce qui concerne les COSV, à notre connaissance, aucune étude ne rapporte la construction d'un modèle explicatif de leurs concentrations dans l'air, les seules études disponibles étudiant les déterminants des concentrations dans les poussières.

Les travaux de Bornehag et al. (2005) relient, par régression logistique sur les concentrations dichotomisées (par rapport à la médiane), les concentrations de BBP et DEHP à la présence de sol PVC. La date de construction du bâtiment est associée uniquement au DEHP, des logements plus anciens présentant des concentrations plus élevées. Un historique de dégât des eaux datant de moins de 3 ans est associé à une concentration de BBP significativement plus élevée, ce facteur n'étant pas associé avec le DEHP. L'étude de Choi et al. (2010) portant également sur le DEHP et le BBP dans les poussières, qui met en évidence certains déterminants par des analyses bivariées, ne propose pas de modèle reliant quantitativement déterminants et concentrations.

#### **1.4.2. Polluants biologiques**

Si les sources et déterminants d'un grand nombre de polluants chimiques commencent à être relativement bien décrits, la littérature disponible reste imprécise et controversée en ce qui concerne les principaux déterminants des concentrations en moisissures dans l'air et les poussières des logements.

Etant fortement influencées par des sources extérieures, les concentrations intérieures montrent une grande variabilité géographique et temporelle, rendant difficile l'identification précise des principaux déterminants sur lesquels les occupants des logements peuvent agir pour diminuer leur exposition (Dassonville et al., 2008).

En France, une étude récente menée dans le cadre de la cohorte Elfe dans 3 193 logements a mis en évidence 6 profils de logements en fonction de leur contamination en microorganismes (dont les moisissures) et montré des différences dans leur répartition géographique (Rocchi et al., 2015).

Par ailleurs, les associations entre les concentrations mesurées et les caractéristiques des logements, en particulier la présence de signes d'humidité, restent sujettes à débat. Plusieurs auteurs montrent que les signes d'humidité ou la présence de moisissures visible sont des bons prédicteurs de biomarqueurs fongiques, comme Sordillo et al. (2011), ou des concentrations en moisissures dans l'air ou les poussières (Haas et al., 2007; Roussel et al., 2008). D'autres mettent en évidence des associations uniquement avec les paramètres d'ambiance comme la température et l'humidité relative (Ren et al., 2001), ou aucune association avec des traces d'humidité ou une odeur de moisi dans le logement (Holme et al., 2010). Les niveaux extérieurs se trouvent également parmi les principaux déterminants de la concentration en moisissures totales et en *Cladosporium* dans les logements (Dassonville et al., 2008).

Enfin, en ce qui concerne les déterminants des allergènes, plusieurs auteurs ont exploré l'influence des caractéristiques des logements et les habitudes des occupants. Si des associations avec les déterminants « communs » comme l'âge du bâtiment, la présence de certains animaux et les paramètres d'ambiance sont régulièrement rapportés, il existe une forte variabilité dans les associations mises en évidence (Cho et al., 2006; Gross et al., 2000; Luczynska et al., 1998; Perry et al., 2006; Peterson and Ownby, 2003; Visitsunthorn and Chirdjirapong, 2010; Wardzyńska et al., 2012).

### **1.5. Synthèse et objectifs de la thèse**

Dans ce contexte, la présente étude vise à évaluer l'exposition cumulée à une gamme de polluants chimiques et biologiques de l'environnement intérieur susceptibles d'induire des affections respiratoires chroniques de l'enfant dans un échantillon donné de logements. Elle a également pour objectif de créer une typologie des ces logements en fonction de leur contamination par cet ensemble de polluants. Enfin, elle ambitionne de proposer des modèles explicatifs des concentrations des composés en fonction des caractéristiques de l'habitat et des habitudes de vie des occupants pouvant être décrites par voie de questionnaires. Dans l'optique

de leur utilisation future comme outil d'estimation de l'exposition, leur performance prédictive est également testée.

Des mesures ont été réalisées dans un sous-échantillon de logements sélectionnés au sein de la cohorte Pélagie constituée en Bretagne (cf. 2.1.2.). Elles ont été couplées avec un questionnaire détaillé portant sur les caractéristiques du logement et le mode de vie de l'enfant et des parents, le but étant d'identifier les principaux déterminants des niveaux d'exposition des enfants aux polluants de l'environnement intérieur (produits dérivés chlorés, aldéhydes, COV, phtalates et contaminants biologiques) de manière à construire un modèle explicatif de l'exposition. Afin d'approcher l'effet de la saisonnalité sur la concentration des différents polluants recherchés, un sous-échantillon de 26 logements a été visité à deux reprises, une fois lors de la saison dite « chaude » (mars à septembre) et une fois pendant la saison « froide » (octobre à février).

L'originalité de cette étude porte sur une meilleure connaissance de l'exposition cumulée (chimique et biologique), la construction d'une typologie de logements par des outils d'analyse multivariée et la construction de modèles explicatifs. Le pouvoir prédictif de ces derniers a également été testé.

Par rapport aux études déjà réalisées en environnement intérieur, ces travaux permettent de mieux renseigner l'exposition de jeunes enfants au sein de leur domicile par la mesure de polluants à ce jour encore peu documentés et qui, pour cette raison, nécessitent des investigations complémentaires. Enfin, les retombées de cette étude doivent permettre de mieux renseigner les risques d'une exposition précoce de l'enfant aux polluants de l'air intérieur, et ainsi de déterminer l'ampleur du problème de santé publique éventuellement lié à l'exposition à ces composés.



## PARTIE 2

# MATERIELS ET METHODES



## 2. Matériels et méthodes

Cette partie présente l'ensemble de la méthodologie qui a été mise en œuvre au cours de cette étude. La première section, consacrée à la sélection des logements dans lesquels s'est déroulée l'enquête environnementale, est suivie de la présentation des questionnaires élaborés, puis de la liste détaillée des techniques de prélèvements et d'analyses pour chaque famille de polluants chimiques et de biocontaminants. Une dernière section est consacrée à la présentation du plan d'analyse statistique.

### 2.1. Sélection des logements pour l'enquête environnementale

#### 2.1.1. Objectif

Conformément aux objectifs présentés dans la partie 1.5, la première étape consiste en la sélection de 150 logements dans lesquels sera menée la campagne de mesure associée aux questionnaires descriptifs, en vue de la construction de la typologie des logements et des différents modèles.

Le polluant « index » choisi pour la sélection de ces logements est le chloroforme. Ce choix repose sur plusieurs éléments. Les études documentant les niveaux de chloroforme dans l'air des logements sont relativement peu nombreuses, notamment en France ; contribuer à documenter ces niveaux constitue donc une originalité de cette étude. Par ailleurs, l'effet irritant de certains THM sur le système respiratoire a déjà été mis en évidence. Enfin, il s'agit du seul composé d'intérêt pour lequel des données *a priori*, à savoir la concentration en THM dans l'eau distribuée aux domiciles, sont disponibles au sein de la cohorte visée par cette étude. Cette information permet donc la sélection de logements potentiellement contrastés en termes de concentration en chloroforme. Nous faisons de plus l'hypothèse, qui nous paraît réaliste, que les concentrations des autres composés mesurés dans l'air seront distribuées de façon aléatoire et indépendante de celle des THM dans l'eau, étant issus de sources indépendantes.

#### 2.1.2. Sélection selon les niveaux de chloroforme dans le réseau d'eau

Les 150 logements sont sélectionnés au sein de la cohorte bretonne PELAGIE, cohorte mère-enfant créée en 2002 par inclusion de 3421 femmes enceintes issues de 3 départements bretons (Côtes d'Armor, Finistère et Ille-et-Vilaine). Cette cohorte est décrite plus en détails par [Petit et al. \(2010\)](#).

La sélection sur les niveaux de chloroforme s'appuie sur des données extraites de la base réglementaire SISE-Eaux entre 2002 et 2008 pour toutes les unités de distributions (UDI) auxquelles sont reliés les logements de la cohorte. La fréquence de contrôle étant imposée par la réglementation et dépendante de la taille des UDI et du risque de dépassement des valeurs réglementaires (Annexe II de l'arrêté du 11 janvier 2007 relatif au programme de prélèvements et d'analyses du contrôle sanitaire pour les eaux fournies par un réseau de distribution, pris en application des articles R. 1321-10, R. 1321-15 et R. 1321-16 du code de la santé publique), les données temporelles pour les différentes UDI sont plus ou moins nombreuses. Les données temporelles manquantes ont été estimées par modélisation grâce à des modèles linéaires hiérarchiques mixtes (Costet et al., 2012). Le jeu de données utilisé pour la sélection des logements comporte, pour chaque UDI, une valeur de concentration mensuelle pour chaque THM considéré (chloroforme, bromoforme, bromodichlorométhane, dibromo-chlorométhane) entre janvier 2002 et décembre 2008.

La concentration en THM est directement liée à la teneur en matière organique de l'eau, elle-même dépendante de nombreux facteurs dont l'origine de la ressource. La Bretagne étant majoritairement alimentée par des eaux de surface, la concentration en THM subit une variation saisonnière (liée notamment aux précipitations et donc aux variations d'injection de chlore). Pour chaque UDI, il est donc possible d'obtenir une concentration moyenne de chaque THM en saison haute (août à novembre) et en saison basse (décembre à juillet). La distribution des concentrations en chloroforme pour l'ensemble des UDI peut être décrite ci-dessous (Tableau 1).

**Tableau 1: Distribution de la concentration en chloroforme pour toutes les UDI selon la saison**

Concentration moyenne en $\text{CHCl}_3$ pour toutes les UDI ( $\mu\text{g/L}$ )		
	Saison basse	Saison haute
Minimum	0,2	0,2
Percentile 0,25	3,5	4,4
Percentile 0,33	4,9	6,2
Médiane	7,7	9,1
Percentile 0,66	10,3	13,1
Percentile 0,75	12,0	14,6
Maximum	37,8	41,3

Les premier et troisième terciles permettent, pour la saison haute et la saison basse, de répartir les UDI en 3 catégories par rapport à la concentration en  $\text{CHCl}_3$  de l'eau distribuée : faible (inférieure au premier tercile), moyenne (entre les deux terciles) ou élevée (supérieure au troisième tercile).

La catégorisation en saison haute a été privilégiée pour qualifier l'UDI.

Etant donnée cette répartition, l'objectif initial était de disposer de :

- 60 logements à forte concentration de  $\text{CHCl}_3$  (> 10  $\mu\text{g/L}$  environ, niveau CLF3)
- 30 logements à moyenne concentration (entre 3 et 10  $\mu\text{g/L}$  environ, niveau CLF2)
- 60 logements à faible concentration (< 3  $\mu\text{g/L}$  environ, niveau CLF1).

Les concentrations en chloroforme ayant été collectées et estimées à l'époque de l'inclusion des familles dans la cohorte PELAGIE (entre 2002 et 2006), il a été décidé que seules les familles n'ayant pas déménagé depuis cette date seraient sélectionnées. On suppose donc que la concentration en  $\text{CHCl}_3$  dans le réseau n'a pas varié significativement depuis cette date.

Une liste de 989 familles n'ayant pas déménagé depuis l'inclusion a été établie. Parmi ces familles, il a été décidé d'en éliminer 232 qui avaient participé à une étude récente portant sur l'effet de certaines substances chimiques sur le développement neuropsychologique des enfants (Cartier et al., [revision submitted](#)) afin de ne pas les sur-solliciter et de limiter le taux de refus de participer.

### **2.1.3. Critères supplémentaires de sélection : zone et type de logement**

Le regroupement des 757 familles restantes selon le niveau de chloroforme estimé dans le réseau et selon d'autres critères (zone du logement, type de logement) est présenté dans le Tableau 2. A l'examen de la répartition des logements, il apparaît un déséquilibre entre :

- les effectifs des logements urbains et ruraux : 662 logements ruraux pour 95 urbains, tous types de logements et tous niveaux de chloroforme confondus
- les effectifs des différents types de logement : 467 maisons pour 17 immeubles, toutes zones et tous niveaux de chloroforme confondus.

Ces deux paramètres peuvent avoir une influence importante sur la concentration d'un grand nombre de contaminants, notamment ceux pouvant avoir des sources extérieures (moisissures et composés organiques volatils liés au trafic routier, par exemple). Il est donc nécessaire de prendre en compte ces déséquilibres.

Pour ceci, il a été décidé d'inclure 30 logements urbains (soit environ 60 % des 52 logements urbains pour lesquels on connaît la concentration en  $\text{CHCl}_3$  et la zone du logement, ce qui correspond au taux de participation attendu) et 120 logements ruraux, en incluant uniquement les maisons. Même s'ils étaient inclus, les appartements auraient été trop peu nombreux, et la puissance statistique aurait été insuffisante pour conclure quant à l'effet de cette modalité.

Tableau 2: Distribution des logements selon la concentration en CHCl<sub>3</sub>, le caractère urbain/rural et le type de logement

		niveau de chloroforme								
Effectif tous niveaux de CLF et tous logements confondus	Effectif tous niveaux CLF confondus	CLF1		CLF2		CLF3		Total lorsqu'on connaît le type, la zone et le niveau CLF		
		par type de logement	tous	par type de logement	tous	par type de logement	tous			
Rural	662	maison	427	93	146	126		367		
		immeuble	2	0	1	1	212	2		
		autre	3	0	0	2		3		
		total	432	93	147	131		371		
Urbain	95	maison	40	3	10	23		36		
		immeuble	15	0	0	15	64	15		
		autre	1	0	0	1		1		
		total	56	3	10	39		52		
<b>TOTAL</b>	<b>757</b>		<b>488</b>	<b>96</b>	<b>137</b>	<b>157</b>	<b>235</b>	<b>170</b>	<b>276</b>	<b>648</b>

#### 2.1.4. Prise en compte des résultats de l'étude de faisabilité menée dans 30 logements

Une étude de faisabilité avait été menée dans 30 logements pendant l'hiver 2011. Pour ceux-ci, la concentration en  $\text{CHCl}_3$  dans l'eau du robinet a été mesurée et comparée à la concentration modélisée à partir des données de la base SISE-Eaux (cf partie 2.1.2). La comparaison de ces concentrations est présentée sur la Figure 2.

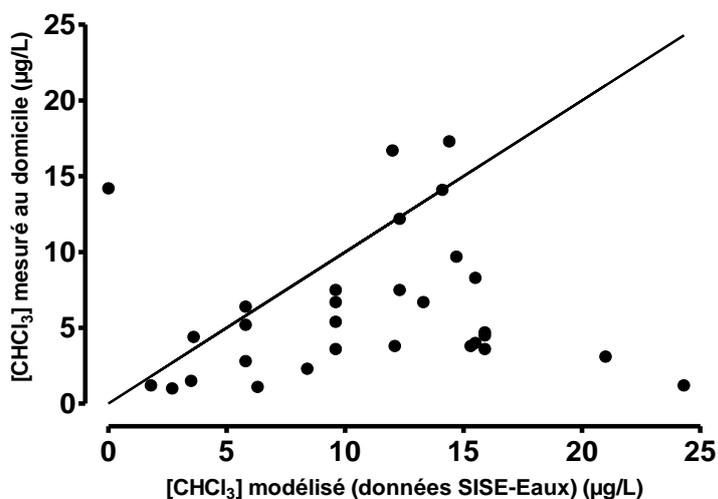


Figure 2: Comparaison de la concentration en chloroforme estimée et mesurée dans l'étude de faisabilité

Il s'avère, pour cet échantillon de 30 logements, que les concentrations modélisées de chloroforme dans l'eau de distribution surestiment, parfois largement, les concentrations mesurées.

Par conséquent, il a été décidé de favoriser au maximum les logements dont la concentration estimée est forte (catégorie CLF3), en faisant l'hypothèse que les résultats suivront la même tendance que ceux de l'étude de faisabilité, et qu'une partie (environ 50 %) des logements aura en réalité un niveau faible à moyen.

#### 2.1.5. Sélection définitive des logements

Au vu des effectifs présentés dans le Tableau 2, il a été décidé de contacter les familles en suivant l'ordre suivant, présenté sur la Figure 3.

Pour les logements urbains :

- en priorité les 40 maisons individuelles de tous niveaux de chloroforme,
- puis les 25 logements de type inconnu et de niveau 3 pour le chloroforme, en s'assurant que les logements sont bien des maisons
- enfin, les 12 logements de type inconnu et de niveaux de chloroforme 1, 2 ou inconnu.

Pour les logements ruraux :

- en priorité les 126 maisons individuelles de niveau 3 en chloroforme
- puis les 81 logements de type inconnu et de niveau 3 pour le chloroforme, en s'assurant que les logements sont bien des maisons
- enfin, les 146 maisons de niveau 2 pour le chloroforme.

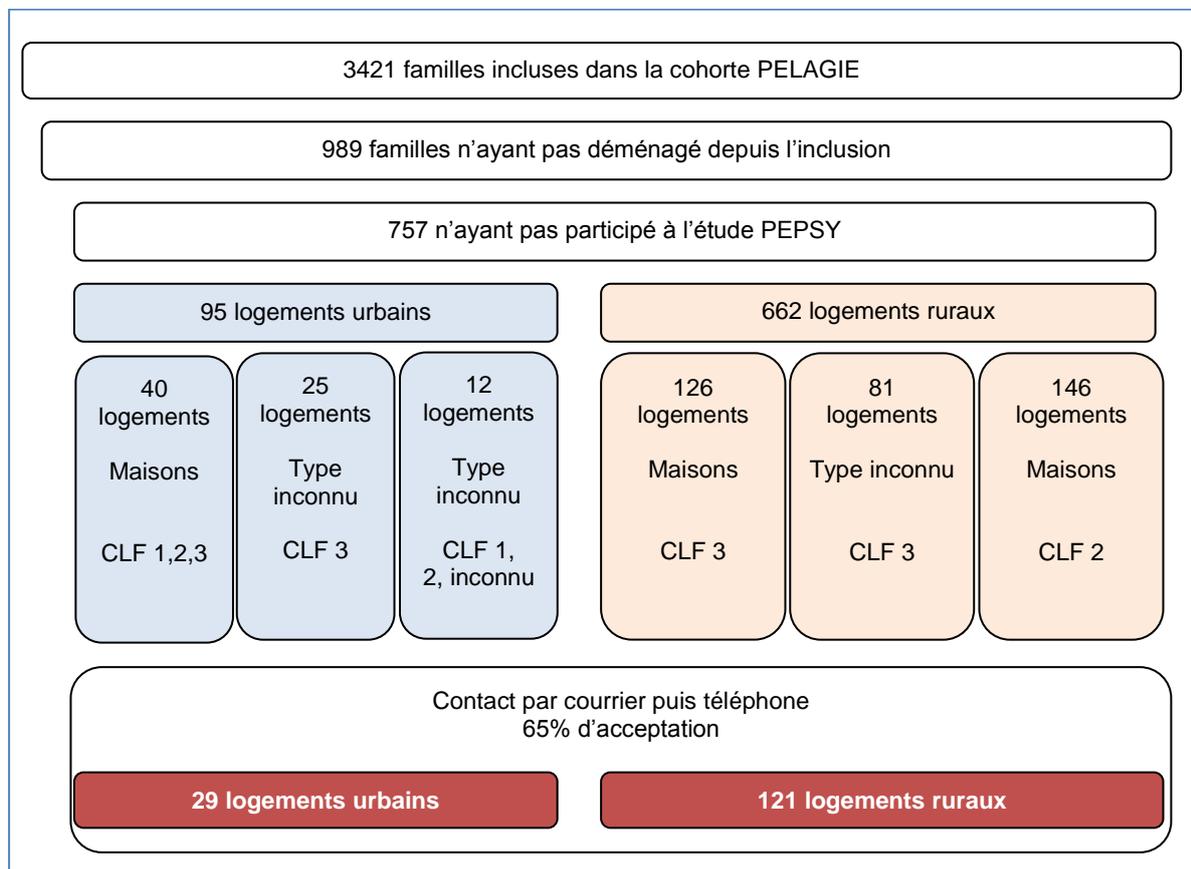


Figure 3 : Résumé du processus de sélection des 150 logements pour l'enquête environnementale

### **2.1.6. Sélection des logements pour la campagne été/hiver**

Afin d'approcher l'effet de la saisonnalité sur la concentration des composés mesurés, un sous-échantillon de 30 logements a été sélectionné afin d'y mener deux campagnes de mesure distinctes, une durant la saison « chaude » (mars à septembre) et une en saison « froide » (octobre à février). Pour alléger la lecture, celles-ci sont désignées par « été » et « hiver » dans la suite du texte.

Pour ce sous-échantillon, les familles habitant les logements visités lors de l'étude de faisabilité (pendant l'hiver 2011) ainsi que certains logements de la campagne principale visités en hiver ont été sollicités.

## **2.2. Elaboration et saisie des questionnaires**

### **2.2.1. Objectifs**

L'objectif principal des questionnaires d'enquête utilisés dans cette étude est de collecter des informations sur les déterminants potentiels des contaminants mesurés, dans l'optique de la construction des modèles prédictifs. Les informations collectées sont :

- Des éléments descriptifs du logement (type de logement, date de construction, date de travaux de réhabilitation éventuels, mode de chauffage, mode de ventilation, environnement extérieur, nature et surface des revêtements...)
- Des données propres aux habitudes des occupants, de façon générale (concernant l'aération, le ménage, le tabagisme, la présence d'animaux...)
- Des données sur les comportements, activités et produits utilisés pendant la durée du prélèvement (aération et chauffage, ménage, tabagisme, utilisation de certains types de produits...). En plus de renseigner certains déterminants potentiels, ces éléments permettent d'accompagner les mesures effectuées pour comprendre, par exemple, d'éventuelles valeurs très élevées pour certains composés pouvant provenir d'une source ponctuelle comme l'utilisation de certains produits particuliers (produits de bricolage par exemple).

### 2.2.2. Méthode

Les deux questionnaires utilisés pour l'étude sont présentés en annexes 1 et 2. Ils ont été construits en se basant sur plusieurs sources d'informations :

- Le questionnaire de l'étude de faisabilité menée dans 30 logements, s'appuyant lui-même sur le questionnaire de la campagne nationale logements de l'OQAI
- Les questionnaires utilisés dans d'autres études environnementales comparables, visant à la recherche de déterminants de contaminants dans l'air intérieur, notamment les travaux de [Dassonville \(2008\)](#) et [Persoz \(2011\)](#)
- Les données relatives aux sources des différents contaminants mesurés, issues de la littérature scientifique
- Les questionnaires successifs de l'étude Pélagie, pour identifier d'éventuels oublis mais aussi les redondances.

L'objectif étant la construction d'un modèle prédictif des concentrations et non une estimation directe de l'exposition, il a été choisi de ne pas faire remplir aux occupants du logement un budget espace-temps activité précis. Cependant, les activités pouvant avoir une influence sur les concentrations des contaminants considérées sont documentées à l'échelle du logement.

En ce qui concerne de manière spécifique les substances mesurées, les sources prises en compte sont dépendantes des composés, mais concernent de manière générale les revêtements (muraux, au sol et au plafond), les matériaux d'ameublement et de décoration. Les activités documentées sont celles potentiellement émettrices de composés organiques volatils et semi-volatils (combustion pour le chauffage, la cuisson ou tabagisme, utilisation de parfums d'ambiance, de produits de bricolage ou de produits ménagers par exemple). Enfin, les facteurs susceptibles d'influencer la concentration d'un grand nombre de polluants (aération et caractéristiques des ouvrants, chauffage, présence de traces d'humidité...) ont également été renseignés.

### 2.2.3. Structure globale et renseignement des questionnaires

Les questionnaires ont été renseignés par les familles, et complétés si besoin avec l'aide d'un technicien enquêteur. Même si une administration du questionnaire aurait été préférable pour augmenter la qualité du remplissage, ce choix a été fait afin d'optimiser le temps passé dans les logements visités.

Par ailleurs, afin de rendre plus acceptable le temps nécessaire au remplissage du questionnaire, il a été choisi de séparer les questions en deux blocs distincts. Ainsi, un premier questionnaire

(dit questionnaire d'entrée) est laissé aux familles à la fin de l'installation du matériel lors du premier passage dans le logement.

Ce questionnaire documente :

- les caractéristiques générales du logement (type, historique, structure...)
- les équipements et la décoration du logement (dispositifs de chauffage, ventilation, revêtements dans les différentes pièces...)
- certaines habitudes générales de vie dans le logement (chauffage, aération, utilisation de produits chimiques...).

Ce questionnaire est récupéré par le technicien enquêteur lors du second passage dans le logement. Celui-ci vérifie le document et interroge les occupants sur d'éventuelles difficultés de remplissage. Lorsque c'est possible, les informations sont complétées et/ou corrigées avec son aide.

Le second questionnaire (questionnaire de sortie) est remis aux occupants à l'arrivée de la seconde visite, et est complété pendant la désinstallation du matériel. Le technicien enquêteur est ainsi disponible pour répondre directement aux questions éventuelles.

Le questionnaire de sortie permet de recueillir des informations sur :

- les activités de ménage dans les pièces instrumentées (chambre et séjour)
- l'aération dans les pièces instrumentées (chambre et séjour) et la cuisine
- certaines activités ayant eu lieu dans le logement (utilisation de la cheminée, de produits désodorisants, de produits de bricolage...)
- les évènements particuliers inhabituels (inondation, incendie...) ayant pu se produire durant la période de prélèvement.

#### **2.2.4. Saisie des questionnaires**

Une double saisie des questionnaires a été réalisée par deux opérateurs différents dans le logiciel Epidata (version 3.1). La double saisie a été vérifiée en faisant l'hypothèse que les champs renseignés identiquement dans les deux saisies étaient corrects. Toutes les différences mises en évidence par comparaison entre les deux saisies ont été corrigées manuellement grâce au questionnaire papier par un des enquêteurs ayant réalisé les visites des logements.

## 2.3. Déroulement de l'enquête environnementale

L'organisation et la chronologie des différents prélèvements sont décrites sur la Figure 4. Les prélèvements pour le dosage des THM dans l'eau et l'air et des moisissures dans l'air sont réalisés lors du premier passage dans le logement. Les dispositifs de prélèvement pour les COV, les aldéhydes, les COSV et le baro-thermo-hygromètre sont également installés à l'occasion du premier passage. Le second passage a lieu 5 jours après le premier. A cette occasion, les dispositifs installés précédemment sont démontés, et le prélèvement de poussières sur le sol (pour le dosage des moisissures) et sur le matelas (pour le dosage des allergènes) est réalisé. Cette organisation permet d'éviter de perturber les autres prélèvements par remise en suspension des poussières lors de l'utilisation de l'aspirateur.

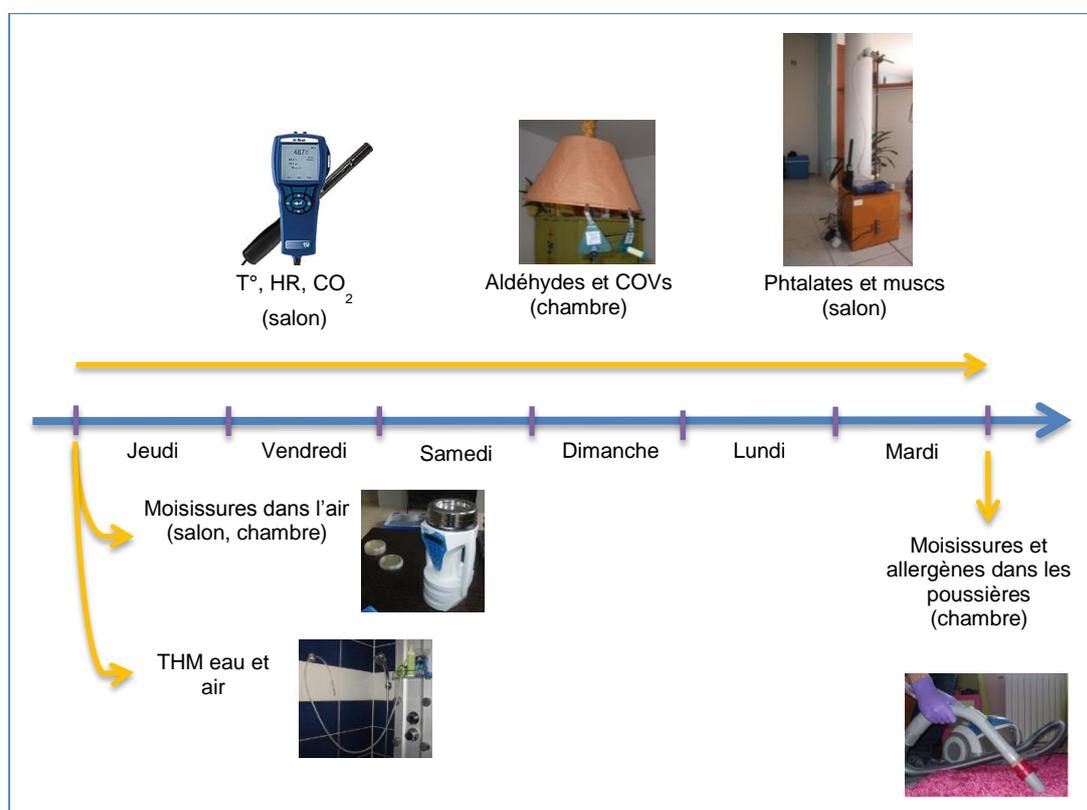


Figure 4 : Résumé du déroulement de l'enquête environnementale dans les logements

## 2.4. Prélèvements et analyses

### 2.4.1. Liste des techniques de prélèvement et d'analyse mises en œuvre et références normatives

Le Tableau 3 présente une synthèse des méthodes de prélèvement, d'extraction et d'analyse mises en œuvre, ainsi que les références normatives correspondantes. Les techniques sont détaillées dans les paragraphes suivants.

Tableau 3: Liste des techniques de prélèvement et d'analyses et références normatives

Famille de composés	Prélèvement	Extraction et analyse	Références normatives
THM dans l'eau	Prélèvement direct dans vial pour chromatographie headspace	Séparation par chromatographie gazeuse Détection par spectrométrie de masse	NF EN ISO 10301 (07/1997) : dosage des hydrocarbures halogénés hautement volatils – méthode par chromatographie gazeuse
THM dans l'air	Prélèvement actif par pompage sur adsorbant Tenax TA	Désorption thermique Séparation par chromatographie gazeuse Détection par spectrométrie de masse	NF EN ISO 16017-1 (03/2001) : Air intérieur, air ambiant et air des lieux de travail – Echantillonnage et analyse des COV par tube à adsorption / désorption thermique chromatographie en phase gazeuse sur capillaire. Partie 1 : échantillonnage par pompage  NF ISO 16000-6 (03/2012) : Air intérieur – dosage des COV dans l'air intérieur des locaux et chambres d'essai par échantillonnage actif sur le sorbant Tenax TA, désorption thermique et chromatographie en phase gazeuse utilisant MS ou MS/FID
Aldéhydes dans l'air	Prélèvement passif sur cartouche adsorbante Radiello type 165 (DNPH)	Extraction solide/liquide (acétonitrile) Séparation par HPLC Détection UV	NF EN ISO 16000-4 (02/2012) : Air intérieur, Partie 4 : Dosage du formaldéhyde – Méthode par échantillonnage diffusif.  NF EN ISO 16017-2 (10/2003) : Air intérieur, air ambiant et air des lieux de travail - Echantillonnage et analyse des composés organiques volatils par tube à adsorption/désorption thermique/chromatographie en phase gazeuse sur capillaire, Partie 1 : Echantillonnage par diffusion.
Autres composés organiques volatils	Prélèvement passif sur cartouche adsorbante Radiello type 145 (charbon graphité)	Désorption thermique Séparation par chromatographie gazeuse Détection par spectrométrie de masse	NF EN ISO 16017-2 (10/2003) : Air intérieur, air ambiant et air des lieux de travail : échantillonnage et analyse des COV par tube adsorption/ désorption thermique/chromatographie en phase gazeuse sur capillaire – échantillonnage par diffusion

Phtalates et muscs synthétiques dans l'air	Prélèvement actif par pompage sur mousse polyuréthane et filtre en quartz	Extraction liquide à haute pression (dichlorométhane) Séparation par chromatographie gazeuse Détection par spectrométrie de masse en tandem	Norme américaine ASTM D4861 « Standard practice for sampling and selection of analytical techniques for pesticides and PCB in air » Normes expérimentales XP X43-058 (Air ambiant, dosage des substances phytosanitaires dans l'air ambiant prélèvement actif, 2007) et XP X43-059 (idem – préparation des supports de collecte-analyse par méthodes chromatographiques, 2007)  Norme NF ISO 16000-14 (08/2009) : Air Intérieur partie 14 : dosage des PCB et des PCDD/PCDF totaux : extraction, purification et analyse par chromatographie gazeuse haute résolution et spectrométrie de masse
Moisissures cultivables dans l'air	Prélèvement actif par bioimpaction	Culture, dénombrement et identification par observation microscopique	NF ISO 16000-18 (09/2011) : détection et dénombrement des moisissures – échantillonnage par impaction  NF ISO 16000-17 (02/2009) : détection et dénombrement des moisissures – méthode par culture
Moisissures cultivables dans les poussières du sol	Prélèvement actif par aspiration	Culture, dénombrement et identification par observation microscopique	NF ISO 16000-17 (02/2009) : détection et dénombrement des moisissures – méthode par culture
Allergènes dans les poussières du matelas	Prélèvement actif par aspiration	Extraction solide/liquide (tampon PBS) Quantification par dosage ELISA	NF V 03-054 (12/2011) : Denrées alimentaires, Guide de bonnes pratiques des techniques ELISA pour la détection des allergènes alimentaires.  NF EN 15842(04/2010) : Produits alimentaires, Détection des allergènes alimentaires, Considérations générales et validation des méthodes.

## 2.4.2. Dosage des THM dans l'eau

### Composés dosés

Chloroforme (trichlorométhane, TCM), bromoforme (tribromométhane, TBM), bromodichlorométhane (BDCM), chlorodibromométhane (CDBM).

### Prélèvement

Le prélèvement est réalisé au robinet du lavabo de la salle de bains du logement. S'il est muni d'un brise-jet ou d'un filtre, celui-ci est démonté, et le robinet est ouvert durant 1 minute (eau froide) afin d'effectuer une purge du réseau d'eau du logement.

Trois vials de 20 mL sont rincés 3 fois à l'eau courante, puis 5 mL d'eau sont introduits dans deux d'entre eux. Les trois vials sont ensuite sertis, le vial vide servant d'atmosphère de référence sur le terrain lors du dosage des THM. Les vials sont conservés au froid (glacière) jusqu'au laboratoire, où ils sont ensuite placés à +4°C pendant 48h au maximum avant extraction.

### Extraction

Le vial contenant l'échantillon d'eau est thermostaté à 60°C ( $\pm$  5°C) pendant 30 min pour permettre un transfert des composés halogénés volatils dans la phase gazeuse. Celle-ci est ensuite injectée dans la colonne capillaire du chromatographe au moyen d'une boucle de 1 mL et d'une ligne de transfert à 95°C.

### Analyse

L'extrait est analysé par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse. Le système utilisé est un chromatographe en phase gazeuse HP6890 couplé à un spectromètre de masse 5973N. L'injection est réalisée en mode « split » à 150°C.

La séparation est réalisée sur une colonne capillaire DB 624 (longueur 30 m, diamètre interne 0,25 mm, épaisseur de film 1,4  $\mu$ m) sous un flux constant d'hélium à 0,9 mL/min. Le programme thermique est le suivant :

- 5 min à 40°C
- Rampe jusqu'à 140°C (à 5°C/min)
- 1 min à 140°C
- Rampe jusqu'à 200°C (à 20°C/min)

La détection est réalisée par le spectromètre de masse (interface à 260°C, source à 230°C et quadripôle à 150°C) sur les deux ions les plus sensibles et les plus caractéristiques de chaque substance.

L'analyse quantitative est effectuée par étalonnage interne. Chaque échantillon est quantifié par rapport aux courbes d'étalonnage établies à la fin de la séquence à partir d'une gamme injectée

dans les mêmes conditions que les échantillons. La limite de quantification est de 0,5 µg/L pour tous les composés analysés (CHCl<sub>3</sub>, CHBrCl<sub>2</sub>, CHBr<sub>2</sub>Cl, CHBr<sub>3</sub>).

### **2.4.3. Dosage des THM dans l'air**

#### **Composés dosés**

Chloroforme (trichlorométhane, TCM), bromoforme (tribromométhane, TBM), bromodichlorométhane (BDCM), chlorodibromométhane (CDBM).

#### **Préparation du dispositif de prélèvement**

Les tubes contenant le Tenax servant au prélèvement sont préparés au laboratoire ; 300 mg ( $\pm$  5 mg) de Tenax TA 60-80 mesh sont introduits dans un tube en acier inoxydable préalablement rincé au méthanol. Les tubes sont ensuite conditionnés thermiquement pendant 10 minutes à 330°C sous un flux d'azote à 100 ( $\pm$  20) mL/min afin d'éliminer une potentielle contamination.

A l'issue du conditionnement, les tubes sont fermés à l'aide de bouchons d'extrémités en acier inoxydable avec joint PTFE, puis conservés dans une enceinte étanche à l'air (dessiccateur préalablement rincé au méthanol) pour une durée maximale de 4 semaines. Passé ce délai, les tubes sont conditionnés à nouveau avant d'être utilisés. Les tubes fermés sont transportés jusqu'au site de prélèvement dans un container en verre placé dans une glacière.

#### **Prélèvement**

Le prélèvement est réalisé à l'aide d'une pompe aspirante Gilair LFS113 à un débit de 50 mL/min ( $\pm$  2,5 mL/min). Les pompes sont réglées au laboratoire à l'aide d'un débitmètre à bulle (Gilibrator 2).

Le prélèvement est réalisé dans la salle de bain des logements. Si le logement dispose de plusieurs salles de bains, le prélèvement est réalisé de préférence dans la salle de bain la plus utilisée par l'enfant. La pompe est allumée pendant quelques minutes avant le début du prélèvement pour permettre au débit de se stabiliser. Le débit d'aspiration est mesuré à l'extrémité du tube Tenax raccordé à la pompe à l'aide d'un débitmètre à bulle (Gilibrator 2). Si le taux d'humidité est inférieur à 50 % lors de la mesure du débit, le débit mesuré est corrigé en fonction de ces paramètres. Le débit moyen, correspondant à la moyenne arithmétique des débits avant et après prélèvement, est utilisé pour déterminer le volume total prélevé.

Le tube est ensuite placé à l'intérieur de la cabine de douche, de sorte qu'il soit le plus près possible de la sortie d'eau de la pomme de douche (Figure 5).

De même, un baro-thermo-hygromètre (Q-Trak 7575, TSI) enregistrant la température, l'humidité relative et la pression barométrique toutes les 30 secondes est placé à l'intérieur de la cabine de douche.

Le débit et la température de l'eau sont préalablement réglés pour reproduire les conditions d'une douche, et le prélèvement est réalisé pendant 10 minutes. A l'issue de cette période, le tube et le Q-Trak sont retirés de la cabine de douche, et une nouvelle mesure du débit d'aspiration de la pompe est réalisée de la même manière qu'avant le prélèvement. Lorsque le débit a été mesuré, le tube est refermé et replacé dans le container en verre. Le tube est conservé à +4°C jusqu'à son analyse, 1 mois au maximum après le prélèvement.



Figure 5: Prélèvement des THM dans l'air de la cabine de douche

Un blanc de terrain est réalisé dans 1 logement sur 10. Pour ceci, un tube contenant du Tenax est préparé, conditionné, transporté et analysé dans les mêmes conditions que les échantillons, mais il n'y a pas d'air aspiré à travers l'échantillonneur au moment où le prélèvement est réalisé.

### Extraction

Les composés adsorbés sur le Tenax sont désorbés thermiquement par chauffage (300 °C, 10 min) dans un courant d'hélium (30 mL/min) à l'aide d'un système automatique de désorption thermique ATD Turbo Matrix 150 (Perkin Elmer). Ils sont reconcentrés dans un piège froid puis subissent une désorption secondaire (280°C, 15 min). Ils sont ensuite transférés vers la colonne capillaire du chromatographe via une ligne de transfert à 290°C.

## Analyse

L'échantillon est analysé par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse. Le système utilisé est un chromatographe en phase gazeuse HP 7890A couplé à un spectromètre de masse 5975C inerte XL EI/CI MSD (Agilent Technologies). La séparation est faite sur une colonne Restek Rxi<sup>R</sup>-624Sil MS (longueur 30 m, diamètre interne 0,25 mm, épaisseur du film 0,25 µm) sous un flux constant d'hélium à 0,8 mL/min.

Le programme thermique est le suivant :

- 5 min à 40°C
- Rampe de 5°C/min jusqu'à 140°C
- 1 min à 140°C
- Rampe de 20°C/min jusqu'à 200°C

La détection est réalisée par le spectromètre de masse (interface à 315°C, source à 230°C et quadripôle à 150°C) sur les deux ions les plus sensibles et les plus caractéristiques de chaque substance.

L'analyse quantitative est effectuée par étalonnage externe. Chaque échantillon est quantifié par rapport aux courbes d'étalonnage établies à la fin de la séquence à partir d'une gamme injectée dans les mêmes conditions que les échantillons. La limite de quantification est de 1,25 ng sur le tube (soit environ 2,5 µg/m<sup>3</sup>, dans les conditions de prélèvement mises en œuvre) pour tous les composés analysés (CHCl<sub>3</sub>, CHBrCl<sub>2</sub>, CHBr<sub>2</sub>Cl, CHBr<sub>3</sub>).

### 2.4.4. Dosage des aldéhydes dans l'air

#### Composés dosés

Formaldéhyde, acétaldéhyde, propanal, butanal, benzaldéhyde, isopentanal, pentanal, hexaldéhyde.

#### Prélèvement

Le prélèvement est réalisé sur des cartouches adsorbantes Radiello type 165 (tube en filet acier inoxydable 100 mesh remplies de Florisil revêtu de 2-dinitrophénylhydrazine). La cartouche est placée dans un corps diffusif fixé sur un support et installée dans la chambre de l'enfant pour une durée de 5 jours. Dans la mesure du possible, le dispositif est accroché en hauteur à un point central de la pièce (à un luminaire par exemple, comme sur la Figure 6). A défaut, il est posé sur un élément du mobilier de la pièce. La date et l'heure de début et de fin de prélèvement sont relevées. Une fois le prélèvement terminé, la cartouche est replacée dans son contenant en verre hermétiquement fermé, et conservée à -18°C et à l'obscurité jusqu'à l'extraction (dans les 30 jours suivant le prélèvement).

Un blanc de terrain est réalisé dans 1 logement sur 10. Pour ceci, une cartouche Radiello est transportée et analysée dans les mêmes conditions que les échantillons, mais elle n'est pas exposée à l'air au moment du prélèvement. Cependant, placée dans son contenant en verre hermétiquement fermé, elle reste dans le logement pendant les 5 jours de prélèvement.



Figure 6: Prélèvement des aldéhydes et des COV dans l'air de la chambre

### Extraction

2 mL d'acétonitrile sont introduits dans le tube contenant la cartouche, qui est agité pendant 30 min. La solution est ensuite filtrée à travers un filtre à membrane en polytétrafluoroéthylène, et conservée à 4°C dans un flacon serti jusqu'à l'analyse.

### Analyse

L'extrait est analysé par chromatographie liquide à haute performance couplé un détecteur dans l'ultra-violet. Le système utilisé est un chromatographe liquide Agilent 1100 (Agilent Technologies) couplé à un détecteur UV réglé à 365 nm.

Le volume d'injection est fixé à 10  $\mu\text{L}$ . la séparation est réalisée sur une colonne J. T. Baker Octadecyl C18 (longueur 250 mm, diamètre interne 4,6 mm, épaisseur du film 5  $\mu\text{m}$ , température 25°C). Les composés sont élués par un mélange  $\text{CH}_3\text{CN}/\text{H}_2\text{O}$  à un débit de 1,9 mL/min, et détectés à une longueur d'onde de 365 nm.

L'analyse quantitative est effectuée par étalonnage externe. Chaque échantillon est quantifié par rapport aux courbes d'étalonnage établies à la fin de la séquence à partir d'une gamme injectée dans les mêmes conditions que les échantillons. La limite de quantification est de 0,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour le formaldéhyde, l'acétaldéhyde et le propanal, et de 0,2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour le butanal, le benzaldéhyde, l'isopentanal, le pentanal et l'hexanal.

### 2.4.5. Dosage des composés organiques volatils (COV) dans l'air

#### Composés dosés

Benzène, toluène, éthylbenzène, 1,2,4-triméthylbenzène (et autres aromatiques C9), 1,2,4,5-tétraméthylbenzène (et autres aromatiques C10), m/p xylènes, o-xylène, styrène,  $\alpha$ -pinène, limonène, 2-étoxy éthanol, 2-butoxy éthanol, 2-éthyl-1-hexanol, n-butyl acétate, n-hexane, n-heptane et isomères, n-octane et isomères, n-nonane et isomères, n-décane et isomères, n-undécane et isomères, n-dodécane et isomères.

#### Prélèvement

Le prélèvement est réalisé sur des cartouches adsorbantes Radiello® type 145 (tube de 4,8 mm de diamètre en filet acier inoxydable, maille 3x8  $\mu$ m, rempli avec 350 $\pm$ 10 mg de charbon graphité (Carbograph 4 ; 35-50 mesh). La cartouche est placée dans un corps diffusif fixé sur un support, et le dispositif est placé dans la chambre de l'enfant pour une durée de 5 jours. Dans la mesure du possible, le dispositif est accroché en hauteur à un point central de la pièce (à un luminaire par exemple, comme sur la Figure 6).

A défaut, il est posé sur un élément du mobilier de la pièce. La date et l'heure de début et de fin de prélèvement sont relevées. Une fois le prélèvement terminé, la cartouche est replacée dans son contenant en verre hermétiquement fermé, et conservée à 4°C jusqu'à l'extraction (dans le mois suivant le prélèvement).

Un blanc de terrain est réalisé dans 1 logement sur 10. Pour ceci, une cartouche Radiello est transportée et analysée dans les mêmes conditions que les échantillons, mais elle n'est pas exposée à l'air au moment du prélèvement. Cependant, placée dans son contenant en verre hermétiquement fermé, elle reste dans le logement pendant les 5 jours de prélèvement.

#### Extraction

Les composés adsorbés sur les cartouches Radiello® sont désorbés thermiquement par chauffage (350°C, 10 min) dans un courant d'hélium (100mL/min) à l'aide d'un système automatique de désorption thermique ATD Turbo Matrix 400 (Perkin Elmer). Ils sont reconcentrés dans un piège froid puis subissent une désorption secondaire (290°C, 2 min). Ils sont ensuite transférés vers la colonne capillaire du chromatographe via une ligne de transfert à 200°C.

#### Analyse

L'extrait est analysé par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse. Le système utilisé est un chromatographe en phase gazeuse HP6890 couplé à un spectromètre de masse 5973N MSD.

La séparation est faite sur une colonne J&W PONA (longueur 60m, diamètre interne 0,2 mm, épaisseur de film 0,5 $\mu$ m) sous un flux constant d'hélium à 0,8 mL/min. Le programme thermique est le suivant :

- 5 min à 40 ° C
- Rampe de 5°C/min jusqu'à 115 ° C
- Rampe de 10°C/min jusqu'à 165 ° C
- Rampe de 30°C/min jusqu'à 285°C
- 3 min à 285°C

La détection est réalisée par le spectromètre de masse 5973N MSD (interface à 280°C, source à 230°C et quadripôle à 150°C). L'analyse quantitative est effectuée par étalonnage externe. Chaque échantillon est quantifié par rapport aux courbes d'étalonnage établies à la fin de la séquence à partir d'une gamme injectée dans les mêmes conditions que les échantillons. La limite de quantification est de 0,1  $\mu$ g/m<sup>3</sup> pour tous les composés dans les conditions de prélèvement mises en œuvre.

#### **2.4.6. Dosage des phtalates et muscs dans l'air**

##### **Composés dosés**

Benzylbutylphtalate (BBP), diisononylphtalate (DINP), diméthylphtalate (DMP), di(2-éthylHéxyl)phtalate (DEHP), dibutylphtalate (DBP), diéthylphtalate (DEP), diisobutylphtalate (DiBP), tonalide (AHTN), galaxolide (HHCB).

##### **Préparation du dispositif de prélèvement**

La méthode mise en œuvre utilise l'échantillonneur personnel URG (University Research Glassware, Chapel Hill, NC). Les mousses en polyuréthane (SKC 76 mm, Arelco) servant de support aux prélèvements sont rincées deux fois au dichlorométhane à haute température et haute pression dans un système ASE 350 (Dionex).

Parallèlement, les unités URG -2000-25 (URG Corporation) sont intégralement démontées et rincées au dichlorométhane. Le tube en verre rincé, la grille support et un filtre en quartz (Whatman QMA) sont placés pendant 2h dans une enceinte à 550°C pour éliminer toute contamination potentielle.

Pour chaque unité, une mousse en polyuréthane rincée est ensuite introduite dans le tube en verre de l'unité URG, qui est ensuite remontée. L'impacteur est graissé, et un filtre en quartz est placé à l'entrée du dispositif. Chaque unité URG est ensuite emballée dans du papier aluminium préalablement rincé au dichlorométhane, et stocké dans un container en verre brun à température ambiante pendant un maximum de 7 jours. Passé ce délai de conservation, les

unités sont démontées et nettoyées, et les mousses doivent être rincées à nouveau avant leur utilisation afin de se prémunir contre toute contamination éventuelle.

### Prélèvement

Le prélèvement est réalisé à l'aide d'une pompe aspirante GilAir 5 à un débit de 2 L/min ( $\pm 150$  mL/min). Les pompes sont réglées au laboratoire à l'aide d'un débitmètre à bulle (Gilibrator 2).

Le prélèvement est réalisé dans le salon/séjour des logements. La pompe est allumée pendant quelques minutes avant le début du prélèvement pour permettre au débit de se stabiliser. Le débit d'aspiration de la pompe est mesuré à l'extrémité de l'URG connectée à la pompe à l'aide d'un débitmètre à bulle (Gilibrator 2). L'heure de début de prélèvement, correspondant à la fin de la mesure du débit d'aspiration de la pompe, est consignée sur une fiche d'enregistrement.

L'unité URG est ensuite placée dans le salon/séjour du logement investigué, dans la mesure du possible à un point relativement central de la pièce et assez éloigné des ouvrants. Elle est positionnée à environ 1,20 m de hauteur grâce à un dispositif métallique de maintien (Figure 7).

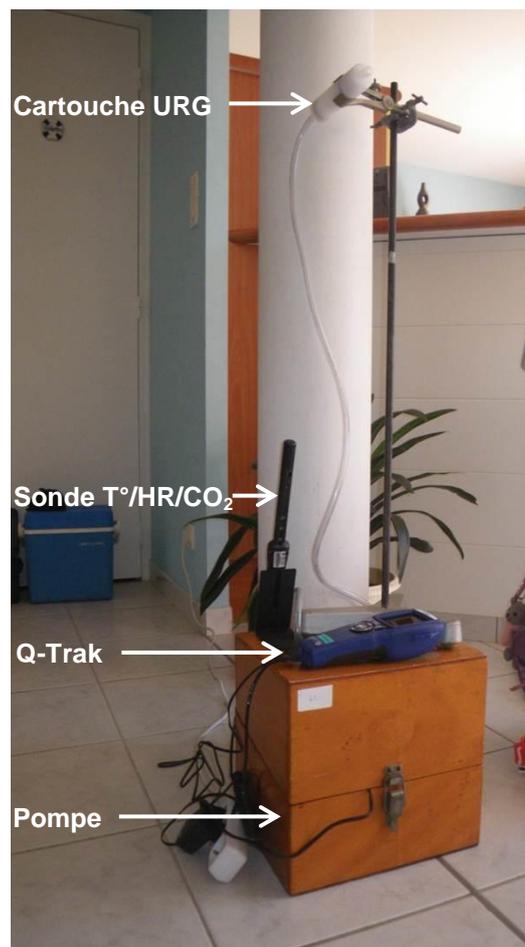


Figure 7: Prélèvement des COSV et mesure des paramètres d'ambiance dans l'air du salon

Le prélèvement est réalisé en continu pendant 5 jours. A l'issue de cette période, le débit d'aspiration de la pompe est à nouveau mesuré de la même manière qu'au début du prélèvement. La cartouche est ensuite rebouchée, emballée dans du papier aluminium rincé au dichlorométhane, placée dans un container en verre brun et conservée au froid (glacière) jusqu'au laboratoire.

La mousse de polyuréthane et le filtre en quartz sont ensuite sortis de la cartouche URG, emballés dans du papier aluminium (rincé au dichlorométhane) et conservés à -20°C pendant 15 jours maximum, jusqu'à l'extraction.

Un blanc de terrain est réalisé dans 1 logement sur 10. Pour ceci, un échantillonneur URG est préparé, conditionné, transporté et analysé dans les mêmes conditions que les échantillons, mais il n'y a pas d'air aspiré à travers l'échantillonneur au moment où le prélèvement est réalisé.

### **Extraction**

Les mousses PUF sont extraites au dichlorométhane à haute température et haute pression sur système ASE 350 (Dionex) après insertion dans des cellules d'extraction de 10 mL munies de filtre en cellulose et ajout de 4 traceurs d'extraction (pentachlorobenzène, fenchlorphos, méthoprotryne et fenpropathrine). L'extrait organique obtenu est évaporé à 30°C sous flux d'azote, enrichi d'un standard interne d'injection (1,2,3-trichloro-4-nitrobenzène, TCNB), homogénéisé aux ultrasons et transvasé dans un vial en verre brun. Il est conservé à -20 °C pendant 1 mois maximum avant d'être analysé.

### **Analyse**

L'extrait est analysé par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse en tandem. Le système utilisé est un chromatographe en phase gazeuse TRACE GC Ultra muni d'un injecteur PTV (*Programmable Temperature Vaporizing*) et d'une plate-forme d'injection automatique TriPlus (Thermo Scientific), couplé à un spectromètre de masse en tandem de type triple quadripôle TSQ Quantum GC (Thermo Scientific).

L'injecteur PTV est utilisé en mode « splitless » avec un insert « baffle liner », et le volume d'injection est fixé à 1 µL. La séparation est faite sur une colonne Restek Rtx-PCB (60m de longueur, 0,25 mm de diamètre interne et 0,25 µm d'épaisseur de film) sous un flux constant d'hélium à 2 mL/min.

La détection est réalisée par le spectromètre de masse en tandem en mode MRM (Multiple Reaction Monitoring) sur les deux transitions les plus sensibles et les plus caractéristiques de chaque substance investiguée après ionisation par impact électronique.

La présence des deux transitions sélectionnées au temps de rétention attendu (traduite par la présence de 2 pics à ce temps de rétention) permet de confirmer l'identification d'un composé.

L'analyse quantitative est effectuée par étalonnage interne (correction par le TCNB). Chaque échantillon est quantifié par rapport aux courbes d'étalonnage établies à la fin de la séquence à partir d'une gamme diluée injectée dans les mêmes conditions que les échantillons.

La limite de quantification varie selon les composés. Elle est de :

- 12,5 ng sur la mousse (soit environ 0,9 ng/m<sup>3</sup>) pour le DMEP, le DMP, le galaxolide et le tonalide
- 25 ng sur la mousse (soit environ 1,7 ng/m<sup>3</sup>) pour le BBP
- 100 ng sur la mousse (soit environ 6,9 ng/m<sup>3</sup>) pour le DINP
- 200 ng sur la mousse (soit environ 13,9 ng/m<sup>3</sup>) pour le DEHP
- 500 ng sur la mousse (soit environ 34,7 ng/m<sup>3</sup>) pour le DBP, le DEP et le DIBP.

#### 2.4.7. Dosage des moisissures dans l'air

##### Genres identifiés et dénombrés

*Cladosporium*, *Aspergillus*, *Alternaria*, *Penicillium*, moisissures totales.

##### Prélèvement

Le prélèvement est réalisé à l'aide d'un bioimpacteur (Sampl'Air, Biomérieux AES Chemunex, Figure 8). Les mains de l'opérateur sont désinfectées à l'aide d'une solution hydroalcoolique, puis le crible du bioimpacteur ainsi que les supports de boîte sont nettoyés à l'aide d'une lingette imprégnée de produit désinfectant (Phagolingettes D120).



Figure 8: Bioimpacteur utilisé pour le prélèvement des moisissures dans l'air

Deux volumes d'air (50 et 100L) sont prélevés et impactés sur gélose MEA (malt extract agar) dans la chambre de l'enfant et dans le salon du logement, dans la mesure du possible à un point

relativement central de la pièce. Un blanc de terrain est réalisé dans chaque logement, en plaçant une boîte dans l'impacteur puis en la retirant sans réaliser de prélèvement d'air. Les boîtes sont ensuite fermées, filmées et transportées au froid (glacière) jusqu'au laboratoire. Elles sont placées en incubation à 25°C.

### **Analyse**

Les microorganismes sont dénombrés après 3, 5 et 7 jours d'incubation à 25°C pour déterminer le nombre d'unités formant colonie dans le volume d'air prélevé. Ils sont identifiés après 5 et 7 jours d'incubation par observation microscopique (coloration au bleu de lactophénol) sur frottis fixé.

### **Expression des résultats**

Le nombre de colonies comptées est corrigé selon la loi de Feller pour tenir compte de la taille du crible du bioimpacteur. La concentration en unités formant colonies par mètre cube (ufc/m<sup>3</sup>) est ensuite déterminée d'après les recommandations de la norme NF ISO 16000-18 selon la formule :

$$C = \frac{n_{ufc}}{V}$$

Avec  $n_{ufc}$  le nombre total d'unités formant colonie sur les boîtes de gélose et  $V$  le volume total prélevé en mètres cubes.

## **2.4.8. Dosage des moisissures dans les poussières du sol**

### **Genres identifiés et dénombrés**

*Cladosporium*, *Aspergillus*, *Alternaria*, *Penicillium*, moisissures totales.

### **Prélèvement**

Le prélèvement est réalisé dans la chambre de l'enfant à l'aide de kits Dustream collector (Indoor Biotechnologies) montés sur un aspirateur domestique (Figure 9). Avant le prélèvement, l'embout porte-filtre est nettoyé à l'aide d'une lingette imprégnée d'une solution désinfectante (Phagolingettes D120).

Lorsque le sol de la chambre n'est pas revêtu de moquette, le prélèvement est réalisé de préférence sur un tapis, ou à défaut sur le sol nu. Le sol est aspiré jusqu'à remplir de poussières environ 2/3 du filtre. Si une quantité suffisante de poussières ne peut être recueillie sur le sol, le dessus de certains meubles ou des plinthes est également aspiré.

Les filtres contenant les poussières sont conservés à température ambiante pendant un délai maximal de 48h.



Figure 9: Kit Dustream collector (à gauche) et prélèvement des poussières sur le sol de la chambre (à droite)

### Extraction

Les poussières sont tamisées sur filtre de nylon (maille 300  $\mu\text{m}$ ) afin de ne conserver que les poussières fines. 10 mg sont ensuite remis en suspension dans 1 mL de tampon PBS-Tween et agitées à température ambiante pendant 1h à 800 rpm. Cette suspension est diluée 10 et 100 fois, et 100  $\mu\text{L}$  de cette suspension sont déposées sur gélose MEA et DG-18 et incubées à 25°C.

### Analyse

Les microorganismes sont dénombrés après 3, 5 et 7 jours d'incubation à 25°C pour déterminer le nombre d'unités formant colonie dans la masse de poussière prélevée. Ils sont identifiés après 5 et 7 jours d'incubation par observation microscopique (coloration au bleu de lactophénol) sur frottis fixé.

#### 2.4.9. Dosage des allergènes (acariens, chats, chiens) dans les poussières du matelas

##### Allergènes dosés

*Dermatophagoides pteronyssinus* (Der p1), *Dermatophagoides farinae* (Der f1), allergène de chien (Can f1), allergène de chat (Fel d1)

##### Prélèvement

Le prélèvement est réalisé à l'aide de kits Dustream collector (Indoor Biotechnologies) montés sur un aspirateur domestique (LG, 2000W). Avant le prélèvement, l'embout porte-filtre est nettoyé à l'aide d'une lingette imprégnée (Phagolingettes D120).

Le matelas du lit de l'enfant est aspiré sur toute sa surface après avoir retiré le drap et l'alèse, le cas échéant. Dans le cas où l'aspiration d'un côté du matelas ne permet pas de recueillir suffisamment de poussières, le matelas est retourné et aspiré sur son autre face.

### **Extraction**

Les poussières sont tamisées sur un tamis en acier inoxydable (maille 425 µm). 100 mg de poussière fine sont remis en suspension dans 2mL de tampon PBS-Tween et agitées pendant 2h à 250 rpm à température ambiante puis centrifugées. Le surnageant est ensuite récupéré et conservé à -20°C jusqu'à l'analyse.

### **Analyse**

Le dosage s'effectue par méthode ELISA dite « en sandwich ». Les anticorps et antigènes standards utilisés proviennent de kits commerciaux (Indoor biotechnologies, kits pour le dosage de Der p1, Der f1, Can f1 et Fel d1). Les dosages s'effectuent dans des microplaques de 96 puits (Nunc).

Un anticorps de capture est fixé sur la plaque (1 nuit à + 4°C), puis les échantillons à doser sont déposés en duplicats à différentes dilutions. Sont ensuite ajoutés un anticorps de détection biotinylé spécifique de l'antigène à doser, un complexe streptavidine-peroxydase et enfin une solution de substrat de la peroxydase. La réaction est colorimétrique, et la densité optique de chaque puits est lue à 405 nm grâce à un lecteur de plaques (Thermo Scientific Multiskan FC).

### **Expression des résultats**

Une gamme standard de 10 points est réalisée lors de chaque dosage, et une régression linéaire permet de relier la densité optique mesurée à la concentration. Pour que la gamme soit valide, elle doit comporter au moins 5 points, et son coefficient de détermination doit être supérieur à 0,98. De même, pour que la valeur de concentration d'un échantillon soit valide, le coefficient de variation de la densité optique entre les deux répliqués doit être inférieur à 20 %.

#### **2.4.10. Mesure des paramètres d'ambiance : température, humidité relative et dioxyde de carbone**

Les paramètres d'ambiance habituellement mesurés comme la température, l'humidité relative et la concentration en dioxyde de carbone ont été enregistrés au moyen d'un appareil TSI-Qtrak modèle 7575 (Figure 10). Un appareil a été disposé dans la pièce de vie principale (salon/séjour) de chaque logement, pendant la même période de 5 jours que les prélèvements d'air. Ces paramètres ont été enregistrés à une fréquence de 10 minutes.

L'incertitude de mesure élargie de ces appareils est de  $\pm 60$  ppm pour un niveau de 1 500 ppm de CO<sub>2</sub>.



Figure 10: Q-Trak 7575 (TSI) utilisé pour la mesure des paramètres d'ambiance (T°, HR, CO<sub>2</sub>)

Le taux de renouvellement d'air (TRA) peut être déterminé à partir des séquences de décroissance de la concentration en CO<sub>2</sub>, conformément à la méthode décrite par [Ramalho et al. \(2013\)](#). On suppose que chaque séquence de décroissance correspond à une absence de personnes dans la pièce instrumentée. Si les fenêtres sont ouvertes, cette hypothèse n'est pas vérifiée et le renouvellement d'air effectif est sous-estimé. Cependant, compte-tenu de la durée d'ouverture des fenêtres en regard de la durée de la période de mesures (5 jours), on considère que l'impact de l'ouverture des fenêtres est négligeable.

Ainsi, avec les hypothèses précédentes, le TRA peut être relié à la concentration en CO<sub>2</sub> selon :

$$\ln \frac{(C_{ext} - C_{int})}{(C_{ext} - C_{int}^0)} = -\lambda t$$

Avec :

$C_{ext}$  la concentration extérieure en CO<sub>2</sub> pris comme constante à 380 ppm

$C_{int}$  la concentration intérieure en CO<sub>2</sub>

$C_{int}^0$  la concentration initiale en CO<sub>2</sub>

$\lambda$  le taux de renouvellement d'air exprimé en volume/heure

$t$  le temps en heures

Pour chaque logement, les séquences de décroissances de la concentration en CO<sub>2</sub> sont retenues seulement si elles comprennent plus de 9 points (1h30 de décroissance) et si le coefficient de détermination de la régression linéaire est supérieur à 0,9. Pour chaque logement, le TRA global correspond à la moyenne des différents TRA pondérés par la durée de la séquence de décroissance :

$$TRA_{logement} = \frac{\sum_i (TRA_i * durée_i)}{\sum_i durée_i}$$

## 2.5. Analyse statistique

Cette section décrit en détails le plan d'analyse statistique ainsi que les différents outils mis en œuvre pour l'exploitation des données recueillies grâce aux mesures et aux questionnaires. Pour les aspects généraux, les paragraphes 2.5.1 à 2.5.3 précisent comment les données manquantes dans les questionnaires et les concentrations mesurées inférieures à la limite de quantification (LQ) ont été gérées, ainsi que les indicateurs utilisés pour décrire les distributions et les transformations de variables. La partie 2.5.4 met l'accent sur deux analyses multivariées exploratoires, l'une menée séparément dans chaque famille chimique, l'autre prenant en compte l'ensemble des polluants et biocontaminants. Enfin, la partie 2.5.5 décrit la démarche suivie pour la construction de modèles explicatifs des concentrations des polluants traceurs retenus.

### 2.5.1. Traitement des données manquantes pour les questionnaires

Plusieurs variables du questionnaire présentant des valeurs manquantes à la suite du recueil des données, des règles *a priori* ont été adoptées pour les traiter. Les variables avec de trop nombreuses valeurs manquantes (> 60, soit 40 %) ont été exclues. Les variables présentant une variance nulle ou presque nulle (variables catégorielle pour laquelle tous les logements, ou tous sauf un, présentent la même modalité) ont été exclues. Dans les autres cas, l'algorithme EM (Espérance-Maximisation) (Schafer and Graham, 2002) a été appliqué pour imputer les valeurs manquantes. En moyenne 11,5 % des données étaient manquantes pour toutes les variables.

### 2.5.2. Traitement des concentrations inférieures à la LQ

Certains polluants chimiques ou biocontaminants n'ont pas été quantifiés dans tous les logements. Dans ce cas, les concentrations inférieures à la limite de quantification ont été

remplacées par la moitié de cette limite de quantification (LQ/2) pour la description des distributions, les analyses multivariées et la modélisation. Il est précisé dans les paragraphes correspondants si des variables ont été éliminées en raison d'une fréquence de quantification trop faible.

### **2.5.3. Statistiques descriptives, transformation des variables, tests utilisés**

Les distributions des concentrations des polluants chimiques, biologiques et de tous les éléments des questionnaires ont été décrites à l'aide des indicateurs statistiques classiques : moyenne, percentiles, médiane, écart-type pour les variables continues ; fréquences relatives pour les variables qualitatives. Les coefficients de corrélation de Spearman ont été utilisés pour évaluer la corrélation des composés entre eux.

Pour l'analyse multivariée et la modélisation, toutes les variables correspondant à des concentrations de polluants ou biocontaminants ont subi une transformation logarithmique (exceptés le DEP, le DiBP et le tonalide, qui ont subi une transformation racine carrée inverse, et le butanal, qui a subi une transformation racine carrée) afin d'approcher le plus possible une normalité des distributions.

Sauf mention contraire dans le texte, le seuil de p-value utilisé pour la significativité a été fixé à 0,05.

Pour les 26 logements dans lesquels des mesures répétées (une en saison chaude, une en saison froide) ont été réalisées, la corrélation entre les deux séries de mesures a été évaluée par le coefficient de corrélation de Spearman et le test de Wilcoxon a été utilisé pour vérifier si les distributions des concentrations varient significativement d'une saison à l'autre.

### **2.5.4. Analyses exploratoires multivariées et typologie des logements**

#### **2.5.4.1. Démarche suivie**

Des analyses exploratoires multivariées ont été menées afin d'étudier les variations relatives des différents polluants chimiques et biocontaminants, et mettre en évidence une typologie des logements en fonction de leur type de contamination par l'ensemble des polluants mesurés.

L'analyse descriptive a montré que certains polluants présentaient des niveaux de concentration différents selon la saison (chaude/froide). Pour s'affranchir de l'effet de la saison dans toutes les analyses descriptives exploratoires, les concentrations des polluants ont été standardisées selon la saison, l'ajustement sur la saison n'étant pas possible dans ce type de méthodes.

Ainsi, chaque concentration (préalablement transformée comme décrit dans la partie 2.5.3) a été corrigée selon la formule :

$$\text{Concentration standardisée} = \frac{\text{Concentration mesurée} - \text{Concentration moyenne}_{\text{saison de la mesure}}}{\text{Ecart type}_{\text{saison de la mesure}}}$$

Afin de vérifier que les résultats des analyses multivariées ne dépendaient plus de la saison, la variable indicatrice saison chaude/saison froide a été incluse comme variable supplémentaire.

Deux analyses multivariées ont été mises en œuvre. D'une part, des analyses en composantes principales (ACP) sur chaque famille chimique ou de biocontaminants et une analyse factorielle multiple (AFM) sur l'ensemble des contaminants.

#### **2.5.4.2. ACP sur chaque famille de polluants**

Des ACP ont été mises en œuvre afin d'étudier les relations entre les différents composés appartenant à une même famille chimique. Pour chaque famille de polluants, un nombre de composantes principales permettant d'expliquer au minimum 80 % de la variance totale initiale a été retenu. Les différents sous-groupes de polluants ont été mis en évidence par l'étude de la corrélation et de la contribution de chaque variable aux différentes composantes retenues, et par analyse du graphe des variables.

Pour chaque famille, un composé de chaque sous-groupe mis en évidence a été retenu pour mener le travail de modélisation. Le choix de ces composés est basé sur des critères de représentativité dans l'ACP, mais favorise également les composés ayant une fréquence de quantification élevée et une distribution étendue et contrastée.

Par ailleurs, pour chaque famille de polluants, la somme des différents composés a été calculée et incluse comme variable supplémentaire dans les ACP. Ceci permet d'avoir une idée sommaire de l'homogénéité de chaque famille chimique en termes de sources des différents composés. En effet, si tous les polluants d'une famille ont les mêmes sources et déterminants, toutes les concentrations varient de manière corrélée, et la somme représente bien les variations de l'ensemble des concentrations.

En revanche, pour les familles chimiques dans lesquelles il existe une certaine variabilité des sources, les combinaisons et concentrations des différents composés pris individuellement sont plus variées, et tous n'ont pas le même poids dans le calcul de la concentration totale pour la

famille. Dans ce cas-là, la variable correspondant à cette somme sera particulièrement corrélée aux composés qui y contribuent le plus, mais ne sera pas représentative de l'ensemble des composés de la famille considérée.

Ces premières analyses permettent de décrire de façon détaillée la structure interne des différentes familles de polluants (groupes homogènes ou présence de sous-groupes).

En ce qui concerne les moisissures dans l'air et les poussières, en raison de différences importantes dans la fréquence de quantification selon les différents genres, il a été choisi *a priori* de modéliser les quatre genres, ainsi que les moisissures totales. Aucune ACP n'est donc présentée pour ces contaminants.

#### **2.5.4.3. AFM sur l'ensemble des variables**

Au-delà des relations entre polluants au sein des familles chimiques ou biologiques, un des objectifs était d'explorer les relations entre les différentes familles et d'adopter une approche multi-polluants pour décrire la contamination des logements. Pour ceci, une Analyse Factorielle Multiple (AFM) a été mise en œuvre. Utilisée lorsque les variables sont structurées en groupes, cette méthode repose sur une double analyse en composantes principales : une ACP est d'abord menée séparément sur chaque groupe de variables, et un poids correspondant à l'inverse de la première valeur propre issue de chaque ACP est affecté à chaque variable du groupe. Une ACP globale pondérée est ensuite réalisée, dans laquelle toutes les variables d'un groupe sont donc pondérées par un poids identique, poids qui varie d'un groupe à l'autre.

Cette analyse permet de mettre en évidence les liens existant entre variables et groupes de variables (les polluants mesurés) et de créer de nouvelles variables décorréelées (combinaisons linéaires des variables d'origine) résumant l'ensemble de l'information. Concrètement, elle permet de déterminer quels sont les polluants et groupes de polluants qui varient de façon similaire d'un logement à un autre (et qui sont donc potentiellement sous l'influence d'une source ou de facteurs communs) et ainsi de les regrouper, ou au contraire de mettre en évidence des groupes de polluants ayant des concentrations opposées ou décorréelées.

L'AFM permet d'équilibrer l'influence des différents groupes, indépendamment du nombre de variables dans chaque groupe, d'étudier les liens entre variables mais également entre groupes de variables, et d'établir des représentations partielles dans lesquelles les individus sont positionnés par rapport à un groupe de variables.

Pour cette analyse, les variables ont été séparées en 7 groupes, correspondant aux différentes familles chimiques et de biocontaminants: aldéhydes, COV, phtalates, muscs synthétiques, THM, moisissures dans l'air et les poussières, allergènes dans les poussières.

#### **2.5.4.4. Critères d'inclusion des variables et des individus**

Du fait du remplacement des concentrations inférieures à la limite de quantification par la LQ/2, la distribution de certaines concentrations comporte un nombre important de valeurs identiques et est donc fortement distordue. Par conséquent, les polluants dont la fréquence de quantification est inférieure à 75 % n'ont pas été inclus comme éléments actifs dans les analyses, mais comme des variables supplémentaires.

Parmi les COV et les THMs, aucun polluant n'avait une fréquence de quantification inférieure à 75 %. Pour les aldéhydes, le butanal, quantifié uniquement dans 59 % des 123 logements pour lesquels un échantillon était disponible, est inclus comme élément illustratif. Il en est de même, pour les COSV, le BBP et le DINP, quantifiés dans 44 et 73 % des logements respectivement.

En ce qui concerne les polluants n'ayant pas pu être mesurés dans tous les logements pour des raisons présentées dans la partie 3.1.3, les valeurs manquantes ont été remplacées par la moyenne de l'échantillon pour ne pas avoir à réduire de façon significative l'effectif dans les analyses multivariées.

#### **2.5.4.5. Construction d'une typologie des logements**

Une typologie des logements selon leur profil de contamination multi-polluants a ensuite été construite. A la suite de l'AFM, une classification ascendante hiérarchique (CAH) a été menée sur les premiers facteurs permettant d'expliquer au minimum 80 % de la variance totale. Cette analyse permet de regrouper les logements similaires du point de vue de ces facteurs, et ainsi de créer une typologie des logements. Réaliser cette classification à partir des résultats de l'AFM et non sur les variables brutes (ce qui reviendrait à conserver l'ensemble des facteurs) permet de s'affranchir d'une partie du « bruit de fond » contenu dans les données, et ainsi d'optimiser la création des classes de logements en optimisant la proportion d'information utilisée ([Husson et al., 2010](#)).

La CAH est une méthode itérative dans laquelle les éléments les plus proches sont agrégés deux à deux. Le critère d'agrégation de Ward a été utilisé : à chaque étape d'agrégation, il minimise la perte d'inertie interclasse générée par le regroupement de deux classes.

La CAH permet d'obtenir une hiérarchie de partitions dont le nombre de classes et l'hétérogénéité inter-classe varie. Un dendrogramme permet de mesurer la perte d'inertie interclasse consentie à chaque étape d'agrégation et de repérer les regroupements de classes trop hétérogènes.

Le choix de la partition finale résulte d'un compromis entre des critères statistiques (augmentation de l'inertie intraclasse), le nombre de classes par rapport à l'effectif total à classer, mais aussi l'interprétabilité des classes selon les polluants les regroupements de polluants les caractérisant et des critères subjectifs liés à l'exploitation future de ces groupes, l'objectif étant de déterminer les facteurs explicatifs de cette typologie parmi les caractéristiques des logements.

#### **2.5.4.6. Description des classes de logements**

Par construction, chaque classe ainsi créée est caractérisée par un certain nombre de polluants, dont la concentration moyenne dans la classe se distingue de la moyenne de l'échantillon global. La significativité de cette différence est évaluée en utilisant le critère de la valeur-test (v-test) qui exprime le niveau de significativité de la différence en termes de quantiles d'une loi normale centrée réduite. Si sa valeur absolue est supérieure ou égale à 2 (correspondant au quantile 1,96 associé à la probabilité de 5 %), la différence est significative, et un polluant caractérise d'autant mieux une classe que la valeur absolue de sa v-test est grande.

Une fois créées, ces classes ont été décrites par les caractéristiques des logements qui les constituent. Pour ceci, le test du Khi-2 a été utilisé pour comparer la proportion des différentes modalités de chaque variable descriptive du questionnaire dans les différentes classes. Dans un objectif de description, les variables pour lesquelles la p-value du test est inférieure à 0,1 ont été retenues. Les caractéristiques des logements regroupés dans une même classe de pollution intérieure (selon plusieurs polluants) ont ainsi été identifiées.

Les distributions des paramètres d'ambiance ont également été décrites pour chaque classe, le test de Kruskal-Wallis permettant de déterminer dans quelles classes elles sont significativement différentes.

### **2.5.5. Construction des modèles explicatifs**

#### **2.5.5.1. Démarche suivie**

L'analyse descriptive par famille de polluants a permis d'identifier un ou plusieurs polluants traceurs représentant la contamination des logements par cette famille de polluants. L'objectif

suivant de l'étude était de construire des modèles prédictifs de la concentration de ces polluants particuliers à partir des caractéristiques des logements (renseignées par les questionnaires). Pour chaque polluant sélectionné, deux modèles complémentaires ont été construits. Le premier prend en compte la concentration du polluant comme une variable continue, et vise donc à expliquer toute la gamme des concentrations mesurées. Le second s'intéresse au quatrième quartile de la distribution de chaque polluant (concentrations supérieures au 75<sup>ème</sup> percentile) et vise donc à mettre en évidence les facteurs qui expliquent une très forte concentration *versus* des concentrations plus faibles. Pour ce modèle, c'est donc une variable binaire (valant 1 pour les logements dont la concentration appartient au 4<sup>ème</sup> quartile, et 0 pour les autres) qui est expliquée.

### **2.5.5.2. Recherche des déterminants des polluants traceurs**

Pour la construction de ces modèles, une approche de sélection de variables en deux temps a été mise en œuvre.

La première étape est basée exclusivement sur des critères statistiques. Pour chaque polluant traceur, une régression linéaire simple (ou logistique, pour la variable binaire) a été menée, visant à expliquer la concentration du polluant par chacune des variables descriptives des logements issues du questionnaire. Les caractéristiques significativement associées aux polluants traceurs au seuil de 20 % ont été retenues pour une modélisation multivariée.

La seconde étape a consisté à modifier cette sélection sur la base de la littérature disponible. Ainsi, pour chaque polluant, la liste des variables identifiées par l'approche statistique sans *a priori* a ensuite été modifiée en ajoutant des prédicteurs lui étant associés d'après l'état des connaissances de la littérature, ou en retirant des variables dont les associations observées avec les polluants apparaissaient paradoxales ou inexplicables.

Enfin, une procédure automatique « pas à pas » descendante basée sur le critère d'information Akaike (AIC) a également été appliquée afin de sélectionner le modèle prédictif le plus parcimonieux.

### **2.5.5.3. Modèles utilisés**

Dans le cadre d'une collaboration avec une équipe extérieure (UMR-S 1136, équipe *Epidémiologie des maladies allergiques et respiratoires*), plusieurs types de modélisation statistique ont été testés sur les données issues de la présente étude : régression des k-plus

proches voisins (*k-Nearest Neighbour*), réseaux de neurones, process Gaussien, régression RVM (*Relevance Vector Machine*), régression à vecteur de support, régression SMO (*Sequential Minimal Optimisation*), forêts aléatoires (*Random forest*), régression isotonique, régression Pace, régression RBF (*Radial Basis Function*), régression des moindres carrés partiels (PLS), régression LASSO (*Least Absolute Shrinkage and Selection Operator*), et régression Ridge. Les résultats détaillés de ce travail sont présentés dans un article en cours de préparation (résumé en annexe 3). Ils montrent, qu'en ce qui concerne la prédiction de la concentration des polluants traceurs individuels, c'est le modèle de régression linéaire multivarié qui a présenté les performances les plus élevées, en termes explicatif et prédictif. C'est donc ce type de modèle que nous avons utilisé dans la suite de notre travail.

Pour le modèle explicatif de l'appartenance du logement au 4<sup>ème</sup> quartile de contamination, c'est la régression logistique multivariée qui a été utilisée.

#### **2.5.5.4. Evaluation des performances explicatives et prédictives des modèles**

La performance explicative des modèles linéaires a été évaluée par l'estimation du coefficient de détermination  $R^2$  ajusté sur le nombre de variables explicatives, traduisant la part de la variabilité des concentrations expliquée par les modèles.

Une procédure de *bootstrap* (100 itérations) a été mise en œuvre pour évaluer la performance prédictive des modèles. A chaque étape de cette procédure itérative, un échantillon de 150 logements est constitué par tirage aléatoire avec remise parmi les 150 logements initiaux. Les paramètres du modèle sont évalués sur chacun des 100 échantillons, puis les valeurs des 150 logements initiaux sont prédites avec chacun de ces 100 modèles. Ceci permet de calculer un intervalle de confiance des coefficients du modèle à partir de leurs erreurs standards estimées dans les 100 échantillons. Cet intervalle de confiance *bootstrap* est plus fiable que celui estimé sur le modèle de base, celui-ci étant sujet aux biais du fait de l'utilisation des mêmes observations pour établir le modèle et le valider.

L'erreur moyenne quadratique de prédiction RMSE (*Root Mean Square Error of prediction bootstrap*) a aussi été estimée pour chacun des modèles, selon la formule suivante :

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n_L * n_b} \sum_1^{n_L * n_b} (C_{prédite} - C_{mesurée})^2}$$

Avec :

- $n_L$  correspond au nombre de logements dans chaque échantillon bootstrap (soit 150)
- $n_b$  correspond au nombre d'itérations bootstrap (soit 100)
- $C_{prédite}$  correspond à la concentration estimée par le modèle dans chaque échantillon *bootstrap*
- $C_{mesurée}$  correspond à la concentration mesurée

Cet indicateur est utilisé pour juger de la performance prédictive de chaque modèle, dans le cas où il devrait être appliqué sur un jeu de données indépendant de celui utilisé pour sa construction.

La performance des modèles de régression logistique a été évaluée à l'aide du taux global de logements bien classés (4<sup>ème</sup> quartile versus les valeurs inférieures), et de leur sensibilité (taux de bien classés dans le 4<sup>ème</sup> quartile) et de leur spécificité (taux de bien classés dans les autres quartiles inférieurs). La capacité de ces modèles à discriminer les logements a été estimée par l'aire sous la courbe ROC (AUC, *area under the ROC curve*). Cette aire (variant de 0 à 1) est d'autant plus importante que la capacité de discrimination du modèle est importante.

#### **2.5.5.5. Evaluation de la capacité prédictive des caractéristiques des logements collectées au sein de la cohorte PELAGIE**

A terme, l'objectif de notre travail est de pouvoir utiliser les modèles prédictifs des différents polluants pour estimer l'exposition des individus inclus dans des études épidémiologiques, dont les effectifs importants (plusieurs milliers) ne permettent pas de réaliser des mesures individuelles. Des questionnaires décrivant les caractéristiques des logements sont couramment utilisés pour estimer les niveaux globaux de contamination des logements par les polluants (ou famille de polluants) des logements afin de les mettre en relation avec des indicateurs de santé.

Ainsi, les questionnaires de suivi des familles de la cohorte Pélagie comportent un certain nombre de descripteurs des logements, moins nombreux que ceux utilisés dans notre étude. Nous avons donc voulu tester la performance prédictive des variables de description des logements déjà présentes dans l'étude Pélagie et la comparer avec celle des modèles plus complets développés dans notre étude. Le but de cette comparaison est de quantifier l'éventuelle moindre capacité de prédiction du questionnaire actuel (du fait d'un nombre réduit de prédicteurs disponibles) et d'identifier d'éventuelles questions à envisager dans de futurs questionnaires afin d'en améliorer la performance prédictive.

Pour ceci, les questionnaires utilisés lors des suivis aux 2 ans et 6 ans de l'enfant inclus dans la cohorte Pélagie ont été analysés, et toutes les variables communes avec le questionnaire utilisé pour cette étude ont été analysées.

Pour certains items, la correspondance entre les informations fournies par les deux questionnaires n'est pas parfaite. En effet, des classes différentes ont pu être utilisées pour les variables catégorielles (comme l'âge du logement par exemple), et certaines informations portant sur des activités précises (aération, ménage, utilisation de produits de bricolage ou de parfums d'ambiance) ne sont pas collectées sur la même échelle de temps.

Les modèles prédictifs des différents polluants intégrant uniquement les variables présentes dans les questionnaires de l'étude Pélagie ont été estimés. Seuls les modèles linéaires ont été mis en œuvre pour cette étude comparée.

Enfin, il est à noter que les paramètres d'ambiance (température, humidité relative, concentration de CO<sub>2</sub> et TRA) interviennent comme variables explicatives dans un certain nombre de modèles de notre étude. Ces paramètres ne peuvent être collectés par questionnaires. Afin de pouvoir comparer nos modèles avec ceux issus des questionnaires Pélagie, nous avons ré-estimé des modèles intermédiaires à partir de nos modèles complets, en supprimant les paramètres d'ambiance.

Les performances relatives des modèles complets et des modèles limités aux variables des questionnaires Pélagie ont été comparées sur les critères du R<sup>2</sup> ajusté et du RMSE *bootstrap*.

De plus, pour estimer l'exposition dans le cadre d'études épidémiologiques, il est fréquent d'utiliser des catégories de concentration plutôt qu'un niveau continu. Les valeurs prédites par les modèles ont donc aussi été catégorisées en quartiles de leurs distributions. Le Kappa de concordance pondéré a été calculé pour estimer la proportion de logements classés de la même façon par les deux modèles (complets ou limités aux variables Pélagie). Ce coefficient varie entre 0 et 1, et de manière habituelle, on estime que l'accord de classement par deux modèles est bon si  $\kappa$  est supérieur ou égal à 0,7. Pour chaque polluant, la valeur du kappa permettra de mesurer si le classement des logements dans un niveau de contamination (quartile) à l'aide des seules

variables du questionnaire Pélagie coïncide avec celui obtenu à l'aide des descripteurs collectés dans notre étude.

### **2.5.6. Logiciels utilisés**

Toutes les analyses statistiques descriptives et la construction des modèles univariés et multivariés ont été réalisées avec le logiciel R 3.1.0 ([R Core Team, 2015](#)). Le package FactoMineR 1.29 ([Husson et al., 2014](#)) a été utilisé pour les analyses exploratoires multivariées et la classification (ACP, AFM, CAH), et le package pROC ([Robin et al., 2011](#)) a été utilisé pour l'analyse des courbes ROC. Les figures correspondant aux matrices de corrélation ont été construites grâce au package corrplot 0.73 ([Wei, 2013](#)). Certains boxplots ont été élaborés sous GraphPad Prism 5.0.



## PARTIE 3

# RESULTATS DESCRIPTIFS



### **3. Résultats descriptifs**

Cette partie présente les principaux résultats de l'étude environnementale, en termes de description des logements à partir des questionnaires complétés, de concentration des polluants chimiques et des biocontaminants. Les résultats comparatifs des 26 logements dans lesquels des mesures ont été faites en été et en hiver sont également présentés. Enfin, ces niveaux sont discutés au regard de la littérature disponible, notamment en ce qui concerne les potentiels effets sur la santé respiratoire.

#### **3.1. Bilan de l'étude environnementale**

##### **3.1.1. Recrutement des logements pour la campagne « principale »**

Conformément aux objectifs de l'étude, les mesures devaient avoir lieu dans 150 logements issus de la cohorte PELAGIE. Une étude de faisabilité a été réalisée au cours de l'hiver 2011 dans 30 logements issus de cette cohorte, afin de valider les protocoles mis en œuvre. Une partie de ces logements, pour lesquels des résultats d'analyses et des données issues du questionnaire étaient déjà disponibles, a donc été incluse dans les 150 logements de la campagne de prélèvement.

En résumé, la campagne de prélèvement a été menée dans 150 logements au total dont :

- 15 logements faisant partie de l'étude de faisabilité, visités en hiver 2011 uniquement ;
- 135 logements, répartis entre septembre 2012 et octobre 2013.

##### **3.1.2. Recrutement des logements pour la campagne été/hiver**

Sur les 150 logements sélectionnés, 30 devaient être visités deux fois, une fois en « saison chaude » (entre début juin et fin septembre), et une fois « saison froide » (entre fin septembre et fin mars) afin d'approcher l'effet de la saisonnalité sur les polluants mesurés.

Ces logements ont été sélectionnés en priorité parmi les 30 logements de l'étude de faisabilité, puis parmi les premiers logements visités lors du début de la campagne principale, en hiver 2012. Pour des raisons d'acceptabilité et de calendrier, sur les 30 logements initialement prévus, seuls 26 ont pu être visités deux fois.

En résumé, des données comparatives en été et hiver sont disponibles pour 26 logements, répartis de la façon suivante :

- 15 logements de l'étude de faisabilité, visités en hiver 2011 et en été 2013 ;
- 11 logements supplémentaires, visités en hiver 2012 et en été 2013.

Pour ces 11 logements, visités en hiver 2012 puis en été 2013, seules les mesures de l'été 2013 sont incluses dans les 150 logements de la campagne totale.

Parmi les familles joignables par téléphone suite à l'envoi du courrier, le taux d'acceptabilité était d'environ 63 % pour une première visite. Parmi les familles recontactées pour une seconde visite en été, ce taux était d'environ 84 %.

### 3.1.3. Evolutions suite à l'étude de faisabilité

Certains protocoles et certaines listes de contaminants à doser ayant évolué suite à l'étude de faisabilité, les effectifs présentés pour certains résultats n'atteignent pas 150 et peuvent varier d'un contaminant à l'autre. Ces modifications sont présentées dans cette partie et résumées dans le Tableau 4.

Tableau 4 : Principales évolutions entre l'étude de faisabilité et l'étude approfondie

Contaminant	Evolution par rapport à l'étude de faisabilité	Autres	Logements avec des résultats disponibles
THM (air de la salle de bain)	changement de protocole (passif → actif)	difficulté technique : 1 refus : 1	133
Aldéhydes	ajout de composés à doser	difficulté technique : 3	134 à 147 selon le composé
COV dont BTEX (air de la chambre)	ajout de composés à doser	/	135
Allergènes (poussières du matelas)	changement de protocole (Acarex → ELISA) et ajout de 2 allergènes	difficulté technique : 1	134
Moisissures (poussières du sol)	ajout de la matrice « poussières » pour les moisissures	difficulté technique : 2	133
Questionnaires	Deux versions différentes en termes de questions et de précision des informations collectées	non-réponses : variable	variable selon la question

**THM** : Lors de l'étude de faisabilité, les THM étaient prélevés passivement sur badge adsorbant dans la chambre de l'enfant. Devant les très faibles niveaux retrouvés, il a été décidé d'effectuer un prélèvement actif directement dans la cabine de douche de la salle de bain du logement. Des difficultés techniques lors du prélèvement dans un logement, ainsi que le refus de ce prélèvement dans un autre logement conduisent à présenter des résultats de THM dans l'air pour 133 logements.

**Aldéhydes** : Un changement de laboratoire pour l'analyse des aldéhydes a conduit à analyser 3 molécules supplémentaires (le propanal, le benzaldéhyde et l'isopentanal). De plus, différentes difficultés techniques dans 3 logements conduisent à présenter des résultats pour un nombre de logements situé entre 134 et 147 selon le composé.

**COV** : Les seuls COV recherchés lors de l'étude de faisabilité étaient les aldéhydes. Il a été décidé d'y ajouter d'autres COV (notamment ceux du groupe des BTEX), ce qui a conduit à ajouter un prélèvement passif pour les autres logements. Pour cette raison, les résultats sur ces molécules sont disponibles pour 135 logements.

**Allergènes** : Seuls les allergènes d'acariens étaient dosés dans les poussières du matelas par un test semi-quantitatif (test Acares<sup>®</sup>) pour l'étude de faisabilité. Au vu des résultats obtenus, il a été décidé de remplacer ce test par une méthode ELISA, permettant de doser une variété de composés. Les allergènes de chat et de chien ont donc été inclus dans cette méthode. De plus, une difficulté technique lors du prélèvement dans un logement conduit à présenter des résultats d'allergènes dans les poussières du matelas pour 134 logements.

**Moisissures** : Lors de l'étude de faisabilité, seules les moisissures cultivables présentes dans l'air étaient quantifiées. Il a été décidé de les quantifier également dans les poussières du sol, et un prélèvement actif supplémentaire a donc été effectué. De plus, en raison d'une difficulté technique lors du prélèvement dans deux logements, les résultats de la quantification des moisissures dans les poussières du sol sont disponibles pour 133 logements.

**Questionnaires** : Les questionnaires utilisés dans les 15 logements de l'étude de faisabilité et dans les 135 autres logements sont présentés en annexes 1 et 2. Ces questionnaires diffèrent sur un certain nombre de points dans les informations collectées ou le degré de précision. De plus, même si les questionnaires étaient parcourus par les techniciens enquêteurs lors de leur récupération après les prélèvements, certaines questions comportent un nombre variable de données manquantes.

## **3.2. Description des logements**

Les questionnaires ont été complétés dans 149 des 150 logements visités. Une seule famille n'a pas pu compléter le questionnaire au moment des prélèvements, et n'a pas renvoyé le questionnaire complété malgré plusieurs relances.

Un nombre de réponses inférieur à 149 correspond, conformément à ce qui est présenté dans la partie 3.1.3, soit à une différence de questionnaire entre les 2 séries de logements qui constituent l'échantillon total de 150, soit à l'absence de réponse par certaines familles, soit à la combinaison de ces deux éléments.

De plus, en raison d'effectifs parfois trop faibles dans certaines modalités, des regroupements ont dû être réalisés. Le Tableau 5 présente donc les principales caractéristiques des logements visités, uniquement lorsque les réponses sont disponibles, et avec un regroupement de modalités en cas de trop faibles effectifs

### **3.2.1. Caractéristiques des logements**

Parmi les logements investigués, 81 % sont situés en milieu rural et 19 % en milieu urbain. Il s'agit en grande majorité de maisons individuelles (93 %). Les visites sont réparties presque également entre saison chaude et froide (46 et 54 %, respectivement), proportion qui se retrouve dans les logements chauffés lors des prélèvements (52 % l'étaient). Seules 21 % des familles signalent habiter à proximité d'un axe de circulation important, et la majorité des logements (89 %) sont situés à proximité immédiate d'un jardin ou d'un parc.

En ce qui concerne l'historique des bâtiments, un tiers des logements a été construit après 2000, les autres se répartissant de façon équilibrée dans les autres catégories (entre 15 et 18 % dans chaque période). Des travaux récents (datant de moins de 2 ans avant la visite du logement) ont été réalisés dans 18 % des logements. Un garage communicant est présent dans 59 % des habitations.

**Tableau 5 : Principales caractéristiques des logements inclus dans la campagne (N : nombre de réponses, n : nombre de réponses par modalité, F : fréquence en % par modalité)**

<b>Caractéristique</b>	<b>N</b>	<b>Modalités</b>	<b>n</b>	<b>F</b>
Situation du logement	149	Rural	120	81
		Urbain	29	19
Type du logement	149	Appartement dans un collectif	4	3
		Maison individuelle	139	93
		Exploitation agricole	6	4
Saison	149	Froide (octobre à mars)	80	54
		Chaude (avril à septembre)	69	46
Chauffage pendant les mesures	131	Oui	68	52
		Non	63	48
Proximité à un axe de circulation	130	Oui	27	21
		Non	103	79
Jardin ou parc à proximité	142	Oui	127	89
		Non	15	11
Période de construction du logement	137	Avant 1948	24	18
		Entre 1949 et 1974	23	17
		Entre 1975 et 1989	21	15
		Entre 1990 et 2000	24	18
		Après 2000	45	33
Réalisation de travaux dans le logement	147	Non	51	35
		Moins de 6 mois avant la visite	12	8
		Entre 6 mois et 2 ans avant la visite	15	10
		Entre 2 et 5 ans avant la visite	23	16
		Entre 5 et 10 ans avant la visite	28	19
		Plus de 10 ans avant la visite	18	12
Nombre de pièces	148	De 2 à 6	108	73
		7 et plus	40	27
Surface	145	De 70 à 100 m <sup>2</sup>	11	8
		De 100 à 150 m <sup>2</sup>	83	57
		Plus de 150 m <sup>2</sup>	51	35
Présence d'un garage	143	Attenant	100	70
		Communicant	85	59
Energie(s) de chauffage	123	Fuel	21	17
		Gaz	48	39
		Electricité	41	33
		Bois	33	27
		Autre	14	11
Présence d'une VMC qui fonctionne	132	Oui	111	84
		Non	21	16
Présence de chien(s) dans le logement	149	Oui	32	21
		Non	117	79
Présence de chat(s) dans le logement	149	Oui	75	50
		Non	74	50

En ce qui concerne les revêtements en place dans les différentes pièces instrumentées (Tableau 6), le papier-peint et la peinture sont majoritaires dans les 3 pièces, même si un certain nombre de cuisines présentent du carrelage sur certains murs. Ce revêtement est retrouvé au sol dans plus de 80 % des cuisines et salons : la première étant très souvent ouverte sur le second, il est fréquent que le revêtement de sol soit identique.

Dans les chambres, le sol est majoritairement recouvert de parquet flottant ou de revêtement stratifié (61 %), mais des revêtements plastifiés (15 %), en bois (14 %) ou textiles (10 %) sont utilisés dans un nombre de cas non négligeables. Enfin, la peinture est le revêtement le plus fréquent au plafond des 3 pièces, même si on trouve du plâtre brut dans certaines cuisines et certains salons (respectivement 13 et 15 %).

Globalement, on trouve peu de meubles introduits dans les 2 dernières années, mais des meubles en aggloméré, quel que soit leur âge, sont présents dans 78 % des chambres, 33 % des salons et 69 % des cuisines.

Les occupants des logements signalent la présence de traces d'humidité dans 16 % des chambres, 14 % des cuisines et 13 % des salons. Des plantes sont présentes dans 7 % des chambres, 81 % des salons et 47 % des cuisines. Enfin, de manière générale, les parfums d'ambiance ne sont jamais utilisés dans les chambres, et occasionnellement à régulièrement dans 27 % des salons et 15 % des cuisines.

Tableau 6: Résumé des principales caractéristiques des pièces instrumentées : effectifs pour chaque modalité (NA : valeurs manquantes)

Caractéristique	Modalité	Chambre	Salon	Cuisine
Revêtement mural	Papier peint	63	45	38
	Peinture	79	81	92
	Plâtre	0	13	0
	Autre	0	9	14
	NA	7	3	5
Revêtement de sol	Carrelage/ faïence	0	124	139
	Parquet flottant/ revêtement stratifié	82	12	0
	Revêtement plastifié	21	0	0
	Bois	19	0	0
	Moquette	13	0	0
	Autre	0	11	8
NA	14	2	2	
Revêtement au plafond	Peinture	106	97	99
	Papier-peint	13	0	0
	Plâtre	0	21	19
	Autre	0	23	23
	NA	40	8	8
Nouveaux meubles (< 2 ans)	Oui	43	37	17
	Non	87	95	115
	NA	19	17	17
Meubles en aggloméré	Oui	97	40	88
	Non	28	80	40
	NA	24	29	21
Traces d'humidité	Oui	21	20	19
	Non	113	129	115
	NA	15	0	15
Chauffage	Radiateur du chauffage central	66	52	51
	Radiateur électrique	43	27	26
	Chauffage au sol	8	36	35
	Cheminée ou poêle	0	65	26
	Autre	14	0	0
	NA	18	15	27
Plantes	Aucune	121	23	70
	1	9	45	28
	2 ou plus	0	63	33
	NA	19	18	18
Utilisation de parfum d'ambiance	Jamais ou rarement	134	98	114
	Occasionnellement à régulièrement	0	36	20
	NA	15	15	15

### 3.2.2. Activités spécifiques durant la période de prélèvement

Le Tableau 7 présente la fréquence de certaines activités spécifiques réalisées dans le logement pendant les 5 jours durant lesquels se sont déroulés les prélèvements. Une minorité d'occupants (9 %) a fumé dans le logement durant cette période. Les parfums d'ambiance ont été peu utilisés (12 %), légèrement moins que les produits de bricolage (14 % tous produits confondus), ceux contenant de l'eau de Javel (26 %) ou ceux en aérosol (29 %).

**Tableau 7: Résumé de certaines activités réalisées pendant les 5 jours de prélèvement (à l'échelle du logement)**  
(N : nombre de réponses, n : nombre de réponses par modalité, F : fréquence en % par modalité)

Activité	N	Modalités	n	F
Tabagisme dans le logement	147	Oui	13	9
		Non	135	91
Chauffage au moyen d'une cheminée ou d'un poêle	141	Aucune fois	106	75
		Une ou plusieurs fois	20	14
		Tous les jours	16	11
Utilisation de parfums d'ambiance	149	Non	132	89
		Bougies parfumées	6	4
		Encens	1	1
		Diffuseur de parfum	2	1
		Autre ou non précisé	9	6
Utilisation de produits en aérosol	149	Non	104	70
		Désodorisant d'ambiance	4	3
		Produit d'entretien	8	5
		Cosmétique	8	5
		Produit de bricolage	2	1
		Autre ou non précisé	23	15
Utilisation de produits contenant de l'eau de Javel	133	Non	99	74
		Oui	34	26
Utilisation de produits de bricolage	133	Aucun	117	88
		Vernis	2	2
		Colle	9	7
		Peinture	6	5

Enfin, le Tableau 8 présente un résumé des activités de ménage et d'aération dans les pièces instrumentées. Malgré les consignes de non-nettoyage du sol de la chambre pour permettre de collecter une quantité suffisante de poussières, un nettoyage sec a été réalisé dans 25 % des chambres (balai ou aspirateur) et 9 % un nettoyage humide (93 et 67 % respectivement dans le salon).

**Tableau 8: Résumé des activités de ménage et d'aération dans les pièces instrumentées pendant les 5 jours de prélèvement (effectif pour chaque modalité)**

<b>Activité</b>	<b>Modalité</b>	<b>Chambre</b>	<b>Salon</b>	<b>Cuisine</b>
Nettoyage sol sec	Aucune fois	100	10	/
	Une fois	33	69	/
	Plusieurs fois	0	49	/
	Tous les jours	0	18	/
	NA	16	3	/
Nettoyage sol humide	Aucune fois	121	48	/
	Une fois	12	78	/
	Plusieurs fois	0	21	/
	NA	16	2	/
Nettoyage sec meubles	Aucune fois	113	59	/
	Une fois	18	73	/
	Plusieurs fois	0	13	/
	NA	18	4	/
Nettoyage humide meubles	Oui	4	20	/
	Non	126	122	/
	NA	19	7	/
Aération	Rarement ou jamais	17	24	32
	Moins de 30 min/jour	84	69	60
	Plus de 30 min/jour	48	56	56
	NA	0	0	1

Le nettoyage sec des meubles a eu lieu dans 14 % des chambres et 59 % des salons, et le nettoyage humide de ceux-ci dans 3 % des chambres et 14 % des salons. Enfin, les chambres ont été aérées, en moyenne, moins de 30 min par jour dans 56 % des chambres et 46 % des salons, cette durée dépassant les 30 min dans 32 % des chambres et 38 % des salons.

### 3.3. Paramètres d'ambiance

Les paramètres d'ambiance (température, humidité relative, dioxyde de carbone) ont été enregistrés dans le séjour de chaque logement toutes les 10 minutes durant les 5 jours de prélèvements. Le taux de renouvellement d'air a été calculé à partir des séquences de décroissance de dioxyde de carbone tel que décrit dans la partie 2.4.10.

Le Tableau 9 présente la synthèse de ces mesures pour les 148 logements dans lesquels ces mesures ont pu être faites. Suite à des problèmes techniques liés au matériel d'enregistrement, ces paramètres ne sont pas disponibles pour 2 logements. Les résultats sont présentés de façon globale pour l'ensemble des logements, et séparément pour les logements visités durant la période « chaude » (mars à septembre) et « froide » (octobre à février).

Tableau 9 : Paramètres d'ambiance dans le séjour des logements visités et TRA calculé

		T° moyenne sur 5 jours (°C)	Humidité relative moyenne sur 5 jours (%)	CO <sub>2</sub> moyen sur 5 jours (ppm)	TRA pondéré sur 5 jours (vol.h <sup>-1</sup> )
Année complète	n	148	148	148	133
	min	15,0	27,8	371	0,1
	médiane	19,7	53,9	621	0,3
	max	25,4	71,3	1330	0,9
	moyenne	20,1	53,3	660	0,3
Saison froide	n	79	79	79	66
	min	15,0	27,8	412	0,2
	médiane	19,3	49,6	641	0,3
	max	22,7	67,1	1330	0,9
	moyenne	19,3	50,1	689	0,4
Saison chaude	n	69	69	69	67
	min	15,4	36,1	371	0,1
	médiane	20,9	59,2	620	0,3
	max	25,4	71,3	1130	0,8
	moyenne	21,0	57,0	628	0,3
Différence saisons chaude et froide (test de Student)		p<0,05	p<0,05	p<0,05	non significative

La température moyenne dans le séjour varie de 15,0 à 22,7°C en saison froide (médiane 19,3°C), et de 15,4°C à 25,4°C en saison chaude (médiane 20,9°C), alors que la température ponctuelle présente une amplitude plus importante, entre 8,4 et 33,4°C.

La variation de l'humidité relative moyenne est plus importante d'un logement à l'autre, variant de 27,8 à 67,1 % en saison froide (médiane à 49,6 %) et 36,1 à 71,3 % (médiane à 59,2 %) en saison chaude. Les variations ponctuelles se situent entre 20,7 et 81,1 %.

La concentration moyenne de CO<sub>2</sub> sur 5 jours varie entre 412 et 1330 ppm (médiane à 641 ppm) pendant la saison froide, et entre 371 et 1130 ppm (médiane à 620 ppm) pendant la saison chaude. Enfin, le taux de renouvellement d'air calculé à partir des séquences de décroissance de CO<sub>2</sub> varie de 0,2 à 0,9 (médiane 0,3) en saison froide, et entre 0,1 et 0,8 (médiane 0,3) en saison chaude.

La différence entre les mesures effectuées en saison chaude et froide pour la température, l'humidité relative et le CO<sub>2</sub> est significative (p-value des tests de Student <0,05), ce qui n'est pas le cas pour le TRA.

### **3.4. Polluants chimiques**

#### **3.4.1. Blancs de terrain**

Pour les COV, les aldéhydes et les THM, aucun des composés recherchés n'a été quantifié dans les blancs de terrain.

Quelques COSV ont été détectés et quantifiés dans 8 blancs de terrain. Au vu de l'incertitude analytique de la méthode, il a été choisi de ne pas faire de correction lorsque la concentration des blancs de terrain était inférieure à 30 % de la concentration des échantillons correspondants, ce qui était le cas pour 7 blancs de terrain sur les 8 contaminés.

Dans un seul cas, la concentration en DEHP dans le blanc de terrain dépassait 30 % de la concentration de l'échantillon correspondant. La valeur mesurée dans ce blanc étant environ 10 fois supérieure à celle des autres blancs de terrain et 6 fois supérieure à celle de l'échantillon, elle a été éliminée en considérant qu'il s'agissait d'une valeur aberrante d'origine indéterminée.

#### **3.4.2. Trihalométhanes**

Les résultats dans l'eau et dans l'air sont présentés dans le Tableau 10. Les mesures de THM dans l'eau ont pu être réalisées dans 150 logements, alors que celles dans l'air ont pu être menées dans 133 logements sur les 150. Selon le composé, la fréquence de détection dans l'air varie entre 75 % pour le chloroforme et 89 % pour le CDBM, et entre 94 et 96 % pour ces mêmes composés dans l'eau.

Le CDBM et le BDCM présentent les concentrations les plus élevées dans l'air et dans l'eau. Le TBM présente des niveaux supérieurs au chloroforme dans l'eau, mais cette relation n'est pas retrouvée dans l'air. Cependant, conformément à ce qui était attendu, les concentrations de tous les composés dans l'eau et dans l'air sont corrélées positivement et de manière significative ( $R=0,63$  pour le CDBM,  $R=0,71$  pour le BDCM,  $R=0,69$  pour le TBM et  $R=0,81$  pour le chloroforme, toutes les p-values étant  $<0,001$ ).

**Tableau 10: Concentrations en THM dans l'eau et dans l'air, coefficients de corrélations eau/air et concentration moyenne normalisée (N : nombre d'échantillons, F : fréquence de quantification, P10 et P90 : 10<sup>ème</sup> et 90<sup>ème</sup> percentiles, LQ : limite de quantification)**

		BDCM	CDBM	TBM	TCM	Total
eau ( $\mu\text{g/L}$ )	N	150	150	150	150	150
	F	95	96	95	94	97
	min	<0,5 (LQ)	<0,5 (LQ)	<0,5 (LQ)	<0,5 (LQ)	<0,5 (LQ)
	P10	2,9	5,8	2,2	1,2	16,5
	médiane	10,9	15,0	6,2	5,9	39,7
	P90	18,5	21,4	10,8	14,7	59,6
	max	26,4	35,4	25,2	31,2	82,4
	moyenne	10,7	14,3	6,5	7,2	38,7
écart-type	5,9	6,6	4,4	5,8	17,5	
air ( $\mu\text{g/m}^3$ )	n	133	133	133	133	133
	F	85	89	79	75	94
	min	< 2 (LQ)	< 2 (LQ)	< 2 (LQ)	< 1,8 (LQ)	< 2 (LQ)
	P10	2,2	2,4	< 2	< 2	9,0
	médiane	11,1	15,3	6,4	7,6	42,9
	P90	32,3	40,9	21,6	30,2	116,1
	max	98,7	121	51,7	67,8	327
	moyenne	15,9	20,8	9,5	12,8	59,0
écart-type	16,5	20,3	9,4	14,0	54,6	
Coefficient de corrélation de Spearman eau/air ( $p<0.001$ )		0,71	0,63	0,69	0,81	0,65
Concentration moyenne normalisée ( $\mu\text{g/m}^3$ par $\mu\text{g/L}$ )		1,45	1,43	1,45	1,74	1,49

### 3.4.3. Aldéhydes et autres COV

Parmi les COV associés à des affections respiratoires dans la littérature qui ont été recherchés dans cette étude, la plupart ont été quantifiés dans 100 % des logements (Tableau 11). Les médianes les plus élevées sont retrouvées pour le limonène, l' $\alpha$ -pinène ( $19,8 \mu\text{g/m}^3$ ), l'hexaldéhyde ( $25,4 \mu\text{g/m}^3$ ) et le formaldéhyde ( $28,6 \mu\text{g/m}^3$ ). Les concentrations médianes les plus basses sont celles du 2-étoxy-éthanol ( $0,5 \mu\text{g/m}^3$ ), du styrène ( $0,7 \mu\text{g/m}^3$ ), du n-hexane

(1,0 µg/m<sup>3</sup>) et du benzène (1,2 µg/m<sup>3</sup>), alors Le n-décane (et isomères), l'α-pinène et le n-undécane (et isomères) sont les composés présentant les valeurs ponctuelles maximales les plus élevées, respectivement 420, 459,3 et 670 µg/m<sup>3</sup>.

Tableau 11: Concentrations en COV dans l'air de la chambre de l'enfant (en µg/m<sup>3</sup>) (n : nombre d'échantillons, LQ : limite de quantification, F : fréquence de quantification)

Composés	n	LQ	F	min	médiane	max	moyenne	écart type
Formaldéhyde	147	0,1	100	7,1	28,6	113	30,9	14,9
Acétaldéhyde	147	0,1	100	3,8	12,5	75,4	14,4	8,9
Propanal	134	0,3	100	1,6	4,6	25,7	5,4	3,0
Butanal	123	0,9	59	6,6	14,4	57,7	16,5	8,2
Benzaldéhyde	134	0,1	100	0,4	1,5	7,3	1,8	1,1
Isopentanal	134	0,2	100	0,8	2,6	12,5	2,9	1,5
Pentanal	147	0,4	100	1,4	5,0	19,4	5,6	3,0
Hexaldéhyde	147	0,6	100	7,4	25,4	101	29,1	15,4
Benzène	135	0,05	100	0,1	1,2	15,9	2,2	2,5
Toluène	135	0,01	100	0,3	4,8	124	13,9	19,8
Ethylbenzène	135	0,01	100	0,2	1,3	37,8	3,5	5,6
1,2,4-triméthylbenzène 10(et autres aromatiques C9)	135	0,05	100	1,0	4,9	188	14,3	25,7
1,2,4,5-tétraméthylbenzène (et autres aromatiques C10)	135	0,05	100	0,3	5,2	70,6	8,2	9,1
m/p xylènes	135	0,01	100	0,4	3,3	118	10,3	17,5
o-xylène	135	0,01	100	0,2	1,4	55,2	4,8	8,2
α-pinène	135	0,2	100	0,2	19,8	459	31,7	48,0
limonène	135	0,2	100	0,2	19,8	183	27,8	28,7
n-hexane	135	0,05	100	0,1	1,0	43,4	3,4	5,9
n-heptane et isomères	135	0,05	100	0,2	1,8	49,0	4,7	8,2
2-étoxy éthanol	135	0,05	90	0,1	0,5	7,3	0,9	1,1
2-butoxy éthanol	135	0,1	100	0,1	2,0	21,4	3,1	3,4
2-éthyl-1-hexanol	135	0,07	100	0,7	3,2	46,1	4,2	4,6
n-butanol	135	0,01	100	0,2	3,5	58,8	4,5	5,3
n-octane et isomères	135	0,07	100	0,4	6,5	80,8	9,8	11,2
n-butyl acétate	135	0,05	99	0,4	3,0	46,7	6,1	7,7
styrène	135	0,01	100	0,1	0,7	3,7	0,9	0,6
n-nonane et isomères	135	0,07	100	0,2	7,3	101	11,0	14,2
n-décane et isomères	135	0,1	100	0,5	7,7	420	17,7	40,3
n-undécane et isomères	135	0,05	100	0,5	7,8	670	20,0	61,9
n-dodécane et isomères	135	0,01	100	0,9	6,3	250	10,0	22,1

### 3.4.4. Phtalates et muscs synthétiques

Les échantillonneurs URG ont fonctionné sur des périodes de 5 jours en continu, aboutissant à un volume total prélevé voisin de 14 m<sup>3</sup>. Dans 6 logements, les échantillonneurs ont présenté des dysfonctionnements, conduisant à des durées de prélèvement réduites mais connues. Ceci a été pris en compte au moment du calcul de la concentration volumique.

Les résultats détaillés sont présentés dans le Tableau 12. Parmi les phtalates, le DEP, le DiBP et le DMP ont été détectés et quantifiés dans 100 % des logements, le DEHP dans 91 % et le DBP dans 94 %. Les composés les moins présents étaient le DINP et le BBP, quantifiés dans 72 et 41 % des logements.

C'est le DiBP qui présente la médiane la plus élevée (354 ng/m<sup>3</sup>), suivi par le DEP (182 ng/m<sup>3</sup>) et le DBP (90,4 ng/m<sup>3</sup>). Le DMEP (non présenté dans le tableau) n'a été quantifié que dans un logement à une concentration de 1,96 ng/m<sup>3</sup>.

Les deux muscs synthétiques, le galaxolide et le tonalide, ont été quantifiés dans 100 % des logements, présentant des concentrations médianes respectives de 93,5 et 14,7 ng/m<sup>3</sup>.

Tableau 12: Concentration en phtalates et muscs synthétiques de l'air du séjour (en ng/m<sup>3</sup>)

Composés	n	F	LQ	min	P10	médiane	P90	max	moyenne	écart type
BBP	146	41	1,6	< LQ	< LQ	1,8	6,9	145	4,4	12,9
DINP	150	72	6,5	< LQ	< LQ	11,2	32,0	257	18,0	27,5
DMP	150	100	1,0	1,7	9,2	22,5	60,8	2662	48,2	217
DEHP	150	91	13,0	< LQ	16,2	27,9	70,2	189	36,0	25,0
DBP	150	94	32,4	< LQ	42,6	86,0	176,0	527	102	76,0
DEP	123	100	8,0	40,3	95,0	182	376	2901	244	306
DiBP	150	100	8,0	97,5	189	354	1349	8555	699	1125
AHTN	150	100	1,0	3,6	6,3	14,7	34,8	192	22,6	28,3
HHCB	150	100	1,0	15,2	26,1	93,5	260	1091	126	139

## 3.5. Polluants biologiques

### 3.5.1. Moisissures dans l'air

Les prélèvements d'air par bioimpaction ont été réalisés dans 150 logements. La quantification des différents genres et des moisissures totales a pu être effectuée dans plus de 75 % des logements, pour lesquelles les milieux de culture n'étaient pas contaminés ou envahis par un seul genre. Ces résultats sont présentés dans le Tableau 13.

Tableau 13: Concentration en moisissures de l'air de la chambre (C) et du salon (S) (en ufc/m<sup>3</sup>)

	<i>Cladosporium</i>		<i>Penicillium</i>		<i>Aspergillus</i>		<i>Alternaria</i>		Moisissures totales	
	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S
Coefficient de corrélation de Spearman C/S	0,89 p<0,001		0,71 p<0,001		0,81 p<0,001		0,49 p<0,001		0,85 p<0,001	
Echantillons	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150
Echantillons lisibles pour le genre	143	145	137	138	136	137	136	138	148	150
Echantillons où le genre est présent, quantifiable ou non	130	133	123	128	62	65	8	12	148	150
Echantillons où le genre est dénombrable et quantifié (>0)	123	123	120	124	61	65	8	12	114	123
Fréquence de détection (% de logements)	91	92	90	93	46	47	6	9	100	100
Fréquence de quantification (% de logements)	86	85	88	90	45	47	6	9	77	82
Minimum	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	13	40
Médiane	71	109	61	68	<10	<10	<10	<10	465	510
Moyenne	295	336	150	168	44	52	<10	<10	684	729
Ecart type	441	466	249	236	136	155	12	11	643	592
Maximum	>2000	>2000	1186	1165	1112	1418	101	101	>2000	>2000

Les deux genres les plus abondamment retrouvés dans les deux pièces échantillonnées sont *Cladosporium* et *Penicillium*, présents dans plus de 90 % des logements et atteignant des concentrations maximales supérieures à la limite de quantification haute de 2000 ufc/m<sup>3</sup>.

Les moisissures du genre *Aspergillus*, moins présentes, ont pu être quantifiées dans environ 45 % des logements, alors que le genre *Alternaria* n'est présent que dans 6 à 7 % des logements. La concentration en moisissures totales s'étend entre 13 ufc/m<sup>3</sup> jusqu'à dépasser 2000 ufc/m<sup>3</sup> dans 11 % des chambres et de 40 ufc/m<sup>3</sup> jusqu'à dépasser 2000 ufc/m<sup>3</sup> 13 % des séjours.

Du point de vue de la distribution de ces concentrations, 28 % des logements présentent une concentration en moisissures totales dans le séjour inférieure à 250 ufc/m<sup>3</sup>, 17 % se situent entre 250 et 500 ufc/m<sup>3</sup>, 21 % entre 500 et 1000 ufc/m<sup>3</sup> et 34 % des logements dépassent 1000 ufc/m<sup>3</sup>.

Les résultats sont comparables dans les chambres des logements, avec respectivement 17, 25, 20 et 37 % des logements dans ces catégories.

Les concentrations dans la chambre et le salon sont fortement et significativement corrélées pour chaque genre et pour la concentration en moisissures totales, avec des coefficients de Spearman

de 0,49 pour *Alternaria*, 0,71 pour *Penicillium*, 0,81 pour *Aspergillus*, 0,89 pour *Cladosporium* et 0,85 pour les moisissures totales (toutes les p-values étant <0,001).

### 3.5.2. Moisissures dans les poussières

Les prélèvements de poussières du sol ont été réalisés dans 133 logements. Les concentrations des moisissures dans les poussières (Tableau 14) présentent des fréquences de quantification similaires à celles retrouvées pour les échantillons d'air. *Cladosporium* et *Penicillium* sont présents dans respectivement 92 % et 80 % des échantillons, *Aspergillus* dans 49 % et *Alternaria* dans 14 %. La concentration en moisissures totales dans les poussières varie entre 1 000 et  $3,8 \cdot 10^6$  ufc/g, *Cladosporium* et *Penicillium* étant les genres les plus contributifs à la concentration totale.

Tableau 14: Concentration de moisissures dans les poussières du sol de la chambre (en ufc/g)

	<i>Alternaria</i>	<i>Aspergillus</i>	<i>Cladosporium</i>	<i>Penicillium</i>	Moisissures totales
Echantillons valides	133	133	133	133	133
Fréquence de détection (%)	14	49	92	80	100
minimum	0	0	0	0	$1,00 \cdot 10^3$
médiane	0	0	$4,00 \cdot 10^4$	$2,00 \cdot 10^4$	$1,20 \cdot 10^5$
moyenne	$2,99 \cdot 10^3$	$4,31 \cdot 10^4$	$7,95 \cdot 10^4$	$6,37 \cdot 10^4$	$2,36 \cdot 10^5$
maximum	$1,00 \cdot 10^5$	$3,40 \cdot 10^6$	$6,80 \cdot 10^5$	$9,60 \cdot 10^5$	$3,80 \cdot 10^6$

### 3.5.3. Allergènes dans les poussières

Les prélèvements de poussières de matelas ont été effectués dans 134 logements, et les résultats sont présentés dans le Tableau 15. Les allergènes d'acariens Der p1 et Der f1 sont présents dans respectivement 90 % et 77 % des échantillons, et ont pu être quantifiés dans respectivement 66 % et 61 % des cas. Les concentrations de Der p1 varient entre la limite de détection (0,05 µg/g) et 25,7 µg/g avec une valeur médiane de 3,81 µg/g. Pour Der f1, elles s'étendent entre 0,05 et 128 µg/g, la médiane atteignant 7,79 µg/g.

Parmi les 134 échantillons, l'allergène de chien Can f1 est quantifié dans 37 % des cas, atteignant une valeur maximale de 46,4 µg/g et présentant une médiane à 0,19 µg/g. Enfin, l'allergène de chat Fel d1 est quantifié dans presque tous les échantillons dans lesquels il est détectable (89 % des échantillons), atteignant une valeur maximale de 101 µg/g, relativement élevée comparativement à la médiane de 0,97 µg/g.

Tableau 15: Concentration en allergènes dans les poussières du matelas (en µg/g)

	Der p1	Der f1	Can f1	Fel d1
Nombre d'échantillons valides	134	134	134	134
Echantillons supérieurs à la LD (%)	90	77	54	93
Echantillons entre la LD et la LQ (%)	24	16	18	4
Echantillons quantifiés (%)	66	61	37	89
minimum	<0,05	<0,05	<0,05	<0,02
médiane	1,50	2,27	0,19	0,97
moyenne	3,81	7,79	2,94	4,26
maximum	25,7	128	46,4	101
écart type	5,24	17,2	7,03	12,3

### 3.6. Résultats comparatifs pour les 26 logements été/hiver : polluants chimiques

Cette partie présente, pour chaque famille de composés, une comparaison de la distribution des concentrations mesurées en été et en hiver dans les mêmes logements. Elle présente également, pour chaque composé, le coefficient de corrélation de Spearman entre les mesures réalisées pendant les 2 saisons, et le résultat du test de Wilcoxon pour données appariées qui permet de déterminer si les moyennes sont, d'un point de vue statistique, significativement différentes. Les tableaux présentant les résultats détaillés pour chaque composé figurent en annexe 4.

#### 3.6.1. THM

Les concentrations des THM dans l'eau en été et en hiver sont présentées sur la Figure 11.

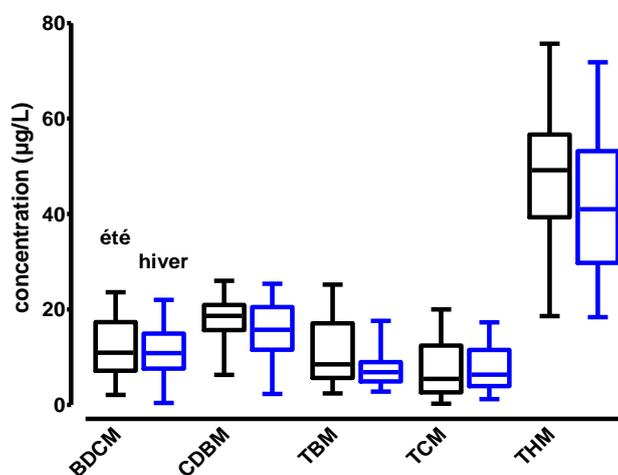


Figure 11: Concentrations des THM dans l'eau en été et en hiver (n=26)

Pour tous les composés sauf le TBM, les concentrations en été et en hiver sont positivement et significativement corrélées. Les concentrations de CDBP, TBM et THM totaux sont significativement plus élevées en été qu'en hiver (Tableau 16).

Tableau 16: Eléments statistiques de comparaison des distributions été/hiver des THM dans l'eau (\*:  $p < 0,05$ )

Composé	R (Spearman)	p-value (Spearman)	Conclusion
BDCM	0,72	<0,001	corrélation + *
CDBM	0,59	0,002	corrélation + * été > hiver *
TBM	0,36	0,07	corrélation + * été > hiver *
TCM	0,60	0,001	corrélation + *
THM	0,79	<0,001	corrélation + * été > hiver *

Les concentrations des THM dans l'air en été et en hiver sont représentées sur la Figure 12.

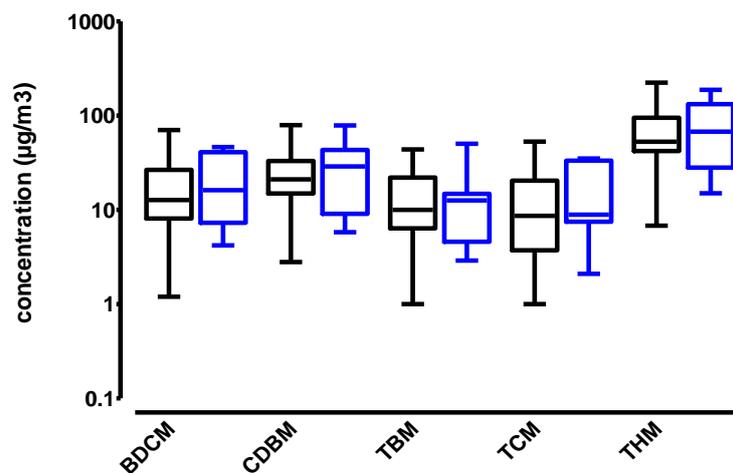


Figure 12: Concentration des THM dans l'air en été (n=26) et en hiver (n=11)

Les concentrations des THM dans l'air en été et en hiver ne sont pas significativement corrélées, et ne présentent pas de différence significative entre les 2 saisons (Tableau 17). Cependant, ce résultat est à considérer avec précaution au vu du faible effectif de logements pour lesquels cette donnée est disponible en hiver (n=11).

Tableau 17: Eléments statistiques de comparaison des distributions été/hiver des THM dans l'air.

Composé	R (Spearman)	p-value (Spearman)	Conclusion
BDCM	0,61	0,05	corrélation +
CDBM	0,38	0,25	corrélation +
TBM	0,22	0,52	corrélation +
TCM	0,57	0,07	corrélation +
THM	0,46	0,15	corrélation +

### 3.6.2. Aldéhydes et autres COV

Les concentrations des aldéhydes dans l'air en été et en hiver sont présentées sur la Figure 13.

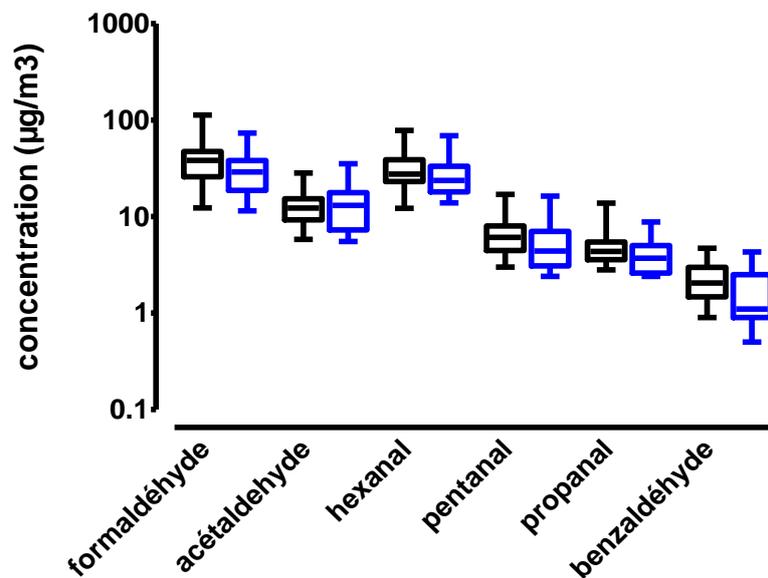


Figure 13: Concentrations des aldéhydes en été et en hiver (n=26, sauf pour propanal et benzaldéhyde en hiver, n=11)

Les concentrations de tous les aldéhydes en été et en hiver sont significativement corrélées. La concentration en formaldéhyde, pentanal et benzaldéhyde est significativement supérieure en été (Tableau 18).

Tableau 18: Éléments statistiques de comparaison des distributions été/hiver des concentrations des aldéhydes  
 (\* :  $p < 0,05$ )

Composé	R (Spearman)	p-value (Spearman)	Conclusion
formaldéhyde	0,85	<0,001	corrélation + * été > hiver *
acétaldéhyde	0,59	0,002	corrélation + *
hexanal	0,59	0,002	corrélation + *
pentanal	0,52	0,007	corrélation + * été > hiver *
propanal	0,94	<0,001	corrélation + *
benzaldéhyde	0,66	0,03	corrélation + * été > hiver *

Les concentrations des BTEX en été et en hiver sont présentées sur la Figure 14, celle des autres COV sur la Figure 15.

Parmi les COV, seules les concentrations mesurées en été et en hiver de n-hexane, benzène, 2-butoxy éthanol, n-décane, 1,2,4-triméthylbenzène et 2-éthyl-1-hexanol sont significativement et positivement corrélées. Pour le n-décane et le 1,2,4-triméthylbenzène, les concentrations mesurées en été sont significativement inférieures à celles mesurées en hiver, l'inverse étant observé pour le 2-éthyl-1-hexanol (Tableau 19).

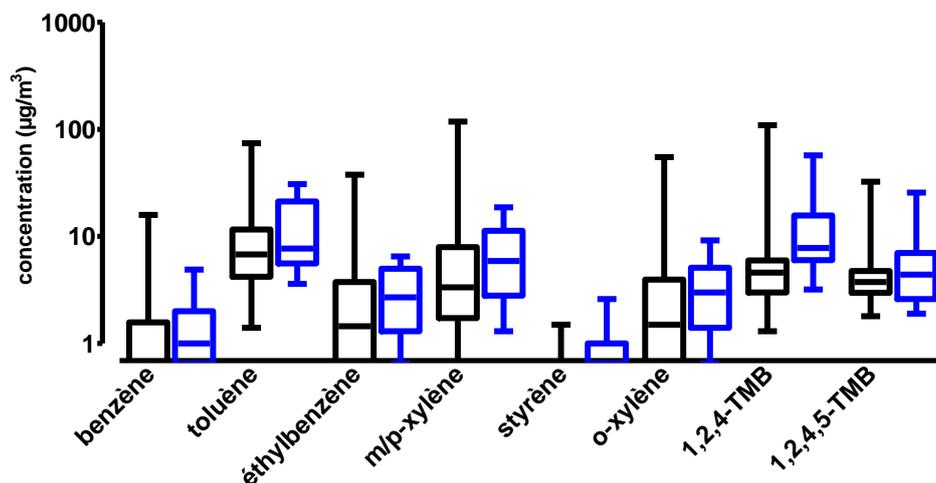


Figure 14: Concentration des BTEX en été (n=26) et en hiver (n=11)

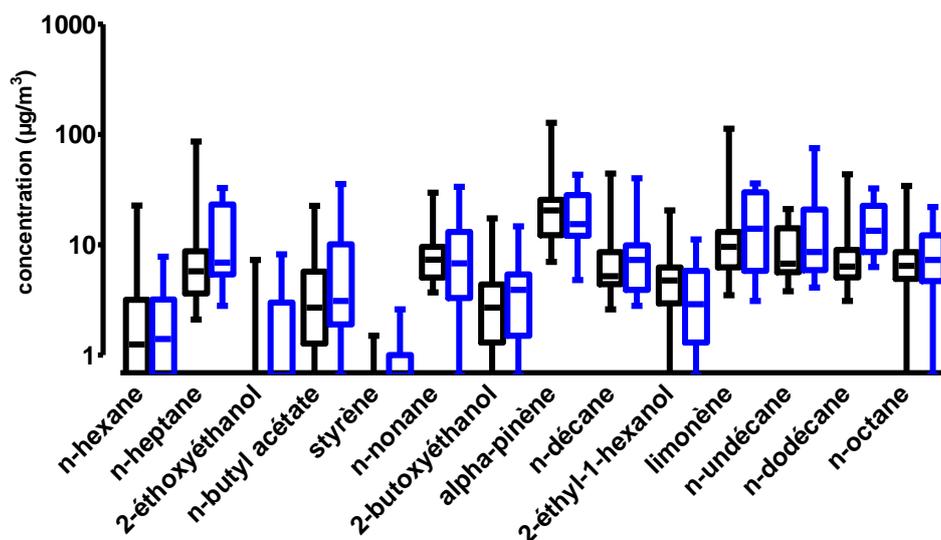


Figure 15: Concentration des autres COV dans l'air en été (n=26) et en hiver (n=11)

Tableau 19: Eléments statistiques de comparaison entre les distributions été/hiver des concentrations des COV (\* : p&lt;0,05)

Composé	R (Spearman)	p-value (Spearman)	Conclusion
benzène	0,76	0,007	<b>corrélation + *</b>
toluène	0,84	0,003	corrélation +
éthylbenzène	0,41	0,21	corrélation +
1,2,4-triméthylbenzène	0,86	0,002	<b>corrélation + *</b> <b>été &lt; hiver *</b>
1,2,4,5-tetraméthylbenzène	0,38	0,25	corrélation +
m/p xylènes	0,37	0,26	corrélation +
o-xylène	0,39	0,24	corrélation +
styrène	0,53	0,09	corrélation +
α-pinène	0,54	0,09	corrélation +
limonène	0,20	0,55	corrélation +
n-hexane	0,83	0,002	<b>corrélation + *</b>
n-heptane	0,39	0,24	corrélation +
n-octane	0,56	0,08	corrélation +
n-nonane	0,16	0,65	corrélation +
n-décane	0,84	0,001	<b>corrélation + *</b> <b>été &lt; hiver *</b>
n-undécane	0,29	0,39	corrélation +
n-dodécane	0,15	0,67	corrélation +
2-éthyl-1-hexanol	0,82	0,004	<b>corrélation + *</b> <b>été &gt; hiver *</b>
2-éthoxyéthanol	0,82	0,002	corrélation +
2-butoxyéthanol	0,98	<0,001	<b>corrélation + *</b>
n-butyl acétate	0,87	<0,001	corrélation +

### 3.6.3. Phtalates et muscs synthétiques

Les concentrations des phtalates et muscs synthétiques en été et en hiver sont présentées sur la Figure 16.

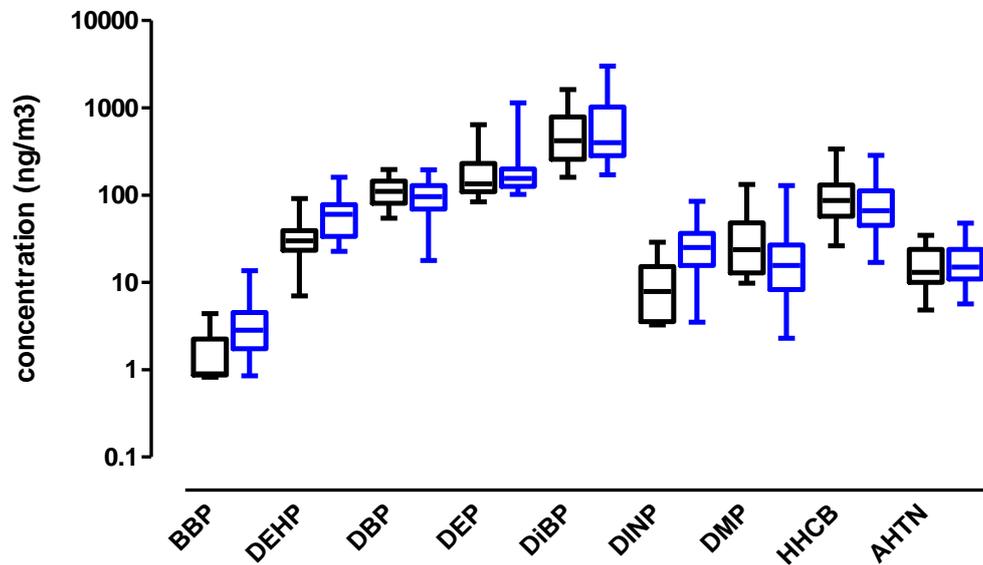


Figure 16: Concentration des COSV dans l'air en été et en hiver (n=26)

Mis à part le BBP, les concentrations de tous les composés entre les 2 saisons sont positivement et significativement corrélées. Les concentrations mesurées l'été sont significativement inférieures à celles mesurées en hiver pour le BBP, le DEHP et le DINP (Tableau 20).

Tableau 20: Eléments statistiques de comparaison des distributions été/hiver des concentrations des COSV (\* :  $p < 0,05$ )

Composé	R (Spearman)	p-value (Spearman)	Conclusion
BBP	0,23	0,26	corrélation + été < hiver *
DEHP	0,41	0,03	corrélation + été < hiver *
DBP	0,43	0,03	corrélation + *
DEP	0,73	<0,001	corrélation + *
DiBP	0,84	<0,001	corrélation + *
DINP	0,41	0,04	corrélation + été < hiver *
DMP	0,56	0,003	corrélation + été > hiver *
HHCB	0,69	<0,001	corrélation + *
AHTN	0,71	<0,001	corrélation + été > hiver *

### 3.7. Résultats comparatifs pour les 26 logements été/hiver : biocontaminants

#### 3.7.1. Moisissures dans l'air

En raison des différences importantes entre les fréquences de détection et de quantification des différents genres, les résultats ne sont pas présentés sous forme graphique, mais dans un tableau récapitulatif (Tableau 22).

Tableau 21: Eléments statistiques de comparaison des distributions été/hiver des concentrations des moisissures dans l'air

Genre-pièce	R (Spearman)	p-value (Spearman)	Conclusion
<i>Cladosporium</i> chambre	0,07	0,77	corrélation + <b>été &gt; hiver *</b>
<i>Cladosporium</i> salon	0,13	0,68	corrélation + <b>été &gt; hiver *</b>
<i>Penicillium</i> chambre	0,11	0,64	corrélation +
<i>Penicillium</i> salon	0,04	0,88	corrélation +
<i>Aspergillus</i> chambre	-0,39	0,87	corrélation -
<i>Aspergillus</i> salon	0,11	0,65	corrélation +
<i>Alternaria</i> chambre	0,32	0,15	corrélation +
<i>Alternaria</i> salon	/	/	corrélation +
Moisissures totales chambre	0,37	0,06	corrélation +
Moisissures totales salon	0,31	0,15	corrélation +

Aucune corrélation significative entre les mesures réalisées en été et en hiver n'apparaît dans ces données (Tableau 21). La seule tendance est mise en évidence pour les moisissures totales dans la chambre, la p-value inférieure à 0,1 restant non significative. Par ailleurs, seules les concentrations de *Cladosporium* sont significativement différentes pour les deux périodes de prélèvement ( $p < 0,001$ ).

Tableau 22: Moisissures dans l'air de la chambre (C) et du salon (S) en été et en hiver (n=26) (en ufc/m<sup>3</sup>)

ufc/m <sup>3</sup>	ETE										HIVER												
	<i>Cladosporium</i>		<i>Penicillium</i>		<i>Aspergillus</i>		<i>Alternaria</i>		Moisissures totales		<i>Cladosporium</i>		<i>Penicillium</i>		<i>Aspergillus</i>		<i>Alternaria</i>		Moisissures totales				
	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	
Nombre d'échantillons	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	
Nombre d'échantillons lisibles pour le genre	22	22	21	21	21	21	21	21	21	26	26	26	24	26	24	26	24	26	24	26	24	26	24
Nombre d'échantillons où le genre est présent, quantifiable ou non	22	22	16	16	4	4	2	3	26	26	25	24	24	23	12	12	2	0	26	24	26	24	
Nombre d'échantillons où le genre est dénombrable et quantifié (>0)	21	20	16	16	4	4	2	3	16	17	24	22	23	21	12	12	2	0	22	19	22	19	
Fréquence de détection (% de logements)	100	100	76	76	19	19	10	14	100	100	96	100	92	96	46	50	8	0	100	100	100	100	
Fréquence de quantification (% de logements)	95	91	76	76	19	19	10	14	62	65	92	92	96	88	46	50	8	0	85	79	85	79	
Minimum	130	250	<10	<10	<10	<10	<10	<10	165	309	<10	<10	<10	0	<10	<10	<10	/	108	206	108	206	
Médiane	621	901	34	47	<10	<10	<10	<10	1006	1137	115	273	102	109	<10	<10	<10	/	650	930	650	930	
Maximum	1688	>2000	1886	548	337	460	101	101	>2000	>2000	700	1112	>2000	>2000	178	390	13	/	>2000	>2000	>2000	>2000	
Moyenne	798	970	146	100	19	26	8	10	1195	1322	230	308	288	443	15	25	<10	/	1319	1396	1319	1396	
Ecart type	490	572	409	142	74	100	25	26	754	675	232	299	648	1056	36	79	3	/	2237	1727	2237	1727	

### 3.7.2. Moisissures dans les poussières

En raison des différences importantes entre les fréquences de détection et de quantification des différents genres, les résultats ne sont pas présentés sous forme graphique, mais dans un tableau récapitulatif (Tableau 24).

Le Tableau 23 présente les éléments statistiques de comparaison des concentrations mesurées en été et en hiver.

Tableau 23: Eléments statistiques de comparaison des concentrations des moisissures dans les poussières en été et en hiver

Genre	R (Spearman)	p-value (Spearman)	Conclusion
<i>Alternaria</i>	-0,47	0,14	corrélation -
<i>Aspergillus</i>	0,20	0,55	corrélation +
<i>Cladosporium</i>	0,22	0,52	corrélation + <b>été &gt; hiver *</b>
<i>Penicillium</i>	-0,16	0,63	corrélation -
Moisissures totales	-0,19	0,58	corrélation -

Comme ce qui est observé pour les concentrations des moisissures dans l'air, les concentrations des 4 genres dans les poussières en été et en hiver ne sont pas significativement corrélées. De même, seule la concentration de *Cladosporium* est significativement plus élevée en été qu'en hiver.

Tableau 24: Moisissures dans les poussières en été et en hiver dans 26 logements (en ufc/g de poussière)

	ETE					HIVER				
	<i>Alternaria</i>	<i>Aspergillus</i>	<i>Cladosporium</i>	<i>Penicillium</i>	Moisissures totales	<i>Alternaria</i>	<i>Aspergillus</i>	<i>Cladosporium</i>	<i>Penicillium</i>	Moisissures totales
Nombre d'échantillons valides	26	26	26	26	26	11	11	11	11	11
Nombre d'échantillons quantifiés	3	6	26	14	26	7	5	10	7	11
% de détection	12	23	100	54	100	64	45	91	64	100
minimum	$4,00.10^4$	$1,00.10^3$	$1,00.10^3$	$4,00.10^3$	$6,00.10^3$	0	0	0	0	$2,00.10^4$
médiane	$4,00.10^4$	$3,50.10^4$	$8,50.10^4$	$3,00.10^4$	$1,75.10^5$	$1,00.10^4$	$1,00.10^4$	$3,15.10^4$	$2,10.10^4$	$6,00.10^4$
maximum	$9,00.10^4$	$5,30.10^5$	$6,80.10^5$	$2,50.10^5$	$1,00.10^6$	$1,00.10^5$	$3,40.10^6$	$3,00.10^5$	$3,00.10^5$	$3,80.10^6$
moyenne	$5,67.10^4$	$1,15.10^5$	$1,37.10^5$	$6,17.10^4$	$2,77.10^5$	$2,30.10^4$	$6,87.10^5$	$7,26.10^4$	$5,71.10^4$	$5,75.10^5$
écart-type	$2,89.10^4$	$2,05.10^5$	$1,46.10^5$	$7,38.10^4$	$2,66.10^5$	$3,49.10^4$	$1,52.10^6$	$9,28.10^4$	$1,08.10^5$	$1,18.10^6$

### 3.7.1. Allergènes dans les poussières

En raison des différences importantes entre les fréquences de détection et de quantification des différents genres, les résultats ne sont pas présentés sous forme graphique, mais dans un tableau récapitulatif (Tableau 25).

Tableau 25 : Concentration des allergènes dans les poussières en été et en hiver dans 26 logements

	ETE				HIVER			
	Der p1	Der f1	Can f1	Fel d1	Der p1	Der f1	Can f1	Fel d1
Echantillons valides	26	26	26	26	11	11	11	11
Echantillons supérieurs à la LD (%)	66	77	31	88	100	100	36	91
Echantillons entre la LD et la LQ (%)	35	8	4	4	45	36	0	27
Echantillons quantifiés (%)	31	69	27	84	55	64	36	64
minimum	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,39	<0,19	<0,05	<0,05
médiane	0,39	2,64	0,10	0,47	0,91	1,71	0,11	0,22
maximum	10,0	44,3	26,8	12,9	37,1	40,6	16,9	150,7
moyenne	1,74	5,97	2,06	2,06	4,37	5,82	4,00	14,27
écart type	3,04	9,34	5,61	3,23	10,9	11,8	6,72	45,24

Le Tableau 26 présente les éléments statistiques de comparaison des concentrations mesurées en été et en hiver.

Tableau 26: Eléments statistiques de comparaison des distributions été/hiver des concentrations des allergènes.  
(\* :  $p < 0,05$ )

Allergène	R (Spearman)	p-value (Spearman)	Conclusion
Der p1	0,47	0,14	corrélation + <b>été &lt; hiver *</b>
Der f1	0,48	0,13	corrélation +
Can f1	0,78	0,005	<b>corrélation + *</b>
Fel d1	0,65	0,03	<b>corrélation + *</b>

Les concentrations d'allergènes d'acariens dans les poussières en été et en hiver ne sont pas corrélées significativement, et Der p1 présente des niveaux significativement supérieurs en hiver. Les deux allergènes d'animaux, en revanche, ne présentent pas de différence significative mais sont positivement et significativement corrélés.

### 3.8. Influence du taux de renouvellement d'air

Le Tableau 27 présente les coefficients de corrélation de Spearman entre la concentration de chaque polluant (transformée comme précisé dans la partie 2.5.3) et le taux de renouvellement d'air calculé à partir des séquences de décroissance de CO<sub>2</sub> (transformé en log10).

Tableau 27: Coefficients de corrélation de Spearman entre les concentrations des polluants et le TRA

Famille	Composé	R de Spearman (* : p<0,05 ; # : p<0,1)
Aldéhydes	formaldéhyde	-0,17 #
	acétaldéhyde	-0,10
	propanal	-0,09
	butanal	-0,23 #
	benzaldéhyde	-0,25 *
	isopentanal	-0,18 *
	pentanal	-0,20 *
	hexaldéhyde	-0,14
Autres COV	benzène	0,03
	toluène	-0,11
	éthylbenzène	-0,14
	1,2,4-triméthylbenzène	-0,10
	1,2,4,5-tétraméthylbenzène	0,02
	m/p xylènes	-0,10
	o xylène	-0,10
	styrène	-0,05
	α-pinène	0,07
	limonène	0,12
	n-hexane et isomères	-0,09
	n-heptane et isomères	-0,20 *
	n-octane et isomères	-0,11
	n-nonane et isomères	-0,12
	n décane et isomères	-0,06
	n undécane et isomères	-0,12
	n dodécane et isomères	-0,07
	2-étoxy éthanol	-0,18 *
	2-butoxy éthanol	-0,09
	2-éthyl-1-hexanol	-0,19 *
n-butanol	-0,06	
n-butyl acétate	-0,13	
Phtalates	DINP	-0,05
	DMP	-0,11
	DEHP	-0,18 *
	DBP	-0,15 #
	DEP	-0,28 *
	DiBP	-0,23 *
Muscs synthétiques	HHCB	-0,08
	AHTN	-0,09

La majorité des polluants sont négativement corrélées avec le TRA déterminé à partir des séquences de décroissance de CO<sub>2</sub> mesuré dans le salon des logements. Seuls le benzène, l'alpha-pinène et le limonène présentent une association positive avec le TRA, celle-ci restant relativement faible (coefficients de corrélation respectifs de 0,03, 0,07 et 0,12) et non significative.

Des corrélations négatives statistiquement significatives apparaissent pour le benzaldéhyde, le pentanal, l'isopentanal, le n-heptane, le 2-éthoxyéthanol, le 2-éthyl-1-hexanol, le DEHP, le DEP, le DiBP et le benzaldéhyde, une tendance étant observée pour le DBP et le formaldéhyde. La corrélation des 2 muscs synthétiques avec le TRA est plus faible que pour la majorité des autres composés (coefficients de corrélation non significatifs de -0,08 et -0,09, respectivement.)

### **3.9. Discussion des résultats descriptifs**

#### **3.9.1. THM dans l'eau et dans l'air**

Plusieurs études ont investigué l'importance relative des différentes voies d'exposition aux THM et ont conclu que la douche, le bain et la vaisselle sont les activités domestiques qui entraînent la plus forte hausse de concentration des THM dans le sang et dans l'air expiré ([Backer et al., 2000](#); [Nuckols et al., 2005](#); [Rivera-Núñez et al., 2012](#)).

Dans 6 logements sur les 150 où aucun des THM chlorés n'a été détecté dans l'eau (ni, par conséquent, dans l'air), les occupants du logement ont signalé qu'ils utilisent de l'eau de puits dans le réseau de leur logement.

Dans 6 autres logements, aucun des THM chlorés n'a été détecté dans l'air, alors que l'eau utilisée provient bien du réseau d'adduction, et que les 4 composés ont été quantifiés dans l'eau. Il est probable que la configuration des salles de bain en question contribue à expliquer ce résultat, puisque dans ces 6 logements le prélèvement a été fait dans une baignoire avec un rideau de douche, et non dans une cabine de douche fermée.

Des analyses complémentaires montrent que la concentration en THM dans l'air est significativement différente lorsque le prélèvement est effectué dans une cabine de douche, une baignoire avec un rideau de douche ou un pare-douche, et une baignoire sans pare-douche (test de Kruskal-Wallis, p-value <0,01 pour chaque composé).

Les résultats stratifiés selon la configuration de la salle de bain sont présentés dans le Tableau 28.

Tableau 28: Concentration en THM dans l'air selon la configuration de la salle de bain

	BDCM	CDBM	TBM	TCM	Total
cabine de douche (n=84)	n	73	73	73	73
	min	<2	<2	<2	<2
	max	98,7	121	51,7	67,8
	médiane	14,0	20,9	9,5	10,9
	moyenne	20,1	27,0	12,6	15,9
baignoire avec rideau (n=39)	n	33	33	33	33
	min	<2	<2	<2	<2
	max	31,3	34,6	17,5	45,3
	médiane	8,8	13,6	5,6	5,6
	moyenne	11,9	14,3	6,0	10,3
baignoire sans rideau (n=26)	n	26	26	26	26
	min	<2	<2	<2	<2
	max	28,1	31,7	30,6	25,6
	médiane	5,15	7,55	2,50	2,43
	moyenne	7,29	9,44	4,63	5,83
p-value du test de Kruskal-Wallis entre les 3 modalités		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

Ceci s'explique probablement par la dilution des THM dans l'air de la salle de bain entière dans le cas de l'utilisation de baignoires, alors que les composés sont concentrés dans un petit espace dans le cas d'une cabine de douche fermée.

Les concentrations et les types de THM formés dans l'eau potable sont susceptibles de varier en fonction de nombreux facteurs dont la qualité de l'eau brute, les types de prétraitement et de traitement, les procédés et conditions de chloration et la présence d'éventuels postes de rechloration. La qualité de l'eau brute dépend essentiellement de son origine (Charisiadis et al., 2015; Lee et al., 2007; Rodriguez et al., 2007; Sadiq and Rodriguez, 2004; Symanski et al., 2004; Whitaker et al., 2002). Par conséquent, plusieurs études ont fait état d'une grande variabilité spatiale des concentrations de THM dans l'eau, même entre plusieurs logements desservis par le même réseau de distribution. Cependant, au vu du grand nombre d'unités de distributions (n=86) comparativement au nombre de logements dans lesquels les mesures ont été menées (n=150), nos données n'ont pas permis d'explorer cet aspect.

La variabilité saisonnière des concentrations mise en évidence par certaines études qui suggèrent que les concentrations en THM ont tendance à être plus élevées à la fin de l'été et à l'automne, et à diminuer pendant l'hiver (Villanueva et al., 2007; Whitaker et al., 2003) n'apparaît pas clairement dans nos données. En effet, les concentrations en CDBM, TBM et THM totaux

dans l'eau sont significativement plus élevées d'octobre à mars que d'avril à septembre (p-value du test de Student <0,05).

En ce qui concerne la concentration des THM dans l'air, les mesures des deux saisons ne sont pas significativement corrélées, et aucune différence significative n'apparaît. Cependant, les mesures en hiver ne sont disponibles que pour 11 logements, aboutissant à un manque de puissance statistique.

### 3.9.2. Aldéhydes et autres COV

Pour les COV, les concentrations médianes retrouvées dans cette étude sont comparables à celles mises en évidence lors de la campagne "logements" de l'OQAI (2003-2005) (Kirchner et al., 2007).

Les concentrations médianes des aldéhydes mesurées dans les 150 logements sont cependant légèrement plus élevées, alors qu'elles sont inférieures pour la majorité des autres COV, excepté le n-décane et le n-undécane. Les niveaux retrouvés ici pour le benzène, le toluène, l'éthylbenzène, les xylènes et le limonène sont également comparables à ceux d'une récente étude Canadienne (Zhu et al., 2013), même si les 150 logements présentent une concentration légèrement plus élevée pour l' $\alpha$ -pinène.

Pour le formaldéhyde, la médiane mesurée est supérieure de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  à celle mise en évidence lors de la campagne logements de l'OQAI. Plusieurs éléments sont à considérer pour discuter ce résultat du point de vue des risques qui en découlent.

En 2007, l'Afsset a proposé une valeur guide de qualité de l'air intérieur (VGAI) de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour une exposition supérieure à 1 an, basée sur les effets d'irritations oculaire et nasale observés (Afsset, 2007). Dans les 147 logements pour lesquels une concentration en formaldéhyde est disponible, seuls 2 se trouvent en-dessous de cette VGAI.

Dans une méta-analyse récente, McGwin et al. (2010) mettent en évidence une augmentation significative de 3 à 17 % du risque d'asthme pour une augmentation de formaldéhyde de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

En s'intéressant simplement aux sifflements, Raaschou-Nielsen et al. (2010) montrent que des niveaux de formaldéhyde compris entre  $12,4$  et  $16,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  sont associés à une augmentation du nombre de sifflements par jour. Aucune relation dose-réponse n'est mise en évidence, l'association disparaissant pour des concentrations supérieures à  $16,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Enfin, dans une étude menée dans les écoles, [Annesi-Maesano et al. \(2012\)](#) montrent une augmentation du risque d'asthme parmi les enfants atopiques pour des concentrations comprises entre 19,1 et 28,4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  et une augmentation du risque de rhino-conjonctivite pour des concentrations dépassant 28,4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Ces concentrations sont dépassées dans 80 et 50 %, respectivement, des logements de notre échantillon. Le temps passé dans le logement étant supérieur à celui passé à l'école, ces résultats posent la question des éventuels risques pour la santé des enfants qui y vivent.

Pour l'acétaldéhyde, la VGAI proposée par l'Anses pour une exposition à long terme (supérieure à 1 an) et basée sur un effet de dégénérescence de l'épithélium olfactif est de 160  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ([Anses, 2014](#)). La concentration maximale (75,4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) relevée dans notre échantillon est inférieure de moitié à cette VGAI.

Concernant les autres COV, la VGAI pour une exposition au benzène pendant la vie entière associée à un niveau de risque de  $10^{-5}$  est de 2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les effets cancérogènes ([Afsset, 2008](#)). Cette valeur est dépassée dans 41 logements avec une concentration maximale de 15,9  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , soit jusqu'à 8 fois la valeur proposée par l'Afsset. De même, certains travaux issus de la littérature scientifique associent des effets respiratoires à des concentrations en benzène dépassant 5,6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (concentration dépassée dans 13 logements seulement, soit 9,6 %) ou, pour d'autres, 3,85  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (dépassée dans 30 logements, soit 22 %) ([Diez et al., 2000](#); [Rive et al., 2013](#)).

Il n'existe pas de VGAI pour le toluène, mais [Rumchev et al. \(2004\)](#) mettent en évidence une augmentation significative du risque pour une augmentation de 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  dans la gamme 0-154  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  sans mettre en évidence de seuil ; à noter que, 29 % des logements de notre échantillon présentent une concentration supérieure à 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

### 3.9.3. Phtalates et muscs synthétiques

Les composés présentant les concentrations médianes les plus élevées dans l'air (le DiBP, le DEP et le DBP) sont les composés les plus volatils parmi les phtalates recherchés. Ce résultat est concordant avec d'autres études résumées par [Blanchard et al. \(2014\)](#), montrant que les autres composés mesurés ici (le DEHP, le DINP et le BBP) présentent généralement des concentrations plus élevées dans les poussières déposées.

Les concentrations en DEP retrouvées dans cette étude sont globalement inférieures à celles mises en évidence dans d'autres pays, excepté au Japon en 2010 par [Kanazawa et al. \(2010\)](#). Ceci est également valable pour le DINP, à part pour une étude Norvégienne menée en 2007, et qui fait état de niveaux inférieurs également en DEP et en DEHP ([Rakkestad et al., 2007](#)).

Cependant, les concentrations en DiBP mesurées dans cette étude sont plus élevées que celles relevées au Japon (Kanazawa et al., 2010), en Suède (Bergh et al., 2011) et aux Etats-Unis (Rudel et al., 2010). Comme ceci a déjà été suggéré par Blanchard et al. (2014), ces résultats peuvent être liés à des différences de réglementation et d'utilisation de ces composés dans les produits de consommation courante entre les différents pays.

Les deux muscs synthétiques, le galaxolide et le tonalide, sont utilisés comme fragrances dans des produits courants comme des parfums d'ambiance, des savons, des déodorants ou des produits ménagers (Dodson et al., 2012; Reiner and Kannan, 2006; Roosens et al., 2007). Les deux composés sont détectés et quantifiés dans tous les logements, et le galaxolide présente des concentrations plus élevées que le tonalide. Ce résultat est concordant avec les concentrations relatives de ces composés mesurées directement dans les produits qui les contiennent (Dodson et al., 2012).

En ce qui concerne les potentiels effets sanitaires des phtalates, les seules études épidémiologiques disponibles associant mesures des concentrations et symptômes respiratoires se basent sur les poussières sédimentées, et ne peuvent donc pas être utilisées ici comme élément de discussion.

Enfin, à notre connaissance, aucune étude épidémiologique n'a pour l'instant investigué les effets des muscs synthétiques sur la santé respiratoire.

#### **3.9.4. Moisissures dans l'air**

Plusieurs méthodes moléculaires sont maintenant disponibles pour une quantification et une identification rapides et précises des espèces fongiques à partir de différentes matrices, et l'établissement d'un « index moisissures » (Méheust et al., 2013; Vesper, 2011).

Cependant, en dépit de quelques désavantages (comme la limitation aux microorganismes cultivables), les techniques de culture sont toujours très utilisées, notamment en raison de leur facilité de mise en œuvre et de leur coût réduit pour des études environnementales avec un échantillon comportant plus que quelques dizaines de logements. De plus, cette technique présente un certain intérêt car elle permet l'identification au niveau du genre pour des estimations de l'exposition.

Les données de cette étude indiquent que des moisissures cultivables ont été trouvées dans l'air et les poussières de tous les logements. *Cladosporium*, *Penicillium*, *Aspergillus* et *Alternaria* sont, dans cet ordre, les genres les plus fréquemment retrouvés dans l'air et les poussières des logements. Ce résultat est cohérent avec une autre étude menée dans l'est de la France (Reboux

et al., 2009), et dans laquelle *Penicillium* et *Cladosporium* sont présents dans l'air de 88 et 82 % des logements, respectivement. Cette étude compare la contamination fongique dans des logements dits « malsains » (n=32 logements avec une contamination fongique visible, et des effets sur la santé reportés par les occupants), des logements habités par des patients allergiques (n=27, patients pour lesquels il existe un diagnostic médical établi et des résultats positifs au Prick-test pour les moisissures) et des logements contrôles correspondants (n=59).

Les valeurs de notre étude pour *Cladosporium* et pour les moisissures totales sont plus élevées que celles des logements contrôles de cette étude épidémiologique. Ceci peut s'expliquer par le fait que l'état de santé respiratoire des enfants n'a pas interféré dans la sélection des logements de notre étude, amenant peut-être à inclure des habitats qui auraient été classés comme « malsains » ou « allergiques » par ces auteurs, et présentant donc une contamination fongique plus importante.

Une autre hypothèse est celle de l'influence importante des sources et paramètres extérieurs, comme les conditions climatiques (Kinney, 2008), qui varient de façon non négligeable d'une région à l'autre en France, notamment entre l'est et l'ouest. Une étude récente menée sur la cohorte Elfe (Rocchi et al., 2015) a mis en évidence l'importance du facteur géographique sur la contamination microbienne des logements.

### 3.9.5. Moisissures dans les poussières du sol

Peu d'études ont exploré, par des méthodes culturales, la contamination fongique des poussières du sol. Nos résultats pour *Cladosporium* et les moisissures totales sont du même ordre de grandeur que ceux d'une étude Finlandaise comparable (Lignell et al., 2008), mais les concentrations mesurées dans nos logements sont 10 fois plus élevées pour *Penicillium* et *Aspergillus*.

De plus, il est à souligner que ces auteurs, ayant comparé des méthodes culturales et de PCR, évaluent à 1:100 le ratio entre matériel fongique cultivable et non cultivable dans les poussières domestiques. Par conséquent, ceci est à prendre en compte pour une utilisation potentielle de ces données dans le cadre d'évaluations d'expositions.

Les concentrations dans les poussières et dans l'air ne sont corrélées que pour le genre *Aspergillus*. Ceci peut s'expliquer par le fait que le prélèvement de poussières est réalisé 5 jours après le prélèvement d'air, avec la possibilité de modifications au niveau du micro-environnement entre ces étapes de prélèvement.

Par ailleurs, même si les deux résultats sont issus d'une analyse culturale, la façon dont les microorganismes sont mis en culture doit être prise en compte. Dans la bioimpaction de l'air, des éventuels agglomérats de spores viables aboutissent à la croissance d'une seule colonie, alors que la phase d'agitation des suspensions de poussières est plus favorable à une séparation des agglomérats, chaque spore viable de l'agglomérat aboutissant alors à une colonie fongique. L'effet de ce paramètre est variable selon les genres de moisissures (Chew et al., 2003).

De plus, les genres et espèces capables de survivre et de se développer dans l'air et dans les poussières peuvent être différents (Chew et al., 2003), et il n'est pas encore bien établi quelle fraction de moisissures dans les poussières est capable de s'aérosoliser (Reponen et al., 2010).

### 3.9.6. Allergènes dans les poussières du matelas

Les allergènes d'acariens sont détectés dans un très grand nombre de logements, même si la proportion d'échantillons dans lesquels ils peuvent être quantifiés est légèrement inférieure, mais comparable entre Der p1 et Der f1. Les niveaux retrouvés sont quasiment identiques à ceux mis en évidence par la campagne « logements » de l'OQAI (Kirchner et al., 2007).

Conformément à l'étude de Gross et al. (2000), les concentrations de ces deux allergènes ne sont pas corrélées ( $R$  de Spearman = 0,12,  $p = 0,15$ ), suggérant des déterminants différents. Le seuil de risque de 10  $\mu\text{g/g}$  pour le développement d'asthme suggéré par Celedón et al. (2007) est dépassé dans 12 % des logements pour Der p1 et 18 % pour Der f1.

La fréquence de quantification de l'allergène de chien (37 %) est légèrement supérieure à la proportion de logements dans lesquels se trouve effectivement un chien (21 %). La valeur très basse de la médiane comparativement à la moyenne et au maximum indique clairement une distribution contrastée, Can f1 étant soit non quantifié, soit quantifié à des niveaux importants.

L'allergène Fel d1 est quantifié dans 89 % des échantillons, alors que seules 50 % des familles déclarent posséder un chat. Il présente cependant une distribution similaire à celle de Can f1. Ceci s'explique par le fait que les allergènes de chat sont très volatils et peuvent être véhiculés par les vêtements, en particulier ceux des enfants qui sont en contact les uns avec les autres dans les écoles ou crèches (Dassonville et al., 2014).

### 3.9.7. Limites des comparaisons proposées

La comparaison des résultats présentés ici avec ceux issus d'autres études similaires est parfois rendue difficile par les différences dans les méthodes de prélèvement et d'analyse mises en

œuvre. En effet, la durée de prélèvement, l'adsorbant utilisé (pour les prélèvements sur support), le débit mis en œuvre (pour les prélèvements actifs) ou encore le type d'appareil utilisé (pour la bioimpaction notamment) peuvent conditionner la représentativité du prélèvement. De même, les techniques analytiques évoluant rapidement, les limites de détection et de quantification changent également, rendant délicates les comparaisons pour les composés présents à des faibles concentrations.

D'autre part, pour un grand nombre de composés chimiques, il n'existe pas de valeur guide proposée par les agences chargées de l'évaluation des risques sanitaires liés à l'environnement, ni de consensus de la communauté scientifique quant à d'éventuels seuils à considérer pour les différents effets. Comme ils varient également sensiblement selon les modalités d'exposition, la proposition d'un seuil est rendue d'autant plus délicate.

### **3.9.8. Comparaison des niveaux été/hiver**

L'importance des facteurs liés à la saison ont déjà été mis en évidence pour un grand nombre de polluants de l'air intérieur, notamment les aldéhydes, les autres COV et les moisissures.

En ce qui concerne la variation saisonnière des aldéhydes, les concentrations été et hiver, les différences significatives observées pour le formaldéhyde, le pentanal et le benzaldéhyde semblent suggérer un effet saisonnier relativement important, qui s'interprète probablement en terme de température et d'humidité relative, comme ceci a déjà été suggéré par d'autres auteurs ([Clarisse et al., 2003](#); [Dassonville et al., 2008](#); [Gilbert et al., 2006](#); [Guo et al., 2013](#); [Héroux et al., 2010](#); [Hodgson et al., 2003](#); [Ohura et al., 2006](#)).

Les concentrations intérieures des autres COV sont aussi soumises à des variations importantes d'une saison à l'autre, comme ceci a déjà été montré par certains auteurs.

Ainsi, [Jia et al. \(2012\)](#) montrent que 50 % de la variabilité des concentrations de ces composés serait liée à un effet de la saison. [Schlink et al. \(2004\)](#), grâce à des campagnes de mesures répétées de 30 COV dans 10 appartements, mettent en évidence des concentrations en hiver 3 à 4 fois plus élevées qu'en été pour la plupart des composés mesurés. Malgré le faible nombre de logements dans lesquels des mesures de COV pendant les 2 saisons sont disponibles (n = 11), nos résultats présentent une tendance similaire, la différence étant significative pour le n-décane et le 1,2,4-triméthylbenzène. Le seul composé pour lequel la tendance est inversée est le 2-éthyl-1-hexanol, ce résultat restant difficile à interpréter.

En ce qui concerne la variabilité saisonnière des COSV, peu d'études sont disponibles à notre connaissance, et aucune présentant des concentrations comparatives de phtalates. Une étude

comparant les aérosols organiques dans 14 villes chinoises a montré que les concentrations en phtalates sont plus élevées en été qu'en hiver (Wang et al., 2006), mais il s'agit de concentration dans l'air extérieur.

Pour les moisissures dans l'air, la seule différence significative mise en évidence pour la concentration de *Cladosporium* mesurée pendant les 2 saisons est en accord avec les travaux de Gent et al. (2002), qui met également en évidence des niveaux plus élevés de *Cladosporium* mais inchangés de *Penicillium* en été. Dassonville et al. (2008) rapporte également cette différence pour *Cladosporium* et pour les moisissures totales, ce qui n'est pas observé sur nos données.

Le même résultat observé dans les poussières pour la concentration de *Cladosporium* est comparable à ce qui est observé par Koch et al. (2000), qui met en évidence un pic de moisissures totales cultivables dans les poussières au mois d'août, et rapporte des niveaux qui restent élevés de juin à octobre.

Enfin, pour les allergènes, l'absence de corrélation entre Der f1 et Der p1, suggérant des déterminants différents, a déjà été rapportée par (Gross et al., 2000). Ces auteurs montrent également que la concentration de Der p1 est positivement associée à une augmentation de l'humidité relative et à une diminution de la température. Nos résultats, qui mettent en évidence des niveaux plus élevés de Der p1 en été, semblent indiquer que l'association avec la température est positive.

La corrélation entre les concentrations de Can f1 et Fel d1 mesurées en été et en hiver et l'absence de différence significative ne sont pas surprenantes, les sources majoritaires de ces allergènes, à savoir la présence de chiens et de chats dans le logement, ne présentent a priori pas de variations entre les deux périodes.

### **3.9.9. Influence du TRA**

Les résultats semblent suggérer que les échanges d'air qui sont quantifiés par le TRA contribuent à réduire la concentration de quelques composés uniquement, à savoir 3 phtalates, 3 aldéhydes et 3 COV.

Deux éléments sont à souligner pour nuancer cette interprétation. D'une part, les mesures de CO<sub>2</sub> ayant été réalisées dans le salon, le TRA calculé peut être bien représentatif des échanges ayant lieu entre le salon et l'extérieur et les autres pièces du logement, mais aucune indication ne permet de juger de sa pertinence quant aux phénomènes ayant lieu dans la chambre. Ceci peut

donc contribuer à expliquer les corrélations faibles et non significatives qui apparaissent avec la moitié des aldéhydes et la plupart des COV, mesurés dans cette dernière pièce.

D'autre part, comme indiqué dans la section 2.4.10, l'algorithme de calcul du TRA est basé sur l'exploitation de séquences de décroissances longues (au moins 1h30). Par conséquent, les échanges d'air provoqués par l'ouverture des portes et fenêtres étant d'une grande amplitude, rapides et courts, ils ne sont pas pris en compte dans le calcul. Ces données seules ne permettent donc pas d'évaluer l'impact de l'aération, alors que ce paramètre peut avoir une forte influence sur les concentrations mesurées, comme ceci a déjà été montré par d'autres travaux (Dassonville et al., 2008; Gilbert et al., 2006; Héroux et al., 2010; Sherman and Hodgson, 2004; Wallace et al., 2002).

Enfin, certains auteurs suggèrent aussi que les concentrations des COV sont plus dépendantes de la force des sources d'émission que de la ventilation, ce qui pourrait également participer à l'explication de ce résultat (Park and Ikeda, 2006).

### **3.9.10. Limites du design de l'étude**

Cette étude a permis de produire une base de données riche de la contamination chimique et biologique de l'air intérieur, au regard notamment du nombre de composés mesurés simultanément et du nombre de logements dans lesquels ces mesures ont pu être menées. Néanmoins, elle comporte certaines limites qu'il convient de considérer afin de pouvoir interpréter et discuter les résultats de façon rigoureuse.

Exceptés les 26 logements qui ont été visités deux fois pour approcher l'effet de la saisonnalité, tous les autres logements n'ont été visités qu'une seule fois. Par conséquent, la validité d'un unique prélèvement pour la représentativité des concentrations annuelles est discutable.

Ce résultat apparaît d'ailleurs dans les 26 logements dans lesquels des mesures ont été menées en été et en hiver, la relation semblant être dépendante de la famille de polluants considérée. Dans les 26 logements, si les concentrations en formaldéhyde, pentanal et benzaldéhyde sont significativement supérieures en saison chaude, les concentrations de tous les aldéhydes pendant les deux saisons d'étude sont significativement et positivement corrélées, les coefficients de corrélation variant entre 0,52 pour le pentanal et 0,94 pour le propanal.

Pour les autres COV, les corrélations entre les concentrations des deux saisons sont beaucoup moins nombreuses. Elles sont significatives uniquement pour le benzène (0,76), le 1,2,4-triméthylbenzène (0,86), le n-hexane (0,83), le n-décane (0,84), le 2-butoxyéthanol (0,98) et le 2-éthyl-1-hexanol (0,82), mais elles sont à considérer avec précaution au vu du nombre de

logements dans lesquels ces mesures sont disponibles pour les deux saisons ( $n = 11$ ). Cependant, ceci confirme les résultats d'une étude menée en Allemagne par [Topp et al. \(2004\)](#), qui ont réalisé des mesures répétées de BTEX dans 631 logements et ont mis en évidence des coefficients de corrélations relativement faibles (0,19 à 0,27) entre les différentes campagnes.

Ce constat est également en adéquation avec d'autres études plus générales. [Schlink et al. \(2004\)](#), sur la base de 2103 mesures de 30 COV parmi lesquels des alcanes, des cycloalcanes, des hydrocarbures aromatiques, des hydrocarbures halogénés volatils et des terpènes, ont montré que la saisonnalité était le facteur ayant le plus d'influence sur les concentrations mesurées. D'autres auteurs ont analysé les résultats d'une étude « emboîtée » incluant des mesures répétées de COV dans 162 logements de plusieurs villes différentes aux Etats-Unis en utilisant des modèles hiérarchiques mixtes. Ils ont mis en évidence que la saisonnalité expliquait la majeure partie de la variance (50 %), suivie des facteurs liés aux caractéristiques des logements (31 %), des incertitudes liées au prélèvement et à l'analyse (< 20 %) et des caractéristiques de la ville (< 10 %) ([Jia et al., 2012](#)).

De même, la variabilité temporelle de la concentration des THM dans l'eau (et donc dans l'air) n'est plus à démontrer ([Charisiadis et al., 2015](#); [Rodriguez et al., 2007](#)), tout comme celle des moisissures ([World Health Organization, 2009](#)).

Les résultats de ces différentes études invitent donc à reconsidérer une mesure unique comme proxy de la concentration à long terme de ces composés. Néanmoins, réaliser des mesures répétées dans un grand nombre de logements reste relativement difficile et coûteux à mettre en œuvre. Collecter des informations sur la période de prélèvement (saison, habitudes d'aération, de chauffage...) ainsi que les paramètres d'ambiance qui y sont liés (température, humidité relative) est donc nécessaire lorsque ce type d'étude est menée, quels que soient ses objectifs finaux.

D'autre part, le but de cette étude n'était pas de dresser un état des lieux de la contamination chimique et biologique d'un échantillon de logements qui soit représentatif. Cependant, il convient de souligner que les habitations dans lesquelles la campagne de mesure a été réalisée constituent un échantillon bien spécifique. En effet, elles ont été sélectionnées selon la concentration en chloroforme dans l'eau du réseau d'adduction en eau potable, au sein de la cohorte bretonne PELAGIE. L'inclusion des familles dans cette cohorte épidémiologique est basée sur la participation volontaire des familles, ce qui induit un biais de sélection non négligeable. Il a déjà été décrit que ces familles sont caractérisées par un niveau d'éducation relativement élevé de la mère (63 % d'entre elles ayant poursuivi des études supérieures) et un taux de tabagisme de la mère relativement faible avant la grossesse (72 % de mères non-fumeuses) ([Petit et al., 2010](#)).

Plus précisément, la présente étude a été menée dans le logement de familles volontaires, prêtes à se plier à un protocole pouvant être considéré comme relativement intrusif, et présentant certaines contraintes. En effet, se rendre disponible pour les deux visites, accepter des prélèvements dans la salle de bains, la pièce de vie et la chambre de son enfant, remplir un questionnaire détaillé sur certaines habitudes de vie, et accepter la présence d'un dispositif de prélèvement légèrement bruyant pendant 5 jours traduisent une certaine motivation de ces familles. Ceci permet de supposer que certaines des familles ayant accepté de participer à cette étude sont déjà sensibilisées, de façon plus ou moins précise, à la problématique de la pollution de l'air intérieur et de son potentiel impact sur la santé. Cette tendance est apparue notamment à travers certains échanges avec les familles lors de notre passage dans leurs logements, et pourrait contribuer à expliquer la faible proportion de familles reportant du tabagisme, l'utilisation de parfums d'ambiance ou de produits de bricolage à l'intérieur du logement. Naturellement, ce biais de sélection est présent dans la plupart des études épidémiologiques comparables disponibles dans la littérature.

---

*Les résultats de cette étude permettent de compléter la littérature déjà existante sur les polluants les plus documentés dans les logements comme le formaldéhyde, les BTEX ou les moisissures. Ils confirment les conclusions d'autres auteurs sur l'ubiquité de ces composés dans les logements à des niveaux parfois élevés au regard de valeurs guides ou de valeurs associées à des effets sanitaires. Ils permettent également d'apporter des éléments originaux, notamment en décrivant simultanément la concentration de plusieurs polluants chimiques et biologiques dans les mêmes logements, et en rendant compte des concentrations de polluants moins documentés tels que les phtalates et les muscs synthétiques. Néanmoins, le nombre de logements visités deux fois ne permet pas de tirer de conclusions tranchées quant à l'effet de la saisonnalité sur les concentrations.*

## PARTIE 4

# ANALYSE MULTIVARIEE DES DONNEES DE CONTAMINATION



## 4. Analyses multivariées des données de contamination

Cette partie présente les résultats de l'analyse des données issues des questionnaires et des mesures réalisées dans les logements. La première section présente une analyse de la matrice des corrélations inter-polluants. La seconde section rend compte des analyses multivariées menées dans chaque famille chimique pour identifier les relations entre composés. Enfin, la troisième section rapporte les résultats de l'analyse multivariée menée sur l'ensemble des polluants chimiques et biocontaminants, ayant abouti à la création d'une typologie des logements, qui est présentée et décrite selon les polluants et les caractéristiques des logements.

### 4.1. Corrélation entre les différents polluants

#### 4.1.1. Considérations méthodologiques

Comme précisé dans la section 2.3, les modalités de prélèvement sont variables selon les composés. Les aldéhydes et les autres COV ont été mesurés dans l'air de la chambre de l'enfant, alors que les COSV ont été mesurés dans le séjour de la maison. Cependant, ces deux prélèvements ayant duré 5 jours, et comme il existe des échanges d'air entre les différentes pièces de la maison, il a été considéré raisonnable d'étudier la corrélation de ces différents composés, mais cela doit être pris en compte pour discuter des associations observées.

Les moisissures ont été mesurées dans l'air de la chambre de l'enfant et du salon par un prélèvement ponctuel, le jour de la mise en place des autres dispositifs de prélèvement. Par conséquent, pour l'étude des associations entre polluants chimiques et biocontaminants, les corrélations entre aldéhydes et COV (chambre de l'enfant) et moisissures dans le salon ne seront pas discutées, de même que celles entre COSV (séjour) et moisissures dans la chambre. Au-delà de ces considérations méthodologiques, ceci ne constitue pas une limitation majeure pour l'interprétation des résultats, les concentrations respectives des différentes moisissures dans la chambre et le salon étant relativement bien corrélées.

Concernant les THM, mesurés dans la salle de bain lors d'un prélèvement ponctuel de 10 min, la discussion avec les autres composés n'est a priori pas pertinente.

Enfin, cette partie s'attache à décrire les corrélations entre composés de familles chimiques différentes. L'étude des relations entre polluants au sein des différentes familles est présentée dans la partie 4.2.

### 4.1.2. Matrice des corrélations inter-polluants

La Figure 17 présente les coefficients de corrélation de Spearman significatifs ( $p < 0,05$ ) entre tous les polluants et biocontaminants mesurés. La taille des points est proportionnelle à la valeur absolue des coefficients, la couleur précisant leur valeur et leur signe. Les lignes noires délimitent les différentes familles chimiques et les biocontaminants.

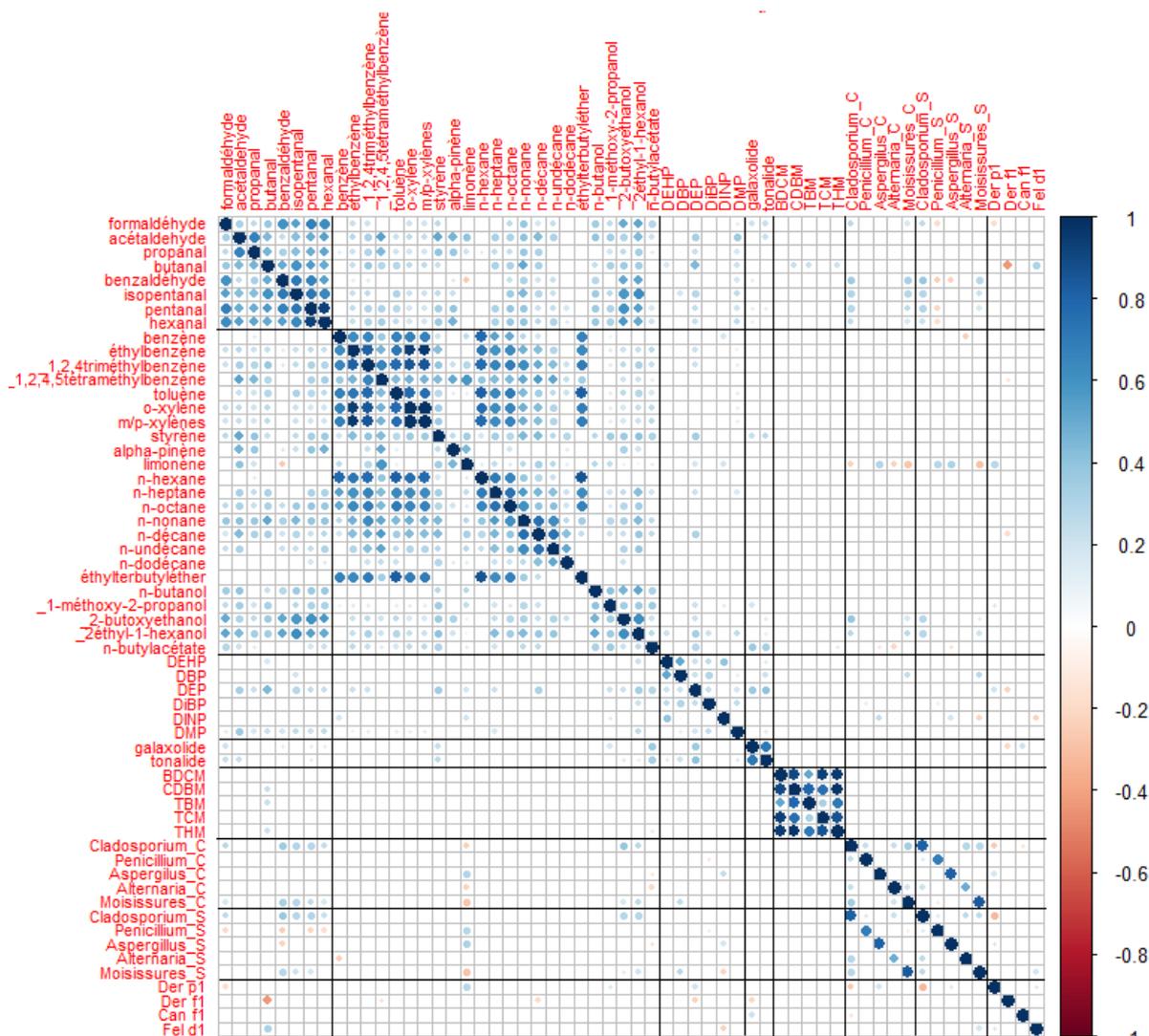


Figure 17: Matrice de corrélation de Spearman des polluants et biocontaminants mesurés ( $p < 0,05$ )

Cette matrice fait apparaître certains agrégats de corrélations importantes. Ainsi, parmi les aldéhydes, l'acétaldéhyde, le propanal, le pentanal et l'hexanal, sont corrélés à la quasi-intégralité des autres COV, exceptés le benzène, le n-hexane, le n-dodécane et l'éthyltertiobutyléther. Le formaldéhyde, le butanal et le benzaldéhyde montrent des associations moins nombreuses et moins fortes, notamment avec le toluène, le 1,2,4,5-tétraméthylbenzène et

le n-heptane. Les associations avec le 2-butoxyéthanol, le 1-méthoxy-2-propanol et le 2-éthyl-1-hexanol sont marquées pour tous les aldéhydes. Ces associations suggèrent des sources communes à ces composés, utilisés dans un très grand nombre de produits d'usage courant comme les produits d'entretien. Dans l'étude du groupe aldéhydes/COV, la seule association négative significative apparaît entre le benzaldéhyde et le limonène. Celle-ci reste difficile à interpréter, pouvant être le résultat de réactions chimiques secondaires.

Les aldéhydes sont faiblement corrélés aux phtalates, à part le DEP et le DMP qui sont associés avec l'acétaldéhyde, le propanal, le butanal, l'isopentanal, le pentanal et l'hexanal. Le formaldéhyde est faiblement corrélé avec le galaxolide et le tonalide, ce dernier montrant également une relation avec l'acétaldéhyde.

Enfin, en ce qui concerne les biocontaminants, peu d'associations sont mises en évidence. Le formaldéhyde, le benzaldéhyde, le pentanal, l'isopentanal et l'hexanal sont positivement associés à *Cladosporium* et à aux moisissures totales dans la chambre. Le butanal est associé négativement à Der f1 et positivement à Fel d1, et le formaldéhyde est très faiblement corrélé négativement à Der p1.

Concernant les COV, la quasi-totalité des composés présentent des associations relativement importantes avec les aldéhydes, commentées dans le paragraphe précédent. Les associations avec les composés d'autres familles sont faibles et peu nombreuses. Le styrène, le n-décane, le 2-éthyl-1-hexanol et le n-butylacétate présentent des corrélations avec le DEP. Le styrène et le n-butylacétate sont les seuls COV à être associés aux deux muscs synthétiques. Enfin, le limonène est associé négativement à *Cladosporium*, *Alternaria* et aux moisissures totales, et positivement avec *Aspergillus*. De même, le 2-éthyl-1-hexanol et le 2-butoxyéthanol sont également corrélés positivement à la concentration en *Cladosporium*. Certains produits d'entretien pouvant contenir ces composés chimiques, l'association négative avec certaines moisissures est cohérente, mais les associations positives sont plus difficiles à interpréter.

Peu de corrélations apparaissent entre les phtalates et les composés des autres familles chimiques, à part les quelques relations commentées dans les paragraphes précédents pour les aldéhydes et les COV. Le DEP est relativement bien corrélé aux 2 muscs synthétiques. Parmi les quelques associations faibles apparaissent une relation positive entre DBP et concentration en moisissures totales, et une relation négative entre DINP et moisissures totales.

Le galaxolide et le tonalide sont bien corrélés entre eux et avec le DEP, mais pas avec les autres phtalates, ni avec d'autres composés d'autres familles, excepté le n-butylacétate.

Les THM ne présentent aucune relation significative avec les composés des autres familles chimiques et biocontaminants.

Enfin, parmi cette famille, les concentrations de chaque genre de moisissures sont corrélées dans les 2 pièces investiguées (chambre et salon). Quelques associations faibles apparaissent avec le formaldéhyde, le benzaldéhyde, le pentanal, l'isopentalal et l'hexanal, ainsi qu'avec le limonène, positive pour *Aspergillus* et *Penicillium*, mais négative pour *Cladosporium*, *Alternaria*, et les moisissures totales.

Parmi les allergènes, Der f1 est négativement corrélé à la concentration de butanal, tandis que la corrélation entre cet aldéhyde et Fel d1 est positive. Il n'apparaît pas d'autre corrélation marquante entre les allergènes et d'autres composés.

Malgré certaines associations entre des composés de différentes familles (principalement les aldéhydes et les COV), ce qui peut suggérer des déterminants communs, cette première analyse des corrélations inter-polluants et contaminants biologiques fait apparaître des blocs distincts de relations positives entre composés au sein d'une même famille. Nous allons explorer plus en détails la structure des corrélations entre polluants au sein de ces familles. Les matrices de corrélation des polluants deux à deux au sein de chaque famille figurent dans l'annexe 5.

## 4.2. Analyse multivariée au sein de chaque famille chimique (ACP)

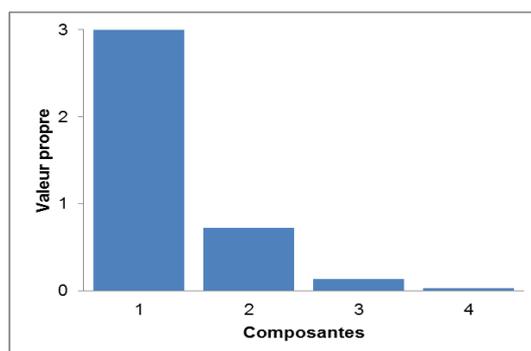
Cette partie présente les résultats de la première analyse multivariée pour les différentes familles chimiques et permet d'identifier les composés-traceurs pour lesquels un modèle explicatif sera construit par la suite.

### 4.2.1. Les THM

Les résultats de l'ACP sur les concentrations des THM dans l'air sont présentés dans les tableaux suivants.

Tableau 29: ACP sur les concentrations des THM dans l'air : valeurs propres

	Valeur propre	Pourcentage de variance	Pourcentage de variance cumulé
comp 1	3,1	78,0	78,0
<b>comp 2</b>	<b>0,7</b>	<b>18,1</b>	<b>96,1</b>
comp 3	0,1	3,3	99,4
comp 4	0,0	0,6	100,0



Le critère choisi conduit à retenir les deux premières composantes, expliquant 96,1 % de la variance. Les relations entre les variables selon ces 2 composantes sont présentées sur la Figure 18.

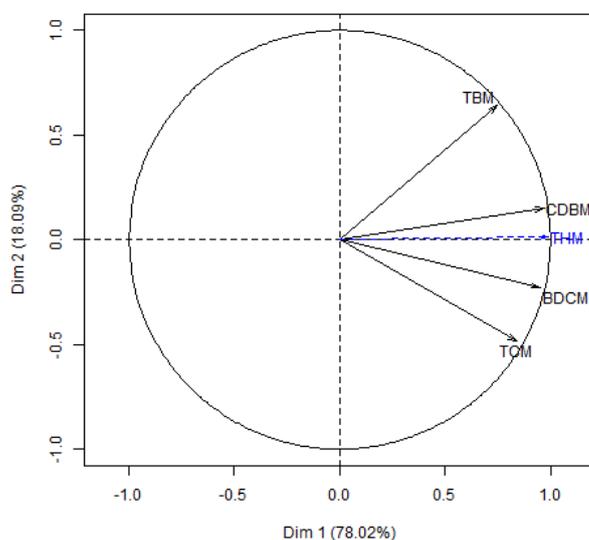


Figure 18: ACP sur les concentrations des THM dans l'air: variables dans le plan factoriel (1-2)

La corrélation de chacune des variables avec les différentes composantes principales est présentée dans le Tableau 30.

Tableau 30: ACP sur les concentrations des THM dans l'air : coefficients de corrélation entre les variables et les composantes principales (noir :  $p < 0,05$ )

	Dim.1	Dim.2
BDCM	0,95	-0,23
CDBM	0,97	0,15
TBM	0,75	0,64
TCM	0,84	-0,49
THM (illustrative)	0,99	0,01

La première composante principale (78 % de variance) correspond à une composante dite « de taille ». En effet, toutes les variables sont positivement corrélées à cette composante, ce qui apparaît graphiquement sur la figure (toutes les variables sont situées dans la partie droite du plan) mais également à l'examen des coordonnées des variables sur cet axe. Il traduit donc l'abondance globale des différents composés, et montre que parmi les THM, il n'y a pas de composés négativement corrélés : ainsi, lorsqu'un logement présente une concentration élevée pour un composé, les autres composés de cette famille chimique présentent également des

concentrations élevées, et réciproquement. Ceci est confirmé par la très forte corrélation significative (0,99) entre la variable illustrative « THM totaux » et la première composante.

La seconde composante (18% de variance) fait apparaître une distinction claire entre TBM et TCM (coefficients de corrélation respectifs de 0,64 et -0,49), distinction moins marquée pour les composés mixtes que sont le CDBM et le BDCM (coefficients de corrélation de 0,15 et -0,23 respectivement, seul ce dernier étant significatif).

Etant données les conditions de prélèvement, la source de ces composés est unique et bien identifiée : il s'agit de l'eau du robinet. Cependant, ces résultats descriptifs peuvent s'interpréter en termes de structure des composés. Ainsi, outre la première composante retenue qui indique que, d'une manière grossière, les concentrations de tous les THM varient de manière similaire, la seconde composante discrimine les composés chlorés (TCM et BDCM) et les composés bromés (TBM et CDBM). En fonction de la nature des eaux brutes, de leur contenu en matière organique dissoute et en ions bromures, et du procédé de traitement mis en œuvre, ce sont les composés chlorés ou bromés qui seront formés préférentiellement, et il est donc logique que lorsqu'une classe de composés est majoritaire, l'autre soit présente en plus faible concentration.

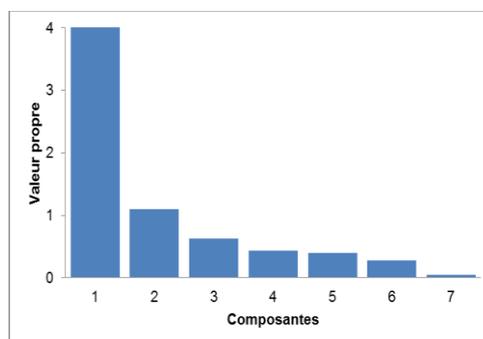
Par conséquent, pour l'étape de modélisation, c'est la somme des quatre composés qui est retenue.

#### 4.2.1. Les aldéhydes

Les résultats de l'ACP sur les concentrations des aldéhydes sont présentés dans les tableaux suivants.

Tableau 31: ACP sur les concentrations des aldéhydes dans l'air : valeurs propres

	Valeur propre	Pourcentage de variance	Pourcentage de variance cumulé
comp 1	4,1	58,9	58,9
comp 2	1,1	15,7	74,6
<b>comp 3</b>	<b>0,6</b>	<b>8,9</b>	<b>83,5</b>
comp 4	0,4	6,2	89,8
comp 5	0,4	5,6	95,4
comp 6	0,3	4,0	99,4
comp 7	0,0	0,6	100,0



Le critère choisi conduit à retenir les 3 premières composantes, aboutissant à 83,5 % de variance totale expliquée. Les relations entre variables selon ces composantes sont présentées sur la Figure 19.

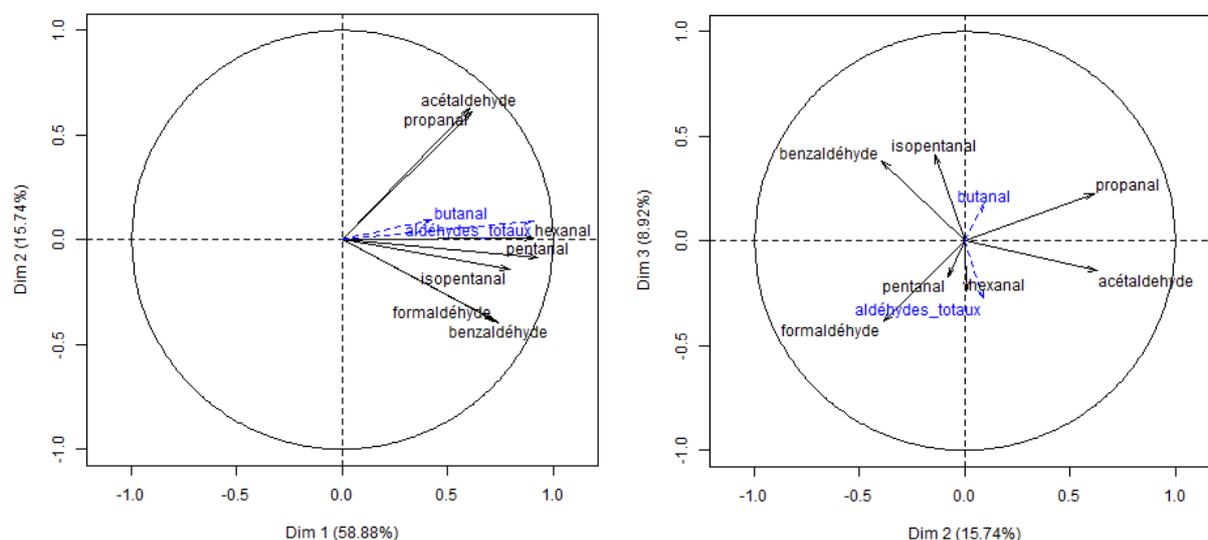


Figure 19: ACP sur les concentrations des aldéhydes dans l'air: variables dans les plans factoriels (1-2) et (2-3)

La corrélation de chacune des variables avec les différentes composantes principales est présentée dans le Tableau 32.

Tableau 32: ACP sur les concentrations des aldéhydes dans l'air : coefficients de corrélation entre les variables et les composantes principales (noir :  $p < 0,05$ )

	Dim.1	Dim.2	Dim.3
% de variance	58,9	15,7	8,9
% de variance cumulée	58,9	74,6	83,5
formaldéhyde	0,72	-0,39	-0,38
acétaldéhyde	0,60	0,63	-0,14
propanal	0,61	0,61	0,23
benzaldéhyde	0,74	-0,40	0,38
isopentanal	0,79	-0,14	0,41
pentanal	0,93	-0,08	-0,18
hexanal	0,91	0,01	-0,24
butanal (illustrative)	0,43	0,09	0,18
aldéhydes totaux (illustrative)	0,91	0,09	-0,28

De manière analogue à ce qui est observé pour les THM, la première composante correspond à une composante dite « de taille » (Figure 19), qui traduit l'abondance globale des différents aldéhydes. Celle-ci porte 60 % d'inertie, montrant une certaine homogénéité de cette famille.

La forte corrélation de la concentration totale en aldéhydes avec cette dimension confirme l'interprétation de cet axe (Tableau 32).

La seconde composante permet d'affiner la répartition des concentrations, en discriminant 3 groupes de composés. Le premier est constitué de l'acétaldéhyde et du propanal, présentant des coefficients de corrélation de 0,63 et 0,61 respectivement avec cette composante. Le formaldéhyde et le benzaldéhyde (coefficients de corrélation respectifs de -0,39 et -0,) forment un second groupe. Enfin, l'isopentanal, le pentanal et l'hexanal ne sont que très faiblement corrélés à cette composante (coefficients respectifs non significatifs de -0,14, -0,08 et 0,01).

Ainsi, les logements dans lesquels l'acétaldéhyde et le propanal sont retrouvés à des fortes concentrations sont des logements dans lesquels le formaldéhyde et le benzaldéhyde sont moins présents, et réciproquement. Les concentrations d'isopentanal, de pentanal et d'hexanal en revanche, fortement corrélées à la composante de taille, ne semblent pas dépendre des concentrations des composés des 2 groupes mis en évidence, mais plutôt de la concentration globale en aldéhydes.

La troisième composante précise encore la répartition de ces composés, mettant en évidence une opposition entre les composés associés deux à deux par la seconde composante (formaldéhyde et benzaldéhyde d'une part, et acétaldéhyde et propanal d'autre part).

Ces résultats descriptifs peuvent s'interpréter en termes de sources des composés. Ainsi, outre la première composante retenue qui indique que, d'une manière grossière, les concentrations de tous les aldéhydes varient de manière similaire, la seconde composante (16 % de variance) discrimine le formaldéhyde, plutôt émis par les panneaux de particules et les panneaux MDF (panneaux de fibres à densité moyenne) (Bruinen De Bruin et al., 2005; Hodgson et al., 2000; Kelly et al., 1999) de l'hexanal et du pentanal, qui sont plutôt émis par les sous-planchers en contreplaqué (Hodgson et al., 2000). La séparation de l'acétaldéhyde, également associé aux meubles en panneaux de particules (Clarisse et al., 2003; Dassonville, 2008) est plus difficile à interpréter, même s'il a déjà été mis en évidence que cet aldéhyde pouvait être émis par certaines moquettes ou leur colle (Katsoyiannis et al., 2008; Ohura et al., 2006). Cependant, certaines études ont montré que les concentrations des différents aldéhydes, même s'ils peuvent avoir des sources communes, ils peuvent avoir des temps de décroissance plus ou moins longs et suggèrent que les concentrations de formaldéhyde décroissent plus lentement que celles de l'hexanal et du pentanal (Brown, 2002; Park and Ikeda, 2006). Ceci pourrait également expliquer en partie les groupes de composés formés par l'ACP.

L'importance des sources discontinues ne doit pas être négligée, le tabagisme dans le logement étant fréquemment associé à l'acétaldéhyde mais pas au formaldéhyde (Clarisse et al., 2003; Gilbert et al., 2005, 2006; Sakai et al., 2004), ce qui pourrait aussi contribuer à expliquer la

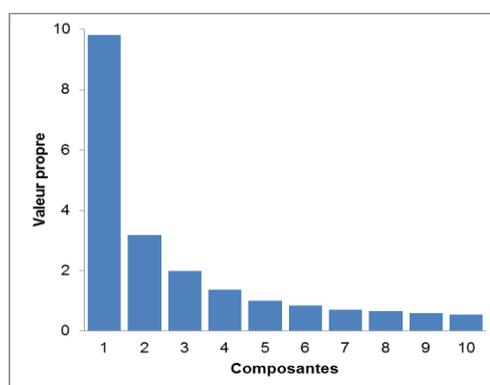
séparation de ces composés par la seconde dimension. Enfin, les paramètres d'ambiance peuvent également agir différemment selon les composés, certains auteurs ayant montré une influence de la température sur les concentrations de formaldéhyde, d'hexanal et de pentanal mais pas d'acétaldéhyde (Clarisse et al., 2003; Rumchev et al., 2002).

### 4.2.2. Les autres COV

Les résultats de l'ACP sur les concentrations des autres COV sont présentés dans les tableaux suivants.

Tableau 33: ACP sur les concentrations des COV dans l'air : valeurs propres

	Valeur propre	Pourcentage de variance	Pourcentage de variance cumulé
comp 1	9,8	42,7	42,7
comp 2	3,2	13,8	56,5
comp 3	2,0	8,6	65,2
comp 4	1,4	6,0	71,1
comp 5	1,0	4,3	75,4
comp 6	0,8	3,6	79,1
<b>comp 7</b>	<b>0,7</b>	<b>3,1</b>	<b>82,1</b>
comp 8	0,7	2,9	85,1



Le critère choisi conduit à retenir les 7 premières composantes. Les relations entre variables selon les 3 premières composantes sont présentées sur la Figure 20.

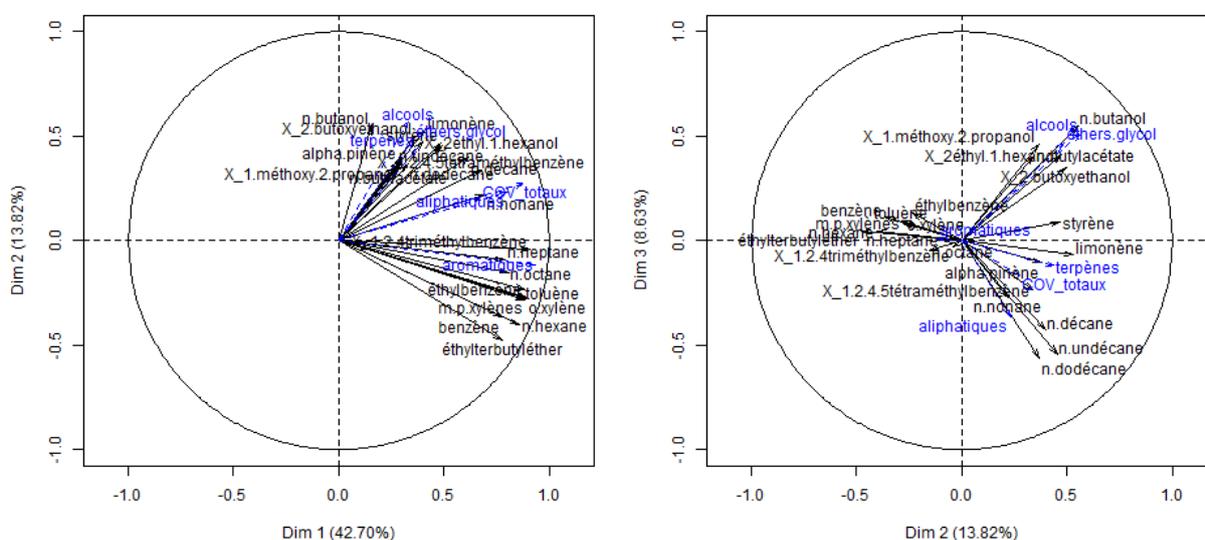


Figure 20: ACP sur les concentrations des COV dans l'air: variables dans les plans factoriels (1-2) et (2-3)

La corrélation de chacune des variables avec les cinq premières composantes retenues est présentée dans le Tableau 34.

Tableau 34: ACP sur les concentrations des COV dans l'air : coefficients de corrélation entre les variables et les composantes principales (noir :  $p < 0,05$ )

	Dim.1	Dim.2	Dim.3	Dim.4	Dim.5
% de variance	42,7	13,8	8,6	6,0	4,3
% de variance cumulé	42,7	56,5	65,2	71,1	75,4
benzène	0,78	-0,36	0,11	0,20	-0,11
éthylbenzène	0,88	-0,23	0,13	-0,09	-0,13
1,2,4-triméthylbenzène	0,91	-0,04	-0,03	0,03	0,02
1,2,4,5-tétraméthylbenzène	0,68	0,34	-0,24	0,45	-0,03
toluène	0,88	-0,28	0,10	0,08	0,06
o-xylène	0,89	-0,27	0,08	-0,08	-0,13
m/p-xylènes	0,89	-0,28	0,08	-0,08	-0,12
styrène	0,48	0,47	0,09	-0,01	-0,25
alpha-pinène	0,28	0,38	-0,11	0,67	0,23
limonène	0,41	0,53	-0,07	0,53	-0,14
n-hexane	0,86	-0,40	0,05	0,04	0,05
n-heptane	0,79	-0,09	0,00	-0,07	0,16
n-octane	0,81	-0,15	-0,05	-0,02	0,23
n-nonane	0,69	0,22	-0,27	-0,24	-0,10
n-décane	0,62	0,40	-0,43	-0,28	-0,18
n-undécane	0,49	0,45	-0,54	-0,31	0,07
n-dodécane	0,33	0,37	-0,56	-0,18	0,07
éthyltertiobutyléther	0,78	-0,48	0,05	0,02	0,16
n-butanol	0,16	0,55	0,55	-0,12	0,07
2éthyl-1-hexanol	0,40	0,47	0,41	-0,22	0,41
1-méthoxy-2-propanol	0,29	0,37	0,46	0,00	-0,23
2-butoxyethanol	0,36	0,50	0,35	-0,13	0,42
n-butylacétate	0,29	0,35	0,41	-0,09	-0,49
aromatiques	0,94	-0,12	0,01	0,12	-0,06
terpènes	0,38	0,44	-0,12	0,72	0,06
aliphatiques	0,80	0,23	-0,37	-0,27	0,04
éthers, glycol	0,36	0,49	0,47	-0,07	0,06
alcools	0,33	0,57	0,52	-0,21	0,28
COV totaux	0,88	0,28	-0,17	0,12	0,00

Comme ce qui est mis en évidence pour les familles présentées dans les paragraphes précédents, la première composante principale correspond à une composante de taille (Figure 20), qui traduit donc l'abondance simultanée de l'ensemble des composés.

Les composantes suivantes permettent d'affiner la répartition des différents composés. Cependant, contrairement aux COSV ou aux aldéhydes pour lesquels, vu le faible nombre de composantes retenues, même la dernière porte un pourcentage d'inertie non négligeable, les 3 dernières dimensions retenues pour les COV (dimensions 5, 6 et 7) ne contribuent qu'à expliquer respectivement 4,3, 3,6 et 3,1 % de la variance. Les relations entre composés qu'elles mettent en évidence doivent donc être interprétées avec précautions.

La seconde composante (14 % de variance) met en évidence deux groupes de composés, dont les corrélations sur cet axe sont opposées. Un premier groupe, négativement corrélé à l'axe 2, comprend la majorité des composés aromatiques (à l'exception du styrène et du 1,2,4,5-tétraméthylbenzène), un seul alcane (le n-hexane), ainsi que l'éthyl-tertio-butyléther. Le groupe qui lui est opposé selon cette dimension comprend le 1,2,4,5-tétraméthylbenzène et le styrène, les terpènes, les hydrocarbures aliphatiques C<sub>10</sub> à C<sub>12</sub>, les éthers de glycol, les alcools ainsi que le n-butylacétate.

Graphiquement, il est possible de confirmer la tendance d'un gradient dans la répartition des hydrocarbures aliphatiques selon cette composante : les plus courts (hexane, heptane, octane) ont une coordonnée négative selon cet axe, et sont regroupées avec les BTEX, alors que les plus longs (nonane, décane, undécane, dodécane, dans cet ordre) ont une coordonnée positive croissante selon cet axe, se rapprochant des alcools et éthers de glycol.

La troisième composante précise encore cette répartition, puisqu'elle oppose les éthers de glycol, les alcools et le n-butylacétate aux aliphatiques C<sub>9</sub> à C<sub>12</sub> et au 1,2,4,5-tétraméthylbenzène. Enfin, les composantes 4 à 7 apportent d'autres informations plus fines mais plus difficiles à exploiter, du faible de leur faible part de variance expliquée.

Ces résultats descriptifs sont plus difficiles à interpréter que pour les autres familles chimiques. Néanmoins, la discussion qui suit est essentiellement basée sur les études de [Schlink et al. \(2010\)](#) et [Su et al. \(2013\)](#), qui proposent des synthèses des sources potentielles des COV dans l'air intérieur.

Comme dans les autres familles chimiques, la première composante retenue (43 % de variance) indique que, d'une manière grossière, les concentrations de tous les COV varient de manière similaire. En effet, de nombreux solvants, colles (pour des revêtements de sol notamment) ou résines contiennent une grande variété de COV différents.

La seconde dimension (15 % de variance) discrimine, de manière générale, les BTEX des autres COV, notamment les éthers de glycol, les terpènes et les hydrocarbures aliphatiques. S'ils ont de nombreuses sources et utilisations, les BTEX sont en effet des COV typiquement liés à la pollution automobile et au tabagisme. Les hydrocarbures aliphatiques C<sub>9</sub> à C<sub>12</sub> sont plutôt reliés à l'utilisation de fioul comme énergie de chauffage, et le n-décane et n-undécane ayant déjà

associés à la présence de produits en PVC. Les éthers de glycol sont davantage associées à l'utilisation de certains produits ménagers (Choi et al., 2010), tout comme le sont les terpènes, qui sont également associés à la présence d'éléments en bois de pin.

Les dimensions suivantes précisent cette répartition, opposant par exemple les alcanes C<sub>9</sub> à C<sub>12</sub> aux alcools et éthers de glycol (dimension 3) et aux terpènes, au benzène et au 1,4,5-tétraméthylbenzène (dimension 4).

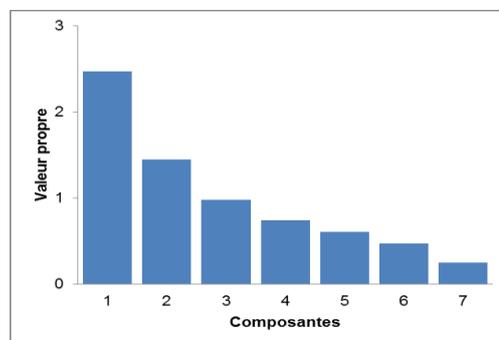
En raison de la multiplicité des composés et des sources, les distinctions entre composés sont moins marquées pour les COV. Par conséquent, un composé de chaque sous-famille chimique a été retenu pour la modélisation. Il s'agit du toluène, du limonène, du n-undécane, du n-butanol et du 2-butoxyéthanol.

### 4.2.3. Les COSV

Les résultats de l'ACP sur les concentrations des COSV dans l'air sont présentés dans les tableaux suivants.

Tableau 35: ACP sur les concentrations des COSV dans l'air : valeurs propres

	Valeur propre	Pourcentage de variance	Pourcentage de variance cumulé
comp 1	2,5	35,3	35,3
comp 2	1,5	20,7	56,1
comp 3	1,0	14,1	70,1
<b>comp 4</b>	<b>0,7</b>	<b>10,7</b>	<b>80,8</b>
comp 5	0,6	8,8	89,6
comp 6	0,5	6,8	96,4
comp 7	0,3	3,6	100,0



Le critère de 80 % de variance expliquée conduit à retenir les 4 premières composantes. Les relations entre variables selon les 3 premières composantes sont présentées sur la Figure 21.

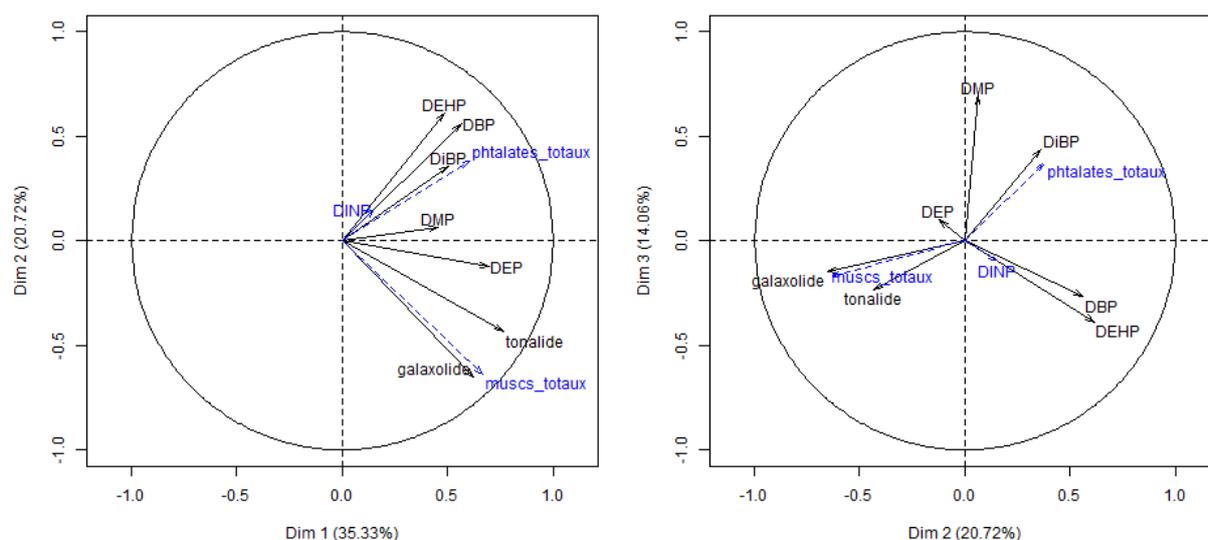


Figure 21: ACP sur les concentrations des COSV dans l'air: variables dans les plans factoriels (1-2) et (2-3)

La corrélation de chacune des variables avec les différentes composantes principales est présentée dans le Tableau 36.

Tableau 36: ACP sur les concentrations des COSV dans l'air : coefficients de corrélation entre les variables et les composantes principales (noir :  $p < 0,05$ )

	Dim.1	Dim.2	Dim.3	Dim.4
% de variance	35,3	20,7	14,1	10,7
% de variance cumulée	35,3	56,1	70,1	80,8
DEHP	0,49	0,61	-0,39	0,04
DBP	0,56	0,56	-0,27	0,24
DEP	0,70	-0,12	0,10	-0,30
DiBP	0,50	0,36	0,44	-0,54
DMP	0,46	0,06	0,70	0,53
Phtalates totaux (illustrative)	0,60	0,38	0,37	-0,38
Galaxolide	0,62	-0,65	-0,15	-0,04
Tonalide	0,76	-0,43	-0,23	0,14
Muscs totaux (illustrative)	0,67	-0,64	-0,17	-0,02

Comme pour les autres familles, la première composante traduit l'abondance globale en COSV. Globalement, les muscs semblent plus contributifs à cette composante de taille que les phtalates. Le tonalide ressort tout particulièrement (corrélation de 0,76), tandis que le DMP, le DEHP et le DiBP présentent une corrélation moins marquée (0,46, 0,49 et 0,50, respectivement). Ceci apparaît également à l'examen de la corrélation des variables correspondant à la somme des muscs et des phtalates.

On peut cependant remarquer que ce premier facteur de taille ne porte qu'une inertie réduite (35%), laissant supposer la présence d'autres facteurs spécifiques à certains composés.

La seconde composante permet d'affiner la répartition des concentrations, en discriminant 3 groupes de composés. Le premier est constitué du DEHP, du DBP et dans une moindre mesure du DiBP, présentant des corrélations avec la seconde composante de 0,61, 0,56 et 0,36 respectivement. Le galaxolide et le tonalide forment un second groupe, présentant des corrélations négatives respectives de -0,65 et -0,43 avec cette composante. Enfin, le DEP et le DMP ne sont que très faiblement corrélés à cette composante (-0,12 et 0,06, coefficients non significatifs).

Ainsi, les logements dans lesquels le DEHP, le DBP et le DiBP sont retrouvés à des fortes concentrations sont des logements dans lesquels le galaxolide et le tonalide sont moins présents, et réciproquement. La concentration de DEP en revanche, fortement corrélée à la composante de taille (0,70), ne semble pas dépendre des concentrations des composés des 2 groupes mis en évidence, mais plutôt de la concentration globale en COSV.

Le DMP présente une corrélation moyenne avec la première composante (0,40) et très faible avec la seconde (0,06), mais c'est le seul composé à être très fortement lié à la troisième composante (coefficient de corrélation de 0,70). L'analyse du plan factoriel des dimensions 2 et 3 confirme les résultats de l'analyse des premières dimensions en terme d'opposition des muscs synthétiques au DEHP, au DBP et au DiBP, mais révèle également une discrimination du DiBP par rapport au DEHP et au DBP selon la troisième composante.

Ces résultats descriptifs peuvent s'interpréter en termes de sources des composés. Ainsi, outre la première composante retenue qui indique que, d'une manière grossière, les concentrations de tous les COSV varient de manière similaire, la seconde composante (21 % de variance) discrimine les phtalates des muscs synthétiques, qui sont majoritairement utilisés comme fragrances dans des parfums d'ambiance, des cosmétiques ou des produits d'entretien ([Dodson et al., 2012](#)). Parmi les phtalates, les groupes mis en évidence peuvent partiellement être interprétés, même si certaines associations restent discutables. Certains auteurs rapportent des utilisations similaires du DBP et du DEP majoritairement comme solvant dans les cosmétiques ([Becker et al., 2009](#); [Dodson et al., 2012](#)), ce qui apparaît dans notre analyse pour le DEP (dont la concentration ne semble pas plus liée à d'autres phtalates qu'aux muscs synthétiques).

Le DBP en revanche semble partager des sources avec le DEHP, utilisé majoritairement comme plastifiant dans des revêtements de sol en PVC ou polyoléfine, des plinthes en PVC ou encore des câbles électriques ([Afshari et al., 2004](#); [Bornehag et al., 2005](#)).

La corrélation du DMP avec la troisième composante (15 % de variance) suggère une source spécifique pour ce composé, source indépendante de celles des plastifiants, des fragrances et du DEP mises en évidence sur les deux premières composantes.

Au vu de ces résultats, il a été décidé de retenir 4 composés pour représenter l'ensemble des COSV :

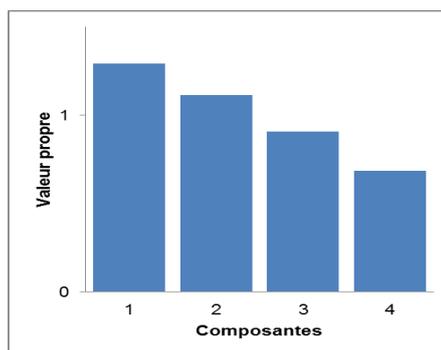
- Le DEHP, représentant le groupe des plastifiants
- Le galaxolide, représentant le groupe des muscs synthétiques
- Le DEP et le DMP, composés qui se distinguent nettement des groupes formés.

#### 4.2.4. Allergènes

Les résultats de l'ACP menée sur les concentrations des allergènes dans les poussières sont présentés dans les tableaux suivants.

Tableau 37: ACP sur les concentrations des allergènes dans les poussières : valeurs propres

	Valeur propre	Pourcentage de variance	Pourcentage de variance cumulé
comp 1	1,3	32,3	32,3
comp 2	1,1	27,8	60,2
<b>comp 3</b>	<b>0,9</b>	<b>22,7</b>	<b>82,9</b>
comp 4	0,7	17,1	100,0



Le critère choisi conduit à retenir les 3 premières composantes. Les relations entre variables selon ces 3 composantes sont présentées sur la Figure 22.

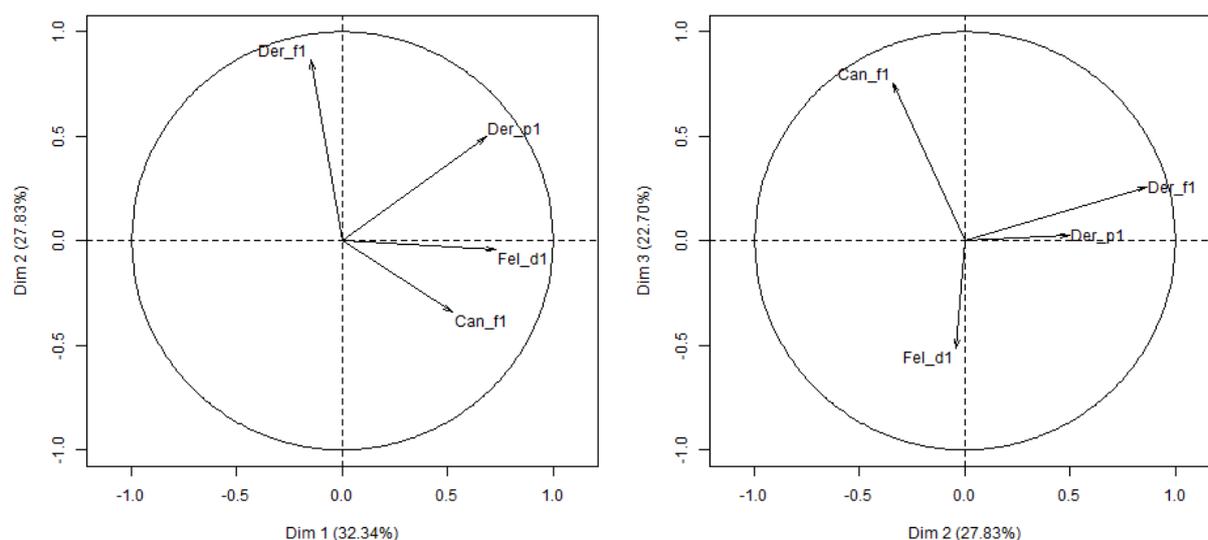


Figure 22: ACP sur les concentrations des allergènes dans les poussières: variables dans les plans factoriels (1-2) et (2-3)

La corrélation de chacune des variables avec les différentes composantes principales est présentée dans le Tableau 38.

Tableau 38: ACP sur les concentrations des allergènes dans les poussières: coefficients de corrélation entre les variables et les composantes principales (noir :  $p < 0,05$ )

	Dim.1	Dim.2	Dim.3
% de variance	32,3	27,8	22,7
% de variance cumulée	32,3	60,2	82,9
Der p1	0,68	0,50	0,03
Der f1	-0,15	0,86	0,26
Can f1	0,52	-0,34	0,76
Fel d1	0,73	-0,04	-0,52

Contrairement aux analyses précédentes, la part de variance expliquée par chacune des 3 composantes retenues est du même ordre de grandeur (autour de 25 %). Ainsi, les différents liens et différences mis en évidence entre les variables ont tous une importance comparable.

Par ailleurs, dans le cas des allergènes, la première composante n'est pas une composante de taille, puisqu'elle ne regroupe pas tous les composés. En effet, Der f1 ne lui est pas significativement corrélé ; cet axe reflète donc uniquement l'abondance de Der p1 (coefficient de corrélation de 0,68), Can f1 (0,52) et Fel d1 (0,73). La seconde composante semble séparer les allergènes d'acariens Der p1 et Der f1 d'une part (coefficients de corrélation positifs et significatifs de 0,50 et 0,86, respectivement) et Can f1 et Fel d1 d'autre part (corrélation négative, significative seulement pour Can f1 à -0,34).

Enfin, la troisième composante sépare très nettement Can f1 (0,74) et Fel d1 (-0,60), la concentration de Der f1 n'y étant comparativement que plus faiblement corrélée.

Les sources des différents allergènes mesurés sont bien identifiées. Ces résultats indiquent que les allergènes d'acariens, en particulier Der f1, sont peu liés à ceux des animaux domestiques. De plus, le fait que Der f1 et Der p1 ne soient pas clairement regroupés dans les plans factoriels analysés suggère que ces allergènes, s'ils ont une source commune, présentent certains déterminants spécifiques, comme ceci a déjà été suggéré par [Gross et al. \(2000\)](#).

Enfin, l'opposition de Can f1 et Fel d1 sur l'axe 3 suggère que la présence d'un chien dans les logements est peu fréquemment combinée avec celle d'un chat. Ceci est confirmé par l'analyse des données du questionnaire, qui indiquent que seuls 9,3 % des logements regroupent les deux animaux.

#### 4.2.5. Composés retenus pour la modélisation

Les ACP menées sur chaque famille chimique présentée dans les paragraphes précédents ont conduit à sélectionner un certain nombre de composés sur lesquels sera mené le travail de modélisation. Ceux-ci sont listés dans le Tableau 39.

Tableau 39: Composés sélectionnés pour la construction des modèles explicatifs

Famille de contaminant	Composés retenus
aldéhydes	formaldéhyde, acétaldéhyde, hexanal
COV	toluène, limonène, 2-butoxyéthanol, n-butanol, n-dodécane
COSV	DEHP, DEP, DMP, galaxolide
THM	THM totaux (BDCM+CDBM+TCM+TBM)
Moisissures	4 genres identifiés et moisissures totales dans la chambre et le salon
Allergènes	Der p1, Der f1, Can f1, Fel d1

Ces composés feront l'objet de modèles prédictifs à l'aide des caractéristiques des logements présentés dans la partie 5.1.

### 4.3. Construction d'une typologie multi-contaminant des logements (AFM et CAH)

Les analyses multivariées menées séparément au sein de chaque famille de contaminant ont donc permis d'explorer de manière relativement fine les regroupements et oppositions des composés, et de les interpréter en termes de sources. Cependant, la matrice des corrélations inter-polluant (Figure 17) fait apparaître, en plus des agrégats au sein de chaque famille, des associations significatives entre composés de différentes familles. Par conséquent, il est intéressant d'explorer la manière dont les différentes familles de contaminants se combinent, et d'établir une typologie des logements prenant en compte cette multi-contamination. C'est l'objet de cette partie, qui présente les résultats de l'AFM menée sur l'ensemble des contaminants mesurés (section 4.3.2). Les résultats de cette analyse ont été utilisés afin de construire une typologie des logements basée sur leur multi-contamination, qui est présentée dans la section 4.3.3. Cette typologie est ensuite interprétée et discutée au regard des caractéristiques des logements et de leurs occupants et des paramètres d'ambiance mesurés (sections 4.3.5 à 4.3.7).

#### 4.3.1. Variables incluses dans l'AFM

Sélectionnés selon les critères décrits dans le paragraphe 2.5.4.4 (fréquence de quantification supérieure ou égale à 75 %), les composés inclus dans l'AFM sont listés dans le Tableau 40. En ce qui concerne les moisissures, l'hétérogénéité en termes de fréquence de détection et de quantification des différents genres a conduit à préférer la concentration en moisissures totales à celles des 4 genres pris séparément.

Tableau 40: Variables actives incluses dans l'AFM

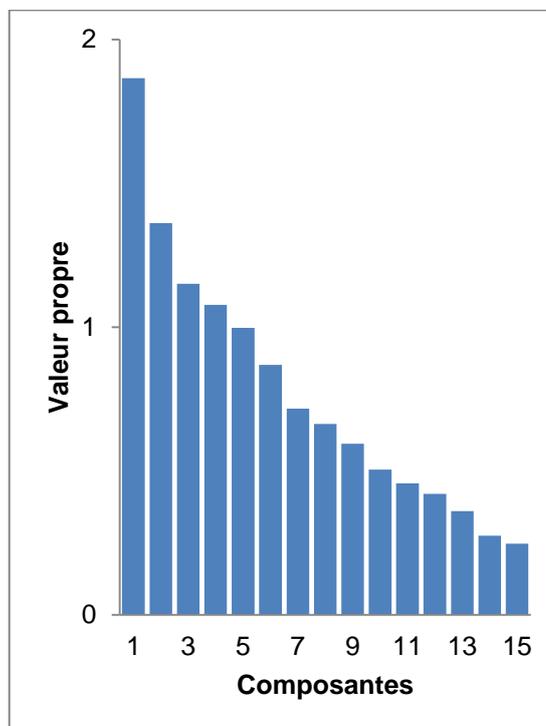
Famille	Composés
Aldéhydes	formaldéhyde, acétaldéhyde, hexanal, propanal, pentanal, isopentanal, benzaldéhyde
COV	benzène, toluène, éthylbenzène, m,p et o-xylènes, 1,2,4-triméthylbenzène, 1,2,4,5-tétraméthylbenzène, styrène, $\alpha$ -pinène, limonène, n-hexane, n-heptane, n-octane, n-nonane, n-décane, n-undécane, n-dodécane, éthyltertobutyléther, 1-méthoxy-2-propanol, 2-butoxyéthanol, 2-éthyl-1-hexanol, n-butanol, n-butylacétate
Phtalates	DEHP, DBP, DEP, DiBP, DMP
Muscs synthétiques	galaxolide, tonalide
THM dans l'air	BDCM, CDBM, TCM, TBM
Moisissures dans l'air et les poussières	moisissures totales dans la chambre, moisissures totales dans le séjour, moisissures totales dans les poussières
Allergènes	Der p1, Der f1, Can f1, Fel d1

### 4.3.2. Résultats de l'AFM

Les résultats de l'AFM menée sur l'ensemble des composés sont présentés dans le Tableau 41.

Tableau 41: AFM sur tous les contaminants regroupés par famille : valeurs propres et variance expliquée pour les 15 premières composantes (sur 48)

	Valeur propre	Pourcentage de variance	Pourcentage de variance cumulé
comp 1	1,9	13,7	13,7
comp 2	1,4	10,0	23,7
comp 3	1,2	8,4	32,1
comp 4	1,1	7,9	40,0
comp 5	1,0	7,3	47,3
comp 6	0,9	6,4	53,7
comp 7	0,7	5,3	59,0
comp 8	0,7	4,9	63,8
comp 9	0,6	4,4	68,2
comp 10	0,5	3,7	71,9
comp 11	0,5	3,3	75,2
comp 12	0,4	3,1	78,3
<b>comp 13</b>	<b>0,4</b>	<b>2,6</b>	<b>81,0</b>
comp 14	0,3	2,0	83,0
comp 15	0,2	1,8	84,8



Le critère imposé sur la proportion de variance conduit à retenir les 13 premières composantes, aboutissant à 81 % de variance expliquée.

Les deux premiers plans factoriels font apparaître nettement une distinction entre les différents groupes. Le premier axe semble refléter la contamination chimique des logements (excepté pour les THM) et indique une hiérarchie dans l'importance relative des différentes familles chimiques dans cette contamination : les aldéhydes sont les composés les plus marquants, suivis des phtalates, les COV et les muscs se situant à un niveau similaire sur cet axe. Ces différents groupes présentent une coordonnée relativement faible sur le second axe, qui reflète plus la contamination biologique des habitats. Celle-ci semble être particulièrement liée aux moisissures dans l'air et aux moisissures dans les poussières, les allergènes se démarquant de ces groupes, apparaissant comme les principaux contributeurs du troisième axe. Il est également à souligner que la contribution des COV au troisième axe est du même ordre de grandeur que celle des allergènes, ce qui n'a pas d'interprétation évidente.

Les groupes de variables selon les 3 premiers axes factoriels sont représentée sur la Figure 23, et leur contribution aux 5 premiers axes retenus est décrite dans le Tableau 42.

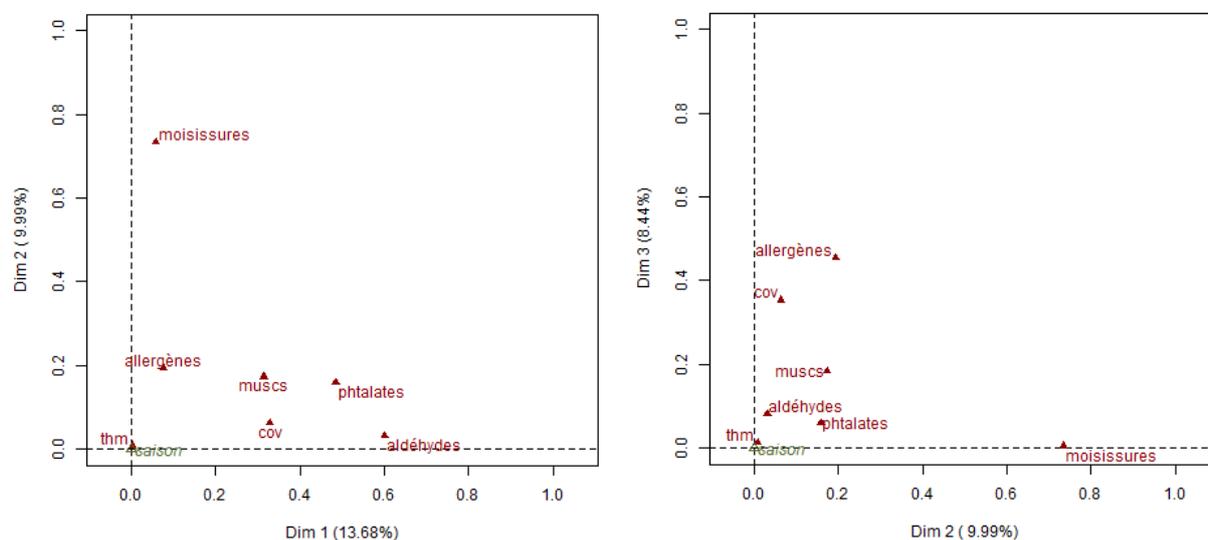


Figure 23: AFM sur les concentrations de tous les contaminants mesurés : groupes de contaminants dans les plans factoriels (1-2) et (2-3)

Tableau 42: AFM sur l'ensemble des polluants : contribution (en %) de chaque groupe aux 5 premières composantes retenues

	Dim.1	Dim.2	Dim.3	Dim.4	Dim.5
Pourcentage de variance	13,7	10,0	8,4	7,9	7,3
Pourcentage de variance cumulé	13,7	23,7	32,1	40,0	47,3
aldéhydes	<b>32,2</b>	2,3	7,1	2,1	4,6
COV	<b>17,6</b>	4,7	<b>30,7</b>	4,6	11,4
phtalates	<b>26,0</b>	11,6	5,2	4,7	13,1
muscs	<b>16,8</b>	12,7	16,0	5,6	8,5
THM	0,1	0,6	1,1	<b>62,7</b>	<b>22,8</b>
moisissures	3,1	<b>53,9</b>	0,5	1,6	0,6
allergènes	4,1	14,2	<b>39,4</b>	18,6	<b>38,9</b>

Le groupe THM présente des coordonnées presque nulles selon les 3 premiers axes. Le Tableau 42 indique en effet que ce groupe est le seul à être fortement corrélé et contributif à la 4<sup>ème</sup> composante retenue. Outre confirmer leur source particulière, ceci contribue à valider l'hypothèse de la distribution aléatoire et indépendante des autres composés en basant la sélection des logements sur la concentration en THM dans l'eau du réseau. De plus, même si certains produits

d'entretien contenant de l'eau de Javel et d'autres agents sont susceptibles d'émettre des THM et d'autres COV (Dannemiller et al., 2013; Odabasi, 2008; Wolkoff et al., 1998), la stratégie d'échantillonnage utilisée dans cette étude ne permet pas d'explorer ces sources.

Enfin, les coordonnées de la variable correspondant à la saison sont nulles pour tous les axes, ce qui se traduit graphiquement par la proximité de ce groupe avec l'origine de chaque plan factoriel. Ceci confirme que la standardisation des données permet bien de s'affranchir de la dépendance de la saison.

Les relations entre les variables des différents groupes selon les 3 premières composantes sont présentées sur la Figure 24, et les relations entre les composantes principales de chaque groupe et les composantes principales de l'AFM sur la Figure 25.

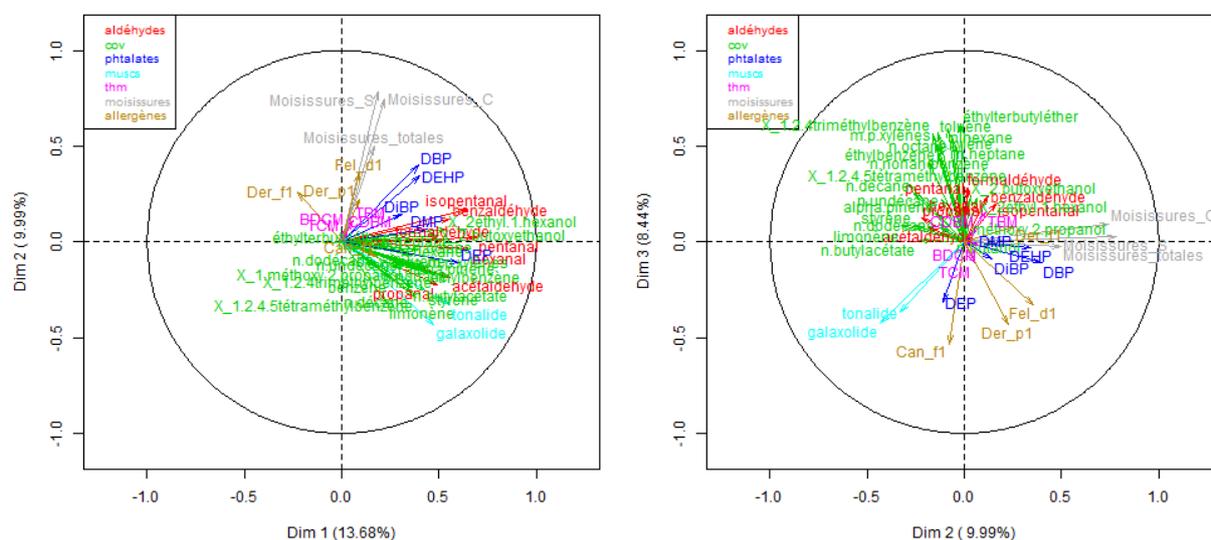


Figure 24: AFM sur les concentrations de tous les contaminants : variables dans les plans factoriels (1-2) et (2-3)

La répartition visible sur le graphe des familles de polluants se retrouve sur le graphe des variables dans les 2 premiers plans factoriels, qui permet néanmoins d'affiner un peu l'analyse. La corrélation entre les composés chimiques et le premier axe est, d'une façon générale, plus forte que celle avec les moisissures et les allergènes, Der f1 présentant même une corrélation négative. En revanche, les moisissures totales dans les poussières, dans l'air de la chambre et dans l'air du salon sont très corrélées et contributives au second axe. Le troisième axe oppose assez clairement la majorité des contaminants chimiques aux allergènes, bien que les muscs synthétiques et le DEP présentent également des coordonnées négatives sur cet axe. Les moisissures en revanche ne semblent pas liées à cet axe, étant bien représentées sur l'axe 2.

Ces résultats se confirment par analyse des graphes des axes partiels, représentant les 5 premiers axes des ACP menées dans les différents groupes dans le plan factoriel des axes construits par l'AFM (Figure 25).

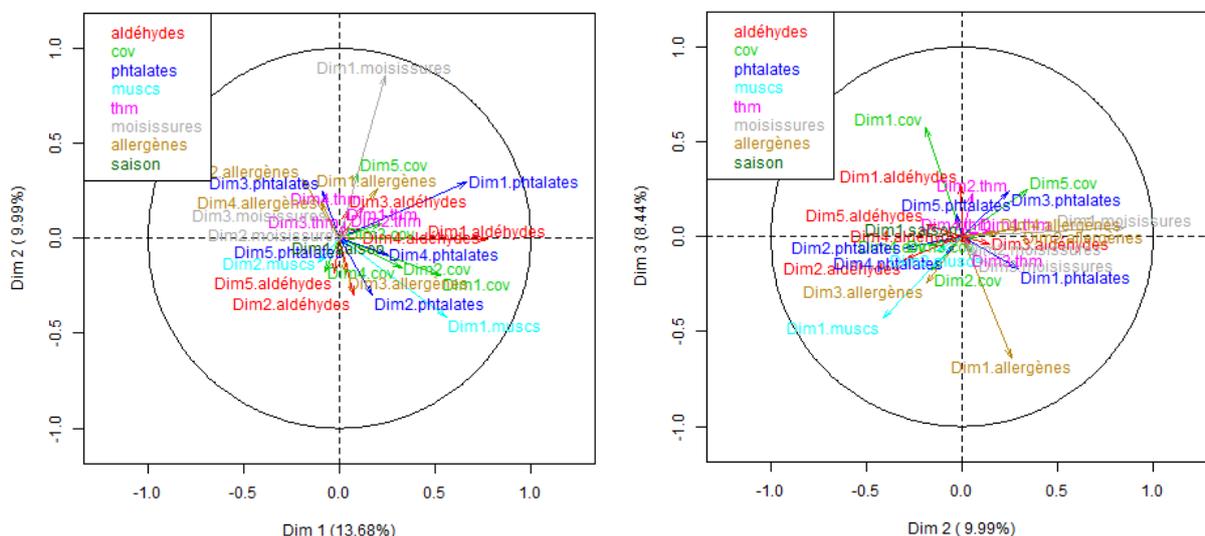


Figure 25: AFM sur les concentrations de tous les contaminants : axes partiels dans les plans factoriels (1-2) et (2-3)

La contribution de chaque groupe à la construction de ces composantes est décrite dans le Tableau 42, afin d'avoir une idée préalable de l'importance relative de chaque groupe dans la CAH menée sur ces composantes principales.

Les résultats détaillés (contribution, coordonnées, corrélation) pour l'ensemble des variables sont présentés en annexe 6.

#### 4.3.3. Résultats de la CAH : une typologie multi-polluant des logements

L'analyse du dendrogramme représentant la construction de la hiérarchie de partitions basée sur les 13 composantes issues de l'AFM (Figure 26) suggère une première partition en trois classes. Mais au vu de la taille de l'échantillon et de l'objectif de cette étape qui vise à disposer de groupes de logements contrastés en termes de multi-pollution, une autre coupure potentiellement plus informative est suggérée avec une partition en 7 classes. Ces classes comportent respectivement 11, 12, 43, 15, 27, 28 et 14 logements.

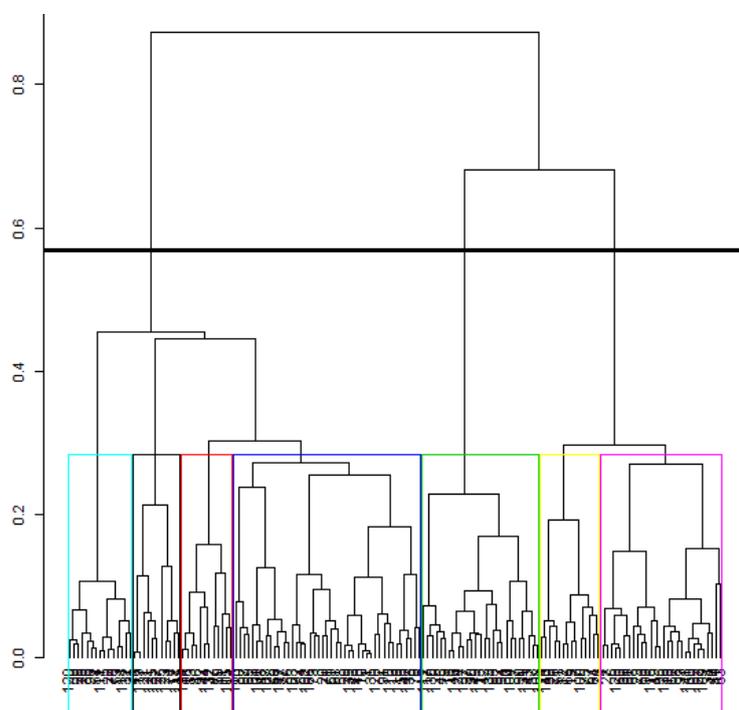


Figure 26: Dendrogramme de la CAH menée sur les 13 premières composantes issues de l'AFM

#### 4.3.4. Description des 7 classes de logements en termes de polluants

La Figure 27 présente, pour chaque composé, la valeur du ratio entre la concentration moyenne dans la classe et la moyenne globale calculée sur l'ensemble de l'échantillon, lorsque cette différence est statistiquement significative (sur la base de la valeur-test).

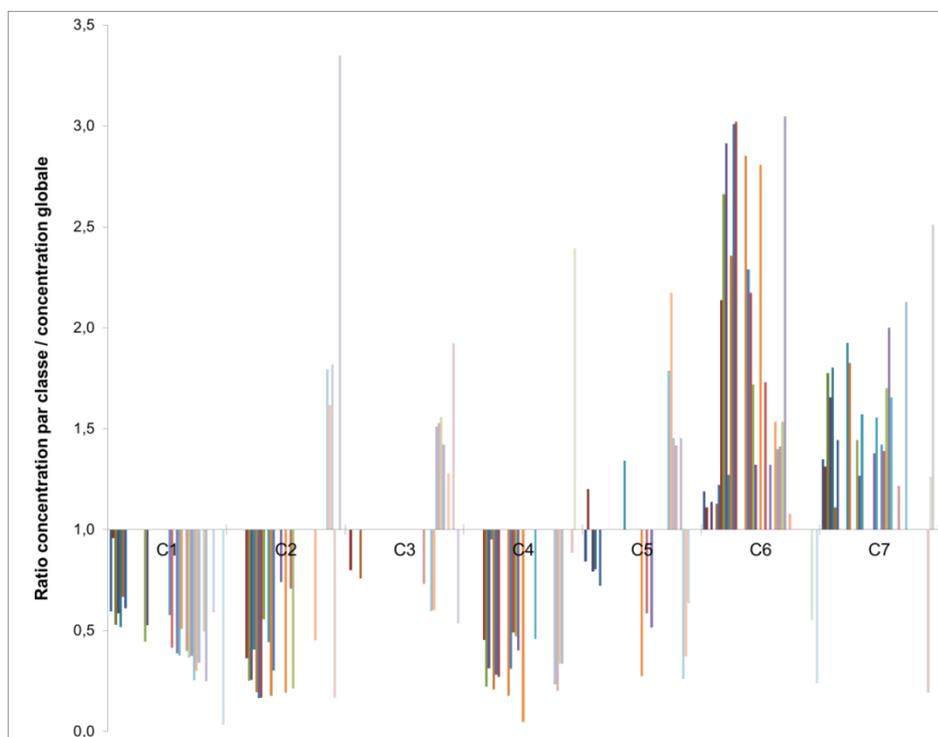


Figure 27: Ratio de la concentration moyenne dans chaque classe et de la concentration moyenne globale pour chaque composé

Cette figure permet d'avoir une image d'ensemble des différentes classes de logements selon leur contamination par les différents polluants. Chaque barre de l'histogramme correspond à un composé ; plus la valeur du ratio est élevée, plus la concentration du composé est, en moyenne, élevée dans la classe considérée, et réciproquement.

Cette figure met en évidence un certain gradient en termes de multi-contamination entre les différents groupes de logements. Toutes les différences de concentrations significatives pour le groupe 1 sont négatives, signifiant qu'il regroupe les logements dans lesquels les niveaux de tous les contaminants sont soit inférieurs soit égaux au niveau moyen dans l'ensemble des logements. A l'inverse, les groupes 6 et 7 comprennent des logements plus contaminés que la moyenne, pour la quasi-intégralité des polluants.

Les deux tableaux suivants (Tableau 43 pour les polluants chimiques et Tableau 44 pour les biocontaminants) permettent d'affiner ces résultats en présentant la valeur moyenne de la concentration des différents composés dans chaque classe, lorsqu'elle est significativement différente de la moyenne globale calculée sur l'ensemble de l'échantillon.

**Tableau 43: Concentration moyenne de chaque polluant chimique dans les différentes classes et dans l'échantillon global (en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les aldéhydes, les COV et les THM, en  $\text{ng}/\text{m}^3$  pour les COSV). Le vert indique que la concentration dans la classe est inférieure à celle de l'échantillon total, le rouge qu'elle est supérieure**

	Classes de logements							Echantillon total
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	
nombre de logements	11	12	43	15	27	28	14	150
formaldéhyde	18,4				26,0	36,8	41,7	30,9
acétaldéhyde	13,8		11,5		17,3	16,0	18,9	14,4
hexanal	15,4						51,7	29,1
isopentanal	1,7				2,3	3,3	4,8	2,9
pentanal	2,9				4,5		10,1	5,6
propanal	3,6		4,1			6,1	6,0	5,4
benzaldéhyde	1,1				1,3	2,2	2,6	1,8
benzène		0,8		1,0		4,7		2,2
toluène		3,5		3,1		37,0		13,9
éthylbenzène		0,9		1,1		10,2		3,5
1,2,4,5-tétraméthylbenzène		3,3		7,7		10,3	15,6	8,1
1,2,4-triméthylbenzène		2,8		3,0		33,7	26,1	14,3
m/p-xylènes		1,7		2,9		31,0		10,3
o-xylène		0,8		1,3		14,5		4,8
styrène	0,4	0,5					1,3	0,9
alpha-pinène	16,7						40,2	31,7
limonène		12,3			37,3		43,7	27,8
n-hexane		0,6		0,6		9,7		3,4
n-heptane		4,3		4,4		32,5		14,2
n-octane				4,8		21,3		9,8
n-nonane				5,2		18,9		11,0
n-décane		13,1		7,1		23,4	24,4	17,7
n-undécane							31,1	20,0
éthyltertiobutyléther		1,2		0,3	1,7	17,4		6,2
n-butanol	2,6						6,4	4,5
2-éthyl-1-hexanol	1,7	2,9			2,4	7,1	5,7	4,1
1-méthoxy-2-propanol		1,0					8,0	4,7
2-butoxyethanol	1,2				1,6	4,1	6,2	3,1
n-butylacétate	2,3			2,8			10,1	6,1
DBP	51,8					156,2		101,7
DEHP						50,4		36,0
DEP	97,4		178,4			344,5	296,9	243,8
DiBP	254,9					1074		699,4
DMP	18,1					146,9		48,2
galaxolide	32,1		75,1		224,8		267,8	125,8
tonalide	6,8	10,2	13,6		49,1	24,4		22,6
BDCM	5,4		24,0	3,7	23,1			15,9
CDBM			31,8	4,2	29,5			20,8
TBM	4,7		14,8	3,2				9,5
TCM	3,2		18,2	4,3	18,6			12,8

**Tableau 44: Concentration moyenne de chaque biocontaminant dans les différentes classes et dans l'échantillon global (en ufc/m<sup>3</sup> pour les moisissures dans l'air, en ufc/g pour les moisissures dans les poussières et en µg/g pour les allergènes dans les poussières) . Le vert indique que la concentration dans la classe est inférieure à celle de l'échantillon total, le rouge qu'elle est supérieure.**

	Classes de logements							Echantillon total
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	
nombre de logements	11	12	43	15	27	28	14	150
Moisissures (air de la chambre)		1448			210			807
Moisissures (air du salon)		1453	1149		334			898
Moisissures (poussières du sol)	1,3.10 <sup>5</sup>	4,0.10 <sup>5</sup>			1,4.10 <sup>5</sup>			2,2.10 <sup>5</sup>
Der f1		1,3	15,0	6,9			1,5	7,8
Der p1				9,1		2,1	4,8	3,8
Fel d1		14,4	2,3				10,8	4,3
Can f1	0,1					0,7		2,9

Dans les tableaux, les valeurs sont mises en évidence en rouge lorsque la moyenne dans une classe est supérieure à la moyenne globale, et en vert lorsqu'elle lui est inférieure. Ceci permet de confirmer le gradient mis en évidence graphiquement entre la classe 1 d'une part et les classes 6 et 7 d'autre part. Par ailleurs, ceci fait apparaître qu'au sein d'une famille de polluants chimiques ou de biocontaminants, les composés se comportent de façon homogène. A l'exception des allergènes, qui ont des sources distinctes, et de deux aldéhydes et un COV dans la classe 5, tous les composés d'une même famille caractérisent les classes de la même manière, présentant tous des concentrations soit plus élevées soit plus faible que la moyenne.

Les 11 logements de la classe 1, représentant une proportion faible de l'échantillon total, constituent la classe la moins contaminée du point de vue d'un grand nombre de contaminants. La concentration moyenne de tous les aldéhydes, de 7 des 8 COSV et de 3 des 4 THM est nettement inférieure à la moyenne globale, cette différence étant moins prononcée parmi les COV (seulement 6 sur les 22 composés, les autres ne présentant pas de différence significative avec la moyenne globale). Au niveau des contaminants biologiques, les moisissures dans l'air ne se distinguent pas de la tendance globale, mais celles dans les poussières, ainsi que l'allergène de chien, présentent des niveaux inférieurs.

La classe 2, présentant également un effectif relativement faible de 8 % de l'échantillon, rassemble des logements faiblement contaminés du point de vue de la majorité des COV, peu différents de l'échantillon global du point du vue des aldéhydes, des COSV et des THM, mais présentant des niveau plus élevés en moisissures dans l'air et dans les poussières, et en allergène de chat.

La classe 3 comprend la proportion la plus importante de l'échantillon, 43 logements en faisant partie. Par conséquent, ils sont proches de la moyenne globale pour la majorité des composés chimiques, excepté au regard des concentrations d'acétaldéhyde, de propanal, de DEP et des

deux muscs synthétiques qui sont inférieures à la moyenne globale. En revanche, la caractéristique essentielle de ces logements est la concentration significativement plus élevée des 4 THM mesurée dans l'air. Ils se distinguent aussi par des concentrations plus élevées de moisissures dans l'air du salon et d'allergènes d'acariens Der f1, tandis que les niveaux de Fel d1 sont plus bas.

La classe 4 est une classe relativement spécifique, ne comportant que 15 logements. Dans ceux-ci, les concentrations d'aldéhydes, de COSV, et de moisissures ne présentent pas de différence avec la moyenne globale. Parmi les COV, les concentrations des terpènes, des alcools et des éthers de glycol sont également semblables à celles de l'échantillon global, mais celles des COV aromatiques, aliphatiques, de l'éthyltertiobutyléther et du n-butylacétate sont plus basses que la moyenne. A l'inverse de la classe précédente, les niveaux de THM dans l'air sont relativement bas. Enfin, ces logements sont particulièrement contaminés par les 2 allergènes d'acariens Der f1 et Der p1, les allergènes d'animaux domestiques ne présentant pas de différence.

La classe 5 comprend 27 logements. Ceux-ci sont peu contaminés par les aldéhydes (à l'exception de l'acétaldéhyde), ne se distinguent pas particulièrement de l'ensemble de l'échantillon du point de vue des COV (excepté pour le limonène, plus élevé, et l'éthyltertiobutyléther, le 2-éthyl-1-hexanol et le 2-butoxyéthanol, moins présents) ni des allergènes. Les spécificités de ces logements sont liées à des niveaux élevés des 2 muscs synthétiques et de 3 des 4 THM, et des niveaux significativement plus bas de moisissures dans l'air de la chambre, du salon et des poussières de la chambre.

Les classes 6 et 7, regroupant respectivement 28 et 14 logements, présentent une tendance radicalement différente. Les 5 premières classes sont globalement caractérisées par des niveaux plus bas de la majorité des contaminants, les différences dans l'autre sens sont marginales et bien ciblées. En revanche, les classes 6 et 7 sont caractérisées globalement par des niveaux plus élevés d'un grand nombre de contaminants. Cependant, les deux classes se distinguent tout de même par un certain nombre de composés spécifiques.

Dans la classe 6, les concentrations des aldéhydes (mis à part hexanal et pentanal), des COV aromatiques et aliphatiques, de l'éthyltertiobutyléther, du 2-éthyl-1-hexanol et du 2-butoxyéthanol, de tous les phtalates et du tonalide sont significativement supérieures à la moyenne globale. Seules celles de Der p1 et Can f1 sont plus basses, les autres composés ne présentant pas de différence particulière.

Enfin, dans la classe 7, tous les aldéhydes, quelques COV aromatiques, les terpènes, les aliphatiques C10 et C11, les alcools, les éthers de glycol, le DEP, le galaxolide et les allergènes Der p1 et Fel d1 présentent des niveaux plus forts que la moyenne. Seul l'allergène Der f1 se

distingue par un niveau plus faible, les autres polluants ne semblant pas jouer de rôle particulier dans la caractérisation de cette classe.

En résumé, cette répartition en 7 classes permet de distinguer plusieurs profils de contamination des logements. Outre les profils « extrêmes » des classes 1 et 7, qui s'opposent directement sur un grand nombre de composés, les classes 2 à 5 présentent des profils de contamination plus nuancés, se distinguant des autres classes et de la tendance générale uniquement sur une ou deux famille(s) bien spécifique(s), comme les moisissures et les THM. Enfin, la classe 6 présente également des logements contaminés de façon importante, mais suggère que la contamination n'est pas homogène avec celle des logements de la classe 7.

#### **4.3.5. Caractéristiques des logements dans les différentes classes de contamination**

Au-delà de leur description en termes de contamination, nous avons cherché à décrire les différentes classes en termes de caractéristiques des logements qui les composent.

Le Tableau 45 présente les fréquences, en pourcentage, de chaque modalité caractéristique des logements pour lesquelles la distribution des effectifs dans les modalités est significativement différente dans les différents groupes, d'après le test du Khi-2 avec un seuil de significativité à 0,1. Les valeurs mises en évidence sur fond orange correspondent à celles qui contribuent le plus fortement à la significativité du test.

Tableau 45: Fréquence (en %) des différentes caractéristiques des logements associées significativement (test du Khi-2,  $p < 0,05$ ) à la répartition en 7 classes

		Classes de logements							Echantillon total
		C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	
nombre de logements		11	12	43	15	27	28	14	150
Période de construction du logement	avant 1948	36,4	16,7	23,8	20	18,5	3,6	35,7	20
	1949-1974	36,4	16,7	4,8	46,7	18,5	17,9	14,3	18
	1975-1989	0	16,7	14,3	13,3	11,1	25	14,3	15
	1990-2000	0	25	26,2	0	18,5	17,9	0	16
	2000-2005	27,3	25	31	20	33,3	35,7	35,7	31
Travaux dans le logement	pas de travaux	36,4	41,7	35,7	13,3	40,7	46,4	14,3	35
	6 mois à 1 an	18,2	8,3	11,9	20	7,4	14,3	42,9	15
	1 à 5 ans	9,1	16,7	33,3	13,3	22,2	10,7	28,6	21
	5 à 10 ans	18,2	33,3	9,5	26,7	18,5	25	14,3	19
	plus de 10 ans	18,2	0	9,5	26,7	11,1	3,6	0	9
Surface	70 à 100 m <sup>2</sup>	9,1	41,7	7,1	13,3	3,7	7,1	0	9
	100 à 150 m <sup>2</sup>	27,3	25	66,7	46,7	55,6	75	50	57
	plus de 150 m <sup>2</sup>	63,6	33,3	26,2	40	40,7	17,9	50	34
Présence d'un jardin	non	27,3	8,3	2,4	13,3	7,4	3,6	0	7
	oui	72,7	91,7	97,6	86,7	92,6	96,4	100	93
Dispositif de traitement de l'eau	non	100	91,7	97,6	73,3	100	89,3	100	94
	oui	0	8,3	2,4	26,7	0	10,7	0	6
Travaux au sol de la chambre depuis la naissance de l'enfant	pas de travaux	72,7	66,7	76,2	60	96,3	67,9	50	73
	pose de moquette	9,1	0	0	0	0	0	14,3	2
	pose de parquet flottant	0	16,7	7,1	26,7	0	3,6	0	7
	pose de plancher	0	16,7	11,9	13,3	3,7	10,7	14,3	10
	pose de PVC / lino	9,1	0	2,4	0	0	0	7,1	2
	pose de sol stratifié	9,1	0	2,4	0	0	17,9	14,3	6
Travaux dans la chambre de l'enfant (durée depuis la naissance)	pas de travaux	63,6	41,7	45,2	40	59,3	39,3	14,3	44
	2 semaines à 2 ans	9,1	0	21,4	6,7	14,8	17,9	35,7	17
	2 à 4 ans	18,2	0	14,3	33,3	11,1	14,3	7,1	14
	4 à 6 ans	0	33,3	7,1	6,7	3,7	21,4	35,7	13
	6 à 10 ans	9,1	25	11,9	13,3	11,1	7,1	7,1	11
Meubles en aggloméré dans la cuisine	non	18,2	8,3	21,4	40	48,1	42,9	35,7	32
	oui	81,8	91,7	78,6	60	51,9	57,1	64,3	68
Age des meubles en aggloméré dans la cuisine	Aucun meuble	18,2	8,3	9,5	40	48,1	35,7	35,7	28
	< 2 ans	27,3	8,3	16,7	20	11,1	14,3	7,1	15
	> 2 ans	54,5	83,3	73,8	40	40,7	50	57,1	58
Revêtement au plafond dans le séjour	bon état	90,9	75	95,2	73,3	100	100	85,7	92
	dégradé	9,1	25	4,8	26,7	0	0	14,3	8
Plafond de la cuisine en plâtre	non	63,6	91,7	97,6	86,7	96,3	96,4	85,7	57
	oui	36,4	8,3	2,4	13,3	3,7	3,6	14,3	13
Revêtement au plafond de la chambre	bon état	90,9	83,3	100	86,7	96,3	100	85,7	95
	dégradé	9,1	16,7	0	13,3	3,7	0	14,3	5

**Tableau 46: Fréquence (en %) des différentes caractéristiques et habitudes des occupants pendant la période de prélèvement au sein de chaque classe (% en colonnes) associées significativement à la répartition en 7 classes (test du Khi-2, p<0,05)**

		Classes de logements							Echantillon total
		C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	
Chauffage au moment de l'étude	non	36,4	66,7	61,9	33,3	18,5	60,7	50	48
	oui	63,6	33,3	38,1	66,7	81,5	39,3	50	52
Utilisation de produits en aérosol	aucune fois	100	75	61,9	93,3	55,6	64,3	78,6	70
	une fois	0	0	28,6	0	22,2	21,4	21,4	18
	plus d'une fois	0	25	9,5	6,7	22,2	14,3	0	12
Cuisine par friture ou grillade	non	18,2	16,7	16,7	0	14,8	3,6	35,7	14
	oui	81,8	83,3	83,3	100	85,2	96,4	64,3	86
Nettoyage sec des meubles de la chambre	non	54,5	91,7	90,5	93,3	85,2	82,1	100	87
	oui	45,5	8,3	9,5	6,7	14,8	17,9	0	13
Nettoyage sec du sol du séjour	aucune fois	18,2	8,3	2,4	0	11,1	3,6	14,3	7
	une fois	45,5	16,7	47,6	60	51,9	46,4	42,9	46
	plusieurs fois	27,3	41,7	40,5	6,7	22,2	46,4	35,7	34
	tous les jours	9,1	33,3	9,5	33,3	14,8	3,6	7,1	13
Aération de la cuisine pendant les prélèvements	une fois	36,4	16,7	19	33,3	29,6	14,3	7,1	21
	< 30 min/jour	18,2	8,3	38,1	53,3	51,9	42,9	50	40
	> 30 min/jour	45,5	75	42,9	13,3	18,5	42,9	42,9	38
Aération du séjour	une fois	36,4	0	21,4	13,3	14,8	10,7	14,3	16
	< 30 min/jour	18,2	25	28,6	80	70,4	50	50	46
	> 30 min/jour	45,5	75	50	6,7	14,8	39,3	35,7	38
Aération de la chambre	une fois	27,3	0	7,1	0	25,9	7,1	14,3	11
	< 30 min/jour	36,4	33,3	57,1	80	55,6	60,7	57,1	56
	> 30 min/jour	36,4	66,7	35,7	20	18,5	32,1	28,6	32
Présence d'animaux dans le logement	non	72,7	8,3	47,6	53,3	44,4	42,9	28,6	44
	oui	27,3	91,7	52,4	46,7	55,6	57,1	71,4	56
Présence de chats	non	81,8	16,7	76,2	66,7	63	60,7	35,7	62
	oui	18,2	83,3	23,8	33,3	37	39,3	64,3	38
Nombre d'occupants	3 ou 4	54,5	75	52,4	13,3	40,7	64,3	64,3	52
	5	36,4	16,7	38,1	80	55,6	32,1	35,7	42
	6 ou 7	9,1	8,3	9,5	6,7	3,7	3,6	0	6

La classe 1 se distingue par une proportion plus faible de logements à proximité desquels se trouve un jardin, et par une proportion plus importante de logements qui présentent, dans la chambre, un revêtement en plâtre au plafond.

La classe 2 comprend des logements généralement plus petits, la proportion de ceux dont la surface est située entre 70 et 100 m<sup>2</sup> étant plus élevée que dans les autres groupes. Il s'agit également de logements dans la cuisine desquels se trouvent plus de meubles en bois aggloméré, et dans lesquels le revêtement au plafond de la chambre est dégradé plus souvent que dans les autres groupes.

Dans la classe 3, la proportion de logements construits entre 1949 et 1974 est plus faible que dans les autres groupes, et celle des chambres dans lesquelles le revêtement au plafond est dégradé est nulle.

La classe 4 est celle qui comporte la proportion la plus élevée de logements bâtis entre 1949 et 1974 et de logements dans lesquels les travaux sont les plus anciens (plus de 10 ans avant l'étude). Elle se caractérise aussi par une proportion importante de logements utilisant un dispositif de traitement de l'eau potable au domicile, et de ceux dans lesquels du parquet flottant a été posé dans la chambre. Enfin, cette classe est marquée par une proportion importante de logements dans lesquels le revêtement au plafond du séjour est dégradé.

Pour cette même caractéristique, les classes 5 et 6 se distinguent par une proportion nulle ; par ailleurs, dans la classe 5, une proportion élevée de logements n'a pas de meubles en bois aggloméré dans la cuisine. La classe 6 se différencie par une faible proportion de logements très anciens, construits avant 1948. Enfin, la classe 7 comprend une proportion importante de logements dans lesquels des travaux récents ont été réalisés (6 mois à 1 an avant l'étude), dans lesquels de la moquette a été posée dans la chambre après la naissance de l'enfant, et dans lesquels ces travaux datent de moins de 2 ans après la naissance.

En ce qui concerne les activités des occupants durant la période de l'étude, dans la classe 1, aucun produit en aérosol n'a été utilisé, le nettoyage sec des meubles de la chambre a été fait dans une proportion importante de logements, et la présence d'animaux est moins fréquente que dans les autres groupes.

Les logements de la classe 2, à l'inverse, sont caractérisés par une fréquence importante de la présence d'animaux, en particulier des chats, par une aération importante dans la chambre, le séjour et la cuisine, une fréquence élevée de nettoyage sec du sol du séjour, et, comme le groupe précédent, l'absence d'utilisation de produits en aérosol.

A l'inverse, ces produits ont été utilisés au moins une fois dans une proportion importante de logements de la classe 3, logements dans lesquels la fréquence de présence d'un chat est relativement basse.

Dans tous les logements de la classe 4, les occupants ont cuisiné au moins une fois en friture ou en grillade pendant la période de prélèvement, et le sol du séjour a été nettoyé à sec dans une proportion importante de logements. Une longue aération dans la cuisine et le séjour est moins fréquente que dans d'autres classes, et les logements occupés par 5 personnes sont plus nombreux, au détriment de ceux occupés par 3 ou 4 personnes.

Un nombre important de logements de la classe 5 étaient chauffés durant les prélèvements, et des produits en aérosol ont été utilisés dans une proportion élevée de logements. L'aération longue dans la cuisine et le séjour, même si elle semble plus fréquente que dans la classe 4, reste peu répandue par rapport aux autres groupes.

Les classes 6 et 7 comprennent toutes deux des logements dans lesquels la fréquence de cuisine par grillade ou friture est plus faible. Enfin, cette dernière classe est caractérisée par une proportion importante de logements dans lesquels se trouve au moins un chat.

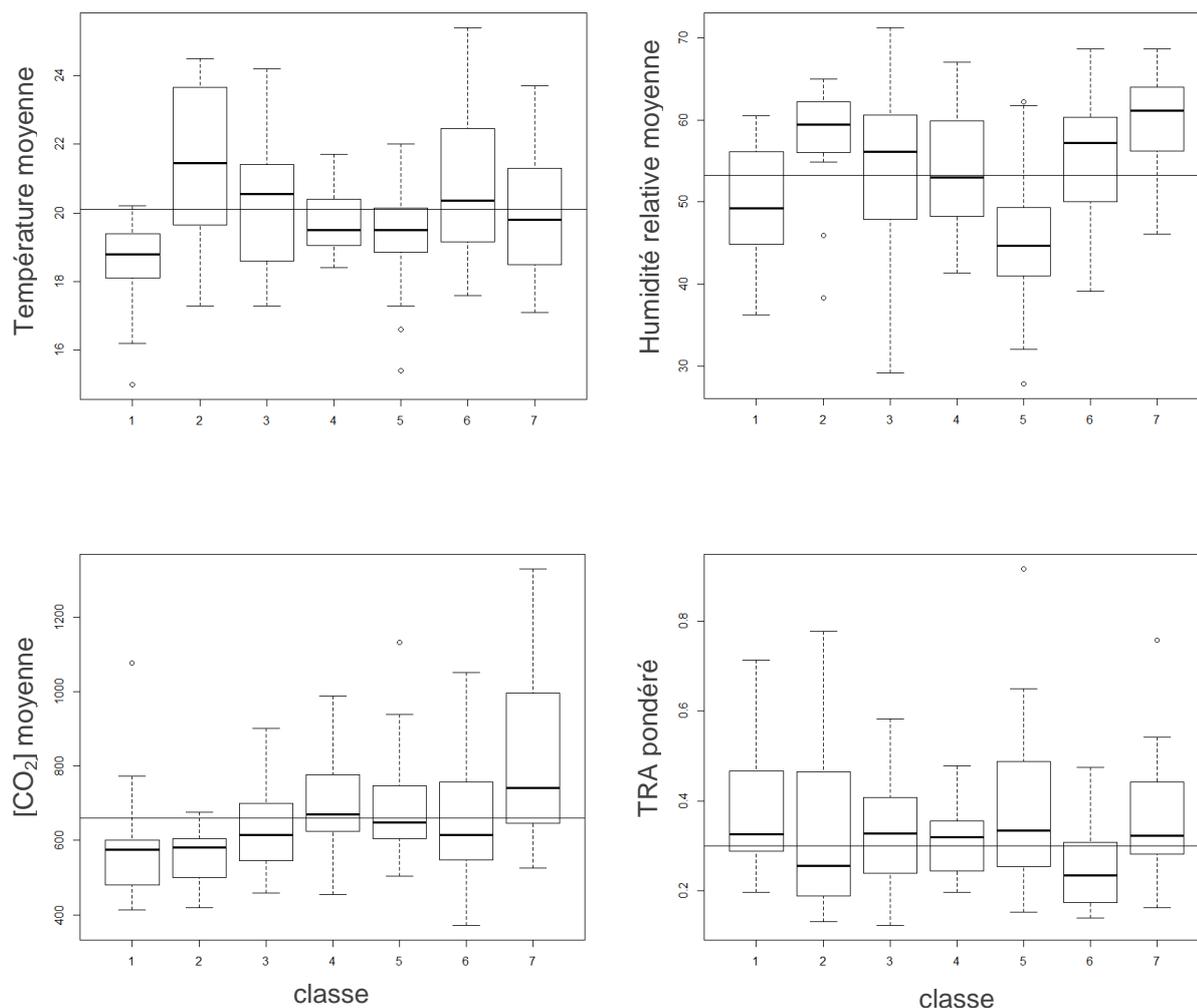
#### 4.3.6. Paramètres d'ambiance dans les différentes classes de contamination

La concentration de la plupart des composés mesurés est fortement dépendante des paramètres d'ambiance comme la température ou l'humidité relative, et il est donc pertinent d'étudier la distribution de ces paramètres dans les différentes classes. De plus, il est également intéressant d'examiner la distribution de la concentration en CO<sub>2</sub> dans ces classes, cette mesure étant le reflet du confinement des logements.

Ces distributions sont présentées sur la Figure 28. Le Tableau 47 présente la valeur moyenne des différents paramètres dans chaque classe, précisant les paramètres pour lesquels la différence par rapport à la moyenne globale est significative (test de Student).

Tableau 47: Valeurs moyennes des paramètres d'ambiance dans les différentes classes  
(# : p<0,1 ; \* : p<0,05 ; \*\* : p<0,001 ; \*\*\* : p<0,0001)

	Classes de logements							Echantillon total
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	
nombre de logements	11	12	43	15	27	28	14	150
T moy (°C)	18,4 *	21,5 #	20,3	19,8	19,3 *	20,8	20,1	20,1
HR moy (%)	49,6	57,3	54,8	54,0	45,0 ***	55,5	59,3 *	53,3
CO <sub>2</sub> moy (ppm)	599	555 *	628	703	694	652	816 *	660
TRA (vol.h <sup>-1</sup> )	0,4	0,3	0,3	0,3	0,4	0,3 **	0,4	0,3



**Figure 28: Distribution des paramètres d'ambiance dans les différentes classes, la ligne horizontale représentant la moyenne calculée sur l'ensemble de l'échantillon : T° moyenne, HR moyenne, CO<sub>2</sub> moyen, TRA pondéré**

La température est significativement plus basse dans les classes 1 et 5, la première présentant la moyenne la plus basse avec 18,4 °C. Elle est légèrement plus élevée dans la classe 2, la différence avec la moyenne globale restant non significative.

Au niveau de l'humidité relative, la classe 5 se distingue fortement de la moyenne globale, présentant une moyenne de 45 %. La classe 7 présente une HR moyenne légèrement plus élevée que l'échantillon entier, les autres classes ne se démarquant pas de la tendance globale.

Au niveau du CO<sub>2</sub>, c'est également la classe 7 qui présente la concentration la plus élevée (816 ppm), significativement différente de la moyenne globale, tandis que la classe 2 se distingue par une concentration moyenne inférieure de 105 ppm à la moyenne globale.

Enfin, en ce qui concerne le TRA, seule la classe 6 se démarque par un TRA significativement plus bas que la moyenne globale.

### **4.3.7. Discussion**

#### **4.3.7.1. Associations entre les profils de contamination et les caractéristiques des logements**

La caractérisation des différentes classes en termes de multi-contamination et l'examen des caractéristiques dominantes des logements dans ces classes peuvent être mises en perspective et discutées.

La grande proportion de logements de la classe 1 qui ne se trouvent pas à proximité d'un jardin est difficile à interpréter pour les contaminants chimiques, mais elle peut avoir un lien avec la faible concentration de moisissures totales dans les poussières mise en évidence pour cette classe. De plus, il a déjà été suggéré que les revêtements en plâtre constituent un « piège » pour les aldéhydes et les COV. La proportion plus élevée de logements présentant ce type de revêtement dans cette classe pourrait donc être associée à la faible concentration en aldéhydes et COV mesurées dans ces logements. Ces faibles concentrations, tout comme celles relevées pour les COSV, peuvent également être liées au fait qu'aucun produit en aérosol, source potentielles de COV et COSV, n'a été utilisé dans les logements de cette classe. Enfin, la proportion de logements dans lesquels se trouve un animal est particulièrement faible au regard des autres classes, ce qui peut avoir un lien avec les niveaux plus faible de Can f1 retrouvés dans ces logements.

Les caractéristiques des logements de la classe 2 sont plus difficiles à interpréter au regard de sa caractérisation en termes de polluants, même si le fait que le plafond de la chambre de ces logements soit plus souvent dégradé peut éventuellement être lié avec des concentrations plus importantes de moisissures dans l'air et les poussières relevées dans ce groupe. Celles-ci peuvent aussi être associées à une aération plus importante de toutes les pièces pendant la période de l'étude, ce qui peut également contribuer à expliquer les faibles concentrations de COV dans ces logements. La forte proportion de logements dans lesquels vit un chat est sans doute à relier aux fortes concentrations de Fel d1 dans ces habitats.

Dans la classe 3, la proportion faible de logements construits entre 1949 et 1974 et celle, élevée, de logements dans lesquels le plafond de la chambre est dégradé n'ont pas d'interprétation évidente compte tenu du profil de contamination de ces logements. A l'inverse de la classe précédente, la fréquence de présence d'un chat est relativement faible, tout comme les concentrations de Fel d1 dans les habitats qui forment cette classe.

Pour cette classe, le faible nombre de caractéristiques du logement et des occupants qui ressortent de façon importante est sans doute à relier au profil global de contamination de ces logements. Excepté les niveaux des 4 THM qui sont systématiquement supérieurs à la moyenne

globale, il y a peu de polluants qui caractérisent clairement cette classe (acétaldéhyde, propanal, DEP, galaxolide, tonalide, moisissures dans l'air du salon et Der f1). Ces logements étant plutôt « moyens » par rapport à la tendance globale en termes de contamination, il n'est pas forcément surprenant qu'ils le soient également du point de vue de leurs caractéristiques.

Dans la classe 4, l'âge du bâtiment est un facteur important pour la tranche 1949-1974 (proportion la plus élevée) et le nombre d'occupants sont des caractéristiques difficile à interpréter. La proportion importante de logements dans lesquels un dispositif de traitement de l'eau (adoucisseur, osmoseur...) est utilisé est sans doute à mettre en regard des niveaux plus faibles que la moyenne pour tous les THM relevés dans ces habitats. La plus faible fréquence d'une longue aération dans la cuisine ne semble pas être liée aux polluants, mais il est à noter qu'aucune chambre de ce groupe n'a été aérée moins de 30 min/jour, ce qui pourrait être lié aux faibles concentrations de COV.

L'utilisation de produits en aérosol dans une proportion importante des logements de la classe 5 peut être reliée aux concentrations plus élevées de limonène et en muscs synthétiques, caractéristiques de cette classe.

La classe 6, fortement contaminée d'un point de vue chimique, présente globalement des logements plus récents que les autres, la proportion de logements anciens et très anciens étant assez faible. Le fait que cette classe se différencie par une absence assez répandue de meubles en aggloméré dans la cuisine est difficile à interpréter au vu du profil de contamination chimique de cette classe. Enfin, dans la classe 7, les travaux récents menés dans une grande proportion des logements peut être mis en regard de la contamination assez élevée par tous les aldéhydes et par un grand nombre de COV ; la proportion élevée de logements dans lesquels vit un chat correspond bien au niveau élevé mesuré pour Fel d1.

#### **4.3.7.2. Association entre les profils de contamination et les paramètres d'ambiance**

En ce qui concerne les paramètres d'ambiance dans les différentes classes, la température significativement plus basse dans la classe 1 n'est pas surprenante. En effet, il s'agit de la classe la moins contaminée en COV et COSV, composés dont la volatilisation est fortement influencée par la température. Paradoxalement, la température moyenne n'est pas significativement plus élevée dans les classes les plus contaminées (6 et 7), et son niveau élevé dans la classe 2 (tendance non significative) est difficile à interpréter.

L'humidité relative est plus élevée dans la classe 2 (tendance non significative), qui présente des concentrations faibles pour la majorité des COV (mais pas des aldéhydes) et des niveaux élevés

de moisissures. Ces résultats sont conformes à ce qu'ont montré [Héroux et al. \(2010\)](#) pour le benzène et le toluène, et [Garrett et al. \(1998\)](#) pour les moisissures viables.

L'humidité relative est également supérieure à la moyenne globale dans les classes 6 (tendance non significative) et 7 (différence significative), où les concentrations des aldéhydes et des phtalates sont plus élevées, ce qui est conforme à la littérature ([Choi et al., 2010](#); [Clarisse et al., 2003](#); [Dassonville et al., 2008](#); [Héroux et al., 2010](#); [Jaakkola and Knight, 2008](#)). En revanche, ce résultat est contradictoire par rapport aux concentrations de COV élevées mesurées dans ces groupes.

La concentration de CO<sub>2</sub>, reflet du confinement, est significativement plus élevée dans la classe 7, ce qui correspond bien à son profil de forte multipollution chimique. A l'inverse, la moyenne significativement plus basse dans la classe 2 est également en accord avec la faible contamination par les COV de ces logements et la plus forte concentration de moisissures.

Enfin, bien qu'il soit calculé à partir de la concentration de CO<sub>2</sub>, le TRA ne présente pas de grande variabilité d'un groupe à l'autre. Il se situe à un niveau légèrement inférieur à la tendance globale dans la classe 6, qui est fortement contaminée par les aldéhydes, les COV et les COSV, mais pas dans la classe 7. Il ne montre pas non plus de niveau inférieur dans les classes 1, 2, 3 et 4, plus faiblement contaminées. Cependant, ceci est à mettre en perspective avec les limites du mode de calcul du TRA, limites discutées dans la partie 3.9.9.

#### **4.3.7.3. Limites de l'analyse exploratoire multivariée et de la classification créée**

La caractérisation des classes par certains descripteurs des logements et par les paramètres d'ambiance, mise en regard de leur description en termes de profil de contamination, fait apparaître une certaine cohérence entre les différentes « familles » de caractéristiques. Cependant, même s'il est difficile de quantifier précisément le poids de chaque groupe de polluants dans la constitution des classes, il est à souligner certains déterminants importants de polluants mesurés, connus grâce à d'autres travaux similaires n'apparaissent pas dans la caractérisation des groupes.

La description des profils de contamination fait apparaître 4 classes dans lesquels la concentration des THM joue un rôle important, les classes 1, 3, 4 et 5, mais seule la variable correspondant à la présence d'un dispositif de traitement de l'eau au domicile apparaît dans les analyses. Or, la concentration des THM dans l'air est fortement dépendante de la configuration de la salle de bain dans laquelle a été réalisé le prélèvement, comme ceci a été mis en évidence dans la partie 3.9.1.

Avec cette variable, l'association n'est pas significative (test du Khi-2,  $p = 0,3$ ), mais le tableau de contingence (Tableau 48) montre que les logements des classes 3 et 5 (caractérisées par des fortes concentrations de THM) présentent la proportion la plus élevée de cabines de douches fermées dans leur salle de bain, tandis qu'elle est la plus faible dans les classes 4 et 1 (caractérisées par des faibles concentrations de THM).

Tableau 48: Fréquence (en %) des différentes configurations des salles de bain dans les 7 classes

	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
baignoire avec rideau	27,3	33,3	28,6	26,7	25,9	25	14,3
baignoire sans rideau	36,4	16,7	4,8	26,7	11,1	21,4	35,7
cabine de douche	36,4	50	66,7	46,7	63	53,6	50

Il en va de même pour le tabagisme, qui est une variable très souvent associée aux contaminants chimiques de l'air intérieur. Le test du Khi-2 n'est pas significatif ( $p = 0,3$ ), mais le tableau de contingence semble suggérer que la proportion de personnes ayant fumé dans le logement durant la période de l'étude est plus importante dans les classes les plus contaminées du point de vue chimique, à savoir les classes 6 et 7, alors qu'elle est faible voire nulle dans les classes 1 à 3 (Tableau 49).

Tableau 49: Fréquence (en %) du tabagisme dans les logements durant la période de l'étude dans les 7 classes

	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
pas de tabagisme pendant les prélèvements	90,9	100	95,2	86,7	96,3	82,1	85,7
tabagisme pendant les prélèvements	9,1	0	4,8	13,3	3,7	17,9	14,3

Ces éléments, issus de deux exemples spécifiques, mettent en lumière certains aspects amenant à nuancer les résultats de ces analyses.

D'une part, l'effectif de l'échantillon étant relativement faible, un certain nombre d'associations observées ici sous forme de tendances n'atteignent pas la significativité, probablement en raison d'un manque de puissance statistique.

D'autre part, les informations collectées dans le questionnaire présentent des limitations temporelles et spatiales. Les 5 jours durant lesquels s'est déroulé le prélèvement ne sont pas forcément représentatifs des activités habituelles dans le logement, ce qui peut aboutir à négliger certains paramètres. Par exemple, le fait d'avoir une activité de ménage durant cette période n'aura pas le même effet selon la date de ménage antérieure (remise en suspension de grandes quantités de poussières différentes...). De plus, les questions basées sur l'historique du logement

(date de construction, date et nature des différents travaux dans les différentes pièces...) sont, par nature, sujettes à un biais de mémoire.

En ce qui concerne l'aspect spatial, les données renseignées dans le questionnaire ne concernent que les pièces instrumentées, à savoir la chambre de l'enfant, le salon et la cuisine, souvent ouverte sur le salon. Cependant, les caractéristiques des pièces voisines (revêtements, type de chauffage...) peuvent également influencer les mesures effectuées, ce qui n'est pas détectable avec les données collectées.

Enfin, d'un point de vue statistique, l'approche descriptive multivariée ne permet pas d'ajustement simultané sur les caractéristiques des logements. Or certaines associations peuvent n'apparaître qu'après ajustement sur d'autres caractéristiques du logement.

---

*L'utilisation conjointe de l'AFM et de la CAH a donc permis de définir une typologie des logements prenant en compte leur contamination cumulée par l'ensemble des contaminants chimiques et biologiques qui ont été mesurés.*

*Nous avons pu caractériser les différentes classes du point de vue des paramètres d'ambiance mesurés, des caractéristiques de ces logements et de certains comportements des occupants. La cohérence qui se dégage entre les différentes manières de décrire les groupes engage à poursuivre ce travail descriptif par une approche de modélisation, ce qui constitue l'une des perspectives ouvertes par cette recherche, développée en conclusion de ce travail de thèse.*

## PARTIE 5

# MODELES EXPLICATIFS DE LA CONCENTRATION DES CONTAMINANTS



## 5. Modèles explicatifs de la concentration des contaminants

Cette partie présente les résultats de la construction de modèles explicatifs des concentrations de certains polluants retenus dans les analyses multivariées. Les performances prédictives de ces modèles y sont ensuite comparées avec celles des modèles construits à partir des variables disponibles dans les questionnaires de la cohorte Pélagie.

Du fait du nombre important de modèles réalisés ( $n = 45$ ) et afin d'alléger la lecture de cette partie, les modèles linéaire et logistique sont présentés en détails pour un seul des composés traceurs retenus pour chaque famille chimique dans le texte principal. Les modèles détaillés pour les autres composés sélectionnés dans la partie 4.2.5 sont présentés dans l'annexe 7, et leurs résultats seuls sont commentés dans le texte.

## 5.1. Modèles explicatifs des polluants chimiques

### 5.1.1. Aldéhydes

#### 5.1.1.1. Formaldéhyde

Les résultats du modèle de régression linéaire multivariée pour le formaldéhyde sont présentés dans le Tableau 50.

Tableau 50: Modèle de régression linéaire multivariée pour la concentration en formaldéhyde

	$\beta$	IC <sub>95</sub> <i>bootstrap</i>	p-value
(Intercept)	-0,08	[-0,96 ; 0,8]	0,85
<i>Période de prélèvement</i>			
Saison froide (vs. chaude)	<b>0,13</b>	<b>[-0,03 ; 0,29]</b>	<b>0,06</b>
<i>Emplacement de la chaudière</i>			
Dans le logement (vs. non)	<b>0,23</b>	<b>[0,07 ; 0,39]</b>	<b>0,00</b>
<i>Période de construction (vs. avant 1948)</i>			
1949-1974	<b>0,17</b>	<b>[-0,07 ; 0,41]</b>	<b>0,09</b>
1975-1989	0,11	[-0,07 ; 0,29]	0,30
1990-2000	<b>0,18</b>	<b>[-0,02 ; 0,38]</b>	<b>0,09</b>
2000-2005	<b>0,30</b>	<b>[0,12 ; 0,48]</b>	<b>0,00</b>
<i>Caractéristiques de la chambre</i>			
Présence de peinture au plafond (vs. non)	<b>0,17</b>	<b>[0,01 ; 0,33]</b>	<b>0,02</b>
Présence de papier-peint au mur (vs. non)	<b>0,18</b>	<b>[0,06 ; 0,3]</b>	<b>0,00</b>
Simple vitrage (vs. double)	<b>-0,26</b>	<b>[-0,51 ; -0,01]</b>	<b>0,08</b>
Présence d'une alèse sur le lit (vs. non)	<b>0,16</b>	<b>[0,02 ; 0,3]</b>	<b>0,03</b>
<i>Nombre de meubles en bois aggloméré dans la chambre (vs. aucun)</i>			
1 seul	0,12	[-0,06 ; 0,3]	0,17
2	0,08	[-0,1 ; 0,26]	0,35
3 ou plus	<b>0,17</b>	<b>[0,01 ; 0,33]</b>	<b>0,04</b>
<i>Aération dans la chambre, pendant les prélèvements (vs. moins de 1 fois/jour)</i>			
moins de 30 min / jour	0,00	[-0,22 ; 0,22]	0,98
plus de 30 min / jour	-0,16	[-0,4 ; 0,08]	0,15
<i>Paramètres d'ambiance</i>			
T°C moyenne sur 5 jours	<b>0,11</b>	<b>[0,07 ; 0,15]</b>	<b>0,00</b>
HR moyenne sur 5 jours	<b>0,01</b>	<b>[0,002 ; 0,02]</b>	<b>0,00</b>
R <sup>2</sup> ajusté	0,41		
RMSE (échelle log)	0,316		
RMSE (variable brute)	11,3		
RMSE <i>bootstrap</i> (échelle log)	0,339		
RMSE <i>bootstrap</i> (variable brute)	11,9		

Le modèle linéaire multivarié retenu permet d'expliquer 41 % de la variabilité des concentrations. Celles-ci sont significativement plus élevées en hiver et dans les logements dans lesquels une chaudière se trouve dans la cuisine ou l'arrière cuisine par exemple (vs. garage ou cave). De même, elles sont significativement plus élevées dans les bâtiments construits pendant les périodes 1949-1974 et 1990-2005 (la modalité de référence étant avant 1948), la période intermédiaire n'ayant a priori pas d'influence.

Dans la chambre, la présence de peinture au plafond et de papier-peint au mur et d'une alèse sur le lit sont associés à des concentrations plus hautes, alors que la présence de simple vitrage (vs. double) est liée à une diminution des concentrations. La présence de meubles en bois aggloméré est associée à une concentration plus élevée uniquement lorsque leur nombre dépasse 3.

Même si elles sont liées à des concentrations plus basses, l'association avec les pratiques d'aération de la chambre n'est pas statistiquement significative. Enfin, la température et l'humidité relative moyennes sur 5 jours sont associées positivement aux concentrations de formaldéhyde.

Ces résultats confirment en partie ceux établis par d'autres auteurs dans des études comparables. Les meubles en bois aggloméré sont connus pour être une des principales sources intérieures de formaldéhyde, et les niveaux plus élevés sont observés dans des logements récents (Dassonville et al., 2008; Héroux et al., 2010; Ohura et al., 2006; Park and Ikeda, 2006; Raw et al., 2004; Sakai et al., 2004), aérés plus longtemps (Gilbert et al., 2006; Hodgson et al., 2003), où la température et l'humidité relative sont plus élevées (Clarisse et al., 2003; Dassonville et al., 2008; Gilbert et al., 2006).

L'association positive avec la présence de peinture et de papier-peint suggère que ces revêtements soient également une source, ou soient liés à une source de formaldéhyde, mais il est surprenant que l'âge de ces revêtements, rapporté comme facteur important par les auteurs précédents, n'interviennent pas. Nous n'avons pas trouvé de travaux rapportant la présence d'une alèse comme source potentielle de formaldéhyde, mais il est possible que cette variable constitue un proxy de certaines caractéristiques du matelas, potentiellement émetteur de COV (Boor et al., 2014). L'association négative avec la présence de simple vitrage, synonyme d'un confinement a priori moins élevé, est également cohérente.

On peut s'interroger sur l'absence d'un déterminant bien connu du formaldéhyde, déjà mis en évidence par les études citées précédemment. La présence d'un revêtement de sol stratifié n'apparaît pas dans cette analyse multivariée : la relation avec cette variable est significative dans l'analyse bivariée ( $p < 0,01$ ), mais elle ne l'est pas dans le modèle multivarié ( $p = 0,8$ ) et entraîne une très légère diminution du coefficient de détermination (qui passe de 0,41 à 0,40).

La procédure de *bootstrap* menée pour ce modèle montre qu'il permet de prédire les concentrations de formaldéhyde avec une erreur moyenne de  $11,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , ce qui est du même ordre de grandeur que l'écart-type de la distribution des concentrations, et correspond environ à un tiers de la médiane.

Les résultats du modèle de régression logistique pour le 4<sup>ème</sup> quartile de la concentration de formaldéhyde sont présentés dans le Tableau 51.

**Tableau 51: Modèle de régression logistique multivariée pour le 4ème quartile de la concentration de formaldéhyde**

	OR	IC <sub>95</sub>	p-value
(Intercept)	$1,7 \cdot 10^{-7}$	$[2,71 \cdot 10^{-10} ; 1,04 \cdot 10^{-4}]$	0,00
<i>Activité de nettoyage dans la chambre, pendant la période de prélèvements</i>			
Nettoyage sec des meubles de la chambre (vs. non)	0,27	[0,05 ; 1,48]	0,13
<i>Présence de meubles en bois aggloméré dans la chambre</i>			
un ou plusieurs (vs. non)	<b>3,16</b>	<b>[0,89 ; 11,27]</b>	<b>0,08</b>
<i>Aération dans la chambre, pendant les prélèvements (vs. moins d'une fois par jour)</i>			
moins de 30 min / jour	<b>0,20</b>	<b>[0,05 ; 0,76]</b>	<b>0,02</b>
plus de 30 min / jour	<b>0,17</b>	<b>[0,04 ; 0,75]</b>	<b>0,02</b>
<i>Paramètres d'ambiance</i>			
T°C moyenne sur 5 jours	<b>1,75</b>	<b>[1,32 ; 2,34]</b>	<b>0,00</b>
HR moyenne sur 5 jours	<b>1,07</b>	<b>[1,01 ; 1,13]</b>	<b>0,03</b>
AUC	0,83		
taux de mal classés	0,20		
spécificité	0,93		
sensibilité	0,41		
valeur prédictive positive	0,65		

Comme dans le modèle linéaire, la présence de meubles en aggloméré (mais sans discrimination sur leur nombre) est un déterminant important. L'aération de la chambre, même inférieure à 30 min par jour, diminue significativement la probabilité de se trouver dans le quatrième quartile. Enfin, une température et une humidité relative plus élevées sont, comme dans le modèle linéaire, associées à un niveau élevé de formaldéhyde.

L'AUC de ce modèle (0,83) indique qu'il discrimine relativement bien les logements. La sensibilité, traduisant la capacité du modèle à détecter tous les logements appartenant au 4<sup>ème</sup> quartile, est de 0,41, et la valeur prédictive positive, qui traduit la proportion de logements classés dans le 4<sup>ème</sup> quartile et qui en font bien partie, est de 0,65.

### 5.1.1.2. Acétaldéhyde

Pour l'acétaldéhyde, la nature du revêtement de sol est un déterminant important (à l'inverse de ce qui est observé pour le formaldéhyde) puisque, comparativement à un sol en bois, la présence d'un sol recouvert de moquette ou d'un revêtement stratifié est associée à des concentrations plus élevées. Le fait que des personnes aient fumé dans le logement pendant la période de prélèvement est également lié à des niveaux plus élevés, de même qu'une concentration moyenne de CO<sub>2</sub> élevée.

Ces résultats, notamment en ce qui concerne l'influence du tabagisme dans le logement et de sols stratifiés et textiles et la concentration de CO<sub>2</sub> traduisant le confinement, sont cohérents avec la littérature (Clarisse et al., 2003; Dassonville, 2008; Gilbert et al., 2005; Katsoyiannis et al., 2008; Ohura et al., 2006). En revanche, contrairement aux résultats rapportés par ces auteurs, les variables relatives à la présence de mobilier en bois aggloméré ne montrent aucun effet significatif dans l'analyse univariée ni dans l'analyse multivariée.

Le RMSE est voisin de l'écart-type de la distribution d'origine, s'élevant à environ la moitié de la médiane. Les variables significatives dans le modèle linéaire sont également présentes dans le modèle de régression logistique, avec l'apparition en plus de l'utilisation de produits de bricolage, de la pose de sol stratifié dans la chambre après la naissance, et un état dégradé du revêtement de sol de la chambre. La discrimination et le taux de mal classés sont acceptables (AUC = 0,88, taux de mal classés de 20 %).

### 5.1.1.3. Hexanal

Pour l'hexanal, le modèle permet d'expliquer environ 37 % de la variabilité des concentrations. De manière analogue à ce qui est observé pour l'acétaldéhyde, la présence d'un revêtement de sol plastifié ou stratifié est associée à des concentrations plus élevées que pour un revêtement en bois. La relation positive avec la pose de sol stratifié après la naissance confirme l'association précédente, tandis que la pose de parquet flottant est associée négativement à cette concentration. La présence de peinture au plafond est également associée à des concentrations plus importantes. La présence de meubles récents, entre 1 et 2 ans, est associée à des concentrations plus fortes, mais des meubles datant de moins d'un an ne présentent pas d'influence particulière.

Le nettoyage sec du sol de la chambre durant la période de prélèvement est associé à des niveaux plus bas, alors que la réalisation de travaux entraîne des niveaux plus élevés. Enfin, la température, l'humidité relative et la concentration de CO<sub>2</sub> sont tous trois associés à des concentrations d'hexanal plus élevées.

Ce modèle fait apparaître un nombre de variables plus important que pour les deux autres aldéhydes. Celles-ci sont conformes à la littérature ayant investigué les principaux déterminants de l'hexanal dans l'air des logements (Dassonville, 2008). Le caractère récent de nouveaux meubles apparaît uniquement dans ce modèle. L'association négative avec le nettoyage sec du sol de la chambre est cependant difficile à interpréter.

Il est intéressant de noter que pour l'hexanal, hormis les paramètres d'ambiance et le fait d'avoir réalisé des travaux pendant la période des prélèvements, les variables qui déterminent l'appartenance au 4<sup>ème</sup> quartile sont différentes des variables qui interviennent dans le modèle linéaire. Dans ce modèle, la présence de meubles récents en aggloméré dans la cuisine et la présence de traces d'humidité dans la chambre augmentent la probabilité d'appartenir à la partie haute de la distribution, à l'inverse d'un revêtement au plafond du salon âgé de plus de deux ans.

Les estimateurs de performance présentent des valeurs proches de celles des modèles des autres aldéhydes.

## 5.1.2. COV

### 5.1.2.1. Toluène

Le modèle de régression linéaire multivariée pour la concentration de toluène est présenté dans le Tableau 52.

Tableau 52: Modèle de régression linéaire multivariée pour la concentration de toluène

	$\beta$	IC <sub>95</sub> <i>bootstrap</i>	p-value
(Intercept)	0,72	[0,2 ; 1,24]	0,01
<i>Période de construction (vs. avant 1948)</i>			
1949-1974	-0,03	[-0,59 ; 0,53]	0,93
1975-1989	<b>0,97</b>	<b>[0,39 ; 1,55]</b>	<b>0,00</b>
1990-2000	<b>0,75</b>	<b>[0,13 ; 1,37]</b>	<b>0,02</b>
2000-2005	<b>0,83</b>	<b>[0,34 ; 1,32]</b>	<b>0,00</b>
<i>Caractéristiques de la chambre</i>			
Présence de peinture au plafond (vs. non)	<b>0,41</b>	<b>[-0,02 ; 0,84]</b>	<b>0,06</b>
Chauffage électrique (vs. non)	<b>0,39</b>	<b>[-0,04 ; 0,82]</b>	<b>0,08</b>
<i>Travaux dans la chambre avant la naissance de l'enfant (vs. aucun)</i>			
pose de moquette	-0,20	[-1,03 ; 0,63]	0,64
pose de parquet flottant	0,38	[-0,17 ; 0,93]	0,18
pose de plancher	<b>-0,63</b>	<b>[-1,23 ; -0,03]</b>	<b>0,04</b>
pose de PVC / lino	0,42	[-0,31 ; 1,15]	0,26
pose de sol stratifié	<b>0,49</b>	<b>[0 ; 0,98]</b>	<b>0,05</b>
<i>Activités dans le logement, pendant les prélèvements</i>			
Tabagisme dans le logement (vs. non)	<b>1,05</b>	<b>[0,41 ; 1,69]</b>	<b>0,00</b>
Utilisation de produits en aérosol (vs. non)	<b>0,38</b>	<b>[1,72.10<sup>-3</sup> ; 0,76]</b>	<b>0,05</b>
R <sup>2</sup> ajusté	0,26		
RMSE (échelle log)	0,932		
RMSE (variable brute)	17,84		
RMSE <i>bootstrap</i> (échelle log)	0,995		
RMSE <i>bootstrap</i> (variable brute)	17,91		

La concentration en toluène est significativement plus élevée dans les logements construits après 1975. La présence de peinture au plafond et d'un chauffage électrique dans la chambre, ainsi que la pose de sol stratifié dans la chambre avant la naissance de l'enfant, le tabagisme dans le logement pendant la période des prélèvements ainsi que l'utilisation de produits en aérosol pendant cette même période sont des facteurs associés positivement et significativement à la concentration de toluène. Le seul déterminant associé à des concentrations plus basses est la pose de plancher dans la chambre de l'enfant avant la naissance.

Ces résultats sont cohérents avec certains déterminants mis en évidence dans d'autres travaux, notamment en ce qui concerne l'âge du bâtiment, la présence de peinture, l'utilisation de produits en aérosol (Héroux et al., 2010; Palot et al., 2008; Park and Ikeda, 2006). Le tabagisme est évoqué par ces auteurs, mais il est plutôt associé à des concentrations élevées de benzène. Il est à souligner que la présence d'un garage attenant et communicant avec le logement n'apparaît pas dans le modèle, l'introduction de cette variable entraînant une diminution de  $R^2$  de 0,26 à 0,25, sa contribution n'étant pas significative ( $p = 0,98$ ). Ce facteur est pourtant mis en évidence par de nombreux travaux (Adgate et al., 2004; Héroux et al., 2010; Palot et al., 2008). Cependant, Edwards et al. (2001) observent également des concentrations élevées de COV usuellement associés à la pollution automobile dans certains logements sans garage attenant ou communicant. Enfin, contrairement à certains de ces auteurs, nous n'observons aucun effet de la température, de l'humidité relative ou de la concentration en  $CO_2$ .

On peut aussi s'interroger sur l'impact des travaux réalisés au sol dans la chambre avant la naissance de l'enfant, antérieurs de 6 à 10 ans aux mesures réalisées pour cette étude, et à l'absence d'effet de la nature du revêtement de sol en place au moment de ces mesures. Enfin, l'association négative avec l'utilisation de produits en aérosol n'a pas non plus d'explication évidente.

Les résultats du modèle de régression logistique pour le 4<sup>ème</sup> quartile de la concentration de toluène sont présentés dans le Tableau 53.

Les variables marquantes du modèle linéaire sont retrouvées dans le modèle logistique, à l'exception des travaux dans la chambre de l'enfant avant sa naissance et de l'utilisation de produits en aérosol, variables avec lesquelles l'association était difficile à interpréter. On relève également des associations marquées avec la réalisation de travaux dans le logement pendant la période de prélèvements, le nettoyage humide des meubles du salon et l'aération de la chambre.

Les performances de ce modèle en termes d'AUC, de sensibilité, de valeur prédictive positive et de taux de logements mal classés sont comparables aux modèles pour les autres composés.

Tableau 53: Modèle de régression logistique multivariée pour le 4ème quartile de la concentration de toluène

	OR	IC <sub>95</sub>	p-value
(Intercept)	2,3. 10 <sup>-5</sup>	[1,65.10 <sup>-7</sup> ; 3,2.10 <sup>-3</sup> ]	0,00
<i>Zone géographique du logement</i>			
rural (vs. urbain)	<b>23,1</b>	<b>[1,22 ; 434]</b>	<b>0,04</b>
<i>Période de construction (vs. avant 1948)</i>			
1949-1974	1,4. 10 <sup>-8</sup>	[0 ; + ∞ [	0,99
1975-1989	<b>8,5</b>	<b>[1,25 ; 58,0]</b>	<b>0,03</b>
1990-2000	5,0	[0,66 ; 37,7]	0,12
2000-2005	<b>10,8</b>	<b>[1,85 ; 63,0]</b>	<b>0,01</b>
<i>Caractéristiques de la chambre</i>			
Présence de peinture au plafond (vs. non)	3,3	[0,7 ; 15,5]	0,13
Chauffage électrique (vs. non)	<b>5,0</b>	<b>[1,4 ; 17,9]</b>	<b>0,01</b>
<i>Activités dans le logement, pendant les prélèvements</i>			
Tabagisme dans le logement (vs. non)	<b>30,0</b>	<b>[2,35 ; 383]</b>	<b>0,01</b>
Travaux dans le logement (vs. non)	<b>12,6</b>	<b>[1,27 ; 124]</b>	<b>0,03</b>
Nettoyage humide des meubles du séjour (vs. non)	<b>5,3</b>	<b>[1,37 ; 20,5]</b>	<b>0,02</b>
<i>Aération dans la chambre, pendant les prélèvements (vs. moins d'une fois / jour)</i>			
moins de 30 min / jour	<b>13,2</b>	<b>[1,26 ; 139]</b>	<b>0,03</b>
plus de 30 min / jour	6,8	[0,61 ; 75,8]	0,12
AUC	0,91		
taux de mal classés	0,15		
spécificité	0,92		
sensibilité	0,65		
valeur prédictive positive	0,73		

### 5.1.2.2. Limonène

Le modèle linéaire pour le limonène permet d'expliquer environ 35 % de la variabilité des concentrations. Celles-ci sont associées négativement à des ouvrants plus nombreux dans la chambre et à une aération importante du salon durant la période de prélèvements, et positivement à des activités de nettoyage humide du sol de la chambre pendant cette même période. Les associations avec la température et l'humidité relative sont négatives, tandis que celle avec la concentration de CO<sub>2</sub> est positive.

Ces associations sont cohérentes avec la littérature. Le fait que l'association avec l'aération soit observée pour le salon et non pour la chambre peut être lié à la proportion légèrement plus élevée de logements dont le salon a été aéré longtemps. L'association avec une activité de nettoyage humide du sol n'est pas surprenante, le limonène étant inclus dans de nombreux produits de nettoyage et d'entretien comme agent parfumant (Nazaroff and Weschler, 2004; Schlink et al., 2010). L'association avec la concentration en CO<sub>2</sub> est également cohérente, les associations négatives avec la température et l'humidité relative étant plus difficiles à interpréter.

Les associations avec l'aération dans le salon, le nettoyage humide du sol de la chambre et la concentration de CO<sub>2</sub> sont retrouvées dans le modèle de régression logistique. S'y ajoutent un effet positif de la saison et du tabagisme pendant la période de prélèvements.

Les performances de discrimination de ce modèle sont du même ordre de grandeur que celles des autres modèles.

### 5.1.2.3. n-dodécane

Le modèle retenu pour le n-dodécane permet d'expliquer environ 13 % de la variabilité de la concentration de ce composé. Celle-ci est significativement plus basse dans les logements où les prélèvements ont été réalisés en hiver, dans ceux qui comportent un garage attenant, alors qu'elle est plus élevée lorsque des produits en aérosol ont été utilisés une seule fois durant la période de prélèvements. La présence de meubles récents dans la chambre n'a pas d'effet statistiquement significatif.

La faible valeur du coefficient de détermination (0,13) et le nombre de variables retenues (4 sont significatives) indiquent que les variables utilisées, et donc notre questionnaire n'ont peut-être pas ciblé convenablement les principaux déterminants de la concentration de n-dodécane dans les logements. Peu d'études ont exploré ces différents déterminants. Parmi celles-ci, une rapporte que ce composé peut être utilisé comme solvant, et l'association avec l'utilisation de produit en aérosol est donc cohérente. En revanche, selon ces mêmes auteurs, il n'est pas associé aux émissions automobiles mais à la présence de chauffage au fioul ([Schlink et al., 2010](#)) : l'association négative avec la présence d'un garage attenant est donc inattendue.

En ce qui concerne le modèle de régression logistique, mise à part l'utilisation de produits en aérosol pendant la période de prélèvement, les variables explicatives qui interviennent sont différentes de celles du modèle linéaire. Elles font apparaître l'importance de travaux réalisés dans le logement et du nombre de meubles en bois aggloméré dans la chambre, indépendamment de leur âge. Nous n'avons pas trouvé d'éléments pertinents dans la littérature pour discuter ce résultat.

Il est à souligner que si l'AUC et la VPP sont comparables aux autres modèles, celui-ci se distingue par une sensibilité relativement faible, ne détectant que 16 % des logements qui appartiennent au 4<sup>ème</sup> quartile de la concentration de n-dodécane, confirmant ainsi le faible pouvoir explicatif de nos variables.

#### 5.1.2.4. n-butanol

Ce modèle linéaire pour le n-butanol permet d'expliquer 17 % de la variabilité de la concentration de n-butanol. Des travaux récents dans le logement (6 mois à 5 ans avant la période de prélèvements) ainsi que des niveaux élevés de CO<sub>2</sub> y sont associés positivement. Une activité de nettoyage humide des meubles dans le salon pendant la période de prélèvement est associée négativement à la concentration de ce COV.

Cette dernière association est contraire aux éléments disponibles dans la littérature. En effet, le n-butanol est inclus dans un certain nombre de produits nettoyants (Wolkoff et al., 1998), et on peut donc s'attendre à ce qu'une activité de nettoyage humide soit associée positivement à sa concentration dans l'air.

Il est également permis de s'interroger quant à l'association positive entre des travaux récents et une forte concentration de ce composé. Tuomainen et al. (2004) présentent ce composé comme un produit de dégradation des revêtements de sol plastifiés (au même titre que le 2-éthyl-1-hexanol), qui implique donc plutôt des revêtements anciens et donc des travaux anciens. Cependant, la nature des travaux en question n'entrant pas en jeu de manière significative dans le modèle, il est difficile de conclure quant à cette association.

Enfin, le n-butanol ayant déjà été associé à la présence de moisissures (Edwards et al., 2006), on aurait pu s'attendre à la présence d'un effet de certains signes d'humidité dans le logement. Cependant, ce facteur est significatif dans l'analyse univariée ( $p = 0,04$ ) mais pas dans le modèle multivarié ( $p = 0,37$ , pas de modification du R<sup>2</sup> en incluant cette variable).

Dans le modèle logistique, l'influence de travaux récents et de la concentration moyenne de CO<sub>2</sub> apparaît également. L'association négative avec le nettoyage humide du sol du séjour disparaît au profit d'une association négative avec le nettoyage sec du sol du séjour. De plus, le nombre et le caractère récent de meubles en bois aggloméré dans la cuisine sont aussi liés à l'appartenance au 4<sup>ème</sup> quartile. Enfin, l'utilisation de produits contenant de l'eau de Javel (potentiellement associée à d'autres produits nettoyants, ce qui apparaît comme cohérent) a également un effet positif sur l'appartenance au dernier quartile, alors que celle de produits en aérosol lui est associée négativement.

#### 5.1.2.5. 2-butoxyéthanol

Le modèle de régression linéaire multivariée pour la concentration de 2-butoxyéthanol permet d'expliquer environ 38 % de la variabilité des concentrations. Le fait que le logement ait été chauffé au moment de la réalisation des prélèvements est associé à des concentrations plus

basses, de même que des ouvrants plus nombreux dans la chambre de l'enfant (2 ou 3 vs. 1 seul) et le fait d'avoir réalisé un nettoyage humide du sol du salon pendant la période des prélèvements. En revanche, des travaux récents, la proximité d'un jardin ou d'un parc, ainsi que la présence de peinture au plafond de la chambre sont liés à des niveaux plus élevés, de même que la température et la concentration de CO<sub>2</sub>.

Les variables significatives pour l'explication de la concentration de 2-butoxyéthanol ne correspondent pas toutes à celles qui sont principalement citées dans la littérature. En effet, ce composé est contenu dans un grand nombre de produits d'entretien et nettoyeurs (Dodson et al., 2012; Nazaroff and Weschler, 2004), et l'association négative avec le nettoyage humide est donc difficile à interpréter.

Les associations positives avec la réalisation de travaux récents et avec la présence de peinture au plafond de la chambre semblent suggérer une source liée à des matériaux de construction ou de décoration. L'association (à la limite de la significativité) avec la proximité d'un jardin est difficile à interpréter.

Dans le modèle de régression logistique pour le 4<sup>ème</sup> quartile de la concentration de 2-butoxyéthanol, les variables concernant les travaux dans le logement, le nettoyage humide du sol du séjour et les paramètres d'ambiance intervenant dans le modèle linéaire sont également contributives. Ce modèle inclut également l'aération dans le salon pendant la période de prélèvement (associations non significatives). L'association négative avec le nettoyage humide persiste, et les performances de ce modèle sont similaires à celles des autres composés.

### 5.1.3. COSV

#### 5.1.3.1. DEHP

Les résultats du modèle de régression linéaire multivariée pour la concentration de DEHP sont présentés dans le Tableau 54.

Tableau 54: Modèle de régression linéaire multivariée pour la concentration de DEHP

	$\beta$	IC <sub>95</sub> <i>bootstrap</i>	p-value
(Intercept)	0,85	[-0,26 ; 1,96]	0,15
<i>Saison de prélèvement</i>			
hiver (vs. été)	<b>0,42</b>	<b>[0,21 ; 0,63]</b>	<b>0,00</b>
<i>Travaux dans le logement (vs. pas de travaux)</i>			
6 mois à 1 an auparavant	<b>0,40</b>	<b>[0,16 ; 0,64]</b>	<b>0,01</b>
1 à 5 ans auparavant	0,12	[-0,15 ; 0,39]	0,39
5 à 10 ans auparavant	0,06	[-0,27 ; 0,39]	0,67
plus de 10 ans auparavant	0,20	[-0,07 ; 0,47]	0,26
<i>Revêtements muraux et au sol</i>			
Papier-peint aux murs de la cuisine (vs. non)	<b>0,24</b>	<b>[0,04 ; 0,44]</b>	<b>0,03</b>
Revêtement de sol stratifié dans le salon (vs. non)	<b>-0,39</b>	<b>[-0,78 ; -2,9.10<sup>-5</sup>]</b>	<b>0,02</b>
<i>Tabagisme dans le logement, pendant les prélèvements</i>			
oui (vs. non)	<b>0,59</b>	<b>[0,13 ; 1,05]</b>	<b>0,00</b>
<i>Paramètres d'ambiance</i>			
T°C moyenne sur 5 jours	<b>0,09</b>	<b>[0,04 ; 0,14]</b>	<b>0,00</b>
TRA pondéré sur 5 jours	<b>-0,45</b>	<b>[-0,96 ; 0,06]</b>	<b>0,09</b>
R <sup>2</sup> ajusté	0,28		
RMSE (échelle log)	0,514		
RMSE (variable brute)	20,9		
RMSE <i>bootstrap</i> (échelle log)	0,539		
RMSE <i>bootstrap</i> (variable brute)	21,5		

Les variables explicatives permettent d'expliquer environ 29 % de la variabilité des concentrations de DEHP. Le fait de réaliser le prélèvement en hiver, d'avoir effectué des travaux datant de moins d'un an, ainsi que la présence de papier-peint sur les murs de la cuisine et d'avoir fumé dans le logement durant la période de prélèvement sont associés positivement à la concentration de DEHP. En revanche, un revêtement en stratifié au sol du séjour est associé à des concentrations plus basses. Enfin, au niveau des paramètres d'ambiance, la température présente une association positive, alors que le TRA est associé négativement au DEHP.

Peu d'études ont investigué les déterminants de la concentration des phtalates dans l'air. Cependant, dans les poussières, la principale source de DEHP est liée à la présence de revêtements sols plastifiés ou en PVC et de papiers-peints vinyles (Ait Bamai, Araki, et al., 2014;

Bornehag et al., 2005). La variable correspondant au revêtement de sol n'apparaît pas dans le modèle explicatif, probablement en raison de la très faible proportion de logements qui présentent un sol plastifié dans la chambre, aucun ne présentant ce type de sol dans le salon ou la cuisine. La majorité de ces pièces présentant un sol carrelé, l'association négative avec la présence de sol stratifié est difficile à interpréter.

Cependant, au vu de leurs propriétés, il est permis de supposer que les papiers-peints utilisés dans les cuisines sont souvent plastifiés ou à base de vinyle, ce qui est cohérent avec la relation positive mise en évidence dans le modèle (Ait Bamai et al., 2014).

Les associations positives avec la température et des travaux récents et négative avec le TRA sont cohérentes avec la littérature. L'association positive avec le fait d'avoir réalisé le prélèvement en hiver est cependant inattendue, la température étant globalement plus basse dans nos logements en hiver qu'en été, mais l'association entre le DEHP et la température étant positive.

Les résultats du modèle de régression logistique pour le 4<sup>ème</sup> quartile de la concentration de DEHP sont présentés dans le Tableau 55.

Tableau 55: Modèle de régression logistique multivariée pour le 4ème quartile de la concentration de DEHP

	OR	IC <sub>95</sub>	p-value
(Intercept)	10 <sup>-7</sup>	[4,8.10 <sup>-10</sup> ; 1,5.10 <sup>-3</sup> ]	0,00
<i>Saison de prélèvement</i>			
hiver (vs. été)	<b>3,67</b>	<b>[1,11 ; 12,13]</b>	<b>0,03</b>
<i>Nouveaux meubles dans la cuisine</i>			
oui (vs. non)	<b>10,49</b>	<b>[2,71 ; 40,56]</b>	<b>0,00</b>
<i>Revêtements muraux et au sol</i>			
papier-peint aux murs du salon (vs. non)	<b>4,39</b>	<b>[1,46 ; 13,16]</b>	<b>0,01</b>
revêtement de sol stratifié dans le salon (vs. non)	<b>0,03</b>	<b>[9,9.10<sup>-4</sup> ; 0,91]</b>	<b>0,04</b>
<i>Matériau des ouvrants du séjour</i>			
aluminium (vs. non)	<b>0,18</b>	<b>[0,05 ; 0,59]</b>	<b>0,00</b>
<i>Tabagisme dans le logement, pendant les prélèvements</i>			
oui (vs. non)	<b>16,28</b>	<b>[3,02 ; 87,84]</b>	<b>0,00</b>
<i>Utilisation dans le salon de parfums d'ambiance</i>			
occasionnellement/régulièrement (vs. non)	<b>3,03</b>	<b>[1,05 ; 8,73]</b>	<b>0,04</b>
<i>Paramètres d'ambiance</i>			
T°C moyenne sur 5 jours	<b>1,95</b>	<b>[1,37 ; 2,77]</b>	<b>0,00</b>
AUC	0,86		
taux de mal classés	0,21		
spécificité	0,90		
sensibilité	0,46		
valeur prédictive positive	0,60		

Les deux modèles présentent un grand nombre de déterminants communs, l'influence de travaux récents et du TRA disparaissant dans le modèle logistique, dans lequel la présence de meubles récents dans la cuisine, le matériau des ouvrants du séjour (aluminium) et l'utilisation occasionnelle ou régulière de parfums d'ambiance présentent un effet significatif. Les performances de ce modèle ne se distinguent pas particulièrement des modèles pour les autres composés.

#### 5.1.3.2. DEP

Le modèle de régression linéaire pour le DEP explique 22 % de la variabilité de la concentration. La présence de traces d'humidité dans le salon, une activité de nettoyage humide du sol du salon ou et de tabagisme dans le logement pendant la période de prélèvement ou encore la concentration de CO<sub>2</sub> sont positivement liés à la concentration de DEP. Seul le TRA présente une association négative.

Les associations avec le CO<sub>2</sub> et le TRA sont cohérentes entre elles et s'interprètent facilement, dans la mesure où le renouvellement de l'air (et donc la baisse du confinement) contribuent à réduire la concentration de DEP. L'association positive avec le nettoyage humide du salon pendant la période de prélèvement est cohérente avec les travaux de [Dodson et al. \(2012\)](#) qui ont mis en évidence sa présence dans des produits d'entretien des tapis. Cependant, ses sources majeures étant les cosmétiques, savons et shampoings, il n'est pas surprenant que seuls peu de déterminants soient mis en évidence au vu des conditions de prélèvement mises en œuvre dans cette étude. Enfin, aucune information n'a pu être trouvée dans la littérature pour discuter l'association mise en évidence avec le tabagisme dans le logement.

Les associations avec le nettoyage humide et la présence de traces d'humidité sont retrouvées dans le modèle logistique. Dans celui-ci, aérer le séjour moins souvent que 1 fois par jour a un effet négatif, et le caractère rural des logement est associé positivement à l'appartenance au 4<sup>ème</sup> quartile.

#### 5.1.3.3. DMP

Le modèle de régression linéaire pour la concentration de DMP permet d'expliquer environ 20 % de la variabilité des concentrations. Le tabagisme dans le logement durant la période de prélèvement, ainsi que le taux d'humidité relative présentent des associations positives. En revanche, le fait que les ouvrants du salon soient en bois est associé à des concentrations plus basses.

Très peu d'informations sont disponibles dans la littérature quant aux usages du DMP. Ces résultats suggèrent un certain lien avec le tabagisme et l'humidité relative qui, même s'ils n'agissent pas directement sur la concentration de DMP, peuvent être reliés à d'autres variables non mesurées ici. De même, la présence d'ouvrants en bois semble être liée à des concentrations plus basses de DMP. Ceci signifie sans doute que d'autres matériaux utilisés pour les ouvrants sont potentiellement émetteurs, mais qu'il ne s'agit a priori pas du PVC ni de l'aluminium, qui ne montrent aucun effet dans ce modèle.

Les déterminants communs aux modèles de régression linéaire et logistique sont le tabagisme et le nombre d'ouvrants dans le salon, même si cette dernière variable n'a pas d'effet significatif dans le modèle de régression logistique. En revanche, les associations avec la présence de dispositifs de ventilation ainsi que le TRA suggèrent que la ventilation est associée à des niveaux plus bas de DMP. En termes de performance, il est à relever que ce modèle présente une sensibilité inférieure à l'ensemble des autres modèles.

#### 5.1.3.4. Galaxolide

Le modèle de régression linéaire pour le galaxolide permet d'expliquer environ 24 % de la variabilité des concentrations. Le simple vitrage (vs. double) dans le salon et la présence de plâtre comme revêtement au plafond de la cuisine sont les seules variables associées négativement à la concentration de galaxolide. Une activité de nettoyage sec des meubles du salon pendant les prélèvements, la présence de peinture au mur et l'utilisation de parfums d'ambiance dans le logement pendant la période de prélèvement associés positivement à la concentration de galaxolide, tout comme la température moyenne et la concentration moyenne de CO<sub>2</sub>.

Les variables significatives notamment celles portant sur l'utilisation de parfums d'ambiance et le nettoyage des meubles du salon, sont cohérentes avec des sources importantes décrites pour le galaxolide ([Dodson et al., 2012](#)) que sont les parfums d'ambiance et certains produits nettoyants.

Aucune variable correspondant au nettoyage humide n'apparaît dans le modèle. Seul le nettoyage sec des meubles du salon est associé positivement avec la concentration de galaxolide, mais il est permis de supposer que les occupants ont pu utiliser des produits dépoussiérants par exemple, qui ne correspondent pas formellement à la catégorie « nettoyage humide » (avec une éponge par exemple) du questionnaire utilisé.

Le simple vitrage est associé significativement à des concentrations plus basses, ce qui est cohérent avec une circulation de l'air plus importante, mais le faible effectif dans cette modalité conduit à interpréter ce résultat avec précaution.

Aucune information n'a été trouvée dans la littérature en ce qui concerne le lien avec la peinture ou des matériaux poreux comme le plâtre. Certains auteurs ont suggéré que ces matériaux pouvaient se comporter comme « piège » pour certains COV et pour le formaldéhyde (Lee et al., 2005; Liu et al., 2003), mais aucune étude n'a pu être trouvée quant aux COSV.

En ce qui concerne le modèle de régression logistique, le nettoyage sec des meubles, la présence de peinture et de plâtre, l'utilisation de parfums d'ambiance et la concentration moyenne de CO<sub>2</sub> ont également un impact. L'aération du salon, variable non significative dans le modèle linéaire, semble remplacée dans le modèle logistique par l'aération de la chambre, à l'effet fortement significatif. Les performances de ce modèle sont comparables à celles des modèles pour la plupart des autres composés.

#### 5.1.4. THM

De manière générale, et plus particulièrement au vu des conditions de prélèvement, la source des THM dans l'air est bien identifiée. Ils proviennent du dégazage lors de l'utilisation de l'eau du réseau qui les contient. Cependant, d'après la littérature et les analyses univariées menées pour la recherche des déterminants, certains facteurs liés à l'utilisation de l'eau peuvent influencer leur concentration dans l'air. C'est le cas notamment de l'utilisation d'un système de traitement de l'eau à domicile, comme les filtres à charbon individuels par exemple (Institut National de Santé Publique du Québec, 2002). Plus particulièrement, dans nos conditions de prélèvement, la configuration de la salle de bains joue aussi un rôle important, comme ceci est montré dans la section 3.9.1 et par d'autres auteurs (Institut National de Santé Publique du Québec, 2002; Nuckols et al., 2005; Villanueva et al., 2007).

Il peut donc être intéressant d'estimer la part de variabilité de la concentration des THM dans l'air qui est expliquée par ces seules variables liées aux caractéristiques du logement, et de voir en quoi elles enrichissent le modèle qui fait intervenir la concentration des THM dans l'eau.

Par conséquent, deux modèles explicatifs ont été retenus, l'un utilisant la concentration des THM dans l'eau comme variable explicative, et l'autre n'utilisant que les variables liées au logement. Ces modèles sont présentés dans le Tableau 56.

Le coefficient de détermination est multiplié par 2,3 lorsque la concentration des THM dans l'eau est utilisée comme variable explicative, ce qui est attendu au vu de la source des THM dans l'air. Néanmoins, le coefficient de cette variable est relativement faible au regard des autres variables du modèle. Même si la valeur absolue des coefficients est plus faible dans le modèle B, le sens des associations ne change pas : la présence d'un dispositif de traitement de l'eau au domicile diminue la concentration des THM dans l'air, de même que l'utilisation d'une baignoire sans pare-

douche, tandis que l'utilisation d'une cabine de douche augmente fortement leur concentration. L'éventuelle interaction entre la concentration en THM dans l'eau et la présence d'un dispositif de traitement de l'eau a été testée, mais elle n'est pas significative.

Tableau 56: Modèles de régression linéaire multivariée pour la concentration des THM dans l'air

	A : Variables logement seules			B : Variables logements et THM dans l'eau		
	$\beta$	IC <sub>95</sub> <i>bootstrap</i>	p-value	$\beta$	IC <sub>95</sub> <i>bootstrap</i>	p-value
Intercept	4,20	[3,94 ; 4,46]	0,00	2,74	<b>[2,5 ; 2,98]</b>	0,00
[THM] dans l'eau	/	/	/	<b>0,03</b>	<b>[0,02 ; 0,04]</b>	<b>0,00</b>
<i>Saison de prélèvement</i>						
hiver (vs. été)	<b>-0,26</b>	<b>[-0,56 ; 0,04]</b>	<b>0,08</b>			
<i>Dispositif de traitement de l'eau</i>						
oui (vs. non)	<b>-1,06</b>	<b>[-1,8 ; -0,32]</b>	<b>0,00</b>	<b>-0,43</b>	<b>[-0,92 ; 0,06]</b>	<b>0,04</b>
<i>Configuration de la salle de bain</i>						
cabine de douche (référence)						
baignoire avec pare-douche	<b>-0,50</b>	<b>[-0,82 ; -0,18]</b>	<b>0,00</b>	<b>-0,53</b>	<b>[-0,72 ; -0,34]</b>	<b>0,00</b>
baignoire sans pare-douche	<b>-1,00</b>	<b>[-1,36 ; -0,64]</b>	<b>0,00</b>	<b>-0,83</b>	<b>[-1,09 ; -0,57]</b>	<b>0,00</b>
R <sup>2</sup> ajusté	0,26			0,59		
RMSE (échelle log)	0,783			0,580		
RMSE (variable brute)	49,9			43,4		
RMSE <i>bootstrap</i> (échelle log)	0,800			0,591		
RMSE <i>bootstrap</i> (variable brute)	50,3			44,1		

Les résultats des modèles de régression logistique pour le 4<sup>ème</sup> quartile des concentrations de THM sont présentés dans le Tableau 57. L'influence d'un éventuel dispositif individuel de traitement de l'eau disparaît dans le modèle logistique, seules la configuration de la salle de bains (et la concentration dans l'eau, pour le modèle B) restent significatives.

En terme de performances, le modèle A ne détecte aucun logement dans le 4<sup>ème</sup> quartile avec ces variables, alors que les performances du modèle B sont comparables à celles des autres modèles construits pour les autres composés chimiques.

Tableau 57: Modèle de régression logistique multivariée pour le 4ème quartile de la concentration des THM totaux

	A : Variables logement seules			B : Variables logement et THM dans l'eau		
	OR	IC <sub>95</sub>	p-value	OR	IC <sub>95</sub>	p-value
Intercept	0,59	[0,37 ; 0,94]	0,03	0,003	[2,7.10 <sup>-4</sup> ; 0,03]	0,00
[THM] dans l'eau	/	/	/	<b>1,13</b>	<b>[1,07 ; 1,2]</b>	<b>0,00</b>
<i>Configuration de la salle de bain</i>						
cabine de douche (référence)						
baignoire avec pare-douche	<b>0,23</b>	<b>[0,07 ; 0,73]</b>	<b>0,01</b>	<b>0,06</b>	<b>[0,01 ; 0,36]</b>	<b>0,00</b>
baignoire sans pare-douche	<b>0,14</b>	<b>[0,03 ; 0,65]</b>	<b>0,01</b>	<b>0,09</b>	<b>[0,01 ; 0,57]</b>	<b>0,01</b>
AUC	0,68			0,89		
spécificité	1			0,88		
sensibilité	0			0,63		
valeur prédictive positive	0			0,63		
taux de mal classés	0,76			0,18		

### 5.1.5. Tableau récapitulatif

Les effets (statistiquement significatifs au seuil de 10 %) des différents prédicteurs sur les concentrations des polluants chimiques (exceptés les THM) sont résumés dans le Tableau 58, qui regroupe également les indicateurs de performance des modèles pour chaque composé : coefficient de détermination, RMSE sur une seule prédiction, et RMSE *bootstrap*.

Tableau 58: Résumé des modèles prédictifs des polluants chimiques pour les associations significatives au seuil de 10 %. Un « + » sur fond rouge indique une association positive, un « - » sur fond vert une association négative.

	formaldéhyde	acétaldéhyde	hexanal	toluene	limonene	nbutanol	ndodecane	2butoxyethanol	DEHP	DEP	DMP	galaxolide
(Intercept)		-		+		-	+	-		-	+	
<i>Période de construction</i>												
1949-1974	+											
1975-1989				+								
1990-2000	+			+								
2000-2005	+			+								
<i>Durée depuis les derniers travaux dans le logement (vs. pas de travaux)</i>												
6 mois à 1 an						+		+	+			
1 à 5 ans auparavant						+		+				
5 à 10 ans						+		+				
<i>Caractéristiques du logement</i>												
garage attenant								-				
chaudière ds le logement	+											
<i>Travaux dans la chambre après la naissance</i>												
pose de plancher				-								
pose de sol stratifié				+								
<i>Travaux dans la chambre après la naissance</i>												
pose parquet flottant			-									
pose de plancher			+									
pose de sol stratifié			+									
<i>Revêtement de sol dans la chambre</i>												
autre		+	+									
plastifié			+									
stratifié		+	+									
textile		+										
<i>Revêtement mural dans la chambre</i>												
papier-peint	+											
peinture	+		+	+				+				
<i>Autres caractéristiques de la chambre</i>												
simple vitrage	-											
≥ 1 ouvrant					-			-				
chauffage électrique				+								
3 à 6 meubles agglomérés	+											
Meubles récents (1 à 2 ans)			+									
présence d'une alèse	+											
<i>Revêtements dans la cuisine</i>												
mural : papier peint									+			
mural : peinture												+
plafond : plâtre												-

	formaldéhyde	acétaldéhyde	hexanal	toluene	limonene	nbutanol	ndodecane	2butoxyethanol	DEHP	DEP	DMP	galaxolide
<b>Caractéristiques du salon</b>												
2 ou 3 ouvrants (vs. 1)											+	
simple vitrage												-
ouvrants en bois											-	
sol stratifié									-			
traces d'humidité visibles										+		
<b>Saison de prélèvement</b>												
hiver (vs. été)	+	-					-		+			
<b>Aération dans le salon, pendant les prélèvements</b>												
moins de 30 min / jour					-							
plus de 30 min / jour					-							
<b>Nettoyage dans la chambre, pendant les prélèvements</b>												
Humide, sol ( $\geq 1$ fois)					+							
Sec, sol ( $\geq 1$ fois)			-									
<b>Nettoyage dans le salon, pendant les prélèvements</b>												
Sec, meubles (> 1 fois)												+
Sec, meubles (1 fois)												+
Humide, sol ( $\geq 1$ fois)										+		
Humide, sol (1 fois)						-		-				
<b>Activités et utilisation de produits dans le logement, pendant les prélèvements</b>												
Chauffage								-				
Tabagisme		+		+					+	+	+	
Produits en aérosol (1 fois)							+					
Produits en aérosol (oui)				+								
Parfums d'ambiance												+
Réalisation de travaux			+									
<b>Paramètres d'ambiance</b>												
T°C moyenne sur 5 jours	+		+		-			+	+			
HR moyenne sur 5 jours	+		+		-						+	
[CO2] moyenne sur 5 jours		+	+		+	+		+		+		+
TRA pondéré									-	-		
R <sup>2</sup> ajusté	0,41	0,29	0,37	0,26	0,35	0,17	0,13	0,38	0,28	0,22	0,2	0,24
RMSE (variable brute)	11,3	7,7	12,1	17,8	22,8	5,2	21,5	2,8	20,9	314	219	132
RMSE <i>bootstrap</i> (variable brute)	11,9	7,9	13,2	17,9	23,7	5,2	21,5	2,9	21,5	317	210	134

## **5.2. Modèles explicatifs des biocontaminants**

### **5.2.1. Moisissures dans l'air**

Dans les analyses univariées, les facteurs ayant l'influence la plus importante sur les concentrations des moisissures sont : la saison de prélèvement, l'âge du bâtiment, les paramètres d'aération, le fait de chauffer durant la période de prélèvements et, par-dessus tout, les paramètres d'ambiance dont l'humidité relative, la température et la concentration de CO<sub>2</sub>. La présence d'animaux domestiques, en particulier de chats, de plantes, de signes d'humidité et le tabagisme dans le logement sont également des déterminants significatifs.

Les modèles correspondant aux concentrations des moisissures mesurées dans la chambre sont résumés dans le Tableau 59Tableau 59, et ceux correspondant aux concentrations des moisissures mesurées dans le salon dans le Tableau 60.

**Tableau 59: Modèles de régression linéaire multivariée pour les concentrations des moisissures dans la chambre**  
 (\* : p<0,05 ; # : p<0,1)

	<i>Alternaria</i>	<i>Aspergillus</i>	<i>Cladosporium</i>	<i>Penicillium</i>	M. totales
	$\beta$	$\beta$	$\beta$	$\beta$	$\beta$
(Intercept)	0,15	-2,32	-2,95 *	2,20 *	0,78 #
<i>Saison de prélèvement</i>					
hiver (vs. été)					0,13 #
<i>Chauffage et ventilation durant la période de prélèvements</i>					
chauffage (vs. non)		0,39 *	-0,36 *		-0,21 *
VMC (vs. non)				-0,24	
<i>Nombre d'occupants du logements</i>					
5 (vs. 4 ou moins)				0,02	-0,08
6 ou 7 (vs. 4 ou moins)				-0,53 *	-0,29 *
<i>Période de construction du logement</i>					
1949-1974			0,05		
1975-1989			0,49 *		
1990-2000			0,10		
2000-2005			0,15		
<i>Date des derniers travaux</i>					
entre 6 mois et 1 an		-0,74 *			
entre 1 et 5 ans		-0,26			
entre 5 et 10 ans		-0,23			
plus de 10 ans		-0,41			
<i>Environnement du logement</i>					
garage communicant				-0,31 #	
jardin	0,16	-0,46	-0,35		
<i>Aération de la chambre, en général</i>					
< 30 min/jour		-0,49 *			
> 30 min / jour		-0,58 *			
1 à 4 fois par semaine		-0,43 *			
1 fois par semaine ou moins		-0,03			
> 1 fois par jour		-0,02			
<i>Ménage dans le logement</i>					
aspirateur : 2 fois/semaine à 1fois/jour		0,29 #			
aspirateur : moins souvent		0,47 *			
utilisation occasionnelle de Javel		-0,34 *			
utilisation régulière de Javel		-0,17			
<i>Présence de nouveaux meubles dans la chambre</i>					
oui, < 1 an					0,04
oui, > 1 an					-0,22 *
<i>Revêtements dans la chambre</i>					
présence de peinture au mur (vs. non)					-0,11 #
revêtement mural dégradé (vs. bon état)			-0,47 *		
revêtement au plafond > 2 ans					-0,22 *
simple vitrage					0,26 #
<i>Traces d'humidité visibles</i>					
chambre		0,39 #			
cuisine	0,15 #	0,85 *			
<i>Tabagisme dans le logement</i>					
tabagisme occasionnel	0,39 *				
tabagisme régulier				0,44 #	
<i>Paramètres d'ambiance</i>					
T°C moyenne sur 5 jours	0,05 *		0,16 *		0,06 *
HR moyenne sur 5 jours			0,04 *		0,02 *
[CO <sub>2</sub> ] moyenne sur 5 jours	-0,46 #	1,52 #			
TRA pondéré sur 5 jours		0,72 #			
R <sup>2</sup> ajusté	0,18	0,28	0,61	0,07	0,44
RMSE (échelle log)	0,314	0,768	0,556	0,721	0,359
RMSE (variable brute)	11	144	390	262	711

**Tableau 60: Modèles de régression linéaire multivariée pour les concentrations des moisissures dans le salon**  
 (\* : p<0,05 ; # : p<0,1)

	<i>Alternaria</i>	<i>Aspergillus</i>	<i>Cladosporium</i>	<i>Penicillium</i>	Moisissures totales
	$\beta$	$\beta$	$\beta$	$\beta$	$\beta$
(Intercept)	1,71 *	0,71 *	-2,59 *	3,01 *	2,74 *
<i>Environnement du logement</i>					
rural (vs. urbain)	-0,17 *				
garage communicant (vs. non)	0,12				
<i>Saison de prélèvement</i>					
hiver (vs. été)	-0,14 *			0,24 #	0,12 #
<i>Chauffage du logement pendant les prélèvements</i>					
oui (vs. non)		0,55 *	-0,33 *		-0,14 #
<i>Période de construction du logement</i>					
1949-1974	-0,20 *				
1975-1989	-0,11				
1990-2000	-0,15				
2000-2005	0,00				
<i>Aération dans la cuisine</i>					
1 à 4 fois / semaine	-0,12	-0,58 *			
1 fois/semaine ou moins	-0,18 *	-0,43 *			
> 1 fois/jour	-0,19 *	-0,27			
<i>Présence de plantes</i>					
salon, 1 ou 2			0,28 #		
salon, 3 à 5			0,31 *		
salon, 6 à 9			-0,04		
cuisine, 1 ou 2	-0,17 *				
cuisine, plus de 2	-0,14				
<i>Caractéristiques du séjour</i>					
revêtement mural dégradé		-0,83 *			
présence de peinture au mur			-0,23 *		
présence de plâtre au plafond					-0,18 *
traces d'humidité visibles		0,57 *			
simple vitrage (vs. double)		-0,58	-0,81 *		
<i>Tabagisme dans le logement</i>					
régulier (vs. non)		0,90 *		0,40	
<i>Paramètres d'ambiance</i>					
T°C moyenne sur 5 jours			0,13 *	-0,07 #	0,05 *
HR moyenne sur 5 jours			0,04 *		0,02 *
[CO <sub>2</sub> ] moyenne sur 5 jours	-0,44				-0,69 *
R <sup>2</sup> ajusté	0,17	0,20	0,55	0,09	0,40
RMSE (échelle log)	0,329	0,810	0,578	0,678	0,324
RMSE (variable brute)	10	156	377	244	723

Dans les deux pièces, le fait de réaliser le prélèvement en hiver est associé à des concentrations plus élevées de moisissures totales. Dans le salon, ce facteur est également lié à des concentrations plus élevées de *Penicillium*, et à des niveaux plus faibles d'*Alternaria*.

Le fait que le logement ait été chauffé au moment des prélèvements montre le même effet dans les deux pièces, étant associé à des niveaux plus élevés d'*Aspergillus* et plus faibles de *Cladosporium* et de moisissures totales. La présence d'une VMC qui fonctionne est liée à des niveaux plus faibles de *Penicillium*, l'association n'étant pas significative au seuil de 10 %.

Au niveau de l'environnement du logement, les niveaux d'*Alternaria* sont plus bas dans les salons des logements ruraux (vs. urbains). La proximité d'un jardin ou d'un parc est associée, sous forme de tendance non significative au seuil de 0,1, à des niveaux plus élevés d'*Alternaria* et plus bas d'*Aspergillus* et de *Cladosporium* dans les chambres. La présence d'un garage attenant et communiquant est associée négativement à la concentration de *Penicillium* (dans la chambre) et positivement à celle d'*Alternaria* (dans le salon), cette dernière relation n'étant pas significative au seuil de 10 %.

An niveau de l'âge des bâtiments, les concentrations d'*Alternaria* sont plus basses dans le salon des logements construits entre 1949 et 1974, et celles de *Cladosporium* plus élevées dans les chambres des logements bâtis entre 1975 et 1989. La réalisation de travaux récents (moins d'un an avant les prélèvements) est liée à des niveaux plus bas d'*Aspergillus* dans les chambres.

La présence de plantes dans le salon est associée à des concentrations plus fortes de *Cladosporium*, et leur présence dans la cuisine est liée à des niveaux plus bas d'*Alternaria*.

Pour les caractéristiques des pièces, un revêtement mural dégradé de la pièce concernée est associé à des niveaux plus bas d'*Aspergillus* dans le salon et de *Cladosporium* dans la chambre ; la présence de peinture au mur est liée à des niveaux moins élevés de *Cladosporium* dans le salon et de moisissures totales dans la chambre. Le simple vitrage des ouvrants de la chambre est associé à des niveaux plus élevés de moisissures totales dans la chambre, et à des niveaux plus bas de *Cladosporium* dans le salon. Des traces d'humidité visibles dans le salon sont liées à des concentrations plus élevées d'*Aspergillus* dans cette pièce. Cette association apparaît également dans la chambre lorsque ces signes sont visibles dans la chambre ou la cuisine.

Une aération plus fréquente dans la cuisine est associée à des concentrations plus basses d'*Alternaria*, et plus élevées d'*Aspergillus* dans le salon. La même relation est observée pour *Aspergillus* dans la chambre, dont la concentration est aussi liée à la durée de l'aération : plus celle-ci est longue, plus les niveaux sont bas.

En termes d'activités dans le logement, le tabagisme régulier présente une association positive avec la concentration d'*Aspergillus* dans le salon et de *Penicillium* (non significative) dans les

deux pièces, et le tabagisme occasionnel est relié positivement aux niveaux d'*Alternaria*. Un nettoyage du sol par aspirateur moins fréquent qu'une fois par semaine est lié à des concentrations d'*Aspergillus* plus élevées, et l'utilisation d'eau de Javel pour nettoyer certaines pièces du logement est associée à des niveaux plus bas de ce genre.

Enfin, la température et l'humidité relative sont positivement reliées à la concentration de *Cladosporium* et des moisissures totales dans les deux pièces, ainsi qu'à celle d'*Alternaria* dans la chambre ; la relation est négative avec *Penicillium* dans le salon. La relation entre la concentration de CO<sub>2</sub> et *Alternaria* apparaît sous forme de tendance dans les deux pièces, et la relation est positive et significative avec *Aspergillus* dans la chambre.

Ces résultats sont à interpréter avec précaution, la majorité des déterminants ayant été collectés via des questionnaires complétés par les familles elles-mêmes. Certains travaux ont déjà montré que si les informations « techniques » sur le logement collectées par ce biais sont relativement fiables, elles le sont moins en ce qui concerne les aspects reliés à l'humidité et aux moisissures (Engman et al., 2007).

Parmi les moisissures identifiées, les quatre genres peuvent avoir des sources intérieures et extérieures. Cependant, *Aspergillus* et *Penicillium* sont généralement considérés plutôt comme des genres intérieurs, alors que la présence de *Cladosporium* et d'*Alternaria* est plus souvent reliée à des sources extérieures (Meklin et al., 2007).

Ceci peut contribuer à expliquer les différences de concentrations reliées à la saison de prélèvement, aux périodes de chauffage et à l'aération des pièces. Pendant la saison froide, les concentrations des genres intérieurs sont plus élevées, et le fait de chauffer le logement (qui se fait davantage en saison froide, et suppose donc moins d'aération et plus de confinement) est associé positivement au genre intérieur *Aspergillus* et négativement au genre extérieur *Cladosporium*.

Ceci est confirmé par l'association négative significative entre *Alternaria* et la concentration moyenne de CO<sub>2</sub>, directement reliée au confinement. Ceci appuie l'importance des sources extérieures, et l'effet conséquent de facteurs liés à la saison, qu'ils impliquent des échanges avec l'environnement extérieur (aération) ou non (chauffage) (Dassonville et al., 2008). Cependant, notre étude est limitée à une visite unique de chaque logement, ce qui empêche d'investiguer plus précisément l'influence de la saison.

La relation entre les moisissures mesurées dans l'air et la présence de signes visibles d'humidité reste controversée. Certains auteurs rapportent qu'une odeur de moisi ou la présence de moisissures visibles sont prédictives des concentrations mesurées (M.H. Garrett et al., 1998; Krop et al., 2014), d'autres ne signalant aucun effet de ces facteurs (Reponen et al., 2013), ou une association dépendante des signes d'humidité considérés (Reponen et al., 2010).

Dans notre échantillon, les signes d'humidité visibles sont associés aux concentrations d'*Aspergillus* et d'*Alternaria*. La comparaison avec d'autres études doit être menée avec précautions, en considérant précisément la matrice échantillonnée (air, poussière) et la nature du contaminant analysé (concentration de spores,  $\beta$ -glucanes, ADN fongique...).

Au-delà de ces considérations méthodologiques, les différences constatées peuvent aussi être reliées aux différences dans les besoins en eau entre les différents genres et espèces. Tandis que de nombreuses espèces d'*Aspergillus* peuvent se développer sur des surfaces présentant des coefficients d'activité de l'eau (noté  $A_w$ ) inférieurs à 0,8, *Cladosporium* est considéré comme un genre mésophile et nécessite un  $A_w$  entre 0,8 et 0,9 (Li and Yang, 2004).

En ce qui concerne la mesure objective du taux d'humidité relative de l'air, les associations mises en évidence avec *Cladosporium* et les moisissures totales sont cohérentes avec la littérature (Dassonville et al., 2008; M H Garrett et al., 1998; Haas et al., 2007), même si toutes les associations rapportées par ces auteurs ne sont pas significatives. Toutefois, il a été suggéré par ailleurs qu'un taux élevé d'humidité relative pouvait réduire l'aérosolisation de certains types de spores fongiques pour d'autres genres de moisissures (Madsen, 2012). Nous n'avons pas trouvé d'étude portant sur cet aspect pour les genres identifiés dans cette étude dans la littérature.

L'influence de l'âge du bâtiment est variable selon le genre considéré et la pièce échantillonnée. Ceci peut être interprété en termes de qualité de l'isolation. Cependant, le résultat mis en évidence est inverse à ce qui est attendu : dans notre échantillon, les bâtiments plus anciens donc les moins bien isolés, présentent des concentrations plus élevées pour les genres extérieurs. Toutefois, le fait que des travaux récents soient liés à des concentrations plus basses d'*Aspergillus* est cohérent s'il s'agit de travaux d'isolation (changement de fenêtres par exemple) ou du renouvellement de certains revêtements (plafond, mur ou sol) qui pouvaient être le support d'une croissance fongique.

La présence d'animaux domestiques a déjà été décrite comme facteur influençant la contamination fongique des logements, avec un effet positif ou négatif selon les études (Chew et al., 2003; Dassonville et al., 2008; Gehring et al., 2001; Ren et al., 2001; Roussel et al., 2008), mais ce déterminant n'apparaît pas dans nos modèles.

L'influence de l'aération est difficile à interpréter, puisqu'aucune tendance claire ne se dégage ni pour la durée ni pour la fréquence.

La performance des modèles multivariés dépend essentiellement du genre considéré et ne varie pas beaucoup entre les deux pièces pour un même genre. Pour les concentrations mesurées dans la chambre, les coefficients de détermination s'élèvent, par ordre croissant, à 0,07, 0,18, 0,28, 0,44 et 0,61 pour les modèles explicatifs des concentrations *Penicillium*, *Alternaria*, *Aspergillus*, les moisissures totales et *Cladosporium*. Cet ordre est identique pour les

concentrations mesurées dans le salon, et les valeurs des coefficients sont proches (0,09, 0,17, 0,20, 0,40 et 0,55, respectivement). Ainsi, excepté pour *Penicillium* et *Alternaria*, ces modèles permettent d'expliquer entre un tiers et la moitié de la variabilité des concentrations.

En ce qui concerne leur pouvoir prédictif en revanche, leurs performances ne sont pas très élevées, puisque dans la totalité des modèles, l'erreur moyenne de prédiction est voisine de la valeur de la médiane de la distribution correspondante. Ceci signifie qu'utiliser ces modèles dans un objectif prédictif conduit à une erreur assez importante.

### **5.2.2. Moisissures dans les poussières**

Le Tableau 61 présente les principaux déterminants des concentrations des quatre genres de moisissures et des moisissures totales dans les poussières du sol de la chambre.

Tableau 61: Modèles de régression linéaire multivariés pour la concentration des moisissures dans les poussières du sol (# : p&lt;0,1 ; \* : p&lt;0,05)

	<i>Alternaria</i>	<i>Aspergillus</i>	<i>Cladosporium</i>	<i>Penicillium</i>	Moisissures totales
(Intercept)	1,17 *	-1,97	3,36 *	6,03 *	4,58 *
<i>Saison de prélèvement</i>					
hiver (vs. été)	-1,15 *				0,33 #
<i>Période de construction du logement</i>					
1949-1974	1,08 *				
1975-1989	0,20				
1990-2000	1,57 *				
2000-2005	0,39				
<i>Date des derniers travaux</i>					
entre 6 mois et 1 an			-1,44 *		
entre 1 et 5 ans			0,32		
entre 5 et 10 ans			-0,26		
plus de 10 ans			0,63		
<i>Nombre d'occupants</i>					
5	-0,86 *				
6 ou 7	-0,98 #				
<i>Présence d'un jardin</i>					
oui (vs. non)		-1,51 *			
<i>Fréquence d'aération de la chambre (en général)</i>					
1/ semaine ou moins	-0,72 #	0,68		-0,22	
1/semaine à 4/semaine	0,31	-0,87 *		-0,64 #	
>1/ jour	-0,41	-1,02		-1,97 *	
<i>Durée d'aération de la chambre (durant les 5 jours avant le prélèvement)</i>					
< 30 min/jour		0,75	#		
> 30 min/jour		1,12	*		
<i>Traces d'humidité visibles</i>					
dans la chambre (vs. non)				0,86 *	
<i>Présence de chats dans le logement</i>					
oui (vs. non)			0,60 *		0,31
<i>Tabagisme régulier dans le logement</i>					
oui (vs. non)		1,79 *			
<i>Activités dans la chambre pendant la période de prélèvements</i>					
Nettoyage humide sol	1,46 *		-1,26 *		-0,48
<i>Utilisation d'eau de Javel pour le nettoyage pendant les 5 jours précédents</i>					
oui (vs. non)			-0,83 *		
<i>Paramètres d'ambiance</i>					
RH moyenne sur 5 jours		-0,06 *		-0,04 *	
R <sup>2</sup> ajusté	0,22	0,21	0,23	0,12	0,03
RMSE (échelle log10)	1,54	1,83	1,45	1,64	1,07
RMSE (variable brute)	1,3.10 <sup>5</sup>	5,0.10 <sup>4</sup>	1,4.10 <sup>5</sup>	1,5.10 <sup>5</sup>	2,4.10 <sup>5</sup>
RMSE <i>bootstrap</i> (échelle log10)	1,62	1,89	1,51	1,68	1,09
RMSE <i>bootstrap</i> (variable brute)	1,3.10 <sup>5</sup>	1,0.10 <sup>5</sup>	2,1.10 <sup>5</sup>	1,5.10 <sup>5</sup>	2,4.10 <sup>5</sup>

La part de variance expliquée par ces modèles est comparable à celle des modèles pour les concentrations des moisissures dans l'air, exceptés pour *Cladosporium* et les moisissures totales. Les coefficients de détermination  $R^2$  s'élèvent respectivement à 0,03 pour les moisissures totales, 0,12 pour *Penicillium*, 0,23 pour *Cladosporium*, 0,21 pour *Aspergillus* et 0,22 pour *Alternaria*

La saison de prélèvement ne présente un effet que sur le genre *Alternaria* (concentration plus haute en été qu'en hiver) et sur les moisissures totales (supérieures en hiver).

L'âge du bâtiment a un effet uniquement sur les concentrations d'*Alternaria*, les périodes 1949-1974 et 1990-2000 étant associées à des concentrations plus élevées comparativement aux logements bâtis avant 1948. La réalisation de travaux récents dans le logement (6 mois à 1 an) est liée à des niveaux significativement plus bas de *Cladosporium*. Un nombre d'occupants supérieur à 4 est associé à des concentrations plus basses d'*Alternaria*, et la présence d'un jardin à proximité est liée à des niveaux plus bas d'*Aspergillus*.

La présence de chats est associée à des concentrations plus élevées de *Cladosporium*. Comme pour les concentrations dans l'air, l'aération de la chambre présente une association significative. Une aération d'une durée supérieure à 30 min/jour est associée à des concentrations plus élevées de *Cladosporium* ; une aération fréquente est associée à des concentrations plus basses de *Penicillium* et d'*Aspergillus* (1 à 4 fois par semaine). Le fait que le logement soit chauffé est un facteur qui perd sa significativité dans l'analyse multivariée, bien qu'il soit lié à des concentrations plus élevées d'*Aspergillus* et de *Penicillium* et plus basses d'*Alternaria* dans les analyses univariées.

Les signes d'humidité visibles sont associés à des concentrations de *Penicillium* plus élevées. La présence d'un tapis et la nature du revêtement du sol de la chambre ne présentent pas d'effet sur les concentrations des moisissures dans les poussières. Comme pour les concentrations dans l'air, le tabagisme régulier dans le logement présente une association positive significative sur les concentrations d'*Aspergillus*. Enfin, une activité de nettoyage humide du sol de la chambre est associée à des concentrations plus hautes d'*Alternaria* et plus basses de *Cladosporium*, cette dernière association apparaissant également pour l'utilisation d'eau de Javel pour nettoyer une partie du logement dans les 5 jours précédant le prélèvement.

En ce qui concerne les paramètres d'ambiance, l'humidité relative moyenne est associée négativement et significativement aux concentrations d'*Aspergillus* et de *Penicillium*, alors que l'association de la température médiane (positive sur *Alternaria*, négative sur *Penicillium*) n'est significative que dans l'analyse univariée.

Au contraire des concentrations des moisissures dans l'air, les concentrations dans les poussières ne varient pas en fonction de la saison. En réalité, les concentrations fongiques dans

l'air et dans les poussières fournissent deux informations différentes, comme ceci a déjà été suggéré par [Chew et al. \(2003\)](#) et [Reponen et al. \(2010\)](#). Les concentrations dans les poussières sont moins sujettes à des variations rapides, et sont plutôt le reflet d'une exposition cumulée sur le long terme. De plus, la mesure des concentrations fongiques dans les poussières n'est pas forcément représentative de l'exposition par inhalation.

Néanmoins, certains déterminants sont communs aux moisissures dans l'air et dans les poussières. C'est le cas de la présence d'un chat (association positive avec *Cladosporium*), des signes d'humidité (association avec *Penicillium* dans les poussières, et avec *Alternaria* et *Aspergillus* dans l'air), du tabagisme régulier dans le logement (association positive avec les concentrations d'*Aspergillus* dans les deux matrices), de la fréquence et de la durée d'aération de la chambre (association positive avec *Cladosporium* dans l'air et les poussières, et association négative avec *Aspergillus*).

De façon plus inattendue, les sols recouverts de moquette ou au moins d'un tapis ne montrent aucune association avec les concentrations mesurées dans les poussières, comme le montrent d'autres auteurs pour des biomarqueurs fongiques comme l'ergostérol ou les  $\beta$ -glucanes ([Gehring et al., 2001](#); [Giovannangelo et al., 2007](#); [Sordillo et al., 2011](#)).

Les associations négatives entre l'humidité relative et *Penicillium* et *Aspergillus* restent difficiles à interpréter. Ces paramètres étant mesurés dans l'air du salon du logement, il se peut qu'ils soient comparables dans l'air de la chambre, mais qu'ils présentent des différences importantes avec le micro-environnement que constituent les poussières au sol de la chambre.

### 5.2.3. Allergènes

Le Tableau 62 présente les déterminants retenus dans le modèle multivarié pour la concentration des différents allergènes.

La saison de prélèvement présente un effet uniquement sur les concentrations de Der p1, qui sont significativement plus élevées durant la saison froide mais uniquement dans l'analyse univariée (p-value du test de Wilcoxon de 0,001). Les coefficients de détermination des modèles s'élèvent 0,04 pour Der f1, 0,31 pour Der p1, 0,46 pour Fel d1 et 0,60 pour Can f1, respectivement.

L'âge du bâtiment est associé positivement à la concentration de Der p1, Fel d1 et Can f1. Le fait de posséder un chat ou un chien est fortement associé avec la concentration des allergènes correspondants, cette variable présentant un pouvoir explicatif élevé dans l'analyse univariée ( $R^2$  de 0,58 pour le couple avoir un chien – Can f1, et 0,42 pour avoir au moins un chat – Fel d1).

La présence d'une alèse sur le lit de l'enfant est associée à des concentrations plus faibles de Can f1, et une fréquence de nettoyage des draps inférieure à une fois par semaine est associée à des concentrations de Der f1 et Der p1 plus élevées. La concentration de Der p1 est inversement associée à la température, mais positivement associée à la concentration médiane de CO<sub>2</sub>.

**Tableau 62: Modèles de régression linéaire multivariée pour la concentration des allergènes dans les poussières du matelas (# : p<0,1 ; \* : p<0,05)**

	Can f1	Der f1	Der p1	Fel d1
(Intercept)	-1,31 *	-0,08	-6,13	-0,33
<i>Saison de prélèvement</i>				
hiver (vs. été)			0,49	
<i>Chauffage et ventilation pendant les prélèvements</i>				
chauffage (vs. non)			-0,47	
<i>Période de construction du logement</i>				
1949-1974			-0,18	-0,81 *
1975-1989			-0,53	-1,26 *
1990-2000			-1,25 *	-0,93 *
2000-2005			-0,96 *	-0,94 *
<i>Fréquence de lavage des draps</i>				
1 fois / semaine (ref)				
1 fois par semaine à 1 fois par mois		0,49	0,75 *	
1 fois par mois à 1 fois tous les 2 mois		1,33 #	0,80 #	
<i>Présence d'une alèse sur le lit</i>				
oui (vs. non)	-0,69 *			
<i>Animaux dans le logement</i>				
présence d'un chien (vs. non)	3,48 *			
présence d'un chat (vs. non)		-0,76 *		2,55 *
<i>Activités pendant la période de prélèvements</i>				
nettoyage sec des meubles de la chambre				-0,71 #
<i>Paramètres d'ambiance</i>				
concentration moyenne de CO <sub>2</sub> sur 5 jours			3,88 *	
T°C moyenne sur 5 jours			-0,22 *	
R <sup>2</sup> ajusté	0,60	0,04	0,31	0,46
RMSE (échelle log)	1,21	2,07	1,20	1,41
RMSE (variable brute)	5,46	17,7	4,76	12,09
RMSE <i>bootstrap</i> (échelle log)	1,22	2,09	1,25	1,44
RMSE <i>bootstrap</i> (variable brut)	5,56	17,7	4,89	12,12

Les déterminants attendus de Can f1 et Fel d1, à savoir posséder un chien ou un chat (Nicholas et al., 2008, 2010) sont fortement associés aux concentrations de ces allergènes dans les modèles univariés et multivariés. Laver les draps moins souvent qu'une fois par semaine est

associé à une concentration plus élevée de Der f1 et Der p1 dans notre échantillon, comme l'ont déjà montré d'autres travaux ([Perry et al., 2006](#)).

Le type du matelas sur lequel a été fait le prélèvement (ressorts, latex, mousse ou autre) ne présente aucune association avec la concentration des différents allergènes, au contraire de ce qui a été montré par d'autres auteurs mais avec des matériaux moins conventionnels ([Visitsunthorn, 2010](#)).

### 5.3. Discussion sur les modèles

Des méthodes de modélisation simples ont donc permis de construire des modèles explicatifs pour les concentrations des différents polluants chimiques et biocontaminants à partir d'un certain nombre de variables issues du questionnaire et des paramètres d'ambiance mesurés.

Pour certains composés, il est surprenant de constater que des déterminants bien connus n'apparaissent pas dans les modèles. Cependant, comme l'avaient déjà suggéré [Edwards et al. \(2001\)](#) pour certains COV, il se peut que des sources individuelles fortes de certains composés n'apparaissent pas au niveau de l'ensemble de l'échantillon du fait de leur prévalence, soit très faible soit très élevée. Cependant, ces déterminants peuvent jouer un rôle très important au niveau individuel, et c'est l'intérêt de la mise en œuvre des modèles logistiques, qui se focalisent sur les logements les plus fortement contaminés. Dans les modèles présentés ici, c'est le cas par exemple pour le toluène, où le fait d'avoir fait des travaux dans le logement durant la période de prélèvement apparaît de façon assez forte uniquement dans le modèle logistique. De plus, les modèles logistiques éliminent certaines variables à la limite de la significativité dans l'analyse linéaire (indiquant donc qu'il ne s'agit pas des contributeurs majeurs) ou dont le sens de l'association est parfois difficile à interpréter, comme par exemple la température et l'humidité relative pour le limonène.

De plus, il est à noter que si les pratiques d'aération interviennent dans quelques modèles, le fait que les logements soient équipés d'une VMC fonctionnelle n'apparaît pour aucun contaminant, alors que le TRA ou la concentration en CO<sub>2</sub>, traduisant le confinement, sont des prédicteurs pertinents. Il a déjà été montré que les dispositifs de ventilation mécanique localisés (généralement limités à la cuisine, aux salles de bain et aux toilettes) ne sont qu'un élément mineur de la ventilation globale des logements, comparativement à la circulation de l'air qui se fait à travers l'enveloppe perméable des logements et l'aération provoquée par l'ouverture des portes et des fenêtres. Ceci confirme donc les résultats d'autres auteurs ([Cheng et al., 2015](#); [Gilbert et al., 2006](#); [Sherman and Hodgson, 2004](#); [Wallace et al., 2002](#)), selon lesquels l'effet de la ventilation sur la concentration des COV est majoritairement lié à ces échanges d'air.

Par ailleurs, les variables prédictives proviennent de données issues d'auto-questionnaires. Les limites qui apparaissent dans l'exploitation de ces données qui sont discutées dans la section 4.3.7.3 s'appliquent également pour la construction de ces modèles.

En termes de performances, les modèles linéaires permettent d'expliquer entre 5 et 60 % de la variabilité des concentrations. Un coefficient de détermination faible invite à s'interroger sur la pertinence des variables explicatives retenues pour la modélisation, voire sur la pertinence des éléments du questionnaire. Ceci questionne également la pertinence du modèle lui-même, puisqu'il suppose par nature une relation linéaire entre les prédicteurs et la variable expliquée alors que ceci n'est pas forcément le cas. Le modèle logistique, mis en œuvre en parallèle, permet justement de contourner les hypothèses fortes du modèle linéaire.

Par rapport à leurs performances prédictives, il est à souligner que la différence entre le RMSE calculé sur une seule prédiction et le RMSE calculé par *bootstrap* est relativement faible pour l'ensemble des modèles. Ceci signifie que ces modèles sont peu sujets à la variabilité liée à l'échantillonnage, et sont donc relativement robustes. Même si une erreur est commise lors de la prédiction, il est possible d'en avoir une idée relativement précise.

Enfin, mis à part quelques contaminants particuliers, les modèles de régression logistiques présentent une capacité de discrimination intéressante, mais tous souffrent d'un manque certain de sensibilité. Dans le contexte d'utilisation future de ces modèles, il s'agit d'un aspect sur lequel il est nécessaire de les améliorer, afin de maximiser l'identification des logements les plus contaminés.

#### **5.4. Capacités prédictives des modèles pour la cohorte Pélagie**

Les tableaux suivants présentent les indicateurs de performance des modèles complets (présentés en détails dans la section 5.1), des modèles semi-complets limités aux variables du questionnaire utilisé pour leur construction (sans les paramètres d'ambiance), et des modèles limités aux seules variables incluses dans les questionnaires de la cohorte Pélagie.

Pour la plupart des polluants chimiques et des biocontaminants, le  $R^2$  ajusté diminue de façon conséquente en passant du modèle complet au modèle sans les paramètres d'ambiance et au modèle restreint aux variables du suivi Pélagie. Comme cet indicateur prend en compte le nombre de variables, sa diminution n'est pas liée à la réduction du nombre de variables, mais traduit plutôt l'importance des paramètres d'ambiance pour expliquer la variabilité des concentrations. Cependant, il est à souligner que le RMSE ne présente pas d'augmentation

importante (relativement à l'échelle des concentrations mesurées) avec la réduction du nombre de variables.

**Tableau 63: Indicateurs de performance des modèles complets, semi-complets (sans paramètres d'ambiance) et restreints aux variables disponibles dans le suivi de Pélagie (polluants chimiques). p : nombre de variables, R<sup>2</sup> : R<sup>2</sup> ajusté, RMSE : RMSE *bootstrap***

	Modèle complet			Modèle semi-complet			Modèle restreint aux variables Pélagie		
	p	R <sup>2</sup>	RMSE	p	R <sup>2</sup>	RMSE	p	R <sup>2</sup>	RMSE
formaldéhyde	17	0,41	11,9	15	0,18	13,8	8	0,08	14,6
acétaldéhyde	8	0,29	7,9	7	0,07	8,8	6	0,06	8,8
hexanal	17	0,37	13,2	14	0,16	14,1	3	0,12	15,7
toluène	13	0,26	17,9	13	0,26	17,9	12	0,25	18,3
limonène	7	0,35	23,7	4	0,13	28	1	0,01	30,2
n-butanol	7	0,17	5,2	6	0,11	5,2	6	0,11	5,2
n-dodécane	6	0,13	21,5	6	0,13	21,5	3	0,07	21,9
2-butoxyethanol	15	0,38	2,9	13	0,3	3	11	0,26	3,2
DEHP	10	0,28	21,5	8	0,21	21,7	6	0,16	22,3
DEP	8	0,22	317	6	0,05	307	6	0,05	308
DMP	8	0,2	210	7	0,1	218	3	0,02	219
galaxolide	12	0,24	134	10	0,2	135	4	0,04	143

**Tableau 64: Indicateurs de performance des modèles complets, semi-complets (sans paramètres d'ambiance) et restreints aux variables disponibles dans le suivi de Pélagie (moisissures dans l'air). p : nombre de variables, R<sup>2</sup> : R<sup>2</sup> ajusté, RMSE : RMSE *bootstrap***

	Modèle complet			Modèle semi-complet			Modèle restreint aux variables Pélagie		
	p	R <sup>2</sup>	RMSE	p	R <sup>2</sup>	RMSE	p	R <sup>2</sup>	RMSE
<b>Air de la chambre</b>									
<i>Alternaria</i>	6	0,18	11	4	0,07	11	4	0,07	11
<i>Aspergillus</i>	19	0,28	144	17	0,27	140	15	0,21	138
<i>Cladosporium</i>	9	0,61	390	7	0,39	395	6	0,36	405
<i>Penicillium</i>	5	0,07	262	5	0,07	262	4	0,05	261
Moisissures totales	11	0,44	711	9	0,3	704	5	0,26	723
<b>Air du salon</b>									
<i>Alternaria</i>	13	0,17	10	12	0,16	10	9	0,1	10
<i>Aspergillus</i>	8	0,2	156	8	0,2	156	6	0,17	157
<i>Cladosporium</i>	7	0,55	377	5	0,35	402	1	0,29	423
<i>Penicillium</i>	3	0,09	244	2	0,07	247	2	0,07	247
Moisissures totales	6	0,4	723	3	0,22	764	2	0,21	762

Le Tableau 65 présente la valeur du coefficient  $\kappa$  pondéré, reflet de la concordance de classement dans les différents quartiles de la distribution des concentrations observées et prédites par les différents modèles.

Tableau 65: coefficients  $\kappa$  pondérés de correspondance pour la prédiction des quartiles des différents modèles. Les cases vides indiquent que le  $\kappa$  n'a pas pu être calculé.

	Modèle complet versus Mesures	Modèle semi-complet versus Modèle complet	Modèle Pélagie versus Modèle complet	Modèle Pélagie versus Mesures
formaldéhyde	0,66	0,68	0,45	0,35
acétaldéhyde	0,50	0,42	0,42	0,25
hexanal	0,61	0,60		
toluène	0,50	0,92	0,92	0,50
limonène	0,59			
n-butanol	0,55	0,76	0,76	0,38
n-dodécane	0,25			
2-butoxyethanol	0,60	0,79	0,71	0,51
DEHP	0,53	0,78	0,57	0,32
DMP	0,46	0,67		
galaxolide	0,46	0,87	0,38	0,16
<b>Air de la chambre</b>				
<i>Alternaria</i>	0,16			
<i>Aspergillus</i>				
<i>Cladosporium</i>	0,80	0,78	0,78	0,60
<i>Penicillium</i>	0,19			
Moisissures totales	0,61	0,78	0,74	0,50
<b>Air du salon</b>				
<i>Alternaria</i>	0,50	0,92	0,73	0,73
<i>Aspergillus</i>				
<i>Cladosporium</i>	0,71	0,76		
<i>Penicillium</i>	0,17			
Moisissures totales	0,61			

Pour un certain nombre de composés, les modèles sans les paramètres d'ambiance ou restreints aux variables des questionnaires Pélagie ont tendance à prédire beaucoup de valeurs égales et proche de la moyenne pour l'ensemble des logements. Ceci ne permet donc pas de dégager des quartiles de la distribution, et le coefficient  $\kappa$  ne peut pas être calculé.

A quelques exceptions près, il apparait donc que les modèles Pélagie produisent un classement moins performant que les modèles complets, soulignant l'importance des différentes variables descriptives du logement et des conditions de prélèvement.

*Des méthodes simples de régression (linéaire et logistique) ont été associées à un processus de sélection de variables basé à la fois sur des critères statistiques et sur les connaissances de la littérature et des conditions de prélèvement. Elles ont permis de construire des modèles explicatifs des concentrations d'un certain nombre de composés. Ces modèles présentent des performances en termes de  $R^2$  ajusté qui varient selon les composés, traduisant la difficulté à identifier tous les déterminants pertinents par questionnaire. Ils soulignent également l'impact important des paramètres d'ambiance sur ces concentrations.*

*L'évaluation des performances prédictives de ces modèles indique, en première approche, une erreur moyenne de prédiction du même ordre de grandeur que l'écart type de la distribution correspondante, pour les modèles complets et pour la plupart des modèles limités aux variables des questionnaires Pélagie.*

*Néanmoins, dans le cadre d'études épidémiologiques où l'exposition est souvent catégorisée en différentes classes, la performance des modèles complets est relativement limitée, et diminue de manière importante en se restreignant aux variables de l'étude Pélagie. Ceci met en évidence l'importance, pour les futurs questionnaires de suivi et en fonction de l'issue de santé étudiée, de collecter des informations plus nombreuses et plus précises sur l'environnement intérieur dans lequel vivent les enfants.*



## Conclusion et perspectives

---

Cette étude a permis de dresser un état des lieux de la contamination chimique et biologique de l'air intérieur dans 150 logements en Bretagne. Elle met en évidence la présence ubiquitaire de nombreux contaminants à des niveaux parfois élevés au regard de valeurs guides ou de valeurs associées à un effet sur la santé dans la littérature.

En considérant plus particulièrement les contaminants mesurés, ce travail permet de renforcer les données de la littérature déjà conséquente quant à la présence de composés comme les aldéhydes et les autres COV, dont la présence dans les logements a été déjà bien décrite.

Il contribue également à enrichir les données sur la contamination des logements français par les moisissures et les allergènes, données qui sont à l'heure actuelle moins nombreuses. De plus, il est important de noter qu'il s'agit de la première étude décrivant les concentrations (et, de façon préliminaire, quelques déterminants) de phtalates et de muscs synthétiques dans l'air d'un échantillon aussi important de logements français. La première étude de ce type, également menée par notre équipe, présente des résultats descriptifs dans 30 logements pour ces composés et d'autres COSV. Enfin, peu d'auteurs ont mesuré, dans les conditions réelles, l'exposition aux THM liés à l'utilisation de l'eau pour la douche, aspect sur lequel notre étude apporte également des données originales.

Au-delà de l'intérêt de ces données en termes descriptifs, les différentes approches mises en œuvre pour leur exploitation sont également des apports de ce travail. Les analyses multivariées menées séparément dans chaque famille de contaminant ont permis de mettre en évidence certains composés dont les concentrations varient de façon semblable d'un logement à l'autre, et qui sont donc probablement sous l'influence de sources et de facteurs identiques ou très proches. Les techniques de prélèvement et d'analyse disponibles pour la mesure de ces contaminants (les moisissures, les COV et COSV) permettent de quantifier un grand nombre de composés par une seule analyse ; l'information de leur regroupement n'a donc que peu d'intérêt sur le plan analytique. En revanche, elle a permis d'optimiser de façon conséquente le travail de modélisation en sélectionnant un certain nombre de contaminants traceurs pour lesquels les modèles explicatifs ont été construits.

Ces modèles présentent des performances explicatives assez variables selon les composés, et certaines associations avec des prédicteurs se démarquent des éléments disponibles dans la littérature, notamment les études d'émission de certains matériaux ou l'analyse directe de certains produits d'usage courant. Cependant, ce travail d'identification des prédicteurs et de modélisation est limité par plusieurs facteurs. D'une part, il existe une très grande variabilité de produits susceptibles d'être retrouvés dans les logements, qu'il s'agisse de matériaux de construction, de décoration ou d'ameublement, ainsi que des produits d'usage courant.

Un même composé chimique peut être inclus dans des produits destinés à des usages différents (parfum d'ambiance, produit d'entretien, cosmétiques par exemple), et différents produits destinés à un même usage (nettoyage du sol par exemple) peuvent inclure des composés différents. Par conséquent, il est possible que cette variabilité n'apparaisse pas au travers d'un simple questionnaire, qui est basé sur des activités décrites de façon générale.

D'autre part, il est connu que l'environnement extérieur des logements peut avoir une forte influence sur les concentrations intérieures de certains contaminants, notamment pour les moisissures. Les concentrations extérieures n'ayant pas pu être mesurées dans le cadre de ce travail, il n'est pas surprenant que les modèles correspondants n'expliquent qu'une part de la variabilité des concentrations pour les contaminants en question.

Enfin, certains aspects méthodologiques, discutés dans les parties correspondantes de ce manuscrit, sont évidemment à prendre en compte, notamment ceux liés à la taille de l'échantillon, à notre capacité limitée à prendre en compte l'effet de la saisonnalité, au choix des composés mesurés et des informations collectées par les questionnaires.

Si la puissance statistique de toutes les analyses, y compris les modèles, est limitée par le faible effectif de l'échantillon, cette étude est l'une des seules à tester séparément la capacité explicative et prédictive des modèles proposés par une technique de validation interne. Les modèles élaborés pour les polluants traceurs (et encore en cours d'élaboration pour la typologie des logements) serviront par la suite à estimer les niveaux d'exposition à différents polluants des enfants, à partir d'un questionnaire renseigné par les parents sur leurs lieux de vie, dans le cadre d'une future étude cas-témoins conduite au sein de la cohorte Pélagie. Dans ce cadre, il est indispensable de s'assurer que ces modèles constituent des outils fiables s'ils sont utilisés sur une population différente de celle utilisée pour leur construction. Les analyses menées en se restreignant aux variables disponibles dans le suivi de la cohorte Pélagie suggèrent que cette approche est pertinente.

Par ailleurs, l'utilisation de méthodes d'analyse statistique multivariée pour la création d'une typologie des logements prenant en compte leur contamination chimique et biologique globale est également un apport conséquent de ce travail. A notre connaissance, la littérature actuelle est limitée à des travaux étudiant séparément certains composés isolés ou certaines familles de composés (aldéhydes, COV, COSV, moisissures), mais aucune ne s'est attachée à mesurer la concentration d'un panel aussi large de contaminants, et surtout à explorer les relations qui existent entre ces différentes familles et ces différents composés, dans une approche multivariée.

Les classes de logements créées uniquement à partir de leur profil de multi-contamination ont pu être décrites selon certaines propriétés des logements. Les différentes caractérisations sont

cohérentes entre elles, ce qui conforte l'intérêt de cette approche pour la prise en compte de la multi-contamination.

Ce travail de thèse ouvre donc des perspectives sur deux plans différents : celui de l'amélioration des connaissances, et celui de la gestion des risques.

Pour le premier, le travail se poursuit actuellement pour la construction d'un modèle prédictif de la typologie de logements, les méthodes classiques de régression et de classification n'ayant pas montré de résultats satisfaisants. A l'heure où le paradigme « une substance, une dose, un impact sanitaire » est remis en question, et en particulier dans le contexte de l'étude de pathologies respiratoires multifactorielles, disposer d'outils qui prennent en compte simultanément un ensemble d'expositions présente un certain intérêt, et le modèle prédictif de cette typologie pourrait en constituer un. Une étape de validation sera nécessaire avant de pouvoir utiliser ce modèle comme outil d'évaluation de l'exposition, tout comme pour les modèles prédictifs des concentrations individuelles des polluants proposés dans ce travail.

Par ailleurs, les performances explicatives des modèles construits suggèrent la nécessité de conduire des travaux complémentaires. En effet, il est difficile d'apporter des éléments tranchés sur les sources des différents composés et les facteurs qui influencent leur concentration. Les sources sont multiples et parfois difficiles à identifier, et l'utilisation de la plupart de ces composés dans les produits d'usage courants n'étant pas réglementée, elle n'est pas systématiquement affichée. Depuis janvier 2012, un étiquetage a été mis en place pour les produits de construction, les revêtements de sol et muraux et les peintures et vernis, visant à informer les consommateurs sur les émissions de certains COV par ces matériaux. Cependant, un grand nombre d'autres produits sont également des sources de COV et COSV, souvent difficiles à caractériser au vu de la variété de leurs usages et des facteurs qui influencent les émissions.

En termes de gestion des risques, ce travail montre que de nombreux polluants chimiques sont détectés dans l'intégralité ou la quasi-intégralité des logements. Or, pour un nombre important d'entre eux, notamment les phtalates, les muscs synthétiques, il n'existe aucune valeur de référence pour la qualité de l'air intérieur. Cette étude peut donc contribuer à prioriser les substances qui pourraient faire l'objet de la construction d'une VGAI par l'ANSES et dans sa suite, de valeurs de gestion par le Haut Conseil de la Santé Publique.

Inscrit au départ dans une perspective épidémiologique (l'élaboration d'un outil prédictif des concentrations de multiples polluants de l'air intérieur pouvant être appliqué sur des grands échantillons de logements pour l'étude du risque sanitaire), ce travail apporte des informations originales sur l'état de la multi-contamination de logements dans une région française et de ses facteurs contributifs. *In fine*, il peut servir à prioriser les efforts des autorités compétentes visant à poursuivre la tâche d'élaboration des repères pour la gestion de la qualité de l'air intérieur.



## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

- Adgate, J.L., Church, T.R., Ryan, A.D., Ramachandran, G., Fredrickson, A.L., Stock, T.H., Morandi, M.T. and Sexton, K. (2004) Outdoor, Indoor, and Personal Exposure to VOCs in Children, *Environ. Health Perspect.*, **112**, 1386–1392.
- Afshari, A., Gunnarsen, L., Clausen, P. a. and Hansen, V. (2004) Emission of phthalates from PVC and other materials, *Indoor Air*, **14**, 120–128.
- Afsset (2007) *Valeurs guides de qualité de l'air intérieur : le formaldéhyde*.
- Afsset (2008) *Valeurs guides de qualité de l'air intérieur : le benzène*.
- Ait Bamai, Y., Araki, A., Kawai, T., Tsuboi, T., Saito, I., Yoshioka, E., Kanazawa, A., Tajima, S., Shi, C., Tamakoshi, A. and Kishi, R. (2014) Associations of phthalate concentrations in floor dust and multi-surface dust with the interior materials in Japanese dwellings, *Sci. Total Environ.*, Elsevier B.V., **468-469**, 147–157.
- Ait Bamai, Y., Shibata, E., Saito, I., Araki, A., Kanazawa, A., Morimoto, K., Nakayama, K., Tanaka, M., Takigawa, T., Yoshimura, T., Chikara, H., Saijo, Y. and Kishi, R. (2014) Exposure to house dust phthalates in relation to asthma and allergies in both children and adults, *Sci. Total Environ.*, **485-486**, 153–163.
- Anandan, C., Nurmatov, U., van Schayck, O.C.P. and Sheikh, a (2010) Is the prevalence of asthma declining? Systematic review of epidemiological studies., *Allergy*, **65**, 152–167.
- Annesi-Maesano, I., Oryszczyn, M.P., Raheison, C., Kopferschmitt, C., Pauli, G., Taytard, A., Tunon De Lara, M., Vervloet, D. and Charpin, D. (2004) Increased prevalence of asthma and allied diseases among active adolescent tobacco smokers after controlling for passive smoking exposure. A cause for concern ?, *Clin. Exp. Allergy*, **34**, 1017–1023.
- Annesi-Maesano, I., Moreau, D., Caillaud, D., Lavaud, F., Le Moullec, Y., Taytard, A., Pauli, G. and Charpin, D. (2007) Residential proximity fine particles related to allergic sensitisation and asthma in primary school children, *Respir. Med.*, **101**, 1721–9.
- Annesi-Maesano, I., Mourad, C., Daures, J.-P., Kalaboka, S. and Godard, P. (2009) Time trends in prevalence and severity of childhood asthma and allergies from 1995 to 2002 in France., *Allergy*, **64**, 798–800.
- Annesi-Maesano, I., Hulin, M., Lavaud, F., Raheison, C., Kopferschmitt, C., de Blay, F., Charpin, D. and Caillaud (2012) Poor air quality in classrooms related to asthma and rhinitis in primary schoolchildren of the French 6 Cities Study, *Thorax*, **67**, 682–8.
- Anses (2014) *Proposition de valeurs guides de la qualité d'air intérieur : l'acétaldéhyde*.
- Araki, A., Kanazawa, A., Kawai, T., Eitaki, Y., Morimoto, K., Nakayama, K., Shibata, E., Tanaka, M., Takigawa, T., Yoshimura, T., Chikara, H., Saijo, Y. and Kishi, R. (2012) The relationship between exposure to microbial volatile organic compound and allergy prevalence in single-family homes, *Sci. Total Environ.*, **423**, 18–26.
- Arshad, S.H. (2003) Indoor allergen exposure in the development of allergy and asthma, *Curr. Allergy Asthma Rep.*, **3**, 115–120.
- Arshad, S.H. (2010) Does exposure to indoor allergens contribute to the development of asthma and allergy?, *Curr. Allergy Asthma Rep.*, **10**, 49–55.

- Arshad, S.H., Kurukulaaratchy, R.J., Fenn, M. and Matthews, S. (2005) Early life risk factors for current wheeze, asthma, and bronchial hyperresponsiveness at 10 years of age, *Chest*, **127**, 502–8.
- Asher, M.I., Montefort, S., Björkstén, B., Lai, C.K.W., Strachan, D.P., Weiland, S.K. and Williams, H. (2006) Worldwide time trends in the prevalence of symptoms of asthma, allergic rhinoconjunctivitis, and eczema in childhood: ISAAC Phases One and Three repeat multicountry cross-sectional surveys, *Lancet*, **368**, 733–43.
- Bachert, C., van Cauwenberge, P., Olbrecht, J. and van Schoor, J. (2006) Prevalence, classification and perception of allergic and nonallergic rhinitis in Belgium., *Allergy*, **61**, 693–8.
- Backer, L.C., Ashley, D.L., Bonin, M. a, Cardinali, F.L., Kieszak, S.M. and Wooten, J. V (2000) Household exposures to drinking water disinfection by-products: whole blood trihalomethane levels, *J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol.*, **10**, 321–6.
- Baiz, N. and Annesi-Maesano, I. (2012) Is the asthma epidemic still ascending?, *Clin. Chest Med.*, **33**, 419–29.
- Barbee, S., Thackara, J., Rinehart, W. and others (1983) Acute inhalation toxicology of nitrogen trichloride, *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.*, **44**, 145.
- Becker, K., Seiwert, M., Angerer, J., Heger, W., Koch, H.M., Nagorka, R., Roskamp, E., Schlüter, C., Seifert, B. and Ullrich, D. (2004) DEHP metabolites in urine of children and DEHP in house dust, *Int. J. Hyg. Environ. Health*, **207**, 409–17.
- Becker, K., Göen, T., Seiwert, M., Conrad, A., Pick-Fuss, H., Müller, J., Wittassek, M., Schulz, C. and Kolossa-Gehring, M. (2009) GerES IV: phthalate metabolites and bisphenol A in urine of German children, *Int. J. Hyg. Environ. Health*, **212**, 685–92.
- Bekö, G., Weschler, C.J., Langer, S., Callesen, M., Toftum, J. and Clausen, G. (2013) Children's phthalate intakes and resultant cumulative exposures estimated from urine compared with estimates from dust ingestion, inhalation and dermal absorption in their homes and daycare centers, *PLoS One*, **8**, e62442.
- Bekö, G., Callesen, M., Weschler, C.J., Toftum, J., Langer, S., Sigsgaard, T., Høst, A., Kold Jensen, T. and Clausen, G. (2015) Phthalate exposure through different pathways and allergic sensitization in preschool children with asthma, allergic rhinoconjunctivitis and atopic dermatitis, *Environ. Res.*, **137**, 432–439.
- Bergh, C., Torgrip, R., Emenius, G. and Ostman, C. (2011) Organophosphate and phthalate esters in air and settled dust - a multi-location indoor study, *Indoor Air*, **21**, 67–76.
- Bernard, A., Carbonnelle, S., de Burbure, C., Michel, O. and Nickmilder, M. (2006) Chlorinated pool attendance, atopy, and the risk of asthma during childhood, *Environ. Health Perspect.*, **114**, 1567.
- Bernstein, J.A., Bobbitt, R.C., Levin, L., Floyd, R., Crandall, M.S., Shalwitz, R.A., Seth, A. and Glazman, M. (2006) Health effects of ultraviolet irradiation in asthmatic children's homes., *J. Asthma*, **43**, 255–62.
- Bertelsen, R., Lødrup Carlsen, K.C., Calafat, A.M., Hoppin, J.A., Haland, G., Mowinckel, P., Carlsen, K.-H. and Lovik, M. (2013) Urinary biomarkers for phthalates associated with asthma in Norwegian children, *Environ. Health Perspect.*, **121**, 251–256.

- Bertelsen, R.J., Carlsen, K.C.L., Granum, B., Carlsen, K.H., Håland, G., Devulapalli, C.S., Munthe-Kaas, M.C., Mowinckel, P. and Løvik, M. (2010) Do allergic families avoid keeping furry pets?, *Indoor Air*, **20**, 187–195.
- Billionnet, C., Gay, E., Kirchner, S., Leynaert, B. and Annesi-Maesano, I. (2011) Quantitative assessments of indoor air pollution and respiratory health in a population-based sample of French dwellings, *Environ. Res.*, **111**, 425–34.
- Blanchard, O., Glorennec, P., Mercier, F., Bonvallet, N., Chevrier, C., Ramalho, O., Mandin, C. and Le Bot, B. (2014) Semivolatile organic compounds in indoor air and settled dust in 30 French dwellings, *Environ. Sci. Technol.*, **48**, 3959–69.
- Boor, B.E., Järnström, H., Novoselac, A. and Xu, Y. (2014) Infant exposure to emissions of volatile organic compounds from crib mattresses., *Environ. Sci. Technol.*, **48**, 3541–9.
- Bornehag, C.-G. and Nanberg, E. (2010) Phthalate exposure and asthma in children, *Int. J. Androl.*, **33**, 333–45.
- Bornehag, C.-G., Blomquist, G., Gyntelberg, F., Järvholm, B., Malmberg, P., Nordvall, L., Nielsen, A., Pershagen, G. and Sundell, J. (2001) Nordic interdisciplinary review of the scientific evidence on associations between exposure to ‘Dampness’ in buildings and health effects, *Indoor Air*, **11**, 72–86.
- Bornehag, C.-G., Sundell, J. and Sigsgaard, T. (2004) Dampness in buildings and health (DBH): Report from an ongoing epidemiological investigation on the association between indoor environmental factors and health effects among children in Sweden, *Indoor Air*, **14 Suppl 7**, 59–66.
- Bornehag, C.-G., Sundell, J., Weschler, C.J., Sigsgaard, T., Lundgren, B., Hasselgren, M. and Hägerhed-Engman, L. (2004) The Association between Asthma and Allergic Symptoms in Children and Phthalates in House Dust: A Nested Case-Control Study, *Environ. Health Perspect.*, **112**, 1393–1397.
- Bornehag, C.-G., Lundgren, B., Weschler, C.J., Sigsgaard, T., Hagerhed-Engman, L. and Sundell, J. (2005) Phthalates in Indoor Dust and Their Association with Building Characteristics, *Environ. Health Perspect.*, **113**, 1399–1404.
- Boulay, M.-E. and Boulet, L.-P. (2003) The relationships between atopy, rhinitis and asthma: pathophysiological considerations., *Curr. Opin. Allergy Clin. Immunol.*, **3**, 51–5.
- Brown, S.K. (2002) Volatile organic pollutants in new and established buildings in Melbourne, Australia., *Indoor Air*, **12**, 55–63.
- Bruinen De Bruin, Y., Kotzias, D. and Kephelopoulos, S. (2005) *Characterization of Indoor Sources (COSI). Emissions of chemical substances from materials and products.*
- Bundy, K.W., Gent, J.F., Beckett, W., Bracken, M.B., Belanger, K., Triche, E. and Leaderer, B.P. (2009) Household airborne Penicillium associated with peak expiratory flow variability in asthmatic children, *Ann. Allergy, Asthma Immunol.*, **103**, 26–30.
- Bush, R.K. (2008) Indoor allergens, environmental avoidance, and allergic respiratory disease., *Allergy Asthma Proc.*, **29**, 575–9.
- Carlstedt, F., Jönsson, B. a G. and Bornehag, C.-G. (2013) PVC flooring is related to human uptake of phthalates in infants., *Indoor Air*, **23**, 1–8.

- Carter, E.R., Debley, J.S. and Redding, G.R. (2006) Chronic productive cough in school children: prevalence and associations with asthma and environmental tobacco smoke exposure, *Cough*, **2**, 11.
- Cartier, C., Warembourg, C., Le Maner-Idrissi, G., Lacroix, A., Rouget, F., Monfort, C., Limon, G., Saint-Amour, D., Cordier, S. and Chevrier, C. (2015) Association between organophosphate insecticide exposure and children's cognitive development: results from the mother-child PELAGIE cohort, *Environ. Health Perspect.*, **revisions** .
- Celedón, J.C., Milton, D.K., Ramsey, C.D., Litonjua, A. a., Ryan, L., Platts-Mills, T. a E. and Gold, D.R. (2007) Exposure to dust mite allergen and endotoxin in early life and asthma and atopy in childhood, *J. Allergy Clin. Immunol.*, **120**, 144–149.
- Charisiadis, P., Andra, S.S., Makris, K.C., Christophi, C. a, Skarlatos, D., Vamvakousis, V., Kargaki, S. and Stephanou, E.G. (2015) Spatial and seasonal variability of tap water disinfection by-products within distribution pipe networks., *Sci. Total Environ.*, **506-507**, 26–35.
- Charpin, D. and Caillaud, D. (2014) Épidémiologie De L'Allergie Pollinique, *Rev. Mal. Respir.*, **31**, 365–374.
- Chen, C.M., Tischer, C., Schnappinger, M. and Heinrich, J. (2010) The role of cats and dogs in asthma and allergy - a systematic review, *Int. J. Hyg. Environ. Health*, **213**, 1–31.
- Cheng, M., Galbally, I.E., Molloy, S.B., Selleck, P.W., Keywood, M.D., Lawson, S.J., Powell, J.C., Gillett, R.W. and Dunne, E. (2015) Factors controlling volatile organic compounds in dwellings in Melbourne, Australia, *Indoor Air*, n/a–n/a.
- Chew, G.L., Rogers, C., Burge, H. a, Muilenberg, M.L. and Gold, D.R. (2003) Dustborne and airborne fungal propagules represent a different spectrum of fungi with differing relations to home characteristics., *Allergy*, **58**, 13–20.
- Cho, S.-H., Reponen, T., Bernstein, D.I., Olds, R., Levin, L., Liu, X., Wilson, K. and LeMasters, G. (2006) The effect of home characteristics on dust antigen concentrations and loads in homes, *Sci. Total Environ.*, **371**, 31–43.
- Choi, H., Schmidbauer, N., Spengler, J. and Bornehag, C.-G. (2010) Sources of propylene glycol and glycol ethers in air at home., *Int. J. Environ. Res. Public Health*, **7**, 4213–37.
- Chung, K. and Pavord, I. (2008) Prevalence, pathogenesis, and causes of chronic cough, *Lancet*, **371**, 1364–1374.
- Clarisse, B., Laurent, A.M., Seta, N., Le Moullec, Y., El Hasnaoui, A. and Momas, I. (2003) Indoor aldehydes: measurement of contamination levels and identification of their determinants in Paris dwellings, *Environ. Res.*, **92**, 245–253.
- Clark, N. a, Allen, R.W., Hystad, P., Wallace, L., Dell, S.D., Foty, R., Dabek-Zlotorzynska, E., Evans, G. and Wheeler, A.J. (2010) Exploring variation and predictors of residential fine particulate matter infiltration, *Int. J. Environ. Res. Public Health*, **7**, 3211–24.
- Clausen, P.A., Hansen, V., Gunnarsen, L., Afshari, A. and Wolkoff, P. (2004) Emission of di-2-ethylhexyl phthalate from PVC flooring into air and uptake in dust: emission and sorption experiments in FLEC and CLIMPAQ., *Environ. Sci. Technol.*, **38**, 2531–7.
- Costet, N., Garlantézec, R., Monfort, C., Rouget, F., Gagnière, B., Chevrier, C. and Cordier, S. (2012) Environmental and urinary markers of prenatal exposure to drinking water disinfection by-products, fetal growth, and duration of gestation in the PELAGIE birth cohort (Brittany, France, 2002-2006), *Am. J. Epidemiol.*, **175**, 263–75.

- Crook, B. and Burton, N.C. (2010) Indoor moulds, Sick Building Syndrome and building related illness, *Fungal Biol. Rev.*, **24**, 106–113.
- Dannemiller, K.C., Murphy, J.S., Dixon, S.L., Pennell, K.G., Suuberg, E.M., Jacobs, D.E. and Sandel, M. (2013) Formaldehyde concentrations in household air of asthma patients determined using colorimetric detector tubes, *Indoor Air*, **23**, 285–94.
- Dassonville, C. (2008) Evaluation de l'environnement domestique de nouveau-nés franciliens, Paris Descartes.
- Dassonville, C., Demattei, C., Detaint, B., Barral, S., Bex-Capelle, V. and Momas, I. (2008) Assessment and predictors determination of indoor airborne fungal concentrations in Paris newborn babies' homes, *Environ. Res.*, **108**, 80–5.
- Dassonville, C., Demattei, C., Laurent, A.-M., Le Moullec, Y., Seta, N. and Momas, I. (2009) Assessment and predictor determination of indoor aldehyde levels in Paris newborn babies' homes, *Indoor Air*, **19**, 314–23.
- Dassonville, C., Mandin, C. and Kirchner, S. (2014) Pollutions à l'intérieur des espaces clos : sources, niveaux et impact sanitaire. Volet 1 : contaminants biologiques, *Arch. des Mal. Prof. l'Environnement*, **75**, 433–441.
- Davis, D.L., Bell, M.I. and Fletcher, T. (2002) A Look Back at the London Smog of A Half Century Later :, *Environ. Health Perspect.*, **110**, 734–735.
- Declercq, C., Pascal, M., Chanel, O., Corso, M., Ung, A., Pascal, L., Blanchard, M., Larrieu, S. and Medina, S. (2012) *Impact sanitaire de la pollution atmosphérique dans neuf villes françaises (projet Aphekom)*.
- Deguen, S., Fiestas, L.I. and Zmirou-Navier, D. (2012) Housing-related inequalities. In: *Environmental Health Inequalities in Europe*, 22–49.
- Delmas, M.-C. and Fuhrman, C. (2010) [Asthma in France: a review of descriptive epidemiological data], *Rev. Mal. Respir.*, **27**, 151–9.
- Delmas, M.-C., Leynaert, B., Com-ruelle, L., Annesi-Maesano, I. and Fuhrman, C. (2008) *Asthme : prévalence et impact sur la vie quotidienne - Analyse des données de l'enquête décennale santé 2003 de l'Insee*.
- Dharmage, S., Bailey, M., Raven, J., Mitakakis, T., Cheng, a., Guest, D., Rolland, J., Forbes, a., Thien, F., Abramson, M. and Walters, E.H. (2001) Current indoor allergen levels of fungi and cats, but not house dust mites, influence allergy and asthma in adults with high dust mite exposure, *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, **164**, 65–71.
- Diez, U., Kroebner, T., Rehwagen, M., Richter, M., Wetzig, H., Schulz, R., Borte, M., Metzner, G., Krumbiegel, P. and Herbarth, O. (2000) Effects of indoor painting and smoking on airway symptoms in atopy risk children in the first year of life results of the LARS-study, *Int. J. Hyg. Environ. Health*, **203**, 23–28.
- Dodson, R.E.R., Nishioka, M., Standley, L.J., Perovich, L.J., Brody, J.G. and Rudel, R.A. (2012) Endocrine disruptors and asthma-associated chemicals in consumer products, *Environ. Health Perspect.*, **120**, 935–943.
- Edwards, R.D., Jurvelin, J., Koistinen, K., Saarela, K. and Jantunen, M. (2001) VOC source identification from personal and residential indoor, outdoor and workplace microenvironment samples in EXPOLIS-Helsinki, Finland, *Atmos. Environ.*, **35**, 4829–4841.

- Edwards, R.D., Schweizer, C., Llacua, V., Lai, H.K., Jantunen, M., Bayer-Oglesby, L. and Künzli, N. (2006) Time-activity relationships to VOC personal exposure factors, *Atmos. Environ.*, **40**, 5685–5700.
- Engman, L.H., Bornehag, C.-G. and Sundell, J. (2007) How valid are parents' questionnaire responses regarding building characteristics, mouldy odour, and signs of moisture problems in Swedish homes?, *Scand. J. Public Health*, **35**, 125–32.
- EU Scientific Committee on Consumer Safety (2012) *Opinion on fragrance allergens in cosmetic products*.
- Fisk, W.J., Eliseeva, E.A. and Mendell, M.J. (2010) Association of residential dampness and mold with respiratory tract infections and bronchitis: a meta-analysis., *Environ. Health*, **9**, 72.
- Florentin, A., Hautemanière, A. and Hartemann, P. (2011) Health effects of disinfection by-products in chlorinated swimming pools, *Int. J. Hyg. Environ. Health*, **214**, 461–9.
- Franklin, P., Dingle, P. and Stick, S. (2000) Raised exhaled nitric oxide in healthy children is associated with domestic formaldehyde levels, *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, **161**, 1757–9.
- Gaffin, J.M. and Phipatanakul, W. (2009) The role of indoor allergens in the development of asthma, *Curr. Opin. Allergy Clin. Immunol.*, **9**, 128–135.
- Garrett, M.H., Rayment, P.R., Hooper, M.A., Abramson, M.J. and Hooper, B.M. (1998) Indoor airborne fungal spores, house dampness and associations with environmental factors and respiratory health in children, *Clin. Exp. Allergy*, **28**, 459–67.
- Garrett, M.H., Hooper, B.M. and Hooper, M. a (1998) Indoor environmental factors associated with house-dust-mite allergen (Der p 1) levels in south-eastern Australian houses., *Allergy*, **53**, 1060–5.
- Garrett, M.H., Hooper, M. a, Hooper, B.M., Rayment, P.R. and Abramson, M.J. (1999) Increased risk of allergy in children due to formaldehyde exposure in homes, *Allergy*, **54**, 330–337.
- Gehring, U., Douwes, J., Doekes, G., Koch, A., Bischof, W., Fahlbusch, B., Richter, K., Wichmann, H.E. and Heinrich, J. (2001) Beta(1->3)-glucan in house dust of German homes: housing characteristics, occupant behavior, and relations with endotoxins, allergens, and molds, *Environ. Health Perspect.*, **109**, 139–44.
- Gehring, U., Wijga, A.H., Brauer, M., Fischer, P., de Jongste, J.C., Kerkhof, M., Oldenwening, M., Smit, H.A. and Brunekreef, B. (2010) Traffic-related air pollution and the development of asthma and allergies during the first 8 years of life, *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, **181**, 596–603.
- Gent, J.F., Ren, P., Belanger, K., Triche, E., Bracken, M.B., Holford, T.R. and Leaderer, B.P. (2002) Levels of household mold associated with respiratory symptoms in the first year of life in a cohort at risk for asthma., *Environ. Health Perspect.*, **110**, A781–6.
- Gent, J.F., Kezik, J.M., Hill, M.E., Tsai, E., Li, D.-W. and Leaderer, B.P. (2012) Household mold and dust allergens: exposure, sensitization and childhood asthma morbidity., *Environ. Res.*, **118**, 86–93.
- Gilbert, N.L., Guay, M., David Miller, J., Judek, S., Chan, C.C. and Dales, R.E. (2005) Levels and determinants of formaldehyde, acetaldehyde, and acrolein in residential indoor air in Prince Edward Island, Canada., *Environ. Res.*, **99**, 11–7.

- Gilbert, N.L., Gauvin, D., Guay, M., Héroux, M.-E., Dupuis, G., Legris, M., Chan, C.C., Dietz, R.N. and Lévesque, B. (2006) Housing characteristics and indoor concentrations of nitrogen dioxide and formaldehyde in Quebec City, Canada., *Environ. Res.*, **102**, 1–8.
- Gilmour, M.I., Jaakkola, M.S., London, S.J., Nel, A.E. and Rogers, C. a. (2006) How Exposure to Environmental Tobacco Smoke, Outdoor Air Pollutants, and Increased Pollen Burdens Influences the Incidence of Asthma, *Environ. Health Perspect.*, **114**, 627–633.
- Giovannangelo, M.E.C. a, Gehring, U., Nordling, E., Oldenwening, M., van Rijswijk, K., de Wind, S., Hoek, G., Heinrich, J., Bellander, T. and Brunekreef, B. (2007) Levels and determinants of beta(1-->3)-glucans and fungal extracellular polysaccharides in house dust of (pre-)school children in three European countries., *Environ. Int.*, **33**, 9–16.
- Gross, I., Heinrich, J., Fahlbusch, B., Jäger, L., Bischof, W. and Wichmann, H.E. (2000) Indoor determinants of Der p 1 and Der f 1 concentrations in house dust are different., *Clin. Exp. Allergy*, **30**, 376–82.
- Guo, M., Pei, X., Mo, F., Liu, J. and Shen, X. (2013) Formaldehyde concentration and its influencing factors in residential homes after decoration at Hangzhou, China, *J. Environ. Sci.*, **25**, 908–915.
- Haas, D., Habib, J., Galler, H., Buzina, W., Schlacher, R., Marth, E. and Reinthaler, F.F. (2007) Assessment of indoor air in Austrian apartments with and without visible mold growth, *Atmos. Environ.*, **41**, 5192–5201.
- Hagmolen Of Ten Have, W., Van Den Berg, N.J., Van Der Palen, J., Van Aalderen, W.M.C. and Bindels, P.J.E. (2007) Residential exposure to mould and dampness is associated with adverse respiratory health, *Clin. Exp. Allergy*, **37**, 1827–1832.
- Haugland, R.A. and Heckman, J.L. (1998) Identification of putative sequence specific PCR primers for detection of the toxigenic fungal species *Stachybotrys chartarum*., *Mol. Cell. Probes*, **12**, 387–96.
- Heinrich, J. (2011) Influence of indoor factors in dwellings on the development of childhood asthma, *Int. J. Hyg. Environ. Health*, **214**, 1–25.
- Héroux, M.-E., Clark, N., Van Ryswyk, K., Mallick, R., Gilbert, N.L., Harrison, I., Rispler, K., Wang, D., Anastassopoulos, A., Guay, M., MacNeill, M. and Wheeler, A.J. (2010) Predictors of indoor air concentrations in smoking and non-smoking residences., *Int. J. Environ. Res. Public Health*, **7**, 3080–99.
- Heydorn, S., Johansen, J.D., Andersen, K.E., Bruze, M., Svedman, C., White, I.R., Basketter, D. a and Menné, T. (2003) Fragrance allergy in patients with hand eczema - a clinical study, *Contact Dermatitis*, **48**, 317–323.
- Hodgson, a T., Rudd, a F., Beal, D. and Chandra, S. (2000) Volatile organic compound concentrations and emission rates in new manufactured and site-built houses., *Indoor Air*, **10**, 178–192.
- Hodgson, a. T., Faulkner, D., Sullivan, D.P., DiBartolomeo, D.L., Russell, M.L. and Fisk, W.J. (2003) Effect of outside air ventilation rate on volatile organic compound concentrations in a call center, *Atmos. Environ.*, **37**, 5517–5527.
- Holme, J., Hägerhed-Engman, L., Mattsson, J., Sundell, J. and Bornehag, C.-G. (2010) Culturable mold in indoor air and its association with moisture-related problems and asthma and allergy among Swedish children., *Indoor Air*, **20**, 329–40.
- Hsu, N.-Y., Lee, C.-C., Wang, J.-Y., Li, Y.-C., Chang, H.-W., Chen, C.-Y., Bornehag, C.-G., Wu, P.-C., Sundell, J. and Su, H.-J. (2011) Predicted risk of childhood allergy, asthma and reported symptoms using measured phthalate exposure in dust and urine, *Indoor Air*.

- Hulin, M., Caillaud, D. and Annesi-Maesano, I. (2010) Indoor air pollution and childhood asthma: variations between urban and rural areas, *Indoor Air*, **20**, 502–14.
- Hulin, M., Simoni, M., Viegi, G. and Annesi-Maesano, I. (2012) Respiratory health and indoor air pollutants based on quantitative exposure assessments, *Eur. Respir. J.*, **40**, 1033–45.
- Husson, F., Josse, J. and Pagès, J. (2010) Principal component methods - hierarchical clustering - partitional clustering: why would we need to choose for visualizing data?, *Tech. Rep. Appl. Math. Dep.*, 1–17.
- Husson, F., Josse, J., Le, S. and Mazet, J. (2014) FactoMineR: Multivariate Exploratory Data Analysis and Data Mining with R. R package version 1.26.
- Hutter, H.-P., Wallner, P., Moshhammer, H., Hartl, W., Sattelberger, R., Lorbeer, G. and Kundi, M. (2009) Synthetic musks in blood of healthy young adults: relationship to cosmetics use., *Sci. Total Environ.*, **407**, 4821–5.
- Inal, A., Karakoc, G.B., Altintas, D.U., Guvenmez, H.K., Aka, Y., Gelisken, R., Yilmaz, M. and Kendirli, S.G. (2007) Effect of indoor mold concentrations on daily symptom severity of children with asthma and/or rhinitis monosensitized to molds., *J. Asthma*, **44**, 543–6.
- Institut National de Santé Publique du Québec (2002) *Fiche Trihalométhanes*.
- IOM (Committee on the Assessment of Asthma and Indoor Air of the Institute of Medicine) (2000) *Clearing the Air: Asthma and Indoor Air Exposures*, Washington, DC, National Academy Press.
- Jaakkola, J.J., Oie, L., Nafstad, P., Botten, G., Samuelsen, S.O. and Magnus, P. (1999) Interior surface materials in the home and the development of bronchial obstruction in young children in Oslo, Norway., *Am. J. Public Health*, **89**, 188–92.
- Jaakkola, J.J., Verkasalo, P.K. and Jaakkola, N. (2000) Plastic wall materials in the home and respiratory health in young children, *Am. J. Public Health*, **90**, 797–9.
- Jaakkola, J.J.K. and Knight, T.L. (2008) The role of exposure to phthalates from polyvinyl chloride products in the development of asthma and allergies: a systematic review and meta-analysis, *Environ. Health Perspect.*, **116**, 845–53.
- Jaakkola, J.J.K., Parise, H., Kislitsin, V., Lebedeva, N.I. and Spengler, J.D. (2004) Asthma, Wheezing, and Allergies in Russian Schoolchildren in Relation to New Surface Materials in the Home, *Am. J. Public Health*, **94**, 560–562.
- Jia, C., Batterman, S. and Godwin, C. (2008) VOCs in industrial, urban and suburban neighborhoods- Part 2: Factors affecting indoor and outdoor concentrations, *Atmos. Environ.*, **42**, 2101–2116.
- Jia, C., Batterman, S. a. and Relyea, G.E. (2012) Variability of indoor and outdoor VOC measurements: An analysis using variance components, *Environ. Pollut.*, **169**, 152–159.
- Jones, R., Recer, G.M., Hwang, S. a. and Lin, S. (2011) Association between indoor mold and asthma among children in Buffalo, New York, *Indoor Air*, **21**, 156–164.
- Jouan, M., Sepetjan, M. and Ritter, P. (1983) Etude comparative de la pollution atmosphérique à l'intérieur et à l'extérieur de quelques habitations et bâtiments publics, *Pollut. Atmosphérique*, **98**, 142–148.
- Jovanovic, S., Felder-Kennel, A., Gabrio, T., Kouros, B., Link, B., Maisner, V., Piechotowski, I., Schick, K.-H., Schrimpf, M., Weidner, U., Zöllner, I. and Schwenk, M. (2004) Indoor fungi levels in homes of children with and without allergy history., *Int. J. Hyg. Environ. Health*, **207**, 369–78.

- Jurvelin, J., Vartiainen, M., Jantunen, M. and Pasanen, P. (2001) Personal exposure levels and microenvironmental concentrations of formaldehyde and acetaldehyde in the Helsinki metropolitan area, Finland, *J. Air Waste Manage. Assoc.*, **51**, 17–24.
- Kanazawa, A., Saito, I., Araki, A., Takeda, M., Ma, M., Saijo, Y. and Kishi, R. (2010) Association between indoor exposure to semi-volatile organic compounds and building-related symptoms among the occupants of residential dwellings, *Indoor Air*, **20**, 72–84.
- Kanchongkittiphon, W., Mendell, M.J., Gaffin, J.M., Wang, G. and Phipatanakul, W. (2015) Indoor Environmental Exposures and Exacerbation of Asthma: An Update to the 2000 Review by the Institute of Medicine, *Environ. Health Perspect.*, **123**, 6–20.
- Katsoyiannis, A., Leva, P. and Kotzias, D. (2008) VOC and carbonyl emissions from carpets: A comparative study using four types of environmental chambers, *J. Hazard. Mater.*, **152**, 669–676.
- Kelly, T.J., Smith, D.L. and Satola, J. a N. (1999) Emission Rates of Formaldehyde from Materials and Consumer Products Found in California Homes, *Environ. Sci. Technol.*, **33**, 81–88.
- Kercsmar, C.M., Dearborn, D.G., Schluchter, M., Xue, L., Kirchner, H.L., Sobolewski, J., Greenberg, S.J., Vesper, S.J. and Allan, T. (2006) Reduction in asthma morbidity in children as a result of home remediation aimed at moisture sources, *Environ. Health Perspect.*, **114**, 1574–1580.
- Kinney, P.L. (2008) Climate change, air quality, and human health., *Am. J. Prev. Med.*, **35**, 459–67.
- Kirchner, S., Arenes, J.-F., Cochet, C., Derbez, M., Duboudin, C., Elias, P., Gregoire, A., Jédor, B., Lucas, J.-P., Pasquier, N., Pignoret, M., Ramalho, O. and Debrez, M. (2007) État de la qualité de l'air dans les logements français, *Environ. risques santé*, **6**, 259–269.
- Koch, A., Heilemann, K.-J., Bischof, W., Heinrich, J. and Wichmann, H.E. (2000) Indoor viable mold spores - a comparison between two cities, Erfurt (eastern Germany) and Hamburg (western Germany), *Allergy*, **55**, 176–180.
- Koch, H.M., Lorber, M., Christensen, K.L.Y., Pålmeke, C., Koslitz, S. and Brüning, T. (2013) Identifying sources of phthalate exposure with human biomonitoring: Results of a 48h fasting study with urine collection and personal activity patterns, *Int. J. Hyg. Environ. Health*.
- Kolarik, B., Naydenov, K., Larsson, M., Bornehag, C.-G. and Sundell, J. (2008) The association between phthalates in dust and allergic diseases among Bulgarian children, *Environ. Health Perspect.*, **116**, 98–103.
- Krop, E.J.M., Jacobs, J.H., Sander, I., Raulf-heimsoth, M. and Heederik, D.J.J. (2014) Allergens and b-Glucans in Dutch Homes and Schools: Characterizing Airborne Levels, *PLoS One*, **9**.
- Krzyzanowski, M., Quackenboss, J.J. and Lebowitz, M.D. (1990) Chronic respiratory effects of indoor formaldehyde exposure., *Environ. Res.*, **52**, 117–125.
- Larsson, M., Hägerhed-Engman, L., Kolarik, B., James, P., Lundin, F., Janson, S., Sundell, J. and Bornehag, C.-G. (2010) PVC--as flooring material--and its association with incident asthma in a Swedish child cohort study., *Indoor Air*, **20**, 494–501.
- Lau, S., Illi, S., Sommerfeld, C., Niggemann, B., Bergmann, R., von Mutius, E. and Wahn, U. (2000) Early exposure to house-dust mite and cat allergens and development of childhood asthma: a cohort study. Multicentre Allergy Study Group., *Lancet*, **356**, 1392–1397.
- Lee, C.-S., Haghghat, F. and Ghaly, W.S. (2005) A study on VOC source and sink behavior in porous building materials - analytical model development and assessment., *Indoor Air*, **15**, 183–96.

- Lee, J., Lee, D. and Sohn, J. (2007) An experimental study for chlorine residual and trihalomethane formation with rechlorination, *Water Sci. Technol.*, **55**, 307.
- Lee, J.H., Lee, H.S., Park, M.R., Lee, S.W., Kim, E.H., Cho, J.B., Kim, J., Han, Y., Jung, K., Cheong, H.K., Lee, S. II and Ahn, K. (2014) Relationship between indoor air pollutant levels and residential environment in children with atopic dermatitis, *Allergy. Asthma Immunol. Res.*, **6**, 517–24.
- Lehmann, I., Rehwagen, M., Diez, U., Seiffart, A., Rolle-Kampczyk, U., Richter, M., Wetzig, H., Borte, M. and Herbarth, O. (2001) Enhanced in vivo IgE production and T cell polarization toward the type 2 phenotype in association with indoor exposure to VOC: results of the LARS study, *Int. J. Hyg. Environ. Health*, **204**, 211–221.
- Leonardi, G.S., Houthuijs, D., Nikiforov, B., Volf, J., Rudnai, P., Zejda, J., Gurzau, E., Fabianova, E., Fletcher, T. and Brunekreef, B. (2002) Respiratory symptoms, bronchitis and asthma in children of Central and Eastern Europe, *Eur. Respir. J.*, **20**, 890–898.
- Li, C.S. and Hsu, L.Y. (1997) Airborne fungus allergen in association with residential characteristics in atopic and control children in a subtropical region., *Arch. Environ. Health*, **52**, 72–9.
- Li, D.-W. and Yang, C.S. (2004) Fungal contamination as a major contributor to sick building syndrome., *Adv. Appl. Microbiol.*, **55**, 31–112.
- Lignell, U., Meklin, T., Rintala, H., Hyvärinen, a., Vepsäläinen, a., Pekkanen, J. and Nevalainen, a. (2008) Evaluation of quantitative PCR and culture methods for detection of house dust fungi and streptomyces in relation to moisture damage of the house, *Lett. Appl. Microbiol.*, **47**, 303–308.
- Liu, X., Mason, M., Guo, Z., Krebs, K. and Roache, N. (2003) Gypsum wallboard as a sink for formaldehyde, 1–5.
- Lodge, C.J., Allen, K.J., Lowe, A.J., Hill, D.J., Hosking, C.S., Abramson, M.J. and Dharmage, S.C. (2012) Perinatal cat and dog exposure and the risk of asthma and allergy in the urban environment: A systematic review of longitudinal studies, *Clin. Dev. Immunol.*, **2012**.
- Lu, Y., Yuan, T., Yun, S.H., Wang, W. and Kannan, K. (2011) Occurrence of synthetic musks in indoor dust from China and implications for human exposure., *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **60**, 182–9.
- Luczynska, C., Sterne, J., Bond, J., Azima, H. and Burney, P. (1998) Indoor factors associated with concentrations of house dust mite allergen, Der p 1, in a random sample of houses in Norwich, UK, *Clin. Exp. Allergy*, **28**, 1201–1209.
- Madsen, A.M. (2012) Effects of Airflow and Changing Humidity on the Aerosolization of Respirable Fungal Fragments and Conidia of *Botrytis cinerea*, **78**, 3999–4007.
- Makris, K.C. and Andra, S.S. (2014) Limited representation of drinking-water contaminants in pregnancy-birth cohorts, *Sci. Total Environ.*, **468-469**, 165–75.
- Mallol, J., Crane, J., von Mutius, E., Odhiambo, J., Keil, U. and Stewart, A. (2013) The International Study of Asthma and Allergies in Childhood (ISAAC) Phase Three: A global synthesis, *Allergol. Immunopathol. (Madr.)*, **41**, 73–85.
- McGwin, G., Lienert, J. and Kennedy, J.I. (2010) Formaldehyde exposure and asthma in children: a systematic review, *Environ. Health Perspect.*, **118**, 313–7.

- Méheust, D., Gangneux, J.-P., Reponen, T., Wymer, L., Vesper, S. and Le Cann, P. (2012) Correlation between Environmental Relative Moldiness Index (ERMI) values in French dwellings and other measures of fungal contamination., *Sci. Total Environ.*, **438**, 319–24.
- Méheust, D., Le Cann, P., Reponen, T., Wakefield, J., Vesper, S. and Gangneux, J.-P. (2013) Possible application of the Environmental Relative Moldiness Index in France: a pilot study in Brittany., *Int. J. Hyg. Environ. Health*, **216**, 333–40.
- Méheust, D., Le Cann, P., Reboux, G., Millon, L. and Gangneux, J.-P. (2014) Indoor fungal contamination: Health risks and measurement methods in hospitals, homes and workplaces, *Crit. Rev. Microbiol.*, **40**, 248–260.
- Meklin, T., Reponen, T., McKinstry, C., Cho, S.H., Grinshpun, S. a., Nevalainen, A., Vepsäläinen, A., Haugland, R. a., LeMasters, G. and Vesper, S.J. (2007) Comparison of mold concentrations quantified by MSQPCR in indoor and outdoor air sampled simultaneously, *Sci. Total Environ.*, **382**, 130–134.
- Mendell, M.J. (2007) Indoor residential chemical emissions as risk factors for respiratory and allergic effects in children: a review, *Indoor Air*, **17**, 259–77.
- Mendell, M.J., Mirer, A.G., Cheung, K., Tong, M. and Douwes, J. (2011) Respiratory and allergic health effects of dampness, mold, and dampness-related agents: a review of the epidemiologic evidence., *Environ. Health Perspect.*, **119**, 748–56.
- Mitha, N., Lévy, J., Annesi-Maesano, I., Lafortune, J., Magnier, A.-M. and Ibanez, G. (2013) Pollution de l'air intérieur et asthme chez l'adulte, *Rev. Mal. Respir.*, **30**, 374–413.
- Murray, C.S., Woodcock, a and Custovic, a (2001) The role of indoor allergen exposure in the development of sensitization and asthma., *Curr. Opin. Allergy Clin. Immunol.*, **1**, 407–412.
- Nazaroff, W.W. and Weschler, C.J. (2004) Cleaning products and air fresheners: Exposure to primary and secondary air pollutants, *Atmos. Environ.*, **38**, 2841–2865.
- Nicholas, C., Wegienka, G., Havstad, S., Ownby, D. and Johnson, C.C. (2008) Influence of cat characteristics on Fel d 1 levels in the home, *Ann. Allergy, Asthma Immunol.*, **101**, 47–50.
- Nicholas, C., Wegienka, G., Havstad, S., Zoratti, E., Ownby, D. and Johnson, C.C. (2010) Dog characteristics and allergen levels in the home, *Ann. Allergy, Asthma Immunol.*, **105**, 228–233.
- Nuckols, J.R., Ashley, D.L., Lyu, C., Gordon, S.M., Hinckley, A.F. and Singer, P. (2005) Influence of Tap Water Quality and Household Water Use Activities on Indoor Air and Internal Dose Levels of Trihalomethanes, *Environ. Health Perspect.*, **113**, 863–870.
- Nurmatov, U.B., Tagieva, N., Semple, S., Devereux, G. and Sheikh, A. (2015) Volatile organic compounds and risk of asthma and allergy: A systematic review, *Eur. Respir. Rev.*, **24**, 92–101.
- Nystad, W., Njå, F., Magnus, P. and Nafstad, P. (2003) Baby swimming increases the risk of recurrent respiratory tract infections and otitis media, *Acta Paediatr.*, **92**, 905–909.
- Odabasi, M. (2008) Halogenated volatile organic compounds from the use of chlorine-bleach-containing household products, *Environ. Sci. Technol.*, **42**, 1445–51.
- Ohura, T., Amagai, T., Senga, Y. and Fusaya, M. (2006) Organic air pollutants inside and outside residences in Shimizu, Japan: levels, sources and risks., *Sci. Total Environ.*, **366**, 485–99.
- Oie, L., Nafstad, P., Botten, G., Magnus, P. and Jaakkola, J.K. (1999) Ventilation in homes and bronchial obstruction in young children., *Epidemiology*, **10**, 294–9.

- Ozdoganoglu, T. and Songu, M. (2012) The burden of allergic rhinitis and asthma, *Ther. Adv. Respir. Dis.*, **6**, 11–23.
- Palot, A., Charpin-Kadouch, C., Ercoli, J. and Charpin, D. (2008) Composés organiques volatils intérieurs: concentrations, sources, facteurs de variabilité, *Rev. Mal. Respir.*, **25**, 725–730.
- Park, J.H., Cox-Ganser, J.M., Kreiss, K., White, S.K. and Rao, C.Y. (2008) Hydrophilic fungi and ergosterol associated with respiratory illness in a water-damaged building, *Environ. Health Perspect.*, **116**, 45–50.
- Park, J.S. and Ikeda, K. (2006) Variations of formaldehyde and VOC levels during 3 years in new and older homes., *Indoor Air*, **16**, 129–35.
- Pénard-Morand, C., Raheison, C., Charpin, D., Kopferschmitt, C., Lavaud, F., Caillaud, D. and Annesi-Maesano, I. (2010) Long-term exposure to close-proximity air pollution and asthma and allergies in urban children, *Eur. Respir. J.*, **36**, 33–40.
- Perry, T., Wood, R. and Matsui, E. (2006) Room-specific characteristics of suburban homes as predictors of indoor allergen concentrations, *Ann. Allergy, Asthma Immunol.*, **97**, 628–635.
- Persoz, C. (2011) Air intérieur et santé respiratoire : approches épidémiologique et expérimentale.
- Peterson, E. and Ownby, D. (2003) The relationship of housing and household characteristics to the indoor concentrations of Der f 1, Der p 1, and Fel d 1 measured in dust and air samples, *Ann. Allergy, Asthma Immunol.*, **90**, 564–71.
- Petit, C., Chevrier, C., Durand, G., Monfort, C., Rouget, F., Garlantezec, R. and Cordier, S. (2010) Impact on fetal growth of prenatal exposure to pesticides due to agricultural activities: a prospective cohort study in Brittany, France., *Environ. Health*, **9**, 71.
- Plasticisers Information Center (2015) <http://www.plasticisers.org>.
- Pongracic, J. a., O'Connor, G.T., Muilenberg, M.L., Vaughn, B., Gold, D.R., Kattan, M., Morgan, W.J., Gruchalla, R.S., Smartt, E. and Mitchell, H.E. (2010) Differential effects of outdoor versus indoor fungal spores on asthma morbidity in inner-city children, *J. Allergy Clin. Immunol.*, **125**, 593–599.
- R Core Team (2015) R: A language and environment for statistical computing.
- Raaschou-Nielsen, O., Hermansen, M.N., Loland, L., Buchvald, F., Pipper, C.B., Sørensen, M., Loft, S. and Bisgaard, H. (2010) Long-term exposure to indoor air pollution and wheezing symptoms in infants, *Indoor Air*, **20**, 159–167.
- Rakkestad, K.E., Dye, C.J., Yttri, K.E., Holme, J.A., Hongslo, J.K., Schwarze, P.E. and Becher, R. (2007) Phthalate levels in Norwegian indoor air related to particle size fraction, *J. Environ. Monit.*, **9**, 1419–25.
- Ramalho, O., Mandin, C., Ribéron, J. and Wyart, G. (2013) Air Stiffness and Air Exchange Rate in French Schools and Day-Care Centres, *Int. J. Vent.*, **12**, 175–180.
- Raw, G.J., Coward, S.K.D., Brown, V.M. and Crump, D.R. (2004) Exposure to air pollutants in English homes., *J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol.*, **14 Suppl 1**, S85–94.
- Reboux, G., Bellanger, a P., Roussel, S., Grenouillet, F., Sornin, S., Piarroux, R., Dalphin, J.C. and Millon, L. (2009) Indoor mold concentration in Eastern France., *Indoor Air*, **19**, 446–53.
- Reiner, J.L. and Kannan, K. (2006) A survey of polycyclic musks in selected household commodities from the United States, *Chemosphere*, **62**, 867–73.

- Ren, P., Jankun, T.M., Belanger, K., Bracken, M.B. and Leaderer, B.P. (2001) The relation between fungal propagules in indoor air and home characteristics., *Allergy*, **56**, 419–24.
- Reponen, T., Singh, U., Schaffer, C., Vesper, S., Johansson, E., Adhikari, A., Grinshpun, S. a, Indugula, R., Ryan, P., Levin, L. and Lemasters, G. (2010) Visually observed mold and moldy odor versus quantitatively measured microbial exposure in homes., *Sci. Total Environ.*, **408**, 5565–74.
- Reponen, T., Levin, L., Zheng, S., Vesper, S., Ryan, P., Grinshpun, S. a and LeMasters, G. (2013) Family and home characteristics correlate with mold in homes., *Environ. Res.*, Elsevier, **124**, 67–70.
- Rive, S., Hulin, M., Baiz, N., Hassani, Y., Kigninlman, H., Toloba, Y., Caillaud, D. and Annesi-Maesano, I. (2013) Urinary S-PMA related to indoor benzene and asthma in children, *Inhal. Toxicol.*, **25**, 373–82.
- Rivera-Núñez, Z., Wright, J.M., Blount, B.C., Silva, L.K., Jones, E., Chan, R.L., Pegram, R. a, Singer, P.C. and Savitz, D. a (2012) Comparison of trihalomethanes in tap water and blood: a case study in the United States, *Environ. Health Perspect.*, **120**, 661–7.
- Robin, X., Turck, N., Hainard, A., Tiberti, N., Lisacek, F., Sanchez, J.-C. and Müller, M. (2011) pROC: an open-source package for R and S+ to analyze and compare ROC curves., *BMC Bioinformatics*, **12**, 77.
- Rocchi, S., Reboux, G., Frossard, V., Scherer, E., Valot, B., Laboissière, A., Zaros, C., Vacheyrou, M., Gillet, F., Roussel, S., Raheison, C. and Millon, L. (2015) Microbiological characterization of 3193 French dwellings of Elfe cohort children, *Sci. Total Environ. Total Environ.*, **505**, 1026–1035.
- Roda, C., Kousignian, I., Guihenneuc-Jouyau, C., Dassonville, C., Nicolis, I., Just, J. and Momas, I. (2011) Formaldehyde Exposure and Lower Respiratory Infections in Infants: Findings from the PARIS Cohort Study, *Environ. Health Perspect.*, **119**, 1653–1658.
- Rodriguez, M.J., Sérodes, J.B., Levallois, P. and Proulx, F. (2007) Chlorinated disinfection by-products in drinking water according to source, treatment, season, and distribution location, *J. Environ. Eng. Sci.*, **6**, 355–365.
- Roosens, L., Covaci, A. and Neels, H. (2007) Concentrations of synthetic musk compounds in personal care and sanitation products and human exposure profiles through dermal application, *Chemosphere*, **69**, 1540–7.
- Rosenbaum, P.F., Crawford, J. a, Anagnost, S.E., Wang, C.J.K., Hunt, A., Anbar, R.D., Hargrave, T.M., Hall, E.G., Liu, C.-C. and Abraham, J.L. (2010) Indoor airborne fungi and wheeze in the first year of life among a cohort of infants at risk for asthma., *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.*, **20**, 503–515.
- Roussel, S., Reboux, G., Bellanger, A.-P., Sornin, S., Grenouillet, F., Dalphin, J.-C., Piarroux, R. and Millon, L. (2008) Characteristics of dwellings contaminated by moulds., *J. Environ. Monit.*, **10**, 724–9.
- Rudel, R., Camann, D., Spengler, J.D., Korn, L.R. and Brody, J.G. (2003) Phthalates, alkylphenols, pesticides, polybrominated diphenyl ethers, and other endocrine-disrupting compounds in indoor air and dust, *Environ. Sci. Technol.*, **37**, 4543–4553.
- Rudel, R. a, Dodson, R.E., Perovich, L.J., Morello-Frosch, R., Camann, D.E., Zuniga, M.M., Yau, A.Y., Just, A.C. and Brody, J.G. (2010) Semivolatile endocrine-disrupting compounds in paired indoor and outdoor air in two northern California communities, *Environ. Sci. Technol.*, **44**, 6583–90.

- Rudel, R.A., Brody, J.G., Spengler, J.D., Vallarino, J., Geno, P.W., Sun, G. and Yau, A. (2001) Identification of selected hormonally active agents and animal mammary carcinogens in commercial and residential air and dust samples, *J. Air Waste Manage. Assoc.*, **51**, 37–41.
- Rumchev, K., Spickett, J., Bulsara, M., Phillips, M. and Stick, S. (2004) Association of domestic exposure to volatile organic compounds with asthma in young children, *Thorax*, **59**, 746–51.
- Rumchev, K.B., Spickett, J.T., Bulsara, M.K., Phillips, M.R. and Stick, S.M. (2002) Domestic exposure to formaldehyde significantly increases the risk of asthma in young children, *Eur. Respir. J.*, **20**, 403–408.
- Sadiq, R. and Rodriguez, M.J. (2004) Disinfection by-products (DBPs) in drinking water and predictive models for their occurrence: a review, *Sci. Total Environ.*, **321**, 21–46.
- Sakai, K., Norbäck, D., Mi, Y., Shibata, E., Kamijima, M., Yamada, T. and Takeuchi, Y. (2004) A comparison of indoor air pollutants in Japan and Sweden: formaldehyde, nitrogen dioxide, and chlorinated volatile organic compounds, *Environ. Res.*, **94**, 75–85.
- Santillo, D., Labunska, I., Davidson, H., Johnston, P., Strutt, M. and Knowles, O. (2003) *Consuming chemicals: hazardous chemicals in house dust as an indicator of chemical exposure in the home.*
- Santucci, R., Meunier, O., Ott, M., Herrmann, F., Freyd, A. and de Blay, F. (2007) Contamination fongique des habitations: bilan de 10 années d'analyses, *Rev. Française d'Allergologie d'Immunologie Clin.*, **47**, 402–408.
- Schafer, J. and Graham, J. (2002) Missing data: our view of the state of the art, *Psychol. Methods*, **7**, 144–77.
- Schlink, U., Rehwagen, M., Damm, M., Richter, M., Borte, M. and Herbarth, O. (2004) Seasonal cycle of indoor-VOCs: comparison of apartments and cities, *Atmos. Environ.*, **38**, 1181–1190.
- Schlink, U., Thiem, A., Kohajda, T., Richter, M. and Strebel, K. (2010) Quantile regression of indoor air concentrations of volatile organic compounds (VOC), *Sci. Total Environ.*, **408**, 3840–3851.
- Sears, M.R. (2014) Trends in the prevalence of asthma, *Chest*, **145**, 219–225.
- Sharpe, R.A., Bearman, N., Thornton, C.R., Husk, K. and Osborne, N.J. (2015) Indoor fungal diversity and asthma: A meta-analysis and systematic review of risk factors, *J. Allergy Clin. Immunol.*, **135**, 110–122.
- Sherman, M.H. and Hodgson, a. T. (2004) Formaldehyde as a basis for residential ventilation rates, *Indoor Air*, **14**, 2–8.
- Shu, H., Jönsson, B. a, Larsson, M., Nånberg, E. and Bornehag, C.-G. (2014) PVC flooring at home and development of asthma among young children in Sweden, a 10-year follow-up., *Indoor Air*, **24**, 227–35.
- Smedje, G., Norbäck, D. and Edling, C. (1997) Asthma among secondary schoolchildren in relation to the school environment, *Clin. Exp. Allergy*, **27**, 1270–1278.
- Sofuoglu, A., Kiyemet, N., Kavcar, P. and Sofuoglu, S.C. (2010) Polycyclic and nitro musks in indoor air: a primary school classroom and a women's sport center., *Indoor Air*, **20**, 515–22.
- Sordillo, J.E., Alwis, U.K., Hoffman, E., Gold, D.R. and Milton, D.K. (2011) Home characteristics as predictors of bacterial and fungal microbial biomarkers in house dust., *Environ. Health Perspect.*, **119**, 189–95.

- Su, F.C., Mukherjee, B. and Batterman, S. (2013) Determinants of personal, indoor and outdoor VOC concentrations: An analysis of the RIOPA data, *Environ. Res.*, **126**, 192–203.
- Symanski, E., Savitz, D. and Singer, P. (2004) Assessing spatial fluctuations, temporal variability, and measurement error in estimated levels of disinfection by-products in tap water: implications for exposure, *Occup. Environ. Med.*, **61**, 65–72.
- Tagiyeva, N. and Sheikh, A. (2014) Domestic exposure to volatile organic compounds in relation to asthma and allergy in children and adults., *Expert Rev. Clin. Immunol.*, **10**, 1611–39.
- Tarlo, S.M. (2003) Workplace irritant exposures: do they produce true occupational asthma?, *Ann. Allergy. Asthma Immunol.*, **90**, 19–23.
- Tavernier, G., Fletcher, G., Gee, I., Watson, A., Blacklock, G., Francis, H., Fletcher, A., Frank, T., Frank, P., Pickering, C.A. and Niven, R. (2006) IPEADAM study: Indoor endotoxin exposure, family status, and some housing characteristics in English children, *J. Allergy Clin. Immunol.*, **117**, 656–662.
- Thiriart, N., Paulus, H., Le Bot, B. and Glorennec, P. (2009) Exposure to inhaled THM: comparison of continuous and event-specific exposure assessment for epidemiologic purposes, *Environ. Int.*, **35**, 1086–9.
- Tischer, C.G. and Heinrich, J. (2013) Exposure assessment of residential mould, fungi and microbial components in relation to children's health: achievements and challenges., *Int. J. Hyg. Environ. Health*, Elsevier GmbH., **216**, 109–14.
- Topp, R., Cyrus, J., Gebefügi, I., Schnelle-Kreis, J., Richter, K., Wichmann, H.E. and Heinrich, J. (2004) Indoor and outdoor air concentrations of BTEX and NO<sub>2</sub>: correlation of repeated measurements, *J. Environ. Monit.*, **6**, 807–812.
- Torrent, M., Sunyer, J., Garcia, R., Harris, J., Iturriaga, M. V., Puig, C., Vall, O., Anto, J.M., Newman Taylor, A.J. and Cullinan, P. (2007) Early-life allergen exposure and atopy, asthma, and wheeze up to 6 years of age, *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, **176**, 446–453.
- Tovey, E.R., Almqvist, C., Li, Q., Crisafulli, D. and Marks, G.B. (2008) Nonlinear relationship of mite allergen exposure to mite sensitization and asthma in a birth cohort, *J. Allergy Clin. Immunol.*, **122**.
- Tuomainen, A., Seuri, M. and Sieppi, A. (2004) Indoor air quality and health problems associated with damp floor coverings., *Int. Arch. Occup. Environ. Health*, **77**, 222–6.
- Turyk, M., Curtis, L., Scheff, P., Contreras, A., Coover, L., Hernandez, E., Freels, S. and Persky, V. (2006) Environmental allergens and asthma morbidity in low-income children., *J. Asthma*, **43**, 453–7.
- Venn, A.J., Cooper, M., Antoniak, M., Laughlin, C., Britton, J. and Lewis, S. (2003) Effects of volatile organic compounds, damp, and other environmental exposures in the home on wheezing illness in children, *Thorax*, **58**, 955–960.
- Vesper, S. (2011) Traditional mould analysis compared to a DNA-based method of mould analysis., *Crit. Rev. Microbiol.*, **37**, 15–24.
- Villanueva, C.M., Gagniere, B., Monfort, C., Nieuwenhuijsen, M.J. and Cordier, S. (2007) Sources of variability in levels and exposure to trihalomethanes, *Environ. Res.*, **103**, 211–20.
- Visitsunthorn, N. (2010) The accumulation of dust mite allergens on mattresses made of different kinds of materials, *Asian Pacific J. Allergy Immunol.*, **28**, 155–161.

- Visitsunthorn, N. and Chirdjirapong, V. (2010) The accumulation of dust mite allergens on mattresses made of different kinds of materials, *Asian Pacific J. Allergy Immunol.*, **28**, 155–61.
- Von Hertzen, L. and Haahtela, T. (2005) Signs of reversing trends in prevalence of asthma, *Allergy*, **60**, 283–292.
- Wallace, L.A., Emmerich, S.J. and Howard-Reed, C. (2002) Continuous measurements of air change rates in an occupied house for 1 year: the effect of temperature, wind, fans, and windows, *J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol.*, **12**, 296–306.
- Wang, G., Kawamura, K., Lee, S., Ho, K. and Cao, J. (2006) Molecular, seasonal and spatial distributions of organic aerosols from fourteen Chinese cities, *Environ. Sci. Technol.*, **40**, 4619–4625.
- Wardzyńska, A., Majkowska-Wojciechowska, B., Pelka, J., Korzon, L., Kaczala, M., Jarzebska, M., Gwardys, T. and Kowalski, M.L. (2012) Association of house dust allergen concentrations with residential conditions in city and in rural houses, *World Allergy J.*, 22–27.
- Wei, T. (2013) corrplot: Visualization of a correlation matrix. R package version 0.73.
- Weisel, C.P., Richardson, S.D., Nemery, B., Aggazzotti, G., Baraldi, E., Blatchley, E.R., Blount, B.C., Carlsen, K.-H., Eggleston, P. a, Frimmel, F.H., Goodman, M., Gordon, G., Grinshpun, S. a, Heederik, D., Kogevinas, M., LaKind, J.S., Nieuwenhuijsen, M.J., Piper, F.C. and Sattar, S. a (2009) Childhood asthma and environmental exposures at swimming pools: state of the science and research recommendations., *Environ. Health Perspect.*, **117**, 500–7.
- Weschler, C.J., Salthammer, T. and Fromme, H. (2008) Partitioning of phthalates among the gas phase, airborne particles and settled dust in indoor environments, *Atmos. Environ.*, **42**, 1449–1460.
- Whitaker, H.J., Nieuwenhuijsen, M.J. and Best, N.G. (2002) The Relationship between Water Concentrations and Individual Uptake of Chloroform: A Simulation Study, *Environ. Health Perspect.*, **111**, 688–694.
- Whitaker, H.J., Nieuwenhuijsen, M.J., Best, N., Fawell, J., Gowers, A. and Elliot, P. (2003) Description of trihalomethane levels in three UK water suppliers, *J Expo Anal Env. Epidemiol.*, 17–23.
- Wieslander, G., Norbäck, D., Björnsson, E., Janson, C. and Boman, G. (1997) Asthma and the indoor environment: the significance of emission of formaldehyde and volatile organic compounds from newly painted indoor surfaces, *Int. Arch. Occup. Environ. Health*, **69**, 115–24.
- Wolkoff, P., Schneider, T., Kildesø, J., Degerth, R., Jaroszewski, M. and Schunk, H. (1998) Risk in cleaning: chemical and physical exposure, *Sci. Total Environ.*, **215**, 135–56.
- World Health Organization (2009) *WHO guidelines for indoor air - Dampness and mould.*
- Yeatts, K., Sly, P., Shore, S., Weiss, S., Martinez, F., Geller, A., Bromberg, P., Enright, P., Koren, H., Weissman, D. and Selgrade, M. (2006) A Brief Targeted Review of Susceptibility Factors, Environmental Exposures, Asthma Incidence, and Recommendations for Future Asthma Incidence Research, *Environ. Health Perspect.*, **114**, 634–640.
- Zhu, J., Wong, S.L. and Cakmak, S. (2013) Nationally representative levels of selected volatile organic compounds in Canadian residential indoor air: population-based survey, *Environ. Sci. Technol.*, **47**, 13276–83.

## LISTE DES ANNEXES

---

Annexe 1 : Questionnaire utilisé pour l'étude de faisabilité

Annexe 2 : Questionnaire utilisé pour l'étude complète

Annexe 3 : Résumé de l'article méthodologique sur la comparaison des modèles

Annexe 4 : Tableaux comparatifs des concentrations été / hiver des polluants chimiques

Annexe 5 : Matrices de corrélation dans chaque famille chimique

Annexe 6 : Résultats détaillés de l'AFM sur l'ensemble des contaminants

Annexe 7 : Modèles linéaires et logistiques des polluants retenus



## **Annexe 1**

Questionnaire utilisé lors de l'étude de faisabilité



**QUESTIONNAIRE DESCRIPTIF DU LOGEMENT ET DE SES OCCUPANTS  
(REPLI A L'INSTALLATION DU MATERIEL)**

Date :  _ _ _ _  /  _ _ _ _  /  _ _ _ _ _ _ _ _	Identifiant Logement :  _ _ _ _ _ _ _ _
Enquêteur :	

**Volet 1/3 : Le logement**

**Type de logement**

Appartement dans un immeuble collectif

Maison individuelle

Ferme ou exploitation agricole

Autre  Précisez :

**A quelle période a été achevée la construction du logement ?**

Avant 1871

De 1871 à 1914

De 1915 à 1948

De 1949 à 1961

De 1962 à 1967

De 1968 à 1974

De 1975 à 1981

De 1982 à 1989

De 1990 ou après

**Le logement a-t-il fait l'objet de travaux de réhabilitation ?**

Oui, il y a moins de 5 ans

Oui, il y a plus de 5 ans et moins de 10 ans

Oui, il y a plus de 10 ans

Non, jamais

**Statut d'occupation du logement**

Propriétaire

Locataire

Hébergé gratuitement

Fermier ou métayer

**Combien de pièces y a-t-il dans le logement (hors pièces de service) ?**

1 pièce

De 2 à 3 pièces

De 4 à 6 pièces

7 pièces ou plus

**Quelle est la surface totale du logement ?**

Moins de 40 m<sup>2</sup>

De 40 m<sup>2</sup> à moins de 70 m<sup>2</sup>

De 70 m<sup>2</sup> à moins de 100 m<sup>2</sup>

De 100 m<sup>2</sup> à moins de 150 m<sup>2</sup>

150 m<sup>2</sup> ou plus

Ne sait pas

**Le logement dispose-t-il d'un garage attenant et communicant ?**

Oui

Non

**Le logement est-il équipé d'un chauffage collectif ?**

Oui

Non

**QUESTIONNAIRE DESCRIPTIF DU LOGEMENT ET DE SES OCCUPANTS  
(REMPLI A L'INSTALLATION DU MATERIEL)**

Date :  __ _ _  /  __ _ _  /  __ _ _ _ _ _	Identifiant Logement :  __ _ _ _ _ _
Enquêteur :	

**Existe-t-il une activité professionnelle (garage automobile, pressing par exemple) dans le bâtiment où est situé le logement ?**    Oui                       Non

Si oui, précisez le type d'activité :

**Avez-vous des animaux de compagnie actuellement (nombre à indiquer dans les cases) ?**

Chat(s) : |\_\_|\_|      Chien(s) : |\_\_|\_|      Lapin(s)/rongeur(s) : |\_\_|\_|      Oiseau(x) : |\_\_|\_|

**Volet 2/3 : Les équipements et la décoration du logement**

**Equipements électroniques**

Nombre de téléviseurs cathodiques : |\_\_|\_|      d'écrans plats :                      |\_\_|\_|

Nombre d'ordinateurs fixes :                      |\_\_|\_|      d'ordinateurs portables ?                      |\_\_|\_|

**Nature\* et état\*\* des revêtements**

	Cuisine	Séjour	Chambre 1	Chambre 2
<b>Revêtements muraux</b>	Nature :  __  Bon état <input type="checkbox"/> Dégradés <input type="checkbox"/>	Nature :  __  Bon état <input type="checkbox"/> Dégradés <input type="checkbox"/>	Nature :  __  Bon état <input type="checkbox"/> Dégradés <input type="checkbox"/>	Nature :  __  Bon état <input type="checkbox"/> Dégradés <input type="checkbox"/>
<b>Revêtements au sol</b>	Nature :  __  Bon état <input type="checkbox"/> Dégradés <input type="checkbox"/>	Nature :  __  Bon état <input type="checkbox"/> Dégradés <input type="checkbox"/>	Nature :  __  Bon état <input type="checkbox"/> Dégradés <input type="checkbox"/>	Nature :  __  Bon état <input type="checkbox"/> Dégradés <input type="checkbox"/>
<b>Revêtements au plafond</b>	Nature :  __  Bon état <input type="checkbox"/> Dégradés <input type="checkbox"/>	Nature :  __  Bon état <input type="checkbox"/> Dégradés <input type="checkbox"/>	Nature :  __  Bon état <input type="checkbox"/> Dégradés <input type="checkbox"/>	Nature :  __  Bon état <input type="checkbox"/> Dégradés <input type="checkbox"/>

\* Indiquer le numéro correspondant pour le matériau principal (occupant la plus grande surface) : 1 = Papier peint ; 2 = Revêtement plastifié ; 3 = Bois ; 4 = Carrelage / faïence ; 5 = Peinture ; 6 = Plâtre ; 7 = Textile / moquette ; 8 = Mur nu (béton, brique...) ; 9 = Faux-plafond ; 10 = Autre

\*\* dégradé = manifestement dégradé à l'œil, par exemple présentant des déchirures, des éraflures, des morceaux arrachés, une couleur totalement « défraîchie ».

**QUESTIONNAIRE DESCRIPTIF DU LOGEMENT ET DE SES OCCUPANTS  
(REPLI A L'INSTALLATION DU MATERIEL)**

Date :  _ _ / _ _ / _ _ _ _ _	Identifiant Logement :  _ _ _ _ _
Enquêteur :	

**Nature et état des textiles**

	Cuisine	Séjour	Chambre 1	Chambre 2
<b>Présence de tapis</b>	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Bon état <input type="checkbox"/> Dégradé(s) <input type="checkbox"/>	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Bon état <input type="checkbox"/> Dégradé(s) <input type="checkbox"/>	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Bon état <input type="checkbox"/> Dégradé(s) <input type="checkbox"/>	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Bon état <input type="checkbox"/> Dégradé(s) <input type="checkbox"/>
<b>Présence de rideaux et voilages</b>	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Bon état <input type="checkbox"/> Dégradés <input type="checkbox"/>	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Bon état <input type="checkbox"/> Dégradés <input type="checkbox"/>	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Bon état <input type="checkbox"/> Dégradés <input type="checkbox"/>	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Bon état <input type="checkbox"/> Dégradés <input type="checkbox"/>
<b>Canapés et fauteuils</b>	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Bon état <input type="checkbox"/> Dégradés <input type="checkbox"/>	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Bon état <input type="checkbox"/> Dégradés <input type="checkbox"/>	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Bon état <input type="checkbox"/> Dégradés <input type="checkbox"/>	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Bon état <input type="checkbox"/> Dégradés <input type="checkbox"/>

**Volet 3/3 : Caractéristiques de la pièce instrumentée**

**Dimensions**

Surface de la pièce investiguée : |\_|\_|\_| m<sup>2</sup>

Hauteur moyenne de la pièce investiguée : |\_|\_|\_| m

**Nombre et nature des ouvrants**

Nombre de portes donnant sur l'extérieur ? |\_|\_|\_|

Matériau : bois  PVC  Autre que bois et PVC (acier, aluminium...)

Nombre de portes-fenêtres donnant sur l'extérieur ? |\_|\_|\_|

Matériau : bois  PVC  Autre que bois et PVC (acier, aluminium...)

Nombre de fenêtres donnant sur l'extérieur ? |\_|\_|\_|

Matériau : bois  PVC  Autre que bois et PVC (acier, aluminium...)

**Des traces d'humidité (moisissures, taches, papier peint décollé, peinture cloquée, enduit dégradé, condensation, salpêtre, odeurs...) sont-elles observables ?** Oui  Non

**La pièce est-elle équipée d'une kitchenette ou d'une cuisine américaine ?**

Oui  Non

**QUESTIONNAIRE DESCRIPTIF DES ACTIVITES DANS LE LOGEMENT PENDANT LE PRELEVEMENT  
(REMPLI A L'ISSUE DE LA SEMAINE DE PRELEVEMENT)**

Date :  _ _ / _ _ / _ _ _ _ _ _	Identifiant Logement :  _ _ _ _ _ _
Enquêteur :	

*Le « vous » désigne la personne interrogée ou tout autre membre de la famille ayant été présent dans le logement pendant la semaine de prélèvement.*

**Activités dans le logement**

	Pendant la semaine de prélèvement	Si oui :
Avez-vous fumé dans le logement ?	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/>	Nombre total de cigarettes :  _ _ _
Avez-vous cuisiné à la poêle, par friture et/ou par grillade ?	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/>	Une fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Plusieurs fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Tous les jours <input type="checkbox"/>
Avez-vous chauffé le logement au moyen d'un poêle à bois, d'une cheminée ouverte et/ou d'un insert ?	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/>	Une fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Plusieurs fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Tous les jours <input type="checkbox"/>
Un (Des) appareil(s) à combustion indépendant(s) NON raccordé(s) à un conduit de fumée a-t-il (ont-ils) été utilisé(s) ?	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/>	Préciser le type d'énergie :
Avez-vous utilisé des bougies parfumées et/ou de l'encens ?	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/>	Une fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Plusieurs fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Tous les jours <input type="checkbox"/>
Avez-vous utilisé un ou plusieurs produits suivants sous forme d'aérosol : désodorisants d'ambiance, produits d'entretien, cosmétiques et/ou produits de bricolage ?	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/>	Une fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Plusieurs fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Tous les jours <input type="checkbox"/>
Avez-vous effectué des travaux de ponçage et/ou de perçage ?	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/>	Une fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Plusieurs fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Tous les jours <input type="checkbox"/>

Avez-vous acheté durant la semaine, puis introduit dans le logement des équipements électroniques neufs (télévision, ordinateur) ?

Oui  Non

**QUESTIONNAIRE DESCRIPTIF DES ACTIVITES DANS LE LOGEMENT PENDANT LE PRELEVEMENT  
(REMPLI A L'ISSUE DE LA SEMAINE DE PRELEVEMENT)**

Date :  _ _ / _ _ / _ _  _ _ _ _ _	Identifiant Logement :  _ _ _ _ _ _ _ _
Enquêteur :	

**Nettoyage dans la pièce instrumentée**

	<b>Sols</b>	<b>Mobilier</b>
<b>Nettoyage à sec (aspirateur, balai, chiffon)</b>	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> <b>Si oui :</b> Une fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Plusieurs fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Tous les jours <input type="checkbox"/>	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> <b>Si oui :</b> Une fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Plusieurs fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Tous les jours <input type="checkbox"/>
<b>Nettoyage humide (serpillère, balai-éponge, éponge, nettoyeur vapeur)</b>	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> <b>Si oui :</b> Une fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Plusieurs fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Tous les jours <input type="checkbox"/>	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> <b>Si oui :</b> Une fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Plusieurs fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Tous les jours <input type="checkbox"/>

**Aération dans le logement**

A quelle fréquence les ouvrants extérieurs ont-ils été ouverts en moyenne (nuit + jour) ?

<b>Cuisine</b>	<b>Séjour</b>	<b>Chambre 1</b>	<b>Chambre 2</b>	<b>Salle de bain</b>
Rarement ou jamais <input type="checkbox"/>				
Moins d'une demi-heure par jour <input type="checkbox"/>				
Plus d'une demi-heure par jour <input type="checkbox"/>				
Pas d'ouvrant sur l'extérieur <input type="checkbox"/>				

**Mentionner dans ce cadre tout évènement particulier inhabituel (inondation, incendie...)**



## **Annexe 2**

Questionnaire utilisé lors de l'étude approfondie



**ENTREE**

1. Conditions de mesure et questionnaire

Identification logement	
Date	
Réponses fournies par	<input type="checkbox"/> Père <input type="checkbox"/> Mère <input type="checkbox"/> Autre personne :
Fonctionnement du chauffage au moment des mesures	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non
Fonctionnement de l'air conditionné au moment des mesures	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non

**LE LOGEMENT**

2. L'environnement du logement

2.1. Le logement se situe en zone :	<input type="checkbox"/> Urbaine <input type="checkbox"/> Rurale
2.2. Le logement se situe-t-il à proximité d'un grand axe de circulation ?	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non
2.3. Existe-t-il un jardin à proximité immédiate de votre domicile (autour de votre maison, à l'intérieur de votre résidence, square ou jardin public en vis-à-vis.) ?	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non
2.4. Quel est le type de logement ?	<input type="checkbox"/> Appartement dans un collectif <input type="checkbox"/> Maison individuelle <input type="checkbox"/> Ferme ou exploitation agricole <input type="checkbox"/> Autre (préciser : _____ )
2.5. Dans le cas d'un appartement dans un collectif : à quel étage se situe le logement ? Combien y'a-t-il au total dans ce collectif ?	Etage : _____  Total : _____

3. Historique du logement

3.1. A quelle période a été achevée la construction du logement?	<input type="checkbox"/> Avant 1871 <input type="checkbox"/> 1871-1914 <input type="checkbox"/> 1915-1948 <input type="checkbox"/> 1949-1961 <input type="checkbox"/> 1962-1967 <input type="checkbox"/> 1968-1974	<input type="checkbox"/> 1975-1981 <input type="checkbox"/> 1982-1989 <input type="checkbox"/> 1990-2000 <input type="checkbox"/> 2000-2005 <input type="checkbox"/> Je ne sais pas
3.2. Le logement a-t-il fait l'objet de travaux de réhabilitation ? (réparations, reconstruction, restauration ou de réaménagement)	<input type="checkbox"/> Oui : nature : _____ <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Je ne sais pas	
3.3. Si oui : de quand datent les derniers travaux ?	<input type="checkbox"/> Il y a moins de 6 mois <input type="checkbox"/> Entre 6 mois et 1 an <input type="checkbox"/> Entre 1 et 2 ans <input type="checkbox"/> Entre 2 et 5 ans	<input type="checkbox"/> Entre 5 et 10 ans <input type="checkbox"/> Il y a plus de 10 ans <input type="checkbox"/> Je ne sais pas

#### 4. Structure du logement

4.1. Le logement est-il situé dans un bâtiment à ossature bois ?	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Je ne sais pas
4.2. Existe-t-il une activité professionnelle (garage automobile, pressing...) dans le bâtiment où est situé le logement ?	<input type="checkbox"/> Oui : laquelle : <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Je ne sais pas
4.3. Nombre de pièces du logement, hors pièces de service (cuisine/SdB/WC)	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> de 2 à 3 <input type="checkbox"/> de 4 à 6 <input type="checkbox"/> 7 ou plus
4.4. Surface totale du logement	<input type="checkbox"/> <40m <sup>2</sup> <input type="checkbox"/> 40-70m <sup>2</sup> <input type="checkbox"/> 70-100m <sup>2</sup> <input type="checkbox"/> 100-150m <sup>2</sup> <input type="checkbox"/> 150m <sup>2</sup> ou plus <input type="checkbox"/> Je ne sais pas
4.5. Le logement dispose-t-il d'un garage attenant ?	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non
4.6. Si oui, ce garage est-il communicant ?	<input type="checkbox"/> Oui : avec quelle pièce ? ..... <input type="checkbox"/> Non
4.7. Si vous habitez un immeuble, existe-t-il un parking au sous-sol ?	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non
4.8. Si oui, ce parking communique-t-il avec le reste de l'immeuble par un escalier/ascenseur ?	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non

#### 5. Chauffage

5.1. Votre chauffage est-il central, c'est-à-dire une chaudière à l'intérieur ou à l'extérieur du logement qui assure le chauffage de l'ensemble du logement ?	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non
5.2. Si votre chauffage est central, est-il :	<input type="checkbox"/> Individuel (la chaudière alimente seulement votre logement) <input type="checkbox"/> Collectif (la chaudière alimente tout l'immeuble)
5.3. Si votre chauffage central est individuel, où se trouve la chaudière ?	<input type="checkbox"/> Cuisine <input type="checkbox"/> Salle de bains <input type="checkbox"/> Cave <input type="checkbox"/> Garage <input type="checkbox"/> Autre : <input type="checkbox"/> Je ne sais pas
5.4. Que votre chauffage soit central ou non, quelle est l'énergie utilisée principalement pour chauffer le logement ?	<input type="checkbox"/> Fuel <input type="checkbox"/> Gaz <input type="checkbox"/> Electricité <input type="checkbox"/> Bois <input type="checkbox"/> Charbon <input type="checkbox"/> Autre, préciser : <input type="checkbox"/> Je ne sais pas

5.5. Eau chaude sanitaire : l'eau est chauffée par :	<input type="checkbox"/> La chaudière du chauffage central <input type="checkbox"/> Un chauffe-eau électrique	<input type="checkbox"/> Un chauffe-eau gaz <input type="checkbox"/> Un ballon <input type="checkbox"/> Autre, préciser : <input type="checkbox"/> Je ne sais pas
5.6. Un ou plusieurs des éléments utilisé pour chauffer l'eau chaude sanitaire se trouvent-ils dans une ou plusieurs de ces pièces :	<input type="checkbox"/> Salon/séjour <input type="checkbox"/> Cuisine	<input type="checkbox"/> Salle de bain <input type="checkbox"/> Chambre

## 6. Ventilation

6.1. Dans votre cuisine, disposez-vous d'une hotte avec évacuation extérieure (les fumées et vapeurs s'échappent à l'extérieur de l'habitation) ?	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Je ne sais pas
6.2. Existe-t-il dans votre logement un système de ventilation (bouches ou grilles d'aération visibles) ?	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Je ne sais pas
6.3. Existe-t-il dans votre logement une VMC (système de ventilation fonctionnant avec un moteur électrique, qui fait circuler l'air dans tout le logement) qui fonctionne ?	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Oui, mais elle ne fonctionne pas <input type="checkbox"/> Je ne sais pas

## 7. Pièce par pièce

Dans le tableau suivant, merci de remplir les informations pour chaque pièce. Pour la nature des revêtements, merci d'indiquer le numéro correspondant pour le matériau principal (occupant la plus grande surface). Pour leur état, merci de cocher « dégradé » dans le cas où le matériau est manifestement dégradé à l'œil, par exemple présentant des déchirures, des éraflures, des morceaux arrachés, une couleur totalement « défraîchie »...

1 = Papier peint 2 = Peinture 3 = Revêtement plastifié 4 = Bois	5 = Carrelage / faïence 6 = Plâtre 7 = Textile, moquette... 8 = Mur ou sol nu (béton, brique...)	10 = Parquet flottant 11 = Revêtement stratifié 12 = Aggloméré ou contreplaqué 13 = Faux-plafond 99 = Autre (préciser)
--	---	--

	Cuisine	Séjour	Chambre de votre enfant
Surface			
Hauteur			
<b>Revêtements muraux : nature, état et âge</b>	Nature :  __  Bon état <input type="checkbox"/> Dégradés <input type="checkbox"/>  <input type="checkbox"/> <1 mois <input type="checkbox"/> 1 à 2 mois <input type="checkbox"/> 2 à 6 mois <input type="checkbox"/> 6 mois à 1 an <input type="checkbox"/> 1 à 2 ans <input type="checkbox"/> > 2 ans	Nature :  __  Bon état <input type="checkbox"/> Dégradés <input type="checkbox"/>  <input type="checkbox"/> <1 mois <input type="checkbox"/> 1 à 2 mois <input type="checkbox"/> 2 à 6 mois <input type="checkbox"/> 6 mois à 1 an <input type="checkbox"/> 1 à 2 ans <input type="checkbox"/> > 2 ans	Nature :  __  Bon état <input type="checkbox"/> Dégradés <input type="checkbox"/>  <input type="checkbox"/> <1 mois <input type="checkbox"/> 1 à 2 mois <input type="checkbox"/> 2 à 6 mois <input type="checkbox"/> 6 mois à 1 an <input type="checkbox"/> 1 à 2 ans <input type="checkbox"/> > 2 ans
<b>Revêtements au sol : nature, état et âge</b>	Nature :  __  Bon état <input type="checkbox"/> Dégradés <input type="checkbox"/>  <input type="checkbox"/> <1 mois <input type="checkbox"/> 1 à 2 mois <input type="checkbox"/> 2 à 6 mois <input type="checkbox"/> 6 mois à 1 an <input type="checkbox"/> 1 à 2 ans <input type="checkbox"/> > 2 ans	Nature :  __  Bon état <input type="checkbox"/> Dégradés <input type="checkbox"/>  <input type="checkbox"/> <1 mois <input type="checkbox"/> 1 à 2 mois <input type="checkbox"/> 2 à 6 mois <input type="checkbox"/> 6 mois à 1 an <input type="checkbox"/> 1 à 2 ans <input type="checkbox"/> > 2 ans	Nature :  __  Bon état <input type="checkbox"/> Dégradés <input type="checkbox"/>  <input type="checkbox"/> <1 mois <input type="checkbox"/> 1 à 2 mois <input type="checkbox"/> 2 à 6 mois <input type="checkbox"/> 6 mois à 1 an <input type="checkbox"/> 1 à 2 ans <input type="checkbox"/> > 2 ans
<b>Revêtements au plafond : nature, état et âge</b>	Nature :  __  Bon état <input type="checkbox"/> Dégradés <input type="checkbox"/>  <input type="checkbox"/> <1 mois <input type="checkbox"/> 1 à 2 mois <input type="checkbox"/> 2 à 6 mois <input type="checkbox"/> 6 mois à 1 an <input type="checkbox"/> 1 à 2 ans <input type="checkbox"/> > 2 ans	Nature :  __  Bon état <input type="checkbox"/> Dégradés <input type="checkbox"/>  <input type="checkbox"/> <1 mois <input type="checkbox"/> 1 à 2 mois <input type="checkbox"/> 2 à 6 mois <input type="checkbox"/> 6 mois à 1 an <input type="checkbox"/> 1 à 2 ans <input type="checkbox"/> > 2 ans	Nature :  __  Bon état <input type="checkbox"/> Dégradés <input type="checkbox"/>  <input type="checkbox"/> <1 mois <input type="checkbox"/> 1 à 2 mois <input type="checkbox"/> 2 à 6 mois <input type="checkbox"/> 6 mois à 1 an <input type="checkbox"/> 1 à 2 ans <input type="checkbox"/> > 2 ans

<b>Présence de tapis</b>	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Bon état <input type="checkbox"/> Dégradé(s)	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Bon état <input type="checkbox"/> Dégradé(s)	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Bon état <input type="checkbox"/> Dégradé(s)
<b>Présence de rideaux et voilages</b>	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Bon état <input type="checkbox"/> Dégradé(s)	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Bon état <input type="checkbox"/> Dégradé(s)	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Bon état <input type="checkbox"/> Dégradé(s)
<b>Présence de canapés et fauteuils</b>	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Bon état <input type="checkbox"/> Dégradé(s)	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Bon état <input type="checkbox"/> Dégradé(s)	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Bon état <input type="checkbox"/> Dégradé(s)
<b>Y'a-t-il des nouveaux meubles, et si oui, depuis quand ?</b>	<input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> 1 à 2 mois <input type="checkbox"/> 2 à 6 mois <input type="checkbox"/> 6 mois à 1 an <input type="checkbox"/> 1 à 2 ans	<input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> 1 à 2 mois <input type="checkbox"/> 2 à 6 mois <input type="checkbox"/> 6 mois à 1 an <input type="checkbox"/> 1 à 2 ans	<input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> 1 à 2 mois <input type="checkbox"/> 2 à 6 mois <input type="checkbox"/> 6 mois à 1 an <input type="checkbox"/> 1 à 2 ans
<b>Y'a-t-il des meubles en contreplaqué ou aggloméré, et quel âge ont-ils ? (s'ils n'ont pas tous le même âge, indiquez l'âge des plus récents)</b>	<input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Oui : nombre :  <input type="checkbox"/> 1 à 2 mois <input type="checkbox"/> 2 à 6 mois <input type="checkbox"/> 6 mois à 1 an <input type="checkbox"/> 1 à 2 ans <input type="checkbox"/> > 2 ans	<input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Oui : nombre :  <input type="checkbox"/> 1 à 2 mois <input type="checkbox"/> 2 à 6 mois <input type="checkbox"/> 6 mois à 1 an <input type="checkbox"/> 1 à 2 ans <input type="checkbox"/> > 2 ans	<input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Oui : nombre :  <input type="checkbox"/> 1 à 2 mois <input type="checkbox"/> 2 à 6 mois <input type="checkbox"/> 6 mois à 1 an <input type="checkbox"/> 1 à 2 ans <input type="checkbox"/> > 2 ans
<b>En quelle matière sont les plinthes de la pièce ?</b>	<input type="checkbox"/> Bois <input type="checkbox"/> PVC <input type="checkbox"/> autre	<input type="checkbox"/> Bois <input type="checkbox"/> PVC <input type="checkbox"/> autre	<input type="checkbox"/> Bois <input type="checkbox"/> PVC <input type="checkbox"/> autre
<b>Y'a-t-il des traces d'humidité dans la pièce ?</b>	<input type="checkbox"/> Trace de dégât des eaux <input type="checkbox"/> tache d'humidité <input type="checkbox"/> tache de moisi <input type="checkbox"/> odeur de moisi <input type="checkbox"/> papier peint décollé <input type="checkbox"/> peinture écaillée ou cloquée <input type="checkbox"/> fissures dans les revêtements <input type="checkbox"/> condensation <input type="checkbox"/> humidité perçue <input type="checkbox"/> literie humide	<input type="checkbox"/> Trace de dégât des eaux <input type="checkbox"/> tache d'humidité <input type="checkbox"/> tache de moisi <input type="checkbox"/> odeur de moisi <input type="checkbox"/> papier peint décollé <input type="checkbox"/> peinture écaillée ou cloquée <input type="checkbox"/> fissures dans les revêtements <input type="checkbox"/> condensation <input type="checkbox"/> humidité perçue <input type="checkbox"/> literie humide	<input type="checkbox"/> Trace de dégât des eaux <input type="checkbox"/> tache d'humidité <input type="checkbox"/> tache de moisi <input type="checkbox"/> odeur de moisi <input type="checkbox"/> papier peint décollé <input type="checkbox"/> peinture écaillée ou cloquée <input type="checkbox"/> fissures dans les revêtements <input type="checkbox"/> condensation <input type="checkbox"/> humidité perçue <input type="checkbox"/> literie humide
<b>Utilisation régulière d'un humidificateur dans cette pièce</b>	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non

<b>Utilisation régulière d'un déshumidificateur dans cette pièce</b>	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non
<b>Systèmes de chauffage</b>	<input type="checkbox"/> Radiateur(s) du système de chauffage central <input type="checkbox"/> Radiateur(s) électrique(s) <input type="checkbox"/> Radiateur(s) gaz <input type="checkbox"/> Convecteur(s) électrique(s) <input type="checkbox"/> Chauffage au sol <input type="checkbox"/> Poêle <input type="checkbox"/> Cheminée <input type="checkbox"/> Autre, préciser :	<input type="checkbox"/> Radiateur(s) du système de chauffage central <input type="checkbox"/> Radiateur(s) électrique(s) <input type="checkbox"/> Radiateur(s) gaz <input type="checkbox"/> Convecteur(s) électrique(s) <input type="checkbox"/> Chauffage au sol <input type="checkbox"/> Poêle <input type="checkbox"/> Cheminée <input type="checkbox"/> Autre, préciser :	<input type="checkbox"/> Radiateur(s) du système de chauffage central <input type="checkbox"/> Radiateur(s) électrique(s) <input type="checkbox"/> Radiateur(s) gaz <input type="checkbox"/> Convecteur(s) électrique(s) <input type="checkbox"/> Chauffage au sol <input type="checkbox"/> Poêle <input type="checkbox"/> Cheminée <input type="checkbox"/> Autre, préciser :
<b>Système de ventilation</b>	<input type="checkbox"/> VMC <input type="checkbox"/> Extracteur <input type="checkbox"/> Grille <input type="checkbox"/> Autre, préciser :  <input type="checkbox"/> Aucun	<input type="checkbox"/> VMC <input type="checkbox"/> Extracteur <input type="checkbox"/> Grille <input type="checkbox"/> Autre, préciser :  <input type="checkbox"/> Aucun	<input type="checkbox"/> VMC <input type="checkbox"/> Extracteur <input type="checkbox"/> Grille <input type="checkbox"/> Autre, préciser :  <input type="checkbox"/> Aucun
<b>Les ouvrants sur l'extérieur et l'isolation</b>	<input type="checkbox"/> Pas d'ouvrant sur l'extérieur  Nb fenêtres et portes-fenêtres : ... Matériau : <input type="checkbox"/> bois <input type="checkbox"/> PVC <input type="checkbox"/> aluminium <input type="checkbox"/> autre : .....  <input type="checkbox"/> Double vitrage <input type="checkbox"/> Simple vitrage	<input type="checkbox"/> Pas d'ouvrant sur l'extérieur  Nb fenêtres et portes-fenêtres : ... Matériau <input type="checkbox"/> bois <input type="checkbox"/> PVC <input type="checkbox"/> aluminium <input type="checkbox"/> autre : .....  <input type="checkbox"/> Double vitrage <input type="checkbox"/> Simple vitrage	<input type="checkbox"/> Pas d'ouvrant sur l'extérieur  Nb fenêtres et portes-fenêtres : ... Matériau <input type="checkbox"/> bois <input type="checkbox"/> PVC <input type="checkbox"/> aluminium <input type="checkbox"/> autre : .....  <input type="checkbox"/> Double vitrage <input type="checkbox"/> Simple vitrage
<b>Y'a-t-il des plantes dans ces pièces ?</b>	<input type="checkbox"/> Oui. Combien ? .... <input type="checkbox"/> Non	<input type="checkbox"/> Oui. Combien ? .... <input type="checkbox"/> Non	<input type="checkbox"/> Oui. Combien ? .... <input type="checkbox"/> Non
<b>Utilisation de parfums d'ambiance (encens, bombe, diffuseur...)</b>	<input type="checkbox"/> Jamais ou rarement <input type="checkbox"/> Occasionnellement <input type="checkbox"/> Régulièrement	<input type="checkbox"/> Jamais ou rarement <input type="checkbox"/> Occasionnellement <input type="checkbox"/> Régulièrement	<input type="checkbox"/> Jamais ou rarement <input type="checkbox"/> Occasionnellement <input type="checkbox"/> Régulièrement

**LA CHAMBRE DE VOTRE ENFANT**

## 8. Travaux et literie dans la chambre de votre enfant :

8.1. La chambre de votre enfant a-t-elle fait l'objet de travaux (revêtement de sol, revêtement mural...) avant sa naissance ?	<input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> >1 an avant sa naissance <input type="checkbox"/> entre 6 mois et 1 an avant sa naissance <input type="checkbox"/> entre 3 et 6 mois avant sa naissance <input type="checkbox"/> entre 1 et 3 mois avant sa naissance <input type="checkbox"/> entre 2 semaines et 1 mois avant sa naissance <input type="checkbox"/> moins de 2 semaines avant sa naissance		
8.2. Si oui, quels travaux ?	<table border="0" style="width: 100%;"> <tr> <td style="width: 50%; vertical-align: top;"> <input type="checkbox"/> <b>Revêtement de sol</b>  <input type="checkbox"/> pose de moquette  <input type="checkbox"/> pose de sol PVC  <input type="checkbox"/> pose de sol stratifié  <input type="checkbox"/> pose de parquet-plancher  <input type="checkbox"/> pose de lino  <input type="checkbox"/> pose de parquet flottant         </td> <td style="width: 50%; vertical-align: top;"> <input type="checkbox"/> <b>Revêtement mural :</b>  <input type="checkbox"/> Peinture  <input type="checkbox"/> Papier peint  <input type="checkbox"/> Autre         </td> </tr> </table>	<input type="checkbox"/> <b>Revêtement de sol</b> <input type="checkbox"/> pose de moquette <input type="checkbox"/> pose de sol PVC <input type="checkbox"/> pose de sol stratifié <input type="checkbox"/> pose de parquet-plancher <input type="checkbox"/> pose de lino <input type="checkbox"/> pose de parquet flottant	<input type="checkbox"/> <b>Revêtement mural :</b> <input type="checkbox"/> Peinture <input type="checkbox"/> Papier peint <input type="checkbox"/> Autre
<input type="checkbox"/> <b>Revêtement de sol</b> <input type="checkbox"/> pose de moquette <input type="checkbox"/> pose de sol PVC <input type="checkbox"/> pose de sol stratifié <input type="checkbox"/> pose de parquet-plancher <input type="checkbox"/> pose de lino <input type="checkbox"/> pose de parquet flottant	<input type="checkbox"/> <b>Revêtement mural :</b> <input type="checkbox"/> Peinture <input type="checkbox"/> Papier peint <input type="checkbox"/> Autre		
8.3. La chambre de votre enfant a-t-elle fait l'objet de travaux (revêtement de sol, revêtement mural...) après sa naissance ?	<table border="0" style="width: 100%;"> <tr> <td style="width: 50%; vertical-align: top;"> <input type="checkbox"/> Non  <input type="checkbox"/> Dans les 2 premières semaines  <input type="checkbox"/> Entre 2 semaines et 1 mois après la naissance  <input type="checkbox"/> entre 1 et 3 mois  <input type="checkbox"/> entre 3 et 6 mois  <input type="checkbox"/> entre 6 mois et 1 an  <input type="checkbox"/> entre 1 et 2 ans         </td> <td style="width: 50%; vertical-align: top;"> <input type="checkbox"/> entre 2 et 3 ans  <input type="checkbox"/> entre 3 et 4 ans  <input type="checkbox"/> entre 4 et 5 ans  <input type="checkbox"/> entre 5 et 6 ans  <input type="checkbox"/> entre 6 et 7 ans  <input type="checkbox"/> entre 7 et 8 ans  <input type="checkbox"/> entre 8 et 9 ans  <input type="checkbox"/> entre 9 et 10 ans         </td> </tr> </table>	<input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Dans les 2 premières semaines <input type="checkbox"/> Entre 2 semaines et 1 mois après la naissance <input type="checkbox"/> entre 1 et 3 mois <input type="checkbox"/> entre 3 et 6 mois <input type="checkbox"/> entre 6 mois et 1 an <input type="checkbox"/> entre 1 et 2 ans	<input type="checkbox"/> entre 2 et 3 ans <input type="checkbox"/> entre 3 et 4 ans <input type="checkbox"/> entre 4 et 5 ans <input type="checkbox"/> entre 5 et 6 ans <input type="checkbox"/> entre 6 et 7 ans <input type="checkbox"/> entre 7 et 8 ans <input type="checkbox"/> entre 8 et 9 ans <input type="checkbox"/> entre 9 et 10 ans
<input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Dans les 2 premières semaines <input type="checkbox"/> Entre 2 semaines et 1 mois après la naissance <input type="checkbox"/> entre 1 et 3 mois <input type="checkbox"/> entre 3 et 6 mois <input type="checkbox"/> entre 6 mois et 1 an <input type="checkbox"/> entre 1 et 2 ans	<input type="checkbox"/> entre 2 et 3 ans <input type="checkbox"/> entre 3 et 4 ans <input type="checkbox"/> entre 4 et 5 ans <input type="checkbox"/> entre 5 et 6 ans <input type="checkbox"/> entre 6 et 7 ans <input type="checkbox"/> entre 7 et 8 ans <input type="checkbox"/> entre 8 et 9 ans <input type="checkbox"/> entre 9 et 10 ans		
8.4. Si oui, quels travaux ?	<table border="0" style="width: 100%;"> <tr> <td style="width: 50%; vertical-align: top;"> <input type="checkbox"/> <b>Revêtement de sol</b>  <input type="checkbox"/> pose de moquette  <input type="checkbox"/> pose de sol PVC  <input type="checkbox"/> pose de sol stratifié  <input type="checkbox"/> pose de parquet-plancher  <input type="checkbox"/> pose de lino  <input type="checkbox"/> pose de parquet flottant         </td> <td style="width: 50%; vertical-align: top;"> <input type="checkbox"/> <b>Revêtement mural :</b>  <input type="checkbox"/> Peinture  <input type="checkbox"/> Papier peint  <input type="checkbox"/> Autre, préciser :         </td> </tr> </table>	<input type="checkbox"/> <b>Revêtement de sol</b> <input type="checkbox"/> pose de moquette <input type="checkbox"/> pose de sol PVC <input type="checkbox"/> pose de sol stratifié <input type="checkbox"/> pose de parquet-plancher <input type="checkbox"/> pose de lino <input type="checkbox"/> pose de parquet flottant	<input type="checkbox"/> <b>Revêtement mural :</b> <input type="checkbox"/> Peinture <input type="checkbox"/> Papier peint <input type="checkbox"/> Autre, préciser :
<input type="checkbox"/> <b>Revêtement de sol</b> <input type="checkbox"/> pose de moquette <input type="checkbox"/> pose de sol PVC <input type="checkbox"/> pose de sol stratifié <input type="checkbox"/> pose de parquet-plancher <input type="checkbox"/> pose de lino <input type="checkbox"/> pose de parquet flottant	<input type="checkbox"/> <b>Revêtement mural :</b> <input type="checkbox"/> Peinture <input type="checkbox"/> Papier peint <input type="checkbox"/> Autre, préciser :		
8.5. Quel est le type de matelas du lit de votre enfant ?	<input type="checkbox"/> ressorts <input type="checkbox"/> latex synthétique <input type="checkbox"/> mousse polyuréthane <input type="checkbox"/> autre, préciser : <input type="checkbox"/> Je ne sais pas		
8.6. Ce matelas est-il recouvert d'une housse hermétique anti-acariens ?	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non		
8.7. Ce matelas est-il recouvert d'une alèse ?	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non		
8.8. Quel type d'oreiller ou de traversin votre enfant utilise-t-il ?	<input type="checkbox"/> Pas d'oreiller <input type="checkbox"/> Duvet ou plumes <input type="checkbox"/> Synthétique <input type="checkbox"/> Autre, préciser : <input type="checkbox"/> Je ne sais pas		
8.9. Cet oreiller est-il recouvert d'une housse hermétique anti-acariens ?	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non		
8.10. A quelle fréquence sont lavés les draps de votre enfant ?	<input type="checkbox"/> 1 fois par semaine <input type="checkbox"/> entre 1 fois par semaine et une fois par mois <input type="checkbox"/> entre 1 fois par mois et une fois tous les 2 mois <input type="checkbox"/> moins d'une fois tous les 2 mois		

## 9. Le ménage dans la chambre de votre enfant

Merci de cocher les cases adéquates. Si un mode de nettoyage proposé n'est pas compatible avec le sol (serpillère et moquette...) merci de cocher « sans objet ».

	1 fois par jour	1 fois tous les 2 jours	2 fois par semaine à 1 fois par semaine	1 fois par semaine	Moins souvent	Sans objet
Balai ou ramasse poussière						
Aspirateur						
Serpillère						
Autre :						

## LA VIE DANS LE LOGEMENT

## 10. Occupation et habitudes

10.1. Combien d'adultes et d'enfants habitent ce logement ?	.... Adultes et ... Enfants
10.2. Avez-vous actuellement des animaux domestiques dans le logement ?	<input type="checkbox"/> Non <input checked="" type="checkbox"/> <b>Oui :</b> <input type="checkbox"/> Nombre de chats : <input type="checkbox"/> Nombre de chiens : <input type="checkbox"/> Nombre de lapins-rongeurs : <input type="checkbox"/> Nombre d'oiseaux : <input type="checkbox"/> Autres (préciser) :
10.3. Ces animaux sont-ils autorisés à entrer dans la chambre de votre enfant ?	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non
10.4. Des personnes fument-elles à votre domicile de façon régulière (tous les jours) ?	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non
10.5. Des personnes fument-elles à votre domicile de façon occasionnelle ?	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non

- S'il s'agit de fumeurs vivant au domicile, indiquez la quantité de tabac fumée habituellement par personne et par jour, dans le lieu de domicile de votre enfant pour la période actuelle :

	Cigarettes	Cigares	Pipes
Père			
Mère			
Autres (baby sitter, famille...)			

## 11. Utilisation de l'eau

11.1. Quelle est la consommation annuelle en eau du logement ?	
11.2. Utilisez-vous un dispositif de filtration ?	<input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Adoucisseur <input type="checkbox"/> Epurateur ou purificateur <input type="checkbox"/> Osmoseur <input type="checkbox"/> Autre, préciser : <input type="checkbox"/> Je ne sais pas
11.3. Votre enfant est-il habituellement dans la cuisine lors de la préparation des repas ?	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non
11.4. A quelle fréquence votre enfant prend-t-il des douches ?	<input type="checkbox"/> Plus d'une par jour <input type="checkbox"/> 1 par jour <input type="checkbox"/> 1 tous les 2 jours <input type="checkbox"/> 2 par semaine ou moins <input type="checkbox"/> Non, pas de douches
11.5. De quelle durée ?	<input type="checkbox"/> Moins de 5 min <input type="checkbox"/> 5 à 10 min <input type="checkbox"/> 10 à 15 min <input type="checkbox"/> 15 à 20 min <input type="checkbox"/> >20 min
11.6. A quelle fréquence votre enfant prend-t-il des bains ?	<input type="checkbox"/> Plus d'un par jour <input type="checkbox"/> 1 par jour <input type="checkbox"/> 1 tous les 2 jours <input type="checkbox"/> 2 par semaine ou moins <input type="checkbox"/> Non, pas de bains
11.7. De quelle durée ?	<input type="checkbox"/> Moins de 5 min <input type="checkbox"/> 5 à 10 min <input type="checkbox"/> 10 à 15 min <input type="checkbox"/> 15 à 20 min <input type="checkbox"/> >20 min
11.8. Pendant ces douches/bain, comment est ventilée la salle de bain ?	<input type="checkbox"/> Fenêtre ouverte <input type="checkbox"/> Extracteur <input type="checkbox"/> Pas de ventilation <input type="checkbox"/> Autre
11.9. Votre enfant prépare-t-il/consomme-t-il régulièrement des boissons chaudes préparées à partir de l'eau du robinet ?	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non
11.10. Votre enfant fréquente-t-il régulièrement une piscine municipale ou privée ?	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non
11.11. Si oui, à quelle fréquence ?	<input type="checkbox"/> >2 fois/semaine <input type="checkbox"/> 1 à 2 fois par semaine <input type="checkbox"/> Toutes les 2 semaines <input type="checkbox"/> Moins de 2 fois par mois

12. Aération : merci de préciser dans la colonne concernée, pour chaque pièce, le numéro correspondant à la durée moyenne pour chaque aération :

- 1 = Rarement ou jamais
- 2 = Moins d'une demi-heure par jour
- 3 = Plus d'une demi-heure par jour

	1 fois par semaine ou moins	1 à 4 fois par semaine	1 fois par jour	Plus de 1 fois par jour
Cuisine				
Salon				
Salle de bains				
Chambre de votre enfant				

13. Divers

13.1. Utilisez-vous un sèche-linge dans le logement ?	<input type="checkbox"/> Oui (dans quelle pièce ? .....) <input type="checkbox"/> Non
13.2. Dispose-t-il d'une évacuation...	<input type="checkbox"/> A l'extérieur <input type="checkbox"/> A l'intérieur avec bac de condensation <input type="checkbox"/> A l'intérieur sans bac de condensation
13.3. Dans quelle pièce est généralement étendu votre linge ?	<input type="checkbox"/> Salle de bains <input type="checkbox"/> Cave ou sous-sol <input type="checkbox"/> Buanderie <input type="checkbox"/> Salon <input type="checkbox"/> Extérieur
13.4. Utilisez-vous des produits contenant de l'eau de Javel pour laver votre linge ?	<input type="checkbox"/> Jamais ou rarement <input type="checkbox"/> Occasionnellement <input type="checkbox"/> Régulièrement
13.5. Utilisez-vous des produits contenant de l'eau de Javel pour nettoyer certaines pièces du logement ?	<input type="checkbox"/> Jamais ou rarement <input type="checkbox"/> Occasionnellement <input type="checkbox"/> Régulièrement
13.6. Utilisez-vous des produits de bricolage dans le logement (hormis cave, garage...) ?	<input type="checkbox"/> Jamais ou rarement <input type="checkbox"/> Occasionnellement <input type="checkbox"/> Régulièrement
13.7. Utilisez-vous des produits de bricolage dans la cave, le garage... ?	<input type="checkbox"/> Jamais ou rarement <input type="checkbox"/> Occasionnellement <input type="checkbox"/> Régulièrement
13.8. Quel(s) type(s) de produit(s) ?	<input type="checkbox"/> Vernis <input type="checkbox"/> Colles <input type="checkbox"/> Résines <input type="checkbox"/> Peintures <input type="checkbox"/> Autres, préciser :

Merci beaucoup pour le temps que vous avez consacré à ce questionnaire, et pour votre précieuse participation à cette étude.

**SORTIE**

Identification logement	
Date	
Réponses fournies par	<input type="checkbox"/> Père <input type="checkbox"/> Mère <input type="checkbox"/> Autre personne :

14. Pendant les 5 jours de prélèvement :

*Le « vous » désigne la personne interrogée ou tout autre membre de la famille ayant été présent dans le logement pendant les 5 jours de prélèvement.*

**Nettoyage dans le séjour :**

	Sols	Mobilier
<b>Nettoyage à sec (aspirateur, balai, chiffon)</b>	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> <b>Si oui :</b> Une fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Plusieurs fois dans la semaine <input type="checkbox"/> ..... Tous les jours <input type="checkbox"/>	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> <b>Si oui :</b> Une fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Plusieurs fois dans la semaine <input type="checkbox"/> ... Tous les jours <input type="checkbox"/>
<b>Nettoyage humide (serpillère, balai-éponge, éponge, nettoyeur vapeur)</b>	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> <b>Si oui :</b> Une fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Plusieurs fois dans la semaine <input type="checkbox"/> ..... Tous les jours <input type="checkbox"/>	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> <b>Si oui :</b> Une fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Plusieurs fois dans la semaine <input type="checkbox"/> ... Tous les jours <input type="checkbox"/>

**Nettoyage dans la chambre de votre enfant :**

	Sols	Mobilier
<b>Nettoyage à sec (aspirateur, balai, chiffon)</b>	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> <b>Si oui :</b> Une fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Plusieurs fois dans la semaine <input type="checkbox"/> ... Tous les jours <input type="checkbox"/>	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> <b>Si oui :</b> Une fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Plusieurs fois dans la semaine <input type="checkbox"/> ... Tous les jours <input type="checkbox"/>
<b>Nettoyage humide (serpillère, balai-éponge, éponge, nettoyeur vapeur)</b>	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> <b>Si oui :</b> Une fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Plusieurs fois dans la semaine <input type="checkbox"/> ... Tous les jours <input type="checkbox"/>	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> <b>Si oui :</b> Une fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Plusieurs fois dans la semaine <input type="checkbox"/> ... Tous les jours <input type="checkbox"/>

**Aération dans le logement**

A quelle fréquence les ouvrants extérieurs ont-ils été ouverts en moyenne (nuit + jour) ?

Cuisine	Séjour	Chambre 1
Rarement ou jamais <input type="checkbox"/>	Rarement ou jamais <input type="checkbox"/>	Rarement ou jamais <input type="checkbox"/>
Moins d'une demi-heure par jour <input type="checkbox"/>	Moins d'une demi-heure par jour <input type="checkbox"/>	Moins d'une demi-heure par jour <input type="checkbox"/>
Plus d'une demi-heure par jour <input type="checkbox"/>	Plus d'une demi-heure par jour <input type="checkbox"/>	Plus d'une demi-heure par jour <input type="checkbox"/>
Pas d'ouvrant sur l'extérieur <input type="checkbox"/>	Pas d'ouvrant sur l'extérieur <input type="checkbox"/>	Pas d'ouvrant sur l'extérieur <input type="checkbox"/>

**Activités dans le logement**

	Pendant la semaine de prélèvement	Si oui :
Avez-vous fumé dans le logement ?	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/>	Nombre total de cigarettes :  __   __
Avez-vous cuisiné à la poêle, par friture et/ou par grillade ?	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/>	Une fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Plusieurs fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Tous les jours <input type="checkbox"/>
Avez-vous chauffé le logement au moyen d'un poêle à bois, d'une cheminée ouverte et/ou d'un insert ?	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/>	Une fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Plusieurs fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Tous les jours <input type="checkbox"/>
Un (Des) appareil(s) à combustion indépendant(s) NON raccordé(s) à un conduit de fumée a-t-il (ont-ils) été utilisé(s) ?	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/>	Préciser le type d'énergie :
Avez-vous utilisé des bougies parfumées et/ou de l'encens et/ou des diffuseurs de parfum d'ambiance ?	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/>	Une fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Plusieurs fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Tous les jours <input type="checkbox"/>  Bougies parfumées <input type="checkbox"/> Encens <input type="checkbox"/> Diffuseur de parfum d'ambiance <input type="checkbox"/>
Avez-vous utilisé un ou plusieurs produits suivants sous forme d'aérosol : désodorisants d'ambiance, produits d'entretien, cosmétiques et/ou produits de bricolage ?	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/>	Une fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Plusieurs fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Tous les jours <input type="checkbox"/>  Désodorisant d'ambiance <input type="checkbox"/> Produit d'entretien en aérosol <input type="checkbox"/> Cosmétiques en aérosol <input type="checkbox"/> Produits de bricolage en aérosol <input type="checkbox"/>
Avez-vous effectué des travaux de ponçage et/ou de perçage ?	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/>	Une fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Plusieurs fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Tous les jours <input type="checkbox"/>
Avez-vous utilisé votre sèche-linge durant les 5 jours de mesure ?	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/>	Une fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Plusieurs fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Tous les jours <input type="checkbox"/>
Avez-vous utilisé des produits contenant de l'eau de Javel pour nettoyer votre linge durant les 5 jours de mesure ?	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/>	Une fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Plusieurs fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Tous les jours <input type="checkbox"/>
Avez-vous utilisé des produits contenant de l'eau de Javel pour nettoyer certaines pièces de votre logement durant les 5 jours de mesure ?	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/>	Une fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Plusieurs fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Tous les jours <input type="checkbox"/>
Avez-vous utilisé des produits de bricolage durant les 5 jours de mesure ?	Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/>	Une fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Plusieurs fois dans la semaine <input type="checkbox"/> Tous les jours <input type="checkbox"/>
Quel type de produits ?	<input type="checkbox"/> Vernis <input type="checkbox"/> Colles <input type="checkbox"/> Résines <input type="checkbox"/> Peintures <input type="checkbox"/> Autres	

Avez-vous acheté durant la semaine, puis introduit dans le logement des équipements électroniques neufs (télévision, ordinateur) ?

 Oui 

 Non

Précipitations durant la semaine de mesure :	<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non
Observations diverses : noter dans ce cadre tout événement particulier et/ou inhabituel (incendie, inondation, chute des dispositifs de prélèvement, ...) :	

Merci pour votre participation.

La partie ci-dessous sera complétée par nos soins.

---

15. Le réseau d'eau

N° de l'UDI (ou des UDI) raccordée(s) :	
Si connue : l'origine de l'eau	<input type="checkbox"/> Surface <input type="checkbox"/> Souterraine <input type="checkbox"/> Inconnu

Précipitations :

Si oui : combien ?	... mm
--------------------	--------



## **Annexe 3**

Résumé de l'article méthodologique sur la construction de modèles prédictifs  
(article en préparation)



[Original Research Methodology Article]

***Indoor galaxolide concentration prediction from building characteristics.***

Soutrik Banerjee<sup>1, 2</sup>, Arnaud Dallongeville<sup>3,4,5</sup>, Oliver Blanchard<sup>3,4</sup>, Séverine Deguen<sup>3,4</sup>, Nathalie Costet<sup>4,7</sup>, Denis Zmirou-Navier<sup>3,4,6</sup> and Isabella Annesi-Maesano<sup>1,2</sup>.

<sup>1</sup> Pierre and Marie Curie-Sorbonne Universities, EPAR (*EPidémiologie des maladies Allergiques et Respiratoires*), Medical School Saint-Antoine, Paris, France.

<sup>2</sup> INSERM UMR-S 1136, Paris, France.

<sup>3</sup>EHESP School of Public Health, 2 avenue du professeur Léon Bernard, 35043 Rennes, France

<sup>4</sup>Inserm UMR1085-IRSET, 2 avenue du professeur Léon Bernard, 35043 Rennes, France

<sup>5</sup>French Environment and Energy Management Agency, 20 avenue du Grésillé, 49000 Angers, France

<sup>6</sup>Lorraine University Medical School, 9 Avenue de la Forêt de Haye, 54505 Vandœuvre-lès-Nancy, France

<sup>7</sup>Université de Rennes 1, 9 rue Jean Macé, 35000 Rennes, France

*Mailing address:*

*Bureau 804, INSERM UMR-S 1136 EPAR – UPMC, Paris 6,*

*Faculté de Médecine Saint-Antoine,*

*27 rue Chaligny,*

*75571 Paris Cedex 12,*

*France.*

*Tel: +33 1 44 73 86 57; +33 1 44 73 84 49 ; Fax: +33 1 44 73 84 54*

*Email: [soutrik.banerjee@jplensp.umpc.fr](mailto:soutrik.banerjee@jplensp.umpc.fr); [isabella.annesi-maesano@inserm.fr](mailto:isabella.annesi-maesano@inserm.fr)*

**Keywords:** Galaxolide, predictive model, data mining, supervised learning, machine learning, building characteristics, indoor air.

## **Abstract**

**BACKGROUND:** Galaxolide (HHCB) is used for fragrance like in floor cleaners, dishwashing liquids or bleaching agents, in personal care products like soaps, body lotions or shaving creams, and in room refreshers and incense sticks. In spite of common HHCB use at the population level, few exposure data exist on it. The aim of the present study was to build a predictive model from questionnaire-based dwellings characteristics to predict measured indoor HHCB concentrations.

**METHODS:** One hundred fifty dwelling characteristics in the Brittany region in France were selected through a detailed questionnaire, which comprised questions regarding family members and pets, building characteristics, surroundings, cleaning practices, aeration, heating and cooking, do-it-yourself (DIY) activities, smoking habits, furniture, weather conditions, location, effects of humidity, and use of room refreshers. Environmental measurements of indoor concentrations of a variety of compounds including synthetic musks (HHCB and tonalide) were carried out between September 2012 and October 2013 across different seasons.

Multiple imputation (MI) was carried out to fill missing variable information. *Min-max* normalization of the variables was subsequently applied to bring all variables' values to [0, 1] range. HHCB was log-normally distributed, for which reason it was log-transformed. An attribute selection procedure was run to choose variables (attributes) from the list of the initial 288 variables with which subsequent predictive models were built. Stepwise selection procedure using 'Schwartz Bayesian Criterion (SBC) with competitive variable exclusion and 'hybrid LASSO' (Least Absolute Shrinkage and Selection Operator) were both administered to select a subset of attributes. Of the two methods, the former method, as more parsimonious for HHCB and with  $R^2 \geq 0.5$ , was chosen to carry out supervised machine learning algorithms. A 10-fold cross validation (CV) was applied to choose the best model from the reduced set of attributes based on the cross validated root-mean-squared-error

( $RMSE_{CV}$ ) criterion. The model with the least  $RMSE_{CV}$  was defined as the best model. This model was compared with other models.

**RESULTS:** Out of the tested models, linear regression model was found to have the best performance ( $R^2_{CV} = 0.48$ ) along with fitted models from neural network, relevance vector machine (RVM), Gaussian processes, support vector (SV) regression, stochastic gradient boosting, bagging and rotation forest. From the linear model, the main attributes that increased HHCb concentration were: living in rural area, drying clothes in dwellings, painted walls, chipboard furniture, double glazing, damaged floors. Laminated floors, plants and duration of bathroom aeration were found to decrease HHCb concentration.

**DISCUSSION:** This study helped identify the main attributes that could partially explain the measured concentrations of HHCb in dwellings. Given the interpretability of the linear model compared to the other more complex models, we propose the linear model as the best method to predict indoor HHCb concentrations from questionnaire-derived variables. Because predictive modeling is cheaper means to assess indoor air pollutants' concentrations than chemical measurements, it could be used in population-based exposure assessment studies.



## **Annexe 4**

Tableaux comparatifs des niveaux de concentration en été et en hiver dans 26 logements pour les aldéhydes, les COV, les THM, les phtalates et les muscs synthétiques



Composés	ETE						HIVER					
	n	min	max	médiane	moyenne	écart type	n	min	max	médiane	moyenne	écart-type
Formaldéhyde	26	12,3	112,9	38,2	40,4	21,3	26	11,48	73,5	29,0	31,6	15,6
Acétaldéhyde	26	5,8	28,3	12,3	12,8	5,0	26	5,53	35,3	13,1	13,8	7,7
Propanal	26	2,8	13,8	4,4	5,1	2,4	11	2,4	8,8	3,7	4,2	1,9
Butanal	4	10,9	23,9	17,1	17,3	6,1	3	8,3	16,2	13,2	12,6	4,0
Benzaldéhyde	26	0,9	4,7	2,1	2,3	1,0	11	0,5	4,3	1,1	1,6	1,2
Isopentanal	26	1,7	7,4	2,9	3,4	1,5	11	1,3	5,4	2,8	2,9	1,2
Pentanal	26	3	17	6,1	6,6	3,0	26	2,4	16,3	4,4	5,5	3,4
Hexaldéhyde	26	12,2	78,3	27,6	31,8	14,0	26	13,9	69	23,7	28,3	14,0
Benzène	26	0,4	15,9	0,8	2,1	3,4	11	0,7	4,9	1,0	1,6	1,3
Toluène	26	1,4	74,3	6,8	14,3	20,0	11	3,6	30,8	7,7	12,2	8,9
Ethylbenzène	26	0,3	37,8	1,5	4,5	8,3	11	0,7	6,5	2,7	2,9	2,0
1,2,4-triméthylbenzène (et autres aromatiques C9)	26	1,3	109,5	4,6	11,5	23,7	11	3,2	57,2	7,8	14,1	15,6
1,2,4,5-tétraméthylbenzène (et autres aromatiques C10)	26	1,8	32,5	3,8	5,7	6,4	11	1,9	25,7	4,4	6,7	6,9
m/p xylènes	26	0,6	118,4	3,4	12,8	26,1	11	1,3	18,7	5,9	7,9	6,0
o-xylène	26	0,2	55,2	1,5	6,0	12,4	11	0,6	9,2	3,0	3,7	2,9
α-pinène	26	7,0	127,9	20,5	26,1	25,4	11	4,8	43,2	15,4	19,6	11,5
limonène	26	3,5	113,0	9,6	15,0	21,6	11	3,1	36,0	14,0	16,2	11,9
n-hexane	26	0,2	22,7	1,2	3,1	5,1	11	0,4	7,8	1,4	2,1	2,1
n-heptane et isomères	26	2,1	86,4	5,7	11,7	18,3	11	2,8	32,8	6,9	11,5	10,2
2-éthoxy éthanol	25	0,2	7,3	0,5	1,3	1,8	10	0,1	8,2	0,8	2,4	3,0
2-butoxy éthanol	26	0,5	17,4	2,7	4,0	4,2	11	0,5	14,7	3,9	4,7	4,1
2-éthyl-1-hexanol	26	0,9	20,5	4,8	5,6	4,2	11	0,8	11,2	2,9	3,9	3,2
n-octane et isomères	26	0,9	34,2	6,4	8,2	7,0	11	0,6	22,0	7,3	8,6	5,7
n-butyl acétate	26	0,4	22,6	2,7	5,3	6,2	11	0,4	35,6	3,1	6,9	10,1
styrène	26	0,3	1,5	0,7	0,7	0,3	10	0,4	2,6	0,8	0,9	0,7
n-nonane et isomères	26	3,7	29,7	7,3	9,4	6,7	11	0,4	33,6	6,8	10,3	10,0
n-décane et isomères	26	2,6	44,3	5,2	9,2	9,9	11	2,8	40,1	7,3	11,8	12,9
n-undécane et isomères	26	3,8	21,1	6,7	9,1	4,7	11	4,1	75,3	8,6	18,0	21,4
n-dodécane et isomères	26	3,1	43,6	6,3	8,9	8,0	11	6,3	32,5	13,4	16,0	8,8

Concentrations des COV en été et en hiver dans 26 logements

eau (µg/L)	ETE							HIVER						
	n	F	min	max	médiane	moyenne	écart type	n	F	min	max	médiane	moyenne	écart type
DCBM	26	100	2,1	23,6	11,0	12,1	5,9	26	100	0,4	22	10,9	11,3	5,3
CDBM	26	100	6,3	26,0	18,7	18,0	4,7	26	100	2,3	25,4	15,8	15,7	5,7
TBM	26	100	2,4	25,2	8,5	10,9	6,5	26	100	2,8	17,6	6,9	7,5	3,6
TCM	25	96	<0,5	20,0	5,5	7,4	5,8	26	100	1,2	17,3	6,4	7,6	4,8
THM totaux	26	100	18,6	75,7	49,2	48,4	13,3	26	100	18,4	71,8	41	42,1	15,2

Concentrations des THM dans l'eau en été et en hiver dans 26 logements

air (µg/m <sup>3</sup> )	ETE							HIVER						
	n	F	min	max	médiane	moyenne	écart type	n	F	min	max	médiane	moyenne	écart type
DCBM	24	92	<2,3	70,4	12,75	19,5	17,4	11	100	4,2	46,4	16,2	23,4	16,6
CDBM	26	100	<2,0	79,3	21,1	26,9	18,6	11	100	5,8	78,7	28,9	31,0	22,5
TBM	22	85	<2,0	43,8	10	15,0	11,8	11	100	2,9	50,3	12,6	13,8	13,0
TCM	23	88	<2,0	53,1	8,65	14,0	14,0	10	91	<4,2	35,1	8,9	15,9	12,3
THM totaux	26	100	4,8	224,1	52,95	75,3	52,0	11	100	15	188,1	67,6	84,1	58,0

Concentrations des THM dans l'air en été et en hiver dans 26 logements

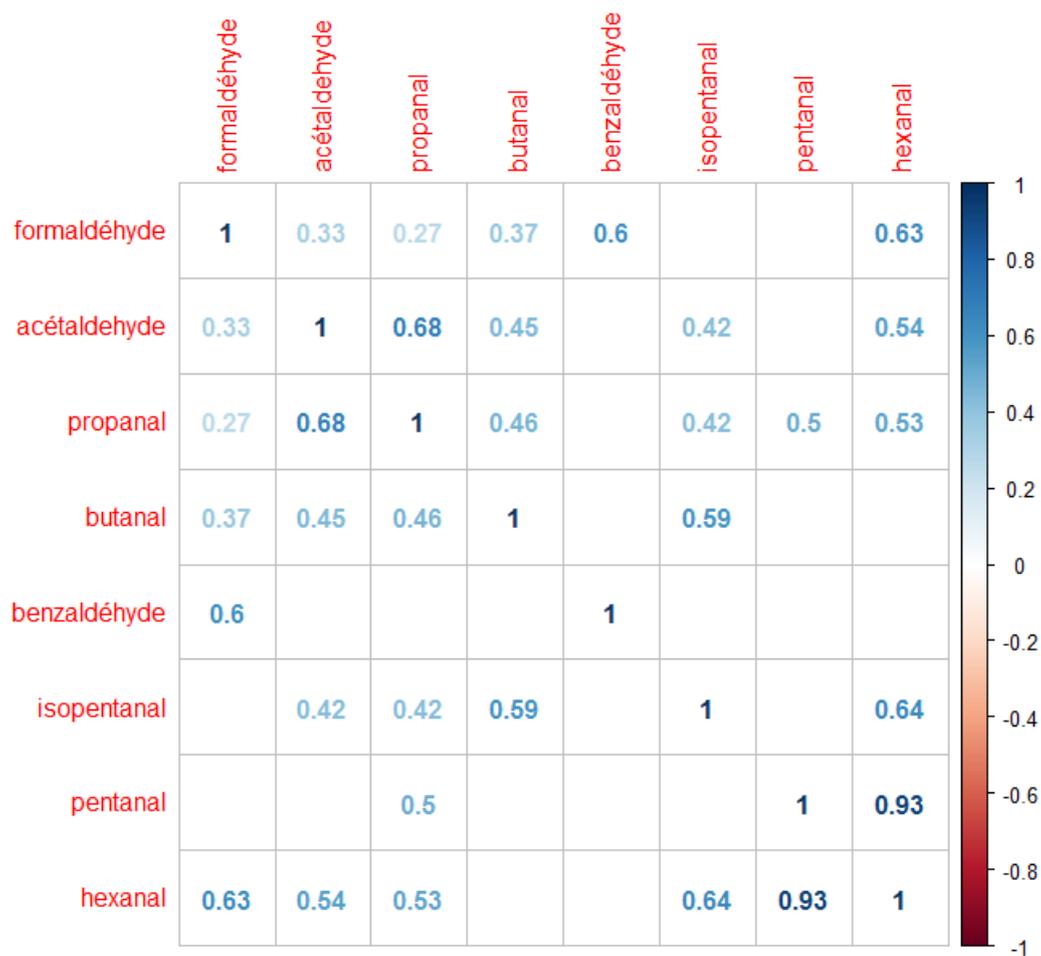
Composés	ETE								HIVER							
	n	F	LOQ	min	max	médiane	moyenne	écart type	n	F	LOQ	min	max	médiane	moyenne	écart type
BBP	8	31	1,6	<1,7	4,4	0,9	1,5	1,0	21	81	1,6	<1,7	13,6	2,8	4,0	3,6
DINP	14	54	6,5	<6,5	28,9	7,9	10,3	8,1	24	92	6,5	<7,0	85,0	25,1	29,0	20,1
DMP	26	100	1,0	9,8	133	23,8	33,7	28,5	26	100	1,0	2,3	129	15,7	24,4	29,5
DEHP	24	92	13,0	<14,0	91,7	30,0	36,1	20,4	26	100	13,0	22,6	161	60,1	64,5	35,4
DBP	25	96	32,4	54,5	197	111	112	39,6	25	96	32,4	<35,3	195	96,4	102	44,8
DEP	26	100	8,0	83,6	639	135	199	132	26	100	8,0	102	1144	156	229	225
DiBP	26	100	8,0	160	1621	421	598	444	26	100	8,0	171	3014	399	747	789
AHTN	26	100	1,0	4,8	34,7	13,1	16,4	8,7	26	100	1,0	5,7	47,7	15,0	18,3	10,2
HHCb	26	100	1,0	26,4	336	86,6	98,5	65,4	26	100	1,0	16,9	286	66,4	83	60,2

Concentrations des COSV dans l'air en été et en hiver dans 26 logements

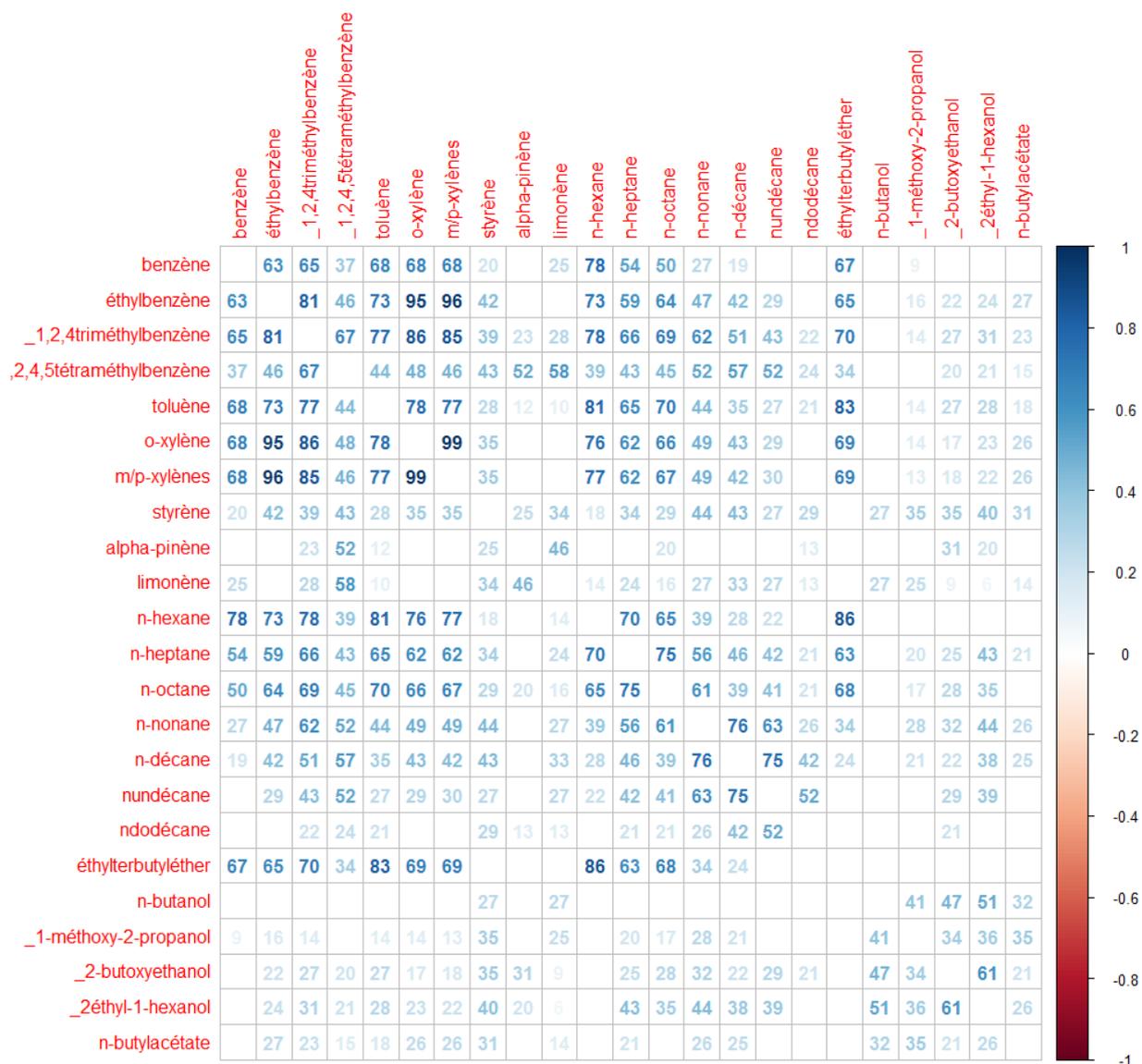
## **Annexe 5**

Matrices de corrélation des polluants chimiques triés par famille

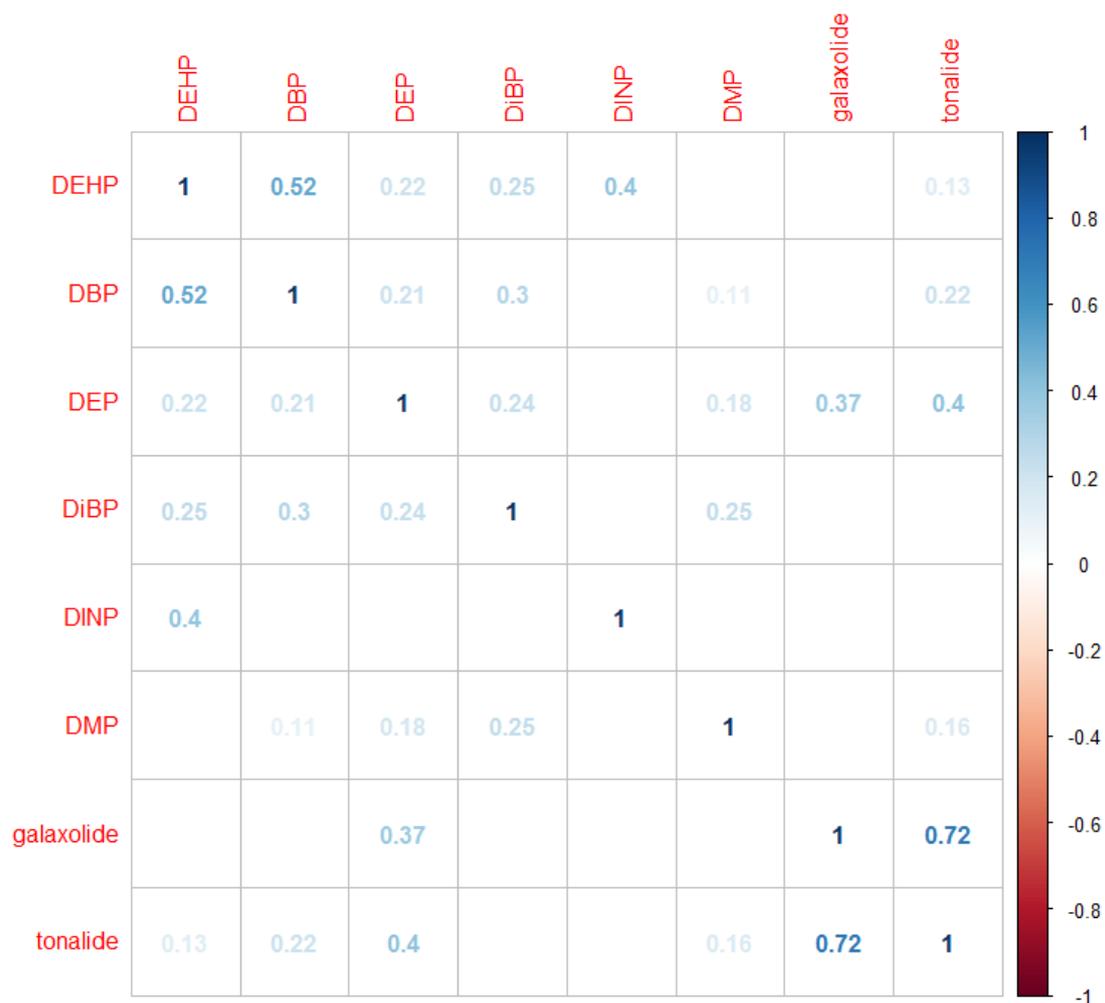


Coefficients de corrélation de Spearman ( $p < 0,05$ ) : aldéhydes dans l'air (chambre)

Coefficients de corrélation de Spearman (en %, p<0,05) : autres COV dans l'air (chambre)



Coefficients de corrélation de Spearman ( $p < 0,05$ ) : COSV dans l'air (salon)



Coefficients de corrélation de Spearman (en %) : THM dans l'air (cabine de douche)



## **Annexe 6**

Résultats détaillés de l'AFM



## 1. Valeurs propres des 40 premières composantes

	valeur propre	pourcentage de variance	pourcentage de variance cumulé
comp 1	1,87	13,68	13,68
comp 2	1,36	9,99	23,67
comp 3	1,15	8,44	32,11
comp 4	1,08	7,90	40,01
comp 5	1,00	7,32	47,33
comp 6	0,87	6,37	53,70
comp 7	0,72	5,26	58,97
comp 8	0,66	4,86	63,83
comp 9	0,59	4,36	68,19
comp 10	0,51	3,71	71,90
comp 11	0,46	3,35	75,25
comp 12	0,42	3,09	78,34
comp 13	0,36	2,65	80,98
comp 14	0,28	2,02	83,00
comp 15	0,25	1,81	84,82
comp 16	0,23	1,70	86,52
comp 17	0,22	1,59	88,12
comp 18	0,20	1,44	89,56
comp 19	0,16	1,18	90,74
comp 20	0,15	1,12	91,86
comp 21	0,14	0,99	92,86
comp 22	0,11	0,79	93,65
comp 23	0,10	0,76	94,41
comp 24	0,08	0,62	95,03
comp 25	0,08	0,55	95,58
comp 26	0,07	0,51	96,09
comp 27	0,07	0,50	96,59
comp 28	0,06	0,43	97,02
comp 29	0,05	0,39	97,41
comp 30	0,05	0,35	97,75
comp 31	0,04	0,32	98,08
comp 32	0,04	0,29	98,37
comp 33	0,03	0,26	98,63
comp 34	0,03	0,24	98,86
comp 35	0,03	0,19	99,05
comp 36	0,02	0,17	99,22
comp 37	0,02	0,14	99,36
comp 38	0,02	0,13	99,49
comp 39	0,01	0,11	99,60
comp 40	0,01	0,09	99,69

## 2. Coordonnées, contribution, $\cos^2$ et corrélation entre les groupes de variables et les composantes principales

	Composante												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
<b>coordonnées</b>													
aldéhydes	0,60	0,03	0,08	0,02	0,05	0,01	0,14	0,13	0,02	0,04	0,01	0,00	0,02
cov	0,33	0,06	0,35	0,05	0,11	0,02	0,06	0,21	0,02	0,04	0,03	0,02	0,01
phtalates	0,49	0,16	0,06	0,05	0,13	0,11	0,17	0,01	0,20	0,08	0,11	0,20	0,29
muscs	0,31	0,17	0,18	0,06	0,09	0,01	0,00	0,00	0,07	0,08	0,02	0,01	0,01
thm	0,00	0,01	0,01	0,68	0,23	0,08	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
moisissures	0,06	0,73	0,01	0,02	0,01	0,01	0,03	0,03	0,08	0,11	0,13	0,16	0,02
allergènes	0,08	0,19	0,45	0,20	0,39	0,63	0,29	0,29	0,20	0,15	0,16	0,02	0,01
<b>contribution</b>													
aldéhydes	32,2	2,3	7,1	2,1	4,6	1,6	20,0	19,2	3,0	8,4	2,4	1,0	4,8
cov	17,6	4,7	30,7	4,6	11,4	2,1	9,1	31,7	3,1	7,0	5,9	4,7	3,8
phtalates	26,0	11,6	5,2	4,7	13,1	13,0	23,4	1,6	32,8	16,3	24,1	47,8	79,4
muscs	16,8	12,7	16,0	5,6	8,5	1,6	0,6	0,2	12,4	16,4	3,9	2,9	3,9
thm	0,1	0,6	1,1	62,7	22,8	8,6	1,6	0,2	0,6	0,7	1,0	2,7	0,1
moisissures	3,1	53,9	0,5	1,6	0,6	0,9	4,8	3,9	14,3	20,8	27,7	37,3	6,3
allergènes	4,1	14,2	39,4	18,6	38,9	72,2	40,6	43,1	33,9	30,4	34,8	3,6	1,6
<b>cos<sup>2</sup></b>													
aldéhydes	0,322	0,001	0,006	0,001	0,002	0,000	0,018	0,014	0,000	0,002	0,000	0,000	0,000
cov	0,090	0,003	0,104	0,002	0,011	0,000	0,004	0,037	0,000	0,001	0,001	0,000	0,000
phtalates	0,147	0,016	0,002	0,002	0,011	0,008	0,018	0,000	0,024	0,004	0,008	0,025	0,051
muscs	0,096	0,029	0,033	0,004	0,007	0,000	0,000	0,000	0,005	0,007	0,000	0,000	0,000
thm	0,000	0,000	0,000	0,432	0,049	0,005	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
moisissures	0,003	0,451	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,001	0,006	0,009	0,013	0,021	0,000
allergènes	0,002	0,015	0,082	0,016	0,060	0,157	0,034	0,033	0,016	0,009	0,010	0,000	0,000
<b>corrélation</b>													
aldéhydes	0,78	0,36	0,29	0,19	0,37	0,25	0,41	0,36	0,25	0,22	0,26	0,13	0,26
cov	0,61	0,31	0,61	0,28	0,37	0,18	0,35	0,52	0,33	0,22	0,21	0,24	0,19
phtalates	0,71	0,46	0,30	0,31	0,37	0,47	0,42	0,13	0,51	0,35	0,49	0,63	0,88
muscs	0,56	0,42	0,43	0,25	0,30	0,13	0,12	0,04	0,28	0,29	0,18	0,16	0,25
thm	0,05	0,10	0,22	0,82	0,48	0,28	0,18	0,04	0,10	0,06	0,07	0,18	0,09
moisissures	0,24	0,86	0,09	0,17	0,09	0,09	0,19	0,16	0,32	0,41	0,52	0,60	0,23
allergènes	0,29	0,48	0,68	0,46	0,64	0,86	0,65	0,64	0,60	0,51	0,53	0,13	0,09

### 3. Coordonnées des variables sur les composantes principales

coordonnées	Composante												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
formaldéhyde	0,53	0,01	0,28	0,02	-0,19	-0,02	0,39	-0,28	-0,06	-0,05	0,06	0,03	0,06
acétaldéhyde	0,56	-0,18	0,07	-0,17	0,23	0,21	0,03	-0,13	0,16	-0,16	-0,11	0,04	-0,21
propanal	0,49	-0,22	0,12	-0,20	0,25	0,01	0,07	-0,15	0,11	-0,23	0,11	0,07	-0,09
benzaldéhyde	0,56	0,12	0,24	-0,03	-0,10	-0,07	0,28	-0,31	-0,12	-0,16	-0,04	0,02	0,09
isopentanal	0,65	0,17	0,21	-0,07	0,11	0,06	0,16	-0,32	-0,05	-0,17	0,04	0,07	0,05
pentanal	0,69	0,02	0,28	-0,07	0,06	-0,02	0,40	-0,32	0,08	-0,12	-0,08	-0,01	0,05
hexanal	0,66	-0,04	0,24	-0,11	0,11	-0,01	0,41	-0,32	0,10	-0,14	-0,09	-0,06	0,04
benzène	0,25	-0,18	0,42	-0,10	0,20	0,13	-0,29	0,51	-0,04	0,19	0,19	0,08	0,05
éthylbenzène	0,44	-0,14	0,50	-0,08	0,22	0,06	-0,22	0,42	-0,03	0,13	0,19	0,01	0,07
1-2-4-triméthylbenzène	0,48	-0,16	0,57	-0,14	0,26	0,06	-0,17	0,28	-0,07	0,19	0,09	0,06	0,04
1-2-4-5-tétraméthylbenzène	0,38	-0,29	0,31	-0,24	0,40	0,08	-0,08	0,09	0,05	0,09	-0,04	0,20	-0,10
toluène	0,41	-0,14	0,57	-0,10	0,16	0,06	-0,20	0,46	-0,03	0,15	0,12	0,03	0,07
o-xylène	0,43	-0,15	0,51	-0,07	0,21	0,08	-0,25	0,45	-0,03	0,14	0,17	0,00	0,04
m-p-xylènes	0,43	-0,15	0,52	-0,05	0,20	0,08	-0,24	0,45	-0,03	0,15	0,17	0,00	0,04
styrène	0,43	-0,26	0,09	-0,13	0,25	0,16	0,10	0,06	0,04	0,01	0,13	0,19	0,00
alpha-pinène	0,31	-0,14	0,15	-0,15	0,20	0,05	0,24	-0,12	0,21	-0,05	0,01	0,13	-0,03
limonène	0,23	-0,32	0,08	-0,29	0,28	0,15	-0,07	0,01	0,02	0,00	-0,10	0,13	-0,16
n-hexane	0,29	-0,09	0,59	-0,06	0,18	0,10	-0,25	0,52	-0,03	0,16	0,11	-0,01	0,11
n-heptane	0,39	-0,05	0,50	-0,15	0,15	0,06	-0,17	0,34	0,02	0,20	0,11	-0,05	0,13
n-octane	0,36	-0,07	0,55	-0,23	0,18	0,01	-0,10	0,34	-0,01	0,17	0,10	0,00	0,06
n-nonane	0,38	-0,14	0,46	-0,11	0,35	0,05	-0,03	0,04	0,02	0,15	0,09	-0,05	0,09
n-décane	0,36	-0,26	0,26	-0,15	0,35	0,04	-0,01	0,16	0,04	-0,01	0,00	0,05	-0,01
n-undécane	0,31	-0,11	0,22	-0,18	0,27	-0,01	0,06	0,10	-0,11	0,00	-0,04	0,01	0,08
n-dodécane	0,19	-0,13	0,10	0,00	0,22	-0,01	0,02	0,14	0,13	0,01	0,02	0,07	0,01
n-butanol	0,33	-0,05	0,02	-0,15	0,05	0,00	0,09	-0,24	-0,19	-0,15	0,08	0,06	0,00
2éthyl-1-hexanol	0,54	0,06	0,23	-0,13	-0,08	0,04	0,05	-0,08	-0,08	-0,07	-0,12	0,16	0,09
1-méthoxy-2-propanol	0,33	-0,12	0,07	-0,16	0,07	0,24	0,12	0,00	-0,12	-0,11	-0,05	0,15	-0,04
2-butoxyethanol	0,50	0,03	0,24	-0,07	0,11	0,00	0,25	-0,22	-0,11	0,01	0,05	0,08	0,09
éthylterbutyléther	0,25	-0,02	0,61	-0,05	0,13	0,04	-0,21	0,47	-0,04	0,13	0,11	-0,04	0,08
n-butylacétate	0,36	-0,24	0,01	0,17	0,09	0,02	0,10	0,06	-0,14	0,10	-0,03	0,06	0,09
DEHP	0,40	0,35	-0,03	0,04	-0,24	-0,25	-0,37	0,12	0,06	-0,35	0,24	0,26	-0,08
DBP	0,40	0,40	-0,11	0,29	-0,30	-0,20	-0,22	0,05	0,19	-0,18	0,11	0,17	-0,26
DEP	0,60	-0,11	-0,31	-0,06	-0,06	0,00	-0,27	-0,02	0,03	0,00	-0,04	-0,15	0,30
DiBP	0,31	0,15	-0,09	0,08	-0,30	0,11	-0,27	0,02	0,53	0,00	-0,35	-0,03	0,44
DMP	0,44	0,07	0,01	-0,09	-0,15	0,34	-0,08	0,06	0,26	0,10	-0,16	-0,53	-0,47
galaxolide	0,47	-0,43	-0,42	0,19	-0,20	0,05	0,03	-0,04	-0,31	0,31	0,00	-0,01	0,08
tonalide	0,56	-0,33	-0,37	0,26	-0,32	0,14	-0,08	-0,03	-0,17	0,21	0,18	0,14	-0,13
BDCM	0,03	0,08	-0,02	0,77	0,47	0,27	-0,09	-0,03	0,03	-0,07	-0,06	-0,01	0,02
CDBM	0,02	0,07	0,07	0,80	0,46	0,25	-0,01	-0,03	0,01	-0,05	-0,08	0,08	0,00
TBM	0,06	0,11	0,15	0,66	0,29	0,17	0,10	-0,05	-0,06	-0,03	-0,04	0,15	0,00
TCM	0,00	0,05	-0,11	0,66	0,44	0,27	-0,13	-0,03	0,08	-0,06	-0,06	-0,07	-0,02
Moisissures_C	0,22	0,74	0,09	0,01	-0,07	-0,07	0,20	0,17	-0,20	0,26	-0,24	0,04	-0,07
Moisissures_S	0,19	0,79	0,03	0,04	-0,08	-0,06	0,16	0,14	-0,13	0,29	-0,21	0,14	0,01
Moisissures_totales	0,17	0,50	-0,03	0,18	0,02	-0,08	0,04	0,05	-0,33	-0,22	0,38	-0,53	0,20
Der_p1	0,09	0,22	-0,43	-0,44	0,29	0,45	-0,19	0,10	-0,32	-0,26	-0,18	0,09	0,00
Der_f1	-0,23	0,26	0,08	-0,09	-0,31	0,76	0,17	-0,05	0,17	0,08	0,32	0,11	0,08
Can_f1	0,18	-0,08	-0,53	0,00	0,18	-0,11	0,53	0,50	0,27	-0,09	0,09	0,01	0,03
Fel_d1	0,09	0,36	-0,33	-0,25	0,54	-0,17	-0,16	-0,33	0,23	0,34	0,25	0,02	0,00

## 4. Contribution des variables aux composantes principales

contribution (%)	Composante												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
formaldéhyde	3,62	0,00	1,68	0,01	0,92	0,01	5,09	2,94	0,13	0,12	0,17	0,06	0,22
acétaldéhyde	4,03	0,59	0,12	0,65	1,27	1,27	0,04	0,63	1,03	1,24	0,65	0,08	3,10
propanal	3,18	0,88	0,31	0,93	1,46	0,01	0,14	0,80	0,49	2,62	0,59	0,32	0,51
benzaldéhyde	4,03	0,26	1,20	0,02	0,26	0,16	2,74	3,53	0,60	1,28	0,09	0,03	0,54
isopentanal	5,45	0,50	0,89	0,10	0,31	0,10	0,90	3,74	0,10	1,42	0,08	0,30	0,16
pentanal	6,20	0,01	1,62	0,12	0,08	0,01	5,47	3,77	0,24	0,74	0,36	0,01	0,17
hexanal	5,69	0,02	1,24	0,29	0,31	0,00	5,61	3,75	0,41	0,94	0,47	0,21	0,10
benzène	0,33	0,25	1,55	0,10	0,42	0,20	1,18	4,01	0,03	0,74	0,79	0,15	0,06
éthylbenzène	1,07	0,14	2,24	0,06	0,51	0,05	0,69	2,74	0,01	0,32	0,79	0,00	0,13
1-2-4-triméthylbenzène	1,24	0,20	2,83	0,20	0,71	0,04	0,41	1,20	0,09	0,71	0,17	0,08	0,04
1-2-4-5-tétraméthylbenzène	0,80	0,62	0,83	0,56	1,64	0,07	0,08	0,13	0,04	0,15	0,04	0,92	0,30
toluène	0,92	0,14	2,87	0,09	0,26	0,05	0,55	3,19	0,01	0,48	0,34	0,02	0,16
o-xylène	1,01	0,17	2,33	0,04	0,44	0,08	0,86	3,07	0,01	0,39	0,66	0,00	0,04
m-p-xylènes	1,00	0,17	2,39	0,02	0,41	0,08	0,80	3,14	0,02	0,44	0,66	0,00	0,04
styrène	1,03	0,49	0,06	0,16	0,63	0,31	0,14	0,05	0,02	0,00	0,36	0,88	0,00
alpha-pinène	0,54	0,15	0,19	0,22	0,42	0,03	0,83	0,23	0,74	0,05	0,00	0,38	0,03
limonène	0,30	0,77	0,06	0,81	0,82	0,25	0,07	0,00	0,00	0,00	0,23	0,42	0,74
n-hexane	0,47	0,06	3,11	0,03	0,32	0,13	0,85	4,20	0,01	0,50	0,29	0,00	0,37
n-heptane	0,83	0,02	2,25	0,21	0,24	0,04	0,39	1,82	0,01	0,82	0,26	0,05	0,45
n-octane	0,71	0,03	2,70	0,49	0,34	0,00	0,13	1,79	0,00	0,61	0,24	0,00	0,12
n-nonane	0,79	0,14	1,84	0,11	1,23	0,03	0,01	0,03	0,01	0,46	0,18	0,05	0,25
n-décane	0,71	0,52	0,60	0,22	1,27	0,02	0,00	0,42	0,03	0,00	0,00	0,06	0,00
n-undécane	0,51	0,10	0,44	0,31	0,72	0,00	0,04	0,16	0,19	0,00	0,04	0,00	0,18
n-dodécane	0,19	0,13	0,08	0,00	0,50	0,00	0,01	0,29	0,29	0,00	0,01	0,13	0,00
n-butanol	0,60	0,02	0,00	0,22	0,03	0,00	0,11	0,92	0,64	0,46	0,14	0,10	0,00
2éthyl-1-hexanol	1,59	0,03	0,47	0,16	0,06	0,02	0,04	0,10	0,12	0,09	0,30	0,62	0,21
1-méthoxy-2-propanol	0,58	0,11	0,04	0,25	0,05	0,69	0,19	0,00	0,23	0,24	0,05	0,52	0,05
2-butoxyethanol	1,37	0,01	0,49	0,05	0,12	0,00	0,88	0,73	0,22	0,00	0,06	0,15	0,21
éthylterbutyléther	0,35	0,00	3,33	0,02	0,16	0,01	0,63	3,44	0,02	0,36	0,29	0,04	0,18
n-butylacétate	0,72	0,41	0,00	0,28	0,09	0,00	0,16	0,05	0,35	0,19	0,02	0,09	0,22
DEHP	4,35	4,37	0,03	0,06	2,94	3,54	9,27	1,12	0,32	12,22	6,13	8,01	0,78
DBP	4,22	5,86	0,52	3,77	4,39	2,20	3,42	0,18	3,01	3,14	1,42	3,33	9,33
DEP	9,74	0,43	4,30	0,19	0,16	0,00	5,15	0,04	0,10	0,00	0,16	2,80	12,05
DiBP	2,57	0,77	0,34	0,30	4,49	0,68	5,08	0,02	23,51	0,00	13,57	0,10	26,46
DMP	5,12	0,17	0,00	0,35	1,06	6,62	0,49	0,23	5,85	0,91	2,87	33,56	30,78
galaxolide	7,08	8,00	9,19	1,90	2,40	0,16	0,07	0,17	9,37	11,43	0,00	0,03	1,06
tonalide	9,76	4,70	6,84	3,72	6,14	1,41	0,54	0,08	3,00	4,96	3,94	2,90	2,88
BDCM	0,01	0,15	0,01	17,78	7,03	2,66	0,33	0,03	0,05	0,28	0,24	0,01	0,04
CDBM	0,01	0,10	0,12	18,97	6,90	2,26	0,00	0,04	0,01	0,14	0,45	0,53	0,00
TBM	0,06	0,29	0,66	12,83	2,70	1,12	0,43	0,12	0,18	0,04	0,14	1,78	0,00
TCM	0,00	0,06	0,34	13,13	6,22	2,60	0,81	0,04	0,34	0,23	0,23	0,38	0,05
Moisissures_C	1,39	21,00	0,40	0,00	0,23	0,26	2,85	2,24	3,40	7,16	6,36	0,19	0,73
Moisissures_S	0,97	23,44	0,03	0,06	0,37	0,25	1,80	1,47	1,52	8,57	4,77	2,50	0,01
Moisissures_totales	0,77	9,50	0,03	1,54	0,02	0,36	0,12	0,18	9,35	5,11	16,61	34,57	5,59
Der_p1	0,35	2,85	12,62	13,76	6,48	17,69	3,76	1,08	13,58	10,19	5,50	1,42	0,00
Der_f1	2,11	3,77	0,43	0,53	7,42	50,99	3,22	0,25	3,93	0,93	17,45	2,13	1,51
Can_f1	1,34	0,32	19,04	0,00	2,59	1,05	30,76	29,38	9,50	1,30	1,38	0,03	0,13
Fel_d1	0,34	7,28	7,33	4,35	22,45	2,50	2,84	12,43	6,89	17,99	10,51	0,06	0,00

## 5. Cos<sup>2</sup> entre les variables et les composantes principales

cos2	Composante												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
formaldéhyde	0,278	0,000	0,080	0,000	0,038	0,000	0,150	0,080	0,003	0,003	0,003	0,001	0,003
acétaldéhyde	0,310	0,033	0,006	0,029	0,052	0,045	0,001	0,017	0,025	0,026	0,012	0,002	0,046
propanal	0,245	0,049	0,015	0,041	0,060	0,000	0,004	0,022	0,012	0,055	0,011	0,006	0,008
benzaldéhyde	0,310	0,015	0,057	0,001	0,011	0,006	0,081	0,097	0,015	0,027	0,002	0,001	0,008
isopentanal	0,419	0,028	0,042	0,004	0,013	0,004	0,027	0,102	0,003	0,030	0,002	0,005	0,002
pentanal	0,477	0,001	0,077	0,005	0,003	0,000	0,162	0,103	0,006	0,016	0,007	0,000	0,003
hexanal	0,438	0,001	0,059	0,013	0,013	0,000	0,166	0,102	0,010	0,020	0,009	0,004	0,002
benzène	0,061	0,033	0,175	0,010	0,041	0,017	0,083	0,261	0,002	0,037	0,035	0,006	0,002
éthylbenzène	0,196	0,019	0,254	0,006	0,050	0,004	0,049	0,179	0,001	0,016	0,035	0,000	0,005
1-2-4-triméthylbenzène	0,227	0,027	0,320	0,021	0,070	0,004	0,029	0,078	0,006	0,035	0,008	0,003	0,001
1-2-4-5-tétraméthylbenzène	0,146	0,083	0,094	0,060	0,161	0,006	0,006	0,008	0,002	0,007	0,002	0,038	0,011
toluène	0,169	0,018	0,325	0,010	0,025	0,004	0,039	0,208	0,001	0,024	0,015	0,001	0,006
o-xylène	0,184	0,022	0,263	0,004	0,043	0,007	0,061	0,200	0,001	0,020	0,030	0,000	0,002
m-p-xylènes	0,183	0,023	0,271	0,003	0,041	0,007	0,057	0,204	0,001	0,022	0,030	0,000	0,001
styrène	0,188	0,065	0,007	0,017	0,062	0,026	0,010	0,003	0,001	0,000	0,016	0,036	0,000
alpha-pinène	0,098	0,019	0,021	0,023	0,041	0,002	0,058	0,015	0,043	0,003	0,000	0,016	0,001
limonène	0,055	0,103	0,007	0,086	0,081	0,022	0,005	0,000	0,000	0,000	0,010	0,017	0,026
n-hexane	0,086	0,007	0,351	0,003	0,031	0,011	0,060	0,274	0,001	0,025	0,013	0,000	0,013
n-heptane	0,151	0,002	0,254	0,022	0,024	0,004	0,028	0,119	0,000	0,041	0,012	0,002	0,016
n-octane	0,130	0,004	0,306	0,052	0,033	0,000	0,009	0,117	0,000	0,030	0,011	0,000	0,004
n-nonane	0,144	0,019	0,209	0,012	0,121	0,003	0,001	0,002	0,001	0,023	0,008	0,002	0,009
n-décane	0,129	0,069	0,068	0,024	0,124	0,002	0,000	0,027	0,002	0,000	0,000	0,003	0,000
n-undécane	0,094	0,013	0,049	0,033	0,071	0,000	0,003	0,011	0,011	0,000	0,002	0,000	0,007
n-dodécane	0,035	0,017	0,009	0,000	0,049	0,000	0,000	0,019	0,017	0,000	0,000	0,005	0,000
n-butanol	0,109	0,003	0,000	0,024	0,003	0,000	0,007	0,060	0,037	0,023	0,006	0,004	0,000
2éthyl-1-hexanol	0,292	0,004	0,053	0,017	0,006	0,002	0,003	0,007	0,007	0,005	0,013	0,026	0,007
1-méthoxy-2-propanol	0,106	0,015	0,005	0,026	0,005	0,059	0,013	0,000	0,013	0,012	0,002	0,021	0,002
2-butoxyethanol	0,251	0,001	0,055	0,005	0,012	0,000	0,062	0,048	0,013	0,000	0,003	0,006	0,007
éthylterbutyléther	0,064	0,001	0,376	0,003	0,016	0,001	0,044	0,224	0,001	0,018	0,013	0,002	0,006
n-butylacétate	0,131	0,055	0,000	0,030	0,009	0,000	0,011	0,003	0,021	0,009	0,001	0,004	0,008
DEHP	0,163	0,119	0,001	0,001	0,059	0,062	0,133	0,015	0,004	0,124	0,056	0,068	0,006
DBP	0,158	0,160	0,012	0,081	0,088	0,038	0,049	0,002	0,036	0,032	0,013	0,028	0,068
DEP	0,364	0,012	0,099	0,004	0,003	0,000	0,074	0,001	0,001	0,000	0,001	0,024	0,087
DiBP	0,096	0,021	0,008	0,007	0,090	0,012	0,073	0,000	0,280	0,000	0,124	0,001	0,192
DMP	0,192	0,005	0,000	0,008	0,021	0,115	0,007	0,003	0,070	0,009	0,026	0,283	0,223
galaxolide	0,225	0,186	0,180	0,035	0,041	0,002	0,001	0,002	0,095	0,098	0,000	0,000	0,007
tonalide	0,310	0,109	0,134	0,068	0,104	0,021	0,007	0,001	0,030	0,043	0,031	0,021	0,018
BDCM	0,001	0,006	0,000	0,598	0,219	0,072	0,007	0,001	0,001	0,005	0,003	0,000	0,001
CDBM	0,000	0,004	0,004	0,638	0,215	0,061	0,000	0,001	0,000	0,002	0,006	0,007	0,000
TBM	0,004	0,013	0,024	0,431	0,084	0,030	0,010	0,003	0,003	0,001	0,002	0,023	0,000
TCM	0,000	0,003	0,012	0,441	0,194	0,071	0,018	0,001	0,006	0,004	0,003	0,005	0,001
Moisissures_C	0,050	0,553	0,009	0,000	0,005	0,004	0,040	0,029	0,039	0,070	0,056	0,002	0,005
Moisissures_S	0,035	0,617	0,001	0,001	0,007	0,004	0,025	0,019	0,018	0,084	0,042	0,020	0,000
Moisissures_totales	0,028	0,250	0,001	0,032	0,000	0,006	0,002	0,002	0,108	0,050	0,147	0,281	0,039
Der_p1	0,008	0,050	0,188	0,192	0,084	0,199	0,035	0,009	0,105	0,067	0,033	0,008	0,000
Der_f1	0,051	0,067	0,006	0,007	0,096	0,573	0,030	0,002	0,030	0,006	0,103	0,012	0,007
Can_f1	0,032	0,006	0,284	0,000	0,033	0,012	0,285	0,252	0,073	0,009	0,008	0,000	0,001
Fel_d1	0,008	0,128	0,109	0,061	0,290	0,028	0,026	0,107	0,053	0,118	0,062	0,000	0,000

## 6. Corrélation entre les variables et les composantes principales

corrélation	Composante												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
formaldéhyde	0,53	0,01	0,28	0,02	-0,19	-0,02	0,39	-0,28	-0,06	-0,05	0,06	0,03	0,06
acétaldéhyde	0,56	-0,18	0,07	-0,17	0,23	0,21	0,03	-0,13	0,16	-0,16	-0,11	0,04	-0,21
propanal	0,49	-0,22	0,12	-0,20	0,25	0,01	0,07	-0,15	0,11	-0,23	0,11	0,07	-0,09
benzaldéhyde	0,56	0,12	0,24	-0,03	-0,10	-0,07	0,28	-0,31	-0,12	-0,16	-0,04	0,02	0,09
isopentanal	0,65	0,17	0,21	-0,07	0,11	0,06	0,16	-0,32	-0,05	-0,17	0,04	0,07	0,05
pentanal	0,69	0,02	0,28	-0,07	0,06	-0,02	0,40	-0,32	0,08	-0,12	-0,08	-0,01	0,05
hexanal	0,66	-0,04	0,24	-0,11	0,11	-0,01	0,41	-0,32	0,10	-0,14	-0,09	-0,06	0,04
benzène	0,25	-0,18	0,42	-0,10	0,20	0,13	-0,29	0,51	-0,04	0,19	0,19	0,08	0,05
éthylbenzène	0,44	-0,14	0,50	-0,08	0,22	0,06	-0,22	0,42	-0,03	0,13	0,19	0,01	0,07
1-2-4-triméthylbenzène	0,48	-0,16	0,57	-0,14	0,26	0,06	-0,17	0,28	-0,07	0,19	0,09	0,06	0,04
1-2-4-5-tétraméthylbenzène	0,38	-0,29	0,31	-0,24	0,40	0,08	-0,08	0,09	0,05	0,09	-0,04	0,20	-0,10
toluène	0,41	-0,14	0,57	-0,10	0,16	0,06	-0,20	0,46	-0,03	0,15	0,12	0,03	0,07
o-xylène	0,43	-0,15	0,51	-0,07	0,21	0,08	-0,25	0,45	-0,03	0,14	0,17	0,00	0,04
m-p-xylènes	0,43	-0,15	0,52	-0,05	0,20	0,08	-0,24	0,45	-0,03	0,15	0,17	0,00	0,04
styrène	0,43	-0,26	0,09	-0,13	0,25	0,16	0,10	0,06	0,04	0,01	0,13	0,19	0,00
alpha-pinène	0,31	-0,14	0,15	-0,15	0,20	0,05	0,24	-0,12	0,21	-0,05	0,01	0,13	-0,03
limonène	0,23	-0,32	0,08	-0,29	0,28	0,15	-0,07	0,01	0,02	0,00	-0,10	0,13	-0,16
n-hexane	0,29	-0,09	0,59	-0,06	0,18	0,10	-0,25	0,52	-0,03	0,16	0,11	-0,01	0,11
n-heptane	0,39	-0,05	0,50	-0,15	0,15	0,06	-0,17	0,34	0,02	0,20	0,11	-0,05	0,13
n-octane	0,36	-0,07	0,55	-0,23	0,18	0,01	-0,10	0,34	-0,01	0,17	0,10	0,00	0,06
n-nonane	0,38	-0,14	0,46	-0,11	0,35	0,05	-0,03	0,04	0,02	0,15	0,09	-0,05	0,09
n-décane	0,36	-0,26	0,26	-0,15	0,35	0,04	-0,01	0,16	0,04	-0,01	0,00	0,05	-0,01
n-undécane	0,31	-0,11	0,22	-0,18	0,27	-0,01	0,06	0,10	-0,11	0,00	-0,04	0,01	0,08
n-dodécane	0,19	-0,13	0,10	0,00	0,22	-0,01	0,02	0,14	0,13	0,01	0,02	0,07	0,01
n-butanol	0,33	-0,05	0,02	-0,15	0,05	0,00	0,09	-0,24	-0,19	-0,15	0,08	0,06	0,00
2-éthyl-1-hexanol	0,54	0,06	0,23	-0,13	-0,08	0,04	0,05	-0,08	-0,08	-0,07	-0,12	0,16	0,09
1-méthoxy-2-propanol	0,33	-0,12	0,07	-0,16	0,07	0,24	0,12	0,00	-0,12	-0,11	-0,05	0,15	-0,04
2-butoxyéthanol	0,50	0,03	0,24	-0,07	0,11	0,00	0,25	-0,22	-0,11	0,01	0,05	0,08	0,09
éthylterbutyléther	0,25	-0,02	0,61	-0,05	0,13	0,04	-0,21	0,47	-0,04	0,13	0,11	-0,04	0,08
n-butylacétate	0,36	-0,24	0,01	0,17	0,09	0,02	0,10	0,06	-0,14	0,10	-0,03	0,06	0,09
DEHP	0,40	0,35	-0,03	0,04	-0,24	-0,25	-0,37	0,12	0,06	-0,35	0,24	0,26	-0,08
DBP	0,40	0,40	-0,11	0,29	-0,30	-0,20	-0,22	0,05	0,19	-0,18	0,11	0,17	-0,26
DEP	0,60	-0,11	-0,31	-0,06	-0,06	0,00	-0,27	-0,02	0,03	0,00	-0,04	-0,15	0,30
DiBP	0,31	0,15	-0,09	0,08	-0,30	0,11	-0,27	0,02	0,53	0,00	-0,35	-0,03	0,44
DMP	0,44	0,07	0,01	-0,09	-0,15	0,34	-0,08	0,06	0,26	0,10	-0,16	-0,53	-0,47
galaxolide	0,47	-0,43	-0,42	0,19	-0,20	0,05	0,03	-0,04	-0,31	0,31	0,00	-0,01	0,08
tonalide	0,56	-0,33	-0,37	0,26	-0,32	0,14	-0,08	-0,03	-0,17	0,21	0,18	0,14	-0,13
BDCM	0,03	0,08	-0,02	0,77	0,47	0,27	-0,09	-0,03	0,03	-0,07	-0,06	-0,01	0,02
CDBM	0,02	0,07	0,07	0,80	0,46	0,25	-0,01	-0,03	0,01	-0,05	-0,08	0,08	0,00
TBM	0,06	0,11	0,15	0,66	0,29	0,17	0,10	-0,05	-0,06	-0,03	-0,04	0,15	0,00
TCM	0,00	0,05	-0,11	0,66	0,44	0,27	-0,13	-0,03	0,08	-0,06	-0,06	-0,07	-0,02
Moisissures_C	0,22	0,74	0,09	0,01	-0,07	-0,07	0,20	0,17	-0,20	0,26	-0,24	0,04	-0,07
Moisissures_S	0,19	0,79	0,03	0,04	-0,08	-0,06	0,16	0,14	-0,13	0,29	-0,21	0,14	0,01
Moisissures_totales	0,17	0,50	-0,03	0,18	0,02	-0,08	0,04	0,05	-0,33	-0,22	0,38	-0,53	0,20
Der_p1	0,09	0,22	-0,43	-0,44	0,29	0,45	-0,19	0,10	-0,32	-0,26	-0,18	0,09	0,00
Der_f1	-0,23	0,26	0,08	-0,09	-0,31	0,76	0,17	-0,05	0,17	0,08	0,32	0,11	0,08
Can_f1	0,18	-0,08	-0,53	0,00	0,18	-0,11	0,53	0,50	0,27	-0,09	0,09	0,01	0,03
Fel_d1	0,09	0,36	-0,33	-0,25	0,54	-0,17	-0,16	-0,33	0,23	0,34	0,25	0,02	0,00

## 7. Contribution des axes partiels aux composantes principales

contribution	Composante												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Dim1.aldéhydes	32,03	0,00	6,64	1,15	0,60	0,06	16,60	18,57	0,24	7,02	0,19	0,15	0,03
Dim2.aldéhydes	0,30	6,53	1,27	3,45	12,50	2,78	7,50	2,07	7,85	2,60	0,02	0,28	15,02
Dim3.aldéhydes	0,10	1,60	0,12	0,18	1,18	0,11	6,26	0,19	2,80	3,91	1,74	1,81	0,44
Dim4.aldéhydes	0,63	0,19	0,12	0,08	0,51	5,43	3,08	0,00	0,61	0,01	1,54	0,93	6,42
Dim5.aldéhydes	0,03	2,51	0,38	0,00	4,52	1,16	0,12	0,05	1,58	0,49	7,45	1,50	0,08
Dim6.aldéhydes	0,04	0,18	0,04	0,07	0,11	0,73	1,40	0,04	0,34	0,05	15,84	3,21	0,03
Dim7.aldéhydes	0,11	0,67	0,37	0,81	0,58	0,02	0,46	0,60	0,13	0,98	0,05	4,98	0,13
Dim1.cov	14,95	2,74	29,06	2,50	8,79	1,02	3,36	21,91	0,14	4,41	3,09	0,80	1,07
Dim2.cov	5,77	1,79	2,67	2,21	2,82	0,21	12,63	23,93	0,09	4,31	3,21	6,48	0,72
Dim3.cov	2,60	0,43	0,00	0,15	4,57	0,61	0,30	1,31	6,10	0,52	0,39	0,92	0,45
Dim4.cov	0,28	2,19	0,16	2,11	1,32	1,05	0,01	0,09	4,40	0,01	0,53	4,34	8,30
Dim5.cov	0,51	8,77	5,24	1,60	2,87	1,94	1,76	4,93	0,19	0,38	0,25	0,16	2,42
Dim6.cov	1,22	0,01	0,38	3,59	0,01	0,03	2,70	0,01	2,66	0,02	3,45	2,01	0,09
Dim7.cov	0,48	0,02	0,54	1,61	0,16	4,69	0,66	6,03	0,09	2,94	0,00	3,06	1,99
Dim8.cov	0,16	0,37	0,92	1,37	0,36	1,16	4,99	6,04	0,25	0,51	0,00	0,35	0,15
Dim9.cov	0,15	0,02	0,11	4,84	0,35	0,29	4,45	1,65	0,15	0,77	2,95	0,69	4,17
Dim10.cov	0,02	0,01	0,00	0,24	0,02	0,18	3,78	0,02	3,33	6,16	0,84	0,01	4,15
Dim11.cov	0,61	0,18	0,40	0,00	3,68	0,39	0,99	2,28	3,24	0,47	5,73	2,06	0,02
Dim12.cov	0,01	0,00	0,00	0,06	0,17	0,51	2,38	0,01	2,56	1,62	14,78	1,14	1,10
Dim13.cov	0,03	0,01	0,97	1,52	0,00	0,03	0,11	1,48	0,20	0,03	3,55	4,78	0,06
Dim1.phtalates	23,84	6,33	2,52	0,96	11,53	0,17	21,59	0,74	18,85	5,13	0,40	0,27	0,00
Dim2.phtalates	1,53	6,49	0,33	3,16	0,42	22,04	0,75	0,44	6,06	19,26	28,71	79,81	0,90
Dim3.phtalates	0,42	4,46	5,04	0,39	1,17	3,01	2,24	0,88	3,14	0,00	0,04	9,57	152,36
Dim4.phtalates	3,36	0,53	0,82	0,90	2,40	0,48	0,08	0,02	26,79	0,23	23,81	5,99	60,64
Dim5.phtalates	0,10	0,06	1,27	6,56	0,07	0,18	2,30	1,19	0,66	4,09	1,42	0,24	0,26
Dim1.muscs	16,74	12,48	15,95	5,47	8,11	1,26	0,11	0,24	11,49	15,72	1,94	1,18	0,22
Dim2.muscs	0,62	1,26	0,50	0,88	2,49	1,79	2,84	0,05	5,10	3,84	11,51	10,04	21,42
Dim1.thm	0,05	0,53	0,04	62,63	22,64	8,55	0,24	0,21	0,08	0,65	1,03	0,37	0,00
Dim2.thm	0,12	0,22	4,60	0,33	0,79	0,37	5,75	0,08	2,08	0,18	0,00	9,93	0,02
Dim3.thm	0,01	0,13	0,49	0,01	0,09	0,18	0,00	0,28	0,06	0,00	0,07	0,23	1,36
Dim4.thm	0,91	2,13	0,07	0,17	1,21	0,02	0,01	0,07	2,52	0,45	2,27	1,90	4,61
Dim1.moisissures	3,07	53,87	0,20	0,49	0,41	0,81	4,43	3,70	10,44	7,32	1,94	1,17	0,22
Dim2.moisissures	0,08	0,03	0,34	2,55	0,49	0,16	0,68	0,34	8,81	31,95	60,47	84,66	12,99
Dim3.moisissures	0,11	0,44	0,90	0,28	0,04	0,00	0,50	0,33	0,80	0,01	1,67	2,15	4,80
Dim1.allergènes	2,11	4,94	35,57	12,07	32,06	0,01	0,01	0,88	0,39	0,02	0,42	0,58	0,00
Dim2.allergènes	2,00	7,07	0,17	5,92	3,51	78,64	1,60	2,76	1,70	0,30	3,82	3,31	0,95
Dim3.allergènes	0,07	2,55	5,23	0,94	5,49	6,31	47,16	53,18	3,04	13,12	0,09	0,28	0,62
Dim4.allergènes	0,48	2,69	0,04	1,53	0,00	0,21	11,50	4,83	56,46	39,49	58,63	0,03	0,75



## **Annexe 7**

Modèles linéaires et logistiques pour les polluants chimiques retenus



# 1. Aldéhydes

## 1.1. Acétaldéhyde : modèle linéaire

Tableau 1: Modèle de régression linéaire multivariée pour la concentration en acétaldéhyde

	$\beta$	IC <sub>95</sub> <i>bootstrap</i>	p-value
(Intercept)	-3,78	[-5,68 ; -1,88]	0,00
<i>Période de prélèvement</i>			
Saison froide (vs. chaude)	<b>-0,23</b>	<b>[-0,36 ; -0,1]</b>	<b>0,00</b>
<i>Nature du revêtement de sol dans la chambre</i>			
bois (référence)			
textile	<b>0,26</b>	<b>[-0,03 ; 0,55]</b>	<b>0,07</b>
autre	<b>0,30</b>	<b>[-0,01 ; 0,61]</b>	<b>0,06</b>
plastifié	0,02	[-0,22 ; 0,26]	0,85
stratifié	<b>0,17</b>	<b>[-0,03 ; 0,37]</b>	<b>0,09</b>
<i>Activités dans le logement durant les 5 jours</i>			
Tabagisme (vs. non)	<b>0,35</b>	<b>[0,1 ; 0,6]</b>	<b>0,01</b>
Travaux (vs. non)	0,22	[-0,06 ; 0,5]	0,13
<i>Paramètres d'ambiance</i>			
Concentration moyenne de CO <sub>2</sub>	<b>2,23</b>	<b>[1,55 ; 2,91]</b>	<b>0,00</b>
R <sup>2</sup> ajusté	0,29		
RMSE (échelle log)	0,379		
RMSE (variable brute)	7,7		
RMSE <i>bootstrap</i> (échelle log)	0,393		
RMSE <i>bootstrap</i> (variable brute)	7,9		

## 1.2. Acétaldéhyde : modèle logistique

Tableau 2: Modèle de régression logistique multivariée pour le 4ème quartile de la concentration d'acétaldéhyde

	OR	IC <sub>95</sub>	p-value
(Intercept)	$1,3 \cdot 10^{-17}$	$[3,01 \cdot 10^{-25} ; 5,62 \cdot 10^{-10}]$	0,00
<i>Période de prélèvement</i>			
Saison froide (vs. chaude)	<b>0,24</b>	<b>[0,07 ; 0,78]</b>	<b>0,02</b>
<i>Nature et état du revêtement de sol dans la chambre</i>			
bois (référence)			
textile	6,49	[0,54 ; 78,2]	0,14
autre	<b>10,91</b>	<b>[1,08 ; 110]</b>	<b>0,04</b>
plastifié	0,85	[0,09 ; 7,63]	0,89
stratifié	1,34	[0,24 ; 7,52]	0,74
état dégradé (vs. bon état)	<b>3,67</b>	<b>[0,84 ; 15,96]</b>	<b>0,08</b>
<i>Travaux au sol de la chambre après la naissance</i>			
pas de travaux (référence)			
pose de moquette	0,56	[0 ; 544]	0,87
pose de parquet flottant	$2,10 \cdot 10^{-9}$	[0 ; +∞[	0,99
pose de parquet/plancher	1,12	[0,23 ; 5,48]	0,89
pose de sol PVC	0,43	[0 ; 67,6]	0,75
pose de sol stratifié	<b>11,25</b>	<b>[1,93 ; 65,65]</b>	<b>0,007</b>
<i>Vitrage des ouvrants de la chambre</i>			
simple (vs. double)	<b>43,38</b>	<b>[2,68 ; 701]</b>	<b>0,01</b>
<i>Activités dans le logement durant les 5 jours</i>			
Tabagisme (vs. non)	<b>12,18</b>	<b>[1,53 ; 97,3]</b>	<b>0,02</b>
Utilisation de produits de bricolage (vs. non)	<b>5,53</b>	<b>[1,25 ; 24,5]</b>	<b>0,02</b>
<i>Paramètres d'ambiance</i>			
Concentration moyenne de CO <sub>2</sub>	$5,4 \cdot 10^5$	$[1,2 \cdot 10^3 ; 2,5 \cdot 10^8]$	<b>0,00</b>
AUC	0,88		
taux de mal classés	0,19		
spécificité	0,90		
sensibilité	0,56		
valeur prédictive positive	0,65		

## 1.3. Hexanal : modèle linéaire

Tableau 3: Modèle de régression linéaire multivariée pour la concentration en hexanal

	$\beta$	IC <sub>95</sub> <i>bootstrap</i>	p-value
(Intercept)	-1,87	[-4,17 ; 0,43]	0,11
<i>Nature du revêtement de sol dans la chambre</i>			
bois (référence)			
textile	-0,08	[-0,4 ; 0,24]	0,62
autre	<b>0,35</b>	<b>[0,04 ; 0,67]</b>	<b>0,03</b>
plastifié	<b>0,28</b>	<b>[0,01 ; 0,55]</b>	<b>0,04</b>
stratifié	<b>0,25</b>	<b>[0,03 ; 0,46]</b>	<b>0,02</b>
<i>Nature du revêtement au plafond dans la chambre</i>			
peinture	<b>0,18</b>	<b>[0,02 ; 0,34]</b>	<b>0,03</b>
<i>Travaux dans la chambre depuis la naissance de l'enfant</i>			
pose moquette	0,45	[-0,18 ; 1,08]	0,17
pose parquet flottant	<b>-0,23</b>	[-0,5 ; 0,03]	<b>0,09</b>
pose plancher	<b>0,20</b>	[-0,03 ; 0,43]	<b>0,08</b>
pose PVC lino	0,10	[-0,4 ; 0,6]	0,70
pose stratifié	<b>0,32</b>	[0,05 ; 0,6]	<b>0,02</b>
<i>Nouveaux meubles dans la chambre (vs. non)</i>			
Oui, moins d'1 an	0,05	[-0,12 ; 0,22]	0,57
Oui, entre 1 et 2 ans	<b>0,27</b>	[0,07 ; 0,47]	<b>0,01</b>
<i>Activités dans le logement, pendant les prélèvements</i>			
Nettoyage sec du sol de la chambre (vs. non)	<b>-0,23</b>	<b>[-0,39 ; -0,07]</b>	<b>0,00</b>
Travaux (vs. non)	<b>0,42</b>	<b>[0,12 ; 0,72]</b>	<b>0,01</b>
Utilisation de parfum d'ambiance (vs. non)			
<i>Paramètres d'ambiance</i>			
HR moyenne sur 5 jours	<b>0,02</b>	[0,01 ; 0,02]	<b>0,00</b>
T°C moyenne sur 5 jours	<b>0,07</b>	[0,03 ; 0,11]	<b>0,00</b>
Concentration de CO <sub>2</sub> moyenne sur 5 jours	<b>0,90</b>	[0,17 ; 1,63]	<b>0,02</b>
R <sup>2</sup> ajusté	0,37		
RMSE (échelle log)	0,366		
RMSE (variable brute)	12,1		
RMSE <i>bootstrap</i> (échelle log)	0,389		
RMSE <i>bootstrap</i> (variable brute)	13,2		

### 1.4. Hexanal : modèle logistique

Tableau 4: Modèle de régression logistique pour le 4ème quartile de la concentration d'hexanal

	OR	IC <sub>95</sub>	p-value
(Intercept)	6,86.10 <sup>-10</sup>	[0 ; 0,01]	0,01
<i>Âge du revêtement au plafond du salon</i>			
plus de 2 ans (vs. moins de 2 ans)	<b>0,29</b>	<b>[0,08 ; 1,06]</b>	<b>0,06</b>
<i>Traces d'humidité visibles dans la chambre</i>			
oui (vs. non)	<b>2,64</b>	<b>[0,9 ; 7,77]</b>	<b>0,08</b>
<i>Présence et âge des meubles en aggloméré dans la cuisine (vs. non)</i>			
Oui, moins de 2 ans	<b>5,93</b>	<b>[1,28 ; 27,41]</b>	<b>0,02</b>
Oui, plus de 2 ans	1,89	[0,59 ; 6,03]	0,28
<i>Activités dans le logement, pendant les prélèvements</i>			
Travaux (vs. non)	<b>6,75</b>	<b>[0,98 ; 46,71]</b>	<b>0,05</b>
<i>Paramètres d'ambiance</i>			
HR moyenne sur 5 jours	<b>1,09</b>	<b>[1,03 ; 1,16]</b>	<b>0,01</b>
T°C moyenne sur 5 jours	1,23	[0,93 ; 1,62]	0,14
Concentration de CO <sub>2</sub> moyenne sur 5 jours	50,40	[0,41 ; 6136,39]	0,11
AUC	0,78		
taux de mal classés	0,21		
spécificité	0,94		
sensibilité	0,31		
valeur prédictive positive	0,65		

## 2. Autres COV

### 2.1. Limonène : modèle linéaire

Tableau 5: Modèle de régression linéaire multivariée pour la concentration de limonène

	$\beta$	IC <sub>95</sub> <i>bootstrapp</i>	p-value
(Intercept)	-4,07	[-8,52 ; 0,38]	0,10
<i>Aération dans le salon, pendant les prélèvements</i>			
moins de 30 min / jour	<b>-0,40</b>	<b>[-0,76 ; -0,04]</b>	<b>0,06</b>
plus de 30 min / jour	<b>-0,43</b>	<b>[-0,83 ; -0,03]</b>	<b>0,07</b>
<i>Ouvrants dans la chambre</i>			
2 ou 3 (vs. 1)	<b>-0,35</b>	<b>[-0,86 ; 0,16]</b>	<b>0,06</b>
<i>Nettoyage humide du sol de la chambre, pendant les prélèvements</i>			
oui (vs. non)	<b>0,43</b>	<b>[0,07 ; 0,79]</b>	<b>0,09</b>
<i>Paramètres d'ambiance</i>			
T°C moyenne sur 5 jours	<b>-0,10</b>	<b>[-0,17 ; -0,03]</b>	<b>0,02</b>
HR moyenne sur 5 jours	<b>-0,03</b>	<b>[-0,05 ; -0,01]</b>	<b>0,01</b>
Concentration de CO <sub>2</sub> moyenne sur 5 jours	<b>3,79</b>	<b>[2,41 ; 5,17]</b>	<b>0,00</b>
R <sup>2</sup> ajusté	0,35		
RMSE (échelle log)	0,780		
RMSE (variable brute)	22,8		
RMSE <i>bootstrap</i> (échelle log)	0,803		
RMSE <i>bootstrap</i> (variable brute)	23,7		

## 2.2. Limonène : modèle logistique

Tableau 6: Modèle de régression logistique multivariée pour le 4ème quartile de la concentration de limonène

	OR	IC <sub>95</sub>	p-value
(Intercept)	9,3.10 <sup>-11</sup>	[2,4.10 <sup>-17</sup> ; 3,6.10 <sup>-4</sup> ]	0,00
<i>Période de prélèvement</i>			
saison froide (vs. chaude)	<b>2,8</b>	<b>[0,86 ; 9,08]</b>	<b>0,08</b>
<i>Aération dans le salon, pendant les prélèvements</i>			
moins de 30 min / jour	0,5	[0,15 ; 1,72]	0,31
plus de 30 min / jour	<b>0,0</b>	<b>[0,01 ; 0,35]</b>	<b>0,00</b>
<i>Activités dans le logement, pendant les prélèvements</i>			
Nettoyage humide du sol de la chambre (vs. non)	<b>7,3</b>	<b>[0,74 ; 72,3]</b>	<b>0,09</b>
tabagisme (vs. non)	<b>9,1</b>	<b>[1,53 ; 54,2]</b>	<b>0,01</b>
utilisation de produits en aérosol (vs. non)	2,4	[0,77 ; 7,48]	0,13
<i>Paramètres d'ambiance</i>			
Concentration de CO <sub>2</sub> moyenne sur 5 jours	<b>2,1.10<sup>3</sup></b>	<b>[10,2 ; 4,3.10<sup>5</sup>]</b>	<b>0,00</b>
AUC	0,88		
taux de mal classés	0,16		
spécificité	0,94		
sensibilité	0,55		
valeur prédictive positive	0,75		

### 2.3. n-dodécane : modèle linéaire

Tableau 7: Modèle de régression linéaire multivariée pour la concentration de n-dodécane

	$\beta$	IC <sub>95</sub> <i>bootstrap</i>	p-value
(Intercept)	2,14	[1,87 ; 2,41]	0,00
<i>Période de prélèvement</i>			
Saison froide (vs. chaude)	<b>-0,28</b>	<b>[-0,52 ; -0,04]</b>	<b>0,02</b>
<i>Présence d'un garage attenant au logement</i>			
oui (vs. non)	<b>-0,29</b>	<b>[-0,57 ; -0,01]</b>	<b>0,03</b>
<i>Nouveaux meubles dans la chambre (vs. non)</i>			
Oui, moins d'1 an	0,22	[-0,15 ; 0,59]	0,17
Oui, entre 1 et 2 ans	<b>-0,28</b>	<b>[-0,61 ; 0,05]</b>	<b>0,10</b>
<i>Activités pendant la période de prélèvement</i>			
Non (ref)			
Utilisation de produits en aérosol, plus d'une fois	0,03	[-0,29 ; 0,35]	0,86
Utilisation de produits en aérosol, une fois	<b>0,42</b>	<b>[0,02 ; 0,82]</b>	<b>0,01</b>
R <sup>2</sup> ajusté	0,13		
RMSE (échelle log)	0,671		
RMSE (variable brute)	21,5		
RMSE <i>bootstrap</i> (échelle log)	0,693		
RMSE <i>bootstrap</i> (variable brute)	21,5		

## 2.4. n-dodécane : modèle logistique

Tableau 8: Modèle de régression logistique multivariée pour le 4ème quartile de la concentration de n-dodécane

	OR	IC <sub>95</sub>	p-value
(Intercept)	0,20	[0,08 ; 0,51]	0,00
<i>Présence de meubles en bois aggloméré dans la chambre (vs. non)</i>			
Oui, 1 seul	0,27	[0,05 ; 1,58]	0,14
Oui, 2	<b>2,72</b>	<b>[0,82 ; 8,99]</b>	<b>0,10</b>
Oui, 3 ou plus	1,23	[0,39 ; 3,83]	0,72
<i>Activités pendant la période de prélèvement</i>			
travaux (vs. non)	<b>7,17</b>	<b>[1,25 ; 41,03]</b>	<b>0,03</b>
Utilisation de produits en aérosol, plus d'une fois	0,53	[0,09 ; 3,03]	0,47
Utilisation de produits en aérosol, une fois	<b>3,29</b>	<b>[1,08 ; 10,06]</b>	<b>0,04</b>
AUC	0,72		
taux de mal classés	0,22		
spécificité	0,98		
sensibilité	0,16		
valeur prédictive positive	0,71		

## 2.5. n-butanol : modèle linéaire

Tableau 9 : Modèle de régression linéaire multivariée pour la concentration de n-butanol

	$\beta$	IC <sub>95</sub> <i>bootstrap</i>	p-value
(Intercept)	-3,93	[-6,27 ; -1,59]	0,01
<i>Travaux dans le logement (vs. pas de travaux)</i>			
6 mois à 1 an auparavant	<b>0,66</b>	<b>[0,23 ; 1,09]</b>	<b>0,00</b>
1 à 5 ans auparavant	<b>0,27</b>	<b>[0,04 ; 0,5]</b>	<b>0,07</b>
5 à 10 ans auparavant	<b>0,31</b>	<b>[-0,02 ; 0,64]</b>	<b>0,04</b>
plus de 10 ans auparavant	0,10	[-0,27 ; 0,47]	0,62
<i>Nettoyage humide du sol du salon, pendant les prélèvements</i>			
Une fois (vs. non)	<b>-0,26</b>	<b>[-0,47 ; -0,05]</b>	<b>0,03</b>
Plusieurs fois (vs. non)	-0,14	[-0,36 ; 0,08]	0,41
<i>Paramètres d'ambiance</i>			
Concentration moyenne de CO <sub>2</sub>	<b>1,82</b>	<b>[0,99 ; 2,65]</b>	<b>0,00</b>
R <sup>2</sup> ajusté	0,17		
RMSE (échelle log)	0,593		
RMSE (variable brute)	5,2		
RMSE <i>bootstrap</i> (échelle log)	0,609		
RMSE <i>bootstrap</i> (variable brute)	5,2		

## 2.6. n-butanol : modèle logistique

Tableau 10: Modèle de régression logistique multivariée pour le 4ème quartile de la concentration de n-butanol

	OR	IC <sub>95</sub>	p-value
(Intercept)	2,6.10 <sup>-22</sup>	[10 <sup>-35</sup> ; 10 <sup>-9</sup> ]	0,00
<i>Période de construction</i>			
1949-1974	0,60	[0,08 ; 4,7]	0,62
1975-1989	<b>0,01</b>	<b>[10<sup>-4</sup> ; 0,17]</b>	<b>0,00</b>
1990-2000	0,70	[0,04 ; 13,5]	0,81
2000-2005	1,72	[0,17 ; 17,3]	0,65
<i>Travaux dans le logement (vs. pas de travaux)</i>			
6 mois à 1 an auparavant	<b>44,7</b>	<b>[4,25 ; 470]</b>	<b>0,00</b>
1 à 5 ans auparavant	<b>21,3</b>	<b>[1,88 ; 242]</b>	<b>0,01</b>
5 à 10 ans auparavant	<b>21,1</b>	<b>[1,56 ; 286]</b>	<b>0,02</b>
plus de 10 ans auparavant	3,29	[0,1 ; 106]	0,50
<i>Présence et âge des meubles en aggloméré dans la cuisine (vs. non)</i>			
Oui, moins de 2 ans	<b>24,1</b>	<b>[1,49 ; 389]</b>	<b>0,02</b>
Oui, plus de 2 ans	0,69	[0,12 ; 4,03]	0,68
<i>Nombre de meubles en bois aggloméré dans la cuisine (vs. aucun)</i>			
1 à 5	4,22	[0,66 ; 27,2]	0,13
6 à 9	<b>55,2</b>	<b>[4,31 ; 705]</b>	<b>0,00</b>
10 à 14	<b>11,6</b>	<b>[0,75 ; 180]</b>	<b>0,08</b>
<i>Aération dans la chambre, pendant les prélèvements</i>			
moins de 30 min / jour	2,34	[0,24 ; 23,2]	0,47
plus de 30 min / jour	0,27	[0,03 ; 2,92]	0,28
<i>Utilisation de produits en aérosol pendant la période de prélèvements</i>			
une fois	2,18	[0,35 ; 13,8]	0,40
plusieurs fois	<b>0,10</b>	<b>[0,01 ; 1,27]</b>	<b>0,08</b>
<i>Nettoyage sec du sol du séjour pendant la période de prélèvements</i>			
une fois	0,32	[0,02 ; 6,11]	0,45
plusieurs fois	<b>0,04</b>	<b>[10<sup>-3</sup> ; 1,2]</b>	<b>0,06</b>
tous les jours	0,17	[10 <sup>-3</sup> ; 6,79]	0,35
<i>Utilisation d'eau de Javel pendant la période de prélèvements</i>			
oui	<b>12,81</b>	<b>[1,67 ; 98,3]</b>	<b>0,01</b>
<i>Paramètres d'ambiance</i>			
HR moyenne sur 5 jours	<b>1,19</b>	<b>[1,05 ; 1,33]</b>	<b>0,01</b>
concentration moyenne de CO <sub>2</sub>	<b>5,4.10<sup>5</sup></b>	<b>[29,4 ; 10<sup>9</sup>]</b>	<b>0,01</b>
AUC	0,93		
taux de mal classés	0,13		
spécificité	0,93		
sensibilité	0,70		
valeur prédictive positive	0,77		

## 2.7. 2-butoxyéthanol : modèle linéaire

Tableau 11: Modèle de régression linéaire multivariée pour la concentration de 2-butoxyéthanol

	$\beta$	IC <sub>95</sub> <i>bootstrap</i>	p-value
(Intercept)	-8,99	[-13,4 ; -4,54]	0,00
<i>Chauffage en fonctionnement, pendant les prélèvements</i>			
oui (vs. non)	<b>-0,47</b>	<b>[-0,84 ; -0,1]</b>	<b>0,00</b>
<i>Travaux dans le logement (vs. pas de travaux)</i>			
6 mois à 1 an auparavant	<b>0,48</b>	<b>[0,02 ; 0,94]</b>	<b>0,02</b>
1 à 5 ans auparavant	<b>0,62</b>	<b>[0,26 ; 0,98]</b>	<b>0,00</b>
5 à 10 ans auparavant	<b>0,38</b>	<b>[0,06 ; 0,7]</b>	<b>0,05</b>
plus de 10 ans auparavant	-0,26	[-0,72 ; 0,2]	0,30
<i>Logement à proximité d'un jardin ou parc</i>			
oui (vs. non)	0,51	[-0,17 ; 1,19]	0,10
<i>Caractéristiques de la chambre</i>			
2 ou 3 ouvrants (vs. 1)	<b>-0,37</b>	<b>[-0,85 ; 0,11]</b>	<b>0,05</b>
présence de peinture au plafond (vs. non)	<b>0,32</b>	<b>[0,02 ; 0,62]</b>	<b>0,05</b>
<i>Nettoyage du sol dans le salon pendant la période de prélèvement</i>			
Nettoyage sec, une fois (vs. non)	-0,04	[-0,65 ; 0,57]	0,89
Nettoyage sec, plusieurs fois (vs. non)	0,01	[-0,6 ; 0,62]	0,96
Nettoyage sec, tous les jours (vs. non)	-0,49	[-1,15 ; 0,17]	0,17
Nettoyage humide, une fois (vs. non)	<b>-0,37</b>	<b>[-0,69 ; -0,05]</b>	<b>0,02</b>
Nettoyage humide, plusieurs fois (vs. non)	-0,10	[-0,53 ; 0,33]	0,67
<i>Paramètres d'ambiance</i>			
T°C moyenne sur 5 jours	<b>0,12</b>	<b>[0,04 ; 0,2]</b>	<b>0,00</b>
Concentration de CO <sub>2</sub> moyenne sur 5 jours	<b>2,44</b>	<b>[1,1 ; 3,78]</b>	<b>0,00</b>
R <sup>2</sup> ajusté	0,38		
RMSE (échelle log)	0,704		
RMSE (variable brute)	2,8		
RMSE <i>bootstrap</i> (échelle log)	0,754		
RMSE <i>bootstrap</i> (variable brute)	2,9		

## 2.8. 2-butoxyéthanol : modèle logistique

Tableau 12: Modèle de régression logistique multivariée pour le 4ème quartile de la concentration de 2-butoxyéthanol

	OR	IC <sub>95</sub>	p-value
(Intercept)	7,50.10 <sup>-6</sup>	[5,1 ; 10 <sup>-3</sup> ; 0,01]	0,00
<i>Travaux dans le logement (vs. pas de travaux)</i>			
6 mois à 1 an auparavant	2,86	[0,7 ; 11,73]	0,14
1 à 5 ans auparavant	<b>4,48</b>	<b>[1,25 ; 16,02]</b>	<b>0,02</b>
5 à 10 ans auparavant	1,37	[0,34 ; 5,51]	0,66
plus de 10 ans auparavant	0,38	[0,03 ; 4,15]	0,43
<i>Aération dans le salon, pendant les prélèvements</i>			
moins de 30 min / jour	1,50	[0,32 ; 7,06]	0,61
plus de 30 min / jour	0,25	[0,04 ; 1,64]	0,15
<i>Nettoyage du sol dans le salon pendant la période de prélèvement</i>			
Nettoyage humide, une ou plusieurs fois (vs. non)	<b>0,26</b>	<b>[0,1 ; 0,68]</b>	<b>0,01</b>
<i>Paramètres d'ambiance</i>			
T°C moyenne sur 5 jours	<b>1,49</b>	<b>[1,11 ; 2,]</b>	<b>0,01</b>
Concentration de CO <sub>2</sub> moyenne sur 5 jours	<b>1,05</b>	<b>[0,99 ; 1,11]</b>	<b>0,10</b>
AUC	0,82		
taux de mal classés	0,22		
spécificité	0,90		
sensibilité	0,41		
valeur prédictive positive	0,57		

### 3. COSV

#### 3.1. DEP : modèle linéaire

Tableau 13: Modèle de régression linéaire multivariée pour la concentration de DEP

	$\beta$	IC <sub>95</sub> <i>bootstrap</i>	p-value
(Intercept)	-0,17	[-0,27 ; -0,07]	0,00
<i>Traces d'humidité visibles dans le salon</i>			
oui (vs. non)	<b>0,009</b>	<b>[-0,001 ; 0,02]</b>	<b>0,07</b>
<i>Nettoyage humide du sol du salon, pendant les prélèvements (vs. non)</i>			
plusieurs fois	<b>0,012</b>	<b>[0,002 ; 0,02]</b>	<b>0,02</b>
une fois	0,003	[-0,004 ; 0,01]	0,40
<i>Utilisation de produits en aérosol, pendant les prélèvements (vs. non)</i>			
plusieurs fois	0,007	[-0,003 ; 0,02]	0,19
une fois	-0,006	[-0,01 ; 0,003]	0,18
<i>Tabagisme dans le logement, pendant les prélèvements</i>			
oui (vs. non)	<b>0,013</b>	<b>[-0,0001 ; 0,03]</b>	<b>0,04</b>
<i>Paramètres d'ambiance</i>			
Concentration de CO2 moyenne sur 5 jours	<b>0,029</b>	<b>[-0,01 ; 0,06]</b>	<b>0,08</b>
TRA pondéré sur 5 jours	<b>-0,027</b>	<b>[-0,05 ; -0,01]</b>	<b>0,01</b>
R <sup>2</sup> ajusté	0,22		
RMSE (échelle log)	0,016		
RMSE (variable brute)	314,6		
RMSE <i>bootstrap</i> (échelle log)	0,017		
RMSE <i>bootstrap</i> (variable brute)	317,0		

### 3.2. DEP : modèle logistique

Tableau 14: Modèle de régression logistique pour le 4ème quartile de la concentration de DEP

	OR	IC <sub>95</sub>	p-value
(Intercept)	0,10	[0,01 ; 0,64]	0,02
<i>Zone du logement</i>			
rural (vs. urbain)	<b>5,69</b>	<b>[1, ; 32,31]</b>	<b>0,05</b>
<i>Aération dans le salon (en général, vs. 1 fois/jour)</i>			
1 fois/semaine ou moins	0,59	[0,19 ; 1,83]	0,36
1 à 4 fois / semaine	<b>0,19</b>	<b>[0,06 ; 0,68]</b>	<b>0,01</b>
> 1 fois / jour	0,59	[0,1 ; 3,5]	0,56
<i>Nettoyage humide du sol du salon</i>			
une fois	0,78	[0,27 ; 2,22]	0,64
plusieurs fois	<b>3,84</b>	<b>[1,0 ; 14,72]</b>	<b>0,05</b>
<i>Traces d'humidité visibles dans le séjour</i>			
oui	<b>4,96</b>	<b>[1,21 ; 20,35]</b>	<b>0,03</b>
AUC	0,78		
taux de mal classés	0,24		
spécificité	0,92		
sensibilité	0,29		
valeur prédictive positive	0,56		

### 3.3. DMP : modèle linéaire

Tableau 15: Modèle de régression linéaire multivariée pour la concentration de DMP

	$\beta$	IC <sub>95</sub> <i>bootstrap</i>	p-value
(Intercept)	1,51	[0,64 ; 2,38]	0,00
<i>Tabagisme dans le logement, pendant les prélèvements</i>			
oui (vs. non)	<b>0,74</b>	<b>[0,38 ; 1,1]</b>	<b>0,00</b>
<i>Nature et matériaux des ouvrants dans le salon</i>			
ouvrants en bois (vs. non)	<b>-0,24</b>	<b>[-0,52 ; 0,04]</b>	<b>0,07</b>
2 ou 3 ouvrants (vs. 1)	<b>0,38</b>	<b>[0,12 ; 0,64]</b>	<b>0,03</b>
4 à 8 ouvrants (vs. 1)	-0,06	[-0,35 ; 0,23]	0,76
<i>Vitrage des ouvrants dans la cuisine</i>			
simple (vs. double)	-0,39	[-0,84 ; 0,06]	0,16
<i>Aération dans le salon, pendant les prélèvements</i>			
une fois (ref)			
moins de 30 min / jour	0,24	[-0,15 ; 0,63]	0,18
plus de 30 min / jour	-0,10	[-0,51 ; 0,31]	0,60
<i>Paramètres d'ambiance</i>			
HR moyenne sur 5 jours	<b>0,03</b>	<b>[0,02 ; 0,04]</b>	<b>0,00</b>
R <sup>2</sup> ajusté	0,20		
RMSE (échelle log)	0,805		
RMSE (variable brute)	219,1		
RMSE <i>bootstrap</i> (échelle log)	0,823		
RMSE <i>bootstrap</i> (variable brute)	219,2		

### 3.4. DMP : modèle logistique

Tableau 16: Modèle de régression logistique multivariée pour le 4ème quartile de la concentration de DMP

	OR	IC <sub>95</sub>	p-value
(Intercept)	0,38	[0,06 ; 2,45]	0,31
<i>Tabagisme dans le logement, pendant les prélèvements</i>			
oui (vs. non)	2,94	[0,75 ; 11,59]	0,12
<i>Nature et matériaux des ouvrants dans le salon</i>			
2 ou 3 ouvrants (vs. 1)	1,95	[0,6 ; 6,32]	0,27
4 à 8 ouvrants (vs. 1)	0,49	[0,11 ; 2,22]	0,36
<i>Ventilation dans la cuisine (vs. aucun système)</i>			
VMC	<b>0,22</b>	<b>[0,06 ; 0,85]</b>	<b>0,03</b>
extracteur/grille	<b>0,10</b>	<b>[0,01 ; 0,78]</b>	<b>0,03</b>
<i>Paramètres d'ambiance</i>			
TRA pondéré sur 5 jours	0,15	[0,01 ; 1,55]	0,11
AUC	0,71		
taux de mal classés	0,23		
spécificité	0,96		
sensibilité	0,28		
valeur prédictive positive	0,71		

### 3.5. Galaxolide : modèle linéaire

Tableau 17: Modèle de régression linéaire multivariée pour la concentration de galaxolide

	$\beta$	IC <sub>95</sub> <i>bootstrap</i>	p-value
(Intercept)	-2,28	[-6,99 ; 2,43]	0,31
<i>Saison de prélèvement</i>			
hiver (vs. été)	-0,23	[-0,54 ; 0,08]	0,13
<i>Ouvrants dans le salon</i>			
2 ou 3 (vs. 1)			
4 à 8 (vs. 1)			
simple vitrage (vs. double)	<b>-0,77</b>	<b>[-1,04 ; -0,5]</b>	<b>0,02</b>
<i>Nettoyage sec des meubles du salon (vs. non)</i>			
plusieurs fois	<b>0,47</b>	<b>[0,03 ; 0,91]</b>	<b>0,06</b>
une fois	<b>0,50</b>	<b>[0,2 ; 0,8]</b>	<b>0,00</b>
<i>Revêtements dans la cuisine</i>			
présence de peinture au mur (vs. non)	<b>0,33</b>	<b>[0,05 ; 0,61]</b>	<b>0,02</b>
présence de plâtre au plafond (vs. non)	<b>-0,49</b>	<b>[-0,95 ; -0,03]</b>	<b>0,02</b>
<i>Aération du salon, pendant les prélèvements</i>			
moins de 30 min / jour	0,26	[-0,22 ; 0,74]	0,17
plus de 30 min / jour	-0,03	[-0,56 ; 0,5]	0,89
<i>Utilisation de parfums d'ambiance</i>			
dans le logement, pendant les prélèvements	<b>0,37</b>	<b>[0,08 ; 0,66]</b>	<b>0,08</b>
<i>Réalisation de travaux dans le logement, pendant les prélèvements</i>			
oui (vs. non)	0,42	[-0,13 ; 0,97]	0,13
<i>Paramètres d'ambiance</i>			
T°C moyenne sur 5 jours	<b>0,07</b>	<b>[-0,02 ; 0,16]</b>	<b>0,10</b>
Concentration moyenne de CO <sub>2</sub> sur 5 jours	<b>1,75</b>	<b>[0,39 ; 3,11]</b>	<b>0,01</b>
R <sup>2</sup> ajusté	0,24		
RMSE (échelle log)	0,738		
RMSE (variable brute)	131,6		
RMSE <i>bootstrap</i> (échelle log)	0,773		
RMSE <i>bootstrap</i> (variable brute)	134,4		

### 3.6. Galaxolide : modèle logistique

Tableau 18: Modèle de régression logistique multivariée pour le 4ème quartile de la concentration de galaxolide

	OR	IC <sub>95</sub>	p-value
(Intercept)	1,38.10 <sup>-8</sup>	[10 <sup>-14</sup> ; 0,01]	0,01
<i>Nettoyage sec des meubles du salon (vs. non)</i>			
plusieurs fois	<b>7,24</b>	<b>[1,6 ; 32,8]</b>	<b>0,01</b>
une fois	<b>4,71</b>	<b>[1,63 ; 13,6]</b>	<b>0,00</b>
<i>Revêtements dans le salon</i>			
présence de peinture au mur (vs. non)	<b>2,67</b>	<b>[1,02 ; 6,98]</b>	<b>0,04</b>
présence de plâtre au plafond (vs. non)	<b>0,18</b>	<b>[0,03 ; 1,01]</b>	<b>0,06</b>
<i>Aération de la chambre, pendant les prélèvements</i>			
moins de 30 min / jour	<b>0,17</b>	<b>[0,04 ; 0,68]</b>	<b>0,01</b>
plus de 30 min / jour	<b>0,14</b>	<b>[0,03 ; 0,61]</b>	<b>0,01</b>
<i>Utilisation de parfums d'ambiance</i>			
dans le logement, pendant les prélèvements	<b>3,10</b>	<b>[0,9 ; 10,7]</b>	<b>0,07</b>
<i>Paramètres d'ambiance</i>			
Concentration moyenne de CO <sub>2</sub> sur 5 jours	<b>395,4</b>	<b>[4,11 ; 3,8.10<sup>4</sup>]</b>	<b>0,01</b>
AUC	0,81		
taux de mal classés	0,20		
spécificité	0,93		
sensibilité	0,41		
valeur prédictive positive	0,68		





VU :

**Le Directeur de Thèse**  
(Nom et Prénom)

**Denis ZMIROU-NAVIER**  
Directeur du Département  
Santé Environnement Travail



VU :

**Le Responsable de l'École Doctorale**

**VU pour autorisation de soutenance**

**Rennes, le**

**Le Président de l'Université de Rennes 1**

**Guy CATHELIN**

**VU après soutenance pour autorisation de publication :**

**Le Président de Jury,**  
(Nom et Prénom)





## **Résumé**

Depuis quatre décennies, la prévalence des affections respiratoires chroniques de l'enfant a considérablement augmenté dans les pays développés, et de nombreux travaux suggèrent un lien avec l'exposition par inhalation aux polluants de l'air intérieur. Dans ce contexte, cette thèse vise à évaluer l'exposition cumulée à une gamme de polluants chimiques et biologiques de l'air intérieur dans un échantillon de logements, à étudier leurs relations et à décrire les déterminants de leurs concentrations. Une enquête environnementale a été menée dans 150 logements en Bretagne pour mesurer la concentration de composés organiques volatils et semi-volatils, ainsi que de certaines moisissures et allergènes. Un questionnaire renseigné par les familles a permis de collecter des informations sur les logements et leurs occupants. Ces données ont été analysées par des approches statistiques multivariées, et des modèles de régression ont été mis en œuvre pour relier les concentrations des contaminants aux caractéristiques des logements. Ces mesures ont mis en évidence une contamination importante et systématique des logements par une grande part des contaminants chimiques et biologiques, à des niveaux parfois élevés au regard d'études comparables et des valeurs guides lorsqu'elles existent. Des profils de multi-contamination ont été mis en évidence. Enfin, les modèles de régression permettent d'expliquer entre 5 et 60 % de la variabilité des concentrations. Ce travail décrit donc une contribution importante à l'évaluation des expositions aux contaminants de l'air intérieur et fournit un certain nombre d'éléments quant à la prédiction des expositions.

## **Abstract**

For the last four decades, the prevalence of chronic respiratory affections in children has increased dramatically in developed countries. Many studies suggest a link with inhalation exposure to chemical and biological indoor air contaminants. This work aims to assess the cumulative exposure to a range of chemical and biological pollutants in a sample of dwellings, to study their relationships and to identify the determinants of these concentrations. An environmental survey was conducted in 150 dwellings in Brittany to measure concentration of volatile and semi-volatile organic compounds, molds and allergens. A questionnaire fulfilled by the families allowed collecting data about the dwellings and their occupants. This data were analyzed by multivariate statistical methods, and regression models were used to link the concentrations with the characteristics of the dwellings. These measures showed an important and systematic contamination of the dwellings by a large amount of both chemical and biological contaminants, sometimes at relatively high levels regarding comparable studies and guideline values when they exist. Multi-contamination profiles could be described. The regression models allow to explain between 5 and 60 % of the variability of the concentrations. This work thus describes an important contribution to the exposure assessment to indoor air contaminants and provides elements for prediction of exposures.