



Observatoire de la qualité de
l'air intérieur

OBSERVATOIRE DE LA QUALITE DE L'AIR INTERIEUR

INVENTAIRE DES DONNÉES FRANCAISES SUR LA QUALITÉ DE L'AIR A L'INTÉRIEUR DES BATIMENTS

**Luc Mosqueron
Vincent Nedellec**

Décembre 2001

INVENTAIRE DES DONNÉES FRANÇAISES SUR LA QUALITÉ DE L'AIR A L'INTÉRIEUR DES BATIMENTS

**Luc MOSQUERON
Vincent NEDELLEC**

VINCENT NEDELLEC CONSULTANT
Etudes et recherche en Santé-Environnement
5, rue du Général Estienne - 75015 Paris
Tél. 33 (0)1 45 78 46 68 - E-mail vincent.nedellec@wanadoo.fr

SOMMAIRE

SOMMAIRE.....	2
1. INTRODUCTION.....	7
2. PRESENTATION GENERALE DU RAPPORT	8
2.1. PARAMETRES NE FAISANT PAS L'OBJET DE BASES CENTRALISEES	11
2.2. PARAMETRES FAISANT L'OBJET DE CAMPAGNES DE MESURES NATIONALES.....	16
2.3. ETAT DES CONNAISSANCES FRANÇAISES	16
3. DIOXYDE D'AZOTE.....	18
3.1. SOURCES	18
3.2. METHODES DE PRELEVEMENT ET D'ANALYSE	18
3.3. LES ETUDES FRANÇAISES	19
3.3.1. Les études dans les habitats.....	22
3.3.2. Les études dans les écoles et les crèches.....	27
3.3.3. Les études dans les immeubles de bureaux.....	30
3.3.4. Les études relatives à plusieurs types de locaux.....	31
3.4. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	36
4. MONOXYDE DE CARBONE.....	38
4.1. SOURCES	38
4.2. METHODES DE PRELEVEMENT ET D'ANALYSE	38
4.3. LES ETUDES FRANÇAISES	39
4.3.1. Les études dans l'habitat.....	41
4.3.2. Les études dans les écoles et les crèches.....	41
4.3.3. Les études dans les immeubles de bureaux.....	43
4.4. BIBLIOGRAPHIE.....	48
5. COMPOSES ORGANIQUES VOLATILS ET ALDEHYDES.....	49
5.2. METHODES DE PRELEVEMENT ET D'ANALYSE	50
5.3. LES ETUDES FRANÇAISES	52
5.3.1. Les études dans les habitats.....	56
5.3.2. Les études dans les écoles et les crèches.....	61
5.3.3. Les études dans les immeubles de bureaux.....	66
5.3.4. Les études relatives à plusieurs types de locaux.....	69
5.4. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	74
6. PARTICULES INERTES	76
6.1. SOURCES	76
6.3. LES ETUDES FRANÇAISES	77
6.3.1. Les études dans l'habitat.....	81
6.3.2. Les études dans les écoles.....	82
6.3.3. Les études dans les immeubles de bureaux.....	87
6.3.4. Les études relatives à plusieurs types de locaux.....	89
6.4. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	92
7. BACTERIES	93
7.1. SOURCES	93
7.3. LES ETUDES FRANÇAISES	95
7.3.1. Les études dans l'habitat.....	99
7.3.2. Les études dans les écoles et les crèches.....	99
7.3.3. Les études dans les immeubles de bureaux.....	101
7.4. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	110

8. CHAMPIGNONS ET MOISSURES	111
8.1. SOURCES	111
8.2. METHODES DE PRELEVEMENT ET D'ANALYSE	111
8.3. LES ETUDES FRANÇAISES	111
8.3.1. Les études dans les habitats.....	114
8.3.2. Les études dans les écoles et les crèches.....	114
8.3.3. Les études dans les immeubles de bureaux.....	116
8.4. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	124
9. LES ALLERGENES D'ANIMAUX	125
9.1. SOURCES	125
9.1.1. Les allergènes d'acariens.....	125
9.1.2. Les allergènes de chat et de chien.....	126
9.1.3. Les allergènes de blattes.....	126
9.2. METHODES DE PRELEVEMENT ET D'ANALYSE	127
9.3. LES ETUDES FRANÇAISES	128
9.3.1. Les études dans les habitats.....	131
9.3.2. Les études dans les écoles et les crèches.....	142
9.4. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	149
10. LE RADON.....	151
10.2. CAMPAGNES DE MESURES IPSN/DGS : ESTIMATION DE LA DISTRIBUTION DU RADON DANS L'HABITAT FRANÇAIS	152
10.2.1. Matériel et mode de recueil des données.....	152
10.2.2. Présentation des résultats.....	153
10.2.3. Sources d'erreurs en terme de représentativité.....	154
10.3. INTEGRATION DE NOUVELLES DONNEES DANS LA BASE IPSN/DGS	155
10.4. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	156
11. AMIANTE	157
11.1 SOURCES	157
11.2. METROLOGIE	157
11.3. LES ETUDES FRANÇAISES	158
11.4. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	160
12. FIBRES MINERALES ARTIFICIELLES	161
12.1. SOURCES	161
12.2. METROLOGIE	161
12.4. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	162
13. PLOMB.....	163
13.1. SOURCES	163
13.2. METROLOGIE	163
13.3. LES ETUDES FRANÇAISES	164
13.4. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	165
14. LEGIONNELLES.....	166
14.1. SOURCES	166
14.2. METROLOGIE	166
14.3. LES ETUDES FRANÇAISES	167
14.4. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	168
15. BIBLIOGRAPHIE GENERALE.....	169

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Principaux chercheurs impliqués dans la recherche sur qualité de l'air à l'intérieur des bâtiments en France	9
Tableau 2 : Synthèse des études françaises relatives à la qualité de l'air à l'intérieur de l'habitat	13
Tableau 3 : Synthèse des études françaises relatives à la qualité de l'air à l'intérieur des immeubles de bureaux	14
Tableau 4 : Synthèse des études françaises relatives à la qualité de l'air à l'intérieur des établissements scolaires	15
Tableau 5 : Etudes française relatives à la pollution intérieure en NO ₂	21
Tableau 6 : Concentrations en NO ₂ à l'intérieur des cuisines d'une population urbaine de Montpellier	22
Tableau 7 : Concentrations moyennes en NO ₂ (µg/m ³) à l'intérieur et l'extérieur des lieux de résidence selon la zone d'habitation	23
Tableau 8 : Concentrations moyennes en NO ₂ (µg/m ³) à l'intérieur et l'extérieur des domiciles selon la distance aux axes routiers	23
Tableau 9 : Concentrations en NO ₂ à l'intérieur des domiciles en fonction de la présence d'appareils au gaz	23
Tableau 10 : Concentrations moyennes en NO ₂ à l'intérieur et l'extérieur des lieux de résidence selon la zone d'habitation	24
Tableau 11 : Concentrations moyennes en NO ₂ à l'intérieur et l'extérieur des domiciles selon la distance aux axes routiers	24
Tableau 12 : Concentrations en NO ₂ (µg/m ³ /h) à l'intérieur d'habitats franciliens	25
Tableau 13 : Concentrations en NO ₂ (µg/m ³ /j) à l'intérieur de domiciles franciliens en fonction de la distance à un axe routier	25
Tableau 14 : Comparaison des teneurs en NO ₂ (µg/m ³ /h) à l'intérieur des domiciles en fonction du mode de chauffage, de l'utilisation d'un cuisinière à gaz et de la présence d'une VMC.	26
Tableau 15 : Comparaison des teneurs moyennes mesurées à l'intérieur de deux bâtiments parisiens différents par leur systèmes de ventilation (test de Wilcoxon)	31
Tableau 16 : Synthèse des principaux résultats des études françaises relatives à la pollution intérieure en NO ₂	35
Tableau 17 : Etudes française relatives à la pollution intérieure par le monoxyde de carbone	40
Tableau 18 : Distribution des teneurs en CO à l'intérieur et l'extérieur d'une salle de classe et d'un amphithéâtre	43
Tableau 19 : Teneurs moyennes en CO dans les bureaux en fonction de la présence ou non de fumeurs	44
Tableau 20 : Qualité de l'air intérieur dans 3 types de bureaux parisiens (moy. ± ET)	45
Tableau 21 : Concentrations en CO à l'intérieur et à l'extérieur de 6 immeubles de bureaux Parisiens	46
Tableau 22 : Synthèse des principaux résultats des études françaises relatives à la pollution intérieure par le monoxyde de carbone	47
Tableau 23 : Classification des composés organiques (WHO 1989)	49
Tableau 24 : Principales caractéristiques des études françaises relatives à la pollution intérieure en benzène*	53
Tableau 25 : Principales caractéristiques des études française relatives à la pollution intérieure en formaldéhyde*	54
Tableau 26 : Principales caractéristiques des études française relatives à la pollution intérieure en acétaldéhyde*	55
Tableau 27 : Méthodes de prélèvement et d'analyse des COV	56
Tableau 28 : Concentrations moyennes en COV (µg/m ³) mesurées dans 9 habitats parisiens (n = 75)	56
Tableau 29 : Quantification des TVOC et des composés organiques individuels identifiés en µg/m ³ (toluène équivalent) dans 4 logements parisiens.	58
Tableau 30 : Comparaison des concentrations de benzène intérieure (µg/m ³), extérieur et personnelle au sein d'un échantillon rouennais.	60
Tableau 31 : Teneurs en aldéhydes totaux dans la salle de classe et l'amphithéâtre (µg/m ³)	62
Tableau 32 : Teneurs en formaldéhyde dans la salle de classe et l'amphithéâtre (µg/m ³)	62
Tableau 33 : Teneurs en acétaldéhyde dans la salle de classe et l'amphithéâtre (µg/m ³)	63
Tableau 34 : Méthodes de prélèvement et d'analyse des COV	63
Tableau 35 : Teneurs en COV (µg/m ³) à l'extérieur et l'intérieur d'établissements scolaires parisiens	65
Tableau 36 : Concentrations en TVOC à l'intérieur de 6 immeubles de bureau parisiens	67
Tableau 37 : Principaux COV identifiés dans les immeubles de bureau et concentration (toluène équivalent)	68
Tableau 38 : Concentrations moyennes en benzène à l'intérieur et l'extérieur de 3 crèches rouennaises	69
Tableau 39 : Synthèse des principaux résultats issus des études françaises relatives à la pollution intérieure en benzène	71
Tableau 40 : Synthèse des principaux résultats issus des études françaises relatives à la pollution intérieure en formaldéhyde	72
Tableau 41 : Synthèse des principaux résultats issus des études françaises relatives à la pollution intérieure en acétaldéhyde	73
Tableau 42 : Etudes française relatives à la pollution particulaire intérieure	79
Tableau 43 : Méthodes de prélèvement et d'analyse de la phase particulaire	81
Tableau 44 : Méthodes de prélèvement et d'analyse de la phase particulaire	83
Tableau 45 : Composition métallique particulaire dans l'air intérieur et extérieur	84
Tableau 46 : Pollution particulaire dans la salle de classe et l'amphithéâtre (µg/m ³)	85
Tableau 47 : Concentration en poussières dans l'air de 3 types de bureaux parisiens (m ± ET)	88

Tableau 48 : Synthèse des principaux résultats des études françaises relatives à la pollution particulaire intérieure	91
Tableau 49 : Etudes française relatives à la pollution intérieure bactérienne	97
Tableau 50 : Flore aérienne bactérienne dans des logements bordelais réhabilités et non réhabilités	99
Tableau 51 : Contamination bactérienne dans 3 types de bureaux parisiens (moyenne ± ET)	102
Tableau 52 : Contamination bactérienne à l'intérieur de deux bâtiments parisiens différents par leur systèmes de ventilation (test de Wilcoxon)	103
Tableau 53 : Contamination bactérienne dans 6 immeuble parisiens	104
Tableau 54 : Principales caractéristiques des 3 bureaux sélectionnés équipés de systèmes à air conditionné	105
Tableau 55 : Synthèse des principaux résultats des études françaises relatives à la pollution intérieure bactérienne	108
Tableau 56 : Principales caractéristiques des études française relatives à la pollution fongique intérieure	113
Tableau 57 : Flore aérienne fongique dans des logements bordelais réhabilités et non réhabilités	114
Tableau 58 : Contamination fongique dans 3 types de bureaux parisiens (moyenne ± ET)	117
Tableau 59 : Contamination fongique moyenne dans 2 bâtiments parisiens différents par leur systèmes de ventilation (test de Wilcoxon)	118
Tableau 60 : Distribution des espèces fongiques à l'intérieur et à l'extérieur des bureaux naturellement ventilés	119
Tableau 61 : Contamination fongique dans 6 immeuble parisiens	121
Tableau 62 : Synthèse des principaux résultats issus des études françaises relatives à la pollution intérieure fongique	123
Tableau 63 : Principales caractéristiques des études françaises relatives à la pollution intérieure en allergènes d'animaux	130
Tableau 64 : Distribution des résultats des tests semi-quantitatif de mesure de guanine selon les teneurs en allergènes majeurs Der f I + Der p I.	132
Tableau 65 : Comparaison de l'Acarex-Test avec les teneurs en allergènes du groupe I (Der p I + Der f I) et la mesure quantitative de la guanine	132
Tableau 66 : Teneurs en allergènes d'acariens dans les poussières de matelas (µg/g)	133
Tableau 67 : Concentrations (U/g de poussière)1 en allergènes de cafards (Bla g I et Bla g II) dans les poussières des cuisines de 9 HLM strasbourgeois	135
Tableau 68 : Relation entre les teneurs aériennes en allergènes de cafards (U/m3) et la taille des particules aériennes durant le passage de l'aspirateur	135
Tableau 69 : Influence d'une perturbation aérienne sur les teneurs aériennes en allergènes de cafards (Bla g I et II) et d'acariens (groupes I et II)	136
Tableau 70 : Teneurs aériennes en allergènes de chat (Fel d 1) après passage de différents types d'aspirateur*	137
Tableau 71 : Comparaison de teneurs moyennes* en allergènes d'acariens (µg/g de poussières) dans les poussières de matelas à Martigues et Briançon	138
Tableau 72 : Influence des caractéristiques de l'habitat sur les teneurs en allergènes d'acariens (Der f I + Der p I)	139
Tableau 73 : Relation entre la fréquence des crises d'asthme au cours des 3 deniers mois et les teneurs en allergènes d'acariens (µg/g) dans les poussières de maison	140
Tableau 74 : Relation entre le traitement observé au cours des 3 deniers mois chez des sujets asthmatiques allergiques aux acariens et les teneurs en allergènes d'acariens (µg/g) dans les poussières	140
Tableau 75 : Distribution des concentrations en allergènes d'acariens dans les poussières de matelas d'enfants asthmatiques	141
Tableau 76 : Teneurs en allergènes de Fel d 1 (µg/g) dans les poussières de matelas en fonction de la présence ou non d'un chat dans les domiciles	142
Tableau 77 : Allergènes d'acariens, de chat, de cafard et de chien dans les crèches marseillaises	143
Tableau 78 : Teneurs en allergènes de chat et d'acariens dans 3 immeubles de bureaux parisiens (moy. ± ET)	145
Tableau 79 : Synthèse des principaux résultats issus des études françaises relatives à la pollution intérieure par les allergènes d'acariens	146
Tableau 80 : Synthèse des principaux résultats issus des études françaises relatives à la pollution intérieure par les allergènes de chien et de chat.	147
Tableau 81 : Synthèse des principaux résultats issus des études françaises relatives à la pollution intérieure par les allergènes de blattes	148

ABREVIATIONS ET SIGLES

ADEME : Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie
APPA : Association pour la Prévention de la Pollution Atmosphérique
CISE : C I Santé Environnement
CNIL : Commission Nationale Informatique et Liberté
CNRS : Centre National de la Recherche Scientifique
CO : monoxyde de carbone
COV : Composés Organiques Volatils
CSHPF : Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France
CSTB : Centre Scientifique et Technique du Bâtiment
DDASS : Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales
DGS : Direction Générale de la Santé
EXBE : Exposition au Benzène de l'Enfant
EXPOLIS : Air pollution Exposure Distributions of Adult Urban Populations in Europe
FMA : Fibres minérales artificielles
FN : Fumées Noires
GPQA : Groupe de Pilotage sur la Qualité des Ambiances
HAM : Hydrocarbures Aromatiques Monocycliques
HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
IFEN : Institut Français de l'Environnement
INERIS : Institut National de l'Environnement industriel et des Risques.
InVS : Institut de Veille Sanitaire
INSERM : Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale
IPSN : Institut de Protection et de Sécurité Nucléaire
ISAAC : International Study of Asthma and Allergies in Childhood
IUMTE : Institut Universitaire de Médecine du Travail et de l'Environnement
JOULE : Programme européen d'audit de la Qualité de l'air dans les immeubles de bureau
LCPP : Laboratoire Central de la Préfecture de Police de Paris
LEPTAB : Laboratoire d'Etudes des Phénomènes de Transferts Appliqués au Bâtiment
LEPI : Laboratoire d'Etudes des Particules Inhalées
LHVP : Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris
MAC BETH : Monitoring Ambient Concentrations of Benzene in European Towns and Homes
MATE : Ministère de l'Aménagement et du Territoire et de l'Environnement
NO : monoxyde d'azote
NO₂ : dioxyde d'azote
NO_x : oxydes d'azote (NO+NO₂)
OQAI : Observatoire de la Qualité de l'air Intérieur
PM₁₀ : Particule de diamètre aérodynamique moyen inférieur à 10 µm.
PM_{2,5} : Particule de diamètre aérodynamique moyen inférieur à 2,5 µm.
PREDIT : Programme de recherche et d'innovation sur les transports terrestres
PRIMEQUAL : Programme interdisciplinaire d'étude et de recherche pour une meilleure qualité de l'air à l'échelle locale
VESTA : Five (V) Epidemiological Studies on Transport and Asthma
VNC : Vincent Nedellec Consultant

1. INTRODUCTION

Dans le cadre de la mise en place de l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur (OQAI), le cabinet Vincent Nedellec Consultant (VNC) est chargé par le Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB) de réaliser un inventaire des données françaises relatives à la qualité de l'air à l'intérieur des bâtiments. Seules les données relatives à l'habitat, aux immeubles de bureaux et aux établissements scolaires seront collectées.

Ce travail concerne la liste des facteurs prioritaires établie par le CSTB, à savoir :

- ✓ le dioxyde d'azote (NO₂),
- ✓ les particules inertes,
- ✓ le monoxyde de carbone (CO),
- ✓ les composés organiques volatils (COV) dont le benzène, les éthers de glycol et le formaldéhyde,
- ✓ les bactéries,
- ✓ les légionnelles,
- ✓ les champignons et moisissures,
- ✓ les allergènes d'animaux,
- ✓ le radon,
- ✓ l'amiante et les fibres minérales artificielles,
- ✓ le plomb,
- ✓ les biocides.

Nos objectifs sont d'identifier les données françaises disponibles, de procéder à leur recueil et d'analyser leur validité, notamment en terme de méthodologie, de représentativité et d'extrapolation.

Ce travail vise donc à fournir une synthèse au CSTB lui permettant l'éventuelle intégration des données françaises existantes dans l'OQAI. L'interprétation et l'exploitation ultérieure de ces données resteront sous la responsabilité de l'OQAI et du CSTB.

2. PRESENTATION GENERALE DU RAPPORT

En accord avec le CTSB, les recherches ont été limitées aux études publiées depuis 1990. L'environnement intérieur ayant considérablement évolué au cours des dernières décennies, la pertinence des informations plus anciennes semblait limitée. D'autre part, les méthodes d'évaluation de la qualité de l'air ont également évolué et la comparaison de résultats issus de techniques de prélèvement et de méthodes analytiques différentes ne contribuerait que modestement à l'avancement des connaissances.

Pour procéder à un recueil des informations aussi complet que possible, divers moyens ont été mis en œuvre :

- recherche bibliographique classique des publications scientifiques nationales ou internationales, issues de travaux menés sur le territoire français, effectuée à partir des bases de données spécialisées (Pascal, Medline...),

- prise de contacts avec les principaux organismes publics ou privés ayant déjà publié des études sur la qualité de l'air à l'intérieur des bâtiments et les équipes réputées pour leur expérience dans ce domaine.

Ces 2 approches complémentaires nous ont permis non seulement de procéder de manière aussi exhaustive que possible à l'identification des articles scientifiques ou rapports officiels déjà publiés, mais également de collecter des données à communication plus réduite (thèse, rapports internes...) ou de répertorier des études actuellement en cours. Si certaines données ne sont pas accessibles au public, VNC communiquera l'identité et les coordonnées de l'organisme ou de l'auteur de ces travaux, en prenant soin de décrire au mieux leur forme et leur intérêt pour l'OQAI.

Les coordonnées des responsables des principales équipes de chercheurs ou de certains représentants des pouvoirs publics œuvrant dans le domaine de la qualité de l'air intérieur en France sont présentées dans le tableau 1. Le domaine de compétence attribué dans ce tableau à chacune de ces personnes ne présente qu'une valeur indicative.

Au cours de ce rapport, une présentation distincte sera réalisée pour les paramètres pour lesquels aucune base de donnée centralisée n'est disponible et les paramètres pour lesquels les nombreuses campagnes de mesure réalisées auraient pu donner lieu à une centralisation des informations.

Au cours de nos investigations, aucune publication française relative aux biocides dans les milieux intérieurs n'a été recensée. De plus, aucune des études en cours ne prévoit de mesurer ce paramètre dans les milieux intérieurs. Par conséquent, nous ne consacrerons pas de chapitre aux biocides. Nous signalerons simplement que le développement de méthodes de prélèvement et d'analyse sont actuellement en cours à l'INERIS dans le cadre de l'OQAI (Blanchard Olivier).

Tableau 1 : Principaux chercheurs impliqués dans la recherche sur qualité de l'air à l'intérieur des bâtiments en France

Contact	Organisme, adresse	Téléphone, E-mail	Principaux domaines d'étude
ALLARD Francis	LEPTAB Université La Rochelle Avenue Marillac 17 042 La Rochelle	05 46 45 82 04 francis.allard@gc.univ-lr.fr	Particules, NO ₂ Coordonnateur du GPQA*
ANNESI-MAESANO Isabella	INSERM U472 16 Avenue Paul-Vaillant Couturier 94 807 Villejuif Cedex	01 45 59 50 22 annesi@vjf.inserm.fr	Coordonnatrice étude ISAAC*
BEAUDEAU Pascal	InVS 12 rue du Val d'Osne 94 415 Saint Maurice	01 41 79 68 57 p.beauveau@invs.sante.fr	Légionnelles
BEX Valérie	LHVP 11, rue George Eastman 75013 Paris	01 44 97 87 71	Biocontamination
BILLON GALLAND Marie Annick	LEPI 11 rue George Eastman 75 013 Paris	01 44 97 88 40 marie-annick.billon-galland@mairie-paris.fr	Amiante, FMA
BLANCHARD Olivier	INERIS Direction des risques chroniques BP2 60 550 Verneuil en Halatte	03 44 55 64 27 olivier.blanchard@ineris.fr	Biocides
BLONDEAU Patrice	LEPTAB Université La Rochelle Avenue Marillac 17 042 La Rochelle	01 46 45 72 48 patrice.blondeau@univ-lr.fr	Particules, NO ₂
CHARPIN Denis	Hôpital Nord Chemin des Bourrely 13915 Marseille Cedex 20	04 91 96 86 30	Allergènes d'animaux
CICOLLELLA André	INERIS Direction des risques chroniques BP2 60 550 Verneuil en Halatte	03 44 55 62 02 andre.cicollella@ineris.fr	COV, aldéhydes Responsable étude EXBE (benzène)
De BLAY	Hôpitaux Universitaires Unité INSERM U425 BP 426 67 091 Strasbourg Cedex	03 88 11 67 68 frederic.DEBLAY@chru-strasbourg.fr	Allergènes d'animaux, endotoxines
DECLUDT-JANSSENS Bénédicte	InVS 14 rue du Val d'Osne 94 415 Saint Maurice	01 41 79 67 00 b.decludt@invs.sante.fr	Légionnelles
DELAUNAY Claudie	LCPP 39 bis rue de Dantzig 75 015 Paris	01 55 76 23 78	CO
DERBEZ Mickael	APPA 10, rue Pierre Brosolette 94 270 Le Kremlin-Bicêtre	01 42 11 15 13 mickael.derbez@appa.asso.fr	Coordonnateur du projet "Sentinelles de l'air"
DOMSIC Sylvie	LHVP 11, rue George Eastman 75013 Paris	01 44 97 88 31	Polluants gazeux et particulaires
GERBER Mariette	INSERM Parc Euromédecine 34298 Montpellier Cedex 5	04 67 61 30 05 marietger@valdorel.fnclcc.fr	NO ₂
GONZALEZ FLESCA Norbert	INERIS Direction des risques chroniques BP2 60 550 Verneuil en Halatte	03 44 55 65 57 03 44 55 61 45 Norbert.Gonzalez-Flesca@ineris.fr	COV, aldéhydes
GRIMALDI Frédérique	Faculté de pharmacie Laboratoire de toxicologie et de pharmacie Clinique 27 Bd Jean Moulin 13385 Marseille Cedex 5	04 91 83 56 11 frederique.grimaldi@pharmacie.univ-mrf.fr	COV
GUILLOTIN Laetitia	Ministère de la Santé Direction Générale de la Santé SD7 Bureau Bâtiment Bruit et milieu de travail 8, avenue de Ségur 75 350 Paris	01 40 56 60 00 laetitia.guillotin@sante.gouv.fr	Légionnelles
HAGUENOER Jean Marie	Faculté de Pharmacie Université de Lille 2	medtrav@univ-lille2.fr	COV

Tableau 1 (suite)

Contact	Organisme, adresse	Téléphone, E-mail	Principaux domaines d'étude
KIRCHNER Séverine	CSTB 84 Avenue Jean Jaures 77 421 Champs sur Marne	01 64 68 88 49 kirchner@cstb.fr	COV, coordination de l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur
LAURENT Anne Marie	LHVP 11, rue George Eastman 75013 Paris	01 44 97 88 21	Polluants gazeux et particulaires
Le MOULLEC Yvon	LHVP 11, rue George Eastman 75013 Paris	01 44 97 88 30	Polluants gazeux et particulaires
LEMAIRE Marie Claude	ADEME 500 route des lucioles Sophia Antipolis 06 560 VALBONNE	04 93 95 79 56 Marie-Claude.Lemaire@ademe.fr	Référent ADEME sur l'air intérieur
MANDIN Corinne	INERIS Direction des risques chroniques BP2 60 550 Verneuil en Halatte	03 44 55 64 27 corinne.mandin-etudiant@ineris.fr	Rédactrice bulletin RSEIN
MOLINARO Diane	Ministère de la Santé Direction Générale de la Santé Bureau Bâtiment Bruit et milieu de travail 8, avenue de Ségur 75 350 Paris	01 40 56 72 73 diane.molinaro@sante.gouv.fr	Légionelles
MOMAS Isabelle	Faculté de pharmacie Laboratoire de santé publique et d'hygiène 4 avenue de l'Observatoire 75 005 Paris	01 53 73 97 26 isabelle.momas@univ-paris5.fr	COV
MOUILLESEAUX Annie	LHVP 11, rue George Eastman 75013 Paris	01 44 97 87 70 lhvp@club.internet.fr	Biocontamination
PERDRIX Alain	IUMTE Faculté de Médecine, Domaine de la Merci 38 700 La Tronche Grenoble	04 76 76 54 42 Jpaulus@chu-grenoble.fr	Biocontamination
PLAISANCE Hervé	Ecole des Mines de Douai Département Chimie et Environnement 941 rue Charles Bourseul BP 838 59 508 Douai Cedex	03 27 71 26 14 plaisance@ensm-douai.fr	NO ₂
SAINTOT Monique	INSERM Parc Euromédecine 34298 Montpellier Cedex 5	04 67 61 37 59	NO ₂
SALINE GEORGES	InVS Département Santé Environnement 12 rue du Val d'Osne 94 415 Saint Maurice	01 41 79 68 57 g.saline@invs.sante.fr	Plomb
SQUINAZI Fabien	LHVP 11, rue George Eastman 75013 Paris	01 44 97 87 50 fabien.squinazi@mairie-paris.fr	Plomb, légionnelles
TIRMARCHE Margot	IPSN Département Protection de l'environnement BP 6 92 265 Fontenay aux Roses Cedex	01 46 54 71 94 margot.tirmarche@ipsn.fr	Radon
VANSTEENE Inès	Ministère de la Santé Direction Générale de la Santé Bureau Bâtiment Bruit et milieu de travail 8, avenue de Ségur 75 350 Paris	01 40 56 58 51 ines.vansteene@sante.gouv.fr	Amiante Coordinatrice projet CISE Habitat
VINCENT Denis	Hôpital Louis Mourier Médecine interne et centre d'allergie 178, rue des Renouillers 92 700 Colombes	denis.vincent@lmr.ap-hop-paris.fr	Biocontamination
ZMIROU Denis	InVS Département Santé Environnement 12 rue du Val d'Osne 94 415 Saint Maurice	01 41 79 68 57 d.zmirou@invs.sante.fr	Coordonnateur étude VESTA*

2.1. PARAMETRES NE FAISANT PAS L'OBJET DE BASES CENTRALISEES

En l'absence de bases de données centralisées, les connaissances relatives au **dioxyde d'azote**, au **monoxyde de carbone**, aux **particules inertes**, aux **COV**, à la **biocontamination bactérienne** et **fongique** et aux **allergènes d'animaux** seront présentées sous forme de synthèse individualisée par polluant¹. Elle regroupe les connaissances issues des travaux publiés par les diverses équipes de recherche françaises. Tous les chapitres exposés dans ce document sont construits sur un schéma identique présentant :

- les sources de polluant,
- une description des principales méthodes de prélèvement et d'analyse,
- les études françaises avec une présentation générale des études terminées ou en cours sous forme de tableau suivie d'une description détaillée de chaque étude en distinguant les travaux relatifs à l'habitat, aux établissements scolaires (crèches, écoles...), aux immeubles de bureaux et le cas échéant les études relatives à plusieurs types de locaux. Afin de faciliter la lecture, chacune des études sera annoncée dans le texte sous la forme d'un bandeau coloré précisant ***(la ville d'étude, le nom du responsable de l'étude, la typologie et l'effectif étudié, l'année de réalisation)***,
- une synthèse des résultats sous forme de tableau,
- l'origine des références bibliographiques.

Tout au long de ce rapport, les personnes à contacter pour d'éventuels compléments d'informations relatifs à une étude apparaîtront en souligné. Un report au tableau 1 permettra d'obtenir leurs coordonnées.

Les résultats des études actuellement en cours, notamment celles financées dans le cadre du programme de recherche Primequal-Predit², seront prochainement disponibles. Ces travaux seront donc simplement présentés succinctement dans ce rapport, notamment en terme

¹ En raison de l'approche « multipolluant » de certaines études, certains articles ou rapports peuvent être référencés dans plusieurs chapitres de ce document de travail. Des informations identiques (mode de sélection de la population étudiée, analyse descriptive des milieux de vie étudiés...) peuvent donc apparaître pour deux voire plusieurs polluants. Si ceci peut parfois paraître redondant dans le cadre d'une lecture horizontale de ce document, cette présentation facilite à nos yeux une lecture transversale (par polluant) sans impliquer de trop nombreux renvois à d'autres chapitres. Ce dernier mode de lecture nous semble plus adapté à ce type de recueil.

² Programme pluriannuel de recherche sur la pollution atmosphérique mis en place depuis 1995 par les ministères chargés de l'environnement, de l'équipement, des transports, du travail, de la santé, de l'éducation nationale et de la recherche, en partenariat avec l'ADEME, le CNRS, l'IFEN, l'INSERM et l'InVS.

méthodologique, et les coordonnées des chercheurs ou organismes responsables de ces projets seront référencées afin que le CSTB puisse éventuellement procéder au recueil de ces données lorsqu'elles seront publiées.

Les divers travaux (terminés ou en cours) recensés dans ce rapport sont présentés de manière synthétique dans les tableaux 2, 3 et 4. Cette présentation globale permet de distinguer les études relatives à l'habitat, aux établissements scolaires et aux immeubles de bureau.

Tableau 2 : Synthèse des études françaises relatives à la qualité de l'air à l'intérieur de l'habitat

Auteur	Lieu	Effectif	NO ₂	CO	COV et aldéhydes				Particules	Bactéries	Champignons	Allergènes animaux				Etat d'avancement	
					TCOV	Benzène	Formaldéhyde	Acétaldéhyde				Acariens	Cafards	Chien	Chat	En cours	Final
Derbez (2001) (Projet Sentinelles de l'Air, APPA)	Dunkerque Lille Marseille Grenoble	4 * 30 / ville	+	+		+	+	+	+						+		
Zmirou (1999) (Projet VESTA)	Grenoble Nice Clermont Paris Toulouse	20 / ville	+				+	+	+			+			+		
Momas (2000)	Paris	60				+	+	+							+		
Piechocki (2001)	Lille	44	+												+		
Momas (1999)	Paris	100	+						+			+			+		
Squinazi (1999)	Paris	100				+									+		
Cicolella (2000)	Rouen	20				+										+	
Dusseaux (2000)	Paris	92	+													+	
Mosqueron (2000)	Paris	62	+						+							+	
Saintot (2000)	Paris	294	+													+	
Vervloet (1999)	Marseille	157										+				+	
De Blay (1998)	Strasbourg	1													+	+	
Gonzalez-Flesca (1998)	Rouen	50				+										+	
Cicolella (1998)	Nancy	10				+	+	+								+	
De Blay (1997)	Strasbourg	9										+	+		+	+	
Gerber (1996)	Montpellier	171	+													+	
Kirchner (1995)	Paris	4				+	+									+	
Dornelas (1995)	Martigues Briançon	116										+				+	
Faugere (1992)	Bordeaux	100							+	+	+					+	
Hoyet (1991)	Strasbourg	239										+				+	
Charpin (1991)	Martigues Briançon	311										+				+	
Vervloet (1991)	Marseille	49										+				+	
Van der Brampt (1991)	Marseille	136													+	+	
Barguil (1990)	Paris	9	+			+	+	+	+							+	

Tableau 3 : Synthèse des études françaises relatives à la qualité de l'air à l'intérieur des immeubles de bureaux

Auteur	Lieu	Effectif	NO ₂	CO	COV et aldéhydes				Particules	Bactéries	Champignons	Allergènes animaux				Etat d'avancement	
					TVOC	Benzène	Formaldéhyde	Acétaldéhyde				Acariens	Cafards	Chien	Chat	En cours	Final
Squinazi (1999)	Paris	100 bureaux				+										+	
Parat (2000)	Paris	3 immeubles								+	+						+
Dusseaux (2000)	Paris	92 bureaux	+														+
Mosqueron (2000)	Paris	62 bureaux	+						+								+
Parat (1999a)	Paris	3 immeubles				+	+	+		+							+
Parat (1999)	Paris	2 immeubles	+	+		+				+	+						+
Vincent (1997)	Paris	3 immeubles		+					+	+	+	+			+		+
Parat (1995)	Paris	6 immeubles								+	+						+
Kirchner (1995)	Paris	6 immeubles		+	+				+								+
Mouillesseaux (1993)	Paris	112 immeubles							+	+	+						+

Tableau 4 : Synthèse des études françaises relatives à la qualité de l'air à l'intérieur des établissements scolaires

Auteur	Lieu	Effectif	NO ₂	CO	COV et aldéhydes				Particules	Bactéries	Champignons	Allergènes animaux				Etat d'avancement	
					TVOC	Benzène	Formaldéhyde	Acétaldéhyde				Acariens	Cafards	Chien	Chat	En cours	Final
Annesi (2000)	Créteil Clermont Reims Marseille Strasbourg Bordeaux	20 écoles primaires / ville	+			+	+	+								+	
Blondeau (2001)	La Rochelle	8 écoles maternelles et primaires	+					+								+	
Domsic (2001)	Paris	80 crèches	+			+	+	+								+	
Bex (2001)	Paris	80 crèches								+	+					+	
Cicolella (2000)	Rouen	3 crèches				+											+
Dornelas (1995a)	Marseille	30 crèches										+	+	+	+		+
Laurent (1993)	Paris	6 écoles primaires + 4 crèches	+	+	+		+	+									+
Mouillesseaux (1993)	Paris	6 écoles primaires + 4 crèches								+	+						+
Richalet (1993)	Lyon	2 collèges		+						+	+						+
Grimaldi (1992)	Marseille	1 école maternelle + 1 université		+			+	+	+								+

2.2. PARAMETRES FAISANT L'OBJET DE CAMPAGNES DE MESURES NATIONALES

Concernant les autres facteurs prioritaires sélectionnés par le CSTB (**amiante et fibres minérales artificielles, plomb, légionelles**), il existe des réglementations ayant conduit à la réalisation de campagnes de mesures micro-environnementales dans un cadre de dépistage ou de surveillance sur le territoire national. De nombreuses données étant a priori disponibles pour ces paramètres, nous avons choisi, en accord avec le CSTB, une présentation beaucoup plus générale des informations relatives à ces aérocontaminants. Notre objectif principal restait la recherche d'un éventuel système national de centralisation des informations auprès des pouvoirs publics français (Ministère de la Santé, Institut de Veille Sanitaire...).

Pour le **radon**, une base de données existe déjà (plus de 13 000 données). Nous procéderons à une présentation des équipes chargées de la centralisation des informations et une description des méthodes de prélèvement, d'analyse et du mode de recrutement afin que les experts du CSTB puissent juger de la représentativité des principaux résultats issus des campagnes de mesure menées par l'IPSN et la DGS.

2.3. ETAT DES CONNAISSANCES FRANÇAISES

Avant même de rentrer plus dans le détail pour chacun des polluants, une vision globale de cette synthèse sur les connaissances françaises relatives à la qualité de l'air à l'intérieur des bâtiments permet de tirer les principaux enseignements suivants :

- il existe un faible niveau d'informations françaises centralisées montrant à quel point le domaine de la qualité de l'air intérieur devient une priorité nationale. Ces connaissances fragmentaires mettent en avant le rôle essentiel que devrait jouer l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur dans les mois et années à venir.

- témoin du retard de la France dans le domaine de la qualité de l'air intérieur, on notera qu'au cours de la dernière décennie les équipes françaises ont été peu représentées dans les programmes européens de recherche (JOULE³, EXPOLIS⁴...). Si ce retard devrait être comblé dans les années à venir par l'action pérenne de l'OQAI, on soulignera tout de même que de récents programmes de recherche nationaux comme Primequal* contribuent de façon notable à une amélioration des connaissances. Pour la première fois en France, grâce à ces projets de recherche, des études multicentriques sur la qualité de l'air intérieur ont vu le jour (ISAAC, VESTA...). Cette approche multicentrique mériterait d'être développée car elle permet, en raison d'un protocole d'échantillonnage et de mesurage commun aux divers centres participant à un programme, une comparaison aisée des résultats obtenus dans les diverses villes. Ceci n'est pas toujours le cas lorsque l'on compare plusieurs études effectuées selon des méthodologies différentes.

- jusqu'à présent la majorité des travaux français a généralement une portée régionale. Ces données locales pourraient, dans certains cas, laisser présager d'une certaine représentativité régionale, mais elles ne sauraient garantir une représentativité nationale. De plus, on remarquera que la majeure partie des études est focalisée sur les territoires urbains, et plus

³ JOULE : programme européen de recherche pour la qualité de l'air dans les immeubles de bureaux qui visait notamment en 1994 à comparer les paramètres liés à la qualité de l'air intérieur dans les immeubles de 8 pays européens.

⁴ EXPOLIS : programme européen sur l'exposition des citoyens aux principaux polluants atmosphériques européens (Athènes, Bale, Grenoble, Helsinki, Milan et Prague).

particulièrement dans la région parisienne. Les autres grandes métropoles françaises sont beaucoup moins documentées et on ne recense pratiquement aucune étude ciblée sur les zones rurales, pour lesquelles la qualité de l'air extérieur ne saurait être un reflet parfait de la qualité dans les locaux.

- les principaux travaux français disponibles à ce jour répondent à des préoccupations ponctuelles ciblées sur une catégorie de polluant (chimique ou microbiologique). Une approche globale de la pollution intérieure (ou approche « multipolluant ») reste assez peu fréquente.

- l'habitat, où diverses sources potentielles de polluants peuvent être rencontrées, reste le milieu de vie le plus documenté. Les établissements scolaires (écoles et crèches notamment), qui accueillent des populations particulièrement sensibles aux divers polluants atmosphériques chimiques, particuliers ou microbiologiques, ont également fait l'objet de quelques études. Des travaux visant essentiellement à comparer la qualité de l'air en fonction de la présence ou non de systèmes de ventilation mécanique, d'unités d'air conditionné... ont été réalisés dans les immeubles de bureaux, milieux fréquentés par une large part de la population active moderne. Les lieux de vie récréative (gymnases, piscines, restaurants...), les hôpitaux ou les de transports n'ont été que rarement investigués.

- enfin, il convient de signaler que les études "d'expologie" sont exceptionnelles. Une grande partie des informations collectées dans ce document sont extraites d'études épidémiologiques s'accompagnant d'un volet métrologique focalisé sur la qualité de l'air à l'intérieur de bâtiments. Les résultats de ces études sont alors très souvent centrés sur les impacts sanitaires de la pollution atmosphérique et les informations environnementales, ne représentant pas le centre d'intérêt majeur de ces études, sont présentées en filigrane et parfois difficiles à extraire des articles scientifiques. Ceci montre que la méthodologie mise en oeuvre est principalement basée sur une approche humaine de la connaissance de l'exposition dans les milieux intérieurs (sujets asthmatiques, catégorie socioprofessionnelle...) et beaucoup plus rarement sur une approche privilégiant la typologie des lieux étudiés (à l'exception peut être des recherches dans le domaine de l'aérocontamination où une approche dichotomique est souvent employée en différenciant les bâtiments ventilés naturellement et les bâtiments à air conditionné). Pour une meilleure connaissance de l'exposition dans les milieux intérieurs, les études "d'expologie" méritent d'être poursuivies. Elles permettraient de mieux évaluer les niveaux d'exposition et de mieux identifier et quantifier les déterminants de la pollution intérieure.

3. DIOXYDE D'AZOTE

3.1. SOURCES

Le dioxyde d'azote (NO₂), polluant ubiquitaire de la famille des oxydes d'azote (NO_x), peut être présent dans l'air ambiant et dans l'air intérieur. Ces gaz sont essentiellement émis lors des processus de combustion à haute température par combinaison de l'oxygène et de l'azote. Les conditions dans l'air extérieur favorisent la vitesse de formation du NO₂ à partir du monoxyde d'azote (NO). Dans les milieux intérieurs, ces processus sont généralement plus lents. Si les appareils domestiques de combustion (cuisinières à gaz...) et le tabagisme constituent des sources intérieures de NO₂, les teneurs observées dans les locaux résultent non seulement de ces émissions internes mais également des transferts de pollution extérieur – intérieur.

La demi-vie du NO₂ dans les locaux, en raison de sa réactivité vis à vis des différentes surfaces et revêtements, est de l'ordre de 30 à 50 minutes. L'influence de l'air extérieur sur les teneurs internes est largement conditionnée par le taux de renouvellement de l'air.

3.2. METHODES DE PRELEVEMENT ET D'ANALYSE

Le dioxyde d'azote peut être mesuré par des méthodes de prélèvement actives ou passives. Les méthodes actives avec analyseurs automatiques de NO₂ sont rarement utilisées dans le cadre d'études sur l'air intérieur pour des raisons d'encombrement et de coût. Ces automates sont basés sur le principe de la chimiluminescence : le NO est oxydé par des molécules d'ozone et cette réaction produit une émission de lumière dont l'intensité est multipliée avant d'être mesurée. Le NO₂ ne pouvant être directement mesuré ainsi, il faut d'abord le réduire en monoxyde d'azote par passage dans un four convertisseur de molybdène à haute température. Les NO_x et le NO sont donc mesurés parallèlement et NO₂ est ensuite déduit de cette mesure par simple soustraction (NO_x = NO + NO₂).

Les méthodes passives quant à elles sont simples et bien connues. Le NO₂ est prélevé à l'aide d'échantillonneurs passifs ou badges qui recueillent le gaz par diffusion moléculaire. Plusieurs modèles sont commercialisés : les tubes Passam et Gradko de type « Palmes », le tube Radiello à géométrie radiale et les badges Ogawa. Ils renferment généralement des filtres imprégnés d'une solution de triéthanolamine piégeant le NO₂. Pendant l'échantillonnage, un gradient de concentration s'établit dans le tube à diffusion entre le milieu absorbant et l'ouverture de l'échantillonneur. La quantité de NO₂ piégée par la triéthanolamine pendant la période d'échantillonnage est ensuite mesurée par spectrophotométrie : l'ion nitrite issu du NO₂ piégé va subir une réaction de diazotation pour former un complexe dont la densité optique est mesurée par spectrophotométrie UV. La quantité d'ions nitrite dans l'échantillon et par conséquent la quantité de NO₂ recueillie, est mesurée par référence à une courbe d'étalonnage obtenue à partir de solutions étalons de nitrite de sodium. La concentration moyenne de NO₂ dans l'air échantillonné (µg/m³) est alors déterminée à partir de la masse de nitrite piégée, le temps de prélèvement et le coefficient de diffusion du NO₂ dans l'air (0,154 cm².s⁻¹ dans les conditions standards de température et de pression atmosphérique).

Durant la période de prélèvement, les dispositifs passifs doivent être placés dans une zone où il y a un mouvement d'air assez important (la pièce doit avoir une concentration de NO₂ homogène) et si possible à distance de toute surface du fait de la déposition de NO₂. Selon les objectifs fixés et les teneurs micro-environnementales attendues, les échantillonneurs peuvent être laissés sur place sur des périodes variant en général de 2 jours à 2 semaines.

Pour des vitesses de vent comprises entre 1 à 4,5 m/s, les mesures passives n'ont pas montré de différence avec les mesures par chimiluminescence. Une bonne linéarité a été montrée entre les préleveurs passifs et actifs (Garcia-Fouqué 1999).

3.3. LES ETUDES FRANÇAISES

On ne recense à ce jour qu'une douzaine de travaux français sur la pollution dans les bâtiments par le NO₂ (tableau 5). Un effort particulier a été consenti depuis 1995 notamment grâce au programme de recherche Primequal puisque près de la moitié des études répertoriées sont issues de ce programme.

Les premières études multicentriques (ISAAC et VESTA dans le cadre du programme Primequal, "Sentinelles de l'air" coordonné par l'APPA) devraient apporter dans les mois à venir les premiers résultats vraiment représentatifs de l'habitat et des écoles françaises. Les autres études ont une portée beaucoup plus locale.

L'habitat constitue le lieu de vie le plus étudié devant les milieux professionnels (non artisanaux ou industriels) et les établissements scolaires. La majorité des travaux a été effectuée en région Ile de France. En dépit des sources potentielles de NO₂ à l'intérieur de l'habitat, les études relatives à ce polluant et ce milieu de vie restent tout de même assez fragmentaires.

Selon la répétition ou non des mesures, la taille des échantillons étudiés est assez variable. Les études intégrant des mesures répétées dans leur protocole sont exceptionnelles. Le recours au tirage au sort pour le choix des logements testés reste jusqu'à présent lui aussi assez exceptionnel ce qui limite l'extrapolation des résultats.

Les résultats obtenus au cours de ces diverses études sont difficiles à comparer en raison notamment des durées de prélèvements assez variables et du mode de sélection assez hétérogène des populations investiguées. Ils montrent cependant, conformément à ce qui a été décrit dans la littérature internationale, que les teneurs en NO₂ à l'intérieur des bâtiments sont déterminées par l'utilisation d'appareils à gaz, le tabagisme, la pollution extérieure de fond, la proximité du trafic automobile, le taux de renouvellement de l'air intérieur... Une quantification précise de l'influence de ces divers déterminants reste délicate. Par ailleurs, on soulignera qu'aucun projet n'a visé à étudier l'influence des revêtements et surfaces intérieures alors que la persistance du dioxyde d'azote est conditionnée par sa réactivité vis à vis des matériaux.

Les dispositifs passifs qui sont généralement utilisés dans les études micro-environnementales en raison de leur faible coût et de leur utilisation aisée, nécessitent des temps de prélèvement relativement longs (au minimum 24 heures). Ils ne permettent pas d'identifier les pics de pollution de NO₂ qui sont dilués sur la durée de l'échantillonnage. Le recours à des analyseurs actifs permettrait l'acquisition de données sur quelques minutes et l'éventuelle mise en évidence de pics de NO₂ (utilisation d'appareils au gaz, tabagisme...) mais il est cependant difficile d'envisager leur utilisation dans des études prolongées ou sur de larges effectifs. La mise au point

très récente de dispositifs passifs à très basse limite de détection par l'école des mines de Douai pourrait permettre de pallier ces insuffisances techniques.

Selon les objectifs fixés, la durée et le lieu du prélèvement sont donc des paramètres très importants à fixer avant la mise en place d'une campagne de mesure : ainsi, dans les logements, des mesures sur de courtes périodes (dans les cuisines par exemple) pourraient permettre d'évaluer des expositions aiguës au NO₂ alors qu'une exposition chronique pourrait être reflétée par des mesures prolongées dans le séjour ou la chambre.

Tableau 5 : Etudes françaises relatives à la pollution intérieure en NO₂

Auteur	Année	Etat d'avancement	Ville	Type de local	Saison	Durée prélèvement	Mode recrutement / population	Méthodologie	n (effectif)
Derbez (2001) (Sentinelles de l'air)	2001-2005	En cours	Dunkerque Lille Marseille Grenoble	Habitat	Hiver + été	48 h	Volontariat	Passif (Ogawa)	30 / ville
Domsic (LHVP)	2000-2001	En cours	Paris	Crèches	Hiver + été	4 j	TAS ^b crèches collectives	Passif	80
Momas (1999)	1999-2002	En cours	Paris	Habitat	Hiver + été	48 h	Etude C/T ^a	Passif (Ogawa)	100
Zmirou (1999) Projet VESTA	1999-2001	Résultats en cours d'exploitation	Grenoble Nice Clermont Paris Toulouse	Habitat	Hiver + été	48 h	Etude C/T ^a	Passif (Ogawa)	40 / centre
Annesi (1999) Projet ISAAC	1999-2000	Résultats en cours d'exploitation	Créteil Clermont Reims Marseille Strasbourg Bordeaux	Ecoles primaires	Juin-décembre Avril-juin Avril-juin Mars-juin Février-juin Janvier-mars	5 j	?	Passif (Radiello et Passam)	Environ 20 écoles par ville (3-4 classes par école)
Blondeau (2001)	1999-2002	Résultats en cours d'exploitation	La Rochelle	Ecoles	2 périodes	15 j	Critères géographiques + caractéristiques du bâti	Actif (AC 31 M) Acquisition toutes les 10 minutes	8
Piechocki (2001)	2001 ?	Résultats en cours d'exploitation	Lille	Habitat + autres milieux intérieurs collectifs	?	Pendant la présence au cours d'1 journée	Volontariat	Echantillonneur passif « école des mines de Douai »	31
Dusseaux (2000)	1999-2000	Final	Paris	Habitat + travail (hôpital)	Hiver	48 h	Internes TAS ^b	Passif (Ogawa)	101
Mosqueron (2000)	1999-2000	Final	Paris	Habitat + travail (bureau)	Hiver + été	48 h	Secteur tertiaire TAS ^b	Passif (Ogawa)	62
Saintot (2000)	1998	Final	Paris	Habitat	Hiver + Automne	5 j	Cohorte Suvimax Non fumeurs ou petit fumeur	Passif (Palmer)	294
Gerber (1996)	1994-1996	Final	Montpellier	Habitat Habitat et travail Habitat	Hiver + été Eté Hiver + été	14 j 5 j 5 j	Volontaires : Urbain Périurbain Conducteurs bus	Passif (Palmer)	56 58 47
Parat (1999)	1992	Final	Paris	Immeubles de bureaux	1 an	8 h	1 immeuble climatisé + 1 immeuble ventilé naturellement	Actif	2
Laurent (1993)	1990-1991	Final	Paris	Ecoles + crèches	1 an	7 ou 15 j	Critères géographiques + caractéristiques du bâti	Actif + Passif (Palmer)	10
Barguil (1990)	1987-1988	Final	Paris	Habitat	Hiver + été	3 × 24 heures	Volontariat	Actif	9

^a : C/T = Cas / Témoins^b : TAS = Tirage au sort

3.3.1. Les études dans les habitats

Dans le cadre d'une étude épidémiologique (*Montpellier, Gerber, 171 logements, 1994-1996*) dont l'objectif général était de déterminer les effets potentiels des oxydants photochimiques sur les taux d'antioxydants plasmatiques chez des sujets exposés à des niveaux variés de NO₂ et O₃, des mesures de l'exposition individuelle à ces 2 polluants, accompagnées de mesures à l'intérieur du domicile, ont été effectuées chez des sujets vivant à Montpellier (Bernard 1998, Gerber 1995).

Trois groupes de sujets issus d'une population urbaine, d'une population périurbaine et d'une population professionnellement exposée (chauffeurs de bus) ont participé à cette étude. Des volontaires résidants à Montpellier ont constitué l'échantillon de la population urbaine. Ils habitent et/ou travaillent dans cette ville. La population périurbaine est composée de sujets ayant un lieu d'activité professionnelle commun situé en périphérie de la ville. Le personnel d'un organisme de recherche a été sollicité. Tous les sujets fumant plus de 10 cigarettes par jour ont été exclus de l'étude.

Pour les trois types de sous-populations étudiées, les mesures à l'intérieur des habitats ont été effectuées à l'aide de dispositifs passifs (Gradko). Pour l'échantillon de la population urbaine, l'échantillonneur a été disposé dans la cuisine pendant 14 jours consécutifs. Pour les 2 autres échantillons de population, les dispositifs passifs ont été installés pendant 5 jours consécutifs dans la pièce la plus fréquentée par les sujets⁵ (salle de séjour). Si un foyer de combustion à gaz était présent (cuisinière, chauffe-eau), les échantillonneurs étaient placés à plus de 2 mètres de ce dernier. Pour les 3 populations, parallèlement aux mesures à l'intérieur des habitats, des mesures ont été réalisées à l'extérieur immédiat du domicile avec le même type de dispositif que celui utilisé à l'intérieur des locaux.

Les mesures effectuées à l'intérieur des cuisines des domiciles de 56 sujets de la population urbaine de mars à octobre 1994 montrent que les teneurs intérieures en NO₂ dans les cuisines équipées de gaz sont significativement plus élevées que dans les autres cuisines (tableau 6).

Tableau 6 : Concentrations en NO₂ à l'intérieur des cuisines d'une population urbaine de Montpellier

	Présence d'une cuisinière à gaz			Absence de cuisinière à gaz		
	Femmes + hommes (n = 29)	Femmes (n = 14)	Hommes (n = 15)	Femmes + hommes (n = 27)	Femmes (n = 13)	Hommes (n = 14)
m ± ET (µg/h)	34,1 ± 16,2	30,3 ± 17,0	37,6 ± 15,0	17,5 ± 10,5	18,7 ± 14,0	16,4 ± 5,8

La campagne de mesures réalisée de novembre 1995 à juin 1996 (55,3 % pendant le printemps et l'hiver, 44,7 % au cours de l'hiver et de l'automne) à l'intérieur du domicile de 47 conducteurs de bus montre que les teneurs à l'intérieur des domiciles augmentent en relation avec les concentrations extérieures en NO₂ (tableau 7). Les zones d'habitation des sujets ont été établies à partir des données de pollution en NO₂ sur les sites fixes de fond du réseau de surveillance de la qualité de l'air de la ville de Montpellier.

⁵ Ce pas de temps a été retenu car des mesures d'O₃ ont été couplées aux mesures de NO₂. Une durée d'exposition de 5 jours permettait l'évaluation simultanée des 2 polluants.

Tableau 7 : Concentrations moyennes en NO₂ (µg/m³) à l'intérieur et l'extérieur des lieux de résidence selon la zone d'habitation

Zones d'habitation	n (%)	Teneurs intérieures m ± ET	Teneurs extérieures m ± ET
(1)	31 (66)	18,2 ± 12,4	10,5 ± 11,3
(2)	9 (19)	33,5 ± 14,8	25,1 ± 13,3
(3)	7 (15)	37,1 ± 13,1	48,5 ± 12,7

(1) < 25 µg/m³ ; (2) 25-35 µg/m³ , (3) > 35 µg/m³

Les auteurs ont également étudié la relation entre les teneurs intérieures et l'orientation de l'habitat par rapport à un axe de grande circulation. La distance à une voie à grande circulation a été classée en trois catégories : < 50 m, 50-100 m et > 100 m. Les concentrations en NO₂ dans l'habitat augmentent inversement avec la distance des lieux de résidence aux axes à fort trafic (tableau 8).

Tableau 8 : Concentrations moyennes en NO₂ (µg/m³) à l'intérieur et l'extérieur des domiciles selon la distance aux axes routiers

Distance du lieu de résidence aux axes à fort trafic	n (%)	Teneurs intérieures m ± ET	Teneurs extérieures m ± ET
> 100 m	33 (70,3)	21,7 ± 10,0	15,4 ± 17,0
50 – 100 m	9 (19,1)	23,6 ± 15,0	22,2 ± 20,0
< 50 m	5 (10,6)	31,7 ± 15,0	31,9 ± 22,0

Enfin, les teneurs intérieures ont été étudiées selon l'utilisation ou non d'appareils au gaz. Les concentrations moyennes à l'intérieur des habitats sont plus élevées dans les domiciles des sujets utilisant du gaz pour cuisiner, le chauffage ou le chauffe-eau. Pour ces deux dernières catégories, les moyennes de NO₂ intérieures sont significativement différentes (p < 0,01 et p < 0,05).

Tableau 9 : Concentrations en NO₂ à l'intérieur des domiciles en fonction de la présence d'appareils au gaz

	Cuisinière à gaz		Chauffage au gaz		Chauffe-eau au gaz	
	Oui (n = 42)	Non (n = 5)	Oui (n = 18)	Non (n = 29)	Oui (n = 17)	Non (n = 30)
m ± ET (µg/m³)	25,0 ± 14,7	16,2 ± 14,9	31,8 ± 15,5	19,2 ± 12,9	30,1 ± 14,9	20,6 ± 14,3

Le troisième type de sous-population retenu dans cette étude est constitué de participants passant quotidiennement beaucoup de temps en périphérie de l'agglomération montpelliéraine, dans un lieu en retrait des axes à grande circulation. 58 sujets travaillant dans un centre de recherche ont participé à la campagne de mesure menée de juillet à octobre 1996.

Par rapport au protocole appliqué pour les deux premières sous-populations, une mesure à l'intérieur de lieu de travail a été ajoutée. La moyenne des teneurs à l'intérieur du bâtiment de recherche est de 7,0 ± 4,1 µg/m³ (moyenne établie sur une période de mesure de 5 jours).

Les teneurs en NO₂ à l'intérieur du domicile de ces sujets sont présentées selon la codification préalable du lieu de résidence. Comme pour la population professionnelle, les concentrations intérieures varient dans le même sens que la pollution extérieure (tableau 10). Il existe une relation significative entre les teneurs extérieures et intérieures en NO₂ ($r = 0,89$; $p < 0,001$).

Tableau 10 : Concentrations moyennes en NO₂ à l'intérieur et l'extérieur des lieux de résidence selon la zone d'habitation

Zones d'habitation	n (%)	Teneurs intérieures (µg/m ³) m ± ET	Teneurs extérieures (µg/m ³) m ± ET
(1)	45 (77,6)	7,4 ± 7,2	7,9 ± 7,0
(2)	6 (10,3)	25,9 ± 4,1	27,2 ± 3,9
(3)	7 (12,1)	52,2 ± 10,6	52,8 ± 7,8

(1) < 25 µg/m³ ; (2) 25-35 µg/m³ , (3) > 35 µg/m³

L'étude de la relation entre la distance du domicile par rapport aux axes de grande circulation et les teneurs internes en NO₂ montre à nouveau que ces dernières augmentent lorsque la distance aux axes diminue (tableau 11). La concentration intérieure de NO₂ est significativement et inversement corrélée avec la distance à la circulation et positivement corrélée avec la concentration à l'extérieur immédiat du lieu de résidence.

Tableau 11 : Concentrations moyennes en NO₂ à l'intérieur et l'extérieur des domiciles selon la distance aux axes routiers

Distance du lieu de résidence aux axes à fort trafic	n (%)	Teneurs intérieures (µg/m ³) m ± ET	Teneurs extérieures (µg/m ³) m ± ET
> 100 m	12 (20,7)	12,7 ± 11,8	13,7 ± 14,0
50 – 100 m	9 (15,5)	28,0 ± 19,6	22,3 ± 16,1
< 50 m	37 (63,8)	35,4 ± 23,4	37,4 ± 19,2

La concentration moyenne en NO₂ dans les habitats équipés d'appareils à gaz est plus élevée que dans les autres mais la différence reste non significative. Il est vrai qu'au cours de la campagne de mesure, aucun appareil de chauffage au gaz n'était en service et que les activités de cuisine peuvent être réduites en cette période estivale de l'année. De plus, les échantillonneurs passifs mesurant le NO₂ ont été disposés dans la pièce la plus souvent fréquentée par les sujets à savoir la salle de séjour. De ce fait, l'influence des appareils à gaz, situés pour la plupart dans les cuisines, sur les teneurs intérieures en NO₂ est plus faible que dans l'étude de la population urbaine.

Pour les trois types de populations montpelliéraines, on observe une augmentation de la concentration en NO₂ à l'intérieur des domiciles équipés d'appareils à gaz et une relation significative entre les teneurs extérieures et intérieures. De plus, il existe une diminution des teneurs en NO₂ à l'intérieur des domiciles en fonction de l'éloignement aux axes de forte circulation.

Afin d'étudier un échantillon de population plus important vivant dans un environnement différent, les chercheurs de l'équipe Montpelliéraine ont ensuite appliqué le protocole d'étude

présenté ci-dessus à une population francilienne issue d'une cohorte déjà constituée⁶ (**Paris, Saintot, 294 logements, 1998**).

Les critères d'inclusion étaient d'habiter en Ile de France et avoir un comportement non fumeur ou "petit fumeur" (< 5 cigarettes / jour). 294 volontaires ont participé à la campagne de mesure qui s'est déroulée sur 2 périodes, en hiver (février à mars 1998) et en automne (de septembre à octobre 1998) (Saintot 2000).

Des échantillonneurs passifs (Palmes) ont permis la mesure des concentrations en NO₂ à l'intérieur de l'habitat pendant 5 jours consécutifs. Ils étaient suspendus dans la pièce la plus fréquentée, à 2 mètres minimum d'un foyer de combustion à gaz (chaudière, chauffe-eau ou cuisinière) le cas échéant.

Le tableau suivant montre que les teneurs observées dans les habitats pendant la période hivernale **et durant l'automne sont comparables**.

Tableau 12 : Concentrations en NO₂ (µg/m³/h) à l'intérieur d'habitats franciliens

Période	n	m ± ET	10 ^{ème} percentile	Médiane	90 ^{ème} percentile
02/02/98 – 29-03-98	154	43,0 ± 26,1	13,6	37,3	80,3
14/09/98 – 31/10/98	139	43,8 ± 20,6	18,9	41,1	71,4

Les concentrations mesurées dans les domiciles sont inférieures aux teneurs moyennes enregistrées sur l'ensemble des stations de fond du réseau francilien de surveillance de la qualité de l'air AIRPARIF (59 ± 22 µg/m³/h [min = 14 ; max = 131] pendant la période hivernale, 37 ± 5 µg/m³/h [min = 14 ; max = 51] pendant la période automnale). Cependant, il existe une corrélation entre les concentrations extérieures en NO₂, estimées par les stations de fond les plus proches des domiciles, et les teneurs dans les habitats. Cette corrélation est meilleure en période hivernale (r = 0,51 ; p < 0,01) qu'en automne (r = 0,29 ; p < 0,01).

Aucun effet saisonnier significatif n'ayant été mis en évidence, les analyses présentées par la suite ont été faites sur l'ensemble des données recueillies au cours des deux périodes. Si les teneurs intérieures en NO₂ ne diffèrent pas significativement selon la présence ou non de fumeurs dans les domiciles, on observe en revanche que la pollution intérieure est liée à la proximité d'une voie à grande circulation (tableau 13). Plus un domicile est proche d'un axe routier, plus les teneurs intérieures en NO₂ sont élevées. Un même constat avait été dressé pour les populations montpelliéraines.

Tableau 13 : Concentrations en NO₂ (µg/m³/j) à l'intérieur de domiciles franciliens en fonction de la distance à un axe routier

Distance du lieu de résidence aux axes à fort trafic	n	Moy ± ET	[Min – Max]
< 50 m	58	49,2 ± 21,6	[11,6 – 102,5]
50 – 100 m	71	47,1 ± 26,4	[2,6 – 113,9]
> 100 m	159	40,0 ± 22,6	[4,2 – 126,9]

Test de Kruskal-Wallis significatif (p < 0,01) entre les 3 classes

⁶ Cohorte constituée dans le cadre de l'étude épidémiologique SUVIMAX.

Après stratification sur la distance de l'habitat par rapport aux axes routiers, les teneurs intérieures en NO₂ en fonction du mode de chauffage, de l'utilisation du gaz pour les activités de cuisson et la présence d'une ventilation mécanique contrôlée (VMC) ont été comparées (tableau 14). Quelle que soit la distance aux axes routiers, l'utilisation du gaz contribue de façon significative à l'augmentation des teneurs intérieures en NO₂. La valeur de 40 µg/m³ est souvent dépassée dans les habitats équipés d'appareils à gaz. L'usage d'une ventilation mécanique diminue de manière significative les concentrations en NO₂.

L'utilisation du gaz en foyer ouvert est le déterminant principal des concentrations intérieures en NO₂. Une analyse de variance multiple montre que 44 % de la variance globale des teneurs intérieures peut être expliquée par l'utilisation du gaz pour la cuisson, la pollution de fond en NO₂, l'équipement en appareils de chauffage à gaz et la distance de l'habitat par rapport au trafic automobile. La présence d'une VMC n'est pas une variable significative (p = 0,1) dans le modèle de régression linéaire multiple mais le coefficient de régression négatif indique tout de même la diminution de la pollution intérieure induite par la présence de cet équipement de ventilation. Selon les auteurs, cette diminution est probablement sous estimée car l'analyse des questionnaires montre la difficulté des participants à distinguer une simple grille d'aération et une ventilation mécanique.

Tableau 14 : Comparaison des teneurs en NO₂ (µg/m³/h) à l'intérieur des domiciles en fonction du mode de chauffage, de l'utilisation d'un cuisinière à gaz et de la présence d'une VMC*.

Distance Habitat / Axe routier	Équipement domestique	n	m ± ET	[Min – Max]	p
> 100 m	Chauffage électrique	43	24,9 ± 18,7	[4,2 – 85,4]	< 10 ⁻³
	Chauffage collectif gaz	90	44,1 ± 20,1	[11,2 – 116,6]	
	Chauffage individuel gaz	29	48,6 ± 25,0	[7,3 – 126,9]	
	Cuisinière électrique	79	29,0 ± 19,3	[4,2 – 116,6]	< 10 ⁻³
	Cuisinière au gaz	86	49,3 ± 20,7	[13,6 – 126,9]	
	Sans VMC	100	43,4 ± 22,2	[5,7 – 126,9]	< 10 ⁻²
Avec VMC	65	33,8 ± 21,7	[4,2 – 116,6]		
< 100 m	Chauffage électrique	32	35,9 ± 21,7	[2,6 – 91,5]	< 10 ⁻³
	Chauffage collectif gaz	81	53,3 ± 24,3	[13,4 – 113,9]	
	Chauffage individuel gaz	16	46,1 ± 20,7	[13,6 – 78,6]	
	Cuisinière électrique	56	34,2 ± 18,8	[2,6 – 88,5]	< 10 ⁻³
	Cuisinière au gaz	73	58,7 ± 22,7	[17,2 – 113,9]	
	Sans VMC	79	53,7 ± 23,6	[13,4 – 113,9]	< 10 ⁻³
Avec VMC	50	39,2 ± 22,8	[2,6 – 95,8]		

* après stratification sur la distance de l'habitat à un axe routier (< 100 m ; > 100 m)

Une étude plus ancienne et de moins grande envergure avait déjà été menée à Paris et dans sa banlieue (*Paris, Le Moullec, 9 logements, 1987-1988*) chez des membres du Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris, tous volontaires. Tous ces habitats (4 appartements et 5 pavillons) étaient occupés par des non fumeurs. Les bâtiments étaient âgés de plus de 10 ans et aucune rénovation importante n'avait été faite avant l'étude (Barguil 1990).

Des prélèvements actifs de NO₂ ont été effectués au cours de 2 périodes de 3 semaines, entre septembre 1987 et août 1988, dans le salon ou le hall d'entrée. Une campagne fut réalisée en période de chauffage, l'autre hors période de chauffage. Des mesures à l'extérieur des habitats

ont été réalisées simultanément (dans le jardin ou sur le balcon). Sur l'ensemble des campagnes hivernale et estivale, 51 échantillons de NO₂ ont été collectés.

Ce petit échantillon, constitué uniquement de volontaires, ne peut être représentatif de l'habitat parisien. Cependant, il avait déjà montré que les teneurs intérieures en dioxyde d'azote sont généralement moins élevées que les teneurs extérieures. Seul un appartement équipé d'un système de chauffe-eau défectueux présentait des teneurs intérieures 2 fois plus élevées qu'à l'extérieur. Cette mesure particulière tire la moyenne des concentrations intérieures vers une valeur haute et conduit à une teneur intérieure moyenne à l'intérieur des habitats légèrement plus élevée qu'à l'extérieur (33 *versus* 30 µg/m³).

Deux études multicentriques intégrant des données sur les niveaux de pollution en NO₂ dans l'habitat sont actuellement en cours. Financé par le programme Primequal, le projet VESTA (**Grenoble, Nice, Clermont-Ferrand, Paris et Toulouse, Zmirou, 40 logements par ville, 1999-2001**) vise à étudier le rôle de la pollution atmosphérique d'origine automobile dans le développement de la maladie asthmatique chez l'enfant (Zmirou 1999). Couplées à des mesures individuelles, des mesures de NO₂ ont été effectuées pendant 48 heures au domicile d'enfants asthmatiques et d'enfants témoins à l'aide de tubes passifs (Ogawa). Une quarantaine d'enfants doivent être inclus dans chacune des 5 villes participant à ce projet (Grenoble, Nice, Clermont-Ferrand, Paris et Toulouse). Les résultats complets de cette étude vont être publiés dans les mois prochains. En marge de ce projet, des enfants asthmatiques parisiens (**Paris, Momas, 100 logements, 1999-2001**), auxquels viendront s'ajouter des enfants recrutés dans le cadre de VESTA, seront sélectionnés dans le cadre d'une étude visant à explorer les voies aériennes supérieures par un lavage nasal. Cette étude a pour objectif d'évaluer l'impact respiratoire de la pollution atmosphérique en dosant les biomarqueurs de l'inflammation nasale (Momas 1999). Egalement inscrite dans le programme de recherche Primequal, cette étude comprend des mesurages de NO₂ au domicile des enfants durant 2 jours à l'aide de tubes passifs (Ogawa). Ce projet doit s'achever en 2002.

Le second projet, baptisé "Sentinelles de l'Air", est coordonné par l'APPA (**Dunkerque, Lille, Marseille et Grenoble, Derbez, 30 logements par ville, 2001-2005**). Il a entre autre pour objectif d'évaluer l'exposition individuelle au NO₂ de sujets volontaires résidant dans 4 agglomérations urbaines françaises (Dunkerque, Lille, Marseille, Grenoble). Parallèlement à cette évaluation de l'exposition individuelle, des mesures de la pollution de l'air à l'intérieur des logements des volontaires seront réalisées avec les mêmes dispositifs de prélèvement (badges Ogawa) pendant 48 heures. Deux campagnes de mesures (printemps-été et hiver) sont prévues au cours des années 2001-2002 puis 2004-2005. Ceci devrait permettre de suivre la variation de l'exposition dans le temps et dans l'espace. Les résultats de la 1^{ère} campagne de mesurage (printemps-été 2001) devraient être disponibles au cours du premier trimestre 2002 auprès de l'APPA. Elle a mobilisé 170 sujets dans les 4 villes. Pour les futures campagnes, toujours basées sur le volontariat, une trentaine de mesures par ville et par saison devraient être réalisées (Derbez 2001).

3.3.2. Les études dans les écoles et les crèches

Au début des années 1990 (**Paris, Laurent, 6 écoles primaires et 4 crèches, 1990-1991**) une étude réalisée par le Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris a permis de caractériser la qualité de l'air à l'intérieur de 10 bâtiments scolaires (Laurent. 1993). Parallèlement, des évaluations du confort thermique, de la ventilation et de la biocontamination (bactérienne et fongique) ont également été réalisées.

Après la visite de trente écoles représentatives des établissements scolaires parisiens, 10 bâtiments ont été sélectionnés selon des critères d'environnement extérieur, d'âge des bâtis, de type de chauffage... Six établissements anciens (> 50 ans) et 4 récents ont été retenus. 9 bâtiments étaient naturellement ventilés, 1 était équipé d'air conditionné.

Les campagnes de mesure ont été réalisées entre janvier 1990 et avril 1991. Pendant deux semaines, une première phase de prélèvements actifs en continu a permis d'estimer les niveaux de contamination intérieure en oxydes d'azote dans 10 écoles (6 primaires et 4 crèches). Les teneurs à l'extérieur des bâtiments ont été mesurées simultanément à l'aide des mêmes dispositifs.

Dans une seconde phase, des mesures ont été faites à l'aide de dispositifs passifs (tubes de Palmes) dans 8 établissements ventilés naturellement (4 écoles et 4 crèches localisées dans un même environnement extérieur). Pendant 9 mois, les dispositifs ont été placés une semaine par mois dans les classes. Des prélèvements complémentaires ont été réalisés dans les salles de réfectoire.

Les teneurs en NO₂ sont, de manière générale, moins élevées à l'intérieur des bâtiments qu'à l'extérieur. Les concentrations moyennes journalières à l'intérieur et l'extérieur des différents établissements scolaires Parisiens varient respectivement de 9 à 33 ppb et de 20 à 42 ppb. Dans 7 établissements où aucune source de pollution intérieure n'a été identifiée, les ratios NO₂ intérieur / NO₂ extérieur (établis sur les moyennes journalières) varient entre 0,43 et 0,84. De façon surprenante, le rapport le plus élevé a été retrouvé dans le seul établissement équipé au tout électrique et disposant d'air conditionné.

Les différences observées entre les écoles sont essentiellement dues à la proximité du trafic automobile. Les concentrations horaires moyennes maximales mesurées à l'intérieur et l'extérieur d'une classe proche d'un axe routier important s'élèvent respectivement à 73 et 78 ppb.

Ces travaux ont montré que dans des zones urbaines à fort trafic automobile, les teneurs en polluants gazeux à l'intérieur de salles de classe relativement peu ventilées sont essentiellement gouvernées par la qualité de l'air extérieur. Les niveaux de pollution intérieure ne sont pas liés exclusivement au taux de renouvellement de l'air : le trafic de proximité, l'âge des bâtis, les matériaux utilisés... peuvent exercer une influence certaine sur la qualité de l'air intérieur.

Baucoup plus récemment (**La Rochelle, Blondeau, 8 écoles maternelles et primaires, 1999-2001**), dans le cadre du programme de recherche Primequal, le LEPTAB de l'Université de la Rochelle et l'Association Régionale pour la Qualité de l'Air en Poitou-Charentes ont développé une étude sur la relation entre la pollution extérieure et la pollution à l'intérieur des salles de classe d'une dizaine d'écoles maternelles ou primaires de l'agglomération de la Rochelle (Blondeau 2000). La première phase de ce travail⁷, consiste en l'établissement d'une base de données expérimentales en enregistrant de manière continue les concentrations en NO₂ (ainsi que le NO, les NO_x, les particules et l'O₃). Par ailleurs, le CO₂, la température et l'humidité intérieure, la pression différentielle entre l'intérieur et l'extérieur, l'occupation des locaux et l'ouverture des fenêtres ont été mesurés simultanément. Des essais de perméabilité de la façade des salles de classe ont été effectués dans chacune des écoles étudiées (Blondeau 2001).

⁷ Les phases suivantes de cette étude, qui s'achèvera en 2002, consisteront à identifier les paramètres influençant le transfert des polluants et à développer un modèle de prédiction de l'exposition à l'intérieur des salles de classe.

Une quinzaine d'écoles de la ville de La Rochelle ont été visitées afin d'identifier celles qui par leur situation géographique et leurs caractéristiques physiques (type de bâti, qualité des ouvrants...) suscitaient le plus d'intérêt. Huit établissements ont été retenus (4 ont été étudiés au cours de l'année 2000, 4 au cours de l'année 2001). Le choix des salles de classe à l'intérieur de chacune des écoles a été guidé par des raisons essentiellement pratiques liées à la sécurité des enfants, à l'encombrement et au bruit de fond occasionné par les dispositifs de mesure.

Durant la campagne de mesure 2000, les quatre salles de classe étudiées étaient toutes ventilées naturellement. Pour chaque école, une campagne hivernale et une campagne printemps-été, d'une durée d'observation de 15 jours continus chacune, ont été effectuées. Le terme "campagne hivernale" désigne une séquence de mesures réalisée en une période froide où les fenêtres ne sont que très rarement ouvertes (du 2 février au 2 mai 2000) tandis que le terme "campagne printemps-été" désigne une séquence menée en une période douce où les fenêtres sont beaucoup plus ouvertes (du 3 mai au 4 juillet 2000).

Les mesures extérieures et intérieures des concentrations en NO₂ ont été effectuées avec un analyseur AC 31 M (Environnement SA) dont le principe de mesure est basé sur la chimiluminescence. Le pas de temps entre deux acquisitions de mesure est de 10 minutes.

L'analyse préliminaire des 8 premières séries de mesure de deux semaines chacune (4 campagnes hivernales et 4 campagnes printemps/été) indique que les profils de concentration en NO₂ présentent globalement la même allure à l'intérieur qu'à l'extérieur des bâtiments.

Les teneurs extérieures moyennes rencontrées sur chacun des 4 sites sont relativement proches les unes des autres avec des valeurs plus élevées en période hivernale. L'ensemble de ces valeurs reste cependant peu élevé au regard de ce que l'on peut observer dans les grandes métropoles françaises. Sur les 8 campagnes de mesure, les médianes des concentrations extérieures varient entre 2-3 ppb et une dizaine de ppb. A l'exception d'une école où l'on notait la proximité d'une chaudière au local étudié, le niveau moyen des concentrations intérieures en NO₂ est inférieur à celui des concentrations extérieures. Le rapport des concentrations intérieures et extérieures ($r_{I/E}$), utilisé comme indicateur du transfert des polluants, est toujours proche de 0,9 (en période hivernale comme en période estivale). Il est difficile au vu des premiers résultats de mettre en évidence une variation systématique des ratios entre fonction de la saison. Les auteurs ont également étudié l'influence de l'ouverture ou fermeture des fenêtres et de la situation en surpression ou dépression des locaux, sur les valeurs des ratios $r_{I/E}$. Lorsque les fenêtres sont ouvertes, les ratios sont globalement plus élevés mais cette augmentation reste dans des proportions modestes (0,1 point au maximum). Ceci serait expliqué par le fait que le taux de pénétration du NO₂ est déjà quasiment maximum lorsque les fenêtres sont fermées.

L'acquisition de données toutes les 10 minutes dans 8 établissements pendant 15 jours au cours d'une campagne estivale et d'une campagne hivernale a conduit à une base de données considérable. En fonction de la pertinence de cette dernière pour le CSTB, un contact pourra être établi avec Monsieur Pascal Blondeau en vue d'une éventuelle mise à disposition de cette base.

Au cours de la seconde phase de l'étude ISAAC (*Marseille, Créteil, Bordeaux, Strasbourg, Reims et Clermont-Ferrand, Annesi, 20 écoles primaires par ville, 1999-2001*) réalisée dans le cadre de Primequal, des campagnes de mesurage ont été effectuées en 1999 et 2000 dans des écoles primaires de 6 villes françaises (Marseille, Créteil, Bordeaux, Strasbourg, Reims, Clermont-Ferrand) (Annesi 2000). Dans chacun des 6 centres, des mesurages de NO₂ ont été réalisés en continu du lundi au vendredi dans les classes (3 à 4 classes par école) et dans les cours de récréation d'une vingtaine d'écoles à l'aide de capteurs passifs (type Radiello). Les résultats

préliminaires montrent que les concentrations en NO₂ à l'intérieur des classes sont toujours inférieures à celles observées à l'extérieur avec un ratio r_{IE} compris entre 0,45 et 0,85. Les résultats complets de cette étude seront disponibles dans les prochains mois. Ils devraient permettre d'évaluer l'exposition au NO₂ dans les établissements scolaires fréquentés par 6 000 enfants âgés de 10 ans.

Dans le cadre d'un contrat entre la DRASS Ile de France et le Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris, une étude sur la qualité de l'air à l'intérieur des crèches collectives de la région francilienne est actuellement en cours (*Paris, Domsic, 80 crèches, 2000-2001*). Elle comprend notamment des mesurages passifs du NO₂ sur 4 jours dans diverses crèches sélectionnées par tirage au sort parmi les 208 crèches collectives de la région. Quatre campagnes de mesures (2 hivernales, 2 estivales) ont été prévues au cours de cette étude débutée en 2000. Selon la saison et l'année, de 10 à 30 établissements devraient être investigués. En attendant les résultats définitifs de cette étude dont la dernière campagne de mesure s'est terminée à la fin de l'été 2001, un rapport d'étape a été rédigé par le LHVP. Les résultats de ces travaux ne pourront être mis à disposition qu'après accord entre les deux partenaires de ce contrat (DRASS Ile de France – LHVP). Le LHVP (M Squinazi), sous réserve d'un accord de la DRASS (Mme Koppel), est favorable à une diffusion de ses rapports.

3.3.3. Les études dans les immeubles de bureaux

Une étude menée conjointement par l'Institut de Médecine du Travail et de l'Environnement de Grenoble et la Direction des Etudes et Recherche d'EDF (*Paris, Perdrix, 2 immeubles différents par leur système de ventilation, 1992*) a permis de mesurer les concentrations en NO₂ à l'intérieur de 2 immeubles d'âge et d'activité identiques mais différant par leur système de ventilation.

Un immeuble climatisé et un immeuble naturellement ventilé ont été sélectionnés. Au cours de 8 campagnes échelonnées sur un an (janvier, février, avril, mai, juillet, septembre, octobre et décembre 1992), des mesures de NO₂ mais aussi de CO, CO₂, NO, composés organiques volatils et aérobiocontaminants, ont été effectuées simultanément sur les deux sites dans trois bureaux et dans l'air extérieur de chaque immeuble (Saude 1993, Parat 1999).

Distants de 1 km, les 2 immeubles étaient situés dans le centre de Paris (à proximité de la place de l'Etoile). L'un était équipé d'un système central de chauffage, ventilation et air conditionné (AC), l'autre était naturellement ventilé (VN). Tous deux étaient d'âge similaire (25-30 ans) et accueillait des travailleurs du secteur tertiaire. Dans chaque immeuble, trois bureaux ont été retenus en raison de leurs caractéristiques identiques (taille, densité d'occupation, zones non fumeurs, absence de photocopieuse, sols et murs moquetés...).

L'immeuble ventilé naturellement comporte 7 étages et accueille 200 personnes. Les fenêtres des bureaux peuvent être ouvertes par les occupants. L'autre immeuble comprend 800 personnes réparties sur 10 étages. Les fenêtres ne peuvent être ouvertes par les occupants qui ne peuvent réguler eux mêmes la qualité de l'air (Parat 1997).

Un analyseur automatique (AC 30 M) a permis les mesures de NO et NO₂. Les dispositifs de prélèvement ont été disposés à l'intérieur des bureaux à une hauteur de 1,5 mètres. Pour les mesures extérieures, réalisées simultanément, les échantillonneurs étaient situés à la hauteur de la prise d'air frais sur le toit de l'immeuble climatisé et sur la façade extérieure près d'une fenêtre d'un bureau situé au 6^{ème} étage du bâtiment non climatisé. Les mesures ont été effectuées simultanément dans les 2 immeubles pendant des périodes d'activité et d'occupation des bureaux

normales. Les polluants gazeux ont été mesurés uniquement dans un seul des trois bureaux de chaque immeuble.

Les concentrations moyennes en NO₂ à l'intérieur des 2 types d'immeubles ne diffèrent pas significativement (tableau 15). Elles sont généralement inférieures à celles mesurées à l'extérieur.

Tableau 15 : Comparaison des teneurs moyennes mesurées à l'intérieur de deux bâtiments parisiens différents par leur systèmes de ventilation (test de Wilcoxon)

	n (paires)	Climatisation		Ventilation naturelle		p
		moyenne	ET	moyenne	ET	
NO ₂ (ppb)	8	30,5	24,3	27,5	12,6	NS

Une comparaison temporelle des ratios NO₂ intérieur / NO₂ extérieur montre, quelle que soit la saison, que les teneurs mensuelles moyennes à l'intérieur des bureaux ventilés naturellement sont plus élevées que dans les bureaux climatisés. Les auteurs ne concluent cependant pas à une influence quelconque du système de climatisation, la pollution intérieure en NO₂ étant a priori fortement dépendante des sources internes de ce polluant gazeux (Saude 1993).

3.3.4. Les études relatives à plusieurs types de locaux

De novembre 1999 à octobre 2000 (**Paris, Le Moullec, 101 logements et lieux de travail, 1999-2000**), le Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris a procédé à l'évaluation de l'exposition personnelle au dioxyde d'azote auprès d'un échantillon de 101 internes en pharmacie franciliens. Des mesurages à l'intérieur du domicile et du lieu de travail ont été couplés aux mesurages individuels (Dusseaux 2000). Des mesures extérieures, à proximité immédiate du domicile, ont également été effectuées.

Les internes ont été choisis comme représentants d'une population de jeunes franciliens actifs dont les lieux de résidence et d'activité professionnelle sont assez diversifiés. Après tirage au sort parmi les 528 internes en pharmacie de la région Ile de France, 138 sujets ont été sollicités afin de participer à cette étude. 101 internes, répondant aux critères d'inclusion (travailler et habiter dans la région Ile de France et être non fumeur) ont accepté de participer. Les mesures micro-environnementales ont été réalisées en continu pendant 48 heures au cours de jours ouvrés à l'aide de capteurs passifs (type Ogawa). A l'intérieur de l'habitat, le dispositif de prélèvement était situé dans le séjour ou la chambre à coucher. L'environnement professionnel (milieu hospitalier) était évalué par un dispositif placé dans la pièce où le participant déclarait passer la majorité de son temps.

Au sein de cet échantillon de moyenne d'âge de 26,9 ans ($\pm 2,2$ ans), 57 % des participants résident dans Paris *intra muros*, 36 % dans la petite couronne et seulement 7 % habitent la grande couronne. Une très large majorité occupe un appartement situé le plus souvent au 2^{ème} étage. Les internes exercent majoritairement leurs fonctions dans un établissement hospitalier (service de pharmacie, laboratoire). Les autres locaux professionnels peuvent être assimilés à des bureaux (facultés, services administratifs...).

La concentration moyenne en NO₂ observée à l'intérieur des domiciles (n = 94) est de 28,9 ± 10,2 µg/m³ (médiane = 28,5 µg/m³; étendue : 12 à 56 µg/m³). Les teneurs moyennes sont significativement plus élevées dans les habitats possédant un chauffage et/ou un chauffe-eau à gaz que dans les foyers possédant un équipement électrique. S'il n'existe pas de différence en fonction de la présence ou non de fumeurs dans le logement, l'utilisation d'une cuisinière à gaz contribue à l'augmentation des teneurs intérieures (34,4 *versus* 27,2 µg/m³). Les concentrations dans les logements situés dans Paris *intra-muros* sont significativement plus élevées que celles relevées en banlieue (30,4 *versus* 26,8 µg/m³). De façon similaire, les teneurs en NO₂ à proximité immédiate du logement sont significativement plus élevées dans Paris (59,2 *versus* 51,3 µg/m³). On soulignera que toutes localisations confondues, les concentrations extérieures sont supérieures à celles observées à l'intérieur de l'habitat (55,9 *versus* 28,9 µg/m³). A l'exception d'un seul cas, le rapport teneur intérieure/teneur extérieure est toujours inférieur à 1 (en moyenne ce rapport est égal à 0,5 en absence de sources intérieures). Un modèle de régression linéaire multiple a montré que les teneurs à l'intérieur des logements sont influencées par la teneur extérieure en NO₂, le temps d'utilisation d'une cuisinière à gaz et la hauteur de l'étage du logement.

La concentration moyenne mesurée dans le milieu professionnel des internes est de 47,2 ± 15,7 µg/m³ (médiane = 28,5 µg/m³; étendue = 16 – 94 µg/m³; n = 97). Il n'existe pas de différence selon la répartition géographique des locaux (Paris/banlieue). Les teneurs en NO₂ dans le milieu professionnel sont corrélées aux teneurs extérieures, au temps d'ouverture des fenêtres et à l'utilisation d'un bec bunsen. Les teneurs observées dans les hôpitaux sont significativement plus élevées que celles mesurées dans les autres services. De manière analogue à ce qui avait été observé dans les logements, il n'existe pas de différence significative en fonction du tabagisme passif, mais les concentrations mesurées dans les locaux où l'usage d'un bec bunsen est fait sont significativement supérieures à celles mesurées dans les autres locaux (63,3 *versus* 45,8 µg/m³). Ces travaux, menés exclusivement en période hivernale, n'ont pas permis d'étudier l'effet de la saison sur les concentrations intérieures.

Ces derniers mois (**Paris, Le Moullec, 62 logements et 62 bureaux, 1999-2000**), le Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris a mené une étude similaire à la précédente, visant cette fois à évaluer l'exposition individuelle au NO₂ et la contribution de divers micro-environnements au sein d'une population francilienne du secteur tertiaire (Mosqueron 2000). Simultanément aux mesurages individuels, menés en continu pendant 48 heures avec des capteurs passifs type Ogawa, des mesurages ont été effectués sur le même pas de temps dans les logements et dans le milieu de travail des participants (immeubles de bureaux) à l'aide des mêmes dispositifs.

En raison des difficultés pour recruter un échantillon représentatif de la population générale parisienne, il a été retenu de mener cette étude au sein d'une population représentative du secteur d'activité majoritaire en Ile de France, le secteur tertiaire. La population cible est une administration importante de la mairie de Paris. Afin de répondre à des critères de représentativité, un tirage au sort a été effectué à partir du fichier du personnel de cette administration. Parmi les 280 sujets tirés au sort, 62 personnes répondant aux critères d'inclusion (être en période d'activité professionnelle, résider à Paris ou en petite couronne, être non fumeur), ont accepté de participer. L'ordre de passage des sujets a également été déterminé par tirage au sort afin de se situer dans des conditions représentatives de leur mode de vie. Cette étude a été planifiée sur un an afin d'étudier un éventuel effet saisonnier (novembre 1999 à octobre 2000).

Les mesures à l'intérieur des logements et des bureaux ont été effectuées en continu pendant 48 heures au cours de jours ouvrés. Le dispositif de prélèvement du domicile était situé dans le séjour et dans la pièce où l'individu passait la majorité de son temps dans l'environnement professionnel. Une faible majorité (56,4 %) des participants vit à Paris *intra muros*. Le foyer type

de cette étude est constitué de 2 à 3 personnes vivant dans un appartement (95,2 % des logements) situé au 4^{ème} étage. Tous les sites professionnels sont situés dans Paris *intra muros*.

Cette étude a montré qu'environ 75 % de l'exposition individuelle au NO₂ pouvait être expliquée par les concentrations à l'intérieur du domicile et à l'intérieur du bureau. Les concentrations dans les habitats sont en moyenne significativement moins élevées que celles des bureaux (35,1 ± 13,7 *versus* 44,9 ± 16,0 µg/m³). Les concentrations extérieures estimées sur la même période de mesure à partir des 2 stations de fond du réseau de surveillance de la qualité de l'air les plus proches du domicile et du lieu de travail, sont plus élevées (59,4 ± 14,7 µg/m³) que les concentrations à l'intérieur des bâtiments. Il existe cependant une corrélation significative entre la concentration extérieure et les concentrations intérieures.

A l'intérieur des domiciles, il n'a pas été observé de différence en fonction de la saison (moyenne hivernale = 35,3 ± 16,3 µg/m³, n = 32 ; moyenne estivale = 35,0 ± 10,4 µg/m³, n = 30), ou en fonction de la localisation géographique (Paris *intra muros* : moyenne = 35,7 ± 10,0 µg/m³, n = 35 ; banlieue : moyenne = 34,4 ± 17,8 µg/m³, n = 27). Les concentrations dans les habitats comprenant un chauffe-eau individuel au gaz sont plus fortes que dans les autres logements (40,0 *versus* 33,2 µg/m³ ; p = 0,08). De la même façon, la présence d'une cuisinière à gaz augmente les teneurs intérieures en NO₂ (38,0 *versus* 31,4 µg/m³ ; p = 0,06). Il existe une relation significative entre le temps d'utilisation de la cuisinière à gaz et les concentrations intérieures en dioxyde d'azote. Il n'a pas été mis en évidence de différence selon la présence ou non d'une hotte aspirante dans les cuisines ou selon la présence ou non de fumeurs dans l'habitat. Il n'existe pas de différence significative entre les niveaux intérieurs des domiciles subissant une exposition au trafic automobile nulle ou faible et les domiciles moyennement ou fortement exposés au trafic. On déplorera cependant que l'estimation de l'exposition au trafic par auto-questionnaire manque de précision. Les teneurs en dioxyde d'azote à l'intérieur des domiciles semblent donc principalement influencées par la teneur extérieure et le temps d'utilisation de la gazinière.

Concernant les concentrations à l'intérieur des bureaux, des observations très semblables à celles présentées pour l'habitat ont été décrites : il n'a pas été mis en évidence d'effet saisonnier, pas de différence selon l'exposition au trafic automobile, pas de différence selon le tabagisme passif. Les concentrations en NO₂ dans les bureaux sont significativement supérieures à celles observées dans l'habitat ce qui peut paraître surprenant lorsque l'on sait que l'un des principaux déterminants des concentrations intérieures en NO₂, c'est à dire la présence de systèmes de combustion à gaz, est a priori absent dans les bureaux. Selon ces résultats, les teneurs à l'intérieur des bureaux sont partiellement expliquées par la pollution extérieure de fond et la hauteur de l'étage. La relation inverse observée entre la hauteur de l'étage et la concentration intérieure pourrait être un reflet indirect du trafic de proximité.

Très récemment, l'école des mines de Douai (**Lille, Plaisance, 31 logements et autres immeubles collectifs, 2001**) a développé des échantillonneurs passifs avec une sensibilité suffisante pour permettre la réalisation de mesurages sur de courtes périodes, de l'ordre d'une heure⁸. Ces dispositifs ont été utilisés pour évaluer l'exposition personnelle au NO₂ de volontaires lillois et estimer la contribution des divers micro-environnements fréquentés dans la vie quotidienne dans les niveaux d'exposition personnelle.

⁸ Ces échantillonneurs seraient 45 fois plus sensibles que les tubes de Palmes (Minguy et al 2001).

Ce nouvel échantillonneur est composé d'une cartouche poreuse (ce qui augmente la surface d'absorption) imprégnée d'une solution aqueuse de triéthanolamine placée dans un cylindre présentant deux ouvertures à chacune de ses extrémités. Après exposition, le NO₂ est dosé par chromatographie ionique. Les caractéristiques de l'échantillonneur et de la méthode analytique ont permis de diminuer la limite de détection à 11 µg/m³ pour un échantillonnage d'une heure.

Une étude pilote a permis d'évaluer ces dispositifs auprès de 31 volontaires vivant dans la région lilloise. Ils ont été équipés d'échantillonneurs au cours de 2 périodes de 24 heures (1 durant le week-end, l'autre pendant la semaine). Quatre micro-environnements ont été étudiés : le domicile, les autres milieux intérieurs (bureaux et immeubles collectifs), les transports et l'extérieur. Lorsque les sujets changeaient de micro-environnement, ils procédaient eux-mêmes au changement de cartouche. Les premiers résultats montrent que les plus fortes concentrations ont été mesurées dans les transports (moyenne de l'ordre de 80 µg/m³ la semaine, 50 µg/m³ le week-end). Les teneurs observées dans les domiciles (moyenne de l'ordre de 15 µg/m³ en semaine comme le week-end) sont moins élevées que celles relevées dans les locaux collectifs (moyenne de l'ordre de 30 µg/m³ en semaine, 40 µg/m³ le week-end). Ceci semble lié au plus faible taux de ventilation dans les habitats et à une plus forte exposition au tabagisme dans les immeubles collectifs (Piechocki 2001). Par ailleurs, ces résultats préliminaires ont montré que les divers micro-environnements intérieurs contribuent à une hauteur d'environ 78 % à l'exposition individuelle au NO₂ intégrée sur 24 heures. Malgré des périodes d'échantillonnages et un protocole différents, ce résultat est quasiment similaire à celui décrit dans l'étude précédente puisque l'on y observait sur des mesures en continu pendant 48 heures que 75 % de l'exposition individuelle pouvait être expliquée par les concentrations à l'intérieur des domiciles et des bureaux. Une présentation plus complète des résultats de l'étude de l'école des Mines de Douai devrait faire l'objet d'une publication dans les mois prochains.

Tableau 16 : Synthèse des principaux résultats des études françaises relatives à la pollution intérieure en NO₂

Auteur (année)	Ville	Saison	Mesures répétées	Durée prélèvement	Mode recrutement / population	Méthodologie	N	Type de local	Résultats
Blondeau (2001)	La Rochelle	Hiver + printemps/été	Acquisition de données toutes les 10 minutes	15 j	Sélection géographique et sur les caractéristiques du bâti	Actif (analyseur AC 31 M)	8	Ecoles	$C_{int} < C_{Ext}$ (ratio $\approx 0,9$) (résultats préliminaires)
Piechocki (2001)	Lille	?	Oui (1 en semaine + 1 le week-end)	Pendant la présence au cours d'une journée	Volontariat	Echantillonneur passif « école des mines de Douai »	31	Habitat Autres milieux collectifs intérieurs	De l'ordre de $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (résultats préliminaires)
Dusseau (2000)	Paris	Hiver	Non	48 h	Tirage au sort Internes en pharmacie	Passif (Ogawa)	94 97	Habitat Lieu de travail (hôpital)	$28,9 \pm 10,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $47,2 \pm 15,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Mosqueron (2000)	Paris	Hiver + été	Non	48 h	Tirage au sort Fonctionnaires de la ville de Paris	Passif (Ogawa)	62 62	Habitat Bureaux	$35,1 \pm 13,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $44,9 \pm 16,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Saintot (2000)	Paris	Hiver + automne	Non	5 j	Cohorte SUVIMAX	Passif (Palmes)	154 139	Habitat	Hiver : $43,0 \pm 26,1$ Automne : $43,8 \pm 20,6$
Parat (1997)	Paris	1 an	Oui (8)	?	Sélection d'1 immeuble climatisé et 1 immeuble à ventilation naturelle	Actif (analyseur AC 30M)	16	Immeubles de bureaux	Climatisation : $30 \pm 24,3$ (ppm) Ventilation naturelle : $27,5 \pm 12,6$ (ppm)
Gerber (1996)	Montpellier	Juillet à octobre	Non	5 j	Volontariat (Population périurbaine)	Passif (Palmes)	58	Habitat (salon) Lieu de travail (centre de recherche)	Distance / axes routiers > 100 m : $12,7 \pm 11,8$ 50-100m : $28,0 \pm 19,6$ < 50 m : $35,4 \pm 23,4$ $7,0 \pm 4,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Gerber (1996)	Montpellier	Novembre à juin	Non	5 j	Volontariat (Chauffeurs de bus)	Passif (Palmes)	47	Habitat	Présence d'une gazinière : $25,0 \pm 14,7$ Absence de gazinière : $16,2 \pm 14,9$
Gerber (1996)	Montpellier	Mars à octobre	Non	14 j	Volontariat (Population urbaine)	Passif (Palmes)	56	Habitat	Présence d'une gazinière : $34,1 \pm 16,2$ Absence de gazinière : $17,5 \pm 10,5$
Laurent (1993)	Paris	1 an	Non	15 j 7 j	Sélection géographique et sur les caractéristiques du bâti	Actif Passif (Palmes)	10	Ecoles + crèches	9 – 33 ppb
Barguil (1990)	Paris	Hiver + été	Oui (2)	?	Volontariat	Actif	51	Habitat	$33 \mu\text{g}/\text{m}^3$

3.4. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Annesi-Maesano I, Oryszczyn MP, Godin J, Taytard A, Tunon de Lara JM, Charpin D, Vervloet D, Laurent AM et Le Moullec Y. Impact de la pollution de l'air à l'intérieur et à l'extérieur des locaux sur la santé respiratoire et allergique de l'enfant dans des zones diverses de la France. Rapport intermédiaire 2000.

Barguil S, Le Moullec Y, Person A, Laurent AM, Festy B. Chemical characterisation of indoor air quality in Parisian homes. *Aerobiologia* 1990;6:28-31.

Bernard N, Saintot M, Astre C, Gerber M. Personal exposure to nitrogen dioxide pollution and effect on blood antioxidants. *Arch Environ Health* 1998 ; 53 : 122-128.

Blondeau P, Iordache V, Ghiaus C, Caini F. Etude de l'impact de la pollution atmosphérique sur l'exposition des enfants en milieu scolaire. Recherche de moyens de prédiction et de protection. Programme Primequal. 2^{ème} rapport intermédiaire, janvier 2001.

Blondeau P, Iordache V, Longuet E. Etude de l'impact de la pollution atmosphérique sur l'exposition des enfants en milieu scolaire. Recherche de moyens de prédiction et de protection. Programme Primequal. 1^{er} rapport intermédiaire, juin 2000.

Derbez M. Projet d'étude "Sentinelles de l'Air". *Pollution atmosphérique* 2001 ; 170 : 161.

Dusseaux M. Evaluation de l'exposition individuelle au dioxyde d'azote : étude auprès des internes en pharmacie de la région Ile-de-France. Mémoire du diplôme d'études spécialisées de pharmacie industrielle et biomédicale. Juillet 2000.

Garcia-Fourque S., Plaisance H. Houdret J.L., Mathe F., Galloo JC., Guillermo R. Performances des tubes à diffusion pour la mesure de l'ozone, du dioxyde d'azote et du dioxyde de soufre dans l'air ambiant. *Pollution atmosphérique* 1999 ; 163 : 89-96.

Gerber M, Bernard N, Astre C, Saintot M, Goulevitch R. Mesures de l'exposition individuelle et recherche de marqueurs biologiques de la pollution par NO₂ et O₃. Référence n° 9593019. Programme Primequal. Rapport d'activité 1995-1996.

Laurent AM, Person A, Petit-Coviaux F, Le Moullec Y, Festy B. Chemical characterization of indoor air quality inside schools in Paris. *Proceedings of Indoor Air'93*. Helsinki, Finlande, juillet 1993 ; vol 3 : 23-28.

Minguy A, Plaisance H, Gallo JC, Guillermo R. Laboratory tests for the development of a new high uptake rate passive sampler for nitrogen dioxide measurements. Acte de congrès. *Air pollution IX*, Ancone, Italie. Septembre 2001.

Momas I. Effets de la pollution atmosphérique urbaine d'origine automobile sur l'inflammation nasale chez l'enfant. Appel d'offres Primequal-Predit 1999.

Mosqueron L. Evaluation de l'exposition individuelle au dioxyde d'azote au sein d'une population parisienne du secteur tertiaire. Thèse de docteur en pharmacie. 2000.

Parat S, Perdrix A, Baconnier P. Etude des relations entre climatisation, micro-organismes aéroportés et santé. *Bull Acad Natle Med* 1999;183 (2) :327-344.

Parat S, Perdrix A, Fricker H, Saude I, Grillot R, Baconnier P. Multivariate analysis comparing microbial air content of an air conditioned building and a naturally ventilated building over one year. *Atmospheric Environment* 1997 ; 31 : 441-449.

Piechoki-Minguy A, Plaisance H, Galloo JC, Guillermo R. Development and application of a new high uptake rate passive sampler intended to analyse NO₂ personal exposure. Conférence internationale sur l'échantillonnage passif. Montpellier, septembre 2001.

Saintot M, Bernard N, Astre C, Galan P, Hercberg S, Gerber M. Expositions au dioxyde d'azote et à l'ozone d'une population de l'Ile de France. Rev Epidemiol de Santé Publ. 2000 48 (2) : 2S54-61.

Saude I, Loewenstein JC, Millancourt B, Soreau S, Parat S. Indoor air quality : comparing an air conditioned building and a naturally ventilated building. Proceedings of Indoor Air'93. Helsinki, Finlande, juillet 1993 ; vol 2 : 87-92.

Zmirou D, Pin I, Gauvin S, Labbe A, Glandier Y, Albertini M, Grimfeld A, Momas I, Bremont F. Asthme de l'enfant et transports : Etude VESTA. Rapport intermédiaire 1999.

4. MONOXYDE DE CARBONE

4.1. SOURCES

Le monoxyde de carbone (CO) est formé lors des combustions incomplètes. Les sources principales de CO dans l'air intérieur des bâtiments sont les appareils et installations de chauffage, de production d'eau chaude et de cuisson. Leur dysfonctionnement, parfois associé en plus à une mauvaise ventilation, peut entraîner des concentrations dans l'air intérieur très élevées : l'intoxication oxycarbonée est la première cause d'accident domestique mortel en France. En 1998, elle a provoqué 214 décès et plus de 4 000 hospitalisations en France (LCP 1999). La contribution de l'air extérieur dans les teneurs en monoxyde de carbone à l'intérieur des locaux reste négligeable, même en proximité immédiate du trafic automobile, en comparaison à celle du milieu domestique.

4.2. METHODES DE PRELEVEMENT ET D'ANALYSE

Comme pour la plupart des autres polluants gazeux, le monoxyde de carbone peut être mesuré de façon passive ou active. Il existe des analyseurs automatiques, basés sur le principe de l'absorption infra rouge (IR) ou sur la détection par cellule électrochimique.

Dans le premier cas, les molécules de CO présentes dans l'échantillon absorbent partiellement l'énergie lumineuse émise par une source IR et l'intensité restante est mesurée par un détecteur IR. La concentration de CO contenu dans l'échantillon est ensuite calculée selon la loi de Beer-Lambert.

Dans le second type d'analyseur, l'air devant être mesuré entre par diffusion dans une cellule de mesure chimique. Sur l'anode, l'oxydation du CO en CO₂ libère des ions H⁺ et des électrons. Le courant ainsi généré entre l'anode et la cathode est directement proportionnel à la concentration en CO présent dans l'air mesuré. Le courant du capteur est ensuite amplifié et la concentration est directement lisible ou enregistrable avant de pouvoir être transférée sur un ordinateur. Ces analyseurs présentent l'avantage d'être petits donc portatifs, ont un coût réduit et ne font aucun bruit. Ils comportent une batterie dont l'autonomie peut atteindre plusieurs jours.

Les mesures de CO peuvent aussi se faire à l'aide de tubes contenant un matériau solide imprégné d'un réactif qui réagit par virage de la coloration. Cette mesure peut être ponctuelle en actif (pompage de l'air à travers le tube) ou intégrée dans le temps en passif (tube à diffusion). Il suffit de casser l'embout du tube et de le laisser en place pendant une durée allant généralement de 1 à 8h. Cette technique est simple mais est considérée comme imprécise. La concentration de CO se lit directement sur une échelle imprimée sur le tube (ou est obtenue en divisant la valeur lue par le temps de prélèvement dans le cas de mesure passive).

Pour des mesures d'air intérieur chez des particuliers, la technique présentant le meilleur compromis précision / encombrement / prix semble être celle utilisant des analyseurs portatifs électrochimiques. L'emplacement des analyseurs est choisi en fonction de sa représentativité de l'air intérieur. La vitesse de l'air n'a pas d'influence sur les analyseurs. Le domaine de validité en température est très large (-20°C à +50°C) et l'humidité relative doit être comprise entre 10 et 95%. La durée totale de la mesure est fonction de l'autonomie maximale de la batterie (de 48 heures à 1 semaine suivant les fabricants). La fréquence des points de

mesure, déterminée par l'utilisateur, est limitée par le nombre maximal de données enregistrables (ce qui peut aboutir à une mesure ponctuelle toutes les 12 secondes, par exemple, pour une durée totale de mesure de 24 heures).

4.3. LES ETUDES FRANÇAISES

Le Laboratoire Central de la Préfecture de Police de Paris (LCP) procède depuis de nombreuses années à la mesure du CO dans les logements franciliens à la suite d'intoxications oxycarbonées ou de nuisances et plaintes de la part des occupants. Le LCP ne réalise pas ou exceptionnellement de mesures dans des conditions de vie normales. Il ne dispose pas à ce jour de base de données.

La majeure partie des informations, disponibles sous forme de rapports annuels du LCP (Delaunay Claudie), ne concerne donc que les données micro-environnementales recueillies dans des situations d'intoxications. En accord avec le CSTB, nous n'avons pas procédé au recueil de ces informations qui témoignent uniquement de conditions accidentelles.

En dehors des situations d'intervention après intoxication oxycarbonée, il existe peu d'études ciblées sur la contamination chronique par le CO à l'intérieur des bâtiments. Seules quelques équipes ont effectué des mesures de CO, principalement dans les établissements scolaires et les bureaux, dans le cadre d'études ayant une approche « multipolluant ». Le CO ne constituant pas la problématique centrale de ces études, les informations relatives à ce polluant (méthodologie, résultats...) sont généralement peu détaillées.

Dans des conditions de vie et d'activités normales, les teneurs de CO mesurées dans les établissements scolaires et les immeubles de bureau sont généralement peu élevées. Elles sont augmentées par la présence de fumeurs, la proximité d'axes automobiles à fort trafic.

Aucune étude dans l'habitat dans des conditions normales de vie n'a été recensée. Parmi les projets actuellement en cours, seules les "Sentinelles de l'Air" (projet coordonné par l'APPA) ont prévu une évaluation de l'exposition au monoxyde de carbone dans les logements.

Tableau 17 : Etudes françaises relatives à la pollution intérieure par le monoxyde de carbone

Auteur	Année	Etat d'avancement	Ville	Type de local	Saison	Durée prélèvement	Mode recrutement / population	Méthodologie	n (effectif)
Derbez (2001) <i>Sentinelles de l'air, APPA.</i>	2001-2005	En cours	Dunkerque Lille Marseille Grenoble	Habitat	Hiver + été	?	Volontariat	?	30 / ville
Kirchner (1995)	1994	Final	Paris	Immeubles de bureaux	Février-Mai	9 heures en continu + mesures instantanées sur 15-20 minutes	Immeubles	Analyseur automatique (Ambiomètre®) Tubes Drager	6
Richalet (1993)	1993	Final	Lyon	Collèges	Hiver + été	Toutes les 4 minutes + Moyennes horaires	Bâtiments différent par leur système de climatisation	Drager Analyseur automatique (spectrophotomètre IR, Berly 100)	2
Parat (1999)	1992	Final	Paris	Immeubles de bureaux	1 an	?	Immeubles différent selon ventilation	Analyseur automatique (spectrophotomètre IR, Ultramat 22)	2
Vincent (1997)	1992	Final	Paris	Immeubles de bureaux	?	?	Immeubles différent selon ventilation	?	3
Laurent (1993)	1990-1991	Final	Paris	Ecoles + crèches	1 an	Continu	Critères géographiques + caractéristiques du bâti	Analyseur automatique (spectrophotomètre IR)	10
Grimaldi (1992)	1990 ?	Final	Marseille	Ecole maternelle + université	Hiver + été	?	?	Analyseur automatique (spectrophotomètre IR, A1.33)	2
Mouillesseaux (1993)	1986-1991	Final	Paris	Immeubles de bureaux	?	?	Immeubles climatisés	Spectrophotométrie IR	112

4.3.1. Les études dans l'habitat

Le projet baptisé "Sentinelles de l'Air", coordonné par l'APPA (**Dunkerque, Lille, Marseille et Grenoble, Derbez, 30 logements par ville, 2001-2005**) a pour objectif, entre autre, d'évaluer l'exposition individuelle au CO de sujets volontaires résidant dans 4 agglomérations urbaines françaises (Dunkerque, Lille, Marseille, Grenoble). Parallèlement à cette évaluation de l'exposition individuelle, des mesures de la pollution de l'air à l'intérieur des logements des volontaires seront réalisées avec les mêmes dispositifs de prélèvement. Deux campagnes de mesures (printemps-été et hiver) seront menées au cours des années 2001-2002 puis 2004-2005. Une trentaine de mesures par ville et par campagne sont prévues. Ceci devrait permettre de suivre la variation de l'exposition dans le temps et dans l'espace.

Les résultats de la 1^{ère} campagne de mesurage (printemps-été 2001), considérée comme une étude de faisabilité, devraient être disponibles au cours du premier trimestre 2002 auprès de l'APPA. Elle a mobilisé 170 sujets dans les 4 villes. Le CO a été suivi uniquement à Dunkerque, Lille et Marseille. Pour les futures campagnes, toujours basées sur le volontariat, une trentaine de mesures par ville et par saison devraient être réalisées (Derbez 2001).

4.3.2. Les études dans les écoles et les crèches

Au début des années 1990 (**Paris, Laurent, 6 écoles primaires et 4 crèches, 1990-1991**), une étude en région parisienne a permis de caractériser la qualité de l'air à l'intérieur de bâtiments scolaires sélectionnés selon des critères d'environnement extérieur, d'âge des bâtis, type de chauffage...

De janvier 1990 à avril 1991, le monoxyde de carbone a été mesuré en continu dans 10 établissements scolaires (6 écoles primaires et 4 crèches) pendant deux semaines à l'aide de dispositifs de prélèvement actifs (analyseur automatique à spectrophotométrie infra rouge). Les niveaux de contamination intérieure en poussières, oxydes d'azote, ammoniac, aldéhydes-cétones, hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM) et composés organiques volatils (COV) ont également été mesurés. Les teneurs à l'extérieur des bâtiments ont été mesurées simultanément à l'aide des mêmes dispositifs (Laurent 1993).

Cette étude a montré que les concentrations moyennes journalières en CO sont moins élevées à l'intérieur des bâtiments qu'à l'extérieur ($< 1 - 2$ ppm *versus* $< 1 - 4$ ppm). Les différences observées entre les écoles sont essentiellement dues à la proximité du trafic automobile. Les concentrations intérieures horaires maximales (10 ppm) ont été mesurées dans une classe située à proximité d'un axe routier important. Les concentrations maximales à l'extérieur du bâtiment s'élevaient alors à 16 ppm.

A la même époque, (**Marseille, Grimaldi, 1 école maternelle et une université, 1992**), une évaluation de l'exposition au monoxyde de carbone a été effectuée dans une salle de classe d'école maternelle et un amphithéâtre de l'université de Marseille. Outre le CO, les aldéhydes totaux, l'acétaldéhyde, le formaldéhyde, les particules totales et certains métaux ont été mesurés simultanément. Les conditions de confort ont été contrôlées par enregistrement de la température et de l'hygrométrie. Deux campagnes de mesures ont été effectuées au cours de périodes avec chauffage (en janvier dans l'école et en novembre-décembre dans l'amphithéâtre) et sans chauffage (en octobre) (Grimaldi 1992).

La salle de classe était située dans une école maternelle implantée dans une zone urbaine et industrielle de la banlieue nord de Marseille. Trois sites de mesure ont été retenus : un à l'intérieur de la classe et deux à l'extérieur (dans la cour de récréation et en bordure de rue). L'amphithéâtre de la faculté de pharmacie de Marseille, située dans le centre de la ville près d'axes routiers à grande circulation, est au rez de chaussée. Comme pour l'école, 3 postes de prélèvement ont été utilisés (1 dans l'amphithéâtre, 2 à l'extérieur en bordure du boulevard).

Le CO a été mesuré en continu par un auto-analyseur (Icare, Rack Franix 6580, A1.33) basé sur l'absorption non sélective dans l'infra rouge. Il n'a pas été prélevé au cours de la période sans chauffage lors de l'étude sur l'école maternelle.

Durant la période de chauffage, à l'extérieur comme à l'intérieur de la salle de classe, la pollution oxycarbonée est faible. Près de 90 % des mesures intérieures sont inférieures à 2 ppm. A l'intérieur et l'extérieur, on trouve respectivement 1,1 et 0,7 % des valeurs au dessus de 20 ppm. On observe une légère production intérieure de CO dans la classe, en relation avec le chauffage au gaz naturel, mais le système d'évacuation et l'aération sont efficaces.

En période sans chauffage, à l'intérieur comme à l'extérieur de l'amphithéâtre, la majorité des prélèvements est inférieure à 2 ppm (respectivement 85,5 et 72,7 %). Seules 0,46 et 0,20 % des valeurs sont supérieures à 20 ppm. A l'extérieur, la production de CO s'explique par le fort trafic automobile de proximité sur le boulevard adjacent. Outre la pénétration depuis l'extérieur, il y a une production de CO à l'intérieur de l'amphithéâtre vraisemblablement en relation avec la fumée de tabac, certains étudiants fumant durant les inter-cours dans les locaux.

En période de chauffage, la pollution oxycarbonée est plus atténuée aussi bien à l'intérieur qu'à l'extérieur de l'amphithéâtre. Un nombre plus important de mesures est compris entre 0 et 2 ppm (94,5 et 80,4 %). A l'intérieur, aucune valeur n'excède les 20 ppm et à l'extérieur 0,3 % des valeurs seulement sont supérieures à 20 ppm. La production de CO à l'intérieur reste donc faible malgré les cigarettes qui y sont fumées, en raison peut être de la bonne ventilation du local.

Malgré la présence de sources intérieures de production de CO, chauffage au gaz dans la salle de classe et fumée de cigarettes dans l'amphithéâtre, les niveaux de pollution oxycarbonée à l'intérieur de ces locaux sont relativement peu élevés probablement en raison d'une bonne ventilation des locaux.

Pendant les périodes de non-occupation de la salle de classe et de l'amphithéâtre (samedi et dimanche), 100 % des mesures sont inférieures à 2 ppm.

Tableau 18 : Distribution des teneurs en CO à l'intérieur et l'extérieur d'une salle de classe et d'un amphithéâtre

	Salle de classe d'école maternelle		Amphithéâtre			
	Période avec chauffage		Période avec chauffage		Période sans chauffage	
	Intérieur	Extérieur	Intérieur	Extérieur	Intérieur	Extérieur
0 – 2 ppm	88,2	92,2	94,6	80,4	85,5	72,7
2 – 10 ppm	6,8	5,2	5,1	18,6	14,1	26,5
10- 20 ppm	3,8	1,8	0,3	0,7	0,26	0,51
> 20 ppm	1,1	0,7	-	0,3	0,46	0,2

Une campagne de mesures (*Lyon, Richalet, 2 collèges, 1993*) associant le Laboratoire des Sciences de l'Habitat du CETE de Lyon et le Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Lyon, a été réalisée en 1993 dans 2 collèges de la région lyonnaise. L'objectif poursuivi était de mettre en relation la qualité de l'air dans ces salles d'enseignement avec la présence ou non d'un système de ventilation mécanique et l'ouverture des fenêtres (Richalet 1993). L'un des collèges, récent, était muni d'un système de ventilation double flux. L'autre, construit en 1984 et situé en centre ville, ne comporte pas de dispositif spécifique.

Dans chaque établissement, 2 salles de classe quasi identiques, contiguës et de même exposition ont été retenues. Pour chaque établissement, on distingue une campagne de mesure hivernale (février et mars 1993) et une campagne estivale (mai 1993).

Couplé aux mesures intérieures de CO et CO₂, un enregistrement de la température et de l'humidité relative a été effectué. Les teneurs en oxydes de carbone ont été mesurées toutes les 4 minutes à l'aide d'un Multiwan IND CO₂/CO (Drager) ou en valeurs horaires au moyen d'un spectrophotomètre infra-rouge (type BERLY100) pour l'une des 2 classes de chaque collège.

Les concentrations en CO dans les salles de classe sont généralement très faibles, toutes inférieures à 4 ppm. En l'absence de source de pollution intérieure spécifique (fumée de tabac notamment), le CO provient donc vraisemblablement de l'extérieur avec un taux de pénétration faible.

4.3.3. Les études dans les immeubles de bureaux

La qualité de l'air intérieur dans 112 immeubles de bureaux de la région parisienne équipés de systèmes de climatisation a été évaluée par le Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris entre les années 1986 et 1991 (*Paris, Mouillesseaux, 112 immeubles de bureaux, 1986-1991*). Les conditions de confort, estimées par la température et le degré d'humidité relative, ont été complétées par des mesures de CO et de CO₂. Les concentrations particulières et la qualité microbiologique (bactérienne et fongique) des bâtiments ont également été étudiées (Mouillesseaux 1993).

Les prélèvements aériens en vue de la mesure des oxydes de carbone ont été effectués à l'aide de sacs tedlar et analysés au laboratoire par spectrophotométrie infra-rouge. L'ensemble des prélèvements a été effectué à une hauteur comprise entre 0,8 et 1,5 mètre du sol. Un nombre variable d'échantillons a été prélevé dans chaque immeuble en fonction du nombre d'occupants, du système de ventilation...

Sur l'ensemble des immeubles, la concentration moyenne en CO est relativement peu élevée ($2,0 \pm 1,6$ ppm) avec des teneurs variant de 0 à 12 ppm. Les concentrations en CO rencontrées dans les bureaux en fonction de la présence ou non de fumeurs sont présentées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 19 : Teneurs moyennes en CO dans les bureaux en fonction de la présence ou non de fumeurs

	n	CO (ppm)
<i>Présence de fumeurs</i>	112	$2,4 \pm 1,6$
<i>Absence de fumeurs</i>	262	$2,1 \pm 1,6$

Une étude menée par l'Institut de Médecine du Travail et de l'Environnement de Grenoble en collaboration avec la Direction des Etudes et Recherche d'EDF (*Paris, Perdrrix, 2 immeubles différents par leur système de ventilation, 1992*), a permis de mesurer les concentrations en CO à l'intérieur de 2 immeubles d'âge et d'activité identiques mais différant par leur système de ventilation.

Un immeuble climatisé et un immeuble naturellement ventilé ont été sélectionnés. Au cours de 8 campagnes échelonnées sur un an (janvier, février, avril, mai, juillet, septembre, octobre et décembre 1992), des mesures de CO mais aussi de NO₂, NO, composés organiques volatils et aérobiocontaminants ont été effectuées simultanément sur les deux sites dans trois bureaux et dans l'air extérieur de chaque immeuble (Saude 1993, Parat 1999).

Distants de 1 km, les deux immeubles sélectionnés étaient situés dans le centre de Paris (à proximité de la place de l'Etoile). L'un était équipé d'un système central de chauffage, ventilation et air conditionné (AC), l'autre était naturellement ventilé (VN). Tous deux étaient d'âge similaire (25-30 ans) et accueillait des travailleurs du secteur tertiaire. Dans chaque immeuble, trois bureaux ont été retenus en raison de leurs caractéristiques identiques (taille, densité d'occupation, bureaux zones non fumeurs, absence de photocopieuse, sols et murs moquetés...). L'immeuble ventilé naturellement comporte 7 étages et accueille 200 personnes. Les fenêtres des bureaux peuvent être ouvertes par les occupants. L'immeuble disposant d'un système d'air conditionné comprend 800 personnes réparties sur 10 étages. Les fenêtres ne peuvent être ouvertes par les occupants qui ne peuvent réguler eux mêmes la qualité de l'air (Parat 1997).

Les teneurs intérieures et extérieures en CO ont été mesurées simultanément par un analyseur de type Ultramat 22. Les polluants gazeux ont été mesurés uniquement dans un seul des 3 bureaux retenus dans chaque immeuble. Les dispositifs de prélèvement ont été disposés à l'intérieur des bureaux à une hauteur de 1,5 mètres. Pour les mesures extérieures, les échantillonneurs étaient situés à la hauteur de la prise d'air frais sur le toit de l'immeuble climatisé et sur la façade extérieure près d'une fenêtre d'un bureau situé au 6^{ème} étage du bâtiment non climatisé. Les mesures ont été effectuées simultanément dans les 2 immeubles, pendant des périodes d'activité et d'occupation des bureaux normales.

Les concentrations moyennes mensuelles à l'intérieur des bureaux sont relativement peu élevées (moyenne = $2,9 \pm 2,0$ ppm ; min 0,9 – max 7,2 ppm) (Parat 1997). Elles ne diffèrent pas significativement selon la présence ou non d'une climatisation ($3,5 \pm 2,03$ ppm dans les locaux climatisés *versus* $2,25 \pm 2,05$ ppm dans les locaux ventilés naturellement). En revanche, les teneurs diffèrent en fonction de la saison et du site (Saude 1993).

Au cours d'une étude épidémiologique chez des travailleurs du secteur tertiaire sur les effets sanitaires induits par les systèmes de ventilation dans les bureaux (Paris, Vincent, 3 immeubles de bureaux, 1992), des mesures micro-environnementales ont été réalisées dans 3 types de bâtiments se distinguant par leur systèmes de ventilation : ventilation naturelle (NV), simple ventilation mécanique (FCU) et système d'air conditionné couplé à une ventilation et un chauffage (HVAC)⁹ (Vincent 1997).

Pour s'assurer que l'influence de l'air extérieur sur la qualité de l'air retrouvé à l'intérieur des 3 types de bureaux soit la même, 3 immeubles adjacents situés dans le centre de Paris ont été sélectionnés. Mis à part les systèmes de ventilation, les 3 immeubles présentent des caractéristiques similaires (Vincent 1993). L'ensemble des bureaux ne pouvant raisonnablement faire l'objet d'une campagne de mesure, un échantillon représentatif de 139 bureaux a été tiré au sort.

La campagne de mesure a porté sur le CO mais aussi sur les particules de diamètre aérodynamique inférieur à $8 \mu\text{m}$ (PM₈), la contamination bactérienne et fongique et la recherche d'allergènes d'acariens et de chat. Les conditions de température et d'hygrométrie ont été enregistrées en continu. Ces mesures ont été conduites pendant le temps de travail à l'aide de méthodes standardisées. Le type de dispositifs utilisés et la durée des mesurages du CO ne sont pas précisés.

Cette étude n'a pas mis en évidence de différences majeures entre les niveaux de contamination intérieure en CO selon le type de ventilation dans les bureaux.

Tableau 20 : Qualité de l'air intérieur dans 3 types de bureaux parisiens (moy. \pm ET)

	VN ^a	HVAC ^b	FCU ^c
	n = 51	n = 54	n = 34
CO (ppm)	$2,5 \pm 0,6$	$2,5 \pm 0,6$	$2,5 \pm 0,6$

^a : NV : ventilation naturelle

^b : HVAC : air conditionné couplé à un système de ventilation et de chauffage

^c : FCU : ventilation mécanique simple

⁹ Termes anglo-saxons : NV = natural ventilation ; FCU = fan coil unit ; HVAC = heating, ventilation, air conditioning.

Dans le cadre du projet Européen JOULE II (Audit de la Qualité de l'air dans les immeubles de bureau), huit pays participèrent en 1994 à une campagne de mesures dans les immeubles de bureau (**Paris, Kirchner, 6 immeubles de bureaux, 1994**). Le volet français de cette étude a été confié au CSTB (Kirchner 1995). Outre la mesure du CO, les investigations comprenaient également la caractérisation de la ventilation, des mesures physiques (renouvellement de l'air, consommation d'énergie, température...) et chimiques (COV, CO₂), ainsi que des mesures sensorielles et des questionnaires relatifs aux symptômes exprimés par les occupants des bureaux.

Six immeubles de bureaux localisés dans la région parisienne ont été sélectionnés selon les critères définis par les experts européens du projet JOULE II. Dans chaque immeuble, les mesures ont été effectuées sur une journée, entre les mois de février et mai 1994. Le CO a été mesuré en continu pendant 9 heures (de 9 heures à 18 heures) à l'aide d'un analyseur développé par le CSTB (AMBIOMETRE®). Ce dispositif permet la mesure simultanée entre autres de la température, de l'hygrométrie, du CO₂ et de l'intensité sonore. Des mesures instantanées de CO ont également été réalisées sur des périodes de 15 à 20 minutes à l'aide de tubes Dräger.

L'analyse des mesures instantanées dans les 6 immeubles montre que les concentrations en CO sont le plus souvent inférieures ou très proches de la limite de détection (1 ppm). Il faut souligner que tous ces prélèvements ont été effectués en l'absence de fumeurs dans les pièces étudiées. Les plus fortes valeurs instantanées ont été observées dans l'immeuble B à l'occasion d'un épisode de pollution atmosphérique à l'extérieur du bâtiment (fort trafic automobile de proximité et phénomène d'inversion thermique). A cette occasion, des pics de concentrations intérieures à 26 ppm ont été observés.

Tableau 21 : Concentrations en CO à l'intérieur et à l'extérieur de 6 immeubles de bureaux Parisiens

		A	B	C	D	E	F
CO (ppm)	Intérieur	1 ± 1	10 ± 4	0 ± 0,8	0,5 ± 0,7	0	0
(moy. ± ET)	Extérieur	1 ± 1	7 ± 3	1	0	0	0

Tableau 22 : Synthèse des principaux résultats des études françaises relatives à la pollution intérieure par le monoxyde de carbone

Auteur (année)	Ville	Type de local	Saison	Durée prélèvement	Mode recrutement / population	Méthodologie	N	Résultats (ppm)																														
Parat (1999)	Paris	Immeubles de bureaux	1 an	?	Sélection 2 immeubles selon ventilation	Spectrophotométrie IR	?	VN : $2,25 \pm 2,05$ Climatisés : $3,5 \pm 2,03$																														
Vincent (1997)	Paris	Immeubles de bureaux	?	?	Sélection 3 immeubles selon ventilation	?	51 54 34	VN : $2,5 \pm 0,6$ ppm HVAC : $2,5 \pm 0,6$ ppm FCU : $2,5 \pm 0,6$ ppm																														
Kirchner (1995)	Paris	Immeubles de bureaux	Février-Mai	Mesures instantanées sur 15-20 minutes	Sélection 6 immeubles	Tubes Drager	6	<table border="0"> <tr> <td></td> <td>C_{INT}</td> <td>C_{EXT}</td> </tr> <tr> <td>A</td> <td>1 ± 1</td> <td>1 ± 1</td> </tr> <tr> <td>B</td> <td>10 ± 4</td> <td>7 ± 3</td> </tr> <tr> <td>C</td> <td>$0 \pm 0,8$</td> <td>1</td> </tr> <tr> <td>D</td> <td>$0,5 \pm 0,7$</td> <td>0</td> </tr> <tr> <td>E</td> <td>0</td> <td>0</td> </tr> <tr> <td>F</td> <td>0</td> <td>0</td> </tr> </table>		C_{INT}	C_{EXT}	A	1 ± 1	1 ± 1	B	10 ± 4	7 ± 3	C	$0 \pm 0,8$	1	D	$0,5 \pm 0,7$	0	E	0	0	F	0	0									
	C_{INT}	C_{EXT}																																				
A	1 ± 1	1 ± 1																																				
B	10 ± 4	7 ± 3																																				
C	$0 \pm 0,8$	1																																				
D	$0,5 \pm 0,7$	0																																				
E	0	0																																				
F	0	0																																				
Laurent (1993)	Paris	Ecoles + crèches	1 an	Continu	Critères géographiques + caractéristiques du bâti	Spectrophotométrie IR	10	<table border="0"> <tr> <td>Conc. Moyenne 24 hs</td> <td>C_{INT}</td> <td>C_{EXT}</td> </tr> <tr> <td></td> <td>< 1 – 2</td> <td>< 1 – 4</td> </tr> </table>	Conc. Moyenne 24 hs	C_{INT}	C_{EXT}		< 1 – 2	< 1 – 4																								
Conc. Moyenne 24 hs	C_{INT}	C_{EXT}																																				
	< 1 – 2	< 1 – 4																																				
Mouillesseaux (1993)	Paris	Immeubles de bureaux	?	?	Immeubles climatisés	Spectrophotométrie IR	112	<table border="0"> <tr> <td>Présence de fumeurs</td> <td>$2,4 \pm 1,6$</td> </tr> <tr> <td>Absence de fumeurs</td> <td>$2,1 \pm 1,6$</td> </tr> </table>	Présence de fumeurs	$2,4 \pm 1,6$	Absence de fumeurs	$2,1 \pm 1,6$																										
Présence de fumeurs	$2,4 \pm 1,6$																																					
Absence de fumeurs	$2,1 \pm 1,6$																																					
Richalet (1993)	Lyon	Collèges		Toutes les 4 minutes + moyennes horaires	Bâtiments différant par leur système de climatisation	Drager + Spectrophotométrie IR	2	< 4																														
Grimaldi (1992)	Marseille	Ecole maternelle + amphithéâtre	Hiver + été	?	?	Spectrophotométrie IR	?	<table border="0"> <tr> <td></td> <td>:</td> <td>Hiver</td> <td>Eté</td> </tr> <tr> <td rowspan="4">Maternelle</td> <td>0-2 ppm</td> <td>88,2 %</td> <td>-</td> </tr> <tr> <td>2-10 ppm</td> <td>6,8 %</td> <td>-</td> </tr> <tr> <td>10-20 ppm</td> <td>3,8 %</td> <td>-</td> </tr> <tr> <td>10-20 ppm</td> <td>1,1 %</td> <td>-</td> </tr> <tr> <td rowspan="4">Amphitheatre</td> <td>0-2 ppm</td> <td>94,6 %</td> <td>85,5 %</td> </tr> <tr> <td>2-10 ppm</td> <td>5,1 %</td> <td>14,1 %</td> </tr> <tr> <td>10-20 ppm</td> <td>0,3 %</td> <td>0,3 %</td> </tr> <tr> <td>10-20 ppm</td> <td>0</td> <td>0,4 %</td> </tr> </table>		:	Hiver	Eté	Maternelle	0-2 ppm	88,2 %	-	2-10 ppm	6,8 %	-	10-20 ppm	3,8 %	-	10-20 ppm	1,1 %	-	Amphitheatre	0-2 ppm	94,6 %	85,5 %	2-10 ppm	5,1 %	14,1 %	10-20 ppm	0,3 %	0,3 %	10-20 ppm	0	0,4 %
	:	Hiver	Eté																																			
Maternelle	0-2 ppm	88,2 %	-																																			
	2-10 ppm	6,8 %	-																																			
	10-20 ppm	3,8 %	-																																			
	10-20 ppm	1,1 %	-																																			
Amphitheatre	0-2 ppm	94,6 %	85,5 %																																			
	2-10 ppm	5,1 %	14,1 %																																			
	10-20 ppm	0,3 %	0,3 %																																			
	10-20 ppm	0	0,4 %																																			

4.4. BIBLIOGRAPHIE

- Derbez M. Projet d'étude "Sentinelles de l'Air". Pollution atmosphérique : 170 ; 161. 2001.
- Grimaldi F, Vandaele S, Muls E, Bascou H, Arfi C, Henry A, Gouezo F, Viala A. Etude de la pollution de l'air à l'intérieur de deux locaux d'enseignement à Marseille. Pollution atmosphérique, 1992 ; 133 :43-53.
- Kirchner S, Riberon J, Cochet C (CSTB). European Audit Project to optimize indoor air quality and energy consumption in office buildings. National Report. France. February 1995.
- LCPP (Laboratoire Centrale de la Préfecture de Police). Pollution atmosphérique et nuisances, rapport 1998. Juillet 1999.
- Laurent AM, Person A, Petit-Coviaux F, Le Moullec Y, Festy B. Chemical characterization of indoor air quality inside schools in Paris. Proceedings of Indoor Air'93. Helsinki, Finlande, juillet 1993; vol 3 : 23-28.
- Mouilleseaux A, Squinazi F, Festy B. Air Quality in air conditioned office buildings. Proceedings of Indoor Air'93. Helsinki, Finlande, juillet 1993; vol 6 : 615-620.
- Parat S, Perdrix A, Baconnier P. Etude des relations entre climatisation, micro-organismes aéroportés et santé. Bull Acad Natle Med 1999;183 (2) :327-344.
- Parat S, Perdrix A, Fricker H, Saude I, Grillot R, Baconnier P. Multivariate analysis comparing microbial air content of an air conditioned building and a naturally ventilated building over one year. Atmospheric Environment 1997 ; 31 : 441-449.
- Richalet V, Beheregaray B, Guarracino G, Dornier C, Janvier L. Qualité de l'air dans les salles de classe : premiers résultats. Séminaire GEVRA, Sophia Antipolis – 20 et 21 octobre 1993. 287-296.
- Saude I, Loewenstein JC, Millancourt B, Soreau S, Parat S. Indoor air quality : comparing an air conditioned building and a naturally ventilated building. Proceedings of Indoor Air'93. Helsinki, Finlande, juillet 1993; vol 2 : 87-92.
- Vincent D, Annesi I, Pradalier A, Lambrozo J. Health consequences of working in air-conditioned offices. Proceedings of Indoor Air'93. Helsinki, Finlande, juillet 1993; vol 1 : 423-426.
- Vincent D, Annesi I, Festy B, Lambrozo J. Ventilation system, indoor air quality, and health outcomes in Parisian modern office workers. Environ Res 1997;75(2):100-112.

5. COMPOSES ORGANIQUES VOLATILS ET ALDEHYDES

Même si les données françaises sur les composés organiques volatils (COV) sont relativement peu abondantes, il n'était pas envisageable de présenter les connaissances relatives à chacun des membres de cette famille très variée. L'objectif initial du CSTB était donc de dresser un inventaire axé sur le benzène, les éthers de glycol et le formaldéhyde.

Aucune étude française sur les éthers de glycol dans les milieux intérieurs n'ayant été réalisée, nous présenterons dans un chapitre commun, après accord avec le CSTB, les connaissances relatives au benzène, au formaldéhyde et l'acétaldéhyde, ces deux derniers composés étant fréquemment mesurés simultanément dans les travaux que nous avons répertoriés. Ces trois substances sont celles qui sont le plus fréquemment mesurées individuellement dans les études françaises.

5.1. SOURCES

Les composés organiques volatils sont très nombreux et ont de multiples origines. On considère qu'en moyenne, on en distingue 50 à 100 dans l'air intérieur à des concentrations de quelques $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à plusieurs dizaines de mg/m^3 . Ils présentent des risques divers sur le bien-être ou la santé de l'homme, allant du problème d'odeurs ou d'irritation à des effets cancérogènes.

En raison du nombre très élevé de composés organiques pouvant exister, diverses classifications ont été proposées : selon leur caractéristiques chimiques (familles des alcanes, des hydrocarbures aromatiques, des aldéhydes...), leurs propriétés physiques (pression de vapeur, point d'ébullition...) ou bien encore leurs effets potentiels sur la santé (irritants, neurotoxiques, carcinogènes...).

Selon la classification adoptée par l'OMS en 1989 (ECA 1997), les composés organiques ont été distingués en fonction de leur point d'ébullition en composés organiques très volatils (VVOC), composés organiques volatils (COV), composés organiques semi volatils (SVOC) et composés organiques associés aux particules (POM).

Tableau 23 : Classification des composés organiques (WHO 1989)

Catégorie	Description	Abréviation	Point d'ébullition
1	Composés organiques très volatils (gazeux)	VVOC	< 0 à 50-100
2	Composés organiques volatils	VOC	50-100 à 240-260
3	Composés organiques semi volatils	SVOC	240-260 à 380-400
4	Composés organiques associés aux particules	POM	> 380

Les sources majeures de COV dans l'air des bâtiments sont l'apport d'air extérieur, à des concentrations plus ou moins importantes selon la localisation de l'habitation (près d'une station-service, d'une route à fort trafic...), l'activité des occupants (emploi de produits ménagers, bricolage, cosmétiques, tabac...), le matériel et l'équipement de la maison. Cette multiplicité de sources, elles-mêmes variables dans le temps, rend difficile l'estimation de la pollution induite par les COV. Les concentrations rencontrées dans les atmosphères intérieures sont de l'ordre de quelques $\mu\text{g}/\text{m}^3$ par composé soit environ 500 à 1 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de

COV totaux (= TVOC), pour des concentrations extérieures en TVOC de plusieurs dizaines de $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

5.2. METHODES DE PRELEVEMENT ET D'ANALYSE

Il existe trois grandes approches pour l'analyse et la détermination des COV. La plus simple consiste en une mesure directe de l'ensemble des composés sans séparation individualisée. Dans la seconde approche, les différents composés du mélange sont séparés puis quantifiés mais aucune identification n'est accomplie. La dernière approche permet une séparation des divers composés en vue de leur identification et de leur mesure (ECA 1997).

Les méthodes d'échantillonnage (passives ou actives) et d'analyse peuvent donc permettre de mesurer l'ensemble des COV, une sous catégorie de COV (par exemple les BTX c'est à dire le benzène, le toluène et les xylènes) ou encore une substance individualisée (benzène). Lorsque un mélange de COV est analysé, le résultat est souvent exprimé en composés organiques totaux (TVOC). Cette valeur unique représente l'ensemble du mélange analysé mais il est important de noter qu'elle ne désigne pas toujours la même chose. Le nombre et la nature des COV inclus dans l'estimation des TVOC peut varier d'une étude à une autre selon les méthodes analytiques utilisées.

Les COV totaux peuvent être mesurés à l'aide d'un analyseur automatique d'hydrocarbures totaux et de composés organiques par ionisation de flamme (FID). L'air à analyser est amené dans une flamme qui permet l'ionisation partielle des particules organiques. Cet air passe ensuite entre deux électrodes ayant une différence de potentiel suffisante pour qu'un courant s'établisse lorsqu'il y a présence d'ions dans la flamme. Ce courant est proportionnel au nombre d'atomes de carbone présents. On exprime en général la mesure en équivalent de méthane. Cette technique ne permet pas d'identifier un composé en particulier.

Si l'on cherche à identifier un ou plusieurs COV, on utilise un chromatographe en phase gazeuse (CPG) couplé à un détecteur à photo-ionisation (PID). Cet appareil utilise la technique de piégeage actif sur tubes adsorbants. Certains appareils basés également sur le piégeage actif utilisent ensuite une détection par spectrométrie UV après désorption thermique des cartouches. Cependant, bien que leur développement et leur amélioration soient en cours, l'utilisation de ces appareils automatiques n'est pas recommandée par les groupes de travail européens (WHO 1997) en raison de leur fiabilité inférieure aux méthodes avec analyse «manuelle» ultérieure. Par ailleurs, leur usage en air intérieur est limité par leur coût et leur encombrement.

Hormis ces analyseurs automatiques, il existe des techniques de prélèvement usuelles dont la détermination par méthode active est très semblable à celle par méthode passive : après pompage de l'air (actif) ou simple diffusion (passif), les COV sont piégés sur un adsorbant spécifique. Il existe 2 types principaux d'échantillonneurs : les tubes renfermant des adsorbants faibles comme le Tenax (qui sont ensuite désorbés thermiquement) et les tubes ou badges contenant des adsorbants forts tels que le charbon actif (désorbés chimiquement). En méthode active, 1 à 5 litres d'air sont pompés. En passif, les badges (type Radiello) ou les tubes (type Perkin-Elmer) sont laissés en place pour une durée allant généralement d'une semaine à un mois à hauteur des voies respiratoires sur une étagère dans une pièce où le vent est quasi-nul (à distance des fenêtres). Il convient d'éviter les pièces où l'humidité est importante en raison de la possible diminution de la capacité d'absorption.

Avant l'analyse par chromatographie gazeuse avec détecteur FID, les composés subissent nécessairement une désorption thermique (Tenax) ou chimique (charbon actif). Ce chromatographe FID peut être couplé à un spectromètre de masse si l'on cherche à identifier et quantifier précisément certains composés. Pour obtenir la concentration en COV dans l'air échantillonné, on détermine en particulier plusieurs composés cibles recherchés (BTX et autres) et les TVOC, c'est à dire la somme totale de composés organiques piégés. Cette somme est ramenée à une concentration totale en considérant que les COV « réagissent » comme le toluène. La détermination de la concentration moyenne dans l'air échantillonné est donc obtenue grâce à la masse de chaque COV dans l'échantillonneur exposé, le temps et la vitesse de prélèvement dans l'air du COV concerné (donnée dans la littérature). Les COV totaux sont déterminés en équivalent toluène.

Le **formaldéhyde** et les autres aldéhydes sont des composés organiques volatils mais ils sont mesurés différemment des autres COV. C'est pourquoi, les techniques de prélèvement et d'analyses propres au formaldéhyde font faire l'objet d'une présentation particulière.

Il existe des méthodes actives et passives pour déterminer les concentrations de formaldéhyde dans l'air. Les méthodes actives présentent l'avantage de requérir des temps de prélèvements courts mais elles nécessitent l'usage de pompes donc des problèmes possibles d'encombrement et de bruit. Parmi ces méthodes, les plus courantes sont :

- la méthode «DNPH» : technique la plus répandue pouvant être utilisée en passif (à l'aide d'un badge ou un tube diffusif) comme en actif (l'air est pompé à travers une cartouche). Dans les deux cas le revêtement de la cartouche ou du filtre est identique. L'échantillonneur par diffusion est composé d'une bande ou d'un cylindre de gel de silice revêtus de 2,4-dinitrophenylhydrazine (DNPH). La vapeur de formaldéhyde forme de l'hydrazone stable pouvant être désorbée par de l'acétonitrile. L'échantillonneur est placé à 1,5 mètres du sol, à plus de 1 mètre d'un mur pour éviter les interférences dues aux éventuelles sources de formaldéhyde par les parois à un endroit peu ventilé (éviter les emplacements à proximité de portes ou de fenêtres). Si l'échantillonneur est un badge, il doit être placé avec un angle de 45°. Dans ce cas, les vitesses de vent doivent être comprises entre 0,05 à 1 m/s. Dans le cas d'un tube, les vitesses de vent recommandées sont comprises entre 0,01 et 10 m/s. Il est nécessaire de corriger les résultats si la température s'écarte de certaines gammes. L'humidité relative ne doit pas dépasser 80 % ou 90 %. Le prélèvement dure entre 24 heures et 5 jours suivant l'échantillonneur utilisé.

L'analyse est faite par chromatographie liquide avec détection par spectrométrie UV. On se ramène à la concentration moyenne dans l'air en connaissant la masse de formaldéhyde, la durée de l'échantillonnage et la vitesse de prélèvement du formaldéhyde dans l'air donnée par le fabricant du tube ou du badge.

- la méthode «acide chromotropique» est une méthode active répandue ; l'air est aspiré à travers un impinger (conteneur en verre avec entrée et sortie d'air) permettant de piéger le formaldéhyde dans une solution liquide. Après prélèvement, on rajoute ensuite à cette solution de l'acide chromotropique et de l'acide sulfurique avant de procéder à une analyse par spectrométrie UV. Cette méthode présente cependant des problèmes d'interférences avec d'autres composés chimiques et les concentrations obtenues sont en moyenne 25% inférieures à celles de la technique par DNPH.

- la méthode «bisulfite» est une méthode passive par badges de prélèvement. Les vapeurs de formaldéhyde sont absorbées sur un support imbibé de bisulfite et désorbées avec de l'eau distillée. L'absorbance de la solution est mesurée par spectrophotométrie.

5.3 LES ETUDES FRANÇAISES

Les données françaises sur les COV et les aldéhydes sont assez fragmentaires. Nous n'avons pas recensé à ce jour d'étude ciblée sur les éthers de glycol dans les milieux intérieurs.

Si les études sur la pollution intérieure par les COV et les aldéhydes ont longtemps été délaissées par la recherche française, on observe aujourd'hui une recrudescence des efforts dans ce domaine. La publication prochaine des résultats des études actuellement en cours devrait enfin constituer un premier état des lieux sur la pollution intérieure par les COV en France.

Selon l'approche "multipolluant" ou non des études, le benzène, la formaldéhyde et l'acétaldéhyde peuvent être mesurés simultanément. Par souci de clarté, nous présenterons les principales études et les résultats propres à chacun de ces 3 polluants pris isolément sous forme de tableaux. En revanche, la partie descriptive et détaillée de chacune des études est quant à elle rédigée dans une approche globale considérant l'ensemble des COV et aldéhydes, intégrant les études par milieu de vie.

L'ensemble des études françaises ont montré de manière unanime, quel que soit le type de COV, que les teneurs à l'intérieur des bâtiments sont plus élevées qu'à l'extérieur. Le ratio intérieur / extérieur peut varier de 2 à 50. A l'intérieur d'un même local, les concentrations en COV peuvent subir de larges variations spatio-temporelles. Tout ceci pourrait être du à la présence de sources intérieures permanentes (relarguage par le mobilier par exemple) et temporaires (activités intérieures de bricolage, fumée de tabac). Les sources individuelles de chaque COV restent délicates à identifier et surtout à quantifier.

Tableau 24 : Principales caractéristiques des études françaises relatives à la pollution intérieure en benzène*

Auteur	Année	Etat d'avancement	Ville	Type de local	Saison	Durée prélèvement	Mode recrutement / population	Méthodologie	N (effectif)
Derbez (2001) Sentinelles de l'air, APPA	2001-2005	En cours	Lille Dunkerque Marseille Grenoble	Habitat	Hiver + été	2 j	Volontariat	Passif (Radiello)	30 / ville
Momas (1999)	2000-2001	En cours	Paris	Habitat	?	?	Volontariat	?	60
Squinazi (1999)	2000-2001	Résultats en cours d'exploitation	Paris	Habitat + Bureau	?	Temps de présence (sur 24 h)	TAS ^a au sein du secteur tertiaire	Actif (chromosorb 106)	100
Domsic (LHVP)	2000-2001	En cours (résultats préliminaires)	Paris	Crèches	Hiver + été	4 j	TAS crèches collectives	?	80
Cicolella (2000)	1999	Résultats en cours d'exploitation (résultats préliminaires)	Rouen	Crèches + Habitats	Octobre	5 j	?	Passif (Radiello)	3 crèches 20 chambres
Gonzalez-Flesca (1998)	1997	Final	Rouen	Habitats	Hiver	5 j	Non fumeurs	Passif (Radiello)	50
Cicolella (1998)	1997	Final	Nancy	Habitats	Novembre	5 j	Volontaires non fumeurs	Passif (Radiello)	10
Kirchner (1995)	1994	Final	Paris	Habitats	?	?	Tirage au sort parmi logements sociaux	Passif (Tenax)	4
Parat (1999)	1992	Final	Paris	Immeubles de bureaux	Janvier - décembre	?	1 immeuble climatisé + 1 immeuble ventilé naturellement	?	2
Barguil (1990)	1987-1988	Final	Paris	Habitats	Hiver + été	5 × 24 heures	Volontariat	Actif	9

* Dans le cadre du Contrat Plan Etat-Région pour le Nord pas de Calais, des études sur les COV doivent débiter prochainement (M. Haguenoer).

^a : TAS = tirage au sort

Tableau 25 : Principales caractéristiques des études française relatives à la pollution intérieure en formaldéhyde*

Auteur	Année	Etat d'avancement	Ville	Type de local	Saison	Durée prélèvement	Mode recrutement / population	Méthodologie	n (effectif)
Derbez (2001) Sentinelles de l'air, APPA	2001-2005	En cours	Dunkerque Lille Marseille Grenoble	Habitat	Hiver + été	?	Volontariat	Passif (Radiello)	30 / ville
Domsic (LHVP)	2000-2001	En cours	Paris	Crèches	Hiver + été	2 j	TAS ^a crèches collectives	?	80
Momas (1999)	2000-2001	En cours	Paris	Habitat	?	?	Volontariat	?	60
Annesi (2000) Projet ISAAC	1999-2001	Résultats en cours d'exploitation (résultats préliminaires)	Créteil Clermont-Ferrand Reims Marseille Strasbourg Bordeaux	Ecoles primaires	Juin-décembre Avril-juin Avril-juin Mars-juin Février-juin Janvier-mars	5 j	?	Passif (Radiello)	20 écoles / ville (3 à 4 classes par école)
Zmirou (1999) Projet VESTA	1999-2001	Résultats en cours d'exploitation	Grenoble Nice Clermont Paris Toulouse	Habitat	Hiver + été	48 h	Enfants asthmatiques et témoins	Actif (cartouche Supelco)	20 / ville
Parat (1999)	1992	Final	Paris	Immeubles de bureaux	Janvier - décembre	?	1 immeuble climatisé + 1 immeuble ventilé naturellement	?	2
Cicoella (1998)	1997	Final	Nancy	Habitats	Novembre	5 j	Volontaires non fumeurs	Passif (Radiello)	10
Laurent (1993)	1990-1991	Final	Paris	Ecoles + crèches	Hiver + été	24 h 7 j	Critères géographiques et bâti	Actif + Passif (Tenax)	10
Grimaldi (1992)	1990	Final	Marseille	Ecoles (maternelle + faculté)	Été + hiver	30 min × 5 j	1 école maternelle + faculté	Passif (SEP-PAK C18)	2
Barguil (1990)	1987-1988	Final	Paris	Habitats	Hiver + été	5 × 24 heures	Volontariat	Actif	9

* Dans le cadre du Contrat Plan Etat-Région pour le Nord pas de Calais, des études sur les COV doivent commencer prochainement (M. Haguenoer).

^a : TAS = tirage au sort

Tableau 26 : Principales caractéristiques des études française relatives à la pollution intérieure en acétaldéhyde*

Auteur	Année	Etat d'avancement	Ville	Type de local	Saison	Durée prélèvement	Mode recrutement / population	Méthodologie	n (effectif)
Derbez (2001) Sentinelles de l'air, APPA	2001-2005	En cours	Dunkerque Lille Marseille Grenoble	Habitat	Hiver + été	?	Volontariat	Passif (Radiello)	30 / ville
Momas (1999)	2000-2001	En cours	Paris	Habitat	Hiver + été	?	Volontariat	?	60
Domsic (LHVP)	2000-2001	En cours (résultats préliminaires)	Paris	Crèches	Hiver + été	2 j	TAS ^a crèches collectives		80
Annesi (2000) Projet ISAAC	1999-2001	Résultats en cours d'exploitation (résultats préliminaires)	Créteil Clermont-Ferrand Reims Marseille Strasbourg Bordeaux	Ecoles	Juin-décembre Avril-juin Avril-juin Mars-juin Février-juin Janvier-mars	5 j	?	Passif (Radiello)	20 écoles / ville (3 à 4 classes par école)
Zmirou (1999) Projet VESTA	1999-2001	Résultats en cours d'exploitation	Grenoble Nice Clermont-Ferrand Paris Toulouse	Habitat	Hiver + été	48 h	Enfants asthmatiques et témoins	Actif (cartouche Supelco)	40 / ville
Parat (1999)	1992	Final	Paris	Immeubles de bureaux	Janvier - décembre	?	1 immeuble climatisé + 1 immeuble ventilé naturellement	?	2
Cicoiella (1998)	1997	Final	Nancy	Habitats	Novembre	5 j	Volontaires non fumeurs	Passif (Radiello)	10
Grimaldi (1992)	1990	Final	Marseille	Ecoles (maternelle + faculté)	Été + hiver	30 min × 5 j	1 école maternelle + faculté	Passif (SEP-PAK C18)	2
Barguil (1990)	1987-1988	Final	Paris	Habitats	Hiver + été	5 × 24 heures	Volontariat	Actif	9

* Dans le cadre du Contrat Plan Etat-Région pour le Nord pas de Calais, des études sur les COV doivent commencer prochainement (M. Haguenoer).

^a : TAS = tirage au sort

5.3.1. Les études dans les habitats

A la fin des années 1980 (*Paris, Le Moullec, 9 logements, 1987-1988*), 4 appartements et 5 pavillons situés dans Paris et sa banlieue, ont été retenus par le Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris en vue d'une évaluation de la pollution intérieure par les COV. La campagne de mesurages a été effectuée chez des membres du laboratoire tous volontaires et non fumeurs. Tous ces habitats étaient des bâtiments de plus de 10 ans dans lesquels aucune rénovation récente n'avait été faite.

Des prélèvements actifs de COV ont été effectués dans le salon ou le hall d'entrée à 2 reprises pendant 3 semaines entre septembre 1987 et août 1988. Une campagne fut réalisée en période de chauffage, l'autre hors période de chauffage. Des mesures à l'extérieur des habitats ont été réalisées simultanément (dans le jardin ou sur le balcon). Les diverses méthodes de prélèvement et d'analyse sont synthétisées dans le tableau ci-dessous. Sur l'ensemble des campagnes hivernale et estivale, 75 échantillons de COV ont été collectés (Barguil 1990).

Tableau 27 : Méthodes de prélèvement et d'analyse des COV

	Prélèvement	Durée	Analyse
Aldéhydes	Adsorbant XAD2	5 × 24 heures	HPLC ^a -détection UV
Hydrocarbures	Charbon actif	5 × 24 heures	GC-SM ^b
			GC-FID ^c

^a : HPLC = Chromatographie Liquide Haute Performance ^b : GC-SM = Chromatographie gazeuse couplée à une spectrométrie de masse

^c : GC-FID = Chromatographie gazeuse couplée à un détecteur à ionisation de flamme

Les teneurs en COV à l'intérieur des habitats sont dans tous les cas plus élevées que dans l'air extérieur. Ceci est observé avec les hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM), les aliphatiques saturés, les halogénés et les composés carbonylés. De larges variations peuvent cependant être observées selon la durée d'échantillonnage, le point de prélèvement... Les composés les plus fréquemment retrouvés dans les logements sont les hydrocarbures aromatiques monocycliques ou HAM (benzène, toluène, xylènes) et les aldéhydes (formaldéhyde, acétaldéhyde, hexanal). Le ratio Intérieur / Extérieur peut varier d'un facteur 2 à 4 pour les aromatiques, de 2 à 3 pour les aldéhydes (tableau 28).

Tableau 28 : Concentrations moyennes en COV ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) mesurées dans 9 habitats parisiens (n = 75)

		Intérieur	Extérieur
Aromatiques Monocycliques	Benzène	11	4
	Toluène	47	12
	Xylènes	19	7
Aldéhydes	Formaldéhyde	18	9
	Acétaldéhyde	6	2
	Hexanal	3	< 1

Les sources intérieures de COV peuvent être nombreuses et diverses (matériaux, stockage de composés volatils, garage attenant aux maisons...) mais il semble selon cette étude que les fortes teneurs sont étroitement associées aux activités de bricolage réalisées en intérieur.

Ce petit échantillon, constitué uniquement de volontaires, ne saurait être représentatif de l'habitat parisien, mais il montrait déjà que les milieux intérieurs jouent un rôle essentiel dans l'exposition aux composés organiques volatils (et aussi à l'ammoniac).

A la demande du Plan Construction et Architecture (*Paris, Kirchner, 4 logements, 1994*), le CSTB a procédé en 1994 à des prélèvements de composés organiques volatils (COV), accompagnés d'enregistrements des conditions d'ambiance (température et humidité relative), dans 4 logements locatifs sociaux sélectionnés parmi les 73 de la ville des Lilas en fonction des plaintes exprimées sur les conditions d'ambiance, du type de foyer et de la disponibilité des occupants (Kirchner 1995).

Un prélèvement de COV a été effectué dans chacun des sites au centre de la salle à manger et de la chambre à une hauteur de 1 m. L'air extérieur a fait l'objet d'une mesure dans un seul site. Les composés organiques volatils ont été pompés sur des adsorbants de type Tenax puis analysés par chromatographie gazeuse couplé à un détecteur à ionisation de flamme (FID) et un détecteur à spectrométrie de masse (MS). La quantification des composés organiques individuels et totaux (TVOC) a été effectuée en toluène équivalent.

Les composés identifiés à l'intérieur des logements appartiennent pour la plupart aux classes chimiques des alcanes, terpènes et hydrocarbures aromatiques. Ils présentent une très large gamme de concentration variant de 4 à 909 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. A l'exception de l'héxanal, du tridécane, de l'alpha pinène, du 3-carène, du D limonène et du naphthalène, tous les composés identifiés dans les logements sont également présents dans l'air extérieur mais à des teneurs de 2 (éthyltoluène) à 50 fois (décane) moins élevées (tableau 29).

Tableau 29 : Quantification des TVOC et des composés organiques individuels identifiés en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (toluène équivalent) dans 4 logements parisiens.

	Logement 1		Logement 2		Logement 3		Logement 4		Extérieur
	Salon	Chambre	Salon	Chambre	Salon	Chambre	Salon	Chambre	
Hydrocarbures aromatiques									
Benzène	23	11	19	17	34	22	15	11	6
Toluène	218	45	65	66	91	59	59	44	17
Xylène	255	40	163	192	114	62	157	111	16
Propylbenzène	38	6					9		1
Ethyltoluène	83	9	8	8	18	13	7	5	3
Triméthylbenzène	113	13	22	18	74	57	26	15	5
Alcanes									
Octane			13	14					2
Décane	99	13	19	17	20	13	15	11	2
Undécane	30	5	16	18	21	21	6	6	1
Tridécane			9	8					
Terpènes									
Alpha pinène						14			
3-Carène			12	13					
D Limonène	76	12	99	117	54	37	467	909	
Naphtalène	36	4							
Autres									
Hexanal	18	4	5				8	7	
Nicotine					17	4			
Total ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)*	989	162	450	488	443	302	769	1119	53
Total (% de TVOC)**	48	43	54	55	30	24	70	78	59
TVOC($\mu\text{g}/\text{m}^3$)**	2055	381	840	881	1476	1265	1097	1437	90

* somme des composés identifiés

* pourcentage des composés identifiés par rapport à la somme des composés (TVOC)

*** TVOC : composés organiques volatils totaux

Il faut attendre l'année 1997 pour retrouver trace d'une étude française centrée sur la pollution par les COV dans l'habitat (**Nancy, Gonzalez-Flesca, 10 logements, 1997**). L'INERIS, en collaboration avec le réseau lorrain de surveillance de la qualité de l'air (AIRLOR), a réalisé une étude pilote sur l'agglomération nancéenne afin d'évaluer les concentrations en benzène, formaldéhyde et acétaldéhyde dans l'air extérieur, l'air intérieur et d'analyser l'exposition individuelle (Cicolella 1998 ; Gonzalez-Flesca 1999). Cette étude a été conduite sur un échantillon de 10 non fumeurs actifs (9 travaillant à l'extérieur, 1 à l'intérieur de bureaux). Les mesures à l'intérieur de l'habitat ont été effectuées dans la chambre à coucher pendant 5 jours consécutifs (17 au 21 novembre 1997).

Les prélèvements de benzène ont été réalisés à l'aide de dispositifs passifs (échantillonneurs Radiello Perkin Elmer à diffusion axiale pour thermodesorption). Pour les aldéhydes, un préleveur passif à diffusion radiale (cartouche Radiello Aldehyde, imprégnée de 2,4-DNPH, analysée par HPLC) a été utilisé. Les caractéristiques des habitats et du mode de vie des occupants ne sont pas renseignées.

La concentration moyenne en benzène dans les 10 habitats s'élève à $10,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (médiane = $7,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Elle est en moyenne plus élevée que celle observée dans l'air extérieur au cours du même laps de temps (= $4,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$). La différence est encore plus nette avec le formaldéhyde et l'acétaldéhyde : leurs concentrations moyennes dans l'habitat sont respectivement de $25,0$ et $24,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (médianes $22,0$ et $20,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) alors que les teneurs ambiantes sur la même période sont de $2,9$ et $2,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ces différences semblent trouver leur origine dans l'habitat lui-même car les lieux d'habitation étudiés se trouvent dans des zones où les teneurs extérieures sont généralement faibles. De plus, les concentrations rencontrées dans l'air ambiant au cours de la semaine d'étude correspondent à une situation de bonne dispersion et non à un épisode de pollution. Une analyse chromatographique a montré que la pollution intérieure comporte des produits de poids moléculaires supérieurs à ceux qui sont observés pour la pollution extérieure.

Inscrite dans le cadre du programme européen MACBETH (**Rouen, Gonzalez-Flesca, 50 logements, 1997-1998**), une étude visant à évaluer l'exposition des citoyens au benzène a été menée à Rouen en 1997-1998 (Gonzalez-Flesca 2000). 50 non fumeurs ont participé à ces travaux au cours desquels des mesures d'exposition individuelle ont été couplées à des mesures extérieures sur 100 sites fixes dans l'agglomération rouennaise et des mesures à l'intérieur des logements des participants. Vingt personnes représentatives de la population générale et 30 sujets exerçant une activité professionnelle extérieure favorisant a priori une exposition marquée à la pollution d'origine automobile, ont été choisis sur la base du volontariat par des médecins du travail. Aucun de ces sujets ne devait avoir effectué récemment de travaux de rénovation dans son habitat.

Six campagnes de mesure conduites pendant 5 jours au cours des jours ouvrés (du lundi au vendredi) ont été effectuées à l'aide de dispositifs passifs associant un échantillonneur à diffusion axiale (Radiello Perkin Elmer) et un adsorbant Carbotrap-B (Supelco Inc.). L'analyse des prélèvements a été réalisée par désorption thermique couplée à une chromatographie gazeuse à ionisation de flamme.

Les mesures intérieures ont été réalisées en plaçant les capteurs passifs à une hauteur de 1 mètre dans la chambre à coucher, pièce dans laquelle les sujets passent généralement une large proportion de leur temps. Pour la durée d'exposition retenue (5 jours), la limite de détection est de $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Les concentrations moyennes en benzène à l'intérieur des domiciles, calculées après exclusion des valeurs au delà du 90^{ème} percentile¹⁰, sont présentées et comparées aux concentrations extérieures et personnelles dans le tableau ci-dessous. Les concentrations intérieures et individuelles sont plus élevées mais aussi plus dispersées que les teneurs extérieures. Ces résultats suggèrent l'existence de sources intérieures de benzène autres que les émissions automobiles.

¹⁰ Ce choix n'est pas justifié par les auteurs.

Tableau 30 : Comparaison des concentrations de benzène intérieure ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), extérieur et personnelle au sein d'un échantillon rouennais.

Date de la campagne	Intérieur	Extérieur	Personnel
20 – 24 / 10 / 97	8,3	3,8	13,0
24 - 28 / 11 / 97	6,0	5,7	11,0
19 – 23 / 1 / 98	6,3	5,3	10,2
23 – 27 / 3 / 98	4,8	3,4	8,3
25 - 29 / 5 / 98	4,5	2,7	8,9
28 / 9 – 2 / 10 / 98	6,3	3,4	10,6
<i>Moyenne globale</i>	6,0	4,0	10,3

Les chromatogrammes des prélèvements intérieurs, extérieurs et personnels montrent par ailleurs que les profils des échantillons intérieurs et personnels sont similaires avec de nombreux pics correspondant à des produits de poids moléculaires supérieurs à celui du benzène ou du toluène. Ces produits semblent provenir de sources intérieures puisqu'ils ne sont pas retrouvés sur les échantillons extérieurs. L'identification des sources intérieures de benzène reste un problème à élucider mais il apparaît clairement au travers ces résultats (confirmés dans les autres centres européens du programme MACBETH) que l'exposition à l'intérieur des milieux de vie contribue pour une très large part aux niveaux d'exposition individuels élevés observés à Rouen.

Aujourd'hui, 3 études sur l'habitat et les COV sont en cours. L'étude VESTA (*Grenoble, Nice, Clermont-Ferrand, Paris et Toulouse, Zmirou, 20 logements par ville, 1999-2001*), qui s'inscrit dans le programme Primequal, vise à étudier le rôle de la pollution atmosphérique d'origine automobile dans le développement de la maladie asthmatique chez l'enfant (Zmirou 1999). Simultanément à des mesures individuelles chez des enfants asthmatiques et des témoins, elle prévoit la réalisation de mesures continues sur 48 heures d'acétaldéhyde et de formaldéhyde au domicile d'une vingtaine d'enfants de 5 villes françaises (Grenoble, Nice, Clermont-Ferrand, Paris et Toulouse) à l'aide de dispositifs passifs. Le rapport final de ce projet doit être rédigé dans les mois à venir.

Le second projet, baptisé « Sentinelles de l'Air », est coordonné par l'APPA (*Dunkerque, Lille, Marseille et Grenoble, Derbez, 30 logements par ville 2001-2005*). Il a entre autre pour objectif d'évaluer l'exposition individuelle aux BTEX (benzène, toluène, éthylbenzène, xylènes) et aux aldéhydes de sujets volontaires résidant dans 4 agglomérations urbaines françaises (Dunkerque, Lille, Marseille, Grenoble). Parallèlement à cette évaluation de l'exposition individuelle, des mesures de la pollution de l'air à l'intérieur des logements des volontaires seront réalisées avec les mêmes dispositifs de prélèvement (tubes Radiello) pendant 48 heures. Deux campagnes de mesures (printemps-été et hiver) sont prévues au cours des années 2001-2002 puis 2004-2005. Ceci devrait permettre de suivre la variation de l'exposition dans le temps et dans l'espace. Les résultats de la 1^{ère} campagne de mesurage (printemps-été 2001) devraient être disponibles au cours du premier trimestre 2002 auprès de l'APPA. Elle a mobilisé 170 sujets dans les 4 villes. Au cours de cette première campagne considérée comme une étude de faisabilité, les aldéhydes ont été mesurés uniquement à

Marseille. Pour les futures campagnes, toujours basées sur le volontariat, une trentaine de mesures par ville et par saison devraient être réalisées (Derbez 2001).

Enfin (*Paris, Momas, 60 logements, 2000-2001*), une étude menée conjointement par le LHVP (M Le Moullec) et la faculté de Pharmacie de Paris V (Mlle Momas) a pour objectif d'évaluer la pollution par les aldéhydes à l'intérieur d'une soixantaine de logements parisiens. Au cours de ces travaux, qui doivent s'achever dans les mois à venir, les mesurages de divers aldéhydes ont été effectués à 3 reprises dans chacun des logements.

5.3.2. Les études dans les écoles et les crèches

Les premiers travaux dans les établissements scolaires remontent au début des années 1990 (*Marseille, Grimaldi, 1 école maternelle et 1 université, 1992*). Les aldéhydes totaux, l'acétaldéhyde, le formaldéhyde (ainsi que le CO, les particules totales et certains métaux) ont été mesurés simultanément à l'intérieur et l'extérieur d'une salle de classe d'école maternelle et d'un amphithéâtre de l'université de Marseille (Grimaldi 1992). Les polluants ont été mesurés au cours de périodes avec et sans chauffage. De plus, les conditions de confort dans les locaux ont été contrôlées par enregistrement de la température et de l'hygrométrie.

La salle de classe était située dans une école maternelle implantée dans une zone urbaine et industrielle de la banlieue nord de Marseille. Trois emplacements ont été retenus pour la campagne de mesure : un à l'intérieur de la classe et deux à l'extérieur (dans la cour de récréation et en bordure de rue). L'amphithéâtre de la faculté de pharmacie de Marseille, située dans le centre de la ville près d'axes routiers à grande circulation, est au rez de chaussée. Comme pour l'école 3 postes de prélèvement ont été utilisés (un dans l'amphithéâtre, deux à l'extérieur en bordure du boulevard). Pour chaque local, une série de mesure a été effectuée en période "chaude" (en octobre), une autre en période « froide » (en janvier dans l'école et en novembre-décembre dans l'amphithéâtre).

Le formaldéhyde et l'acétaldéhyde ont fait l'objet de dosages ponctuels sur des prélèvements d'une durée de 30 minutes tous les jours ouvrables de la semaine. L'échantillonnage a été effectué à l'aide de cartouches SEP-PAK C18 et l'analyse par chromatographie liquide haute performance. Les aldéhydes totaux, prélevés quotidiennement selon une séquence « diurne » de 8 heures (ouverture des locaux) et une séquence « nocturne » de 16 heures (fermeture des locaux) ont été piégés par barbotage de l'air puis dosés par colorimétrie.

Durant la période estivale, de nuit comme de jour, les concentrations en aldéhydes totaux sont significativement plus fortes à l'intérieur des classes de l'école maternelle qu'à l'extérieur (tableau 31). Une certaine accumulation des aldéhydes après fermeture de la classe pourrait expliquer que le rapport intérieur/extérieur soit un peu plus élevé la nuit. Les concentrations intérieures moyennes diurnes et nocturnes sont plus faibles pendant l'hiver que l'été. Selon les auteurs, la production intérieure d'aldéhydes semble moins marquée pendant la période hivernale mais les fortes concentrations à l'extérieur contribuent à la diminution du ratio intérieur / extérieur ($r_{I/E}$).

Quelle que soit la période de mesurage, les teneurs moyennes en aldéhydes totaux dans l'amphithéâtre sont inférieures à celles observées dans l'école maternelle. Une densité moins importante du mobilier par rapport au volume des locaux, une différence dans les matériaux retrouvés dans chacun des milieux, ou bien encore une aération moins efficace dans la salle de classe pourrait expliquer cette différence. Les plus fortes teneurs dans l'amphithéâtre sont

observées durant la présence des étudiants, vraisemblablement en raison de la présence de fumeurs.

Tableau 31 : Teneurs en aldéhydes totaux dans la salle de classe et l'amphithéâtre ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	Salle de classe d'école maternelle				Amphithéâtre			
	Période sans chauffage		Période avec chauffage		Période sans chauffage		Période avec chauffage	
	Jour	Nuit	Jour	Nuit	Jour	Nuit	Jour	Nuit
Intérieur (m \pm ET)	138,9 \pm 59,8	97,1 \pm 56,9	116,7 \pm 92,5	82,5 \pm 28,1	79,1 \pm 64,3	38,7 \pm 20,8	47,9 \pm 26,4	27,6 \pm 15,5
Extérieur (m \pm ET)	61,9 \pm 53,8	20,2 \pm 14,1	96,1 \pm 71,3	62,9 \pm 68,3	44,1 \pm 25,1	20,6 \pm 11,9	38,1 \pm 18,5	23,8 \pm 14,2
Int / Ext (m \pm ET)	4,1 \pm 3,2	5,7 \pm 9,1	1,3 \pm 0,7	1,3 \pm 1,0	1,9 \pm 1,1	2,1 \pm 1,1	1,3 \pm 0,6	1,3 \pm 0,4

Dans la salle de classe de l'école maternelle, la moyenne des rapports $r_{I/E}$ toujours supérieure à 1 montre qu'il existe une émission interne de formaldéhyde au cours des deux périodes de mesure (tableau 32). Le rapport plus élevé le matin avant l'ouverture de la classe que l'après midi pourrait être expliqué par le relargage de formaldéhyde à partir des divers mobiliers et une concentration nocturne du polluant favorisée par une ventilation quasi nulle. L'influence de l'humidité relative sur les émissions de formaldéhyde peut également être suspectée puisque les teneurs intérieures les plus fortes ont été mesurées au cours de la période hivernale lorsque l'hygrométrie était maximale.

Les concentrations en formaldéhyde à l'intérieur de l'amphithéâtre sont plus faibles que celles relevées à l'extérieur. Il faut toutefois remarquer que ces teneurs extérieures élevées ont été mesurées le matin comme l'après midi au moment où le trafic automobile sur le boulevard adjacent était très important. En dépit d'une concentration extérieure en formaldéhyde sur le site de l'amphithéâtre 2 à 3 fois plus importante qu'au niveau de l'école maternelle, les concentrations à l'intérieur dans la salle de classe de l'école maternelle sont environ 2 à 10 fois plus élevées que dans l'amphithéâtre.

Tableau 32 : Teneurs en formaldéhyde dans la salle de classe et l'amphithéâtre ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	Salle de classe d'école maternelle				Amphithéâtre			
	Période sans chauffage		Période avec chauffage		Période sans chauffage		Période avec chauffage	
	Matin	Après midi	Matin	Après midi	Matin	Après midi	Matin	Après midi
Intérieur (m \pm ET)	32,6 \pm 24,6	24,8 \pm 20,8	19,7 \pm 9,3	17,9 \pm 3,6	3,8 \pm 3,7	6,4 \pm 8,2	6,4 \pm 3,2	7,4 \pm 1,9
Extérieur (m \pm ET)	5,9 \pm 2,6	8,4 \pm 3,5	4,5 \pm 2,8	4,7 \pm 3,6	18,8 \pm 12,2	19,4 \pm 10,3	9,0 \pm 2,9	14,8 \pm 7,5
Int / Ext (m \pm ET)	5,5 \pm 2,8	2,9 \pm 1,9	4,4 \pm 2,9	3,8 \pm 2,2	0,2 \pm 0,1	0,3 \pm 0,2	0,7 \pm 0,4	0,5 \pm 0,3

L'hiver, les teneurs moyennes en acétaldéhyde dans la salle de classe de l'école maternelle sont 2 à 3 fois supérieures à celles de l'air extérieur (tableau 33). L'été en revanche, lorsque la ventilation est plus importante, les teneurs intérieures et extérieures sont assez proches l'une de l'autre. La salle de classe de l'école maternelle renferme de plus grandes quantités de formaldéhyde que d'acétaldéhyde.

Les teneurs en acétaldéhyde dans l'amphithéâtre sont très largement inférieures à celles observées sur le boulevard adjacent. Contrairement à ce qui avait été observé dans la classe de l'école maternelle, l'acétaldéhyde est prédominant par rapport au formaldéhyde dans l'amphithéâtre, notamment en fin d'après midi avant aération du local. Ceci suppose que les aldéhydes présents dans l'amphithéâtre sont pour partie originaires de la fumée de tabac.

Tableau 33 : Teneurs en acétaldéhyde dans la salle de classe et l'amphithéâtre ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	Salle de classe d'école maternelle				Amphithéâtre			
	Période sans chauffage		Période avec chauffage		Période sans chauffage		Période avec chauffage	
	Matin	Après midi	Matin	Après midi	Matin	Après midi	Matin	Après midi
Intérieur ($m \pm ET$)	10,3 \pm 8,5	11,9 \pm 10,8	16,6 \pm 5,9	14,5 \pm 4,1	5,0 \pm 1,6	16,2 \pm 4,3	8,4 \pm 1,7	10,8 \pm 7,5
Extérieur ($m \pm ET$)	13,9 \pm 4,1	10,2 \pm 4,7	3,4 \pm 1,6	5,9 \pm 5,8	61,5 \pm 15,7	85,5 \pm 48,7	22,5 \pm 3,1	49,8 \pm 13,4
Int / Ext ($m \pm ET$)	0,7 \pm 0,6	1,1 \pm 0,8	3,3, \pm 2,3	2,5 \pm 1,8	0,1 \pm 0,1	0,2 \pm 0,2	0,4 \pm 0,2	0,2 \pm 0,1

A la même époque (**Paris, Laurent, 6 écoles primaires et 4 crèches, 1990-1991**) une autre étude a été réalisée afin de caractériser la qualité de l'air à l'intérieur de bâtiments scolaires à Paris (Laurent 1993). Deux groupes d'écoles ont été retenus selon des critères d'environnement extérieur, d'âge des bâtis, type de chauffage...

Entre janvier 1990 et avril 1991, 10 écoles établissements scolaires (6 écoles primaires et 4 crèches) ont été investigués par prélèvements actifs. Neuf bâtiments étaient naturellement ventilés, 1 était équipé d'air conditionné. Pendant deux semaines, des prélèvements actifs ont permis d'estimer les niveaux de contamination intérieure en aldéhydes-cétones, hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM) et composés organiques volatils (COV). Les teneurs à l'extérieur des bâtiments ont été mesurées simultanément à l'aide des mêmes dispositifs.

Au cours d'une seconde phase, des mesures ont été effectuées à l'aide de dispositifs passifs dans 8 établissements (4 écoles et 4 crèches localisées dans un même environnement extérieur) ventilés naturellement. Les teneurs en COV et composés carbonylés ont été évaluées respectivement à l'aide de tube Tenax (désorption thermique puis analyse chromatographique) et par un échantillonneur « DNPH ». Pendant 9 mois, les dispositifs ont été placés une semaine par mois dans les classes. Des prélèvements complémentaires ont été réalisés dans les dortoirs des crèches.

Tableau 34 : Méthodes de prélèvement et d'analyse des COV

Paramètre	Echantillonneur	Temps de prélèvement	Technique analytique
Aldéhydes-cétones	Silice C 18	24 h	HPLC ^b -détection UV
	DNPH ^a	1 – 2 h	
HAM	Charbon actif	24 h	CG-FID ^c
COV	Tenax	1 – 2 h	CG-SM ^d

^a: 2,4-dinitrophenylhydrazine ^b: Chromatographie Liquide Haute Performance

^c: Chromatographie gazeuse couplée à un détecteur à ionisation de flamme

^d: Chromatographe gazeuse couplé à une spectrométrie de masse

Quelque soit la durée d'échantillonnage (1 heure par prélèvement actif ou une semaine par prélèvement passif), les alcanes, hydrocarbures aromatiques et chlorés et les aldéhydes représentent plus de 90 % des COV totaux identifiés à l'intérieur des établissements.

Les niveaux de contamination en alcanes et hydrocarbures aromatiques monocycliques à l'intérieur des locaux sont fortement dépendants des teneurs extérieures. A l'exception d'un bâtiment de construction récente, les concentrations moyennes en COV sont plus faibles à l'intérieur qu'à l'extérieur. En revanche, les teneurs en hydrocarbures chlorés sont souvent plus élevées à l'intérieur des classes (tableau 35). Ceci est particulièrement lié à la présence de 1,1,1 trichloroéthane (de 2 à 194 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) et de 1,4 dichlorobenzène (de 2 à 264 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Des analyses spécifiques ont montré que le formaldéhyde est le composant majeur des aldéhydes mesurés dans ces bâtiments scolaires (concentrations moyennes entre 50 et 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Les résultats similaires obtenus pour des durées de prélèvement plus ou moins longues (1 heure ou 1 semaine) montrent que les sources intérieures de formaldéhyde sont relativement permanentes. Dans une école où l'on notait la mise en place récente de panneaux agglomérés, de fortes teneurs ont été mesurées (concentration moyenne = 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; maximum = 267 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). D'autres composés, comme le 4 méthyl-pentanone, l'hexanal et le benzaldéhyde ont également été fréquemment retrouvés à des teneurs relativement élevées (de quelques $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Pour la plupart des COV, les activités pratiquées par les écoliers ne semblent pas influencer de manière significative les teneurs mesurées dans l'enceinte des classes. Cependant, dans certains cas (4 méthyl-pentanone, 1,1,1 trichloroéthane et acétate de butyl), les profils temporels des concentrations en COV sont en relation avec les activités réalisées en classe.

Des sources de polluants permanentes (formaldéhyde) et épisodiques (hydrocarbures chlorés, esters...), liées à la manipulation de certains produits dans les écoles, ont pu être identifiées au cours de ces travaux.

Tableau 35 : Teneurs en COV ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) à l'extérieur et l'intérieur d'établissements scolaires parisiens

		Prélèvement actif		Prélèvement passif	
		(1 heure)		(1 semaine)	
		Intérieur	Extérieur	Intérieur	Extérieur
Alcanes	Moy. \pm ET	69 \pm 40	70 \pm 58	68 \pm 87	41 \pm 26
	Min - Max	16- 184	6 - 198	22 - 552	10 - 94
Hydrocarbures aromatiques	Moy. \pm ET	123 \pm 65	160 \pm 111	123 \pm 87	99 \pm 43
	Min - Max	47 - 348	16 - 396	45 - 570	41 - 168
Hydrocarbures chlorés	Moy. \pm ET	91 \pm 77	31 \pm 28	72 \pm 48	33 \pm 12
	Min - Max	10 - 296	13 - 124	26 - 287	12 - 58
Terpènes	Moy. \pm ET	22 \pm 24	12 \pm 15	14 \pm 13	2 \pm 3
	Min - Max	2 - 90	< 1 - 73	< 1 - 60	< 1 - 15
Composés carbonylés	Moy. \pm ET	158 \pm 44	46 \pm 12	98 \pm 32	26 \pm 21
	Min - Max	20 - 145	4 - 39	7 - 267	4 - 89
Formaldéhyde	Moy. \pm ET	46 \pm 32	17 \pm 12	60 \pm 46	-
	Min - Max	7 - 91	2 - 37	6 - 267	-

Deux vastes études sont actuellement en cours de réalisation dans les établissements scolaires ou les crèches. Au cours de l'étude ISAAC, inscrite dans le programme de recherche Primequal (Marseille, Créteil, Bordeaux, Strasbourg, Reims et Clermont-Ferrand, Annesi, 20 écoles primaires par ville, 1999-2001) des campagnes de mesurage ont été réalisées en 1999 et 2000 dans des écoles primaires de 6 villes françaises (Marseille, Créteil, Bordeaux, Strasbourg, Reims et Clermont-Ferrand). La seconde phase de cette étude (Annesi 2000) a pour objectif d'étudier l'impact de la pollution de l'air sur la santé respiratoire et allergique de l'enfant dans diverses zones de la France. Des mesures de concentration en formaldéhyde et acétaldéhyde ont été réalisées en continu pendant 5 jours (du lundi au vendredi) dans les classes et dans les cours de récréation à l'aide de capteurs passifs (type Radiello). Les résultats préliminaires montrent que les niveaux moyens de formaldéhyde sont environ 8 fois plus élevés à l'intérieur des classes ($24 \mu\text{g}/\text{m}^3$) que dans les cours de récréation ($3 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Cette tendance est également observée pour l'acétaldéhyde. Les résultats complets de cette étude, qui seront disponibles dans les mois à venir, vont permettre de disposer d'un nombre très important de données sur les teneurs à l'intérieur des locaux scolaires de 6 agglomérations françaises représentant un ensemble d'environ 6 000 enfants âgés de 10 ans.

Par ailleurs, dans le cadre d'un contrat entre la DRASS Ile de France et le Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris, une étude sur la qualité de l'air à l'intérieur des crèches collectives de la région Ile de France est actuellement en cours (Paris, Domsic, 80 crèches, 2000-2001). Elle comprend notamment des mesurages de benzène, de formaldéhyde et d'acétaldéhyde pendant 2 jours dans diverses crèches sélectionnées par tirage au sort parmi les 208 crèches collectives de la région. Quatre campagnes de mesures (2 hivernales, 2

estivales) ont été prévues au cours de cette étude débutée en 2000. Selon la saison et l'année, de 10 à 30 établissements devraient être investigués. Un rapport d'étape a été rédigé par le LHVP en attendant les résultats définitifs de cette étude dont la dernière campagne de mesure s'est terminée à la fin de l'été 2001. Les résultats de ces travaux ne seront mis à disposition qu'après accord entre les deux partenaires de ce contrat (DRASS Ile de France – LHVP). Le LHVP (M Squinazi), sous réserve d'un accord de la DRASS, est favorable à une diffusion de ses rapports.

5.3.3. Les études dans les immeubles de bureaux

En 1992 (*Paris, Perdrix, 2 immeubles différents par leur système de ventilation, 1992*), en collaboration avec la Direction des Etudes et Recherche d'EDF, l'Institut de Médecine du Travail et de l'Environnement de Grenoble a effectué une étude visant à comparer la qualité de l'air dans 2 immeubles d'âge et d'activité identiques mais différant par leur système de ventilation (Parat 1999).

Un immeuble climatisé et un immeuble ventilé naturellement ont été sélectionnés (Saude 1993). Au cours de 8 campagnes échelonnées sur un an (janvier, février, avril, mai, juillet, septembre, octobre et décembre 1992), les COV ont été mesurés simultanément à l'intérieur et à l'extérieur d'un bureau de chaque immeuble (parallèlement des mesures de CO, CO₂, NO, NO₂ et d'aérobiocontamination ont été effectuées).

Les deux immeubles sélectionnés pour cette étude, distants de 1 km, étaient situés dans le centre de Paris (à proximité de la place de l'Etoile) (Saude 1993). L'un était équipé d'un système central de chauffage, ventilation et air conditionné (AC), l'autre était naturellement ventilé (VN). Tous deux étaient d'âge similaire (25-30 ans) et accueillait des travailleurs du secteur tertiaire.

Dans chaque immeuble, les bureaux ont été sélectionnés en raison de leurs caractéristiques identiques (taille, densité d'occupation, zones non fumeurs, absence de photocopieuse, sols et murs moquetés...). L'immeuble ventilé naturellement comporte 7 étages et accueille 200 personnes. Les fenêtres des bureaux peuvent être ouvertes. L'autre immeuble comprend 800 personnes réparties sur 10 étages. Les fenêtres ne peuvent être ouvertes par les occupants qui ne peuvent réguler eux mêmes la qualité de l'air.

Les dispositifs de prélèvement ont été disposés à l'intérieur des bureaux à une hauteur de 1,5 mètres. Pour les mesures extérieures, les échantillonneurs étaient situés à la hauteur de la prise d'air frais sur le toit de l'immeuble climatisé et sur la façade extérieure près d'une fenêtre d'un bureau situé au 6^{ème} étage du bâtiment non climatisé. Les mesures ont été effectuées simultanément dans les deux immeubles pendant des périodes d'activité et d'occupation des bureaux normales.

Les niveaux de pollution intérieure en COV sont 1,2 à 7 fois plus élevées que dans l'air extérieur. Les teneurs en composés aromatiques (benzène, toluène, xylènes), formaldéhyde, acétaldéhyde et acétone sont du même ordre de grandeur dans les 2 types d'immeubles. On notera cependant qu'il existe des « pics » de pollution plus marqués dans les bureaux climatisés avec des concentrations maximales pour le toluène, le benzène, le formaldéhyde et l'acétaldéhyde respectivement de 1200, 100, 90 et 50 µg/m³, contre 250, 40, 50 et 20 µg/m³ dans les bureaux ventilés naturellement. Ces derniers semblent plus sensibles aux variations extérieures que les immeubles climatisés (Saude 1993).

Dans le cadre du projet Européen JOULE II (« Audit de la Qualité de l'air dans les immeubles de bureau ») (*Paris, Kirchner, 6 immeubles de bureaux, 1994*), huit pays participèrent en 1994 à une campagne de mesures sur les immeubles de bureaux. Le volet français de cette étude a été confié au CSTB (Kirchner 1995). Outre des mesures de COV, les investigations comprenaient également la caractérisation de la ventilation, des mesures physiques (renouvellement de l'air, consommation d'énergie, température...) et chimiques (CO, CO₂), le comptage des poussières ainsi que des mesures sensorielles et des questionnaires relatifs aux symptômes exprimés par les occupants des bureaux.

Six immeubles de bureaux localisés dans la région parisienne ont été sélectionnés selon les critères définis par les experts européens du projet JOULE II. Dans chaque immeuble, les campagnes de mesure ont été effectuées sur une journée, entre les mois de février et mai 1994.

Les composés organiques volatils totaux (TVOC) ont été mesurés en continu pendant 12 heures (B&K 1302). L'appareil de mesure étant également utilisé pour d'autres mesurages, l'enregistrement des TCOV débutait le plus souvent dans l'après midi et se prolongeait durant la nuit.

Pour les six immeubles, les teneurs en composés organiques volatils totaux sont plus élevées à l'intérieur qu'à l'extérieur des bâtiments. Le rapport TVOC intérieur / TVOC extérieur peut varier entre 3,4 et 7,7.

Tableau 36 : Concentrations en TVOC à l'intérieur de 6 immeubles de bureau parisiens

Immeuble	TVOC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		$R_{I/E}$
	Intérieur	Extérieur	
A	204	60	3,4
B	616	80	7,7
C	537	140	3,8
D	486	110	4,4
E	278	40	7,0
F	357	60	6,0

Les principaux COV rencontrés à l'intérieur de chacun des immeubles sont présentés dans le tableau suivant.

Tableau 37 : Principaux COV identifiés dans les immeubles de bureau et concentration (toluène équivalent)

	Concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)					
	A	B	C	D	E	F
Alcanes						
2-methyl-pentane		26	11	9		7
n-hexane		30				
C7H16				6		
Methyl-cyclohexane				5		6
n-heptane			10	15		7
C-??alcane	4					
C9H20 alcane ?			24			
Decane C10H22	4		10			
Undecane C11H24			13			
Tetradecane C14H30	4					
Aromatiques						
Toluene	19	132	81	25	21	17
m-xylène	20	63	24	10		12
o-xylene	11	24	10			6
p-xylène	6	28				
Triméthyl-benzène	4	18	12			8
2-Me-hexane-benzène ?	7	41	22	13		10
Alcools/Cétones						
Ethanol		15		48	110	10
1-butanol				10		
Acétone	17	32	15	9	36	10
Cyclohexanone					21	
Terpènes						
L-limonene	89					11
Alpha-pinène		16				
Autres COV						
1,1,1-trichloréthane	10	56	10		14	14
Dichloro benzène		18	14			
Acide acétique ?	7		11	5	11	
Acide dodécanoïque				6		
Benzaldéhyde	4				11	10
Decanal				5		
Composés phtalates				16		
Soloxanes				16	16-62	

5.3.4. Les études relatives à plusieurs types de locaux

Dans le cadre du programme Primequal (*Rouen, Cicolella, 20 logements et 3 crèches, 1999-2000*), l'étude EXBE avait pour objectif d'évaluer une éventuelle surexposition au benzène de l'enfant par rapport à l'adulte à l'aide d'indicateurs biologiques urinaires (acide muconique, hydroquinone) et d'en analyser les causes. Pour cela, des prélèvements atmosphériques ont été effectués du lundi matin au vendredi soir à l'intérieur et à l'extérieur des crèches de l'agglomération Rouennaise et des logements des participants (chambre des enfants et des parents) (Cicolella 1999). Ces travaux devraient se prolonger dans les mois à venir chez des enfants âgés de 4 à 6 ans fréquentant des écoles maternelles.

Les mesures intérieures ont été réalisées à l'aide de préleveurs passifs (Radiello Perkin Elmer). L'analyse est réalisée par désorption thermique et chromatographie gazeuse. Trois crèches, accueillant des enfants âgés de 2 à 3 ans, ont été retenues. Sélectionnées à partir des résultats obtenus lors de l'étude MAC BETH, elles sont situées dans des zones différentes en terme de pollution externe : 2 sont situées dans des zones de pollution extérieure « élevée », 1 dans une zone de pollution « faible ».

Les campagnes de mesures effectuées dans 21 chambres d'enfants, 22 chambres d'adultes et 3 crèches sont terminées et l'exploitation finale des résultats est en cours. Les résultats préliminaires indiquent que les concentrations à l'intérieur des crèches sont 2 à 3 fois plus élevées que les concentrations extérieures (Cicolella 2000).

Tableau 38 : Concentrations moyennes en benzène à l'intérieur et l'extérieur de 3 crèches rouennaises

	Air intérieur ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Air extérieur ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Crèche A	10,5 ± 1,9	5,0 ± 2,1
Crèche B (section 1)	35,5 ± 13,5	7,6 ± 0,3
Crèche B (section 2)	11,1 ± 6,9	7,6 ± 0,3
Crèche B (section 3)	9,1 ± 5,0	7,6 ± 0,3
Crèche C	7,9 ± 3,4	3,5 ± 0,3

Des niveaux de concentration en benzène supérieurs à l'objectif de qualité de l'air de l'Union Européenne ($5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ont été observés dans la chambre à coucher des enfants et des parents dans 85 et 70 % des cas. Les concentrations moyennes dans les chambres des enfants sont plus élevées que dans celles de leurs parents. Le rapport définitif de cette étude devrait être remis à l'ADEME et au MATE au plus tard au cours du premier trimestre 2002.

S'inscrivant également dans le cadre du programme de recherche Primequal (*Paris, Squinazi, 100 logements et 100 bureaux, 2000-2001*), une évaluation de l'exposition au benzène au sein d'une population du secteur tertiaire d'une direction importante de la Mairie de Paris a été réalisé au cours des années 2000-2001 (Squinazi 1999). Les participants ont été tirés au sort sur la liste du personnel de cette administration. Ont participé, sur la base du volontariat, les sujets répondant aux critères d'inclusion suivants : travailler et résider en Ile de France, être non fumeur.

Chaque personne était équipée de 2 dispositifs portables permettant, l'un de quantifier son exposition cumulée pendant la journée, l'autre de mesurer les niveaux de concentration au cours de ses déplacements domicile-travail. Parallèlement, deux autres dispositifs fixes ont été placés dans l'habitat et sur le lieu de travail (immeubles de bureau) et sont mis en fonctionnement exclusivement pendant le temps de présence des individus dans ces deux milieux de vie au cours d'une journée. Tous ces dispositifs de prélèvements dynamiques sont identiques et se composent chacun d'un tube rempli d'un adsorbant thermodésorbable (chromosorb 106) relié à une pompe permettant l'aspiration de l'air. L'analyse est réalisée par chromatographie en phase gazeuse associée à une double détection, ionisation de flamme et spectrométrie de masse.

Une centaine de sujets a participé à cette étude qui s'est achevée à l'automne 2001. Les résultats de ces travaux seront présentés dans un rapport qui doit être remis à l'ADEME et au MATE au cours des mois prochains.

Tableau 39 : Synthèse des principaux résultats issus des études françaises relatives à la pollution intérieure en benzène

Auteur (année)	Ville	Saison	Mesures répétées	Durée prélèvement	Mode recrutement / population	Méthodologie	N	Type de local	Résultats ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	
									C _{Int}	C _{Ext}
Cicolella (2000)	Rouen	Octobre	Non	5 j	?	Passif (Radiello)	21 22 3	Habitat : chambres d'enfant chambre des parents Crèches	(résultats intermédiaires) Crèche n°1 10,5 Crèche n°2 35,5 ; 11,1 ; 9,1 ^a Crèche n°3 7,9	5,0 7,6 3,5
Gonzalez-Flesca (2000)	Rouen	Hiver	Non	5 j	Non fumeurs	Passif (Radiello)	50	Habitat	6,0 ^b	4,0 ^b
Cicolella (1998)	Nancy	Novembre	Non	5 j	Volontaires non fumeurs	Passif (Radiello)	10	Habitat	10,8	4,3
Kirchner (1995)	Paris	?	Non	?	Logements sociaux	Passif (Tenax)	4	Habitat	11 à 34	6
Parat (1993)	Paris	1 an	Oui	?	1 immeuble climatisé + 1 immeuble ventilé naturellement	?	?	Immeubles de bureaux	Climatisé C _{maximale} = 100 Ventilation naturelle C _{maximale} = 40	- -
Barguil (1990)	Paris	Hiver + été	Oui	24 h	Volontariat	Actif	9	Habitat	11,0	4,0

^a : mesures effectuées dans 3 sections différentes de la crèche

^b : moyenne établie après exclusion des valeurs au delà du 90^{ème} percentile (sans justification)

Tableau 40 : Synthèse des principaux résultats issus des études françaises relatives à la pollution intérieure en formaldéhyde

Auteur (année)	Ville	Saison	Mesures répétées	Durée prélèvement	Mode recrutement / population	Méthodologie	N	Type de local	Résultats ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	
									C _{Int}	C _{Ext}
Cicolella (1998)	Nancy	Novembre	non	5 j	Volontariat	Passif (Radiello)	10	Logement (chambre)	25,3	2,98
Parat (1993)	Paris	1 an	oui	?	1 immeuble climatisé + 1 immeuble ventilé naturellement	?	?	Immeubles de bureaux	<i>Climatisé</i> C _{maximale} = 90	-
									<i>Ventilation naturelle</i> C _{maximale} = 50	-
Laurent (1993)	Paris	Hiver + été	oui	1 h 7 j	Critères géographiques et bâti	Actif Passif (Tenax)	10	Ecoles + crèches	46 ± 32 60 ± 46	17 ± 12 -
Grimaldi (1992)	Marseille	Eté + hiver	oui	30 minutes matin et soir	?	Passif (SEP-PAK C18)	1	Ecole maternelle	<i>Eté</i> Matin : 32,6 ± 24,6 AM : 24,8 ± 20,8	5,9 ± 2,6 8,4 ± 3,5
		Eté + hiver	oui	30 minutes matin et soir	?	Passif (SEP-PAK C18)	1	Université	<i>Hiver</i> Matin : 19,7 ± 9,3 AM : 17,9 ± 3,6	4,5 ± 2,8 4,7 ± 3,6
		Eté + hiver	oui	30 minutes matin et soir	?	Passif (SEP-PAK C18)	1	Université	<i>Eté</i> Matin : 3,8 ± 3,7 AM : 6,4 ± 8,2	18,8 ± 12,2 19,4 ± 10,3
		Eté + hiver	oui	30 minutes matin et soir	?	Passif (SEP-PAK C18)	1	Université	<i>Hiver</i> Matin : 6,4 ± 3,2 AM : 7,4 ± 1,9	9,0 ± 2,9 14,8 ± 7,5
Barguil (1990)	Paris	Hiver + été	oui	24 h	Volontariat	Actif	9	Habitat	18	9

Tableau 41 : Synthèse des principaux résultats issus des études françaises relatives à la pollution intérieure en acétaldéhyde

Auteur (année)	Ville	Type de local	Saison	Mesures répétées	Durée prélèvement	Mode recrutement / population	Méthodologie	N	Résultats ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	
									C _{Int}	C _{Ext}
Cicolella (1998)	Nancy	Logement	Novembre	Non	5 j	Volontaires non fumeurs	Passif (Radiello)	10	24,1	1,99
Parat (1993)	Paris	Immeubles de bureaux	1 an	Oui	?	1 immeuble climatisé + 1 immeuble ventilé naturellement	?	2	<i>Climatisé</i> C _{max} = 50	-
									<i>Ventilation naturelle</i> C _{max} = 20	-
Grimaldi (1992)	Marseille	Université	Eté + hiver	Oui	30 minutes matin et soir pendant 5 jours		Passif (SEP-PAK C18)	1	<i>Eté</i> Matin : $5,0 \pm 1,6$ AM : $16,2 \pm 4,3$	$61,5 \pm 15,7$ $85,5 \pm 48,7$
		Ecole maternelle	Eté + hiver	Oui	30 minutes matin et soir		Passif (SEP-PAK C18)	1	<i>Hiver</i> Matin : $8,4 \pm 1,7$ AM : $10,8 \pm 7,5$	$22,5 \pm 3,1$ $49,8 \pm 13,4$
									<i>Eté</i> Matin : $10,3 \pm 8,5$ AM : $11,9 \pm 10,8$	$13,9 \pm 4,1$ $10,2 \pm 4,7$
									<i>Hiver</i> Matin : $16,6 \pm 5,9$ AM : $14,5 \pm 4,1$	$3,4 \pm 1,6$ $5,9 \pm 5,8$
Barguil (1990)	Paris	Habitat	Hiver + été	Oui	24 h	Volontariat	Actif	9	6	2

5.4. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Barguil S, Le Moullec Y, Person A, Laurent AM, Festy B. Chemical characterisation of indoor air quality in Parisian homes. *Aerobiologia* 1990;6:28-31.

ECA, European Collaborative Action « Indoor Air Quality and Its Impacts On Man ». Total Volatile Organic Compounds (TVOC) in Indoor Air Quality Investigation. Report n°19 (EUR 17675 EN). Office for Official Publications of the European Communities. 1997.

Cicolella A, Kouniali A, Gehanno JF, Dujardin R, Gonzalez-Flesca N, Bois F. Comparaison de l'exposition environnementale au benzène de couples parent-enfant à l'aide d'indicateurs biologiques urinaires. Présenté au congrès Primequal-Predit de Toulouse, novembre 2000.

Cicolella A, Kouniali A. Evaluation de l'exposition de l'enfant au benzène à l'aide d'un indicateur biologique spécifique, l'acide muconique. INERIS DRC-ERSA-Aci-Ako / 20580 / 99. Ministère de l'emploi et de la solidarité. Décembre 1999.

Cicolella A, Gonzalez-Flesca N, Bastin E (INERIS AIRLOR). Etude pilote de mesure de l'exposition personnelle des populations urbaines au benzène, au formaldéhyde et à l'acétaldéhyde. INERIS MAN-EMA-Ngo-Aci/AR-98-34 F 502—cr.074.doc. 1998.

Derbez M. Projet d'étude "Sentinelles de l'Air". *Pollution atmosphérique* 2001 ; 170 : 161.

Kirchner S, Riberon J, Lemasson C, Rouxel P. Habitat à moindre risque allergénique : mesures des conditions d'ambiance et de polluants chimiques. EAE/QAE- DAC n° 95067.012. 1995.

Kirchner S, Riberon J, Cochet C (CSTB). European Audit Project to optimize indoor air quality and energy consumption in office buildings. National Report. France. 1995a.

Grimaldi F, Vandaele S, Muls E, Bascou H, Arfi C, Henry A, Gouezo F, Viala A. Etude de la pollution de l'air à l'intérieur de deux locaux d'enseignement à Marseille. *Pollution atmosphérique* 1992 ; 133 :43-53.

Gonzalez-Flesca N, Cicolella A, Bates MS, Bastin E. Pilot study of personal, indoor and outdoor exposure to benzene, formaldehyde and acetaldehyde. *Environmental Science and Pollution research* 1999; 6(2) : 95-102.

Gonzalez-Flesca N, Bates MS, Delmas V, Cocheo V. Benzene exposure assessment at indoor, outdoor and personal levels. The French contribution to the LIFE MACBETH programme. *Environmental Monitoring and Assessment* 65:59-67.2000.

Laurent AM, Person A, Petit-Coviaux F, Le Moullec Y, Festy B. Chemical characterization of indoor air quality inside schools in Paris. *Proceedings of Indoor Air'93*. Helsinki, Finlande, juillet 1993; vol 3 : 23-28.

Momas I. Effets de la pollution atmosphérique urbaine d'origine automobile sur l'inflammation nasale chez l'enfant. Appel d'offres Primequal-Predit 1999.

Parat S, Perdrix A, Baconnier P. Etude des relations entre climatisation, micro-organismes aéroportés et santé. *Bull Acad Natle Med* 1999;183 (2) :327-344.

Saude I, Loewenstein JC, Millancourt B, Soreau S, Parat S. Indoor air quality : comparing an air conditioned building and a naturally ventilated building. Proceedings of Indoor Air'93. Helsinki, Finlande, juillet 1993; vol 2 : 87-92.

Squinazi F. Evaluation de l'exposition personnelle au benzène d'une population francilienne représentative du secteur tertiaire. Appel d'offres Primequal-Predit 1999.

Zmirou D, Pin I, Gauvin S, Labbe A, Glandier Y, Albertini M, Grimfeld A, Momas I, Bremont F. Asthme de l'enfant et transports : Etude VESTA. Rapport intermédiaire. 1999.

6. PARTICULES INERTES

6.1. SOURCES

Selon leur origine, les poussières ont une taille (exprimée par rapport à leur diamètre aérodynamique médian (\varnothing)) et une composition physico-chimique très variable.

Les particules fines, le plus souvent représentées par les $PM_{2,5}$ ¹¹ ($\varnothing < 2,5 \mu m$), sont formées principalement par condensation de gaz et de vapeurs ; elles sont essentiellement émises lors de processus de combustion incomplète (fumée de tabac et émissions provenant de la cuisson des aliments, des appareils de chauffage, du trafic automobile, des feux de bois, des activités industrielles...). Elles sont principalement constituées de sulfates, de nitrates, d'ammoniac, d'ions métalliques, de composés organiques ou de carbone élémentaire (suie).

Dans l'air extérieur, les particules plus volumineuses telles que les PM_{10} ($\varnothing < 10 \mu m$) sont issues pour partie de phénomènes mécaniques. Elles sont riches en composés terrigènes [oxydes de métaux (Al, Fe, Ti, Si...)] et marins. A l'intérieur des locaux, les grosses particules proviennent de sources diverses : remise en suspension de la poussière du sol, abrasion des surfaces, combustion du charbon et de l'huile, manipulation de textiles et activités de nettoyage ou de bricolage... . La plupart des grosses particules sédimentent rapidement et sont donc éliminées de l'air.

Les deux fractions particulaires diffèrent également selon leur durée de vie dans l'air, leur vitesse de déposition et les distances sur lesquelles elles peuvent être véhiculées. Une certaine homogénéité spatiale est observée avec les fines particules qui peuvent être transportées sur des distances de 100 à 1000 kilomètres. Elles se déplacent librement avec les courants d'air et pénètrent à l'intérieur des locaux par la plupart des systèmes de ventilation. Elles ont une longévité dans l'air très supérieure à celle des plus grosses (demi-vie d'une semaine à plusieurs mois). La dispersion des grosses particules est beaucoup plus réduite du fait de leur vitesse de déposition élevée. Contrairement aux fines particules, les grosses particules extérieures pénètrent peu dans les environnements intérieurs.

La dimension des particules détermine non seulement le transfert extérieur – intérieur des locaux mais également le degré de pénétration et de rétention dans les poumons. En raison de leur inertie, les particules de diamètre supérieur à $10 \mu m$ sont précipitées dans l'oropharynx et dégluties, celles de diamètre inférieur se déposent dans l'arbre respiratoire, les plus fines ($< 2-3 \mu m$) atteignant les bronches secondaires et les alvéoles. Il se dégage un consensus pour considérer que l'essentiel des effets sanitaires liés à la pollution atmosphérique particulaire est le fait de ces particules fines.

Dans les villes françaises aujourd'hui, les particules proviennent surtout du trafic automobile, en particulier du parc de véhicules diesel et sont majoritairement dans la gamme des $PM_{2,5}$. Les émissions industrielles, quant à elles, ont significativement diminué ces dernières années.

¹¹ $PM_{2,5}$ = Particulate Matter 2,5. Terminologie anglo-saxonne désignant les particules de diamètre aérodynamique médian inférieur à $2,5 \mu m$.

6.2. METHODES DE PRELEVEMENT ET D'ANALYSE

Mis à part quelques méthodes passives (collecte par dépôt sur des plaquettes enduites des particules sédimentables), le prélèvement de particules de manière active est le plus fiable et est le seul permettant de mesurer les particules en suspension.

Les particules peuvent être comptées et caractérisées de manière automatique. Ces appareils permettent une mesure de la concentration massique ou concentration pondérale (TEOM, Jauge Bêta, indice de fumée noire = FN), de la concentration en nombre (détecteurs optiques, compteurs de noyaux de condensation) et de la distribution granulométrique en nombre (compteurs optiques de particules). La plupart de ces techniques nécessitent un appareillage souvent encombrant, cher et bruyant dont l'utilisation en air intérieur à grande échelle peut être exclue.

Il existe des appareils portables donnant des concentrations massiques par mesure optique. Par contre, la distribution granulométrique en masse est déterminée grâce au prélèvement de particules par impaction (cyclone, impacteur en cascade ou non). Dans les systèmes portables de collecte des particules, l'air est pompé à travers un cyclone qui sépare les tailles en fonction de leur taille (généralement PM_{2,5} ou PM₁₀) à l'aide d'une pompe à débit constant. Les particules sont récoltées sur un filtre dont la nature peut varier selon les analyses chimiques ultérieures souhaitées. L'utilisation de filtres en Téflon est répandue en raison de leur faible perte de charge, leur faible nature hygroscopique et la qualité de leurs blancs. Pour une étude exclusivement gravimétrique, leur utilisation est limitée par leur sensibilité à l'électricité statique entraînant des difficultés de pesage. Le recours à des systèmes de désionisation avant pesée peut permettre de pallier aux inconvénients des filtres téflonnés. Afin de recueillir une quantité suffisante de particules, les prélèvements réalisés à l'aide de dispositifs portables durent entre au minimum de 12 heures à 24 heures ; ils sont généralement réalisés pendant plusieurs jours.

La mesure la plus simple consiste donc en une mesure gravimétrique (mesure de la masse) des particules récoltées. Mais cette méthode simple dans son principe est délicate à appliquer surtout pour les filtres issus de courtes périodes d'échantillonnage peu chargés en particules. Les filtres doivent être pesés avant et après prélèvement dans des conditions de température et d'humidité relative constantes. La masse de particules recueillie sur les filtres permet de revenir à une concentration moyenne à partir de volume d'air échantillonné et de la durée du prélèvement. A la mesure gravimétrique des particules peut être couplée une analyse chimique. Cette analyse porte le plus souvent sur les composés organiques semi-volatils, les éléments métalliques, les hydrocarbures aromatiques polycycliques ou le carbone total.

6.3. LES ETUDES FRANÇAISES

Les études françaises sur la pollution intérieure par les particules, en cours ou terminées, sont synthétisées dans le tableau 42. On constate rapidement que ce domaine est peu documenté.

Au début de années 1990, on recense quelques travaux centrés sur l'habitat et les établissements scolaires et une synthèse des travaux effectués par le Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris dans les bureaux climatisés en Ile de France. Ces travaux anciens sont essentiellement axés sur les fumées noires.

Jusqu'en 1999, les travaux relatifs aux particules inertes sont quasi absents de la recherche française. L'utilisation d'un matériel de prélèvement coûteux, occasionnant des désagréments sonores relativement importants peut expliquer ce faible engagement. Depuis quelques mois, diverses équipes se sont à nouveau intéressées à la pollution particulaire dans les locaux. Des améliorations techniques notoires permettent de mesurer des particules de faible diamètre, généralement les $PM_{2.5}$. Ces travaux s'inscrivent presque tous dans le cadre du programme de recherche Primequal. Ils sont ciblés principalement sur l'habitat et les écoles. La majorité de ces études est en cours et les résultats devraient être disponibles dans les prochains mois.

En fonction des technologies et des connaissances scientifiques, la mesure des particules a évolué au cours des 10 dernières années. Elle est passée d'une mesure globale des poussières (indice de fumées noires) à une mesure plus en plus fine (mesure des PM_{10} puis des $PM_{2.5}$). L'indice de fumées noires est l'indicateur global le plus anciennement utilisé en Europe. Sa représentativité est limitée car la sensibilité de la mesure est fonction de la composition des particules : il témoigne de la teneur en carbone imbrûlé. L'analyse pondérale des particules collectées repose sur la mesure de la réflectance du filtre de prélèvement. Ces dernières années, la tendance est de déterminer la concentration pondérale des PM_{10} voire même des $PM_{2.5}$ dont l'incidence sanitaire est de plus en plus unanimement reconnue par la communauté scientifique. Aujourd'hui, il semble de plus en plus opportun de procéder à une analyse granulométrique des particules (mesure en nombre ou en masse en fonction des diverses fractions particulières) et de lui coupler une analyse physico-chimique.

On signalera qu'à Grenoble, dans le cadre de l'étude multicentrique européenne EXPOLIS, il a été réalisé une mesure individuelle des $PM_{2.5}$ et une mesure intégrée sur l'ensemble des divers milieux intérieurs fréquentés par chaque participant. Cette étude, qui ne permet pas de distinguer les concentrations dans les différents milieux de vie intérieurs, ne sera donc pas intégrée dans notre revue de littérature.

Si les travaux français ont confirmé l'existence de sources intérieures de particules comme le tabagisme par exemple, l'influence d'autres facteurs internes (activités de cuisine ou nettoyage, remise en suspension particulaire...) reste difficile à quantifier ou même tout simplement à mettre en évidence. Les teneurs en poussières à l'intérieur des bâtiments semblent également fortement influencées par les échanges d'air entre l'extérieur et l'intérieur. Ces échanges sont favorisés lorsque la taille des particules diminue : pour les particules fines on observe très souvent des ratios entre les concentrations intérieures et extérieures proches de 1. Selon les conditions de ventilation des bâtiments, les teneurs en particules dans les locaux sont plus ou moins fortement influencées par la pollution de fond extérieur et/ou la pollution due au trafic de proximité.

Dans les études sur les milieux intérieurs, les appareils portables actuellement disponibles ne permettent pas de réaliser des échantillonnages suffisamment courts pour identifier et quantifier les divers facteurs influençant les teneurs intérieures en particules de manière satisfaisante. Il serait donc souhaitable d'apporter les améliorations technologiques indispensables à une diminution des temps de prélèvement mais aussi de mettre au point des dispositifs miniaturisés et plus silencieux. Ceci faciliterait le recrutement des participants et les campagnes de mesurage pourraient être réalisées quelles que soit leurs activités professionnelles ou domestiques. Une meilleure représentativité des milieux de vie étudiés serait ainsi garantie.

Tableau 42 : Etudes française relatives à la pollution particulaire intérieure

Paramètre	Auteur	Année	Etat d'avancement	Ville	Saison	Durée prélèvement	Mode recrutement population /	Méthodologie	Typologie	n (effectif)
PM _{2,5}	Derbez (2001) Sentinelles de l'air, APPA	2001-2005	En cours	Dunkerque Lille Marseille Grenoble	Hiver + été	?	Volontariat	?	Habitat	30 / ville
PM _{2,5}	Momas (1999)	1999-2002	En cours	Paris	Hiver + été	48 h	Enquête C/T ^c	Pompe SKC + cyclone	Habitat	100
PM _{2,5}	Annesi (2000) Projet ISAAC	1999-2001	Résultats en cours d'exploitation (résultats préliminaires)	Créteil Clermont-Ferrand Reims Marseille Strasbourg Bordeaux	Juin-décembre Avril-juin Avril-juin Mars-juin Février-juin Janvier-mars	5 j	?	Pompe Gil Air + cyclone	Ecoles primaires	20 écoles / ville (3 à 4 classes par école)
Profil granulométrique	Blondeau (2001)	1999-2002	Résultats en cours d'exploitation (résultats préliminaires)	La Rochelle	Eté + hiver ?	15 jours	Critères géographiques + caractéristiques du bâti	Grimm (profil granulométrique)	Ecoles	8 écoles
PM _{2,5}	Zmirou (1999) Projet VESTA	1999-2001	Résultats en cours d'exploitation (résultats préliminaires)	Grenoble Nice Clermont Paris Toulouse	Hiver + été	48 h	Enquête C/T ^c	Pompe SKC + cyclone	Habitat	40 / centre
PM _{2,5}	Mosqueron (2000)	1999-2000	Final	Paris	Eté + hiver	Temps de présence sur 24 h	TAS ^d NF ^e	Pompe Gil Air + cyclone	Habitat + bureau	55

PM ₈	Vincent (1997)	1992	Final	Paris	?	?	3 immeubles selon ventilation	?	Immeubles de bureaux	3
Poussières	Kirchner (1995)	1994	Final	Paris	Février-Mai	8 h	6 immeubles	Pompe	Immeubles de bureaux	6
TSP ^a FN ^b	Laurent (1993)	1990-1991	Final	Paris	1 an	48 – 72 h 1 h	Critères géographiques + caractéristiques du bâti	Analyseur automatique	Ecoles + crèches	10
PM ₈	Mouillesseaux (1993)	1986-1991	Final	Paris	?	?	?	Analyseur automatique	Immeubles de bureaux	112
Poussières	Grimaldi (1992)	1990 ?	Final	Marseille	Hiver + été	8 h + 16 h	?	?	Ecole maternelle+ université	2
FN ^b	Faugere (1992)	1991	Final	Bordeaux	Hiver + été	15 minutes	Quartier en cours de réhabilitation	RAM 1	Habitat	100
FN ^b	Barguil (1990)	1987-1988	Final	Paris	Hiver + été	24 h	Volontariat	Réfectométrie	Habitat	9

^a : TSP = Total Suspended Particulate

^b : FN = Fumées Noires

^c : C/T = Cas / Témoins

^d : Tirage au sort

^e : NF = Non Fumeurs

6.3.1. Les études dans l'habitat

Au début des années 1990 (*Bordeaux, Faugere, 100 logements, 1990-1991*), dans le cadre d'un programme de réhabilitation d'immeubles d'un quartier urbain bordelais, une campagne de vaste envergure sur la qualité de l'air à l'intérieur des logements a été entreprise. Elle portait sur la chimie atmosphérique intérieure, la distribution des particules et aérosols mais aussi sur l'aérocontamination de l'air intérieur, la microbiologie et microscopie des poussières... (Faugere 1992).

Les mesures particulières ont été menées dans 100 logements tirés au sort parmi 1000 appartements du programme. Deux périodes de mesurage ont été retenues : une hivernale avec chauffage (décembre 1990 à mars 1991) et une estivale sans chauffage (mai à septembre 1991). Les concentrations particulières ont été mesurées sur de très courtes périodes (15 minutes) à l'aide d'un appareil de type RAM 1 basé sur la lumière diffusée par les particules de diamètre compris entre 0,1 et 20 μm .

Ce quartier urbain était représenté par divers groupes de population (sujets d'origine française, espagnole, portugaise...) dont les catégories socioprofessionnelles étaient à dominante commerçante ou ouvrière. Au cours de la période hivernale, 57 logements étaient réhabilités, 43 ne l'étaient pas encore. Non représentatifs, ces résultats hivernaux présentent néanmoins l'avantage de montrer que les teneurs dans les logements occupés par des fumeurs ($n = 58$) sont environ 1,5 fois plus élevées que dans les logements sans fumeurs ($n = 40$) ($204,3 \pm 103,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ versus $137,7 \pm 86,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

A la même époque (*Paris, Le Mouleuc, 9 logements, 1987-1988*), 4 appartements et 5 pavillons situés en région parisienne et occupés par des non fumeurs ont été investigués. La campagne de mesurages a été effectuée chez des membres du Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris, tous volontaires (Barguil 1990). Tous ces habitats étaient des bâtiments de plus de 10 ans dans lesquels aucune rénovation récente importante n'avait été faite réalisée.

Des prélèvements actifs de particules ont été effectués au cours de 2 périodes de 3 semaines dans le salon ou le hall d'entrée. De plus, les métaux et HAP contenus dans la phase particulaire ont également été mesurés (tableau 43). Une campagne fut réalisée en période de chauffage, l'autre hors période de chauffage. Des mesures à l'extérieur des habitats ont été réalisées simultanément (dans le jardin ou sur le balcon). Sur l'ensemble des campagnes hivernales et estivales, 51 échantillons de fumées noires (FN) ont été collectés.

Tableau 43 : Méthodes de prélèvement et d'analyse de la phase particulaire

	Prélèvement	Durée	Analyse
Fumées noires	Filtres cellulose	3 × 24 heures	Réflexométrie
Métaux	Membrane en ester de cellulose	5 jours en continu + 10 jours en continu	SAA ^a
HAP	Filtre + adsorbant XAD2	5 jours en continu + 10 jours en continu	HPLC ^b

^a : SAA = Spectrométrie d'Absorption Atomique

^b : HPLC = Chromatographie Liquide Haute Performance

Les concentrations intérieures moyennes en FN sont du même ordre de grandeur que les concentrations extérieures (25 à 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Dans 2 maisons individuelles, la présence de cheminées pourrait augmenter les FN. Ce petit échantillon, constitué uniquement de volontaires, ne peut être représentatif de l'habitat parisien, mais il montrait déjà que les milieux intérieurs pouvaient jouer un rôle essentiel dans l'exposition aux composés organiques volatils et à l'ammoniac.

Deux études multicentriques intégrant des estimations de la pollution particulaire dans l'habitat sont actuellement en cours. Financé par le programme Primequal, le projet VESTA (**Grenoble, Nice, Clermont-Ferrand, Paris et Toulouse, Zmirou, 40 logements par ville, 1999-2001**) vise à étudier le rôle de la pollution atmosphérique d'origine automobile dans le développement de la maladie asthmatique chez l'enfant (Zmirou 1999). Couplées à des mesures individuelles, des mesures de $\text{PM}_{2.5}$ ont été effectuées pendant 48 heures au domiciles d'enfants asthmatiques et d'enfants témoins à l'aide de dispositifs portables. Une quarantaine d'enfants devaient être inclus dans chacune des 5 villes participant à ce projet (Grenoble, Nice, Clermont-Ferrand, Paris et Toulouse). Les résultats complets de cette étude vont être publiés dans les mois prochains. En marge de ce projet, une population d'enfants asthmatiques parisiens (**Paris, Momas, 100 logements, 1999-2001**), complétée par des enfants recrutés dans le cadre de VESTA, a été retenue dans une étude visant à explorer les voies aériennes supérieures par un lavage nasal afin d'évaluer l'impact respiratoire de la pollution atmosphérique en dosant les biomarqueurs de l'inflammation nasale (Momas 1999). Cette étude, également inscrite dans le programme de recherche Primequal, comprend des mesurages de $\text{PM}_{2.5}$ au domicile des enfants pendant 2 jours à l'aide des mêmes dispositifs que ceux utilisés dans VESTA. Ce projet doit s'achever en 2002.

Le second projet, baptisé « Sentinelles de l'Air », est coordonné par l'APPA (**Dunkerque, Lille, Marseille et Grenoble, Derbez, 30 logements par ville, 2001-2005**). Il a entre autre pour objectif d'évaluer l'exposition individuelle au $\text{PM}_{2.5}$ de sujets volontaires résidant dans 4 agglomérations urbaines françaises (Dunkerque, Lille, Marseille, Grenoble). Parallèlement à cette évaluation de l'exposition individuelle, des mesures de la pollution de l'air à l'intérieur des logements des volontaires seront réalisées avec les mêmes dispositifs de prélèvement. Deux campagnes de mesures (printemps-été et hiver) sont prévues au cours des années 2001-2002 puis 2004-2005. Ceci devrait permettre de suivre la variation de l'exposition dans le temps et dans l'espace. Les résultats de la 1^{ère} campagne de mesurage (printemps-été 2001) devraient être disponibles au cours du premier trimestre 2002 auprès de l'APPA. Au cours de cette première campagne, considérée comme une étude faisabilité, les $\text{PM}_{2.5}$ ont été mesurées uniquement à Marseille (Derbez 2001).

6.3.2 Les études dans les écoles

Au début des années 1990 (**Paris, Laurent, 6 écoles primaire et 4 crèches, 1990-1991**), une étude réalisée en région parisienne a permis de caractériser la qualité de l'air à l'intérieur de bâtiments scolaires (Laurent 1993). Deux groupes d'écoles ont été retenus selon des critères d'environnement extérieur, d'âge des bâtis, type de chauffage...

De janvier 1990 à avril 1991, 10 écoles (6 primaires et 4 crèches) ont été investiguées pendant deux semaines. Des prélèvements actifs ont permis d'estimer les niveaux de contamination intérieure en poussières (fumées noires et particules totales), oxydes d'azote et de carbone, ammoniac, aldéhydes-cétones, hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM) et composés organiques volatils (COV). La composition métallique des aérosols a été étudiée par spectrométrie (tableau 44). Les teneurs à l'extérieur des bâtiments ont été mesurées simultanément à l'aide des mêmes dispositifs.

Tableau 44 : Méthodes de prélèvement et d'analyse de la phase particulaire

Paramètre	Echantillonneur	Temps de prélèvement	Technique analytique
<i>Particules totales</i>	Filtres celluloseux	48 – 72 h	Gravimétrie
<i>Métaux</i>			SAA ^a
<i>Fumées noires</i>	Filtres celluloseux	1 h	Réflexométrie

^a: Spectrométrie d'Absorption Atomique

Les concentrations horaires moyennes en FN sont du même ordre de grandeur à l'intérieur et l'extérieur des bâtiments (de 24 à 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans l'air ambiant, de 19 à 53 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans les bâtiments). A l'exception de 3 établissements, les teneurs intérieures moyennes en particules totales (TSP = 53 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) sont moins élevées qu'à l'extérieur (TSP = 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) mais les différences sont non significatives.

L'étude de la composition métallique particulaire montre quelques différences significatives entre l'air extérieur et les ambiances intérieures. On note un enrichissement en Ca et une diminution de la fraction massique moyenne en Na à l'intérieur des bâtiments. Concernant les autres métaux, il n'existe pas de différence significative entre l'intérieur et l'extérieur des établissements.

Tableau 45 : Composition métallique particulière dans l'air intérieur et extérieur

	Concentrations (ng/m ³)						Fraction massique moyenne (%)	
	Air intérieur			Air extérieur			Intérieur	Extérieur
	Moyenne	Minimum	Maximum	Moyenne	Minimum	Maximum		
Cu	23,8	2,8	74	43	10	176	0,05	0,09
Mn	16	1	105	31	3	160	0,05	0,08
Fe	352	2	1290	668	35	1410	0,65	1,25
Zn	147	22	345	177	57	369	0,3	0,34
Pb	209	3	675	282	57	683	0,39	0,56
Cd	4,2	0,8	22	3,2	0,2	16	0,03	0,01
Ca	2668	285	10395	2258	475	7670	6,19	4,41*
Mg	182	15	1055	274	85	575	0,41	0,57
Cr	8,4	1,5	23	6,4	1	15,3	0,02	0,01
Ni	12	0,9	90	12	1,6	29	0,02	0,02
Na	775	140	3230	1077	104	3525	1,55	2,53*
K	585	165	4165	417	100	1650	1,11	0,69

* différence significative (p < 0,05)

Cette étude en région parisienne montrait que dans des zones urbaines à fort trafic automobile, les teneurs en polluants particuliers à l'intérieur de salles de classe relativement peu ventilées étaient essentiellement gouvernées par les teneurs extérieures.

A la même époque (*Marseille, Grimaldi, 1 école maternelle et 1 université, 1992*), une évaluation de l'exposition aux particules à l'intérieur d'une salle de classe d'école maternelle et d'un amphithéâtre de l'université de Marseille a été réalisée (Grimaldi 1992). D'autres polluants (CO, aldéhydes totaux, acétaldéhyde, formaldéhyde, nicotine et certains métaux) ont été mesurés simultanément. Deux campagnes de mesures ont été effectuées au cours de périodes avec chauffage (en janvier dans l'école et en novembre-décembre dans l'amphithéâtre) et sans chauffage (en octobre). De plus, les conditions de confort étaient contrôlées par enregistrement de la température et de l'hygrométrie dans les locaux.

La salle de classe était située dans une école maternelle implantée dans une zone urbaine et industrielle de la banlieue nord de Marseille. Trois sites de mesure ont été retenus : un à l'intérieur de la classe et deux à l'extérieur (dans la cour de récréation et en bordure de rue). L'amphithéâtre de la faculté de pharmacie de Marseille, située dans le centre de la ville près d'axes routiers à grande circulation, est au rez de chaussée. Comme pour l'école, 3 postes de prélèvement ont été utilisés (1 dans l'amphithéâtre, 2 à l'extérieur en bordure du boulevard). Les poussières ont été prélevées quotidiennement selon une séquence « diurne » de 8 heures (ouverture des locaux) et une séquence « nocturne » de 16 heures (fermeture des locaux).

Le rapport moyen entre les teneurs en poussières à l'intérieur de la salle de classe d'école maternelle et l'air extérieur ($r_{I/E}$) est toujours proche de 1,5 (tableau 46). Selon la période d'étude, les teneurs nocturnes dans la salle de classe sont 1,5 à 2 fois plus faibles que celles relevées durant la journée. Selon les auteurs, la pénétration de poussières extérieures à l'intérieur de la classe (ouverture fréquente des fenêtres et de la porte, passage interstitiel...) et l'introduction de poussières déposées sur les cheveux, vêtements et chaussures des enfants pourraient être deux facteurs permettant d'expliquer cette différence jour / nuit.

A l'intérieur de l'amphithéâtre, les concentrations diurnes sont également plus élevées que les concentrations nocturnes. Des explications identiques à celles formulées pour la salle de classe sont avancées par les auteurs. Par ailleurs, les teneurs hivernales moyennes à l'intérieur du bâtiment sont significativement plus élevées qu'en période estivale.

A l'intérieur de la salle de classe comme de l'amphithéâtre, les poussières semblent donc avoir une origine essentiellement externe. Ceci expliquerait, en raison des fortes concentrations particulières extérieures, les valeurs élevées observées dans les deux bâtis.

Tableau 46 : Pollution particulière dans la salle de classe et l'amphithéâtre ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	Salle de classe d'école maternelle				Amphithéâtre			
	Période sans chauffage		Période avec chauffage		Période sans chauffage		Période avec chauffage	
	Jour	Nuit	Jour	Nuit	Jour	Nuit	Jour	Nuit
<i>Intérieur (m \pm ET)</i>	103,2 \pm 101,2	52,5 \pm 32,1	73,4 \pm 67,6	47,5 \pm 25,2	120,4 \pm 89,2	57,9 \pm 45,4	153,4 \pm 88,7	84,3 \pm 35,8
<i>Extérieur (m \pm ET)</i>	94,2 \pm 127,2	62,2 \pm 39,3	101,7 \pm 106,4	83,4 \pm 108,1	134,3 \pm 60,9	111,2 \pm 30,3	204,9 \pm 119,7	139,4 \pm 61,8
<i>Int / Ext (m \pm ET)</i>	1,5 \pm 1,1	1,5 \pm 1,5	1,5 \pm 1,2	1,3 \pm 1,1,	1,1, \pm 1,1,	0,5 \pm 0,3	0,8 \pm 0,5	0,7 \pm 0,3

Beaucoup plus récemment (*La Rochelle, Blondeau, 8 écoles maternelles ou primaires, 1999-2001*), dans le cadre d'une étude sur l'impact de la pollution atmosphérique sur l'exposition des enfants en milieu scolaire, une base de données expérimentale a été obtenue par le LEPTAB de l'Université de la Rochelle et l'Association Régionale pour la Qualité de l'Air en Poitou-Charentes. Lors de la première phase de ce travail¹², les concentrations en particules à l'intérieur et l'extérieur d'une dizaine de salles d'écoles de l'agglomération rochelaise ont été enregistrées en continu¹³. Ces écoles ont été sélectionnées afin de diversifier leur exposition géographique (centre ville, périphérie de l'agglomération, bord de mer...) et leurs caractéristiques physiques (mode de ventilation, état du bâti et des ouvrants...) (Blondeau 2000).

Une quinzaine d'écoles de la ville de La Rochelle ont été visitées afin d'identifier celles qui de par leur situation géographique et leurs caractéristiques physiques suscitaient le plus d'intérêt. Huit établissements ont été retenus (4 ont été étudiés au cours de l'année 2000, 4 au cours de l'année 2001). Le choix des salles de classe à l'intérieur de chacune des écoles a été

¹² Financées également par le programme de recherche Primequal, les phases suivantes consisteront à identifier les paramètres influençant le transfert des polluants et à développer un modèle de prédiction à l'exposition à l'intérieur des salles de classe.

¹³ Le NO₂, le NO, les NO_x et l'O₃ ont également été mesurés en continu. Par ailleurs, le CO₂, la température et l'humidité intérieure, la pression différentielle entre l'intérieur et l'extérieur, l'occupation des locaux et l'ouverture des fenêtres ont été mesurés simultanément. Des essais de perméabilité de la façade des salles de classe ont été effectués dans chacune des écoles étudiées.

guidé par des raisons essentiellement pratiques liées à la sécurité des enfants, à l'encombrement et au bruit de fond occasionné par les dispositifs de mesure.

Les quatre salles de classe étudiées durant la campagne de mesure 2000 étaient toutes ventilées naturellement. Pour chaque école, les mesures ont été effectuées en continu sur 2 périodes (une campagne hivernale et une campagne printemps-été) de 2 semaines. Le terme « campagne hivernale » désigne ici une séquence de mesures réalisées en une période froide où les fenêtres ne sont que très rarement ouvertes (du 2 février au 2 mai) tandis que le terme « campagne printemps-été » désigne une séquence menée en une période douce où les fenêtres sont beaucoup plus ouvertes (du 3 mai 4 juillet).

L'utilisation d'un analyseur Dust-check 1.108 (Grimm) a permis de déterminer l'évolution des particules en fonction de leur diamètre aérodynamique moyen. En effet, cette méthode de mesure, basée sur la diffraction lumineuse, permet d'exprimer les résultats en nombre ou en masse de particules par litre d'air selon les quinze fractions granulométriques étudiées (0.3, 0.4, 0.5, 0.65, 0.8, 1.0, 1.6, 2.0, 3.0, 4.0, 5.0, 7.5, 10.0, 15.0 et 20 μm). Ces analyseurs réalisent une mesure toutes les six secondes. Les résultats correspondent à une moyenne glissante des 10 dernières valeurs mesurées (moyenne glissante sur 1 minute). A l'intérieur des classes, l'analyseur était positionné de façon à répondre à des objectifs de sécurité pour les enfants. Dans la mesure du possible, il était disposé sur une étagère suffisamment haute pour être inaccessible et à distance raisonnable de toute source de pollution directe (par exemple un tableau à craie). Le débit d'air prélevé est de 1,2 l/min \pm 5%.

L'analyse préliminaire des 8 premières séries de mesure (4 campagnes hivernales et 4 campagnes « printemps/été ») montre que les concentrations en particules sont globalement plus fortes à l'intérieur des bâtiments qu'à l'extérieur et que les particules les plus nombreuses dans l'air intérieur comme dans l'air extérieur sont celles de très petites dimensions (Blondeau 2001). Les concentrations en particules de diamètre supérieur à 5 μm sont extrêmement faibles.

Entre les diverses écoles, il existe des différences de ratio $r_{I/E}$ assez importantes (du simple au double pour les particules les plus fines par exemple). Les auteurs estiment qu'il est difficile au vu de ces seuls résultats initiaux, de savoir si ces observations correspondent véritablement à des différences quant à la quantité totale de poussières dans les locaux ou si elles n'ont finalement pour origine que l'emplacement des analyseurs dans les salles de classe. En effet, la distribution des particules dans le volume des pièces étant probablement hétérogène, la distance de l'analyseur par rapport au sol ou sa proximité à d'éventuelles sources d'émission particulaire, sont des paramètres pouvant être à l'origine des écarts observés. Cependant, les « pics » de concentration intérieure correspondent aux périodes d'occupation ce qui tendrait à montrer que ces phénomènes sont certainement liés aux activités humaines à l'intérieur du bâti.

Les ratios $r_{I/E}$ tendent à augmenter avec le diamètre des particules. Pour l'ensemble des écoles et des fractions particulières, les ratios observés l'été sont généralement plus élevés que ceux de la période hivernale mais ces premières observations ne permettent pas de conclure à une différence saisonnière. Pour les particules de diamètre inférieur à 1 μm , les ratios demeurent quasi constants et proches de 1. Ils augmentent ensuite avec la taille des particules pour atteindre un maximum pour les particules autour de 10 μm : selon les écoles et la saison, le ratio peut alors varier entre 3 et 13. Pour des poussières de très grosse taille (au delà de ce seuil vers 10 μm), les ratios chutent brutalement.

Les ratios sont beaucoup plus élevés lorsque les fenêtres des classes sont ouvertes. Les plus grands écarts sont observés avec les poussières de grande taille. Par exemple, dans l'intervalle 5-7,5 μm , ce rapport est souvent proche de 2. Ce phénomène pourrait, selon les auteurs, trouver son origine dans une intensification de la remise en suspension des particules préalablement déposées par les flux aériens dans la pièce lors de l'ouverture des fenêtres.

L'acquisition de profils granulométriques dans 8 établissements pendant 15 jours au cours d'une campagne estivale et d'une campagne hivernale va conduire à une base de données considérable. En fonction de la pertinence de cette dernière pour le CSTB, un contact pourra être établi avec Pascal Blondeau en vue d'une éventuelle mise à disposition de cette base. Un rapport final de cette étude doit être rédigé en 2002.

Par ailleurs, au cours de l'étude ISAAC (Marseille, Créteil, Bordeaux, Strasbourg, Reims et Clermont-Ferrand, Annesi, 20 écoles primaires par ville, 1999-2001) des campagnes de mesurage des $\text{PM}_{2,5}$ ont été réalisées en 1999 et 2000 dans des écoles primaires de 6 villes françaises (Marseille, Créteil, Bordeaux, Strasbourg, Reims, Clermont-Ferrand) (Annesi 2000). La seconde phase de cette étude, inscrite dans le programme de recherche Primequal, a pour objectif d'étudier l'impact de la pollution de l'air sur la santé respiratoire et allergique de l'enfant dans diverses zones de la France. Outre les $\text{PM}_{2,5}$, mesurées en continu pendant 5 jours du lundi au vendredi, cette étude comportait également des mesures de NO_2 , formaldéhyde et acétaldéhyde. Cette étude va permettre de disposer d'un nombre très important de données sur les teneurs à l'intérieur des locaux scolaires de six agglomérations françaises représentant un ensemble d'environ 6 000 enfants âgés de 10 ans. Les résultats préliminaires de cette vaste étude montrent que les niveaux de particules fines à l'intérieur des classes sont très proches des niveaux extérieurs (ratio proche de 1). Les résultats complets de ces travaux devraient être disponibles dans les mois à venir.

6.3.3. Les études dans les immeubles de bureaux

La qualité de l'air intérieur dans 112 immeubles de bureaux de la région parisienne équipés de systèmes de climatisation a été évaluée par le Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris entre les années 1986 et 1991 (Paris, Mouillesseaux, 112 immeubles de bureaux, 1986-1991). Les conditions de confort, estimées par la température et le degré d'humidité relative, ont été complétées par des mesures de CO_2 et de CO. Les concentrations particulaires et la qualité microbiologique (bactérienne et fongique) des bâtiments ont également été étudiées (Mouillesseaux 1993).

Les concentrations particulaires ont été mesurées à l'aide d'un analyseur automatique en temps réel équipé d'un cyclone permettant le recueil des particules de diamètre aérodynamique moyen inférieur à 8 μm (PM_8). L'ensemble des prélèvements a été effectué à une hauteur comprise entre 0,8 et 1,5 mètre du sol. Un nombre variable d'échantillons a été prélevé dans chaque immeuble en fonction du nombre d'occupants, du système de ventilation...

Le mode de vie des occupants des bureaux, notamment la présence de fumeurs, influence les teneurs intérieures en particules. Les concentrations moyennes en PM_8 sont significativement plus élevées dans les bureaux avec fumeurs ($n = 112$) que dans les autres ($n = 262$) (178 ± 150 versus $81 \pm 62 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Dans les bureaux exposés à la fumée de tabac environnementale, les teneurs peuvent atteindre $1 \text{ mg}/\text{m}^3$ en cas d'exposition intense.

Au cours d'une étude épidémiologique chez des travailleurs du secteur tertiaire sur les effets sanitaires induits par les systèmes de ventilation dans les bureaux (*Paris, Vincent, 3 immeubles de bureaux, 1992*), des mesures micro-environnementales ont été réalisées dans 3 types de bâtiments se distinguant par leur systèmes de ventilation : ventilation naturelle (NV), simple ventilation mécanique (FCU) et système d'air conditionné couplé à une ventilation et un chauffage (HVAC)¹⁴ (Vincent 1997).

Pour s'assurer que l'influence de l'air extérieur sur la qualité de l'air retrouvé à l'intérieur des 3 types de bureaux soit la même, 3 immeubles adjacents situés dans le centre de Paris ont été sélectionnés. Mis à part les systèmes de ventilation, les 3 immeubles présentent des caractéristiques similaires (Vincent 1993). Chacun d'entre eux comprend 11 étages et comporte entre 299 et 565 bureaux. L'ensemble des bureaux ne pouvant raisonnablement faire l'objet d'une campagne de mesure, un échantillon représentatif de 139 bureaux a été tiré au sort.

Les mesures environnementales ont été conduites pendant le temps de travail à l'aide de méthodes standardisées mais ni le temps de prélèvement ni le type de matériel utilisé ne sont précisés dans l'article de référence (qui est centré principalement sur la qualité microbiologique de l'air intérieur¹⁵). La campagne de mesure a porté sur les particules de diamètre aérodynamique inférieur à 8 µm (PM₈).

Ces travaux ont montré que les concentrations particulières sont plus élevées dans les bureaux équipés d'air conditionné que dans les bâtiments ventilés naturellement ou les locaux disposant d'une simple ventilation mécanique (tableau 47). Les différences observées ne sont pas significatives.

Tableau 47 : Concentration en poussières dans l'air de 3 types de bureaux parisiens (m ± ET)

	VN ^a	HVAC ^b	FCU ^c
	n = 51	n = 54	n = 34
PM ₈ (µg/m ³)	136,5 ± 117,7	148,3 ± 153,1	93,5 ± 112,7

^a : VN : ventilation naturelle, ^b : HVAC : air conditionné ^c : FCU : ventilation mécanique simple

Dans le cadre du projet Européen JOULE II (Audit de la Qualité de l'air dans les immeubles de bureau), huit pays participèrent en 1994 à une campagne de mesures dans les immeubles de bureau (*Paris, Kirchner, 6 immeubles de bureaux, 1994*). Le volet français de cette étude a été confié au CSTB (Kirchner 1995). Outre le comptage des poussières, les investigations comprenaient également la caractérisation de la ventilation, des mesures physiques (renouvellement de l'air, consommation d'énergie, température...) et chimiques (COV, CO, CO₂) ainsi que des mesures sensorielles et des questionnaires relatifs aux symptômes exprimés par les occupants des bureaux.

Six immeubles de bureaux localisés dans la région parisienne ont été sélectionnés selon les critères définis par les experts européens du projet JOULE II. Dans chaque immeuble, les campagnes de mesure ont été effectuées sur une journée, entre les mois de février et mai

¹⁴ Termes anglosaxons : NV = natural ventilation ; FCU = fan coil unit ; HVAC = heating, ventilation, air conditioning.

¹⁵ Le CO, les spores fongiques aériennes, les bactéries totales, les allergènes d'acariens et de chat ont également été mesurés. Les conditions de température et d'hygrométrie ont été enregistrés ainsi que le ratio CO₂ intérieur / CO₂ extérieur.

1994. Les poussières ont été prélevées pendant 8 heures à l'aide d'une pompe d'aspiration à un débit de 3,5 l/min puis mesurées par gravimétrie. Les filtres recueillant les poussières étaient conditionnés avant et après pesée dans des conditions de température et d'humidité contrôlée.

Les teneurs en poussières dans les six immeubles varient entre 54 et 740 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Deux valeurs particulièrement élevées (670 et 740 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) ont été observées sans qu'aucune explication ne puisse les justifier. De plus, ces mesures isolées ne permettent pas d'identifier les facteurs à l'origine des fortes concentrations.

6.3.4. Les études relatives à plusieurs types de locaux

Dans le cadre d'une évaluation de l'exposition individuelle aux particules fines ($\text{PM}_{2.5}$) au sein d'une population du secteur tertiaire (*Paris, Le Moullec, 55 logements et 55 bureaux, 1999-2000*), des mesures micro-environnementales (domicile et lieu de travail) ont été couplées aux mesurages individuels (Mosqueron 2001). De décembre 1999 à septembre 2000, 55 sujets furent équipés d'un dispositif portable pendant 24 heures. Durant cette période, des mesures à l'intérieur du domicile et du bureau furent réalisées pendant la présence de chaque participant dans ces 2 milieux. Les mesures micro-environnementales et individuelles ont été menées à l'aide de dispositifs actifs identiques (pompe d'aspiration à un débit de 4 l/min, cyclone permettant le recueil des $\text{PM}_{2.5}$). En raison des contraintes sonores induites par l'utilisation de ce matériel, les dispositifs de mesurage ont été placés dans la salle de séjour de chaque logement. La mesure dans le bureau a été réalisée dans la pièce où le sujet déclarait passer la majorité de son temps. Les particules recueillies sur les filtres ont été analysées par gravimétrie dans une salle de pesée aux conditions de température et d'hygrométrie contrôlées ($t^\circ = 20 \text{ }^\circ\text{C} \pm 1$, $\text{RH} = 50 \% \pm 5$). Avant et après prélèvement, chaque filtre a été pesé à deux reprises à l'aide d'une microbalance. Lorsqu'une différence supérieure à 4 μg entre 2 pesées consécutives était observée, une 3^{ème} pesée était effectuée. Les résultats obtenus avec ces dispositifs portables ont été comparés aux résultats des analyseurs du réseau de surveillance de la qualité de l'air francilien (TEOM équipé d'une tête de prélèvement $\text{PM}_{2.5}$). La comparaison de 10 séries de mesure de 24 heures sur site extérieur ne montre aucune différence significative entre les deux types d'appareils. Une excellente corrélation est observée ($r = 0,90$).

Les teneurs en particules fines dans les logements varient de 5 à 106,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ avec une concentration moyenne de $24,7 \pm 14,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (médiane = 22,5). La concentration moyenne mesurée dans les bureaux est plus élevée que dans les domiciles ($34,5 \pm 38,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$; médiane = 26,1) mais il faut noter que les fortes teneurs (jusqu'à 265,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) observées dans quelques bureaux où l'on recensait un nombre important de fumeurs tirent cette moyenne vers une valeur haute. Les concentrations intérieures en particules fines sont supérieures à la concentration extérieure ($= 16,7 \pm 8,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) estimée durant les périodes de prélèvement à partir de la station de fond du réseau parisien équipée d'un analyseur $\text{PM}_{2.5}$.

Les teneurs en particules fines à l'intérieur des domiciles semblent essentiellement influencées par la fumée de tabac et les teneurs extérieures. Dans les bureaux, en raison d'un tabagisme passif très important dans quelques situations, la teneur intérieure en particules fines est *a priori* gouvernée exclusivement par le nombre de cigarettes fumées dans le local.

Cependant, lorsque l'on ne considère que les logements non exposés à la fumée de tabac environnementale, on observe que la teneur intérieure est déterminée par la teneur extérieure de fond, la densité de personnes occupant les locaux (ce paramètre pouvant refléter la remise

en suspension particulaire) et l'intensité du trafic de proximité. Les activités de cuisine et de nettoyage ne semblent pas influencer de façon significative les concentrations dans les logements mais il est vrai que celles-ci sont difficiles à mettre en évidence (faibles activités au cours de la période mesurages, dilution de ces éventuels effets sur la durée totale du prélèvement...). Dans les bureaux non exposés au tabagisme passif, la concentration en particules fines est principalement influencée par la pollution extérieure de fond et la densité de personnes.

Tableau 48 : Synthèse des principaux résultats des études françaises relatives à la pollution particulaire intérieure

Paramètre	Auteur (année)	Ville	Saison	Durée prélèvement	Mode recrutement / population	Méthodologie	n (effectif)	Type de local	Résultats
PM _{2,5}	Mosqueron (2001)	Paris	Hiver + été	Temps de présence dans les locaux au cours d'une journée	TAS ^c Fonctionnaires de la ville de Paris	Pompe Gil Air + cyclone (Gravimétrie)	55	Habitat Bureaux	24,7 ± 14,1 µg/m ³ 34,5 ± 38,6 µg/m ³
PM ₈	Vincent (1997)	Paris	?	?	Sélection 3 immeubles selon ventilation	?	51 54 34	Bureaux	VN ^d : 136,5 ± 117,7 µg/m ³ HVAC ^e : 148,3 ± 153,1 µg/m ³ FCU ^f : 93,5 ± 112,7 µg/m ³
Poussières	Kirchner (1995)	Paris	Février-Mai	8 h	Sélection 6 immeubles	Gravimétrie	6	Bureaux	54 à 740 µg/m ³
TSP ^a FN ^b	Laurent (1993)	Paris	1 an	48-72 h 1 h	Critères géographiques + caractéristiques du bâti	Gravimétrie Réflectométrie	?	Ecoles et crèches	C _{Int} = 53 µg/m ³ ; C _{Ext} = 60 µg/m ³ C _{Int} = C _{Ext} (24 à 50 vs 19 à 53 µg/m ³)
PM ₈	Mouillesseaux (1993)	Paris	?	?	?	Analyseur automatique	112 262	Bureaux	Présence de fumeurs : 178 ± 150 µg/m ³ Absence de fumeurs : 81 ± 62 µg/m ³
FN ^b	Faugere (1992)	Bordeaux	Hiver + été	15 minutes	Quartier de réhabilitation	RAM 1	100	Habitat	Fumeurs : 204,3 ± 103,4 µg/m ³ Non Fumeurs : 137,7 ± 86,7 µg/m ³
Poussières	Grimaldi (1992)	Marseille	Hiver + été	8 h le jour (ouverture des locaux) et 16 h la nuit (fermeture des locaux)	?	?	?	Etablissements scolaires	<u>Maternelle</u> <i>Hiver</i> Jour : 73,4 ± 67,6 µg/m ³ Nuit : 47,5 ± 25,2 µg/m ³ <i>Eté</i> Jour : 103,2 ± 101,2 µg/m ³ Nuit : 52,5 ± 32,1 µg/m ³ <u>Amphithéâtre</u> <i>Hiver</i> Jour : 153,4 ± 88,7 µg/m ³ Nuit : 84,3 ± 35,8 µg/m ³ <i>Eté</i> Jour : 120,4 ± 89,2 µg/m ³ Nuit : 57,9 ± 45,4 µg/m ³
FN ^b	Barguil (1990)	Paris	Hiver + été	24 h	Volontariat	Réflectométrie	51	Habitat	C _{Int} = C _{Ext} (25 à 30 µg/m ³)

^a : TSP = Total Suspended Particulate

^b : FN = Fumées Noires

^c : TAS = Tirage au sort

^d : Ventilation naturelle

^e : Air conditionné

^f : Ventilation mécanique simple

6.4. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Annesi-Maesano I, Oryszczyn MP, Godin J, Taytard A, Tunon de Lara JM, Charpin D, Vervloet D, Laurent AM et Le Moullec Y. Impact de la pollution de l'air à l'intérieur et à l'extérieur des locaux sur la santé respiratoire et allergique de l'enfant dans des zones diverses de la France. Rapport intermédiaire 2000.

Barguil S, Le Moullec Y, Person A, Laurent AM, Festy B. Chemical characterisation of indoor air quality in Parisian homes. *Aerobiologia* 1990;6:28-31.

Blondeau P, Iordache V, Ghiaus C, Caini F. Etude de l'impact de la pollution atmosphérique sur l'exposition des enfants en milieu scolaire. Recherche de moyens de prédiction et de protection. Programme Primequal. 2^{ème} rapport intermédiaire, janvier 2001.

Blondeau P, Iordache V, Longuet E. Etude de l'impact de la pollution atmosphérique sur l'exposition des enfants en milieu scolaire. Recherche de moyens de prédiction et de protection. Programme Primequal. 1^{er} rapport intermédiaire, juin 2000.

Derbez M. Projet d'étude "Sentinelles de l'Air". *Pollution atmosphérique* 2001 ; 170 : 161.

Faugere JG, Derion J. Contamination à l'intérieur des habitations dans un quartier en cours de réhabilitation. *Pollution atmosphérique* 1992 ;118 :147-152.

Kirchner S, Riberon J, Cochet C (CSTB). European Audit Project to optimize indoor air quality and energy consumption in office buildings. National Report. France. February 1995.

Grimaldi F, Vandaele S, Muls E, Bascou H, Arfi C, Henry A, Gouezo F, Viala A. Etude de la pollution de l'air à l'intérieur de deux locaux d'enseignement à Marseille. *Pollution atmosphérique*, 1992 ; 133 :43-53.

Laurent AM, Person A, Petit-Coviaux F, Le Moullec Y, Festy B. Chemical characterization of indoor air quality inside schools in Paris. *Proceedings of Indoor Air'93*. Helsinki, Finlande, juillet 1993; vol 3 : 23-28.

Momas I. Effets de la pollution atmosphérique urbaine d'origine automobile sur l'inflammation nasale chez l'enfant. *Appel d'offres Primequal-Predit* 1999.

Mosqueron L, Le Moullec Y, Momas I. Personal exposure to fines particles in Parisian office workers. *12th World Clean Air and Environment*. 26-31 August, 2001. Seoul, Corée.

Mouilleseaux A, Squinazi F, Festy B. Air Quality in air conditioned office buildings. *Proceedings of Indoor Air'93*. Helsinki, Finlande, juillet 1993; vol 6 : 615-620.

Vincent D, Annesi I, Pradalier A, Lambrozo J. Health consequences of working in air-conditioned offices. *Proceedings of Indoor Air'93*. Helsinki, Finlande, juillet 1993; vol 1 : 423-426.

Vincent D, Annesi I, Festy B, Lambrozo J. Ventilation system, indoor air quality, and health outcomes in Parisian modern office workers. *Environ Res* 1997;75(2):100-112.

Zmirou D, Pin I, Gauvin S, Labbe A, Glandier Y, Albertini M, Grimfeld A, Momas I, Bremont F. Asthme de l'enfant et transports : Etude VESTA. Rapport intermédiaire. 1999.

7. BACTERIES

7.1. SOURCES

Les bactéries sont des êtres unicellulaires présents dans tous les environnements intérieurs et dans tous les milieux qui les composent (air, eau, surfaces). Elles peuvent être responsables de nombreux problèmes de santé de nature infectieuse, toxique, allergique ou irritative.

Les bactéries sont souvent distinguées en première approche par leur propriétés tinctoriales qui reflètent la composition chimique de leur paroi : les bactéries Gram négatif sont représentées par les *Entérobactéries* et *Pseudomonas*, les bactéries Gram positif par les microcoques et les staphylocoques. Les endotoxines sont une composante spécifique de la paroi de toutes les bactéries Gram négatif.

Dans l'environnement, deux grands types de bactéries sont présents. Les bactéries saprophytes ont pour réservoir habituel l'environnement car elles sont capables d'utiliser les substances organiques présentes dans les milieux hydrotelluriques. Elles ne provoquent des pathologies chez l'homme que dans certaines conditions particulières : on parle de germes pathogènes opportunistes (*Pseudomonas*, *Légionella*...). D'autres sont issues directement de la flore humaine. Certaines sont strictement humaines, les autres, plus résistantes dans le milieu extérieur, sont des commensales de l'homme.

On peut donc ainsi distinguer les réservoirs de bactéries humains (ou animaux) des réservoirs environnementaux. Chez l'homme, les bactéries colonisent largement le tube digestif, les voies respiratoires, les muqueuses et le revêtement cutané. Les réservoirs environnementaux sont quant à eux multiples. On distingue les milieux secs (poussière, mobilier, gaines de ventilation...) et les milieux humides. Ces derniers, souillés par des matières organiques, favorisent la prolifération d'une flore riche et variée.

Les systèmes de ventilation peuvent favoriser le passage de la flore bactérienne de l'extérieur vers l'intérieur si la prise d'air neuf n'est pas protégée contre les incursions de feuilles, si l'étape de filtration est inefficace et/ou le niveau d'entretien est insuffisant. Ils permettent également une dispersion de la contamination entre différents locaux séparés les uns des autres. Les études étrangères ont montré que les micro-organismes sont toujours présents dans l'air intérieur conditionné mais en moins grand nombre que dans les atmosphères non ventilées mécaniquement. En règle générale, la charge bactérienne diminue dans les bâtiments climatisés grâce à la filtration. Mais elle se modifie également : en effet, si l'on note généralement la présence d'une flore bactérienne « humaine » dans les locaux climatisés (*Staphylococcus aureus*, *Staphylococcus epidermitis*), les locaux ventilés naturellement renferment plutôt une flore de type gram positif (Vincent 1998). Les bactéries constituent un cas particulier de pollution intérieure puisqu'elles peuvent contaminer les climatiseurs et humidificateurs.

7.2. Méthodes de prélèvement et d'analyse

Les techniques d'échantillonnage et d'analyse des bactéries ne fournissent qu'une valeur approchée de la contamination aérienne réelle car elles ne permettent de mettre en évidence que les micro-organismes viables et cultivables (qui représentent moins de 30 % de la fraction totale en bactéries). Les bactéries non viables, ou viables mais non cultivables, ne sont pas prises en compte alors qu'elles sont susceptibles d'induire des effets sanitaires.

De multiples facteurs ont une influence sur les concentrations bactériennes à l'intérieur des locaux : concentration dans l'air extérieur, activités humaines et animales, taux d'occupation du local... L'aérobiocontamination de l'air intérieur pouvant donc varier considérablement, de façon temporelle ou spatiale, la stratégie d'échantillonnage, le nombre et la localisation des prélèvements sont donc à établir au cas par cas. Si le prélèvement est réalisé pour des organismes viables, sa durée ne doit pas excéder quelques minutes pour ne pas assécher le milieu gélosé et compromettre la culturabilité des germes prélevés.

Il existe des méthodes passives de mesurage des bactéries peu coûteuses et d'utilisation aisée (boîtes de sédimentation ou boîte de Petri ouvertes). Elles permettent uniquement de collecter les particules ayant une forte vitesse de sédimentation (10-15 μm) et elles ne fournissent pas de valeurs quantitatives de concentration.

Trois grandes approches d'échantillonnage actif des micro-organismes viables¹⁶ sont couramment utilisées : les méthodes par impaction sur des surfaces solides, par « impingement » dans des liquides et les méthodes de filtration. Dans les trois cas, l'air est pompé à travers le système qui récolte les bioaérosols et les colonies sont ensuite mises en culture sur des milieux spécifiques avant d'être comptées. Le volume d'air prélevé peut varier de 10 à 1 500 litres par minute.

Par méthode d'impaction sur une surface solide, l'air est aspiré à travers un impacteur de forme variable. Il peut s'agir de cribles ou tamis (type Joubert ou Andersen Microbial Sampler permettant un recueil des particules selon leur taille) ou de systèmes de centrifugation (Reuter Centrifugal Sampler). Les impingers (exemple All Glass Impinger) collectent les bioaérosols de l'air en les faisant s'impacter dans un liquide. Certains impingers comme le MultiStage Liquid Impinger permettent en plus la séparation en diverses gammes de taille. Enfin, dans la méthode d'échantillonnage par filtration de l'air, les bioaérosols sont collectés sur des membranes microporeuses (filtres gélatine, filtres cellulose ou de type Nucléopore).

Quelle que soit la technique de prélèvement utilisée, les populations bactériennes collectées sont mises en culture sur un milieu spécifique avant d'être comptées. Différents types de milieu de culture et des conditions d'incubation (temps, température...) plus ou moins spécifiques peuvent être utilisés pour isoler et identifier une espèce particulière. Le dénombrement des microorganismes s'effectue par comptage visuel du nombre de colonies qui se sont développées sur le milieu de culture. Les résultats sont exprimés en Colonies Formant Unité par m^3 d'air prélevé (CFU/ m^3).

On peut s'intéresser aussi au dénombrement des micro-organismes totaux (fraction cultivable et non cultivable, viable et non viable). Dans ce cas l'échantillonnage est réalisé par impaction sur une bande adhésive ou sur filtre durant une période variant de 24 heures à une semaine suivant le matériel utilisé. La technique d'analyse n'est pas basée sur la mise en culture des bioaérosols mais sur le dénombrement des germes à l'aide de colorants (coloration fluorochromique des bioaérosols récoltés puis énumération par microscopie, techniques moléculaires...).

¹⁶ Ces approches sont identiques pour les bactéries et les champignons.

La détection des endotoxines ou complexes lipopolysaccharidiques (LPS), spécifiques des bactéries Gram négatif, se fait par le test LAL (Lysat d'Amoebocyte de Limule). Ce test permet de mettre en évidence une activité biologique endotoxinique et non une concentration. Il est cependant possible à l'aide d'une référence exprimée en unité d'activité et d'endotoxine de contrôle, d'obtenir un ratio de conversion en poids.

7.3. LES ETUDES FRANÇAISES

Les études françaises permettant d'évaluer l'exposition aux agents bactériens dans les locaux sont assez rares (tableau 49). Elles sont essentiellement le fruit d'une collaboration entre l'IUMTE de Grenoble et EDF-GDF. L'influence essentielle du système de ventilation sur la charge bactérienne explique vraisemblablement que la majorité de ces études ait été réalisée dans les immeubles de bureau où la présence d'air conditionné reste plus importante que dans les habitations.

Les résultats issus des études menées dans les immeubles de bureau sont contradictoires. Certains travaux ont montré que le type de ventilation (naturelle ou climatisation) n'influençait pas de manière significative la charge bactérienne totale dans les locaux. Aucune association entre la flore bactérienne et le type de ventilation, le taux de ventilation, les teneurs intérieures en CO₂ ou le nombre de personnes présentes dans chaque bureau n'a pu être mise en évidence. Au contraire, certains travaux indiquent que la charge aérienne bactérienne totale est en moyenne plus élevée et plus variable dans les bâtiments ventilés naturellement. Quelles que soient les conclusions de ces études, les espèces les plus fréquemment rencontrées sont *Staphylococcus*, *Micrococcus* et *Bacillus*.

Toutes ces études ont confirmé qu'il existe de larges variations dans l'estimation de la charge bactérienne dans les bâtiments. Ceci est lié non seulement aux techniques de mesure mais également aux variations observées au cours d'une même journée selon la présence et l'activité des occupants des locaux, aux variations saisonnières, à la variabilité selon les jours de la semaine, la variabilité selon les conditions climatiques extérieures... Ceci montre l'importance d'un suivi temporel lors de l'évaluation de l'aérocontamination bactérienne à l'intérieur des bâtiments.

Une large variabilité spatio-temporelle a également été observée au sein des salles de classe. Les teneurs évoluent là aussi parallèlement à la présence des enfants et leurs activités. *Staphylococcus aureus*, les entérobactéries (*Escherichia Coli*, *Enterobacter*) et les streptocoques thermotolérants sont les espèces les plus fréquemment observées. La flore totale à l'intérieur des classes est en règle générale plus élevée qu'à l'extérieur des locaux.

La seule étude recensée dans l'habitat est une étude ancienne ayant montré que l'aérocontamination bactérienne est deux fois plus faible à l'intérieur des locaux qu'à l'extérieur.

Les résultats parfois contradictoires dans les immeubles de bureau selon le type de ventilation dont ils sont dotés, le faible niveau de documentation sur l'habitat et les écoles, mettent en avant le besoin indispensable de nouveaux travaux afin de mieux estimer et connaître la contamination bactérienne à l'intérieur de nos locaux.

On rappellera ici que parmi les objectifs de prélèvements bactériens fixés par l'OQAI, on trouve :

- les bactéries cultivables : bactéries aérobies mésophiles¹⁷ et bacilles gram négatifs (entérobactéries),
- la flore bactérienne totale : mesure de la concentration bactérienne totale aéroportée (viable et non viable),
- les endotoxines¹⁸.

Cette dernière technique de mesure, assez innovatrice, n'a été retrouvée dans aucun des travaux français.

¹⁷ Les bactéries mésophiles se développent de façon maximale dans des conditions de température comprises entre 20 et 40°C.

¹⁸ Les endotoxines (ou toxines glucido-lipido-proteiques) sont des composants de la paroi externe des bactéries gram négatif. Libérées après lyse des bactéries, les endotoxines sont thermostables. Leur fraction protéique est responsable de l'immunogénicité.

Tableau 49 : Etudes française relatives à la pollution intérieure bactérienne

Paramètre	Auteur	Année	Etat d'avancement	Ville	Type de local	Saison	Durée prélèvement	Mode recrutement / population	Méthodologie	n (effectif)
Flore totale	Bex (LHVP)	2000-2001	En cours	Paris	Crèches	Hiver + été	?	TAS ^a	?	80
Flore totale	Parat (2000)	?	Final	Paris ?	Immeubles de bureau	1 an	5 minutes toutes les heures / 1 semaine	Sélection de 3 immeubles différant par leur système de ventilation	Impacteur Andersen	3 immeubles
Flore totale Staphylocoques	Parat (1999)	1992	Final	Paris	Immeubles de bureau	1 an	3 × 6 minutes / jour (1 / mois)	Sélection de 2 immeubles selon ventilation	Impacteur Andersen	2 immeubles (6 bureaux)
Flore totale	Parat (1999a)	1996	Final	?	Immeubles de bureau	Été	2 × 5 minutes / jour	Sélection de 3 immeubles à air conditionné	Impacteur Andersen	3 immeubles (6 bureaux)
Flore totale <i>Staphylococcus aureus</i>	Vincent (1997)	1992	Final	Paris	Immeubles de bureau	?	?	Sélection de 3 immeubles selon ventilation	?	3 immeubles (139 bureaux)
Flore totale	Parat (1995)	1994	Final	Paris	Immeubles de bureau	Février-mai	3 × 5 min	Sélection d'immeubles à air conditionné et d'immeubles ventilés naturellement	Impacteur Andersen	6 immeubles (60 bureaux)
Flore totale Staphylocoques	Richalet (1993)	1993	Final	Lyon	Ecoles (collèges)	Hiver + été	?	Collèges différant par leur système de ventilation	Biocollecteur de Joubert	2

Flore totale <i>Staphylococcus aureus</i>	Mouillesseaux (1993a)	1986-1991	Final	Paris	Immeubles de bureau	?	Variable	Immeubles climatisés	Impacteur	112
Flore totale <i>Staphylococcus</i> <i>Entérobactéries</i> <i>Streptocoques</i>	Mouillesseaux (1993)	1990-1991	Final	Paris	Ecoles	Hiver + été	30 secondes à 2 minutes. 3 prélèvements / heure / 15 j	6 écoles primaires + 4 crèches	Reuter Centrifugal Sampler	10 établissements
Flore totale	Faugere (1992)	1991	Final	Bordeaux	Habitat	Hiver + été	?	TAS ^a au sein d'un quartier en cours de réhabilitation	Impaction + sédimentation	100

^a : TAS = Tirage au sort

7.3.1. Les études dans l'habitat

Au début des années 1990 (**Bordeaux, Faugère, 100 logements, 1990-1991**), dans le cadre d'un programme de réhabilitation d'immeubles du quartier Saint Michel de Bordeaux, une campagne visant à évaluer la qualité de l'air à l'intérieur des logements a été entreprise (Faugère 1992). Elle portait notamment sur l'aérobiocontamination à l'intérieur et l'extérieur des locaux et la microbiologie des poussières à l'intérieur des logements.

Ce quartier urbain était représenté par divers groupes de population (sujets d'origine française, espagnole, portugaise...) dont les catégories socioprofessionnelles étaient à dominante commerçante ou ouvrière. Les mesures microbiologiques ont été menées dans 100 logements tirés au sort parmi 1 000 appartements.

Concernant les prélèvements aériens, les paramètres microbiologiques ont été mesurés par impaction (Surface Air Sytem ou SAS à l'intérieur des bâtiments et Andersen à l'extérieur) et sédimentation. Sur les poussières, recueillies par les occupants des logements à l'aide d'aspirateurs, les germes totaux, levures et moisissures et allergènes d'acariens ont été mesurés. Une période hivernale (décembre 1990 à mars 1991) et une période estivale (mai à septembre 1991) ont été retenues.

Sur les 100 logement étudiés, 57 étaient réhabilités, 43 ne l'étaient pas encore au moment des mesures. Même si les 2 techniques de prélèvement utilisées pour l'aéromicrobiologie diffèrent (la sédimentation ne compte que les particules les plus lourdes, l'impaction aspire toutes les particules y compris les plus légères), il existe une bonne corrélation entre les résultats observés avec ces deux méthodes au cours de la période hivernale. Par ailleurs, il existe une bonne corrélation entre les trois types de flore étudiées (bactéries, levures, moisissures). La contamination bactérienne aérienne est significativement plus élevée dans les logements réhabilités que dans les non réhabilités. La contamination en germes totaux à l'extérieur des bâtiments est environ 2 fois plus faible que celle mesurée à l'intérieur.

Tableau 50 : Flore aérienne bactérienne dans des logements bordelais réhabilités et non réhabilités

	Logements réhabilités (n = 57)		Logements non réhabilités (n = 43)	
	Sédimentation	Impaction	Sédimentation	Impaction
Flore totale	58,0 ± 47,4	616,5 ± 314,3	40,5 ± 47,4	503,2 ± 359,8

7.3.2. Les études dans les écoles et les crèches

Au début des années 1990 (**Paris, Mouillesseaux, 6 écoles primaires et 4 crèches, 1990-1991**), une étude réalisée par le Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris a permis de caractériser la qualité microbiologique de l'air à l'intérieur de 10 bâtiments scolaires (Mouillesseaux 1993). Parallèlement, une évaluation du confort thermique, de la ventilation et des niveaux de contamination chimique (NO₂, ...) a également été réalisée.

Après la visite de trente écoles représentatives des établissements scolaires parisiens, 6 écoles primaires et 4 crèches ont été sélectionnées selon des critères d'environnement extérieur, d'âge des bâtis, type de chauffage... Six établissements anciens (> 50 ans) et 4 récents ont été retenus. 9 bâtiments étaient naturellement ventilés, 1 était équipé d'air conditionné.

Les campagnes de mesure ont été réalisées entre janvier 1990 et novembre 1991 sur une période de 15 jours pour chaque établissement. Durant une journée scolaire, l'air était échantillonné toutes les 20 minutes à l'aide d'un Reuter Centrifugal Sampler (RCS) afin d'évaluer l'évolution de la biocontamination intérieure en fonction des activités des enfants. La durée d'échantillonnage varie entre 30 secondes et 2 minutes. Dans quelques cas, la biocontamination à l'extérieur des bâtiments a été mesurée simultanément.

La contamination aérienne bactérienne a été évaluée par comptage des bactéries mésophiles totales (incubation 48 h à 37 °C sur un milieu tryptocaseine-soy agar). Une analyse qualitative a également permis l'identification de *Staphylococcus aureus* (indicateur d'une contamination humaine), d'entérobactéries et de Streptocoques thermotolérants (indicateurs d'une contamination fécale ou hydrotellurique).

A l'intérieur des établissements scolaires, la flore bactérienne totale varie entre 200 et 19 500 CFU/m³ (moyenne = 3 000 CFU/m³). *Staphylococcus aureus* a été identifié dans 32,7 % des échantillons. Les entérobactéries et les streptocoques thermotolérants ont été retrouvés dans 6,2 et 50.6 % des prélèvements. Parmi les entérobactéries isolées, on note la présence d'*Escherichia coli* et *Enterobacter* (essentiellement *Enterobacter cloacae*). Quelques *Pseudomonas* ont été isolés.

La flore bactérienne à l'intérieur des bâtiments est plus élevée qu'à l'extérieur. Au cours d'une journée scolaire, la contamination bactérienne varie dans des proportions importantes (de 500 à 15 000 d'une heure à l'autre). Il existe un parallélisme entre l'évolution de la flore bactérienne et la teneurs en CO₂ à l'intérieur des bâtiments. La contamination aérienne bactérienne est fonction de la présence ou non des enfants et de leur activité : *Staphylococcus aureus* et les Streptocoques thermotolérants sont plus fois plus fréquents lorsque les enfants occupent les bâtiments. Des variations temporelles ont également été observées pour les champignons mais elles n'évoluent pas toujours parallèlement avec celles de la flore bactérienne.

Une campagne de mesures (**Lyon, Richalet, 2 collèges, 1993**) associant le Laboratoire des Sciences de l'Habitat du CETE de Lyon et du Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Lyon, a été réalisée en 1993 dans 2 collèges de la région lyonnaise. L'objectif poursuivi était de mettre en relation la qualité de l'air dans ces salles d'enseignement avec la présence ou non d'un système de ventilation mécanique et l'ouverture des fenêtres (Richalet 1993).

L'un des collèges, récent, était muni d'un système de ventilation double flux. L'autre, construit en 1984 et situé en centre ville, ne comporte pas de dispositif spécifique. Dans chaque établissement, 2 salles de classe quasi identiques, contiguës et de même exposition ont été retenues. Pour chaque établissement, on distingue une campagne de mesure hivernale (février et mars 1993) et une campagne estivale (mai 1993).

Des prélèvements microbiologiques ont été réalisés dans l'une des salles de chaque collège en début de semaine (pendant l'interclasse), en milieu de semaine (hors période d'occupation des locaux) et le vendredi en fin de semaine. Les échantillons ont été collectés à l'aide d'un biocollecteur de Joubert avec passage sur 2 boîtes (gélose tryptone-soja, Biard Parker) qui ont ensuite étéensemencées à 31 °C. Après 5 jours de culture, les dénombrements de la flore bactérienne totale et des staphylocoques ont été réalisés.

Selon les auteurs, la charge atmosphérique bactérienne est relativement importante¹⁹. Elle semble liée à la présence et aux activités des enfants. La présence d'un système de ventilation double flux, par une mise en mouvement aérienne, pourrait entraîner une remise en suspension des poussières sur lesquelles sont fixées les bactéries.

Dans le cadre d'un contrat entre la DRASS Ile de France et le Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris (**Paris, Bex, 80 crèches, 2000-2001**), une étude sur la qualité de l'air à l'intérieur des crèches collectives de la région Ile de France est actuellement en cours. Elle comprend des mesurages bactériologiques dans diverses crèches sélectionnées par tirage au sort parmi les 208 crèches collectives de la région. Cette étude initiée en 2000 comporte 4 campagnes de mesures (2 hivernales, 2 estivales). Selon la saison et l'année, de 10 à 30 établissements devaient être investigués. Un rapport d'étape a été rédigé par le LHVP en attendant les résultats définitifs de cette étude dont la dernière campagne de mesure s'est terminée à la fin de l'été 2001. Les résultats de ces travaux ne pourront être mis à disposition qu'après accord entre les deux partenaires de ce contrat. Le LHVP (Squinazi Fabien), sous réserve d'un accord de la DRASS, est favorable à une diffusion de ses rapports.

7.3.3. Les études dans les immeubles de bureaux

Au cours d'une étude épidémiologique chez des travailleurs du secteur tertiaire sur les effets sanitaires induits par les systèmes de ventilation dans les bureaux (**Paris, Vincent, 3 immeubles de bureaux, 1992**), des mesures micro-environnementales ont été réalisées dans 3 types de bâtiments se distinguant par leur systèmes de ventilation : ventilation naturelle (NV), simple ventilation mécanique (FCU) et système d'air conditionné couplé à une ventilation et un chauffage (HVAC)²⁰(Vincent 1997).

La campagne de mesure comportait des recherches de *Staphylococcus aureus* et une estimation de la flore bactérienne totale. Ces mesures environnementales ont été conduites pendant le temps de travail à l'aide de méthodes standardisées. La méthodologie de prélèvement n'est pas précisée par les auteurs.

Pour s'assurer que l'influence de l'air extérieur sur la qualité de l'air retrouvé à l'intérieur des 3 types de bureaux soit la même, 3 immeubles adjacents situés dans le centre de Paris ont été sélectionnés. Mis à part les systèmes de ventilation, les 3 immeubles présentent des caractéristiques similaires (Vincent 1993). Chacun d'entre eux comprend 11 étages et comporte entre 299 et 565 bureaux. L'ensemble des bureaux ne pouvant raisonnablement faire l'objet d'une campagne de mesure, un échantillon représentatif de 139 bureaux a été tiré au sort.

Si les teneurs en bactéries totales et en *Staphylococcus aureus* sont plus élevées dans les bâtiments dotés d'un système de ventilation que dans les bureaux ventilés naturellement, il n'a pas été mis en évidence de différence significative selon le type de ventilation dans les bureaux (Vincent 1993).

¹⁹ Ces résultats ne sont pas chiffrés dans l'article cité en référence.

²⁰ Termes anglosaxons : NV = natural ventilation ; FCU = fan coil unit ; HVAC = heating, ventilation, air conditioning.

Tableau 51 : Contamination bactérienne dans 3 types de bureaux parisiens (moyenne \pm ET)

	VN ^a	HVAC ^b	FCU ^c
	n = 51	n = 54	n = 34
Bactéries (CFU/m ³)	458,7 \pm 274,4	465,5 \pm 208,3	547,6 \pm 260,4
<i>Staphylococcus</i> (CFU/m ³)	0,48 \pm 1,09	0,61 \pm 1,04	0,62 \pm 0,95

^a: VN : ventilation naturelle ^b: HVAC : air conditionné couplé à un système de ventilation et de chauffage ^c: FCU : ventilation mécanique simple

Si la climatisation est considérée comme une source potentielle d'aérobiocontamination, son influence sur la flore aérienne bactérienne à l'intérieur des bâtiments reste difficile à démontrer et plus encore à quantifier. C'est pourquoi, en 1992, en collaboration avec la Direction des Etudes et Recherche d'EDF, l'Institut de Médecine du Travail et de l'Environnement de Grenoble (*Paris, Perdrix, 2 immeubles de bureaux, 1992*) a effectué une étude visant à comparer la qualité microbiologique de l'air de 2 immeubles d'âge et d'activité identiques mais différant par leur système de ventilation. Les paramètres susceptibles d'influencer l'aérocontamination intérieure (concentrations extérieures, variabilité saisonnière et journalière) ont été contrôlés (Parat 1999).

Les deux immeubles sélectionnés pour cette étude, distants de 1 km, étaient situés dans le centre de Paris (à proximité de la place de l'Etoile) (Saude 1993). L'un était équipé d'un système central de chauffage, ventilation et air conditionné (AC), l'autre était naturellement ventilé (VN). Tous deux étaient d'âge similaire (25-30 ans) et accueillait des travailleurs du secteur tertiaire. Dans chaque immeuble, trois bureaux ont été retenus en raison de leurs caractéristiques identiques (taille, densité d'occupation, zones non fumeurs, absence de photocopieuse, sols et murs moquetés...).

Au cours de 8 campagnes échelonnées sur un an (janvier, février, avril, mai, juillet, septembre, octobre et décembre 1992), les microorganismes aéroportés ont été prélevés simultanément sur les deux sites dans les trois bureaux et dans l'air extérieur de chaque immeuble par des impacteurs Andersen reliés à une pompe assurant un débit de prélèvement d'air entre 23 et 29 l/min, selon les conditions de température, de pression et d'humidité au cours de la période de mesure. Trois prélèvements de 6 minutes ont été effectués dans chaque bureau sur chacune des journées de campagne. Les dispositifs de prélèvement ont été disposés à l'intérieur des bureaux à une hauteur de 1,5 mètres. Pour les mesures extérieures, les échantillonneurs étaient situés à la hauteur de la prise d'air frais sur le toit de l'immeuble climatisé et sur la façade extérieure près d'une fenêtre d'un bureau situé au 6^{ème} étage du bâtiment non climatisé. Les mesures ont été effectuées pendant des périodes d'activité et d'occupation des bureaux normales.

La contamination aérienne a été évaluée par comptage de la flore bactérienne totale et des Staphylocoques sur des milieux de cultures trypticase-soja et Chapman incubés 2 jours à 37°C. Pour chaque bureau et chaque jour de mesure, une valeur moyenne a été calculée à partir des 3 échantillons successifs. L'homogénéité des 3 mesures successives obtenues au cours d'une journée de prélèvement a été testée. Un intervalle de confiance à 95 % est calculé. Lorsque l'un des 3 intervalles de confiance pour le nombre de colonies isolées sur chaque boîte ne chevauche pas les 2 autres intervalles, il a été posé comme hypothèse que les différences n'étaient pas dues aux conditions d'échantillonnage mais à d'autres phénomènes

incontrôlés (contamination d'un échantillon...). Dans ce cas, la moyenne journalière n'était alors calculée que sur les 2 mesures restantes.

La charge aérienne bactérienne totale et la contamination en staphylocoques sont en moyenne plus élevées, mais aussi plus variable, dans les bâtiments ventilés naturellement. L'effet des concentrations extérieures et du nombre de personnes occupant les bureaux sur les teneurs intérieures en bactéries est moindre que l'effet « immeuble » (Parat 1997).

Tableau 52 : Contamination bactérienne à l'intérieur de deux bâtiments parisiens différents par leur systèmes de ventilation (test de Wilcoxon)

	Climatisation		Ventilation naturelle		n (paires)	p
	moyenne	ET	moyenne	ET		
Flore bactérienne ¹ (CFU/m ³)	171	170	724	618	24	< 10 ⁻⁴
Staphylocoques (CFU/m ³)	45	25	218	247	14	< 10 ⁻²

¹ : test t de Student sur séries appariées (distribution normale des différences)

Ces travaux, où les variations saisonnières et journalières ont été prises en compte grâce à la réalisation simultanée de mesures dans les 2 immeubles, ont montré que les contaminations intérieures en bactéries diffèrent selon le type de ventilation dont est doté l'immeuble. Selon Parat (Parat 1999), la qualité microbiologique à l'intérieur des immeubles équipés d'air conditionné serait meilleure que celle observée dans les bureaux naturellement ventilés. Ces conclusions s'opposent à celles formulées par Vincent (Vincent 1997).

Selon les auteurs, l'immeuble étudié étant équipé d'un système de climatisation à faible risque de prolifération microbiologique (filtres HEPA, humidificateur à vapeur, entretien régulier des installations...), la climatisation par ce système pourrait induire une dilution des concentrations bactériennes d'origine intérieure par un apport d'air neuf contrôlé. La climatisation ne serait pas nécessairement un générateur de microorganismes aéroportés mais au contraire, si l'ensemble des dispositions techniques à visée sanitaire mises en œuvre sont respectées, le système de climatisation pourrait améliorer la qualité microbiologique de l'air intérieur. Ces travaux soulignent également l'intérêt d'une approche multifactorielle de l'aérobiocontamination et démontrent la nécessité d'un suivi temporel pour comparer avec précision des ambiances différentes (Parat 1999).

Dans le cadre du projet Européen JOULE II (Audit de la Qualité de l'air dans les immeubles de bureau), huit pays participèrent en 1994 à une campagne de mesures dans les immeubles de bureau (**Paris, *Perdrix, 6 immeubles de bureaux, 1994***) (Parat 1995) Le volet français de cette étude a été confié conjointement à l'équipe Grenobloise de l'Institut de Médecine du Travail chargée de l'évaluation de la contamination microbiologique des locaux et au CSTB à qui ont été confiées la caractérisation de la ventilation, les mesures physiques (renouvellement de l'air, consommation d'énergie, température...) et chimiques (COV, CO, CO₂) ainsi que des mesures sensorielles et des questionnaires relatifs aux symptômes exprimés par les occupants des bureaux.

Six immeubles de bureaux localisés dans la région parisienne ont été sélectionnés selon les critères définis par les experts européens du projet JOULE II. Trois sont ventilés naturellement, trois disposent d'air conditionné. Dans chaque immeuble, les échantillonnages aériens ont été réalisés dans 10 bureaux. Simultanément des prélèvements ont été effectués à l'extérieur des bâtiments. Les campagnes de mesure ont été effectuées sur une journée, entre les mois de février et mai 1994 à l'aide d'un impacteur Andersen. Trois échantillonnages de 5 minutes ont été réalisés dans chaque bureau. La flore bactérienne totale a été dénombrée après mise en culture du milieu Trypticase-soja à 27°C pendant 5 à 8 jours.

Le niveau moyen de contamination bactérienne ne diffère pas entre les immeubles ventilés naturellement et les immeubles équipés d'air conditionné ($p = 0,25$).

Tableau 53 : Contamination bactérienne dans 6 immeuble parisiens

Type de ventilation	Immeuble	Flore totale moyenne (CFU/m ³)
Ventilation naturelle	A	369 ± 204
	C	372 ± 239
	D	263 ± 193
Air conditionné	B	409 ± 191
	E	233 ± 113
	F	189 ± 119

Les espèces les plus fréquemment identifiées sont *Staphylococcus*, *Micrococcus* et *Bacillus* avec une prédominance de *Staphylococcus epidermidis*. Aucune association entre la flore bactérienne et le type de ventilation, le taux de ventilation, les teneurs intérieures en CO₂ ou le nombre de personnes présentes dans chaque bureau n'a pu être mise en évidence.

Cette même équipe de recherche Grenobloise (**Paris, Perdrix, 3 immeubles de bureaux, 1996**) a étudié la relation entre la concentration aérienne bactérienne et la concentration particulaire au cours d'un travail comprenant une phase initiale en chambre expérimentale suivie d'une campagne de mesure effectuée dans 3 immeubles équipés de système à air conditionné (Parat 1999a). Dans chacun d'entre eux, un bureau fut sélectionné afin de mesurer simultanément les 2 paramètres au cours de périodes d'activité. Les principales caractéristiques des 3 bureaux retenus pour cette étude sont présentées dans le tableau ci dessous.

Tableau 54 : Principales caractéristiques des 3 bureaux sélectionnés équipés de systèmes à air conditionné

		Bureau n° 1	Bureau n° 2	Bureau n° 3
Systèmes conditionné d'air	Localisation	Centre ville	Campagne	Centre ville
	Hauteur de la prise d'air	5 ^{ème} étage	4 ^{ème} étage	RDC
	Filtres	EU4	EU4	EU4
	Humidificateur	Non	Non	Non
	Air recyclé	Non	Oui	Non
	Conduits aériens	Faux plafond	Conduits métalliques	Conduits métalliques
	Unité terminale	Convecteurs	Grille output	Convecteurs
Bureau	Nombre d'occupants	2-3	1	1
	Volume (m ³)	50	50	45
	Renouvellement d'air (volume h ⁻¹)	1,1	2,6	1,4
	Ouverture des fenêtres	Non	Oui	Non

Des mesures ont été réalisées pendant 3 ou 4 jours consécutifs au cours des mois de mai et juillet 1996. Les teneurs microbiennes ont été évaluées toutes les heures. Un comptage particulaire était effectué toutes les 5 ou 10 minutes. Lorsqu'une augmentation notable de la teneur particulaire était observée, un prélèvement microbien supplémentaire était alors réalisé. L'objectif de ce travail est d'étudier la relation temporelle entre les variations particulaires aériennes et le nombre de bactéries viables contenues dans l'air et, dans une moindre mesure, d'évaluer la capacité d'un comptage particulaire à détecter les variations des concentrations bactériennes.

Les teneurs en particules à l'intérieur des bureaux ont été mesurées à l'aide d'un compteur à particules à laser (Malvern Laser Autocounter APC 300A). Il permet d'évaluer les concentrations selon la taille des particules : 8 classes peuvent être distinguées dans une gamme allant de 0,3 à 5 µm. Dans le cadre de cette étude, les auteurs ont procédé uniquement au comptage des particules de diamètre aérodynamique moyen supérieur à 0,5 µm. Les comptages sont exprimés en nombre de particules par m³ d'air prélevé.

L'échantillonnage des bactéries viables a été réalisé à l'aide d'un impacteur Andersen situé à une hauteur de 1,5 mètres avec un débit d'aspiration de 23,8 l/min. Deux échantillonnages simultanés de 5 minutes étaient ensuiteensemencés sur un milieu trypticase-soja puis les colonies étaient dénombrées après 5 à 8 jours d'incubation à 27°C.

Durant les campagnes de mesure, il fut demandé aux occupants des locaux investigués de ne pas fumer afin de pas interférer sur les teneurs particulaires. Cependant, ces recommandations n'ayant pas été respectées à diverses occasions, des augmentations des teneurs particulaires furent observées. Leur origine étant connue et sans relation directe avec la charge bactérienne, les données issues de ces périodes d'exposition à la fumée de tabac environnementale ont été exclues de l'analyse.

Dans la majeure partie des cas, il n'existe pas de relation temporelle entre les concentrations particulaires et la contamination aérienne bactérienne. Les pics particulaires ne sont pas toujours accompagnés de variations bactériennes et tous les pics bactériens sont pas accompagnés de pics particulaires. Les meilleures corrélations entre les comptages bactériens et particulaires sont observées lorsque l'on considère les comptages de particules établis dans les 5 minutes suivant l'arrêt du prélèvement bactérien. Ces relations sont significatives

seulement pour 2 des 3 bureaux (bureau 1 : $r^{21} = 0,09$, $p = 0,68$; bureau 2 : $r = 0,65$, $p < 10^{-3}$; bureau 3 : $r = 0,51$, $p = 0,001$). Ces différences n'ont pas pu être attribuées à des caractéristiques particulières des immeubles ou des bureaux.

Les teneurs bactériennes moyennes observées dans les 3 bureaux climatisés sont respectivement de 157 ± 69 ($n = 25$), 176 ± 92 ($n = 35$) et 220 ± 125 CFU/m³ ($n = 28$). Dans le premier bureau, la flore dominante est constituée par des cocci gram +. Les bacilles gram – et gram + (*Bacillus* sp) représentent moins de 20 % de la flore de ce site. Une augmentation des cocci Gram + (notamment *Micrococcus* sp) est associée aux fortes teneurs observées (> 300 CFU/m³). Dans le second bureau, les résultats sont similaires (les Gram – représentant entre 0 et 10 % des colonies). Dans le dernier site, les teneurs générales sont similaires à celles observées dans les 2 autres bureaux mais lors des « pics » bactériens (> 350 CFU/m³), on note principalement une augmentation des bacilles Gram – qui représentent 30 à 40 % des colonies.

Une relation absolue entre les teneurs particulières et l'aérocontamination bactérienne ne pouvant être établie, les comptages particuliers ne peuvent à l'heure actuelle se substituer aux mesures des microorganismes. De plus, l'identification bactérienne reste un critère essentiel dans une approche sanitaire²² et la flore bactérienne ne représente qu'une part de la contamination microbiologique aérienne.

Récemment, une dernière étude a été menée par l'équipe de l'IUMTE de Grenoble (**Paris, Perdrix, 3 immeubles de bureau climatisés, 1998**). Elle visait durant une année à étudier l'influence des facteurs environnementaux et climatiques sur la qualité microbiologique de l'air à l'intérieur de 3 bâtiments équipés par un système centralisé de chauffage, de ventilation et d'air conditionné (Parat 2000). La localisation exacte de ces immeubles n'est pas précisée.

Dans l'air, les bactéries viables ont été prélevées par un impacteur Andersen pendant 5 minutes. Durant les heures d'ouverture des bureaux, pendant une semaine, un échantillon a été prélevé toutes les heures. Dans les 3 immeubles étudiés, cette méthode a été appliquée au cours de chacune des saisons. Plus de 500 échantillons bactériens ont ainsi été collectés (respectivement 177, 182 et 171 sur les 3 sites). Des prélèvements ont été effectués simultanément à l'extérieur des bâtiments. Après 5 à 8 jours d'incubation à 30°C sur milieu trypticase-soja, les flores bactériennes ont été dénombrées.

Par ailleurs, des poussières ont été prélevées à l'intérieur des chambres de ventilation des unités de climatisation de chaque immeuble et analysées sur les mêmes milieux de culture après pulvérisation de 10 mg de poussières (Parat 1999b). Parallèlement à ces prélèvements, les informations relatives au fonctionnement des humidificateurs, l'ouverture des fenêtres... ont été renseignées et la température et l'humidité relative à l'intérieur et l'extérieur des locaux ont été enregistrées.

²¹ r de Pearson

²² On rappellera que les bactéries Gram – contiennent des endotoxines.

Un pic bactérien est défini, selon les auteurs, par une augmentation de plus de 50 % de la concentration initiale avec une concentration finale supérieure à 250 CFU/m³. Parmi les 530 valeurs obtenues, 35 pics bactériens ont été détectés. Ils semblent liés aux conditions climatiques extérieures mais ne semblent pas en relation avec les variations naturelles des concentrations bactériennes extérieures. Lors de ces pics, la température extérieure moyenne est significativement plus élevée (17,3°C *versus* 12,3°C en absence de pic). 70 % de ces pics sont survenus au cours des saisons chaudes (printemps ou été). L'apparition de ces pics bactériens est liée à une augmentation globale de la flore, le plus souvent aux bactéries gram + (*Micrococcus sp.*).

Dans la plupart des cas, il semble exister une plus grande variabilité des concentrations bactériennes entre les différents jours de la semaine qu'au cours d'une journée. Le vendredi, les concentrations bactériennes sont plus élevées que les autres jours. Les plus faibles teneurs sont observées le mercredi, jour où le taux d'occupation des bureaux est moins élevé.

Cette étude montre qu'une évaluation de l'exposition aux microorganismes aéroportés par des prélèvements aléatoires peut être à l'origine de conclusions hasardeuses. En effet, la répétition quotidienne des mesures au cours des 4 saisons a montré qu'aux variations saisonnières peuvent notamment s'ajouter un effet jour et un effet lié aux unités de climatisation.

Une synthèse plus ancienne (**Paris, Mouillesseaux, 112 immeubles de bureaux, 1986-1991**) sur l'aérocontamination bactérienne dans 112 immeubles de la région parisienne équipés de systèmes de climatisation avait été effectuée à partir des enquêtes réalisées par le Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris entre les années 1986 et 1991 (Mouillesseaux 1993). Les conditions de confort, estimées par la température et le degré d'humidité relative, ont été complétées par des mesures de CO₂, de CO, des poussières et de la qualité microbiologique (bactérienne et fongique).

Les échantillons microbiologiques ont été collectés par impaction. Les bactéries aérobies mésophiles ont été ensuite cultivées sur un milieu agar trypto-caseine et incubées 48 heures à 37°C. Les *Staphylococcus aureus* ont été isolés sur un milieu spécifique (Baird-Parker, 24 heures, 37°C). L'ensemble des prélèvements a été effectué à une hauteur comprise entre 0,8 et 1,5 mètre du sol. Un nombre variable d'échantillons a été prélevé dans chaque immeuble en fonction du nombre d'occupants, du système de ventilation...

La flore bactérienne totale est très variable au sein des immeubles enquêtés (de 40 à 2 900 CFU/m³). Le dénombrement moyen s'élève à 401 ± 287 CFU/m³, avec un 95^{ème} percentile à 975 CFU/m³. La flore bactérienne à l'intérieur des immeubles renferme quelques *Staphylococcus aureus* (en moyenne 0,5 colonie par m³ d'air prélevé ; étendue : 0 - 14) et dans certains cas des entérobactéries.

Ces premiers résultats dans les immeubles parisiens montraient que la qualité de l'air à l'intérieur des bâtiments climatisés était influencée par divers facteurs comme la qualité de l'air extérieur et la protection des prises d'air. La valeur moyenne de l'indice I (= concentration intérieure / concentration extérieure) pour la flore bactérienne (= 10) indique que la source bactérienne est essentiellement d'origine humaine (occupants des locaux).

Tableau 55 : Synthèse des principaux résultats des études françaises relatives à la pollution intérieure bactérienne

Paramètre	Auteur (année)	Ville	Type de local	Saison	Durée prélèvement	Mode recrutement / population	Méthodologie	N	Résultats
Flore totale	Parat (2000)	Paris ?	Immeubles de bureau	1 an	5 minutes toutes les heures / 1 semaine	Sélection de 3 immeubles climatisés	Impacteur Andersen	177 182 171	10 % > 250 CFU/m ³
Flore totale Staphylocoques	Parat (1999)	Paris	Immeubles de bureau	1 an	3 × 6 minutes / jour (1 / mois)	Sélection de 2 immeubles selon ventilation	Impacteur Andersen	24 14	<i>Flore totale</i> VN ^a : 724 ± 618 CFU/m ³ AC ^b : 171 ± 170 CFU/m ³ <i>Staphylocoques</i> VN ^a : 218 ± 247 CFU/m ³ AC ^b : 45 ± 25 CFU/m ³
Flore totale	Parat (1999a)	Paris ?	Immeubles de bureau	Été	2 × 5 minutes / jour	Sélection de 3 immeubles à air conditionné	Impacteur Andersen	25 35 28	157 ± 69 CFU/m ³ 176 ± 92 CFU/m ³ 220 ± 125 CFU/m ³
Flore totale <i>Staphylococcus aureus</i>	Vincent (1997)	Paris	Immeubles de bureaux	?	?	Sélection de 3 immeubles selon ventilation	?	136	<i>Flore totale</i> VN ^a : 458,7 ± 274,4 CFU/m ³ HVAC ^c : 465,5 ± 208,3 CFU/m ³ FCU ^d : 547,6 ± 260,4 CFU/m ³ <i>Staph. aureus</i> VN ^a : 0,48 ± 1,09 CFU/m ³ HVAC ^c : 0,61 ± 1,04 CFU/m ³ FCU ^d : 0,62 ± 0,95 CFU/m ³

Flore totale	Parat (1995)	Paris	Immeubles de bureaux	Février-mai	3 × 5 min	Sélection de 3 immeubles à air conditionné et 3 immeubles ventilés naturellement	Impacteur Andersen	10 bureaux / immeuble	1 VN ^a 2 3 1 2 3	369 ± 204 CFU/m ³ 372 ± 239 CFU/m ³ 263 ± 193 CFU/m ³ 409 ± 191 CFU/m ³ 233 ± 113 CFU/m ³ 189 ± 119 CFU/m ³
Flore totale Staphylocoques	Richalet (1993)	Lyon	Collèges	Hiver + été	?	Sélection de 2 collèges selon système de ventilation	Biocollecteur de Joubert	2	?	
Flore totale <i>Staphylococcus aureus</i>	Mouillesseaux (1993)	Paris	Immeubles de bureau	?	Variable	?	Impacteur	112		<i>Flore totale</i> : 401 ± 287 CFU/m ³ <i>Staph. aureus</i> : 0,5 ± 0,6 CFU/m ³
Flore totale	Mouillesseaux (1993)	Paris	Ecoles	1 an	30 secondes à 2 minutes. 3 prél / h / j / 15 j	6 écoles primaires + 4 crèches	Reuter Centrifugal Sampler	162		3 000 CFU/m ³ (min 200 – max 19 500)
Flore totale	Faugere (1992)	Bordeaux	Habitat	Hiver + été	?	Quartier en cours de réhabilitation	Impaction et Sédimentation	57 43		Logements réhabilités 616,5 ± 314,3 58,0 ± 47,4 Logements non réhabilités 503,2 ± 359,8 40,5 ± 47,4

^a: VN = Ventilation naturelle

^b: AC = Air conditionné

^c: HVAC = Air conditionné couplé un système de ventilation et de chauffage

^d: FCU = Ventilation mécanique simple

7.4. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Faugere JG, Derion J. Contamination à l'intérieur des habitations dans un quartier en cours de réhabilitation. *Pollution atmosphérique* 1992 ;118 :147-152.

Mouilleseaux A, Squinazi F, Festy B. Microbial characterization of air quality in classrooms. *Proceedings of Indoor Air'93*. Helsinki, Finlande, juillet 1993; vol 4 : 195-200.

Mouilleseaux A, Squinazi F, Festy B. Air Quality in air conditioned office buildings. *Proceedings of Indoor Air'93*. Helsinki, Finlande, juillet 1993; vol 6 : 615-620.

Parat S, Perdrix A, Maitre A. Relationship between indoor air microbial peak values and outdoor climatic conditions. *Proceedings of Healthy Buildings 2000*, vol 1 : 371-372.

Parat S, Perdrix A, Baconnier P. Etude des relations entre climatisation, micro-organismes aéroportés et santé. *Bull Acad Natle Med* 1999;183 (2) :327-344.

Parat S, Perdrix A, Mann S, Baconnier P. Contribution of particle counting in assessment of exposure to airborne microorganisms. *Atmospheric Environment* 1999a ; 33 : 951-959.

Parat S, Perdrix A, Maitre A. Airborne micro-organisms in buildings : influence of technical, environmental and climatic factors. *Indoor Air 99*. Edinburg, Scotland, 8-13 august 1999b. 8th Conference of Indoor Air Quality and Climate. Vol 4 : 942-943.

Parat S, Perdrix A, Fricker-Hidalgo H, Saude I, Grillot R, Baconnier P. Multivariate analysis comparing microbial air content of an air-conditioned building and a naturally ventilated building over one year. *Atmospheric Environment* 1997 ; 31 : 441-449.

Parat S, Perdrix A, Mann S, Cochet C. A study of the relationship between airborne microbiological concentrations and symptoms in office in buildings. *Proceedings of healthy buildings 1995*. 1481-1486.

Richalet V, Beheregaray B, Guarracino G, Dornier C, Janvier L. Qualité de l'air dans les salles de classe : premiers résultats. *Séminaire GEVRA, Sophia Antipolis – 20 et 21 octobre 1993*. 287-296.

Saude I, Loewenstein JC, Millancourt B, Soreau S, Parat S. Indoor air quality : comparing an air conditioned building and a naturally ventilated building. *Proceedings of Indoor Air'93*. Helsinki, Finlande, juillet 1993; vol 2 : 87-92.

Vincent D, Cabanes PA, Lambrozo J. La colonisation microbiologique des systèmes de traitement d'air est elle susceptible d'entraîner la contamination des personnes exposées ? *Energie Santé* 1998 ; 3 (90) : 309-319.

Vincent D, Annesi I, Festy B, Lambrozo J. Ventilation system, indoor air quality, and health outcomes in Parisian modern office workers. *Environ Res* 1997;75(2):100-112.

Vincent D, Annesi I, Pradalier A, Lambrozo J. Health consequences of working in air-conditioned offices. *Proceedings of indoor air 1993*, vol 1 : 423-426.

8. CHAMPIGNONS ET MOISSISSURES

8.1. SOURCES

Lorsque l'humidité relative dépasse 75 %, la croissance de moisissures libérant des spores dans l'atmosphère est possible. La poussière de maison elle-même, le bois, le papier, les tissus, les aliments, les climatiseurs et humidificateurs, les plantes d'intérieur en constituent les milieux nutritifs nécessaires. Les spores en pénétrant dans les voies respiratoires peuvent être à l'origine d'asthme ou de pneumonies allergiques (CSHPF 1996) et sont parfois incriminés dans le Syndrome des Bâtiments Malsains (SBS).

Si les espèces les plus souvent isolées dans l'extérieur appartiennent aux genres *Cladosporidium*, *Alternaria* et *Aureobasidium*, les genres *Penicillium*, *Aspergillus* et *Trichoderma* sont les plus souvent rencontrés à l'intérieur des systèmes de climatisation (Vincent 1998). Les spores des moisissures peuvent être introduites à l'intérieur des locaux par les fenêtres, les allées et venues des occupants (sur les chaussures ou vêtements) ou la poussière. Elles se développent ensuite sur la nourriture ou les supports de toute nature (bois, papiers peints, joints de baignoires...).

8.2. METHODES DE PRELEVEMENT ET D'ANALYSE

Les méthodes de prélèvement des bioaérosols fongiques sont très voisines de celles décrites pour les bactéries (§ chap 7.2).

Dans le cas des champignons, le milieu de culture est souvent enrichi en antibiotiques (par exemple le chloramphénicol) pour éviter la croissance de bactéries inhibitrices du développement des champignons. Le milieu de culture le plus fréquemment utilisé est le milieu Sabouraud-Chloramphénicol.

8.3. LES ETUDES FRANÇAISES

Les études françaises visant à évaluer la charge fongique dans les atmosphères intérieures sont assez peu nombreuses. La plupart d'entre elles intègrent simultanément des mesures de l'aérocontamination bactérienne et fongique dans leurs protocoles puisque les méthodes de prélèvement sont communes pour les deux types de micro-organismes.

Si l'OQAI a décidé d'intégrer une mesure de l'ergostérol dans ses futures campagnes (pour évaluer la biomasse fongique), ce dosage récent n'a jamais été réalisé dans les études françaises que nous avons répertoriées. Par ailleurs, nous rappellerons que l'OQAI s'est également fixé comme objectif de réaliser un dénombrement des spores mycéliennes (sur les surfaces et dans l'air) accompagné d'une approche qualitative (recherche notamment de *Alternaria-Ulocladium*, *Aspergillus*, *Chaetomium*, *Cladosporium*, *Penicillium*, *Stachybotrys* et *Mucor*).

Focalisées essentiellement sur les immeubles de bureau, les études répertoriées dans ce document ont généralement pour objectif d'étudier l'influence de la climatisation sur l'aérocontamination fongique.

Contrairement à ce qui avait été décrit pour la flore bactérienne, les résultats des diverses études françaises sont assez homogènes. Ils montrent que l'air des immeubles ventilés naturellement est plus fortement contaminé par les champignons que l'air des bureaux climatisés. En revanche, une étude a montré que la relation s'inverse lorsque l'on étudie les moisissures dans les poussières.

Une variation saisonnière apparaît avec de plus fortes teneurs intérieures (et extérieures) en période estivale. Quelle que soit la saison et le type de ventilation dont sont dotés les immeubles, les teneurs fongiques extérieures sont plus élevées que celles mesurées à l'intérieur des bâtiments. L'aérocontamination fongique intérieure dépend plus largement des concentrations extérieures pour les bâtiments naturellement ventilés que pour les immeubles dotés d'air conditionné.

Toutes ces études montrent toutes que les dénombrements de la flore fongique présentent de larges variations et une grande hétérogénéité. Les espèces fongiques rencontrées à l'intérieur et à l'extérieur des locaux à ventilation naturelle sont similaires (*Penicillium*, *Cladosporidium*) ce qui confirme l'influence de l'air extérieur sur la qualité microbiologique de l'air intérieur. Dans les immeubles à air conditionné, les espèces les plus fréquentes sont *Alternaria*, *Penicillium* et *Aspergillus*.

Des pics fongiques ont été observés en saison froide (hiver ou automne). Ils semblent liés aux conditions climatiques extérieures (baisse de la température, augmentation de l'humidité relative) mais ne semblent pas en relation avec les variations naturelles des concentrations extérieures. Ils sont essentiellement dus à l'augmentation d'une seule espèce, le plus souvent *Penicillium* ou *Aspergillus*.

Dans les écoles, de façon analogue à ce qui a été décrit pour les immeubles de bureaux, les niveaux de contamination par les champignons peuvent varier dans des proportions assez importantes au cours d'une journée scolaire. *Penicillium* est l'espèce la plus fréquemment rencontrée mais la flore fongique est très polymorphe (*Aspergillus*, *Aureobasidium*, *Alternaria*, *Cladosporidium*...). La charge atmosphérique semble liée à la présence et aux activités des enfants.

Tableau 56 : Principales caractéristiques des études française relatives à la pollution fongique intérieure

Auteur	Année	Paramètre	Etat d'avancement	Ville	Type de local	Saison	Durée prélèvement	Mode recrutement / population	Méthodologie	n (effectif)
Bex (LHVP)	2000-2001	Flore fongique aérienne	En cours	Paris	Crèches	Hiver + été	?	TAS ^a	?	80
Parat (2000)	?	Flore fongique aérienne	Final	Paris ?	Immeubles de bureaux	1 an	5 mns toutes les heures / 1 semaine	Sélection de 3 immeubles différant par leur système de ventilation	Impacteur Andersen	3 immeubles
Parat (1999)	1992	Flore fongique aérienne	Final	Paris	Immeubles de bureaux	1 an	3 × 6 mn / j (1 / mois)	Sélection de 2 immeubles différant par leur système de ventilation	Impacteur Andersen	2 immeubles (3 bureaux / immeuble)
Vincent (1997)	1992	Spores fongiques aériennes + Moisissures (poussières)	Final	Paris	Immeubles de bureaux	?	?	Sélection de 3 immeubles selon ventilations	?	3
Parat (1995)	1994	Flore fongique aérienne	Final	Paris	Immeubles de bureaux	Février-mai	3 × 5 min	Sélection d'immeubles à air conditionné et d'immeubles ventilés naturellement	Impacteur Andersen	6 immeubles (10 bureaux / immeuble)
Richalet (1993)	1993	Flore fongique aérienne	Final	Lyon	Ecoles (collèges)	Hiver + été	?	Sélection de 2 collèges différant par leur système de ventilation	Biocollecteur de Joubert	2 écoles (4 salles)
Mouillesseaux (1993)	1986-1991	Flore fongique aérienne	Final	Paris	Immeubles de bureaux	?	Variable	Immeubles climatisés	Impacteur	112
Mouillesseaux (1993)	1990-1991	Flore fongique aérienne	Final	Paris	Ecoles	1 an	30 secondes à 2 minutes. 3 prélèvements / heure / 15 j	6 écoles primaires + 4 crèches	Reuter Centrifugal Sampler	10 établissements
Faugere (1992)	1991	Levures + Moisissures	Final	Bordeaux	Habitat	Hiver + été	?	TAS ^a parmi immeubles d'un quartier en réhabilitation	Impaction + Sédimentation	100

^a : TAS = tirage au sort

8.3.1. Les études dans les habitats

Au début des années 1990 (**Bordeaux, Faugère, 100 logements, 1990-1991**), dans le cadre d'un programme de réhabilitation d'immeubles du quartier Saint Michel de Bordeaux, une campagne visant à évaluer la qualité de l'air à l'intérieur des logements a été entreprise (Faugère 1992). Ce quartier urbain était représenté par divers groupes de population (sujets d'origine française, espagnole, portugaise...) dont les catégories socioprofessionnelles étaient à dominante commerçante ou ouvrière. Cette campagne portait sur l'aérocontamination de l'air intérieur et extérieur des locaux et la microbiologie des poussières à l'intérieur des logements. Les mesures microbiologiques ont été menées dans 100 logements tirés au sort parmi 1000 appartements concernés.

Concernant les prélèvements aériens, les paramètres microbiologiques ont été mesurés à la fois par impaction (Surface Air Sytem à l'intérieur des bâtiments et impacteur Andersen à l'extérieur) et par sédimentation. Sur les poussières, recueillies par les occupants des logements à l'aide d'aspirateurs, les levures et moisissures, ainsi que les allergènes d'acariens et la flore bactérienne ont été mesurés. Deux périodes de mesurage ont été réalisées en hiver (décembre 1990 à mars 1991) et en été (mai à septembre 1991).

Sur les 100 logement étudiés, 57 étaient réhabilités, 43 ne l'étaient pas encore au moment des mesures. Même si les deux techniques de prélèvement utilisées pour l'aéromicrobiologie diffèrent (la sédimentation ne compte que les particules les plus lourdes, l'impaction aspire toutes les particules y compris les plus légères), il existe une bonne corrélation entre les résultats observés avec ces deux méthodes au cours de la période hivernale. Par ailleurs, il existe une bonne corrélation entre les trois types de flore étudiées (levures, moisissures, bactéries). Cultivées sur le même milieu de culture, les levures sont néanmoins gênées par les moisissures et sont donc sous-estimées notamment par la méthode d'impaction.

Tableau 57 : Flore aérienne fongique dans des logements bordelais réhabilités et non réhabilités

	Logements réhabilités (n = 57)		Logements non réhabilités (n = 43)	
	Sédimentation	Impaction	Sédimentation	Impaction
Levures	22,6 ± 18,4	209,5 ± 209,0	13,7 ± 12,1	163,4 ± 189,5
Moisissures	10,3 ± 27,3	169,0 ± 353,0	10,8 ± 39,4	129,4 ± 211,7

La contamination aérienne en levures et moisissures est significativement plus élevée dans les logements réhabilités que dans les non réhabilités (tableau 57). La contamination en moisissures à l'extérieur des bâtiments est environ 2 fois plus faible que celle mesurée à l'intérieur. En revanche, elle ne représente que 20 % de la contamination intérieure pour les levures : ces dernières se révèlent donc être un bon traceur de l'aérocontamination intérieure.

8.3.2. Les études dans les écoles et les crèches

Au début des années 1990 (**Paris, Mouillesseaux, 6 écoles primaire et 4 crèches, 1990-1991**), une étude réalisée par le Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris a permis de caractériser la qualité microbiologique de l'air à l'intérieur de 10 bâtiments scolaires (Mouillesseaux. 1993). Parallèlement, une évaluation du confort thermique, de la ventilation et des niveaux de contamination chimique a également été réalisée.

Après la visite de trente écoles représentatives des établissements scolaires parisiens, 6 écoles primaires et 4 crèches ont été sélectionnées selon des critères d'environnement extérieur, d'âge des bâtis, de type de chauffage... Six établissements anciens (> 50 ans) et 4 récents ont été retenus. 9 bâtiments étaient naturellement ventilés, 1 était équipé d'air conditionné.

Les campagnes de mesure ont été réalisées entre janvier 1990 et novembre 1991 sur une période de 15 jours pour chaque établissement. Durant une journée scolaire, l'air était échantillonné toutes les 20 minutes à l'aide d'un Reuter Centrifugal Sampler afin d'évaluer l'évolution de la biocontamination intérieure en fonction des activités des enfants. La durée d'échantillonnage varie entre 30 secondes et 2 minutes. Dans quelques cas, la biocontamination à l'extérieur des bâtiments a été mesurée simultanément.

L'aérocontamination fongique à l'intérieur des bâtiments, évaluée par comptage des moisissures après incubation 5 jours à 30°C sur un milieu Sabouraud Chloramphénicol, s'élève en moyenne à 100 CFU/m³. De très larges variations ont été observées avec des comptages fluctuant de quelques unités à plus de 1 000 CFU/m³. La plupart des échantillons présentent toutefois moins de 300 CFU/m³. *Penicillium species* est l'espèce la plus fréquemment rencontrée mais la flore fongique est très polymorphe (*Aspergillus sp.*, *Aureobasidium*, *Alternaria*, *Cladosporidium*, *Rhodotorula*, *Cryptococcus*, *Torulopsis* et plus rarement *Candida sp.*).

Contrairement à ce qui a pu être observé pour les bactéries, la contamination fongique à l'intérieur des bâtiments est moins élevée qu'à l'extérieur. Aucune source intérieure de moisissures n'a été identifiée. Les plus forts niveaux de contamination ont été observés dans les 2 établissements présentant les plus forts taux d'humidité confirmant le rôle essentiel de ce paramètre. Au cours d'une journée scolaire, les niveaux de contamination par les champignons peuvent varier dans des proportions assez importantes. Les évolutions temporelles observées avec les champignons ne correspondent pas toujours aux évolutions mises en évidence pour la flore bactérienne.

Une campagne de mesures, associant le Laboratoire des Sciences de l'Habitat du CETE de Lyon et du Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Lyon (*Lyon, Richalet, 2 collèges, 1993*), a été réalisée en 1993 dans 2 collèges de la région lyonnaise. L'objectif poursuivi était de mettre en relation la qualité de l'air dans ces salles d'enseignement avec la présence ou non d'un système de ventilation mécanique et l'ouverture des fenêtres (Richalet 1993).

L'un des collèges, récent, était muni d'un système de ventilation double flux. L'autre, construit en 1984 et situé en centre ville, ne comporte pas de dispositif spécifique. Dans chaque établissement, 2 salles de classe quasi identiques, contiguës et de même exposition ont été retenues. Pour chaque établissement, on distingue une campagne de mesure hivernale (février et mars 1993) et une campagne estivale (mai 1993).

Des prélèvements microbiologiques ont été réalisés dans l'une des salles de chaque collège en début de semaine (pendant l'interclasse), en milieu de semaine (hors période d'occupation des locaux) et le vendredi en fin de semaine. Les échantillons ont été collectés à l'aide d'un biocollecteur de Joubert avec passage sur une boîte de gélose Sabouraud ensuiteensemencée à 31 °C pendant 5 jours.

Selon les auteurs, la charge atmosphérique fongique est relativement importante²³. Elle semble liée à la présence et aux activités des enfants. La présence d'un système de ventilation double flux, par une mise en mouvement aérienne, pourrait entraîner une remise en suspension des poussières sur lesquelles sont fixés les champignons (et les bactéries).

Dans le cadre d'un contrat entre la DRASS Ile de France et le Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris (*Paris, Bex, 80 crèches, 2000-2001*), une étude sur la qualité de l'air à l'intérieur des crèches collectives de la région Ile de France est actuellement en cours. Elle comprend des mesurages de la flore fongique dans diverses crèches sélectionnées par tirage au sort parmi les 208 crèches collectives de la région. Cette étude initiée en 2000 comporte 4 campagnes de mesures (2 hivernales, 2 estivales). Selon la saison et l'année, de 10 à 30 établissements devaient être investigués. Un rapport d'étape a été rédigé par le LHVP en attendant les résultats définitifs de cette étude dont la dernière campagne de mesure s'est terminée à la fin de l'été 2001. Les résultats de ces travaux ne pourront être mis à disposition qu'après accord entre les deux partenaires de ce contrat. Le LHVP (Squinazi Fabien), sous réserve d'un accord de la DRASS, est favorable à une diffusion de ses rapports.

8.3.3. Les études dans les immeubles de bureaux

Le Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris (*Paris, Mouillesseaux, 112 immeubles de bureaux, 1986-1991*) a dressé un bilan de la qualité de l'air intérieur dans 112 immeubles de la région parisienne équipés de systèmes de climatisation à partir des résultats d'enquêtes effectuées entre les années 1986 et 1991 (Mouillesseaux 1993). Des mesurages de la contamination fongique et bactérienne ainsi qu'une estimation de la pollution particulaire ont été effectués. Les conditions de confort, estimées par la température et le degré d'humidité relative, ont été complétées par des mesures de CO₂ et de CO.

Les échantillons fongiques ont été collectés par impaction sur un milieu Sabouraud-Chloramphénicol ensuite mis en incubation pendant 5 jours à 30°C. L'ensemble des prélèvements a été effectué à une hauteur comprise entre 0,8 et 1,5 mètre du sol. Un nombre variable d'échantillons a été prélevé dans chaque immeuble en fonction du nombre d'occupants, du système de ventilation...

Au sein des 112 établissements, les dénombrements moyens de la flore fongique présentent de larges variations (de 2 à 570 CFU/m³). Sur l'ensemble des bâtiments, le dénombrement moyen s'élève à 15 ± 19 CFU/m³ avec un 95^{ème} percentile pour la flore fongique à 50 CFU/m³. La flore fongique est hétérogène avec cependant une majorité de *Penicillium* et *Aspergillus* (*A. flavus* et plus rarement *A. fumigatus*). *Alternaria* et *Cladosporidium* sont également rencontrés. L'indice fongique (= concentration intérieure / concentration extérieure) toujours inférieur à 1 (moyenne = 0,5) témoigne d'une qualité intérieure satisfaisante.

Au cours d'une étude épidémiologique chez des travailleurs du secteur tertiaire sur les effets sanitaires induits par les systèmes de ventilation dans les bureaux (*Paris, Vincent, 3 immeubles de bureaux, 1992*), des mesures micro-environnementales ont été réalisées dans 3 types de bâtiments se distinguant par leur systèmes de ventilation : ventilation naturelle (NV), simple ventilation

²³ Aucune quantification n'est apportée dans l'article référencé

mécanique (FCU) et système d'air conditionné couplé à une ventilation et un chauffage (HVAC)²⁴ (Vincent 1997).

Durant cette étude, des prélèvements aériens de spores fongiques ainsi qu'une recherche de moisissures dans les poussières ont été réalisés. Ces mesures environnementales ont été conduites pendant le temps de travail à l'aide de méthodes standardisées qui ne sont pas présentées de façon détaillée par les auteurs.

Pour s'assurer que l'influence de l'air extérieur sur la qualité de l'air retrouvé à l'intérieur des 3 types de bureaux soit la même, 3 immeubles adjacents situés dans le centre de Paris ont été sélectionnés. Mis à part les systèmes de ventilation, les 3 types d'immeubles présentent des caractéristiques similaires (Vincent 1993). Chacun d'entre eux comprend 11 étages et comporte entre 299 et 565 bureaux. L'ensemble des bureaux ne pouvant raisonnablement faire l'objet d'une campagne de mesure, un échantillon représentatif de 139 bureaux a été tiré au sort.

Les teneurs aériennes en spores fongiques sont 2 à 3 fois plus élevées dans les bâtiments naturellement ventilés que dans les immeubles ayant une ventilation mécanique (tableau 58). En revanche, lorsque l'on étudie les moisissures dans les poussières, la relation s'inverse : les locaux équipés d'un système de climatisation couplé à une ventilation mécanique renferment des teneurs en allergènes fongiques plus élevées que les locaux ventilés naturellement.

Tableau 58 : Contamination fongique dans 3 types de bureaux parisiens (moyenne ± ET)

	VN ^a	HVAC ^b	FCU ^c
	n = 51	n = 54	n = 34
Spores aériennes fongiques (CFU/m ³)	43,3 ± 29,9	23,2 ± 19,0*	15,5 ± 12,1*
Moisissures dans les poussières	0,47 ± 0,50	0,87 ± 0,34*	0,57 ± 0,50

^a : NV : ventilation naturelle,

^b : HVAC : air conditionné couplé à un système de ventilation et de chauffage

^c : FCU : ventilation mécanique simple

* p < 0,001

Si la climatisation est considérée comme une source potentielle d'aérobiocontamination, son influence sur les niveaux de contamination à l'intérieur des bâtiments reste difficile à démontrer et plus encore à quantifier. C'est pourquoi, en collaboration avec la Direction des Etudes et Recherche d'EDF, l'Institut de Médecine du Travail et de l'Environnement de Grenoble (*Paris, Perdrix, 2 immeubles de bureaux, 1992*) a effectué en 1992 une étude visant à comparer la qualité microbiologique de l'air de 2 immeubles d'âge et d'activité identiques mais différant par leur système de ventilation. Les paramètres susceptibles d'influencer l'aérocontamination intérieure (concentrations extérieures, variabilité saisonnière et journalière) ont été contrôlées (Parat 1999).

Les deux immeubles sélectionnés pour cette étude, distants de 1 km, étaient situés dans le centre de Paris (à proximité de la place de l'Etoile). L'un était équipé d'un système central de chauffage, ventilation et air conditionné (AC), l'autre était naturellement ventilé (VN). Tous deux étaient d'âge similaire (25-30 ans) et accueillait des travailleurs du secteur tertiaire. Dans chaque immeuble, 3 bureaux ont été retenus en raison de leurs caractéristiques identiques (taille, densité d'occupation, zones non fumeurs, absence de photocopieuse, sols et murs moquetés...).

²⁴ Termes anglosaxons : NV = natural ventilation ; FCU = fan coil unit ; HVAC = heating, ventilation, air conditioning.

L'immeuble ventilé naturellement comporte 7 étages et accueille 200 personnes. Les fenêtres des bureaux peuvent être ouvertes. L'immeuble disposant d'un système d'air conditionné comprend 800 personnes réparties sur 10 étages. Les fenêtres ne peuvent être ouvertes par les occupants qui ne peuvent réguler eux mêmes la qualité de l'air.

Au cours de 8 campagnes échelonnées sur un an (janvier, février, avril, mai, juillet, septembre, octobre et décembre 1992), les microorganismes aéroportés ont été collectés simultanément par des impacteurs Andersen sur les 6 bureaux et dans l'air extérieur de chaque immeuble pendant des périodes d'activité et d'occupation des bureaux normales. Les dispositifs de prélèvement ont été disposés à l'intérieur des bureaux à une hauteur de 1,5 mètres. Pour les mesures extérieures, les échantillonneurs étaient situés à la hauteur de la prise d'air frais sur le toit de l'immeuble climatisé et sur la façade extérieure près d'une fenêtre d'un bureau situé au 6^{ème} étage du bâtiment non climatisé. Selon les conditions de température de pression et d'humidité au cours de la période de mesure, le débit d'aspiration de la pompe assurant le prélèvement était compris entre 23 et 29 l/min,. Dans chaque bureau, trois prélèvements de 6 minutes ont été effectués sur chacune des journées de campagne.

Un milieu de culture malt Agar a été utilisé en vue du dénombrement et de l'identification des espèces fongiques après incubation à 27°C pendant 5 et 8 jours. Pour chaque bureau et chaque jour de mesure, une valeur moyenne a été calculée à partir des 3 échantillons successifs. L'homogénéité des 3 mesures successives obtenues au cours d'une journée de prélèvement a été testée. Un intervalle de confiance à 95 % a été calculé pour chaque mesure. Lorsque l'un des 3 intervalles calculé pour le nombre de colonies isolées sur chaque boîte ne chevauche pas les 2 autres intervalles de confiance, il a été posé comme hypothèse que les différences n'étaient pas dues aux conditions d'échantillonnage mais à d'autres phénomènes incontrôlés (contamination d'un échantillon...). Dans ce cas, la moyenne journalière est alors calculée sur les 2 mesures restantes.

La comparaison des teneurs moyennes dans les 2 types de bâtiments montre que les bureaux ventilés naturellement sont plus fortement contaminés par les champignons que les bureaux climatisés. De plus fortes fluctuations y sont également observées (tableau 59). Le niveau de contamination fongique intérieure dépend plus largement des concentrations extérieures pour les bâtiments naturellement ventilés que pour les immeubles dotés d'air conditionné (Saute 1993).

Tableau 59 : Contamination fongique moyenne dans 2 bâtiments parisiens différents par leur systèmes de ventilation (test de Wilcoxon)

	Climatisation		Ventilation naturelle		n (paires)	p
	moyenne	ET	moyenne	ET		
Flore fongique (CFU/m ³)	17	33	208	365	24	< 10 ⁻⁴

Une forte variation saisonnière apparaît avec de plus fortes teneurs extérieures et intérieures en période estivale. Quelle que soit la saison, les teneurs fongiques extérieures sont plus élevées que celles mesurées à l'intérieur des bâtiments naturellement ventilés. L'identification des colonies a permis de montrer que les espèces rencontrées à l'intérieur et à l'extérieur des bâtiments sont distribuées de façon analogue ce qui confirme l'influence de l'air extérieur sur la qualité microbiologique de l'air intérieur.

Penicillium est l'espèce prédominante dans les locaux à ventilation naturelle. Cette espèce est également rencontrée majoritairement dans l'air extérieur. Les plus forts dénombrements fongiques observés au cours de l'été sont dus à l'augmentation importante de *Cladosporidium* qui représente alors durant cette période une forte proportion de la contamination fongique totale (tableau 60).

A l'intérieur des bâtiments équipés d'air conditionné, une contamination fongique importante (65 CFU/m³) n'a été observée qu'à une seule reprise au cours de l'été. Les espèces majoritaires étaient alors *Cladosporidium* (56,2 %) et *Penicillium* (23,3 %).

Tableau 60 : Distribution des espèces fongiques à l'intérieur et à l'extérieur des bureaux naturellement ventilés

	Espèce fongique	Air intérieur	Air extérieur
Janvier	Flore totale	32 CFU/m ³	95 CFU/m ³
	<i>Penicillium</i>	69,6 %	55,6 %
	<i>Cladosporidium</i>	17,4 %	22,2 %
	<i>Aspergillus</i>	2,2 %	2,8 %
	<i>Autres</i>	10,8 %	19,4 %
Février	Flore totale	57 CFU/m ³	207 CFU/m ³
	<i>Penicillium</i>	61,6 %	97,9 %
	<i>Cladosporidium</i>	7 %	0 %
	<i>Aspergillus</i>	25,6 %	0 %
	<i>Autres</i>	5,8 %	2,1 %
Avril	Flore totale	25 CFU/m ³	106 CFU/m ³
	<i>Penicillium</i>	40 %	40 %
	<i>Cladosporidium</i>	16,7 %	0 %
	<i>Aspergillus</i>	3,3 %	15 %
	<i>Autres</i>	40 %	45 %
Mai	Flore totale	110 CFU/m ³	218 CFU/m ³
	<i>Penicillium</i>	44,6 %	62,5 %
	<i>Cladosporidium</i>	39,7 %	12,5 %
	<i>Aspergillus</i>	9,6 %	6,3 %
	<i>Autres</i>	6,1 %	18,7 %
Juillet	Flore totale	1142 CFU/m ³	1934 CFU/m ³
	<i>Penicillium</i>	6 %	1,8 %
	<i>Cladosporidium</i>	87,9 %	92,8 %
	<i>Aspergillus</i>	0 %	0 %
	<i>Autres</i>	6,1 %	5,4 %
Septembre	Flore totale	149 CFU/m ³	943 CFU/m ³
	<i>Penicillium</i>	20,8 %	3,4 %
	<i>Cladosporidium</i>	52,3 %	87,8 %
	<i>Aspergillus</i>	9,2 %	2,7 %
	<i>Autres</i>	17,7 %	6,1 %
Octobre	Flore totale	112 CFU/m ³	217 CFU/m ³
	<i>Penicillium</i>	43,7 %	26 %
	<i>Cladosporidium</i>	39,2 %	56 %
	<i>Aspergillus</i>	5,1 %	9 %
	<i>Autres</i>	22 %	9 %

	Flore totale	115 CFU/m ³	106 CFU/m ³
	<i>Penicillium</i>	21,8 %	34,8 %
Novembre	<i>Cladosporidium</i>	7,2 %	0 %
	<i>Aspergillus</i>	29 %	13 %
	<i>Autres</i>	42 %	47,8 %

Ces travaux, où les variations saisonnières et journalières ont été prises en compte, ont montré que les contaminations intérieures en champignons diffèrent selon le type de ventilation de l'immeuble. Au vu de cette étude, la charge fongique aérienne à l'intérieur des immeubles équipés d'air conditionné semble moins élevée que celle observée dans les bureaux naturellement ventilés. Selon les auteurs, l'immeuble étudié étant équipé d'un système de climatisation à faible risque de prolifération microbiologique (filtres HEPA, humidificateur à vapeur, entretien régulier des installations...), la climatisation par ce système pourrait induire un arrêt des spores fongiques par la filtration. La climatisation ne serait pas nécessairement un générateur de microorganismes aéroportés mais au contraire, si l'ensemble des dispositions techniques à visée sanitaire mises en œuvre sont respectées, le système de climatisation peut améliorer la qualité microbiologique de l'air intérieur. Ces travaux soulignent l'intérêt d'une approche multifactorielle de l'aérobiocontamination et démontrent la nécessité d'un suivi temporel pour comparer avec précision des ambiances différentes (Parat 1999).

Dans le cadre du projet Européen JOULE II (Audit de la Qualité de l'air dans les immeubles de bureau), huit pays participèrent en 1994 à une campagne de mesures dans les immeubles de bureau (**Paris, Perdreix, 6 immeubles de bureaux, 1994**) (Parat 1995) Le volet français de cette étude a été confié à l'équipe Grenobloise de l'Institut de Médecine du Travail chargée de l'évaluation de l'aérobiocontamination des locaux et au CSTB à qui ont été confiées la caractérisation de la ventilation, les mesures physiques (renouvellement de l'air, consommation d'énergie, température...) et chimiques (COV, CO, CO₂) ainsi que des mesures sensorielles et des questionnaires relatifs aux symptômes exprimés par les occupants des bureaux.

Six immeubles de bureaux localisés dans la région parisienne ont été sélectionnés selon les critères définis par les experts européens du projet JOULE II. Trois sont ventilés naturellement, trois disposent d'air conditionné. Dans chaque immeuble, les échantillonnages aériens ont été réalisés dans 10 bureaux. Simultanément, des prélèvements ont été effectués à l'extérieur des bâtiments. Les campagnes de mesure ont été effectuées sur une journée, entre les mois de février et mai 1994 à l'aide d'un impacteur Andersen. Trois échantillonnages de 5 minutes ont été réalisés dans chaque bureau. La flore fongique totale a été dénombrée après mise en culture du milieu malt-agar chloramphénicol à 27°C pendant 5 à 8 jours.

La contamination fongique est significativement plus élevée dans les immeubles ventilés naturellement que dans les immeubles à air conditionné ($p < 0,001$) (tableau 61). Dans ces derniers, les espèces les plus fréquentes sont *Alternaria*, *Penicillium*, *Aspergillus* et *Oïdiodendron*. Dans les locaux ventilés naturellement, les espèces fongiques rencontrées sont similaires à celles retrouvées à l'extérieur avec une prédominance de *Cladosporidium*. Le ratio intérieur/extérieur est significativement plus élevé dans les immeubles ventilés naturellement ($r = 0,51$) que dans les immeubles climatisés ($r = 0,21$) ($p < 0,001$).

Tableau 61 : Contamination fongique dans 6 immeuble parisiens

Type de ventilation	Immeuble	Flore totale moyenne (CFU/m ³)
Ventilation naturelle	A	60 ± 57
	C	50 ± 18
	D	156 ± 31
Air conditionné	B	19 ± 26
	E	6 ± 7
	F	20 ± 12

Plus récemment (*Paris, Perdrix, 3 immeubles de bureau, 1998*), l'équipe Grenobloise de l'IUMTE a étudié durant une année 3 bâtiments équipés par un système centralisé de chauffage, de ventilation et d'air conditionné afin de tester l'influence des facteurs environnementaux et climatiques sur la qualité microbiologique de l'air à l'intérieur d'immeubles (Parat 2000). Dans l'air, les moisissures ont été prélevées par un échantillonneur Andersen toutes les heures pendant 5 minutes tout au long des heures d'ouverture des bureaux pendant une semaine. Cette méthode a été appliquée au cours de chacune des saisons pour les 3 immeubles. Plus de 500 concentrations fongiques ont ainsi été collectées (respectivement 177, 182 et 171 sur les 3 sites). Des prélèvements microbiologiques ont été effectués simultanément à l'extérieur des bâtiments. Après 5 à 8 jours d'incubation à 30°C sur milieu malt-agar-chloramphenicol, les flores fongiques ont été dénombrées.

Par ailleurs, des poussières ont été prélevées à l'intérieur des chambres de ventilation des unités de climatisation de chaque immeuble et analysées sur les mêmes milieux de culture après pulvérisation de 10 mg de poussières. Les informations relatives au fonctionnement des humidificateurs, à l'ouverture des fenêtres... ont été renseignées et la température et l'humidité relative à l'intérieur et l'extérieur des locaux ont été enregistrées.

Un pic fongique est défini, selon les auteurs, par une augmentation de plus de 30 CFU/m³ par rapport à la concentration précédente avec une concentration finale supérieure à 80 CFU/m³. Parmi les 530 valeurs collectées, 26 pics fongiques ont été détectés. Ils ont tous été observés en saison froide (hiver ou automne). L'analyse des poussières contenues dans les unités de climatisation révèle également des niveaux de contamination fongique plus élevés pendant l'hiver ou l'automne. Cette prolifération à l'intérieur des unités de climatisation pourrait être à l'origine des pics aériens observés dans les bureaux.

Les pics fongiques semblent liés aux conditions climatiques extérieures mais ils ne semblent pas en relation avec les variations naturelles des concentrations extérieures. Ils sont essentiellement dus à une augmentation d'une seule espèce, le plus souvent *Penicillium* ou *Aspergillus flavus*. Au cours de ces pics, la température extérieure est significativement inférieure (7,3°C *versus* 13°C) et l'humidité relative extérieure est significativement plus élevée (72 % *versus* 63 %).

Une analyse préliminaire comparant les 2 premiers sites étudiés a montré qu'il existe également un effet « jour » significatif. Le lundi, les concentrations fongiques observées sur l'un des sites sont significativement plus élevées que les autres jours (29 CFU/m³ *versus* 15 à 19 CFU/m³ les autres jours) (Parat 1999a).

La méthodologie mise en place au cours de cette étude montre qu'une évaluation de l'exposition aux microorganismes aéroportés par des prélèvements aléatoires peut à l'origine de conclusions hasardeuses. En effet, la répétition quotidienne des mesures au cours des 4 saisons a montré qu'aux variations saisonnières peut notamment s'ajouter un effet jour et un effet lié aux unités de climatisation.

Tableau 62 : Synthèse des principaux résultats issus des études françaises relatives à la pollution intérieure fongique

Auteur (année)	Ville	Type de local	Saison	Mesures répétées	Durée prélèvement	Mode recrutement / population	Méthodologie	N	Résultats																		
Parat (2000)	Paris ?	Immeubles de bureaux	1 an	Oui	5 min toutes les heures pendant 1 semaine	Sélection de 3 immeubles climatisés	Impacteur Andersen	177 182 171	5 % > 80 CFU/m ³																		
Parat (1999)	Paris	Immeubles de bureaux	1 an	Oui	3 × 6 mn / j (1 / mois)	Sélection de 2 immeubles différant par leur système de ventilation	Impacteur Andersen	?	HVAC ^b : 17 ± 33 CFU/m ³ VN ^c : 208 ± 365 CFU/m ³																		
Vincent (1997)	Paris	Immeubles de bureaux	?	Oui	?	Sélection de 3 immeubles selon ventilations	? ?	126 51 54 34	VN ^c : 43,3 ± 29,9 CFU /m ³ HVAC ^b : 23,2 ± 19,0 CFU /m ³ FCU ^d : 15,5 ± 12,1 CFU /m ³ VN ^c : 0,47 ± 0,50 CFU HVAC ^b : 0,87 ± 0,34 CFU FCU ^d : 0,57 ± 0,50 CFU																		
Parat (1995)	Paris	Immeubles de bureaux	Février-mai	Oui	3 × 5 mn	Sélection de 3 immeubles ventilés naturellement et 3 immeubles à air conditionné	Impacteur Andersen	?	1 60 ± 57 CFU/m ³ VN ^c 2 50 ± 18 CFU/m ³ 3 156 ± 31 CFU/m ³ 1 19 ± 26 CFU/m ³ AC 2 6 ± 7 CFU/m ³ 3 20 ± 12 CFU/m ³																		
Richalet (1993)	Lyon	Ecoles (collèges)	Hiver + été	Oui	?	2 collèges différant par leur système de ventilation	Biocollecteur de Joubert	?	?																		
Mouillesseaux (1993)	Paris	Immeubles de bureaux	?	Non	Variable	Immeubles climatisés	Impacteur	112	15 ± 19 CFU/m ³																		
Mouillesseaux (1993)	Paris	Ecoles	1 an	Oui	30 secondes à 2 minutes. 3 prél / h / j / 15 j	6 écoles primaires + 4 crèches	Reuter Centrifugal Sampler	162	100 CFU/m ³																		
Faugere (1992)	Bordeaux	Habitat	Hiver + été	Non	?	TAS ^a de 100 logements dans un quartier en réhabilitation (57 réhabilités = LR 43 non réhabilités = LNR)	Impaction + Sédimentation	100	<table border="0"> <tr> <td></td> <td></td> <td>LR</td> <td>LNR</td> </tr> <tr> <td rowspan="2">Levures</td> <td>Imp</td> <td>209,5</td> <td>163,4</td> </tr> <tr> <td>Séd</td> <td>22,6</td> <td>13,7</td> </tr> <tr> <td rowspan="2">Moisissure</td> <td>Imp</td> <td>169,0</td> <td>129,4</td> </tr> <tr> <td>Séd</td> <td>10,3</td> <td>10,8</td> </tr> </table>			LR	LNR	Levures	Imp	209,5	163,4	Séd	22,6	13,7	Moisissure	Imp	169,0	129,4	Séd	10,3	10,8
		LR	LNR																								
Levures	Imp	209,5	163,4																								
	Séd	22,6	13,7																								
Moisissure	Imp	169,0	129,4																								
	Séd	10,3	10,8																								

^a: TAS = Tirage au sort

^b: HVAC = Air conditionné couplé un système de ventilation et de chauffage

^c: VN = Ventilation naturelle

^d: FCU = Ventilation mécanique simple

8.4. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (section de l'évaluation des risques de l'environnement sur la santé). Pollution atmosphérique à l'intérieur des bâtiments : sources, expositions et risques sanitaires. Ministère des Affaires Sociales, de la Santé et de la Ville. Editions Lavoisier. Juillet 1996.

Faugere JG, Derion J. Contamination à l'intérieur des habitations dans un quartier en cours de réhabilitation. Pollution atmosphérique 1992 ;118 :147-152.

Mouilleseaux A, Squinazi F, Festy B. Microbial characterization of air quality in classrooms. Proceedings of Indoor Air'93. Helsinki, Finlande, juillet 1993; vol 4 : 195-200.

Mouilleseaux A, Squinazi F, Festy B. Air Quality in air conditioned office buildings. Proceedings of Indoor Air'93. Helsinki, Finlande, juillet 1993; vol 6 : 615-620.

Parat S, Perdrix A, Maitre A. Relationship between indoor air microbial peak values and outdoor climatic conditions. Proceedings of Healthy Buildings 2000, vol 1 : 371-372.

Parat S, Perdrix A, Baconnier P. Etude des relations entre climatisation, micro-organismes aéroportés et santé. Bull Acad Natle Med 1999 ; 183 (2) :327-344.

Parat S, Perdrix A, Maitre A. Airborne microorganisms in buildings : influence of technical, environmental and climatic factors. Indoor Air 99. Edinburg, Scotland, 8-13 august 1999a. 8th Conference of Indoor Air Quality and Climate. Vol 4 : 942-943.

Parat S, Perdrix A, Fricker H, Saude I, Grillot R, Baconnier P. Multivariate analysis comparing microbial air content of an air conditioned building and a naturally ventilated building over one year. Atmospheric Environment 1997 ; 31 : 441-449.

Parat S, Perdrix A, Mann S, Cochet C. A study of the relationship between airborne microbiological concentrations and symptoms in office in buildings. Proceedings of healthy buildings 1995. 1481-1486.

Richalet V, Beheregaray B, Guarracino G, Dornier C, Janvier L. Qualité de l'air dans les salles de classe : premiers résultats. Séminaire GEVRA, Sophia Antipolis – 20 et 21 octobre 1993. 287-296.

Saude I, Loewenstein JC, Millancourt B, Soreau S, Parat S. Indoor air quality : comparing an air conditioned building and a naturally ventilated building. Proceedings of Indoor Air'93. Helsinki, Finlande, juillet 1993; vol 2 : 87-92.

Vincent D, Cabanes PA, Lambrozo J. La colonisation microbiologique des systèmes de traitement d'air est elle susceptible d'entraîner la contamination des personnes exposées ? Energie Santé 1998 ; 3(90) : 309-319.

Vincent D, Annesi I, Festy B, Lambrozo J. Ventilation system, indoor air quality, and health outcomes in Parisian modern office workers. Environ Res 1997;75(2):100-112.

Vincent D, Annesi I, Pradelier A, Lambrozo J. Health consequences of working in air-conditioned offices. Proceedings of Indoor Air'93. Helsinki, Finlande, juillet 1993; vol 1 : 423-426.

9. LES ALLERGENES D'ANIMAUX

9.1. SOURCES

L'amélioration de certains aspects du confort, thermique en particulier, la nécessité d'économie d'énergie... ont conduit à des conditions écologiques favorables à la prolifération d'organismes vivants dans les habitats. Il s'agit d'arthropodes, d'acariens ou insectes (blattes), de spores de moisissures... Par ailleurs, la présence d'animaux domestiques dans les habitats peut être à l'origine d'une aérocontamination par des allergènes de chien ou de chat.

Les aéro-allergènes d'animaux regroupent donc principalement les acariens, les animaux domestiques (chats et chiens en particulier) et les blattes. Ces trois catégories d'allergènes peuvent provoquer chez des individus "réceptifs" (atopiques) une hypersensibilité spécifique ou allergie. L'atopie se définit comme une caractéristique génétique d'un sujet à développer des immunoglobulines E (IgE) spécifiques (anticorps de l'allergie) vis à vis d'un allergène qui n'induirait pas la production d'anticorps chez un sujet « normal » (non atopique).

9.1.1. Les allergènes d'acariens

Diverses protéines spécifiques des acariens peuvent être libérées dans la poussière des maisons. Elles peuvent être retrouvées dans les excréta (guanine) ou provenir des débris de corps d'acariens morts. Différents facteurs, mettant en jeu principalement la conception générale de l'habitat et son entretien, conditionnent les populations d'acariens : les disponibilités alimentaires, la température, l'humidité relative, l'irradiation ultra-violette...

Les acariens de l'habitat humain (*Dermatophagoïdes Pternyssinus* et *Dermatophagoïdes Farinae*) se nourrissent essentiellement de squames humains et de débris alimentaires. Les moisissures (aspergillus, pénicillium...) sont indispensables à la viabilité des acariens en assurant la prédigestion des squames et en fournissant un apport vitaminique. La température optimale de développement des acariens est de 25°C. Les températures létales minimale et maximale sont de - 17 °C et + 45°C.

L'humidité relative dans les bâtiments constitue le facteur décisif nécessaire au développement des acariens qui ne peuvent vivre que dans des limites hygrométriques étroites. Le degré hygrométrique le plus favorable aux acariens est compris entre 75 et 80 % (au delà se développent les moisissures). La diminution de l'hygrométrie constitue la barrière climatique la plus efficace pour éliminer les acariens (ceci explique leur rareté en altitude, au delà de 1 200 m). De plus, les radiations ultraviolettes et la simple exposition au soleil inactivent en quelques heures les allergènes des acariens.

Les moquettes constituent un milieu favorable au développement des acariens. En effet, l'aspirateur ne permet pas d'arracher les résidus nutritifs, ni les acariens eux mêmes. Mais la literie, riche en squames humains et dont les conditions de température et d'humidité relative sont plus élevées que dans le reste des logements, représente la niche écologique préférentielle des acariens et leur milieu de développement le plus favorable.

Il existe deux groupes d'allergènes majeurs²⁵ d'acariens : les allergènes du groupe I²⁶, protéines thermolabiles principalement retrouvées dans les déjections des acariens, et les allergènes du groupe II²⁷, thermorésistants, provenant essentiellement du corps des acariens (de Blay, Casel 1998).

Dans l'air, les allergènes des acariens (groupes I et II) ont un comportement proche de celui des allergènes des blattes. Ils ne sont pas retrouvés dans les prélèvements aériens en dehors de toute agitation et ils sont principalement associés aux particules de grande taille (> 10 µm).

9.1.2. Les allergènes de chat et de chien

Dans les logements, les principaux allergènes d'animaux domestiques proviennent des chiens mais aussi et surtout des chats. L'allergène majeur du chat, *Fel d 1 (Felis domesticus 1)* est une glycoprotéine thermostable dont la source principale est constituée par la peau des chats. Il est essentiellement retrouvé dans les zones riches en glandes sébacées à la base des poils (Mata 1992). La production de cet allergène, qui est sous contrôle hormonal, semble plus importante chez les mâles que les femelles (Jalil-Colome 1996).

Les allergènes *Fel d 1* peuvent être retrouvés dans l'air intérieur en dehors de toute période d'agitation et 30 à 40 % seraient associés à des particules de diamètre inférieur à 5 µm (de Blay 1995). Leurs teneurs aériennes sont augmentées après passage de l'aspirateur et les protéines seraient alors transportées par des particules plus grosses (> 5 µm) (de Blay, Spirlet 1998). Par ailleurs, les allergènes de chat s'accumulent préférentiellement dans les moquettes (environ 100 fois plus que sur un sol lisse) (de Blay 1991).

L'allergène majeur du chien est *Can f 1 (Canis familiaris 1)*. Sa principale source est le pelage mais il a également été retrouvé dans la salive et sur la peau.

9.1.3. Les allergènes de blattes

Les blattes ou cafards sont parfaitement adaptées aux conditions hygrométriques retrouvées dans les habitations. Elles peuvent coloniser les cuisines, les réserves alimentaires, les gaines de vides ordures. Elles se cachent le jour dans les placards, les fentes murales ou bien encore sous les tapisseries ou dans les moquettes.

Les principaux allergènes retrouvés dans les maisons sont issus de la blatte germanique (*Blattella germanica*). Dans l'air, les caractéristiques aérodynamiques des allergènes de blattes (*Bla g 1* et *Bla g 2*) sont proches de celles des acariens. En absence de perturbation aérienne, les allergènes des blattes ne sont pas retrouvés dans l'air. En revanche, lors d'une perturbation artificielle, ils sont retrouvés dans l'air associés à des particules de diamètre aérodynamique moyen supérieur à 10 µm.

²⁵ Un allergène majeur se définit comme une protéine entraînant la fixation de plus de 10 % des Ig E chez plus de 50 % des patients sensibilisés à un extrait allergénique.

²⁶ Groupe I = Der p I + Der f I

²⁷ Groupe II = Der p II + Der f II

9.2. METHODES DE PRELEVEMENT ET D'ANALYSE

Suivant la stratégie de mesure adoptée, les allergènes peuvent être mesurés dans l'air ou dans les poussières à l'aide d'échantillonneurs actifs.

Les échantillonneurs volumétriques prélèvent l'air sous un débit d'aspiration constant. Ils permettent de déterminer la granulométrie des particules véhiculant les allergènes. On distingue les impacteurs en cascade, qui trient les particules selon leur diamètre aérodynamique et les recueillent sur des gels d'agarose ou sur des filtres (fibre de verre, téflon...) et les impingers dont le milieu de recueil est liquide (Pauli 1995). Il est recommandé d'utiliser un débit de prélèvement voisin du débit ventilatoire d'un adulte (entre 10 et 15 l/min). L'emplacement idéal de l'appareil de prélèvement est au centre de la pièce, à distance des portes, murs et fenêtres. Il doit être placé entre 1 mètre et 1,50 mètres de hauteur.

On peut aussi échantillonner les poussières. Les prélèvements sont généralement effectués dans la salle principale et dans la chambre (autour et sous le lit, sur le matelas) en aspirant une surface définie (entre 1 et 3 m²) pendant quelques minutes. La poussière est récoltée sur filtre ou dans un sac papier. La présence des allergènes est alors déterminée en densité (nombre par unité de surface aspirée) ou en masse par unité de masse de poussière collectée.

Après son recueil, l'allergène est ensuite extrait du support avant d'être analysé : la poussière est secouée et filtrée dans un appareil adapté pour ôter les grosses particules et les fibres. On agit de manière similaire avec le filtre ayant servi aux prélèvements d'air. Les allergènes sont extraits de la fraction la plus fine par méthode de flottation. Ils peuvent alors être comptés manuellement, méthode longue et fastidieuse mais qui permet par exemple, la différenciation des acariens morts ou vivants, des adultes et des larves.

Grâce au développement des dosages immunochimiques, les réservoirs des principaux aéroallergènes dans l'habitat peuvent être identifiés avec une certaine précision. Les résultats sont exprimés en µg d'allergène par gramme de poussière. La technique d'analyse la plus courante est celle des anticorps monoclonaux, en particulier le test ELISA (Enzyme Linked Immuno Sorbent Assay). Cette méthode est basée sur l'utilisation d'anticorps ayant une spécificité pour les allergènes cibles (*Der p I*, *Der f I*, *Bla g I*, *Bla g II*...). Le complexe anticorps-antigène formé est dosé par l'introduction d'un substrat réagissant avec l'enzyme fixé sur l'anticorps (réaction colorimétrique). Les techniques immunochimiques rendent également possible la détection des allergènes dans l'air ambiant ainsi que la détermination de la taille des particules qui les véhiculent (de Blay 1995).

Les allergènes des acariens représentent un cas particulier puisqu'ils peuvent être mesurés dans les poussières selon deux méthodes : par méthode immuno-enzymatique (ELISA) à l'aide d'anticorps monoclonaux dirigés contre les allergènes majeurs des acariens des groupes I et II (de Blay, Casel 1998) ou par l'Acarex-test, dosage semi-quantitatif de la guanine. Ce test de la guanine, premier test disponible pour la mise en évidence des allergènes des acariens, est une technique colorimétrique permettant l'extraction et la quantification de la guanine présente dans les féces des acariens. Cette technique repose sur l'excrétion préférentielle de produits azotés sous forme de guanine chez les acariens. Lors de ce dosage semi-quantitatif, 150 mg de poussières sont mélangés à une solution alcaline. La révélation de la richesse en guanine s'effectue par une réaction colorimétrique diazoïque. A la lecture, effectuée à l'aide d'une échelle colorimétrique sur papier test, les résultats sont exprimés en 4 classes (nulle, faible, moyenne et forte) correspondant à des quantités croissantes de guanine. Elles expriment des

proportions respectives de 0,06 %, 0,1 %, 0,25 % et 1 % de guanine dans les prélèvements de poussière. Il a été montré avec quasi certitude que la classe 0 permet de prédire une exposition à moins de 2 µg d'allergènes majeurs d'acariens par gramme de poussières. De même, la classe la plus élevée (forte) permet de prédire avec certitude, une concentration de plus de 10 µg d'allergènes d'acariens par gramme de poussière (Pauli 1995, Quoix 1993). Il existe une corrélation significative entre la concentration de guanine d'un échantillon de poussière et la concentration en allergènes des acariens (Pauli 1995).

9.3. LES ETUDES FRANÇAISES

Dans le cadre de l'OQAI, il est prévu de mesurer les allergènes des animaux domestiques (chat et chien) dans l'air et les allergènes d'acariens dans les poussières. C'est pourquoi, les études nationales relatives à la recherche d'allergènes majeurs de chat (*Fel d 1*), de chien (*Can f 1*) et d'acariens (*Der p 1* et *Der f 1*) dans les bâtiments seront présentées dans ce chapitre.

Par ailleurs, même s'il n'est pas prévu d'intégrer de mesures d'allergènes de blattes dans les premières phases de l'OQAI, nous présenterons tout de même les données relatives à cette aérocontamination puisque dans certains cas elles ont été mesurées simultanément aux autres allergènes.

Un peu à la manière de ce qui a été réalisé dans le chapitre relatif aux COV, nous présenterons l'ensemble des études relatives aux divers types d'allergènes d'animaux selon les milieux de vie étudiés (plusieurs allergènes pouvant être recherchés simultanément dans un même étude). Les principaux résultats seront ensuite présentés sous forme synthétique dans des tableaux distincts pour les divers allergènes (acariens, blattes, chat et chien).

La majorité des études françaises, réalisées au début des années 1990, sont centrées sur l'habitat. Le plus souvent, elles ont été effectuées au cours d'études épidémiologiques chez des sujets allergiques ou asthmatiques. Ces données françaises sont essentiellement issues du travail mené par les équipes des Pr de Blay et Charpin à Strasbourg et dans le région Marseillaise. Ces 2 équipes de chercheurs se sont principalement intéressées à l'estimation de l'exposition aux allergènes d'acariens et dans une moindre mesure aux allergènes d'animaux domestiques ou de blatte. Les prochains résultats de l'étude VESTA, au cours de laquelle une recherche semi quantitative d'allergènes d'acariens a été réalisée dans l'habitat de 5 villes françaises, devraient venir compléter et élargir géographiquement ces informations. On ne recense qu'une seule étude sur les crèches et une sur les immeubles de bureaux.

Les premières études menées dans l'habitat ont montré que les poussières de matelas étaient plus riches en allergènes d'acariens à Martigues que dans le Briançonnais. Ceci laisse supposer qu'il existe un effet réducteur de l'altitude sur la charge en acariens (pouvant être lié à l'humidité relative et la température moyenne observées dans les régions montagneuses). Des études plus récentes n'ont pas mis en évidence de relation linéaire entre l'humidité relative dans la chambre et les teneurs en allergènes d'acariens. Cependant, il semble exister une relation en allure de cloche avec de faibles teneurs en allergènes (< 10 µg/g) lorsque l'humidité relative est inférieure à 40 % ou supérieure à 65 % et des concentrations en allergènes très variables (0,1 - 50 µg/g) pour des humidités relatives comprises entre 40 et 65 %. La non association entre une humidité relative élevée et une forte teneur en allergènes d'acariens pourrait être attribuable à la présence de moisissures inhibant la prolifération acarienne.

Aucune autre variable étudiée (habitat urbain ou rural, orientation de la chambre, présence d'humidificateurs ou d'une ventilation mécanique, mode de production de chauffage ...) ne semble influencer les teneurs en allergènes d'acariens de façon significative. Les relations entre les caractéristiques de l'habitat et les niveaux de contamination par les acariens doivent être variables d'une région géographique à une autre en raison notamment des conditions d'humidité extérieure, des taux de renouvellement d'air...

Les propriétés aérodynamiques des allergènes d'acariens et de cafard sont similaires. Ils ne sont détectés dans l'air qu'au cours de période d'intense agitation. Dans ce cas, ils sont essentiellement associés aux particules de grosse taille ($> 10 \mu\text{m}$). Ces propriétés contrastent avec celles des allergènes des chats et des chiens qui peuvent être retrouvés dans l'air en dehors de toute agitation importante, véhiculés essentiellement par des particules de faible diamètre. Les allergènes de chat peuvent persister dans les poussières durant des périodes relativement longues et constituer de véritables réservoirs.

Une étude menée dans 30 crèches marseillaises a montré qu'il existait un faible niveau de contamination par les allergènes d'acariens, de chat, de chien et de cafards. Ces résultats suggèrent que des mesures efficaces dans les crèches (utilisation de housses de protection synthétique sur les matelas, lavages fréquents des draps et peluches...) peuvent favoriser de faibles niveaux d'exposition aux allergènes d'animaux.

Tableau 63 : Principales caractéristiques des études françaises relatives à la pollution intérieure en allergènes d'animaux

Auteur	Année	Etat d'avancement	Ville	Type de local	Saison	Allergènes	Mode recrutement / population	Prélèvement	Analyse	n (effectif)
Momas (1999)	2000-2002	En cours	Paris	Habitat	Hiver + été	Acariens	Etude cas témoins	Poussières de matelas	Acarex test	100
Zmirou (2000) Projet VESTA	1999-2001	Résultats en cours d'exploitation	Grenoble Nice Clermont Paris Toulouse	Habitat	Hiver + été	Acariens	Etude cas témoins	Poussières de matelas	Acarex test	40 / centre
Vervloet (1999)	1993	Final	Marseille	Habitat	Janvier - avril	Acariens	Enfants allergiques	Poussières de matelas	ELISA	157
De Blay (1998)	1996	Final	Strasbourg	Habitat	?	Chat	Influence de divers aspirateurs Présence de 3 chats	Aérien	ELISA	1
De Blay (1997)	1994	Final	Strasbourg	Habitat (HLM)	?	Blatte Acariens Chat	HLM infestés par les blattes	Poussières de cuisine, de matelas Aériens	ELISA	9
Vincent (1997)	1992	Final	Paris	Immeubles de bureaux	Automne	Acariens Chat	Sélection de 3 immeubles différant par leur système de ventilation	Poussières	?	3
Dornelas (1995a)	1993	Final	Marseille	Crèches	Avril + octobre	Chat Chien Blattes Acariens	Tirage au sort	Poussières de matelas, oreillers, peluches, sols	ELISA	30
Dornelas (1995)	1991	Final	Martignes Briançon	Habitat	Novembre	Acariens	Enfants	Poussières de matelas	ELISA	116
Pauli (1993)	1988-1990	Final	Strasbourg	Habitat	4 saisons	Acariens	Allergiques + témoins	Poussières de matelas	ELISA + acarex test	190
Hoyet (1991)	1990	Final	Strasbourg	Habitat	?	Acariens	Asthmatiques + témoins	Poussières de matelas, moquettes.	ELISA + acarex test + dosage quantitatif de guanine	239
Charpin (1991)	1989	Final	Martignes Briançon	Habitat	Hiver	Acariens	Enfants	Poussières de matelas	ELISA	241
Vervloet (1991)	1990 ?	Final	Marseille	Habitat	Octobre - avril	Acariens	Enfants allergiques	Poussières de matelas	ELISA	49
Van der Brampt (1991)	1990 ?	Final	Marseille	Habitat	?	Chat	Asthmatiques + témoins	Poussières de matelas	ELISA	136

9.3.1. Les études dans les habitats

A Strasbourg, au début des années 1990, diverses études ont été réalisées par l'équipe du Pr. De Blay. La première (**Strasbourg, De Blay, 239 logements, 1990**), qui visait à confirmer la corrélation entre l'allergénicité aux acariens de la poussière de maison et les teneurs en guanine, a été réalisée dans 239 logements. Des mesures semi-quantitatives de guanine (Acarex Test) ont été couplées à des mesures immunoenzymatiques d'acariens du groupe I (*Der f I + Der p I*) afin de tester la relation entre les résultats fournis par ces deux méthodes (Hoyet 1991).

Dans 129 logements, les échantillons ont été collectés dans des conditions standardisées par un même technicien au domicile de patients asthmatiques. Pour les 110 autres logements, les échantillonnages ont été effectués par les patients eux mêmes ou par des sujets sains avec leur propre aspirateur. Les poussières ont été prélevées dans les matelas, les moquettes ou les tapisseries. Après conservation des échantillons à 4°C en vue de leur analyse, seules les poussières fines (< 0,3 mm) ont été retenues.

Les teneurs en guanine ont été évaluées de façon semi quantitative (Acarex Test) et quantitative. Les résultats du premier test sont exprimés en 4 classes : 0 (< 600 µg/g de poussière), 1 (600 – 2 500 µg/g de poussière), 2 (2 500 – 10 000 µg/g de poussière) et 3 (> 10 000 µg/g de poussière²⁸). Les mesures quantitatives basées sur une méthode spectrophotométrique, sont exprimées en µg de guanine par gramme de poussière fine. Les allergènes du groupe I ont été mesurés à partir d'extraits liquides de poussières par un dosage immunochimique (ELISA).

Les teneurs en allergènes d'acariens du groupe I dans les poussières des maisons varient dans de larges proportions : de 0,03 à 481 µg/g pour les poussières de matelas et de 0,3 à 93,5 µg/g pour les poussières des autres échantillons. Pour 80 % des échantillons, les teneurs sont supérieures au seuil de 2 µg²⁹. Le seuil des 10 µg/g est dépassé dans 54 % des prélèvements.

Il existe une excellente relation entre les teneurs en allergènes du groupe I et les taux de guanine mesurés par spectrophotométrie ($r = 0,76$). Le site de prélèvement et les conditions de mesure ne modifient pas cette relation ($r = 0,80$ pour les 129 prélèvements effectués par le technicien, $r = 0,80$ pour les 110 autres prélèvements réalisés par les sujets eux mêmes).

La distribution des valeurs observées dans les 239 logements strasbourgeois selon les 4 classes définies par le test semi quantitatif de mesure de la guanine est présentée dans le tableau suivant. Elles sont comparées aux teneurs en allergènes du groupe I estimées parallèlement.

²⁸ Valeurs indicatives indiquées par le fournisseur du test.

²⁹ Le seuil d'allergènes d'acariens risquant de provoquer une sensibilisation (acquisition d'IgE anti-acariens) serait de l'ordre de 2 µg de Der p 1 par gramme de poussières, de 8 µg de Fel d 1 pour l'allergène de chat, de 2 U/g de Bla g 2 et 10 µg/g de Can f 1 (de Blay et al 1995).

Tableau 64 : Distribution des résultats des tests semi-quantitatif de mesure de guanine selon les teneurs en allergènes majeurs *Der f I + Der p I*.

		Teneurs en <i>Der p I + Der f I</i> mesurées par ELISA			
		< 2 µg/g	> 2 µg/g	< 10 µg/g	> 10 µg/g
Test quantitatif	semi				
	Classe 0	13	2	14	1
	Classe 1	34	72	86	20
	Classe 2	-	86	10	76
	Classe 3	-	32	-	32
<i>Total</i>		<i>47</i>	<i>192</i>	<i>110</i>	<i>129</i>

Pour chacune des 4 classes du test de l'acarex-test, les teneurs moyennes en allergènes du groupe I et l'estimation quantitative de la guanine sont présentées dans le tableau suivant. Il montre une excellente relation entre l'acarex-test et les deux types de mesure. On observe cependant que pour la classe 0, les teneurs en guanine peuvent dépasser la limite indiquée par le fournisseur des tests semi quantitatifs.

Tableau 65 : Comparaison de l'Acarex-Test avec les teneurs en allergènes du groupe I (*Der p I + Der f I*) et la mesure quantitative de la guanine

		Tests semi quantitatif (Acarex Test)			
		Classe 0	Classe 1	Classe 2	Classe 3
		n = 15	n = 106	n = 86	n = 32
Allergènes du groupe I (µg/g)	Moy ± ET	1,7 ± 3,03	5,7 ± 0,5	35,2 ± 2,68	131,3 ± 20,4
	Min - Max	0,125 – 11,5	0,03 – 25,5	3,9 – 102,3	24,1 – 481
Mesure quantitative de guanine (µg/g)	Moy ± ET	1278,7 ± 181,6	1927,2 ± 74,2	5102,4 ± 244,2	16 218,5 ± 1158,3
	Min – Max	281 - 3025	550 – 4912	1900 – 15 625	7 750 – 31 750

En conclusion, les mesures semi quantitative (Acarex-Test) et quantitative de la teneur en guanine représentent des tests satisfaisants pour évaluer la charge en allergènes d'acariens du groupe I contenu dans les poussières de maison (Quoix 1993). L'Acarex-test présente le double avantage d'une utilisation simple et peu onéreuse. De plus, il semble pouvoir être utilisé par les sujets eux mêmes puisque l'on ne note pas de différence selon que le prélèvement est effectué par un technicien averti ou par un volontaire recevant les instructions nécessaires au bon déroulement du prélèvement.

La seconde étude (*Strasbourg, de Blay, 190 logements, 1988-1990*) avait pour objectif d'évaluer s'il existait une différence en terme d'exposition aux acariens entre des sujets allergiques à *Dermatophagoïdes pteronyssinus* et des témoins vivant dans la région Strasbourgeoise. Les teneurs en allergènes d'acariens du groupe I (*Der p 1 + Der f 1*) et les concentrations en guanine ont été mesurées dans les poussières de maison de chaque individu (Pauli 1993).

Soixante dix patients allergiques ont été recrutés dans un service hospitalier. Ils présentaient tous une réaction positive aux tests cutanés avec *Dermatophagoïdes pteronyssinus* et résidaient tous à Strasbourg ou dans sa banlieue. Au cours des années précédant leur recrutement, aucune mesure particulière de rénovation de leur habitat n'a été réalisée. Pour chaque cas, deux témoins ont été recrutés avec appariement sur l'âge et le sexe. Le premier témoin est un voisin proche du malade. Le second est sélectionné de façon aléatoire parmi les patients de l'hôpital universitaire de la ville ne présentant pas de pathologie respiratoire ou allergique. Pour chacun des participants, divers paramètres ont été renseignés : l'âge et le type de matelas, le type d'habitat (appartement ou maison individuelle), le mode de chauffage et la saison au cours de laquelle a été effectué l'échantillonnage.

Les poussières des matelas ont été collectées à l'aide d'un aspirateur par un même technicien selon des procédures standardisées (2 min/m²). La campagne de prélèvements a été réalisée au cours d'un même mois pour chaque cas et ses deux témoins (octobre 1988 à juillet 1990). Pour chaque échantillon de poussière, il a été réalisé une mesure semi quantitative de guanine (Acarex test) et une détermination de la teneur en allergènes d'acariens du groupe I à partir d'un extrait aqueux des poussières (ELISA).

Le tableau suivant montre qu'il n'existe pas de différence significative entre les teneurs en allergènes *Der f 1*, *Der p 1* ou *Der p 1 + Der f 1* mesurées chez les cas et chez leurs voisins. Il n'a pas été mis en évidence de différence entre les deux types de témoins.

Tableau 66 : Teneurs en allergènes d'acariens dans les poussières de matelas (µg/g)

		Sujets allergiques (n = 67)	Témoins (voisinage) (n = 67)	Témoins (hôpital) (n = 56)
<i>Der p 1</i>	Moy. ± ET	28,2 ± 4,13	22,68 ± 3,49	21,1 ± 5,53
	Min – Max	0,174 – 176,0	0,05 – 144,0	0,043 – 232,25
	Médiane	15,4	13,1	8,74
<i>Der f 1</i>	Moy. ± ET	18,2 ± 4,27	22,68 ± 3,49	21,1 ± 5,53
	Min – Max	0,029 – 175,5	0,003 – 242,0	0,009 – 101,99
	Médiane	1,65	13,1	8,75
<i>Der p 1 + Der f 1</i>	Moy. ± ET	46,4 ± 6,37	38,8 ± 6,39	33,07 ± 6,55
	Min – Max	0,229 – 287,5	0,071 – 309,93	0,127 – 255,5
	Médiane	31,65	20,53	13,74
	Moyenne géométrique	24,38	15,64	10,44

Les antigènes *Der p 1* et *Der f 1* ont été détectés simultanément dans la plupart des échantillons. Seul un échantillon ne contenait aucun des deux allergènes. Un seul antigène a été détecté dans cinq prélèvements. Sur l'ensemble des échantillons, 128 (67,4 %) présentent des teneurs en allergènes du groupe 1 supérieures à 10 µg/g (52 chez les cas, 76 chez les témoins). Seuls trois sujets allergiques (4,5 %) ont des niveaux de contamination intérieure inférieurs à 2 µg/g contre 17 chez les témoins (13,8 %). Ces résultats sont conformes à ceux observés avec la mesure semi quantitative de la guanine pour lesquels seuls 19 échantillons ont été classés 0 (4 chez les cas, 15 chez les témoins).

Cette étude n'a pas mis en évidence de différence significative entre les teneurs en allergènes d'acariens observées chez des sujets asthmatiques et des témoins vivant dans la même région. Les niveaux de contamination des poussières de matelas par les acariens sont relativement élevés puisque moins des 10 % des échantillons sont classés 0 avec le test semi quantitatif de la guanine ce qui permet de prédire une teneur en allergène du groupe 1 inférieure à 2 µg/g (Hoyet 1991).

Toujours à Strasbourg (**Strasbourg, de Blay, 9 HLM, 1994**), neuf HLM dont l'infestation par les cafards était connue, ont été choisis afin de déterminer les teneurs en allergènes de *Blattella germanica* dans les poussières à l'intérieur de l'habitat et d'étudier la relation entre les concentrations aériennes et la taille des particules véhiculant ces allergènes (de Blay 1995, de Blay 1997).

Les allergènes majeurs des cafards (*Bla g 1* et *Bla g 2*) ont été recherchés dans les poussières de cuisine et les poussières de matelas puis mesurés par une méthode immuno-enzymatique. Les prélèvements aériens ont été effectués à l'aide soit d'un impinger (Research Glassware) soit avec des filtres en fibre de verre (Millipore). Par ailleurs, le protocole de cette étude comprenait également une comparaison des caractéristiques aérodynamiques des allergènes de cafards et d'acariens. Pour apprécier ces comportements, un échantillonnage a été réalisé dans trois situations différentes : en l'absence de perturbation, lors d'une perturbation artificielle (obtenue par utilisation d'un aspirateur) et lors de la vie courante lorsque les volontaires vquaient à leurs occupations normales.

Les résultats de cette étude ont montré des teneurs élevées d'allergènes de blattes dans les poussières des 9 appartements. Les plus fortes concentrations ont été retrouvées dans les cuisines (valeurs médianes : *Bla g 1* = 3 789 U/g ; *Bla g 2* = 762 U/g) (tableau 67). Dans les matelas, on observe une valeur médiane de 24,2 U/g de *Bla g 1* [min = 33 ; max = 252] et de 4 U/g de *Bla g 2* [min = 3 ; max = 26].

Tableau 67 : Concentrations (U/g de poussière)¹ en allergènes de cafards (*Bla g I* et *Bla g II*) dans les poussières des cuisines de 9 HLM strasbourgeois

	<i>Bla g I</i>	<i>Bla g II</i>
1	530	73
2	9 316	1 640
3	10 446	256
4	12 500	1 946
5	3 789	281
6	789	80
7	14 306	1 820
8	3 096	762
9	2 650	1 003
Moyenne géométrique	3 919,5	497,4

¹: Des études non publiées estiment que 1 U de *Bla g 2* = 40 ng

En absence de toute agitation, les allergènes de blattes n'ont jamais été retrouvés dans les prélèvements aériens. En revanche, lors d'une agitation aérienne artificielle intense dans la cuisine (passage de l'aspirateur pendant 45 minutes), *Bla g 1* et *Bla g 2* ont été retrouvés dans l'ensemble des prélèvements aériens³⁰ (moyennes géométriques : *Bla g 1* = 5,6 U/m³ [min = 0,9 ; max = 18,4] ; *Bla g 2* = 1,3 U/m³ [min = 0,4 ; max = 3,2]). Les 2 allergènes présentent des distributions particulières similaires. Ils sont majoritairement associés à des particules aériennes de diamètre aérodynamique supérieur à 10 µm (80 % pour *Bla g 1* et 74 % pour *Bla g 2*). Une faible partie des allergènes (< 10 %) est véhiculée par les particules de petite taille (< 5 µm).

Tableau 68 : Relation entre les teneurs aériennes en allergènes de cafards (U/m³) et la taille des particules aériennes durant le passage de l'aspirateur

	1	2	3	4	5	6	7	Moy géo ± ET	
<i>Bla g 1</i>	> 10 µm	8,1	0,7	1,6	17,2	11,1	4,1	5,2	4,5
	1,5 – 10 µm	0,4	0,2	0,2	0,6	2,5	1,4	0,4	0,5
	< 5 µm	0,09	0,04	0,08	0,4	2,0	1,5	0,1	0,2
	<i>Total</i>	8,6	0,9	1,9	18,4	15,7	7,0	5,8	5,6
<i>Bla g 2</i>	> 10 µm	2,5	0,5	0,4	3,4	1,7	0,5	0,9	1,0
	1,5 – 10 µm	0,4	0,1	0,03	0,2	0,4	0,3	0,1	0,2
	< 5 µm	0,2	0,04	0,02	0,06	0,3	0,3	0,06	0,09
	<i>Total</i>	3,2	0,7	0,4	3,7	2,4	1,0	1,1	1,3

³⁰ C'est à dire dans 7 prélèvements car 2 locataires ont refusé de participer dans ces conditions d'étude.

Par ailleurs, cette étude a mis en évidence que les poussières de cuisine (< 2 µg/g) sont moins contaminées par les allergènes d'acariens (groupe I et II) que les poussières des matelas où l'on observe des teneurs supérieures à 10 µg/g dans 2 des 4 échantillons réalisés. Dans un appartement abritant un chat, une valeur moyenne de 2,9 ng/m³ de *Fel d 1* a été mesurée.

Un appartement, où de fortes teneurs en allergènes de blattes dans les poussières de cuisine et des concentrations élevées en allergènes d'acariens dans les poussières de matelas avaient été observées, a été retenu pour comparer les propriétés aérodynamiques de ces 2 familles d'allergènes dans les 3 conditions de perturbations aériennes déjà évoquées.

Avant toute agitation, ni les allergènes de blattes, ni les allergènes d'acariens ne furent retrouvés dans les prélèvements aériens. Durant le passage de l'aspirateur, les allergènes de blattes et d'acariens (groupe I et II) furent tous détectés dans l'air. Une demi heure après, ils furent à nouveau non détectés dans l'air ou retrouvés à de très faibles concentrations. Au cours d'une perturbation aérienne naturelle, aucune valeur significative de *Bla g 1* et *Bla g 2* n'a été mesurée.

Tableau 69 : Influence d'une perturbation aérienne sur les teneurs aériennes en allergènes de cafards (*Bla g 1* et *2*) et d'acariens (groupes I et II)

	Concentrations dans les poussières	Concentrations aériennes ¹		
		Avant agitation (n = 6)	Pendant agitation (n = 6)	30 minutes après agitation (n = 4)
<i>Bla g I</i>	11,3 U/g	< 0,01	0,4 [0,3 – 0,6]	0,015
<i>Bla g II</i>	5,0 U/g	< 0,02	0,1 [<i><</i> 0,02 – 0,13]	<0,02
Acariens groupe I*	55,3 µg/g	< 0,2	150,4 [123 – 171,5]	< 0,2
Acariens groupe II**	9,9 µg/g	< 0,2	49 [27,7 – 82,6]	< 0,3

* Groupe I = Der f I + Der p I ** Groupe II = Der f II + Der p II

¹ : médianes exprimées en U/m³ pour *Bla g I* et *II* ; en µg/m³ pour les acariens

Ces résultats montrent que les propriétés aérodynamiques des allergènes de cafards et d'acariens sont similaires et qu'ils ne sont détectés dans l'air qu'au cours de période d'intense agitation. Dans ce cas, ils sont essentiellement associés aux particules de grosse taille (> 10 µm). Ces propriétés contrastent avec celles des allergènes des chats et des chiens qui peuvent être retrouvés dans l'air en dehors de toute agitation, véhiculés essentiellement par des particules de faible diamètre (< 5 µm) (de Blay 1995).

Ne concernant qu'un seul appartement (*Strasbourg, de Blay, 1 appartement, 1996*), la dernière étude ne saurait être représentative de l'habitat strasbourgeois mais elle présente un intérêt notoire puisqu'elle visait à comparer la mise en suspension des allergènes de chat lors du passage de 5 types d'aspirateurs différents dans les conditions de vie dans un appartement (de Blay, Spirlet 1998).

Les prélèvements aériens ont été réalisés dans le salon d'un appartement de 53 m² où vivaient 3 chats. Cette pièce fut choisie car les animaux y passaient la majeure partie de leur temps. Les teneurs en allergènes ont été mesurées lorsque les chats étaient absents depuis au moins 1 heure. Des prélèvements ont été effectués avant, pendant et après passage de l'aspirateur, à l'aide d'un impinger et d'un filtre de fibre de verre (AP200 3500, Millipore). L'air était aspiré pendant 30 minutes à un débit de 20 l/min. Les allergènes de chat (*Fel d 1*) ont été mesurés par dosage immuno-chimique (ELISA).

Cinq types d'aspirateurs ont été testés sur différents jours à 18 occasions. Avant passage de l'aspirateur, les teneurs en *Fel d 1* dans le salon varient de < 0,8 à 1,7 ng/m³ (moyenne géométrique = 0,8 ng/m³). Quelque soit le type d'appareil utilisé, les concentrations aériennes après passage de l'aspirateur sont augmentées. Ces augmentations, qui sont environ 10 fois plus élevées avec les aspirateurs C et D, pourraient être expliquées par les perturbations aériennes créées par les diverses fuites retrouvées sur les appareils. Les allergènes de chat sont principalement associés à des particules aériennes de diamètre aérodynamique >5 µm.

Tableau 70 : Teneurs aériennes en allergènes de chat (*Fel d 1*) après passage de différents types d'aspirateur*

	A	B	C	D	E
Moy. géométrique	2,0	2,1	24,0	12,6	2,2
Min - Max	< 0,8 – 4,5	< 0,8 – 8,5	13,5 – 76,1	10,2 – 27,3	1,3 – 3,8

* A : Filtre HEPA B : Filtre HEPA+ piège aqueux C : Mousse + papier filtre D : Mousse + filtre électrostatique E : Standard

Les autres études sur les allergènes d'animaux ont essentiellement été réalisées dans le sud de la France. En 1989 (**Briançon et Martigues, Charpin, 241 logements, 1989**), dans le cadre d'une étude épidémiologique visant à étudier la relation entre l'allergie respiratoire et la contamination domestique par les acariens (*Der p I + Der f I*), une évaluation de cette contamination a été effectuée dans les domiciles d'enfants vivant à Briançon et Martigues (Charpin 1991).

Dans ces 2 villes qui se distinguent notamment par leur altitude (plus de 1300 mètres pour Briançon, niveau de la mer pour Martigues), des prélèvements de poussières de matelas ont été réalisés par les parents à l'aide d'un aspirateur selon la méthode standard (2 min/m²). Les concentrations en allergènes d'acariens ont été déterminées par un dosage immuno-enzymatique. Sur les 311 échantillons prélevés durant les 2 premiers mois de l'année, 241 contenaient suffisamment de poussières (> 100 mg) pour permettre une quantification des allergènes (115 à Briançon, 126 à Martigues).

Les poussières de matelas sont significativement plus riches en allergènes du groupe I à Martigues (moyenne géométrique = 15,8 µg/g) que dans le Briançonnais (moyenne géométrique = 0,36 µg/g) (tableau 71). A Briançon, seuls 3 prélèvements (< 3 %) présentent des teneurs en allergènes du groupe I supérieures à 10 µg/g contre 88 à Martigues (76 %). Les proportions de *Der p I* et *Der f I* sont identiques dans les 2 villes. L'effet réducteur de l'altitude sur la charge en acariens pourrait être lié à l'humidité relative et la température moyenne observées dans les régions montagneuses. Les concentrations moyennes en allergènes du groupe I sont significativement plus élevées dans les maisons (= 18,4 ± 21,4 µg/g) que dans les appartements (10,8 ± 16,5 µg/g) (p = 0,005).

Tableau 71 : Comparaison de teneurs moyennes* en allergènes d'acariens ($\mu\text{g/g}$ de poussières) dans les poussières de matelas à Martigues et Briançon

	Martigues (n = 126)	Briançon (n = 115)
<i>Der f I + Der p I</i>	15,8 [1,1 – 106,8]	0,36 [$< 0,1^a$ – 32,4]
<i>Der f I</i>	5,0	0,18
<i>Der p I</i>	5,5	0,24

*moyennes géométriques

^a: Limite de détection

Suite à ces travaux (**Briançon et Martigues, Charpin, 116 logements, 1991**), une étude spécifique a été menée en novembre 1991 afin de déterminer les facteurs influençant la contamination par les acariens, notamment l'humidité relative (Dornelas 1995). Une centaine de familles résidant dans les villes de Martigues et Briançon et ayant déjà participé à l'étude épidémiologique précédente (Charpin 1991) ont été sollicitées. La campagne de mesure a été effectuée en novembre car, sous des climats tempérés, les contaminations en acariens surviennent principalement au cours de l'été et de l'automne.

Les mesurages micro-environnementaux ont été réalisés selon les recommandations du groupe de travail international sur les allergènes d'acariens et l'asthme³¹. Les allergènes du groupe I ont été recherchés dans les poussières des matelas des lits des enfants à l'aide d'un aspirateur portable (2 min/m^2). Le sac recueillant les poussières était ensuite conservé à 4°C . Les poussières fines étaient pesées puis les allergènes d'acariens recherchés par ELISA. Après extraction, chaque échantillon est analysé avec 2 dilutions différentes (chaque dilution étant dupliquée). Chacune de ces 4 préparations est ensuite mesurée à deux reprises à 1 mois d'intervalle. La concentration, correspondant à la moyenne de ces 8 mesures, est exprimée en μg d'antigène du groupe I (*Der p I + Der f I*) par gramme de poussières de maison. Parallèlement, l'humidité relative dans les chambres a été mesurée pendant 2 semaines et les caractéristiques des habitats et les habitudes de vie ont été renseignées.

Parmi les 116 prélèvements effectués (95 à Martigues, 21 à Briançon), 18 ont dû être abandonnées en raison d'un recueil de poussières insuffisant ($< 100 \text{ mg}$) ne permettant pas le dosage des allergènes. Les effectifs dans la ville de Briançon étant relativement limités, les 2 villes ont été considérées comme une seule entité géographique (n = 98).

Il n'a pas été mis en évidence de relation linéaire entre l'humidité relative dans la chambre et les teneurs en allergènes d'acariens du groupe I. Cependant, il semble exister une relation en allure de cloche. Lorsque l'humidité relative est inférieure à 40 %, les teneurs en allergènes sont faibles et elles n'excèdent jamais les $10 \mu\text{g/g}$ de poussières. Pour des humidités relatives comprises entre 40 et 65 %, les concentrations en allergènes sont très variables (entre 0,1 et plus de $50 \mu\text{g/g}$ de poussière). Dans des conditions d'humidité relative élevées ($> 65 \%$), la quasi totalité des mesures en allergènes du groupe I est inférieure à $10 \mu\text{g/g}$ de poussière. Selon les auteurs, la non association entre une humidité relative élevée et une forte teneur en allergènes d'acariens pourrait être attribuable à la présence de moisissures inhibant la

³¹ Platts-Mills TAE, de Week AL. Dust mite allergens and asthma : a world wide problem. J Allergy Clin Immunol 1989 ; 83 : 416-427.

prolifération acarienne. Sur l'ensemble des mesures, la réalisation d'immuno-essais spécifiques a mis en évidence une prédominance de *Dermatophagoïdes farinae* (avec un ratio *Der p I / Der f I* = 0,72) qui est moins sensible aux faibles humidités relatives.

Les teneurs moyennes en allergènes d'acariens du groupe I ne diffèrent pas selon la présence ou non d'une ventilation mécanique dans la maison. De la même façon, il n'a pas été mis en évidence de différence significative selon la production de vapeur, l'ensoleillement de la chambre ou le mode de production de chauffage (tableau 72).

Tableau 72 : Influence des caractéristiques de l'habitat sur les teneurs en allergènes d'acariens (Der f I + Der p I)

	Ventilation mécanique		Production de vapeur d'eau		Orientation de la chambre		Chauffage	
	Oui (n = 21)	Non (n = 74)	Faible*	Forte**	Ensoleillée (n = 66)	Non ensoleillée (n = 30)	Central (n = 28)	Autre (n = 60)
Moy. ± ET	7,1 ± 10,0	8,0 ± 11,3	9,5 ± 12,8	7,0 ± 10,1	9,1 ± 12,0	6,2 ± 10,1	7,8 ± 11,6	8,7 ± 11,4
	* < 400 ml/h		** > 400 ml/h					

Aucune autre variable étudiée (habitat urbain ou rural, présence d'humidificateurs...) ne semble influencer les teneurs en allergènes d'acariens de façon significative. Enfin, contrairement à ce qui avait été observé lors de l'étude précédente, les teneurs en allergènes d'acariens ne diffèrent pas entre les appartements et les maisons.

Ces résultats montrent qu'aucune des variables étudiées ne permet de prédire les niveaux de contamination par les allergènes d'acariens dans les habitats. Selon les auteurs, les relations entre les caractéristiques de l'habitat et les teneurs en allergènes d'acariens doivent être variables d'une région géographique à une autre en raison notamment des conditions d'humidité extérieure, des taux de renouvellement d'air...

Une autre enquête menée au début des années 1990 (*Marseille, Charpin, 49 logements, 1990*) visait à étudier la relation entre la contamination en allergènes d'acariens du groupe I dans les poussières de matelas et les traitements observés par chacun ou le nombre de crises d'asthmes subies au cours des 3 derniers mois par 49 sujets allergiques aux acariens recrutés dans un service d'allergologie à Marseille (Vervloet 1991). Cette étude a été menée entre octobre et avril, en dehors de la saison pollinique, et exclusivement chez des sujets ne possédant pas d'animaux domestiques afin de minimiser le rôle d'autres aéro-allergènes.

Les poussières de matelas ont été collectées selon un protocole standardisé par aspiration des poussières sur l'ensemble de la literie (2 min/m²). Les échantillons contenant moins de 100 mg de poussières ont été exclus de l'analyse. Un screening des poussières a permis de ne conserver que les particules fines (< 0,3 µm). Les teneurs en allergènes du groupe I (*Der f 1 + Der p 1*) ont été mesurées par ELISA.

Les résultats de cette étude ne sont pas présentés en fonction des caractéristiques de l'habitat mais uniquement selon la fréquence des crises d'asthme subies au cours des trois derniers mois ou le traitement antiasthmatique prescrit pour chaque sujet (tableau 73). Chez ces asthmatiques, il existe une relation entre les teneurs moyennes en allergènes du groupe I dans les poussières de matelas et le nombre de crises d'asthme. Les teneurs en allergènes d'acariens du groupe I sont significativement ($p < 0,01$) plus élevées chez les sujets du groupe 0 que chez les sujets du

groupe 1. De même, les teneurs observées au domicile de ces derniers sont significativement moins élevées que chez les asthmatiques classés dans le groupe 2 ($p < 0,01$). Il n'a pas été mis en évidence de différence significative entre les sujets des groupes 2 et 3. La saison durant laquelle les prélèvements de poussières ont été effectués est comparable pour les 4 groupes de patients.

Tableau 73 : Relation entre la fréquence des crises d'asthme au cours des 3 derniers mois et les teneurs en allergènes d'acariens ($\mu\text{g/g}$) dans les poussières de maison

Episodes asthmatiques*	n	Teneur moyenne en allergènes du groupe I [IC 95 %]
Classe 0	12	1,4 [0,58 – 3,39]
Classe 1	15	9,06 [4,06 – 20,4]
Classe 2	12	14,09 [5,9 – 33,11]
Classe 3	10	13,49 [4,3 – 45,6]

* 0 : pas de crise au cours des 3 derniers mois ; 1 : moins d'une crise par mois ;

2 : moins d'une crise par semaine et plus d'une crise par mois ; 3 : plus d'une crise par semaine

Dans le tableau suivant, on observe une relation entre la fréquence du traitement antiasthmatique suivi par chacun des participants et la contamination par les allergènes d'acariens.

Tableau 74 : Relation entre le traitement observé au cours des 3 derniers mois chez des sujets asthmatiques allergiques aux acariens et les teneurs en allergènes d'acariens ($\mu\text{g/g}$) dans les poussières

Traitement	n	Teneur moyenne en allergènes du groupe I [IC 95 %]
Pas de traitement	12	1,34 [0,59 – 3,05]
Spray lors des crises ¹	15	5,37 [2,35 – 12,27]
Traitement quotidien ²	22	17,8 [10,38 – 30,48]

¹ : Agonistes β_2 ² : Traitement long terme (bronchodilatateurs, corticostéroïdes, cromoglycate...)

Ces travaux ont montré que chez la plupart des sujets allergiques aux acariens ne présentant pas de crise au cours des 3 derniers mois, les teneurs en allergènes du groupe 1 sont inférieures à $10 \mu\text{g/g}$ (moyenne géométrique $< 2 \mu\text{g/g}$). Pour la majorité des patients subissant fréquemment des crises occasionnant un traitement quotidien, ces teneurs sont supérieures à $10 \mu\text{g/g}$ (moyenne géométrique proche de $15 \mu\text{g/g}$).

Quelques années plus tard (*Marseille, Charpin, 157 logements, 1993*) dans la région de l'étang de Berre près de Marseille, 157 enfants âgés de 10 à 11 ans participèrent à une étude sur la relation entre l'exposition aux acariens (groupe I) et la survenue d'asthme (Vervloet 1999).

Après avoir reçu les instructions nécessaires au bon déroulement du protocole, les parents d'enfants allergiques aux acariens et d'enfants témoins effectuèrent des prélèvements de poussières de matelas en respectant une aspiration d'un m^2 en 2 minutes sur l'ensemble de la surface du matelas. Les sacs d'aspirateur contenant les poussières étaient conservés au réfrigérateur ($+ 4^\circ\text{C}$) avant d'être ramenés à l'école d'où ils étaient ensuite acheminés vers le laboratoire d'analyse. Tous les prélèvements contenant moins de 100 mg de poussières

n'étaient pas exploitables³². Les allergènes d'acariens du groupe I (*Der f I + Der p I*) étaient recherchés par des méthodes immunochimiques.

Les allergènes d'acariens du groupe I dans les poussières des matelas varient entre 0,1 (limite de détection) et 185,1 µg/g avec une moyenne géométrique s'élevant à 14,3 µg/g (médiane = 19 µg/g). 91,4 % des enfants ayant eu des antécédents asthmatiques sont exposés à des teneurs en allergènes supérieures au seuil de 2 µg/g admis pour un effet de sensibilisation. Chez les non asthmatiques, 94,6 % des enfants sont exposés à plus de 2 µg/g.

Tableau 75 : Distribution des concentrations en allergènes d'acariens dans les poussières de matelas d'enfants asthmatiques

	Concentrations (µg/g)	Nombre de mesures (%)
Allergènes d'acariens du groupe I	< 2	9 (6,4)
	2 – 10	31 (21,1)
	> 10	100 (71,4)

La dernière étude recensée (*Marseille, Charpin, 136 logements, 1990*) est ciblée sur la contamination par les allergènes de chat (Van der Brempt 1991). Les chats restant durant de longues périodes sur les lits, cette étude avait pour objectif d'évaluer la présence des allergènes de chat dans les poussières de matelas. Une comparaison entre les niveaux de contamination dans des logements n'ayant jamais abrité de chat et des domiciles où la présence actuelle ou passée de chat était connue a été effectuée.

Les prélèvements ont été effectués selon les procédures standardisées (aspiration des poussières à l'aide d'un aspirateur pendant 2 minutes pour une surface d'un mètre carré). Les allergènes majeur de chat (*Fel d 1*) ont été mesurés par une méthode immuno-enzymatique. Pour chaque échantillon, deux dilutions ont été réalisées. Chacune d'entre elles étant analysée à deux reprises, le résultat correspondant à chaque prélèvement est obtenu en moyennant les 4 mesures.

Quatre vingt un échantillons sont issus des domiciles de sujets asthmatiques recrutés dans le service d'allergologie d'un centre hospitalier de la région Marseillaise. Les 55 autres ont été réalisés chez des volontaires recrutés dans un centre de soins de la ville. Tous les participants ont répondu à un questionnaire renseignant sur la présence ou non d'un chat, la durée de cette présence à l'intérieur et à l'extérieur de l'habitat.

Fel d 1 a été détecté dans 97 % des échantillons. La présence de cet allergène dans des habitats où l'on ne note pas la présence d'un chat pourrait être expliquée par un transfert à l'intérieur des domiciles à partir d'un contact avec des animaux en dehors de l'habitat ou à partir d'un transfert par les systèmes de ventilation. Les allergènes de chat, dont les teneurs intérieures semblent décroître lentement, pourraient également provenir de la présence ancienne d'un chat.

³² Seuls 17 % des prélèvements contenant moins de 100 mg de poussières, les auteurs estiment que la prise d'échantillon effectuée par les parents eux mêmes était correcte.

Cependant, comme le montre le tableau 76, la présence ancienne ou récente d'un chat dans un domicile influence de manière très importante les teneurs en allergènes *Fel d 1*. A l'intérieur des domiciles renfermant un chat, les teneurs sont significativement plus élevées que dans les habitats anciennement occupés par ces animaux ($p < 0,03$), ces dernières étant elles-mêmes significativement plus élevées que dans les domiciles où il n'y avait jamais eu présence d'animaux.

Tableau 76 : Teneurs en allergènes de *Fel d 1* ($\mu\text{g/g}$) dans les poussières de matelas en fonction de la présence ou non d'un chat dans les domiciles

	Présence actuelle d'un chat	Présence passée d'un chat	Jamais de présence de chat
n	34	21	81
Moyenne géométrique	21,9	5,2	1,4

Dans les domiciles où il n'y avait plus de chat depuis moins de 5 ans ($n = 9$), les teneurs moyennes en *Fel d 1* sont significativement plus élevées ($p < 0,02$) que dans ceux ($n = 12$) où les chats avaient disparu depuis plus de 5 ans (14,0 *versus* 3,1 $\mu\text{g/g}$ de poussière). Ces résultats montrent que les allergènes de chat dans les poussières de matelas peuvent persister durant des périodes relativement longues et constituer de véritables réservoirs (Dornelas 1995b).

Actuellement, on ne recense que deux études, financées par le programme de recherche Primequal, intégrant des mesures d'acariens dans leurs protocoles. Dans l'étude VESTA (Grenoble, Nice, Clermont-Ferrand, Paris et Toulouse, Zmirou, 40 logements par ville, 1999-2001), qui vise principalement à étudier le rôle de la pollution atmosphérique d'origine automobile dans le développement de la maladie asthmatique chez l'enfant, des prélèvements de poussières ont été effectués pour la mesure des acariens dans les logements d'une vingtaine d'enfants de 5 agglomérations françaises (Grenoble, Nice, Clermont-Ferrand, Paris et Toulouse) (Zmirou 1999). Un dosage semi quantitatif de la teneur en acariens est effectué (Acarex-test). L'ensemble des campagnes des mesures est terminé. Les résultats complets de cette étude sont en cours d'exploitation. Ils devraient être publiés dans les mois prochains. Dans la 2^{ème} étude (Paris, Momas, 100 logements, 1999-2002), un protocole identique est prévu au domicile d'une cinquantaine d'enfants asthmatiques et autant de témoins vivant en région parisienne (Momas 1999). Cette étude vise à explorer les voies aériennes supérieures par un lavage nasal afin d'évaluer l'impact respiratoire de la pollution atmosphérique en dosant les biomarqueurs de l'inflammation nasale. Les campagnes de mesurage se poursuivent jusqu'en 2002.

9.3.2. Les études dans les écoles et les crèches

Trente crèches marseillaises (Marseille, Charpin, 30 crèches, 1993) tirées au sort parmi les 60 crèches de la ville, ont participé à une étude visant à déterminer les teneurs intérieures en allergènes de chat, de chien, d'acariens et de blatte (Dornelas 1995a). Ces établissements ont été investigués au cours du mois avril 1993. En raison des variations saisonnières possibles, 10 crèches ont également été étudiées durant le mois d'octobre.

Dans chacun des établissements, des échantillonnages de poussières ont été effectués dans les trois sections correspondant à des enfants d'âges différents (3 mois - 1 an ; 1-2 ans ; 2-3 ans). Dans chacune de ces sections, les poussières ont été collectées sur 3 matelas, 3 oreillers, 3 peluches et 1 prélèvement a été effectué sur les sols. Pour chacun des 4 objets étudiés (matelas, oreillers, peluches, revêtement de sol), les divers prélèvements de poussières ont été regroupés. Ainsi, pour chacune des crèches étudiées, 4 types d'échantillons sont disponibles. Les échantillonnages ont été effectués selon les recommandations émises par le groupe de travail international sur les allergènes et l'asthme³³.

Les allergènes d'acariens (groupe I = *Der p I* + *Der f I*), de cafards (*Bla g I* et *Bla g II*), de chat (*Fel d I*) et de chien (*Can f I*) ont été mesurés par des techniques immuno-enzymatiques³⁴. Les concentrations ont été estimées en moyennant les 4 tests ELISA effectués sur chaque échantillon. Sur les 120 échantillons recueillis, 76 présentaient une quantité suffisante de poussières pour permettre une analyse quantitative des divers allergènes recherchés.

Les teneurs en allergènes d'acariens du groupe I varient entre moins de 0,1 (limite de détection) et 5,3 µg/g dans les matelas, de moins de 0,1 à 2,3 µg/g sur les peluches, de moins de 0,1 à 1,4 µg/g sur les sols et de moins de 0,1 à 0,4 µg/g sur les oreillers (tableau 77). Ces concentrations sont inférieures au seuil proposé pour déclencher un effet sensibilisant (2 µg/gr de poussière) dans 94 % des échantillons de matelas et de peluches, et dans 100 % des cas pour les sols et les oreillers. Les teneurs mesurées en octobre sont un peu plus élevées que celles relevées au cours du mois d'avril.

Tableau 77 : Allergènes d'acariens, de chat, de cafard et de chien dans les crèches marseillaises

		Matelas	Sols	Peluches	Oreillers
Acariens (<i>Der p I</i> + <i>Der f I</i>)	Gamme de concentrations (µg/g)	< 0,1 – 5,3	< 0,1 – 1,4	< 0,1 – 2,3	< 0,1 – 0,4
	Echantillons > 2 µg/g	6 %	0 %	6 %	0 %
Chat (<i>Fel d I</i>)	Gamme de concentrations (µg/g)	< 0,1 – 4,5	< 0,1 – 2,4	< 0,1 – 3,7	< 0,1 – 4,1
	Echantillons > 2 µg/g	27 %	13 %	10 %	10 %
Cafards <i>Bla g I</i>	Gamme de concentrations (µg/g)	< 0,6 - 2	< 0,6 - 14	< 0,6 - 2	< 0,6 – 2
	Echantillons > 2 µg/g	13 %	17 %	10 %	10 %
<i>Bla g II</i>	Gamme de concentrations (µg/g)	< 0,6 - 6	< 0,6 - 4	< 0,6	< 0,6
	Echantillons > 2 µg/g	7 %	10 %	0 %	0 %
Chien (<i>Can f I</i>)	Gamme de concentrations (µg/g)	< 0,1 – 4,5	< 0,1 – 1,2	< 0,1 – 1,5	< 0,1 – 1,8
	Echantillons > 2 µg/g	10 %	0 %	0 %	0 %

La contamination par les allergènes de chat (*Fel d I*) est plus élevée que celle mesurée pour les allergènes d'acariens. Sur les matelas, les concentrations en *Fel d 1* fluctuent entre moins de 0,1 et 4,5 µg/g de poussière (27 % des prélèvements sont supérieurs au seuil de 2 µg/g) (tableau 77). Ces concentrations en allergènes de chat sur les matelas sont corrélées aux teneurs

³³ Platts-Mills TAE, de Week AL. Dust mite allergens and asthma : a world wide problem. J Allergy Clin Immunol 1989 ; 83 : 416-427.

³⁴ En considérant les facteurs d'équivalence suivants : 1 U *Fel d I* = 4 µg de protéine, 1 U *Can f I* = 1 ng de protéine.

en allergènes d'acariens. Sur les sols, les oreillers et les peluches, les niveaux sont plus faibles moins de 13 % des mesures excèdent les 2 µg/g. Les teneurs en *Fel d I* sont significativement plus élevées sur les matelas des crèches dans lesquelles on note la présence de rideaux. Par ailleurs, les allergènes de chat sur les matelas et les sols sont plus nombreux dans les établissements dotés de moquettes (moyennes géométriques de 0,9 et 0,8 µg/g) que dans les autres crèches (0,4 et 0,5 µg/g de poussière). Cette différence reste néanmoins non significative. Les teneurs en *Fel d I* sur les matelas sont corrélées aux teneurs sur les sols et à la proportion d'enfants dans la crèche possédant un chat dans leur domicile. Une corrélation avec le pourcentage de personnel ayant un chat n'a pas été mise en évidence. Selon les auteurs, ceci pourrait être du au changement de vêtement et de chaussures imposé au personnel avant le début de leur service.

Dans l'ensemble des 30 crèches, les teneurs en allergènes de cafards (*Bla g I* et *Bla g II*) sont très faibles (tableau 77). *Bla g I* n'a été détecté qu'à 5 reprises sur les échantillons de sol (valeurs comprises entre 2 et 14 U/g), 4 fois dans les matelas (2 U/g) et 2 fois seulement sur les oreillers et les peluches. *Bla g II* n'a été détecté qu'à 2 reprises dans les poussières de matelas (4 et 6 µg/g de poussière) et à 3 reprises sur les sols (de 2 à 4 µg/g). Il s'est toujours situé à des valeurs inférieures au seuil de détection pour les oreillers et les peluches. Dans les crèches où l'on n'observe pas de signe apparent d'humidité, les teneurs en allergènes de cafards (*Bla g I* + *Bla g II*) sont significativement plus faibles que dans les établissements où l'on peut noter des infiltrations d'eaux et la présence de moisissures.

La quantification des allergènes de chien (*Can f 1*) n'a porté que sur 46 échantillons. Les faibles teneurs observées dans les crèches sont similaires à celles qui ont été mesurées dans des maisons où aucun chien n'était présent (études non françaises). Sur les matelas, 3 prélèvements ont révélé des teneurs de *Can f 1* supérieures à 2 µg/g (2,3, 4,1 et 4,5 µg/g). Sur les sols, les oreillers et les peluches, les concentrations sont plus faibles. Elles n'excèdent jamais 1,8 µg/g (tableau 77). Il n'a pas été mis en évidence d'association entre le nombre d'enfants possédant un chien à la maison et les teneurs de *Can f 1* à l'intérieur des crèches.

Ces résultats montrent que des mesures efficaces dans les crèches (utilisation de housses de protection synthétique sur les matelas, lavages fréquents des draps et peluches...) peuvent favoriser de faibles niveaux d'exposition aux allergènes d'animaux. Des questionnaires et une visite préalable des établissements avaient permis d'établir les caractéristiques et les pratiques de nettoyage réalisées dans chaque établissement. Il n'y avait pas de signe visible de présence de moisissures, d'humidité ou d'infiltration dans 83 %, 73 % et 67 % des établissements. Concernant les habitudes de nettoyage ou de mesures de prévention pour la réduction des allergènes, des housses synthétiques assurant la protection des matelas sont utilisées dans l'ensemble des crèches. Elles sont lavées au moins une fois par mois dans 60 % des cas. Par ailleurs, toutes les crèches marseillaises procèdent à un nettoyage quotidien des sols (des revêtements antidérapants sont recensés dans l'ensemble des crèches) et un blanchissage hebdomadaire des draps. Les peluches des enfants sont nettoyées mensuellement dans 80 % des cas.

9.3.3. Les études dans les immeubles de bureau

Une seule étude a été recensée (**Paris, Vincent, 3 immeubles, 1992**). Au cours d'une étude épidémiologique chez des travailleurs parisiens du secteur tertiaire sur les effets sanitaires induits par les systèmes de ventilation dans les bureaux, des mesures micro-environnementales ont été réalisées dans 3 types de bâtiments se distinguant par leur systèmes de ventilation : ventilation naturelle (NV), simple ventilation mécanique (FCU) et système d'air conditionné couplé à une ventilation et un chauffage (HVAC)³⁵ (Vincent 1997).

Les allergènes d'acariens (*Der p I*) et de chat (*Fel d I*) ont été recherchés dans les poussières (Vincent 1993). Ces mesures environnementales ont été conduites pendant le temps de travail à l'aide de méthodes standardisées. Les conditions de température et d'hygrométrie ont également été enregistrées.

Pour s'assurer que l'influence de l'air extérieur sur la qualité de l'air à l'intérieur des bureaux soit la même, 3 immeubles adjacents situés dans le centre de Paris ont été sélectionnés. Mis à part les systèmes de ventilation, les 3 immeubles présentent des caractéristiques similaires. Chacun d'entre eux comprend 11 étages et comporte entre 299 et 565 bureaux. L'ensemble des bureaux ne pouvant raisonnablement faire l'objet d'une campagne de mesure, un échantillon représentatif de 139 bureaux a été tiré au sort.

Ces travaux ont montré que les teneurs en allergènes de chat sont environ 2 fois plus élevées dans les bureaux à air conditionné ou les bureaux naturellement ventilés que dans les locaux équipés d'une simple ventilation mécanique (tableau 78). Concernant les allergènes d'acariens, on remarquera qu'un même gradient s'établit entre les 3 types de bâtiments. Ces différences restent toutefois non significatives. Aucun argument n'est avancé par les auteurs pour tenter d'expliquer ces observations assez surprenantes.

Tableau 78 : Teneurs en allergènes de chat et d'acariens dans 3 immeubles de bureaux parisiens (moy. ± ET)

	VN ^a	HVAC ^b	FCU ^c
	n = 51	n = 54	n = 34
Allergène de chat <i>Fel d I</i> (ng/m ²)	236,1 ± 883,3	226,1 ± 345,2	121,8 ± 178,6
Allergène d'acarien <i>Der p I</i> (ng/m ²)	14,6 ± 29,9	20,9 ± 33,8	6,4 ± 21,1

^a : NV : ventilation naturelle

^b : HVAC : air conditionné couplé à un système de ventilation et de chauffage ^c : FCU : ventilation mécanique simple

³⁵ Termes anglosaxons : NV = natural ventilation ; FCU = fan coil unit ; HVAC = heating, ventilation, air conditioning.

Tableau 79 : Synthèse des principaux résultats issus des études françaises relatives à la pollution intérieure par les allergènes d'acariens

Auteur (année)	Ville	Type de local	Saison	Mode recrutement / population	Prélèvement	Méthodologie	N	Groupe	Résultats
Vervloet (1999)	Marseille	Habitat	Janvier – avril	Enfants allergiques	Poussières de matelas	ELISA	157	Groupe I	14,3 µg/g (étendue : 0,1 – 185,1) avec 6,4 % des prélèvements < 2 µg/g et 21,1 % compris entre 2 et 10 µg/g
de Blay (1997)	Strasbourg	Habitat	?	HLM infestés par les blattes	Poussières de cuisines et matelas	ELISA	4	Groupe I et II	Cuisine : < 2 µg/g Matelas > 10 µg/g (dans 2 échantillons / 4)
Vincent (1997)	Paris	Bureaux	Automne	Sélection 3 immeubles selon ventilation	Poussières	ELISA ?	139	Der p I	VN ^a : 14,6 ng/m ³ HVAC ^b : 20,9 ng/m ³ FCU ^c : 6,4 ng/m ³
Dornelas (1995a)	Marseille	Crèches	Avril et Octobre	Tirage au sort	Poussières	ELISA	30	Groupe I et II	Matelas : < 0,1 – 5,3 µg/g Sols : < 0,1 – 1,4 µg/g Oreillers : < 0,1 – 0,4 µg/g Peluches : < 0,1 – 2,3 µg/g
Dornelas (1995)	Martigues Briançon	Habitat	Novembre	Enfants	Poussières	ELISA	98	Groupe I	Si HR < 40 % < 10 µg/g 40 < HR < 65 % 0,1-50 µg/g HR > 65 % < 10 µg/g
Pauli (1993)	Strasbourg	Habitat	4 saisons	Sujets allergiques aux acariens + témoins	Poussières de matelas	ELISA (+ Acarex test)	197	Groupe I Der p I Der f I	Sujets allergiques : 46,4 µg/g Témoins 1 : 38,8 µg/g Témoins 2 : 33,1 µg/g Sujets allergiques : 28,2 µg/g Témoins 1 ^d : 22,7 µg/g Témoins 2 ^e : 21,1 µg/g Sujets allergiques : 18,2 µg/g Témoins 1 : 22,7 µg/g Témoins 2 : 21,1 µg/g
Hoyet (1991)	Strasbourg	Habitat	?	Asthmatiques + témoins	Poussières	Acarex test + ELISA	239	Groupe I et II	Classe 0 : 6,3 % Classe 1 : 44,3 % Classe 2 : 36,0 % Classe 3 : 13,4 % 0,03 – 481 µg/g
Charpin (1991)	Martigues Briançon	Habitat	Hiver	Volontariat	Poussières	ELISA	241	Groupe I Der p I Der f I	Martigues 15,8 µg/g Briançon 0,36 µg/g 5,5 µg/g 0,24 µg/g 5,0 µg/g 0,18 µg/g
Vervloet (1991)	Marseille	Habitat	Octobre – avril	Sujets asthmatiques allergiques aux acariens	Poussières	ELISA	49	Groupe I	Pas de traitement : 1,34 µg/g Spray lors des crises : 5,37 µg/g Traitement quotidien : 17,8 µg/g

^a : VN = Ventilation naturelle^b : HVAC = Air conditionné couplé un système de ventilation et de chauffage^c : FCU = Ventilation mécanique simple^d : témoins vivant dans le voisinage des cas^e : témoins non allergiques recrutés à l'hôpital

Tableau 80 : Synthèse des principaux résultats issus des études françaises relatives à la pollution intérieure par les allergènes de chien et de chat.

Auteur (année)	Ville	Type de local	Saison	Mode recrutement / population	Prélèvement	Méthodologie	N	Groupe	Résultats
De Blay (1997)	Strasbourg	Habitat	?	HLM infestés par les blattes (présence d'un chat)	Aérien	ELISA	1	Fel d 1	2,9 ng/m ³
Vincent (1997)	Paris	Bureaux	Automne	Sélection 3 immeubles selon ventilation	Poussières	ELISA ?	3	Fel d 1	VN ^a : 236,1 ng/m ³ HVAC ^b : 226,1 ng/m ³ FCU ^c : 121,8 ng/m ³
Dornelas (1995a)	Marseille	Crèches	Avril Octobre	Tirage au sort	Poussières	ELISA	30	Fel d 1	Poussières Matelas : < 0,1 – 4,5 µg/g Sols : < 0,1 – 2,4 µg/g Oreillers : < 0,1 – 4,1 µg/g Peluches : < 0,1 – 3,7 µg/g
Dornelas (1995)	Marseille	Crèches	Avril Octobre	Tirage au sort	Poussières	ELISA	30	Can f1	Poussières Matelas : < 0,1 – 4,5 µg/g Sols : < 0,1 – 1,2 µg/g Oreillers : < 0,1 – 1,5 µg/g Peluches : < 0,1 – 1,8 µg/g
Van der Brempt (1991)	Marseille	Habitat	?	Asthmatiques + témoins	Poussières	ELISA	136	Fel d 1	Présence d'un chat : 21,9 µg/g Présence passée d'un chat : 5,2 µg/g Absence de chat : 1,4 µg/g

^a : VN = Ventilation naturelle ^b : HVAC = Air conditionné couplé un système de ventilation et de chauffage

^c : FCU = Ventilation mécanique

Tableau 81 : Synthèse des principaux résultats issus des études françaises relatives à la pollution intérieure par les allergènes de blattes

Auteur (année)	Ville	Type de local	Saison	Mode recrutement / population	Méthodologie	Prélèvement	N	Groupe	Résultats		
de Blay (1997)	Strasbourg	Habitat	?	HLM infestés par des blattes	ELISA	Poussières	9	Bla g 1 + Bla g 2	<i>Bla g 1</i>	<i>Bla g 2</i>	
									<i>Cuisine*</i>	3 789 U/g	24,2 U/g
									<i>Matelas*</i>	762 U/g	4,0 U/g
Dornelas (1995a)	Marseille	Crèches	Avril + Octobre	Tirage au sort	ELISA	Poussières	30	Bla g 1 + Bla g 2	<i>Bla g 1</i>	<i>Bla g</i>	
									<i>Matelas</i>	< 0,6 – 2 U/g	0,6 – 6 U/g
									<i>Sols</i>	< 0,6 – 14 U/g	< 0,6 – 4 U/g
									<i>Oreillers</i>	< 0,6 – 2 U/g	< 0,6 U/g
								<i>Peluches</i>	< 0,6 – 2 U/g	< 0,6 U/g	

* valeurs médianes

9.4. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

de Blay F, Spirlet F, Gries P, Casel S, Ott M, Pauli G. Effects of various vacuum cleaners on the airborne content of major cat allergen (Fel d 1). *Allergy* 1998 ; 53 (4) : 411-414.

de Blay F, Casel S, Pauli G, Bessot JC. Environnement allergénique domestique. L'enfant dans la ville. 6^{ème} Congrès National de la Société Française d'Aérobiologie. 16 janvier 1998. Paris.

de Blay F, Sanchez J, Hedelin G, Perez-Infante A, Verot A, Chapman M, Pauli G. Dust and airborne exposure to allergens derived from cockroach (*Blattella germanica*) in low-cost public housing in Strasbourg (France). *J. Allergy Clin Immunol* 1997 ; 99 (1) : 107-112.

de Blay F, Sanchez J, Platts-Mills T, Chapman M, Pauli G. Métrologie des particules aériennes portant les principaux allergènes. *Rev Mal Respir* 1995 ;12 (4) : 343-352.

de Blay F, Chapman MD, Platts-Mills TA. Airborne cat allergen (Fel d I). Environmental control with the cat in situ. *Am Rev Respir Dis* 1991 ; 143 (6) : 1334-1339.

Charpin D, Birnbaum J, Haddi E, Guenard G, Lanteaume A, Toumi M, Faraj F, Van der Brempt X, Vervloet D. Altitude and allergy to house-dust mites. A paradigm of the influence of environmental exposure on allergic sensitization. *Am Rev Dis* 1991 ; 143 : 983-986.

Dornelas de Andrade A, Charpin D, Birnbaum J, Lanteaume A, Chapman M, Vervloet D. *Indoor allergens levels in day nurseries*. *J Allergy Clin Immunol* 1995a ; 95 (6) : 1158-1163.

Dornelas de Andrade A, Birnbaum J, Lanteaume A, Izard JL, Corget P, Artillan MF, Toumi M, Vervloet D, Charpin D. *Housing and house-dust mites*. *Allergy* 1995 ; 50 (2) : 142-146.

Dornelas de Andrade A, Charpin D, Birnbaum J, Verloet D. Allergènes dans les lieux publics. *Revue française d'Allergologie* 1995b ; 35 (3) : 293-295.

Hoyet C, Bessot JC, Le Mao J, Quoix E, Pauli G. Comparison between Der p 1 plus Der f 1 content determinations and guanine measurements in 239 houses dust samples. *J Allergy and Clinical Immunology*. 1991 ; 88 (4) ; 678-680.

Jalil-Colome J, de Andrade AD, Birnbaum J, Casanova D, Mege JL, Lanteaume A, Charpin D, Vervloet D. Sex difference in Fel d 1 allergen production. *J Allergy Clin Immunol* 1996 ; 98 (1) : 165-168.

Mata P, Charpin D, Charpin C, Lucciani P, Vervloet D. Fel f I allergen : skin or saliva ? *Ann Allergy* 1992 ; 69 (4) : 321-322.

Momas I. Effets de la pollution atmosphérique urbaine d'origine automobile sur l'inflammation nasale chez l'enfant. Appel d'offres Primequal-Predit 1999.

Pauli G, de Blay F, Le Mao J, Bessot JC. Intérêt de la mesure de l'exposition aux principaux allergènes de l'environnement intérieur dans l'asthme allergique. *Bull Acad Natl Med* 1995 ; 179 (1) :67-77.

Pauli G, Quoix E, Hedelin G, Bessot JC, Ott M, Dietemann A. Mite allergen content in mattress dust of *Dermatophagoides*-allergic asthmatics/rhinitics and matched controls. *Clin and Exp Allergy*. 1993 ; 23 : 606-611.

Quoix E, Le Mao J, Hoyet C, Pauli G. Prediction of mite allergen levels by guanine measurements in house-dust samples. *Allergy* 1993 ; 48 (5) : 306-309.

Van der Brempt X, Charpin D, Haddi E, de Mata P, Vervloet D. Cat removal and Fel d 1 levels in mattresses. *J Allergy Clin Immunol* 1991 : 87 (2) : 595-596.

Vervloet D, de Andrade AD, Pascal L, Lanteaume A, Dutau H, Armengaud A, Sambuc R, Charpin D. The prevalence of reported asthma is independent of exposure in house dust mite-sensitized children. *Eur Respir J* 1999 ; 13 (5) : 983-987.

Vervloet D, Charpin D, Haddi E, N'Guyen A, Birnbaum J, Soler M, van der Brempt X. Medication requirements and house dust mite exposure in mite-sensitive asthmatics. *Allergy* 1991 ; 46 (7) : 554-558.

Vincent D, Annesi I, Festy B, Lambrozo J. Ventilation system, indoor air quality, and health outcomes in Parisian modern office workers. *Environ Res* 1997;75(2):100-112.

Vincent D, Annesi I, Pradelier A, Lambrozo J. Health consequences of working in air-conditioned offices. *Proceedings of Indoor Air'93*. Helsinki, Finlande, juillet 1993; vol 1 : 423-426.

Zmirou D, Pin I, Gauvin S, Labbe A, Glandier Y, Albertini M, Grimfeld A, Momas I, Bremont F. Asthme de l'enfant et transports : Etude VESTA. Rapport intermédiaire 1999.

10. LE RADON

Le radon est l'un des rares paramètres "cibles" de l'observatoire pour lequel il existe déjà une base de données conséquente. Une cartographie du radon sur le territoire français a été établie par l'IPSN* et la DGS* en 1998 sur la base de plusieurs milliers de mesures micro-environnementales (SFSP 2000). C'est pourquoi, au vu de ces informations, il n'a pas été prévu de réaliser de suivi du radon au cours de la première campagne de tests de l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur (OQAI).

Devant la richesse de cette base, nous réaliserons une description détaillée des méthodes de prélèvement, d'analyse et du mode de recrutement afin que les experts du CSTB puissent juger de la représentativité des principaux résultats issus des campagnes de mesure IPSN/DGS. Un contact a été établi avec Margot Tirmarche (IPSN) afin d'étudier une éventuelle mise à disposition des données actuellement disponibles. Ceci pourrait être envisagé dans le cadre d'un contrat de collaboration établi entre l'IPSN d'une part et le CSTB d'autre part. Si besoin est, il appartiendra au CSTB de fixer les conditions de mise à disposition des données avec Margot Tirmarche.

En raison du nombre considérable de données disponibles, il conviendrait de réfléchir à la mise en forme informatique de ces données en vue de leur utilisation éventuelle dans le cadre de l'OQAI (ventilation des données selon le type de bâtiment (logement individuel ou collectif, écoles, bureaux), selon certaines caractéristiques de l'habitat, selon les habitudes d'aération, selon un critère géographique autre que le département... ?).

Pour mener à bien cette indispensable réflexion, nous présenterons ici de manière globale la méthodologie mise en place par l'IPSN au cours de ses diverses campagnes de mesure et les principaux résultats issus de ces enquêtes.

10.1. RAPPELS SUR LE RADON

Le radon est un gaz radioactif d'origine naturelle provenant de la désintégration de l'uranium de la croûte terrestre. En raison notamment de l'induction de cancers pulmonaires clairement établie chez des mineurs d'uranium, le Centre International de la Recherche sur le Cancer a classé le radon depuis 1987 comme cancérigène pulmonaire chez l'homme (classe 1).

La fraction la plus significative de l'exposition humaine au rayonnement radioactif naturel résulte de l'inhalation des dérivés du radon 220 et du radon 222, gaz radioactifs naturels issus de la famille du radium et du thorium. Ils sont créés dans les sols et les matériaux de construction et pénètrent dans l'air soit par diffusion moléculaire soit par convection. Leur comportement dans l'air est ensuite fortement conditionné par les facteurs météorologiques. Si en atmosphère extérieure le radon est dilué par des processus de transport en altitude, il est retrouvé en quantité beaucoup plus importante dans les milieux intérieurs confinés. Dans les ambiances intérieures peu ventilées, en particulier sur des sols riches en radio-éléments naturels, il y a un risque d'accumulation du radon.

La vraie cause d'exposition n'est pas due au radon lui même mais à ses dérivés à vie courte, atomes solides radio-actifs capables de se fixer sur les particules présentes dans l'air. En effet, après inhalation, le radon est rapidement exhalé car il possède une faible affinité avec les milieux biologiques (notamment le poumon). Au contraire, ses descendants se déposent tout au long de l'arbre respiratoire en fonction de leur granulométrie. Les principaux descendants du radon ayant une période radioactive de l'ordre de quelques minutes, leur action sera limitée aux tissus pulmonaires proches du site de dépôt. L'irradiation de ces descendants est de type alpha, c'est à dire avec des transferts d'énergie élevés.

Les aérosols radioactifs issus du radon (Rn 222) et du thorium (Rn 220) sont produits à l'issue de 2 phénomènes successifs. Tout d'abord, la désintégration du radon donne naissance à des atomes solides réagissant très rapidement avec les gaz et les vapeurs d'air pour former de petites particules (clusters) le plus souvent chargées positivement.

Cette composante particulière du radon nommée fraction libre ou non attachée est distribuée dans un domaine de dimensions allant de 0,5 à 5 nm. Du fait de son haut pouvoir de diffusion, cette composante ultra-fine va se fixer sur les particules naturelles préexistantes pour former la fraction attachée. Celle-ci correspond à une distribution en taille s'étendant de quelques 10 nm à 400-500 nm.

Le radon pénétrant à l'intérieur d'un local va donc donner naissance à une composante libre et une composante attachée qui coexistent en permanence dans les milieux intérieurs. Il est possible d'exprimer les concentrations de chaque dérivé du radon soit sous sa forme libre soit sous sa forme attachée.

L'Énergie alpha potentielle volumique (EAPv) est définie comme l'énergie que les descendants du radon (^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi) peuvent potentiellement émettre sous forme de rayonnement alpha. Elle s'exprime en $\text{J}\cdot\text{m}^{-3}$ ou en WLM^{36} (avec $1 \text{ WLM} = 4,2 \cdot 10^{-3} \text{ J}$). La fraction d'énergie potentielle (f_p) représente l'énergie liée à la forme libre des descendants.

Dans les bâtiments, les dépôts sur les parois et le renouvellement de l'air font que les radioéléments issus du radon ne sont jamais à l'équilibre avec leur père. Le facteur d'équilibre F a donc un lien direct avec la concentration en particules rencontrée dans un environnement donné et la quantité de fraction non-attachée.

Le facteur d'équilibre et f_p dépendent fortement de la quantité d'aérosols présents dans l'air ambiant. Le processus d'attachement étant plus rapide que le phénomène de déposition des descendants non attachés sur les parois, le facteur d'équilibre augmente sensiblement avec le nombre d'aérosols alors que la fraction libre décroît. Dans les locaux fermés, le facteur d'équilibre varie en général entre 0,2 et 0,7³⁷. À plus faible concentration particulaire, la fraction libre prend de plus en plus d'importance (surtout si parallèlement la concentration en radon est élevée).

10.2. CAMPAGNES DE MESURES IPSN/DGS : ESTIMATION DE LA DISTRIBUTION DU RADON DANS L'HABITAT FRANÇAIS

10.2.1. Matériel et mode de recueil des données

L'estimation de l'exposition domestique au radon en France est issue d'une base de données constituée par l'IPSN et la DGS. Elle concerne l'ensemble des départements métropolitains.

³⁶ WLM : Working Level Month. Unité utilisée en radioprotection professionnelle ($1 \text{ Bq h m}^{-3} = 6,28 \cdot 10^{-7} \text{ WLM}$). On rappellera que l'activité d'un échantillon s'évalue par le nombre de désintégrations par seconde qui s'y produisent ($1 \text{ Bq} = 1 \text{ désintégration/seconde}$). Les rayonnements ionisants cèdent de l'énergie à la matière qu'ils traversent. Ce transfert d'énergie ou dose absorbée s'exprime en gray ($1 \text{ Gy} = 1 \text{ joule/kg de matière}$). Lorsque la matière traversée est un organisme vivant, la nocivité potentielle de la dose absorbée ou équivalent de dose est évaluée en sievert (Sv). La directive européenne Euratom de 1996 impose une limite de dose pour le public de 1 mSv/an .

³⁷ On reverra que dans les campagnes de mesures réalisées par l'IPSN, la valeur de F a été fixée à 0,4.

Une première campagne menée entre 1980 et 1990 par l'IPSN a permis d'estimer l'exposition dans l'habitat de 36 départements. Une seconde campagne de mesure, réalisée conjointement par l'IPSN et la DGS* à partir de 1992, a permis de compléter la cartographie du radon dans les 60 autres départements. En 1997, une troisième campagne a été lancée dans 22 des départements mesurés avant 1990 afin d'améliorer la qualité de l'information. Les données de cette nouvelle campagne de mesure sont intégrées à la base de données de l'IPSN au fur et à mesure de leur collecte.

L'activité volumique du radon dans l'air des bâtiments a été mesurée à l'aide de détecteurs passifs (film de nitrate de cellulose LR115) enregistrant l'ensemble des rayonnements alpha émis essentiellement par le ^{222}Rn et ses descendants (^{218}Po et ^{214}Po)³⁸. Les dosimètres ouverts de modèle Kodalpha ont été choisis pour la réalisation des campagnes de mesure en raison d'une part de leur coût modéré et d'autre part pour leur facilité d'utilisation. De plus, ils peuvent être exposés durant d'assez longues périodes sans crainte d'une saturation du film. Une fois refermés, ces dosimètres n'enregistrent plus le rayonnement alpha. Pour l'ensemble des campagnes, le facteur d'équilibre entre le radon et ses descendants, qui varie d'une habitation à une autre en fonction notamment de la ventilation et de la composition en aérosols de l'atmosphère, a été fixé à 0,4.

Les mesures s'accompagnent d'un questionnaire permettant d'identifier le point de mesure, les caractéristiques de la pièce sélectionnée (fonction de la pièce, matériaux, ouvertures...), de l'habitat (date de construction, habitation collective ou individuelle, type de fondations...) et du mode de vie des habitants. Les conditions de mesure (durée et période de pose, niveau de ventilation...) sont également renseignées. Au cours des diverses campagnes de mesure, de légères modifications ont pu être apportées au questionnaire type afin de compléter les informations recueillies.

Contrairement à la 1^{ère} campagne de mesure, le choix des communes au cours de la seconde campagne a été fait selon un plan de sondage s'appuyant sur un réseau maillé couvrant chaque département de façon homogène. Dans chacune des mailles (de 6 à 7 kms de côté), au moins une mesure est réalisée dans la commune la plus peuplée. Des mesures complémentaires ont été effectuées dans les communes dont la population est importante. Toujours basée sur le volontariat, cette seconde campagne a permis d'obtenir environ 140 points de mesure dans chacun des départements.

10.2.2. Présentation des résultats

Les données des différentes campagnes ont été fusionnées afin de constituer la base de données radon³⁹. Une seule mesure par habitation a été prise en compte, de préférence au rez-de-chaussée et dans la pièce la plus fréquentée par les participants.

La cartographie du territoire français en septembre 1998 a été établie à partir de 11 058 mesures couvrant tous les départements de la métropole. En moyenne, 15 mesures ont été réalisées par département. Il existe cependant une inégalité territoriale puisque l'on recense de 12 à 259 mesures pour chacune des entités géographiques.

³⁸ D'autres dispositifs (modèle utilisé par exemple en Allemagne) permettent de mesurer uniquement le radon.

³⁹ Nous n'avons pas connaissance du nombre de mesures effectuées au cours de chacune des campagnes.

Ces mesures ont essentiellement été réalisées entre les mois d'octobre et de mai et pour près des $\frac{3}{4}$ elles ont été effectuées au rez-de-chaussée. Environ 80 % des mesures concernent un logement individuel (pavillon ou ferme). Les autres milieux renseignés sont les logements collectifs, les bâtiments publics, les écoles et les bureaux ou magasin. Près de 5 % ne sont pas renseignés.

Les activités volumiques varient de moins de 10 Bq.m^{-3} à $4\,687 \text{ Bq.m}^{-3}$ et la distribution des concentrations se rapproche d'une loi log-normale. La médiane de ces valeurs est de 47 Bq.m^{-3} . 7,7 % des résultats des mesures sont supérieures à 200 Bq.m^{-3} , 1,8 % sont supérieurs à 400 Bq.m^{-3} et 0,4 % excèdent les 1 000 Becquerel par mètre cube⁴⁰. La moyenne arithmétique s'élève à 82 Bq.m^{-3} et la moyenne géométrique à $50 \pm 2,5 \text{ Bq.m}^{-3}$.

La cartographie des activités volumiques des moyennes arithmétiques départementales dans l'habitat français, établie pour 4 classes (< 50 ; 51-100 ; 101-150 et $> 150 \text{ Bq.m}^{-3}$) montre des disparités sur notre territoire. Il existe des zones où les activités volumiques du radon sont particulièrement élevées (massif armoricain, massif central et corse) qui contrastent avec, par exemple, les Landes, la région Nord Pas de Calais ou le bassin parisien où les activités sont relativement basses.

10.2.3. Sources d'erreurs en terme de représentativité

L'estimation de la distribution du radon en France a été réalisée à partir d'un très vaste échantillon couvrant l'ensemble des départements métropolitains. Cette cartographie a été effectuée après fusion des résultats des 2 campagnes. Cependant, il semble que les données issues de la seconde campagne soient plus représentatives qu'au cours de la phase initiale.

Des sources d'incertitude majeures sur l'estimation de l'exposition au radon peuvent être énoncées et les résultats présentés doivent donc être interprétés avec prudence.

Les erreurs liées à la mesure elle-même sont toujours possibles. Outre les erreurs liées à l'appareil de détection (fiabilité du film, développement...) qui peuvent être relativement bien contrôlées, les erreurs liées aux conditions de mesure peuvent avoir diverses origines pas toujours parfaitement maîtrisées. Tout d'abord, le choix d'une pièce représentative d'un habitat reste problématique. Au cours de la seconde campagne de mesure, il avait été recommandé de disposer le dosimètre à une hauteur de 1,5 m dans la pièce la plus fréquentée par le sujet. La localisation du dosimètre dans la pièce choisie revêt également une importance capitale. De plus, les conditions de prélèvement sont essentielles. Au cours de la 1^{ère} campagne de mesure, les renseignements sur la pièce où a été réalisée la mesure ne sont pas toujours disponibles. Les conditions de ventilation des locaux, qui jouent un rôle capital vis à vis du radon, sont difficiles à évaluer par questionnaire et ce d'autant plus que la période de mesure est longue. Dans une zone potentiellement exposée au radon, des teneurs rencontrées dans un bâtiment parfaitement ventilé pourraient être du même ordre de grandeur que celles mesurées dans un local très mal ventilé situé dans une zone potentiellement moins exposée.

⁴⁰ Le Conseil Supérieur d'Hygiène Public de France recommande la mise en œuvre réelle et contrôlée, par des organismes ou prestataires compétents, d'actions dans les établissements recevant du public où la concentration moyenne en radon dépasse $1\,000 \text{ Bq.m}^{-3}$ d'air. Les pouvoirs publics, prenant en compte l'avis du CSHPF*, ont entériné le seuil d'alerte de $1\,000 \text{ Bq.m}^{-3}$ mais retiennent comme objectif de précaution le seuil de 400 Bq.m^{-3} , valeur incitative recommandée pour les bâtiments existants.

Le nombre de mesures effectuées dans les 1^{ers} départements enquêtés est généralement assez faible. De plus, ces mesures sont relativement mal réparties sur le département (aucun maillage n'avait n'était prévu). Ces 2 éléments ne permettent pas de garantir la représentativité spatiale (grandes variations possibles dans une même commune et dans un département) de ces données. Les mesures issues de la 2^{ème} campagne sont plus nombreuses et mieux réparties et les informations concernant les conditions de mesure sont également plus riches.

Contrairement à ce qui s'était déroulé au cours de la 1^{ère} campagne (temps de pose moyen du dosimètre de 1 mois), un temps de pose moyen de 2 mois a été respecté au cours de la seconde campagne⁴¹. De plus, des mesures de contrôle systématiques ont été effectuées lorsque une mesure était inférieure à 5 Bq.m⁻³ ou > 400 Bq. m⁻³. Aucune vérification n'avait été réalisée au cours de la 1^{ère} campagne.

La priorité ayant été mise assez rapidement sur l'habitat, les informations relatives aux autres lieux de vie intérieurs sont relativement marginales.

Les mesures incluses dans la base de données IPSN/DGS ont essentiellement été réalisées entre les mois d'octobre et mai. Un faible nombre a été effectué en été, saison durant laquelle les activités volumiques du radon mesurées dans des campagnes étrangères sont plus faibles que celles observées au cours de l'hiver (les niveaux moyens pourraient être deux fois plus faibles). L'application à l'échantillon français d'un facteur de correction saisonnier construit à partir de données Britanniques, ne modifie que très sensiblement la distribution des résultats français. Une campagne de mesure spécifique sur l'effet saison est en cours de réalisation à l'IPSN. Ces données ne sont pas encore disponibles.

10.3. INTEGRATION DE NOUVELLES DONNEES DANS LA BASE IPSN/DGS

Depuis la diffusion de la cartographie française publiée en 1998 par l'IPSN et la DGS*, de nouvelles mesures ont été incluses dans la base de données radon. Cette base continue à être incrémentée de façon régulière.

Les mesures réalisées depuis la Circulaire de 1999 doivent permettre d'élargir l'échantillon à partir duquel a été dressée la cartographie de la France en 1998. Cette circulaire DGS/DGUHC/VS/99/46 du 27 janvier 1999 relative à l'organisation de la gestion du risque lié au radon définit les actions devant être conduites par les services déconcentrés pour assurer cette gestion au plan local. Outre des actions concernant l'information du public et des professionnels, une campagne de mesure systématique dans les bâtiments recevant du public est prévue dans les zones potentiellement exposées au radon (caractéristiques géologiques, résultats des enquêtes précédentes...). Compte tenu des spécificités locales, ce plan d'action est défini et organisé au plan départemental. La campagne de mesure prévue dans les 27 départements considérés comme zones à risque a été élargie à d'autres zones mais il se pose aujourd'hui un problème de validation des données. En effet, les mesures ont été effectuées par divers organismes dans des conditions variables, non homogènes. Ces mesures, qui doivent être validées par chacune des DDASS locales avant d'être exploitées par l'IPSN, ne sont donc pas encore toutes disponibles à ce jour.

⁴¹ Le Conseil Supérieur d'Hygiène Public de France recommande plusieurs mesures étalées sur plusieurs mois.

Dans cette circulaire, il est également recommandé de réaliser des campagnes de mesures dans certaines constructions existantes (bâtiments accueillant du public (établissements scolaires, crèches et les bâtiments où le public est exposé à la présence d'autres cancérogènes (risque de synergie par exemple avec l'amiante)).

Par ailleurs, une étude cas-témoins européenne sur le risque de cancer pulmonaire lié à l'inhalation du radon dans les habitations est actuellement en cours. L'exposition au radon a été évaluée sur les 30 ans précédant la maladie. Pour cela, une mesure du radon est réalisée dans chaque maison occupée dans cette période pour une durée de 6 mois avec deux dosimètres par maison. En France, l'étude est menée dans les régions susceptibles d'avoir de fortes concentrations de radon (Auvergne, Ardennes, Bretagne, Languedoc-Roussillon, Limousin). L'étude, qui prévoit l'inclusion de 600 cas et 1200 témoins, devrait fournir environ 4 000 nouvelles données françaises. Ces nouvelles données françaises seront rassemblées à l'IPSN (Margot Tirmarche).

10.4. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Société Française de Santé Publique. Exposition au radon dans les habitations : évaluation et gestion des risques. Collection Santé et Société n°8. Avril 2000.

11. AMIANTE

11.1 SOURCES

L'amiante est un terme générique qui recouvre une variété de silicates formés naturellement au cours du métamorphisme des roches. Une opération mécanique appropriée transforme ces silicates en fibres minérales utilisables industriellement. Selon l'OMS, une fibre est définie comme toute particule solide, naturelle ou artificielle, allongée, à bords plus ou moins parallèles, ayant un diamètre $D < 3 \mu\text{m}$, une longueur $L > 5 \mu\text{m}$ et un rapport $L/D > 3$.

L'amiante fait partie des fibres minérales (ou inorganiques) naturelles. Il existe 2 grandes familles minéralogiques de fibres d'amiante : les amphiboles et le chrysolite. Parmi les fibres amphiboles, on peut distinguer la crocidolite (amiante bleu), l'amosite, la trémolite, l'actinolite et l'anthophyllite. Le chrysolite ou amiante blanc représente la majeure partie de l'amiante industriel (Bignon 2000).

Certaines propriétés physiques et chimiques ont fait l'intérêt des fibres d'amiante : résistance au feu, capacités d'isolation, résistance aux agressions chimiques et résistance mécanique élevée. L'utilisation principale de l'amiante a été le secteur de la construction (flocages destinés à accroître la résistance des structures au feu, amélioration de l'isolation phonique ou thermique...).

Une exposition environnementale et/ou domestique à l'amiante peut survenir par pollution naturelle (site géologique), industrielle, ou pollution émise dans les bâtiments et dont les fibres peuvent être libérées dans l'atmosphère du fait de la dégradation des installations ou du fait d'interventions sur celles-ci. L'exposition à l'amiante est associée à plusieurs maladies humaines : atteintes pleurales non cancéreuses (plaques pleurales), fibrose pulmonaire ou asbestose, cancers broncho-pulmonaires, mésothéliomes pleural (cancer de la plèvre) ou d'autres types de cancers.

11.2. METROLOGIE

Les mesures d'empoussièrement (nombre de fibres d'amiante par unité de volume d'air prélevé) doivent être interprétées avec prudence car les prélèvements sur des périodes étendues (de 1 à plus de 36 heures) ne permettent pas de repérer les pics de pollution et les conditions observées durant la période de mesure peuvent être à l'origine d'importantes variations temporelles des concentrations aériennes en fibres d'amiante (en fonction de la présence et des activités des occupants des locaux (avec une remise en suspension des fibres lors des activités humaines), de l'humidité, des courants d'air...).

De plus, plusieurs méthodes de mesures des fibres d'amiante permettent de mesurer l'empoussièrement. Elles ont des coûts différents et elles produisent des résultats qui ne sont pas directement comparables. Deux grandes catégories d'analyse peuvent être distinguées :

- la microscopie optique permet d'observer les fibres recueillies par pompage et filtration sur une membrane par l'examen en lumière polarisée (MOP) ou mieux en contraste de phase (MOCP). Elle ne permet pas de différencier les fibres d'amiante des autres fibres (minérales ou organiques). La microscopie optique ne fournit donc que le nombre de fibres sans en déterminer la nature. Ne sont retenues que les fibres dont les longueurs sont supérieures à 5μ , les diamètres inférieurs à 3μ et dont le rapport L/D est supérieur à 3.

- la microscopie électronique à transmission (MET) est plus chère et plus longue à mettre en œuvre que la MOCP mais sa résolution lui permet d'observer les fibres d'amiante les plus fines et elle peut être couplée à des méthodes d'analyse physico-chimiques (cristallographie par diffraction et spectrométrie X) qui préciseront la variété et l'espèce de fibre observée. La MET permet donc de définir le nombre et la nature des fibres (amiante ou non, variété d'amiante). La microscopie

électronique à balayage (MEB) examine la forme et la surface des fibres. D'usage plus facile que la MET (où les électrons traversent l'échantillon observé), elle ne permet pas de reconnaître directement la nature des fibres observées.

Il existe également des appareils de mesure portables (type « fiber count ») comptant quasi instantanément les fibres par un rayon laser. Comme pour les méthodes de microscopie optique, ces appareils ne permettent pas de distinguer les fibres en fonction de leur nature. Ils permettent un contrôle relativement continu de l'empoussièrement et sont utiles pour dépister les pics de pollution

11.3. LES ETUDES FRANÇAISES

La réglementation concernant la mesure de l'empoussièrement en France repose essentiellement sur le décret n° 96-97 du 7 février 1996. Il limite l'exposition tolérée pour les travailleurs exposés aux poussières d'amiante à une valeur moyenne sur une heure inférieure à 100 f/l (décret « Travail »). Pour la population générale (décret « Santé »), le décret s'applique à tous les immeubles, privés ou publics, quel que soit leur usage (à l'exception des immeubles à usage d'habitation comportant un seul logement). Ce décret impose aux propriétaires de tous les bâtiments à usage collectif :

- d'identifier la présence de flocages contenant de l'amiante dans les immeubles construits avant le 1^{er} janvier 1980 ; rechercher la présence de calorifugeages contenant de l'amiante dans les immeubles construits avant le 26 juillet 1996 et (depuis septembre 1997) la présence de faux plafonds contenant de l'amiante dans les immeubles construits avant le 1^{er} janvier 1997.

- si la présence d'amiante est confirmée, faire vérifier l'état de conservation en cas de présence d'amiante dans les flocages et/ou calorifugeages par un contrôleur technique à partir de la grille d'évaluation fixée par arrêté du 7 février 1996, afin d'évaluer la nécessité ou non d'engager des travaux.

- il y a obligation de réaliser des mesures d'empoussièrement, dans le cadre d'une surveillance périodique, lorsque le diagnostic visuel de l'état de conservation du matériau amianté atteste d'une conservation moyenne (classement du bâtiment en niveau 1) ou lorsque le niveau d'empoussièrement précédent était égal à 5f/l ; pour les bâtiments classés niveau 2, un doute subsiste et l'évaluation visuelle de l'état de conservation du matériau amianté doit être complétée par une mesure de fibres d'amiante dans le local. Des travaux seront obligatoires si la valeur d'empoussièrement est supérieure à 25 fibres par litre d'air. Un nouveau contrôle devra être effectué dans les 2 ans si cette valeur est comprise entre 5 et 25 fibres/litre, dans les 3 ans si cette valeur est inférieure à 5 fibres/litre. Concernant les bâtiments classés niveau 3, aucun doute n'est possible : il y a obligation d'engager des travaux dans les 12 mois, sans qu'il soit nécessaire de réaliser des mesures d'empoussièrement. A l'issue des travaux et après démantèlement du dispositif de confinement, un contrôle de l'empoussièrement doit être effectué.

La réglementation impose que les mesures d'empoussièrement soient réalisées par microscopie électronique à transmission par un organisme agréé. Un arrêté du 7 février 1996 précise qu'obligation est faite aux organismes agréés d'adresser au ministre chargé de la santé, un rapport d'activité annuel contenant une statistique des résultats des comptages pour chaque immeuble bâti. Chaque année, la Direction Générale de la Santé exploite ces rapports d'activité afin de répondre à deux objectifs : i) évaluer l'importance des bâtiments présentant des risques sanitaires liés à l'amiante en France et utiliser ces informations, le cas échéant, pour un contrôle par les services déconcentrés ; ii) suivre le travail des organismes dans le cadre de l'agrément. Les rapports pour les années 1996, 1997 et 1998 sont disponibles auprès de la DGS (Inès Vansteene).

Le dernier bilan des résultats (DGS 1998) a été réalisé à partir des rapports d'activité de 75 organismes agréés ayant réalisé 15 646 prélèvements au cours de l'année 1998. Après validation des données recueillies dans un cadre réglementaire, 4 421 mesures d'empoussièrement (28 %) effectués dans 1 612 bâtiments ont été analysées. Elles se répartissent de la manière suivante : 3 038 (68,7%) mesures pour 1 233 bâtiments recensés le cadre d'un diagnostic, 160 (2,6%) mesures de surveillance dans 43 bâtiments et 1 223 mesures (27,7%) pour 416 bâtiments dans le cadre d'une seconde restitution. Une ventilation des résultats (en nombre de mesures ou en nombre de bâtiments) est réalisée selon la répartition géographique sur le territoire, le type de bâtiment (bureau, commerce, enseignement, habitation, industriel, loisirs, soins, autres, non précisé). Les résultats d'analyse sont classés en 4 catégories : " non détecté ", " inférieur ou égal à 5 ", " compris entre 5 et 25 " et " supérieur ou égal à 25 " fibres par litre d'air.

L'objectif diagnostic correspond à une mesure faite dans le cadre de l'évaluation de l'état de conservation d'un flocage, d'un calorifugeage ou d'un faux-plafond lorsque l'évaluation visuelle ne suffit pas. Au cours du diagnostic, 2,5 prélèvements par bâtiment en moyenne ont été réalisés. La plupart des prélèvements ont été effectués en industrie (28,9 %) et dans les bureaux (25,1 %). Les établissements d'enseignement et l'habitat représentent chacun plus de 10 % des mesures. Dix départements n'ont pas fait l'objet de mesures d'empoussièrement au cours de l'année 1998 (la Corse, l'Orne, la Dordogne, la Corrèze, le Lot, le Tarn-et-Garonne, le Gers, l'Aveyron et la Lozère). En 1998, 70,5 % des mesures sont égales à zéro ou non détectées, 26,3 % inférieures à 5 fibres par litre et 3,2% supérieures à 5 fibres par litre.

L'objectif surveillance périodique correspond à une mesure faite dans le cadre de l'évaluation de l'évolution de l'état de conservation d'un flocage, d'un calorifugeage ou d'un faux-plafond suite à une période de 2 ou 3 ans après le diagnostic. 160 mesures d'empoussièrement ont été effectuées dans 43 bâtiments (3,7 prélèvements par bâtiment en moyenne). 71 départements ne présentent pas de mesures d'empoussièrement dans ce cadre en 1998. Une forte proportion (52%) des mesures a été réalisée dans des bâtiments type " Industrie ". Les bâtiments de type " Bureau ", " Enseignement " et " Commerce " suivent respectivement avec 11,9%, 17,5% et 10,6% en nombre de mesures et 25,6%, 14% et 4,7% en nombre de bâtiments. Une seule mesure est supérieure à 5 fibres par litre (supérieure à 25 f/l).

L'objectif appelé deuxième restitution⁴² correspond aux mesures réalisées avant réoccupation des locaux ayant fait l'objet de travaux. Dans ce cadre, 1 223 prélèvements ont été effectués pour 416 bâtiments (3 prélèvements par bâtiment en moyenne). 22 départements n'ont fait l'objet d'aucune mesure dans ce cadre en 1998. Les bâtiments les plus concernés sont ceux de type " Bureaux " (24,3%), " Industriel " (22,8%) et " Enseignement " (19,2%). Dans les mesures de deuxième restitution, l'attention se porte sur les résultats présentant une concentration > 5 fibres par litre puisque le décret n°96-97 modifié prévoit que des locaux où plus de 5 fibres par litre ont été mesurées après travaux ne peuvent être restitués aux occupants. Le propriétaire doit mettre en œuvre toute action permettant de diminuer l'empoussièrement et faire ensuite réaliser une nouvelle mesure pour obtenir moins de 5 fibres par litre. 6,2% des mesures d'empoussièrement réalisées après travaux présentaient encore des résultats supérieurs à 5 fibres par litre. 7,9% de ces bâtiments ayant fait l'objet de travaux (soit 33 bâtiments) ont présenté au moins une fois un résultat supérieur à 5 fibres par litre.

D'une manière générale, on peut noter, par rapport aux années précédentes, que la baisse du nombre de prélèvements réalisés dans le cadre d'un diagnostic et parmi ces prélèvements, la

⁴² Elle se distingue de la première restitution qui correspond plus précisément à la mesure réalisée avant démantèlement du dispositif de confinement de la zone ayant subi des travaux. Certains des bâtiments analysés dans le cadre d'une 2^{ème} restitution peuvent ne pas avoir fait l'objet d'une mesure d'empoussièrement dans le cadre d'un diagnostic, si l'évaluation visuelle de l'état de conservation des matériaux a suffi pour déclencher les travaux.

dominance des teneurs faibles en amiante tendent à montrer que les bâtiments à risque ont sans doute été diagnostiqués les premiers.

Les bilans des résultats collectés au cours des années 1999 et 2000 seront disponible prochainement auprès du ministère de la Santé (Inès Vansteene).

11.4. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Bignon J, Habert C, Redjda Y. Inventaire des fibres de substitution à l'amiante. Archives des maladies professionnelles 2000 ; 61 (2) : 75-94.

DGS (Direction Générale de la Santé). Prélèvements et comptages des poussières d'amiante : synthèse des rapports d'activité des organismes agréés pour 1998. Ministère de l'emploi et de la Solidarité. Mai 2000.

INSERM. Effets sur la santé des principaux risques d'exposition à l'amiante. Expertise collective INSERM. 1997.

12. FIBRES MINÉRALES ARTIFICIELLES

12.1. SOURCES

Parmi les principales fibres utilisées en remplacement de l'amiante (ou fibres de substitution à l'amiante), on distingue : les fibres minérales artificielles (laines de verre, de roche et de laitier, fibres de verre à filament continu, microfibres de verre, fibres céramiques réfractaires), les fibres organiques (para-aramide, cellulose) et les polyvinylalcools.

Un certain nombre de maladies fibrosantes ou cancéreuses peuvent être induites par l'exposition de l'homme à des fibres d'amiante. Si les mécanismes par lesquels les fibres induisent ces maladies ne sont pas complètement élucidés, les résultats de nombreux travaux font penser que la structure « fibre » de l'amiante est un élément pathogénique important, au même titre que certaines de ses caractéristiques chimiques. En conséquence, toute nouvelle fibre proposée comme substitut à l'amiante doit être soupçonnée, a priori, d'être pathogène en raison de sa structure, ce qui n'empêche pas d'analyser les possibles conséquences de ses caractéristiques physico-chimiques (INSERM 1999)

Le remplacement de l'amiante est un problème complexe, faisant appel à des solutions diversifiées, élaborées en fonction des besoins techniques (résistance aux hautes températures (> 800 °C), bon pouvoir isolant thermique, électrique et phonique et bonne résistance aux agents chimiques...). Les fibres de substitution à l'amiante sont de nature physico-chimique variée.

Selon l'OMS, une fibre est définie comme toute particule solide, naturelle ou artificielle, allongée à bords parallèles ayant un diamètre $D < 3 \mu\text{m}$, une longueur $L > 5 \mu\text{m}$ et un rapport $L/D > 3$. Les fibres de substitution à l'amiante peuvent être d'origine naturelle ou artificielle et de nature minérale ou organique.

Dans la famille des fibres minérales artificielles (ou synthétiques), on recense les fibres siliceuses vitreuses et les fibres non siliceuses (graphite, alumine...). Les fibres siliceuses vitreuses constituent aujourd'hui l'essentiel de la production industrielle (Bignon 2000).

Selon la composition chimique, la solubilité in vitro et la biopersistance in vivo, plusieurs types de fibres minérales artificielles peuvent être distingués :

- les laines minérales d'isolation : les laines de verre et laines de laitier (sous produits de la métallurgie) et les laines de roche (une modification de leur composition chimique diminuerait leur biopersistance et augmenterait leur facilité de rupture ; elles augmenteraient le risque de cancer pulmonaire mais pas le risque de mésothéliome).
- les fibres céramiques réfractaires : constituées de silice et d'alumine, elles sont persistantes et résistantes aux très hautes température (> 1000 °C) ; elles peuvent induire des fibroses et des cancers
- les filaments continus de verre, utilisés notamment dans l'industrie automobile,
- les fibres spéciales ou microfibres.

12.2. METROLOGIE

La méthodologie utilisée pour mesurer les concentrations en fibres de substitution à l'amiante dans l'air est largement inspirée de celle utilisée pour l'amiante.

La méthode analytique pour déterminer la concentration en fibres dans l'air est la méthode du filtre à membrane examiné en microscopie optique à contraste de phase (MOCP). Elle est non spécifique et est basée uniquement sur un critère morphologique : on ne comptabilise comme fibre que les structures ayant une longueur (L) supérieure à 5 µm, un diamètre (D) inférieur à 3 µm et un rapport L/D supérieur à 3. Les fibres les plus fines et les plus courtes ne sont donc pas prises en compte. Méthode de référence, la MOCP est utilisée pour la mesure de la concentration des fibres de synthèse en milieu professionnel. Les concentrations sont rapportées soit sous forme de valeurs instantanées (concentration en fibres mesurée sur le durée de prélèvement) soit sous la forme de valeur moyennée pondérée sur le temps (la pondération se fait alors par rapport à une journée de travail de 8 heures).

D'autres méthodes d'analyse plus spécifiques existent. Elles utilisent la microscopie optique en lumière polarisée, la microscopie électronique à balayage, couplée avec un spectrophotomètre de rayons X à dispersion d'énergie ou la microscopie électronique à transmission couplée avec un spectrophotomètre de rayons X à dispersion d'énergie. Cette dernière méthode est la plus sensible et elle permet de prendre en considération l'ensemble de la distribution granulométrique d'un prélèvement.

Dans le cadre de l'OQAI, il est prévu d'effectuer des prélèvements aériens de fibres dans les écoles exclusivement et des prélèvements de fibres sédimentées par récupération sur scotch déposé sur lame. L'analyse consistera en une observation directe pour les scotchs. Pour les prélèvements aériens, une lecture par microscope optique à lumière polarisée sera effectuée avec comptage des fibres selon les critères optiques des FMA (fibres rectilignes, isotropie en lumière polarisée) et de rapport $L/D > 3$. Les fibres seront classées en fonction de leur diamètre et de leur longueur.

$D < 3\mu\text{m}$	$L < 5\mu\text{m}$	$D > 3\mu\text{m}$	$L > 10\mu\text{m}$
	$5 < L < 10\mu\text{m}$		$10 < L < 20\mu\text{m}$
	$10 < L < 20\mu\text{m}$		$L > 20\mu\text{m}$
	$L > 20\mu\text{m}$		

Pour les FMA sédimentées, les résultats seront exprimées en nombre de total de FMA par cm^2 et en nombre de FMA par classe de diamètre et de longueur par cm^2 . Concernant les mesures aériennes, ils seront exprimés en nombre total de FMA par litre d'air prélevé et en nombre de FMA par classes et par litre d'air.

12.3. LES ETUDES FRANÇAISES

Les données disponibles sur les niveaux de pollution par les fibres minérales artificielles encourus par la population générale sont fragmentaires et peu abondants (INSERM 1999). Il n'existe pas de centralisation des données nationales au niveau du ministère de la Santé (Inès Vansteene).

Le LEPI (Laboratoire d'Etudes des Particules Inhalées) organisme agréé pour la réalisation du diagnostic amiante en région Ile de France et spécialisé dans la mesure des fibres minérales artificielles, ne dispose pas à ce jour de base de données (Marie Annick Billon-Galland).

12.4. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

INSERM. Effets sur la santé des fibres de substitution à l'amiante. Expertise collective INSERM. 1999.

Bignon J, Habert C, Redjda Y. Inventaire des fibres de substitution à l'amiante. Archives des maladies professionnelles 2000 ; 61 (2) : 75-94.

13. PLOMB

13.1. SOURCES

Du fait de ses propriétés physiques (densité élevée, point de fusion bas, malléabilité, résistance à la corrosion et imperméabilité), le plomb a été et reste un métal largement utilisé. Polluant ubiquitaire, le plomb qui se trouve aujourd'hui dans l'air, les sols, l'eau, les aliments et les poussières provient essentiellement des activités humaines passées et présentes. L'apport relatif de chacune de ces sources chez l'homme diffère selon l'âge, selon que le sujet demeure au voisinage d'un site industriel, dans un environnement urbain ou rural soumis ou non à une source d'exposition...

L'intoxication par le plomb des très jeunes enfants (saturnisme infantile) est un problème de santé publique en France. Le bâtiment est une source prépondérante de cette intoxication car il a été longtemps un grand consommateur de plomb et de produits dérivés (canalisations, peinture à la céruse). En particulier, une intoxication au plomb peut survenir lors de l'ingestion d'écailles et de poussières de peinture dans l'habitat ancien dégradé ou lors de travaux.

Durant les premières années de vie, la plombémie⁴³ chez les enfants est dépendante de la source de plomb dans leur environnement. Lorsque les peintures et les poussières sont les sources principales de plomb, la plombémie des enfants va augmenter rapidement et décliner ensuite après 4 ans lorsque les activités normales de portage main-bouche conduisant à l'ingestion de quantités importantes de poussières et de particules de plomb vont diminuer. Ces expositions précoces sont préoccupantes car l'imprégnation des jeunes enfants par notamment se traduit par une baisse du quotient intellectuel, des retards de croissance, des troubles du système nerveux central....

13.2. METROLOGIE

Le plomb des peintures étant indécélable par simple observation, il est nécessaire de procéder à des analyses pour le localiser et déterminer sa concentration. Plusieurs techniques permettent de déterminer la présence de plomb dans les bâtiments.

Des bâtonnets réagissant à la présence de plomb par un changement colorimétrique peuvent fournir une indication sommaire (sans mesure chiffrée) de la contamination).

L'utilisation d'appareils détectant le plomb par fluorescence aux rayons X (XRF) est largement répandue aux Etats-Unis, moins en France. Ces dispositifs de mesure portables permettent de déterminer la teneur en plomb par unité de surface. Cette technique, précise et rapide, consiste à appliquer quelques secondes l'appareil sur la surface à tester. La valeur s'affiche immédiatement en mg/cm². Ces dispositifs restent aujourd'hui encore relativement coûteux et dans certains cas, ils ne peuvent être utilisés (surface trop petite, angles). Enfin, ces appareils contenant une source radioactive de faible puissance, leur utilisation est soumise à la législation correspondante.

Les techniques de mesure réalisées au laboratoire sur des échantillons de peinture prélevés sont celles qui permettent de déterminer la teneur en plomb avec la plus grande précision. Elles ne nécessitent pas un investissement trop important mais les résultats de ces analyses ne peuvent généralement être connus avant plusieurs jours. Trois méthodes de prélèvement peuvent être réalisées : décapeur thermique électrique, grattage à température ambiante ou carottage.

⁴³ Teneur en plomb dans le sang.

13.3. LES ETUDES FRANÇAISES

Les pouvoirs publics français ont engagé un programme d'actions destiné à protéger les enfants d'une intoxication par le plomb. La mise en place progressive d'un dépistage en France a débuté en 1993. Elle a été officialisée par la circulaire ministérielle DGS/VS3.SP2/93/n°73. Elle invite les Directions Départementales des Affaires Sanitaires et Sociales (DDASS) à mettre en œuvre des actions pour lutter contre l'exposition infantile au plomb. Des projets départementaux sont financés dans ce cadre afin d'entreprendre des actions de formation, de dépistage et des enquêtes environnementales.

Le ministère chargé de la Santé a mis en place un programme d'actions concertées en collaboration avec les ministères du logement, des transports, de l'industrie et de l'environnement. Un système de traitement des informations relatives aux dépistages a été mis en place au niveau national par arrêté du 19 janvier 1995. Sa mise en œuvre stipule que la maîtrise du système est confiée au Centre Anti Poison de Paris qui en exerce les compétences toxicologiques et informatiques. Les compétences épidémiologiques sont assurées par l'Institut de Veille Sanitaire. Ce système vise à repérer les enfants exposés sur le territoire national, à synthétiser leurs caractéristiques pour identifier les populations à risque, à évaluer les stratégies de dépistage mises en œuvre et à organiser la prise en charge et le suivi des enfants repérés présentant une plombémie anormalement élevée.

Deux grandes stratégies de dépistage des enfants à haut risque ont été mises en œuvre. L'une dite « environnementale » consiste à identifier un environnement à risque par des critères de présomption ou des dosages micro-environnementaux de plomb puis à confirmer l'exposition par une plombémie. La grande majorité des départements français a adopté ce mode de dépistage « environnemental ». L'autre stratégie dite « clinique » consiste à repérer un enfant à risque lors d'une visite en service santé. Sur demande médicale exclusivement, des enquêtes micro-environnementales peuvent alors être effectuées dans les logements des enfants intoxiqués. Il existe donc une base de données sous couvert des fichiers médicaux (protection des données par la CNIL) non accessible. En ce qui concerne la région francilienne, les données issues des enquêtes environnementales réalisées par le Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris (Fabien Squinazi) pour les enfants atteints de saturnisme et les diagnostics de peinture au plomb dans les écoles sont sous couverts des dossiers médicaux. La CNIL accepte, par courrier du 19 juin 2001 adressé à M. Squinazi, que les seules informations susceptibles d'être transmises à partir du fichier médical aux organismes présentant une demande expresse, ponctuelle et motivée, soient préalablement traitées de telle sorte qu'elles ne permettent en aucune façon une identification de la personne concernée. Si ces données franciliennes peuvent représenter un intérêt notoire pour l'OQAI, il conviendrait donc que le CSTB établisse avec précision l'objet de ses attentes afin de solliciter M. Squinazi. Au vu des difficultés d'accessibilité aux données et du temps imparti pour la réalisation de cette étude, l'interrogation de chacune des DDASS ou DRASS de notre territoire n'a pas été possible.

Un bilan des activités de dépistage du saturnisme infantile a été réalisé par le RNSP en 1997⁴⁴. Seules les plombémies sont présentées dans ce bilan. Les mesures micro-environnementales n'ont pas été enregistrées.

⁴⁴ RNSP. Surveillance du saturnisme infantile en France. Bilan des activités de dépistage. Novembre 1997.

A ce jour, il n'existe pas de base de données nationale centralisée sur le saturnisme (ni pour un recensement des plombémies ni pour les mesures micro-environnementales). Toutes les informations collectées restent à un niveau départemental (DDASS). L'InVS (Georges Salines) participe actuellement à la création d'une base nationale d'agrégation des plombémies. Ce travail doit faire l'objet d'un rapport dans le courant de l'année 2002.

Sous le contrôle du Ministère de la Santé, un enregistrement standardisé des données micro-environnementales dans l'habitat est actuellement en expérimentation dans les Bouches du Rhône. Une application nationale devrait par la suite voire le jour consistant en la mise en place d'un système d'information « CISE⁴⁵ Habitat » avec une application réservée au saturnisme (Saturnat) (Inès Vanstenne). Seule l'inclusion des mesures du plomb dans les peintures est prévue. Les données d'empoussièrément ne seront pas incluses dans cette future base de données.

13.4. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

INSERM. Plomb dans l'environnement : quels risques pour la santé ? Expertise collective INSERM. 1999.

⁴⁵ CISE : Centre Information Santé Environnement. La mise en place du CISE Habitat permettra de centraliser les informations relatives à divers paramètres de l'habitat (plomb, légionelles, CO...). Il existe déjà un CISE Eau permettant l'enregistrement standardisé des données relatives à la qualité des eaux en France.

14. LEGIONNELLES

14.1. SOURCES

Les *Legionella* sont des bacilles gram négatif présents naturellement dans les cours d'eau, les lacs et parfois dans le sol. Il existe actuellement plus de 40 espèces de *Legionella* dont une vingtaine pathogènes pour l'homme. *Legionella pneumophila* séro groupe 1 est cependant responsable de plus de 80 % des légionelloses. Ces maladies sont consécutives à une exposition environnementale et sont liées à l'inhalation d'aérosols chargés de légionelles pathogènes. Deux formes cliniques sont décrites : la fièvre de Pontiac, forme la plus bénigne ressemblant à une pseudo-grippe, et la maladie des légionnaires, forme la plus grave survenant le plus souvent chez des sujets immunodéprimés ou âgés (RISE-CSTB 2001).

Les légionelles sont présentes dans les milieux hydrotelluriques et pénètrent dans les bâtiments par le réseau d'eau froide. Ces bactéries peuvent alors se développer et coloniser les systèmes de climatisation (tours aéroréfrigérantes et systèmes de traitement d'air), de production (dans le bas des ballons) ou de distribution d'eau chaude (au sein des biofilms recouvrant les parois des canalisations), équipements favorisant l'amplification et la dissémination de ces bactéries hydrotelluriques. Des appareils individuels d'humidification de l'air, notamment les nébuliseurs peuvent être colonisés par les légionelles. Les bains bouillonnants, les fontaines décoratives et les équipements des établissements thermaux et de thérapie respiratoire constituent également des sources potentielles de légionelles.

La température (conditions optimales de développement entre 25 et 40°C), la stagnation de l'eau, les temps de séjour prolongés dans les canalisations, l'importance du biofilm, l'arrêt prolongé des équipements, les variations saisonnières... sont autant de facteurs liés à la présence de ces bactéries.

L'aérosolisation constitue la voie d'exposition humaine prédominante. Les légionelles sont diffusées sous forme d'aérosols de microgoutellettes d'eau (< 10 µm) à partir du milieu colonisé.

14.2. METROLOGIE

Les légionelles se trouvent naturellement dans l'eau à l'état libre ou intracellulaire. Elles se développent dans les vacuoles amibiennes qu'elles font ensuite éclater. Ce phénomène permet leur dispersion à l'état libre.

Bien que les légionelles contaminent l'homme par l'intermédiaire d'aérosols infectés, les techniques d'échantillonnage et de détection dans l'air (comme les dispositifs d'impaction sur géloses) sont peu utilisées et demeurent expérimentales⁴⁶. Les concentrations de légionelles dans l'aérosol ne sont donc généralement pas connues.

En règle générale, on procède à des techniques de détection et de quantification dans l'eau. Mesurer la colonisation d'un système d'eau est complexe. Les légionelles étant principalement présentes dans les bras morts des canalisations et au niveau du biofilm, le long des parois internes des canalisations, la concentration observée lors d'un prélèvement au robinet peut varier en fonction du moment du prélèvement (la première eau du matin est le reflet éventuel d'une colonisation distale alors qu'un prélèvement après écoulement sera plutôt le reflet d'une

⁴⁶ Des améliorations importantes sur la détection aérienne des légionelles ont été apportées ces derniers mois par les équipes de recherche du CSTB. Ces résultats pourraient permettre la réalisation à plus ou moins court terme de prélèvements aériens de légionelles dans les futures campagnes de l'OQAI.

contamination de l'eau stockée). Par ailleurs, la concentration mesurée peut être artificiellement élevée si un fragment de biofilm se détache au moment du prélèvement.

La méthode habituelle de mesure des légionelles est la mise en culture sur milieu spécifique après filtrations de plusieurs volumes d'eau. Il existe 2 techniques normalisées : la norme AFNOR T90431 et la norme internationale ISO 11731 qui n'a pas de statut en France. Les résultats sont exprimés en UFC/l (unité formant colonie par litre d'eau prélevé) ou en bactéries par litre. La première technique est longue et fastidieuse. L'ensemencement se fait directement sur gélose mais l'interprétation des cultures est parfois difficile. La sensibilité de la méthode est faible (50 à 200 UFC/l). Plus de 99 % des *Legionella* présentes dans un échantillon sont viables mais non cultivables. Des tests en immunofluorescence ont montré la présence de *Legionella* alors que la mise en culture était négative.

Les techniques de biologie moléculaire (amplification génique ou PCR, cytométrie de flux ou CMF...) permettent entre autre d'identifier et de comparer les sources de contamination, de détecter les bactéries non cultivables ou en dormance.

Les incertitudes liées à l'évaluation de l'exposition aux légionelles sont donc nombreuses notamment en terme de représentativité spatio-temporelle des échantillons d'eau prélevés et sur les techniques de mesures au laboratoire. De plus, aucun lien ne peut être établi entre les concentrations de légionelles dans l'eau et les concentrations aériennes. Si ces dernières restent méconnues faute de méthodes d'échantillonnage standardisées applicables en routine, elles varient en fonction des conditions de température, d'humidité ou d'autres paramètres qui influencent la survie aérienne des bactéries (RISE-CSTB 2001).

Hormis le cas des panaches des tours aéroréfrigérantes, les sources d'exposition dans l'air intérieur peuvent être liées aux aérosols générés par l'utilisation d'eau chaude sanitaire. Ceci peut être le cas dans l'habitat pendant la période de fonctionnement de douches et de robinets. La recherche de Légionelles dans l'eau étant délicate et coûteuse, cette recherche ne sera pas effectuée dans le cadre de l'OQAI. Compte tenu de l'absence de techniques de prélèvement, la recherche de ces micro-organismes dans l'air ne pourra être effectuée dans les premiers locaux investigués par l'observatoire.

14.3. LES ETUDES FRANÇAISES

La Légionellose est une maladie à déclaration obligatoire depuis 1987. Les médecins de ville et les responsables des CLIN⁴⁷ dans les établissements de santé doivent déclarer les cas de légionelles à la DDASS qui informe alors l'Institut de Veille Sanitaire (Pascal Beaudeau, Bénédicte Decludt-Janssens). Ce dernier coordonne l'ensemble du système de surveillance au niveau national et travaille en étroite collaboration avec le centre national de référence des légionelles à Lyon. Celui ci est notamment chargé de réaliser le typage des souches prélevées chez l'homme et dans l'environnement après déclaration d'un cas. Ce réseau français est en relation avec le réseau européen EWGLI (European Working Group for Legionella Infection). De plus, l'Observatoire des *Legionella* en Ile de France, créée en 1999, s'appuie sur un réseau de microbiologistes volontaires. Les informations recueillies sont centralisées à l'hôpital Raymond Poincaré à Garches. Les données épidémiologiques sont transmises à l'InVS et aux DDASS.

⁴⁷ Dans chaque établissement de santé, les cas nosocomiaux sont déclarés par l'intermédiaire des CLIN (Comités de Lutte contre les Infections Nosocomiales)

Depuis 1990, divers cas groupés ont été signalés en France dans les stations thermales (Aix, Gréoux, Morsbon), les hôpitaux (5 cas à Paris en 1998, 6 cas dont 1 mortel à Tarbes en 1998, épisode du centre Georges Pompidou à Paris en 2000), les hôtels (6 cas à Paris en 1996) (RISE-CSTB 2001). Les tours aéroréfrigérantes sont une source de contamination nouvellement incriminée. A Paris, 20 cas dont 4 décès ont été enregistrés en 1998 lors de la coupe du monde de football (Decludt 1999) et 8 cas dont 1 mortel l'année suivante dans le 15^{ème} arrondissement (BEH 1999). En accord avec le CSTB, nous n'avons pas recensé les résultats observés lors des enquêtes environnementales menées après déclaration de cas. Ils ne présentent pas d'intérêt majeur dans le cadre de la problématique de l'OQAI.

Au niveau européen, il n'existe pas de réglementation spécifique à la lutte contre les légionelles. La plupart des pays ont élaboré des réglementations nationales. En France, les recommandations diffusées par circulaires ministérielles⁴⁸ visent à la mise en place de bonnes pratiques d'entretien des installations (en particulier les réseaux d'eau chaudes sanitaires) et au respect de règles de bon usage de l'eau. Ces mesures préventives sont destinées aux responsables d'établissements recevant du public et comportant des installations à risque. Les établissements de santé (hôpitaux, stations thermales) représentent des lieux particulièrement sensibles puisqu'ils accueillent des patients avec des défenses immunitaires parfois gravement altérées.

Les actions préventives consistent essentiellement à limiter les doses d'exposition. Pour les établissements recevant du public, la surveillance passe par une évaluation de la qualité de l'entretien des installations au minimum une fois par an par des recherches de légionelles. L'arrêté du 19 juin 2000 préconise, pour les soins dans les établissements thermaux, une absence de légionelles aux points d'usage des eaux thermales. Pour les établissements hospitaliers, la circulaire DGS n° 97/311 du 24 avril 1997 a évalué le seuil d'intervention à 10⁺³ légionelles/litre pour les eaux chaudes sanitaires. Une auto surveillance doit être effectuée au moins une fois par an. Enfin, une auto surveillance des tours aéroréfrigérantes avec au moins un prélèvement sur la période de mai à octobre est recommandée.

Pour les données d'autocontrôle des établissements recevant du public, il n'existe pas de base nationale centralisant les données collectées sur l'ensemble du territoire ni au ministère de la santé (Diane Molinaro, Laetitia Guillotin), ni à l'InVS (Pascal Beaudeau).

14.4. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

BEH 1999, n° 41 : 173. Cas groupés de légionelloses dans le 15^{ème} arrondissement de Paris, août 1999.

Decludt B, Guillotin, Van Gastel B et al. Foyer épidémique de légionellose à Paris en juin 1998. Eurosurveillance 1999 ; 4 : 115-118.

RISE-CSTB. Légionelles : état des lieux. Actes de colloque. Mai 2001.

⁴⁸ Circulaire DGS n° 97/311 du 24 avril 1997 ; circulaires DGS/VS4 n° 98-771 du 31 décembre 1998 et n° 2000/366 du 19 juin 2000.

15. BIBLIOGRAPHIE GENERALE

Annesi-Maesano I, Oryszczyn MP, Godin J, Taytard A, Tunon de Lara JM, Charpin D, Vervloet D, Laurent AM et Le Moullec Y. Impact de la pollution de l'air à l'intérieur et à l'extérieur des locaux sur la santé respiratoire et allergique de l'enfant dans des zones diverses de la France. Rapport intermédiaire 2000.

Barguil S, Le Moullec Y, Person A, Laurent AM, Festy B. Chemical characterisation of indoor air quality in Parisian homes. *Aerobiologia* 1990;6:28-31.

BEH 1999, n° 41 : 173. Cas groupés de légionelloses dans le 15^{ème} arrondissement de Paris, août 1999.

Bignon J, Habert C, Redjda Y. Inventaire des fibres de substitution à l'amiante. *Archives des maladies professionnelles* 2000 ; 61 (2) : 75-94.

Bernard N, Saintot M, Astre C, Gerber M. Personal exposure to nitrogen dioxide pollution and effect on blood antioxidants. *Arch Environ Health* 1998 ; 53 : 122-128.

Blondeau P, Iordache V, Ghiaus C, Caini F. Etude de l'impact de la pollution atmosphérique sur l'exposition des enfants en milieu scolaire. Recherche de moyens de prédiction et de protection. Programme Primequal. 2^{ème} rapport intermédiaire, janvier 2001.

Blondeau P, Iordache V, Longuet E. Etude de l'impact de la pollution atmosphérique sur l'exposition des enfants en milieu scolaire. Recherche de moyens de prédiction et de protection. Programme Primequal. 1^{er} rapport intermédiaire, juin 2000.

Charpin D, Birnbaum J, Haddi E, Guenard G, Lanteaume A, Toumi M, Faraj F, Van der Brempt X, Vervloet D. Altitude and allergy to house-dust mites. A paradigm of the influence of environmental exposure on allergic sensitization. *Am Rev Dis* 1991 ; 143 : 983-986.

Cicolella A, Gonzalez-Flesca N, Bastin E (INERIS AIRLOR). Etude pilote de mesure de l'exposition personnelle des populations urbaines au benzène, au formaldéhyde et à l'acétaldéhyde. INERIS MAN-EMA-Ngo-Aci/AR-98-34 F 502—cr.074.doc. 1998.

Cicolella A, Kouniali A, Gehanno JF, Dujardin R, Gonzalez-Flesca N, Bois F. Comparaison de l'exposition environnementale au benzène de couples parent-enfant à l'aide d'indicateurs biologiques urinaires. Présenté au congrès Primequal-Predit de Toulouse, novembre 2000.

Cicolella A, Kouniali A. Evaluation de l'exposition de l'enfant au benzène à l'aide d'un indicateur biologique spécifique, l'acide muconique. INERIS DRC-ERSA-Aci-Ako / 20580 / 99. Ministère de l'emploi et de la solidarité. Décembre 1999.

Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (section de l'évaluation des risques de l'environnement sur la santé). Pollution atmosphérique à l'intérieur des bâtiments : sources, expositions et risques sanitaires. Ministère des Affaires Sociales, de la Santé et de la Ville. Editions Lavoisier. Juillet 1996.

de Blay F, Casel S, Pauli G, Bessot JC. Environnement allergénique domestique. L'enfant dans la ville. 6^{ème} Congrès National de la Société Française d'Aérobiologie. 16 janvier 1998. Paris.

de Blay F, Chapman MD, Platts-Mills TA. Airborne cat allergen (Fel d I). Environmental control with the cat in situ. *Am Rev Respir Dis* 1991;143(6):1334-1439.

de Blay F, Sanchez J, Hedelin G, Perez-Infante A, Verot A, Chapman M, Pauli G. Dust and airborne exposure to allergens derived from cockroach (*Blattella germanica*) in low-cost public housing in Strasbourg (France). *J. Allergy Clin Immunol* 1997 ; 99 (1) : 107-112.

de Blay F, Sanchez J, Platts-Mills T, Chapman M, Pauli G. Métrologie des particules aériennes portant les principaux allergènes. *Rev Mal Respir* 1995 ;12 (4) :343-352.

de Blay F, Spirlet F, Gries P, Casel S, Ott M, Pauli G. Effects of various vacuum cleaners on the airborne content of major cat allergen (Fel d 1). *Allergy* 1998;53(4):411-414.

Decludt B, Guillotin, Van Gastel B et al. Foyer épidémique de légionellose à Paris en juin 1998. *Eurosurveillance* 1999 ; 4 : 115-118.

Derbez M. Projet d'étude "Sentinelles de l'Air". *Pollution atmosphérique* 2001 ; 170 : 161.

DGS (Direction Générale de la Santé). Prélèvements et comptages des poussières d'amiante : synthèse des rapports d'activité des organismes agréés pour 1998. Ministère de l'emploi et de la Solidarité. Mai 2000.

Dornelas de Andrade A, Birnbaum J, Lanteaume A, Izard JL, Corget P, Artillan MF, Toumi M, Vervloet D, Charpin D. Housing and house-dust mites. *Allergy* 1995; 50 (2) : 142-146.

Dornelas de Andrade A, Charpin D, Birnbaum J, Lanteaume A, Chapman M, Vervloet D. Indoor allergens levels in day nurseries. *J Allergy Clin Immunol* 1995a; 95(6):1158-1163.

Dornelas de Andrade A, Charpin D, Birnbaum J, Verloet D. Allergènes dans les lieux publics. *Revue française d'Allergologie* 1995b ; 35 (3) : 293-295.

Dusséaux M. Evaluation de l'exposition individuelle au dioxyde d'azote : étude auprès des internes en pharmacie de la région Ile-de-France. Mémoire du diplôme d'études spécialisées de pharmacie industrielle et biomédicale. Juillet 2000.

Faugere JG, Derion J. Contamination à l'intérieur des habitations dans un quartier en cours de réhabilitation. *Pollution atmosphérique* 1992 ;118 :147-152.

Garcia-Fourque S., Plaisance H. Houdret J.L., Mathe F. , Galloo JC., Guillermo R. Performances des tubes à diffusion pour la mesure de l'ozone, du dioxyde d'azote et du dioxyde de soufre dans l'air ambiant. *Pollution atmosphérique* 1999 ; 163 : 89-96.

Gerber M, Bernard N, Astre C, Saintot M, Goulevitch R. Mesures de l'exposition individuelle et recherche de marqueurs biologiques de la pollution par NO₂ et O₃. Référence n° 9593019. Programme Primequal. Rapport d'activité 1995-1996.

Gonzalez-Flesca N, Bates MS, Delmas V, Cocheo V. Benzene exposure assessment at indoor, outdoor and personal levels. The French contribution to the LIFE MACBETH programme. *Environmental Monitoring and Assessment* 65:59-67.2000.

Gonzalez-Flesca N, Cicoletta A, Bates MS, Bastin E. Pilot study of personal, indoor and outdoor exposure to benzene, formaldehyde and acetaldehyde. *Environmental Science and Pollution research* 1999; 6(2) : 95-102.

Grimaldi F, Vandaele S, Muls E, Bascou H, Arfi C, Henry A, Gouezo F, Viala A. Etude de la pollution de l'air à l'intérieur de deux locaux d'enseignement à Marseille. *Pollution atmosphérique*, 1992 ; 133 :43-53.

Hoyet C, Bessot JC, Le Mao J, Quoix E, Pauli G. Comparison between Der p 1 plus Der f 1 content determinations and guanine measurements in 239 houses dust samples. *J Allergy and Clinical Immunology*. 1991 : 88 (4) ; 678-680.

INSERM. Effets sur la santé des principaux risques d'exposition à l'amiante. Expertise collective INSERM. 1997.

INSERM. Effets sur la santé des fibres de substitution à l'amiante. Expertise collective INSERM. 1999.

INSERM. Plomb dans l'environnement : quels risques pour la santé ? Expertise collective INSERM. 1999.

Jalil-Colome J, de Andrade AD, Birnbaum J, Casanova D, Mege JL, Lanteaume A, Charpin D, Vervloet D. Sex difference in Fel d 1 allergen production. *J Allergy Clin Immunol* 1996 ;98(1) :165-168.

Kirchner S, Riberon J, Cochet C (CSTB). European Audit Project to optimize indoor air quality and energy consumption in office buildings. National Report. France. February 1995.

Kirchner S, Riberon J, Lemasson C, Rouxel P. Habitat à moindre risque allergénique : mesures des conditions d'ambiance et de polluants chimiques. EAE/QAE- DAC n° 95067.012. Janvier 1995.

LCPP (Laboratoire Centrale de la Préfecture de Police). Pollution atmosphérique et nuisances, rapport 1998. Juillet 1999.

Laurent AM, Person A, Petit-Coviaux F, Le Moullec Y, Festy B. Chemical characterization of indoor air quality inside schools in Paris. *Proceedings of Indoor Air'93*. Helsinki, Finlande, juillet 1993; vol 3 : 23-28.

Mata P, Charpin D, Charpin C, Lucciani P, Vervloet D. Fel f I allergen : skin or saliva ? *Ann Allergy* 1992 ;69(4) :321-322.

Minguy A, Plaisance H, Gallo JC, Guillermo R. Laboratory tests for the development of a new high uptake rate passive sampler for nitrogen dioxide measurements. Acte de congrès. Air pollution IX, Ancone, Italie. Septembre 2001.

Momas I. Effets de la pollution atmosphérique urbaine d'origine automobile sur l'inflammation nasale chez l'enfant. Appel d'offres Primequal-Predit 1999.

Mosqueron L, Le Moullec Y, Momas I. Personal exposure to fines particles in parisian office workers. 12th World Clean Air and Environment. 26-31 August, 2001. Seoul, Corée.

Mosqueron L. Evaluation de l'exposition individuelle au dioxyde d'azote au sein d'une population parisienne du secteur tertiaire. Thèse de docteur en pharmacie. 2000.

Mouilleseaux A, Squinazi F, Festy B. Air Quality in air conditioned office buildings. Proceedings of Indoor Air'93. Helsinki, Finlande, juillet 1993; vol 6 : 615-620.

Parat S, Perdrix A, Maitre A. Relationship between indoor air microbial peak values and outdoor climatic conditions. Proceedings of Healthy Buildings 2000, vol 1 : 371-372.

Parat S, Perdrix A, Baconnier P. Etude des relations entre climatisation, micro-organismes aéroportés et santé. Bull Acad Natle Med 1999;183 (2) :327-344.

Parat S, Perdrix A, Mann S, Baconnier P. Contribution of particle counting in assessment of exposure to airborne microorganisms. Atmospheric Environment 1999a ; 33 : 951-959.

Parat S, Perdrix A, Maitre A. Airborne microorganisms in buildings : influence of technical, environmental and climatic factors. Indoor Air 99. Edimburg, Scotland, 8-13 august 1999a. 8th Conference of Indoor Air Quality and Climate. Vol 4 : 942-943.

Parat S, Perdrix A, Fricker H, Saude I, Grillot R, Baconnier P. Multivariate analysis comparing microbial air content of an air conditioned building and a naturally ventilated building over one year. Atmospheric Environment 1997 ; 31 : 441-449.

Parat S, Perdrix A, Mann S, Cochet C. A study of the relationship between airborne microbiological concentrations and symptoms in office in buildings. Proceedings of healthy buildings 1995. 1481-1486.

Pauli G, de Blay F, Le Mao J, Bessot JC. Intérêt de la mesure de l'exposition aux principaux allergènes de l'environnement intérieur dans l'asthme allergique. Bull Acad Natl Med 1995;179 (1) :67-77.

Pauli G, Quoix E, Hedelin G, Bessot JC, Ott M, Dietemann A. Mite allergen content in mattress dust of *Dermatophagoides*-allergic asthmatics/rhinitics and matched controls. Clin and Exp Allergy. 1993 ; 23 : 606-611.

Piechoki-Minguy A, Plaisance H, Galloo JC, Guillermo R. Development and application of a new high uptake rate passive sampler intended to analyse NO₂ personal exposure. Conférence internationale sur l'échantillonnage passif. Montpellier, septembre 2001.

Quoix E, Le Mao J, Hoyet C, Pauli G. Prediction of mite allergen levels by guanine measurements in house-dust samples. Allergy 1993 ; 48 (5) : 306-309.

Richalet V, Beheregaray B, Guarracino G, Dornier C, Janvier L. Qualité de l'air dans les salles de classe : premiers résultats. Séminaire GEVRA, Sophia Antipolis – 20 et 21 octobre 1993. 287-296.

Richalet V, Beheregaray B, Guarracino G, Dornier C, Janvier L. Qualité de l'air dans les salles de classe : premiers résultats. Séminaire GEVRA, Sophia Antipolis – 20 et 21 octobre 1993. 287-296.

RISE-CSTB. Légionelles : état des lieux. Actes de colloque. Mai 2001.

Saintot M, Bernard N, Astre C, Galan P, Herberg S, Gerber M. Expositions au dioxyde d'azote et à l'ozone d'une population de l'Île de France. *Rev Epidemiol de Santé Publ.* 2000 48 (2) : 2S54-61.

Saude I, Loewenstein JC, Millancourt B, Soreau S, Parat S. Indoor air quality : comparing an air conditioned building and a naturally ventilated building. *Proceedings of Indoor Air'93.* Helsinki, Finlande, juillet 1993; vol 2 : 87-92.

Société Française de Santé Publique. Exposition au radon dans les habitations : évaluation et gestion des risques. *Collection Santé et Société n°8.* Avril 2000.

Squinazi F. Evaluation de l'exposition personnelle au benzène d'une population francilienne représentative du secteur tertiaire. *Appel d'offres Primequal-Predit 1999.*

Van der Brempt X, Charpin D, Haddi E, de Mata P, Vervloet D. Cat removal and Fel d 1 levels in mattresses. *J Allergy Clin Immunol* 1991 : 87 (2) : 595-596.

Vervloet D, Charpin D, Haddi E, N'Guyen A, Birnbaum J, Soler M, van der Brempt X. Medication requirements and house dust mite exposure in mite-sensitive asthmatics. *Allergy* 1991 ; 46 (7) : 554-558.

Vervloet D, de Andrade AD, Pascal L, Lanteaume A, Dutau H, Armengaud A, Sambuc R, Charpin D. The prevalence of reported asthma is independent of exposure in house dust mite-sensitized children. *Eur Respir J* 1999 ; 13 (5) : 983-987.

Vincent D, Annesi I, Festy B, Lambrozo J. Ventilation system, indoor air quality, and health outcomes in Parisian modern office workers. *Environ Res* 1997;75(2):100-112.

Vincent D, Annesi I, Pradelier A, Lambrozo J. Health consequences of working in air-conditioned offices. *Proceedings of Indoor Air'93.* Helsinki, Finlande, juillet 1993; vol 1 : 423-426.

Vincent D, Cabanes PA, Lambrozo J. La colonisation microbiologique des systèmes de traitement d'air est elle susceptible d'entraîner la contamination des personnes exposées ? *Energie Santé* 1998 ; 3 (90) : 309-319.

Zmirou D, Pin I, Gauvin S, Labbe A, Glandier Y, Albertini M, Grimfeld A, Momas I, Bremont F. Asthme de l'enfant et transports : Etude VESTA. *Rapport intermédiaire 1999.*