



EHESP

Ingénieur du Génie Sanitaire

Promotion : **2007 - 2008**

Date du Jury : **septembre 2008**

**Faisabilité de l'évaluation de l'exposition
totale de la population à la pollution de
l'air dans le Languedoc-Roussillon**

Matthieu SAUGUES

Lieu du stage : Air Languedoc-Roussillon

Référent professionnel : Anne FROMAGE MARIETTE

Référent pédagogique : Philippe GLORENEC

Remerciements

Je remercie :

Anne Fromage Mariette, responsable du service étude de Air LR et référent professionnelle, pour m'avoir encadré tout au long de ce mémoire et pour son aide et tous ses conseils.

Mr Philippe Glorennec, référent pédagogique et enseignant chercheur à l'EHESP, pour m'avoir guidé au cours de ce mémoire et ses conseils.

Mme Corinne Cabero, ingénieur d'études à Air LR, pour ses conseils, sa patience et son aide pour la rédaction de ce mémoire.

Mr Denis Bard, enseignant chercheur à l'EHESP, pour les conseils qu'il m'a apporté.

Mr Bernard Vuillot, directeur de Air LR, d'accueillir des stagiaires au sein de la structure.

Mme Isabelle Plaisant, ingénieur du génie sanitaire à la DRASS du Languedoc Roussillon, pour le temps qu'elle m'a accordé et ses conseils.

Toute l'équipe de Air LR pour son accueil.

Je tiens également à remercier les personnels des autres AASQA, contactées au cours de ce mémoire, et qui ont apporté leur aide et leur expérience. Tout particulièrement ATMO Paca.

Je remercie également les personnes, dont les chercheurs, qui m'ont fait parvenir de nombreux documents me permettant de compléter de manière utile la revue bibliographique.

Sommaire

| | |
|---|-----------|
| Introduction | 1 |
| 1 Contexte et objectifs..... | 3 |
| 1.1 Air Languedoc-Roussillon, une Association Agréée pour la Surveillance de la Qualité de l’Air | 3 |
| 1.1.1 Organisation et missions de l’AASQA : concertation, surveillance et information . | 3 |
| 1.1.2 La surveillance de la qualité de l’air et les principaux polluants atmosphériques .. | 5 |
| 1.1.3 Une demande qui se développe : mieux appréhender l’exposition de la population | 7 |
| 1.2 Définition de l’exposition totale..... | 7 |
| 1.3 Objectifs du projet | 8 |
| 2 Méthode mise en œuvre | 9 |
| 3 Résultats généraux de l’étude bibliographique | 11 |
| 3.1 Méthodes directes | 11 |
| 3.2 Méthodes indirectes | 12 |
| 3.2.1 Description de l’approche par microenvironnements..... | 13 |
| 3.2.2 Les données nécessaires aux méthodes indirectes | 14 |
| A) Estimation des concentrations extérieures | 14 |
| B) Les microenvironnements : caractérisation des relations entre air extérieur, air intérieur et exposition personnelle- Tour d’horizon des projets et études identifiés à travers le monde | 22 |
| C) Les Budgets Espace-Temps (BET)..... | 33 |
| 3.2.3 Les modèles déterministes ayant recours à des données statistiques..... | 34 |
| 3.2.4 Les modèles déterministes ayant recours à des données individuelles | 34 |
| 3.2.5 Les modèles probabilistes | 35 |
| 3.2.6 Discussion sur les modèles identifiés et remarques | 36 |
| 4 Résultats pour l’évaluation de l’exposition totale pour les deux polluants prioritaires dans la problématique régionale : NO₂ et O₃ | 39 |
| 4.1 Estimation de l’exposition totale sur une journée d’une personne spécifique | 39 |

| | | |
|------------|--|-----------|
| 4.1.1 | Objectifs..... | 39 |
| 4.1.2 | Matériels et méthodes | 40 |
| 4.1.3 | Résultats..... | 43 |
| 4.1.4 | Discussion | 43 |
| 4.1.5 | Perspectives..... | 44 |
| 4.2 | Estimation de l'exposition totale moyenne annuelle d'une personne spécifique..... | 47 |
| 4.2.1 | Objectifs..... | 47 |
| 4.2.2 | Matériels et méthodes | 47 |
| 4.2.3 | Résultats..... | 49 |
| 4.2.4 | Discussion | 50 |
| 4.2.5 | Perspectives..... | 50 |
| 4.3 | Estimation de la distribution de l'exposition totale au sein de la population | 51 |
| 4.3.1 | Objectifs..... | 51 |
| 4.3.2 | Matériels et méthodes | 51 |
| 4.3.3 | Résultats..... | 53 |
| 4.3.4 | Discussion | 53 |
| 4.4 | Considérations générales..... | 54 |
| 4.4.1 | Pollution extérieure..... | 54 |
| 4.4.2 | Pollution intérieure..... | 55 |
| 4.4.3 | Données relatives à la population | 55 |
| | Conclusion..... | 57 |
| | Bibliographie..... | 59 |
| | Liste des tableaux | 66 |
| | Liste des annexes..... | I |

Liste des sigles utilisés

AASQA : Association Agréée pour la Surveillance de la Qualité de l'Air
BET : Budget Espace Temps
BETA : Budget Espace Temps Activité
CETIAT : Centre Technique des industries Aérauliques et Thermiques
CIRC : Centre International de Recherche sur le Cancer
COV : Composé Organique Volatil
DRASS : Direction Régionale des Affaires Sanitaires et Sociales
EHESP : Ecole des Hautes Etudes en Santé Publique
FUMAPEX : Forecasting Urban Meteorology, Air Pollution and Population Exposure
LAURE : Loi sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Energie
LCSQA : Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air
LHSP : Laboratoire d'Hygiène et de Santé Publique
LHVP : Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris
MJC : Maison des Jeunes et de la Culture
MTBE : Méthyl-TertioButyl Ether
NO₂ : Dioxyde d'azote
OQAI : Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur
O₃ : Ozone
PM : Particulate Matter
RIOPA : Relationships of Indoor, Outdoor and Personal Air
TTC : Toutes Taxes Comprises
US-EPA : United-States Environmental Protection Agency
WHO : World Health Organization

Introduction

En 1996 la Loi sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Energie (LAURE) a été adoptée, dotant la France d'un nouveau cadre fondateur pour l'action en faveur de la qualité de l'air. Le 1^{er} article de la LAURE avance que chacun concourt « *dans le domaine de sa compétence et dans les limites de sa responsabilité, à une politique dont l'objectif est la mise en œuvre du droit reconnu à chacun de respirer un air qui ne nuise pas à sa santé* ». La LAURE a confié aux AASQA (Associations Agréées pour la Surveillance de la Qualité de l'Air) la surveillance de la qualité de l'air extérieur et l'information de tous à ce sujet. AIR Languedoc-Roussillon est une de ces AASQA et fait partie du réseau national appelé ATMO. Elle est agréée par le Ministère chargé de l'Environnement pour la mise en œuvre de la surveillance de la qualité de l'air et la diffusion de l'information sur les cinq départements de la région Languedoc-Roussillon. L'évaluation de la qualité de l'air extérieure est une information importante, mais l'Homme est en contact permanent avec l'air et pas seulement l'air extérieur. Dans le cadre de l'évaluation de l'exposition des personnes à la pollution de l'air, il apparaît intéressant d'adopter une approche plus globale, permettant d'estimer l'exposition totale aux polluants de l'air mesurés par les AASQA. Il s'agit de considérer, pour un individu, l'exposition au domicile, sur le lieu de travail, au cours des transports ou encore lors des loisirs. Cela nécessite de prendre en compte les activités et les lieux fréquentés en fonction du budget espace-temps. L'exposition telle qu'elle est abordée dans ce mémoire ne correspond pas à une dose reçue mais plus exactement à la dose avec laquelle un individu a été en contact. La connaissance d'une telle donnée intéresse non seulement le grand public, curieux de mieux appréhender la pollution à laquelle il est soumis, mais également les décideurs dans un cadre décisionnel et les professionnels de la santé. En épidémiologie par exemple, l'exposition intégrée sur une longue période, peut permettre de relier les niveaux auxquels les individus ont été soumis à l'occurrence d'une pathologie.

Air Languedoc Roussillon, conscient du développement de cette problématique, a souhaité, dans le cadre de ce mémoire, étudier la faisabilité d'estimer l'exposition totale de la population du Languedoc-Roussillon à la pollution de l'air.

Pour cela, la première partie de ce rapport s'attache à réaliser un tour d'horizon des modèles d'exposition disponibles et mis en œuvre aussi bien en France que dans le reste du monde. Une fois cet état des lieux réalisé, la seconde partie vise à proposer des modèles d'évaluation de l'exposition totale, au NO₂ et à l'O₃, destinés à répondre à trois demandes précises de l'AASQA et à identifier les données et outils disponibles pour réaliser une telle estimation.

1 Contexte et objectifs

1.1 Air Languedoc-Roussillon, une Association Agréée pour la Surveillance de la Qualité de l'Air

1.1.1 Organisation et missions de l'AASQA : concertation, surveillance et information

Au début des années 70, l'Etat a fait le choix de mettre en place un système associatif, décentralisé et indépendant, pour répondre aux multiples besoins de surveillance de l'air et d'information des populations. Ce choix associatif a été confirmé par la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie (LAURE) du 30 décembre 1996.

A ce jour, 37 Associations Agréées pour la mise en œuvre de la Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA) couvrent l'ensemble du territoire et sont regroupées au sein de la Fédération Nationale ATMO. Leur agrément et leur fonctionnement reposent sur l'adhésion et la contribution volontaires des acteurs concernés, répartis en 4 Collèges :

- Services de l'Etat
- Collectivités Territoriales et Locales
- Entreprises Industrielles
- Associations et Personnalités

AIR Languedoc-Roussillon (Air LR) est l'organisme agréé pour les 5 départements de la région Languedoc-Roussillon (LR). Créée en 1973, l'association compte aujourd'hui près de 150 adhérents pour l'ensemble des 4 Collèges et emploie 15 salariés permanents.

La concertation

La concertation s'exprime essentiellement au sein du Conseil d'Administration et dans les Comités Locaux de Concertation créés et animés par Air LR. La concertation permet aux représentants des quatre Collèges, de recenser leurs besoins de surveillance et d'information, et de convenir ensemble des moyens qu'ils se donnent pour les satisfaire. Elle assure une écoute permanente, au plus près des principaux intéressés.

La concertation garantit l'indépendance de la structure et conduit au partage équitable du financement. Le taux de participation et de représentativité aux différentes réunions, et la bonne mutualisation du coût de la surveillance traduisent la qualité de la concertation.

La concertation permet :

- d'assurer écoute et conseil auprès des représentants des 4 Collèges

- de fixer les priorités d'action,
- d'optimiser le coût du dispositif de surveillance.

La surveillance

La surveillance consiste à mettre en œuvre les techniques et protocoles imposés par les autorités, à défaut ceux reconnus par la profession ou validés par l'association. Elle vise à mesurer, estimer, comparer et prévoir les niveaux de pollution. en tout point du territoire.

La qualité de la surveillance s'exprime par le juste dimensionnement des outils mis en œuvre pour satisfaire les besoins exprimés lors de la concertation, dans le respect des moyens accordés. Elle s'exprime également par la confiance qui peut être accordée aux informations produites et la fiabilité des équipements de mesure et des données.

La surveillance met en œuvre, de façon permanente ou occasionnelle, différents moyens et approches complémentaires :

- des matériels de mesurage fixes ou mobiles en divers points du territoire : stations automatiques mono ou multi polluants, préleveurs et échantillonneurs passifs ou dynamiques.
- des logiciels de modélisation, de prévision et de cartographie à différentes échelles géographiques et temporelles,
- des inventaires et cadastres d'émissions des polluants, indispensables pour alimenter les logiciels de modélisation, créer des indicateurs de suivi par secteurs d'activité ou secteur géographique à l'attention des décideurs, ...

Le réseau de surveillance permanent (stations fixes de mesure) est principalement situé dans les grandes villes telles que Montpellier, Nîmes, Perpignan et dans l'environnement de certains sites industriels tels qu'Aramon ou l'Ardoise. Il existe plusieurs types de stations. Selon où elles sont implantées et suivant leur localisation elles mesurent des polluants spécifiques :

- *stations trafic* : placée en proximité immédiate d'une voie de circulation importante, la station trafic est représentative du niveau maximum d'exposition à la pollution automobile et urbaine
- *station urbaine* : située dans un pôle urbain, la station urbaine est représentative de la pollution de fond et donc d'une exposition moyenne de la population à la pollution urbaine. Les résultats de ces stations sont utilisés pour calculer l'indice ATMO dans les villes de plus de 100 000 habitants
- *station périurbaine* : placée à la périphérie des centres urbains, la station périurbaine est représentative des niveaux maxima de pollution photochimique. Les résultats de ces stations sont utilisés pour calculer l'indice ATMO dans les villes de plus de 100 000 habitants

- *station rurale* : placée en milieu rural, elle est représentative de la pollution de fond et de l'exposition des écosystèmes et de la population à cette pollution

La répartition géographique des stations permanentes est présentée sur l'annexe 1.

L'information

L'information est égale pour tous et assure la transparence dans le fonctionnement de l'association et les résultats produits. L'information offre à chaque citoyen des éléments de connaissance nécessaires, notamment sur les effets sur la santé et l'environnement, pour conduire l'effort collectif d'amélioration et de préservation de la qualité de l'air de la région.

La qualité de l'information repose sur sa disponibilité, sa fiabilité, sa facilité d'accès et de compréhension. Elle se traduit par un temps de mise en œuvre des procédures de recommandation et d'alerte inférieur à une heure, par l'extension progressive de la surveillance à tout le territoire régional et par le suivi permanent d'indicateurs de satisfaction. Air LR informe tous les jours sur :

- les résultats - heure par heure - des mesurages effectués par les stations automatiques permanentes
- les indices de qualité de l'air et l'indice ATMO pour Montpellier, Perpignan et Nîmes.

En cas de pics de pollution, Air LR intervient dans le déclenchement des procédures d'information et d'alerte par délégation des préfets. La mise en œuvre de mesures d'urgence - telles les restrictions de vitesse ou de circulation - sont du ressort des services de l'Etat et non de l'association.

Dans le cadre du PSQA "Programme de Surveillance de la Qualité de l'Air", Air LR met à disposition tous les bilans, rapports, résumés des études de qualité d'air effectuées sur le territoire régional, regroupées par zones géographiques ou par thématiques.

1.1.2 La surveillance de la qualité de l'air et les principaux polluants atmosphériques

L'air est sous surveillance car la pollution atmosphérique est aujourd'hui considérée comme un problème de santé publique. Ses effets néfastes ont été mis en évidence par des études épidémiologiques. Ils sont cohérents avec les études toxicologiques, même si l'ensemble des phénomènes physiopathologiques n'est pas encore expliqué (AFSSET, 2006).

On distingue deux types d'effets :

- les **effets à court terme**, de type cliniques, fonctionnels ou biologiques, qui se manifestent dans des délais brefs (quelques jours à quelques semaines) suite à des variations journalières du niveau des polluants atmosphériques
- les **effets à long terme**, qui peuvent survenir après une exposition chronique (plusieurs mois ou années) et qui peuvent entraîner une surmortalité et une diminution de l'espérance de vie.

Les principaux polluants atmosphériques surveillés par les AASQA, leurs principales sources et leurs effets néfastes sur la santé sont présentés dans le tableau 1 ci-après.

Tableau 1: Principaux indicateurs de pollution atmosphérique mesurés

| Polluants atmosphériques | Sources principales | Effets sur la santé |
|--|---|---|
| Composés Organiques Volatils ou COV (hydrocarbures, benzène, aldéhydes...) | Combustion, usage et évaporation des solvants et carburants industriels,... | Irritation des yeux et des poumons Pouvant engendrer des bronchites par intoxication chronique A long terme ils seraient responsables de cancer |
| Dioxyde de soufre ou SO ₂ | Industries (installations thermiques, raffinerie...) | Irritant respiratoire, contribuant à l'exacerbation des troubles bronchiques |
| Métaux | Ordures ménagères, industries et combustion | Atteinte de différentes fonctions du corps humain : système respiratoire, système digestif, système nerveux... |
| HAP | Combustion de matière organique (transport, chauffage, feux de forêt...) | Plusieurs HAP sont classés comme cancérigène probables ou possibles, pouvant provoquer des cancers du poumon |
| Monoxyde de carbone ou CO | Installations de combustion, transport, chauffage domestique | Atteinte du système nerveux central et des organes sensoriels |
| Ozone ou O ₃ | Polluant secondaire formé suite à des réactions chimiques entre COV et NOx en présence de rayons ultraviolets (pollution photochimique) | Irritant des yeux, de la gorge et des poumons, pouvant altérer la fonction respiratoire et la résistance aux infections |
| Oxydes d'azote ou NOx (NO et NO ₂) | Industries de combustion (transports, installations thermiques etc.) | Irritations de l'appareil respiratoire, crises d'asthme et bronchiolite |
| Particules en suspension (PM ₁₀ et PM _{2.5}) | Véhicules (en particulier diesel) et combustion de certaines industries | Irritants très actifs par altération des fonctions respiratoires, crises d'asthme avec à long terme des bronchites chroniques |
| Pesticides | Epannage agricole, entretien des espaces verts, entretien des voies de circulation (dont chemins de fer), utilisation domestique | Certains herbicides pourraient être impliqués dans la survenue de lymphomes malins, myélomes, leucémies et cancers du poumon. |

1.1.3 Une demande qui se développe : mieux appréhender l'exposition de la population

Le 20 février 2004, la Commission Européenne a pris la décision n° 2004/224/CE. Celle-ci fixe les modalités de transmission d'informations sur les plans ou les programmes exigés par la directive 96/62/CE du Conseil qui concerne les valeurs limites de certains polluants dans l'air ambiant. Dans le cadre de cette décision, chaque pays doit informer la Commission des dépassements de valeurs limites de certains polluants qui se sont produits sur son territoire. En France, ce sont les AASQA qui sont chargées de renseigner ces informations et il leur est demandé, en cas de dépassement, d'estimer "la population totale exposée à un niveau dépassant la valeur limite".

Dans le cadre de ce mémoire, Air LR souhaite étudier la faisabilité de répondre à cette demande par le développement d'un outil permettant d'estimer l'exposition totale de la population.

Par ailleurs, dans le Plan Régional de la Qualité de l'Air du Languedoc-Roussillon, approuvé en 1999, il est demandé de "mieux appréhender l'exposition de la population" (DRASS Languedoc-Roussillon).

Enfin, la Fédération ATMO est impliquée dans le projet ELFE, Etude Longitudinale Française depuis l'Enfance. Il s'agit de suivre depuis la naissance et jusqu'à l'âge adulte un échantillon de 20 000 nouveaux nés, représentatifs des naissances en France pour l'année d'inclusion 2009. Un des objectifs est d'étudier les effets de la pollution atmosphérique sur la santé et le développement de l'enfant. Dans ce cadre, les AASQA seront impliquées pour fournir une cartographie fine et cohérente de l'exposition à la pollution atmosphérique (Fédération ATMO).

Ce sont notamment ces nouvelles demandes qui créent le besoin pour Air LR de développer ses compétences en matière d'estimation de l'exposition totale à la pollution de l'air.

1.2 Définition de l'exposition totale

L'exposition s'entend par la définition donnée par l'Académie des sciences américaine en 1991: "L'exposition est définie comme un contact entre l'homme et son environnement avec un contaminant d'une concentration spécifique durant un certain laps de temps. L'unité de mesure est la concentration pondérée par le temps".

Le terme d'exposition totale renvoie dans ce mémoire au contact avec un polluant tout au long de la période considérée et dans tous les environnements rencontrés. Par ailleurs, seule la voie d'exposition par inhalation sera prise en compte.

1.3 Objectifs du projet

L'objectif de ce mémoire est d'examiner la faisabilité de l'estimation de l'exposition totale aux polluants de l'air mesurés par l'AASQA ainsi que la pertinence des résultats obtenus dans une perspective de gestion des risques.

Cette étude s'attache à répondre aux objectifs suivants :

- réaliser un état des lieux des modèles d'expositions disponibles et mis en œuvre en France et en Europe : étude bibliographique/ état des lieux portant également sur les données et connaissances nécessaires pour alimenter ces modèles
- proposer un modèle d'évaluation prenant en compte l'exposition totale à la pollution de l'air et les spécificités locales
- identifier les données et outils disponibles et manquants pour réaliser une telle estimation sur l'ensemble de la région.

2 Méthode mise en œuvre

L'objectif de ce mémoire est, dans un premier temps, de réaliser un tour d'horizon - le plus complet possible - des méthodes mises en œuvre pour évaluer l'exposition totale à la pollution de l'air. Ces méthodes sont alimentées par des données et des connaissances portant, par exemple, sur les polluants ou sur les lieux de vie. La revue bibliographique porte donc à la fois sur les modèles et les données qui permettent de les alimenter. La validité, la représentativité et l'intérêt, dans le cadre du projet, des résultats qui seront mis en avant, seront discutés.

Ce tour d'horizon porte aussi bien sur des données françaises, qu'européennes et mondiales. Cependant, l'objectif étant d'étudier la faisabilité de proposer un modèle applicable en Languedoc Roussillon, il est donc pertinent de s'interroger quant à l'extrapolation des informations recueillies au contexte local.

La revue scientifique, afin d'être la plus exhaustive possible en terme de méthodologies identifiées, a porté sur les molécules suivantes : CO, COV (dont Benzène), NO₂, Ozone, PM_{2.5}, PM₁₀, Particules Ultra Fines, SO₂.

Pour ce qui est de la réflexion sur une application régionale, seuls le NO₂ et l'O₃ font l'objet d'une analyse, car il s'agit des polluants régionaux majeurs. Le NO₂, dû principalement au trafic routier et à la production d'énergie, est un enjeu majeur en Europe. L'O₃ est un polluant photochimique, formé sous l'action des rayons du soleil il est un polluant majeur en Languedoc Roussillon du fait des conditions météorologiques qui y règnent. Les PM sont également un enjeu régional important mais, pour une question de temps imparti à la réalisation de ce mémoire, il a été décidé d'étudier prioritairement l'application au NO₂ et à l'O₃.

La revue bibliographique a principalement été réalisée selon 3 voies :

- Recherche d'articles scientifiques sur Internet, principalement via le moteur de recherche Medline/Pubmed, la Banque de Données Santé Publique ou encore des sites d'organismes tels que l'US-EPA,
- Contact avec certains chercheurs identifiés au cours du projet,
- Contacts avec d'autres AASQA, mais également avec des acteurs régionaux (DRASS par exemple).

Une fois cet état des lieux réalisé, les résultats obtenus seront appliqués pour proposer l'évaluation de l'exposition totale au NO₂ et à l'O₃ par Air LR, et cela en fonction des moyens disponibles et en identifiant, le cas échéant, les besoins nécessaires.

Cette revue ne se veut pas être exhaustive mais elle permet de disposer de quelques exemples et éléments sur les méthodes utilisées pour évaluer l'exposition totale à la pollution de l'air, de manière à pouvoir fournir des éléments de réponse à la problématique posée.

3 Résultats généraux de l'étude bibliographique

Deux types de méthodes pour estimer l'exposition totale ont été identifiées :

- les méthodes directes, qui mesurent directement l'exposition totale d'un individu ;
- les méthodes indirectes, qui utilisent la modélisation, pour estimer l'exposition totale.

3.1 Méthodes directes

Il est possible d'évaluer l'exposition totale d'un individu à la pollution de l'air par l'utilisation de méthodes directes. Il convient d'en distinguer deux types.

- **Mesure directe ou personnelle**

L'exposition individuelle peut être estimée à partir de mesures réalisées par un dispositif portable de prélèvement. Les mesures sont réalisées le plus souvent par des échantillonneurs passifs, à partir desquels la concentration dans l'air peut être calculée grâce à la loi de la diffusion de Fick. Ils peuvent être sous forme de tubes ou encore de badges, et doivent pouvoir être transportés facilement, par exemple fixés aux vêtements. Ils peuvent être placés proches du visage et ainsi être représentatifs des concentrations de la zone de respiration. Il existe également des échantillonneurs actifs.

Les échantillonneurs ont une période d'échantillonnage pouvant aller de quelques heures à plusieurs jours, selon la molécule ciblée et la concentration (Monn, 2001).

Ce genre de dispositif a été utilisé en France au cours d'une campagne de mesure pour la caractérisation de l'exposition personnelle d'un échantillon de Champlannais (Essonnes, France). Des échantillonneurs passifs ont été utilisés pour mesurer les concentrations en Benzène, NO₂ et formaldéhyde (AIRPARIF, AFSSET, 2007). Il en existe pour de nombreuses autres molécules (COV, CO, O₃...); cependant, une des difficultés est la vérification de la validité des résultats par rapport à une méthode de référence. Les marges d'erreur pour ces échantillonneurs sont variables selon le polluant, par exemple, pour certains échantillonneurs passifs, il est possible d'atteindre une marge d'erreur de 5 à 10% pour la mesure des NOx (Monn, 2001).

Avantages :

Ce sont des capteurs qui permettent de suivre réellement un individu dans sa vie courante ; les mesures faites par ces systèmes sont celles qui se rapprochent le plus de l'exposition totale réelle. De plus, Neukirch (1999) a montré que ces dispositifs sont bien acceptés par les participants et que leur utilisation ne modifie ni le comportement des sujets ni leurs activités de la vie courante. Enfin, ils peuvent être utilisés pour valider des estimations d'exposition totale réalisées par d'autres méthodes.

Limites :

Cela fournit l'exposition personnelle d'un individu et n'est donc pas représentatif de la population totale. Seules des campagnes à grande échelle permettraient d'envisager une telle représentativité, mais cela est difficile pour des raisons budgétaires (Ambroise, 2005; AIRPARIF, AFSSET, 2008). Par ailleurs, une des limites des capteurs passifs est la résolution temporelle, et avec ce type de capteurs il est difficile d'identifier les variations spatiales et temporelles et ainsi d'identifier des sources spécifiques (Hertel, 2001).

▪ **Utilisation de biomarqueurs**

Les biomarqueurs peuvent être collectés notamment dans le sang, l'urine ou encore les cheveux. Il s'agit d'un indicateur présent dans un organisme comme réponse à un contact avec un produit, un polluant de l'air dans notre cas. Cette méthode d'évaluation reste difficile à maîtriser dans le domaine environnemental où les teneurs rencontrées sont faibles.

Cependant, une étude de l'INSERM publiée en 1999, réalisée au sein de la population périurbaine montpelliéraine exposée de manière relativement importante à l'ozone, a révélé une corrélation inverse significative entre les concentrations atmosphériques d'ozone et les teneurs sanguines d'anti-oxydants (vitamine A, glutathion, lycopène, α et β carotène) (Saintot, 1999).

Avantages :

L'exposition est intégrée dans le temps. Les résultats de ce type de mesures peuvent être utilisés pour valider des estimations d'exposition totale réalisées par d'autres méthodes.

Limites :

Les biomarqueurs ne permettent pas de différencier les différentes voies d'exposition (inhalation, contact cutané, ingestion). De plus, le prélèvement sanguin, par exemple, est un acte invasif pour l'individu. Enfin, cela fournit l'exposition personnelle d'un individu et n'est donc pas représentatif de la population, et avec cette méthode la variabilité des réponses en fonction de l'individu est importante. Seules des campagnes à grande échelle permettraient d'envisager une telle représentativité, mais cela est difficile notamment pour des raisons de coûts (AIRPARIF, AFSSET, 2008).

3.2 Méthodes indirectes

Dans les méthodes indirectes, l'exposition est déterminée en croisant des informations sur la distribution spatiale des concentrations avec le temps passé dans des

environnements spécifiques. Il ne s'agit donc pas de mesures directes de l'exposition mais de simulations. Il existe différentes approches.

3.2.1 Description de l'approche par microenvironnements

Duan introduit en 1982 le terme de "microenvironnements" qui se définit comme un volume dans l'espace ayant une concentration homogène en un polluant (Duan, 1982). De tels microenvironnements peuvent aussi bien être à l'extérieur que dans une voiture ou encore une chambre. Il s'agit d'un concept pratique pour évaluer l'exposition : l'exposition totale d'un individu sur une période donnée est la somme des expositions subies dans les microenvironnements visités sur cette même période. Le calcul de l'exposition totale correspond alors à la formule :

$$E = \sum_i^N f_i C_i \quad \text{Equation (1),}$$

où, E est l'exposition totale; f_i est la fraction de temps passé dans le microenvironnement i ; C_i la concentration dans le microenvironnement i ; N le nombre de microenvironnements. Une des contraintes de ces méthodes est qu'il faut connaître les concentrations dans les microenvironnements au moment où la personne est présente et savoir également le temps passé dans chacun des microenvironnements (Hertel, 2001). Souvent, pour simplifier l'approche, on utilise des "groupes de microenvironnements" dans lesquels les microenvironnements sont agrégés en microenvironnement-type, par exemple les microenvironnements extérieurs et les intérieurs.

Dans l'application des méthodes indirectes, il y a un certain nombre d'hypothèses (Hertel, 2001) :

- la concentration dans un microenvironnement donné est considérée comme constante ou ayant une variation prévisible (variations statistiques constantes),
- la présence d'une certaine concentration dans un microenvironnement et celle d'une personne sont considérées indépendantes,
- le nombre de microenvironnements pris en compte est limité à un faible nombre,
- l'agrégation de microenvironnements distincts en un microenvironnement-type (le microenvironnement intérieur pour les différentes pièces du logement et le lieu de travail par exemple) ignore ou simplifie les variations au sein de ce microenvironnement-type,
- souvent, l'estimation est basée sur des valeurs moyennes (par exemple journaliers), ignorant les effets des variations comme les pics de concentration de quelques minutes ou de quelques heures,
- la plupart du temps, les données issues de stations de mesures fixes sont utilisées pour représenter certains microenvironnements,

- les concentrations en air intérieur sont régulièrement estimées à partir des concentrations extérieures, en utilisant des ratios fixes de transfert intérieur-extérieur ($R_{I/E}$).

Certaines de ces hypothèses seront discutées par la suite.

Les méthodes indirectes nécessitent 3 types de données :

- estimation des concentrations extérieures,
- estimation des concentrations dans les microenvironnements intérieurs,
- données sur la population, comme les Budgets Espace Temps (BET).

3.2.2 Les données nécessaires aux méthodes indirectes

A) Estimation des concentrations extérieures

L'objectif est de disposer d'une représentation spatiale des niveaux de concentration en un polluant en tout point de la zone d'étude. Pour cela plusieurs approches, plus ou moins complexes et précises, sont possibles. La plupart de ces méthodes se trouvent fréquemment couplées à d'autres outils visant à simplifier le maniement des données disponibles : les Systèmes d'Information Géographique (SIG).

Dans le cadre de ce mémoire, pour une question de temps imparti, la liste des approches présentée ci-dessous n'a pas un caractère exhaustif. Le travail est focalisé sur les principales approches identifiées dans la bibliographie et qui interviennent dans des projets d'évaluation de l'exposition à la pollution de l'air.

- **Une approche géographique, sans modélisation**

Si la zone géographique étudiée possède une ou plusieurs stations de mesure, il s'agit d'associer à une surface plus ou moins large les mesures issues de la station qui y est implantée. Plusieurs modalités sont possibles :

- division de la surface géographique en autant de zones qu'il y a de stations de mesures,
- moyenne des stations présentes sur la zone affectée à la totalité de la surface,
- différents pas de temps sont envisageables en fonction de l'objectif de l'étude (moyenne horaire, annuelle etc....).

Par exemple, un modèle visant à évaluer l'exposition totale a été développé et appliqué à la ville de Ferrara en Italie. Ce modèle associe à chaque heure de la journée une même valeur pour toute la ville issue de la moyenne des mesures de stations fixes à l'heure dite sur la période 1999-2002. Cette valeur est utilisée pour être affectée à la concentration du microenvironnement extérieur (Soggiu, 2006). Le tableau 2 regroupe des informations sur cette approche.

Tableau 2: Caractérisation de l'approche géographique

| Approche géographique sans modélisation | |
|--|--|
| <i>Données nécessaires</i> | <ul style="list-style-type: none">- mesures de concentration- position des stations |
| <i>Avantages</i> | <ul style="list-style-type: none">- cela ne nécessite pas de modélisation- les données issues des stations de mesures fixes servant au suivi de routine sont valorisées, cela n'entraîne donc pas de coûts d'investissement supplémentaire- cela offre la possibilité de travailler avec un pas de temps correspondant au minimum au rythme de mesures des stations fixes. |
| <i>Limites</i> | <ul style="list-style-type: none">- une seule et même valeur est affectée à la totalité de la surface étudiée, la représentativité des valeurs affectées est discutable |

▪ **L'interpolation**

L'interpolation est une technique simple et efficace permettant de disposer d'informations spatialisées. Pour cartographier le polluant, il faut d'abord interpoler entre les stations de mesures aux nœuds d'une grille régulière qui couvre le champ d'étude. Les valeurs interpolées sont ensuite présentées graphiquement sous forme d'une carte. Interpoler entre les points de mesure signifie affecter une concentration estimée à chaque nœud de la grille. Pour un nœud donné, cette concentration est obtenue comme une moyenne pondérée des concentrations observées aux stations de mesures voisines du nœud. Il existe plusieurs algorithmes de pondération possibles. Chacun mène à une concentration estimée différente et donc à une carte du polluant différente (Bobbia, 2000). Le tableau 3 regroupe des informations sur cette approche.

Tableau 3: Caractérisation de l'approche par interpolation

| L'interpolation | |
|-----------------------------------|---|
| <i>Données nécessaires</i> | <ul style="list-style-type: none"> - mesures de concentrations - position des stations |
| <i>Avantages (Masseron, 2005)</i> | <ul style="list-style-type: none"> - la méthode prend en compte la variabilité spatiale du polluant - elle présente une bonne estimation régionale de la distribution spatiale du polluant - elle permet une quantification de l'erreur d'estimation - elle ne nécessite pas d'outils de modélisation lourds - elle est peu coûteuse, facile d'utilisation et requiert peu de données d'entrée |
| <i>Limites (Masseron, 2005)</i> | <ul style="list-style-type: none"> - l'estimation de la distribution spatiale pour des petites échelles d'étude peut être compromise du fait de l'insuffisance de la densité du réseau de mesures - l'indisponibilité de certaines données des sites de mesures peuvent être source d'erreurs - en cas de forte hétérogénéité des sites de mesures, il en résulte une plus grande imprécision - cette méthode s'adapte assez mal aux sources de type linéaire |

▪ **La modélisation géostatistique**

Les méthodes géostatistiques sont basées sur la recherche d'une relation simple entre différents paramètres : cette recherche s'effectue sur des corrélations existantes entre les concentrations d'un polluant et d'autres variables connues par ailleurs. Il s'agit d'établir une équation mathématique généralisable à l'ensemble du champ d'étude et permettant ainsi la prédiction de valeurs en tout point du champ.

La modélisation géostatistique permet à partir d'une information dispersée - le plus souvent des mesures de polluant sur des stations automatiques ou sur des sites équipés de tubes passifs - de cartographier le polluant afin de visualiser et de comprendre ses principales tendances sur la région d'étude. Lorsque le gradient des concentrations est important ou lorsque la densité de mesures n'est pas suffisante pour permettre une interpolation directe, les modèles géostatistiques conduisent à des résultats plus précis que par simple interpolation.

Ces méthodes nécessitent donc d'avoir des données sur des variables corrélées à la variable d'intérêt que l'on cherche à interpoler. Ces co-variables peuvent être l'occupation des sols, la distance à une route, des données de recensement, un inventaire des émissions... Le tableau 4 regroupe des informations sur cette approche.

Tableau 4: Caractérisation de la modélisation géostatistique (Masseron, 2005)

| La modélisation géostatistique | |
|---------------------------------------|--|
| <i>Données nécessaires</i> | <ul style="list-style-type: none">- mesures de concentrations- position des stations- données d'entrée complémentaires : météorologie, occupation des sols, données circulation, recensement population, inventaire des émissions... |
| <i>Avantages</i> | <ul style="list-style-type: none">- les modèles statistiques permettent une estimation de la concentration (extérieure) en tout point du champ géographique- ils possèdent une bonne faisabilité à la réalisation à partir de données existantes issues d'un SIG- ils sont adaptés à la caractérisation de l'exposition chronique à la pollution- ils sont relativement faciles d'utilisation- ils possèdent une bonne simplicité dans la demande en données d'entrée- ils sont peu coûteux- l'approche géostatistique permet de quantifier l'incertitude associée à la carte interpolée soit en analysant la carte des variances, soit en calculant les valeurs obtenues par cette méthode sur un ensemble de points exclus du calage du variogramme (INERIS, 2002 a)- possibilité d'analyser les tendances temporelles passées |
| <i>Limites</i> | <ul style="list-style-type: none">- l'analyse plus rigoureuse des données de concentration et des données spatiales peut nécessiter une quantité considérable de données additionnelles- ces modèles nécessitent la présence d'un réseau de mesures- à moins de disposer de données suffisamment précises, les résultats sont d'autant plus pertinents que l'information est recherchée sur de longs intervalles de temps, ce qui atténue fréquemment la variabilité spatiale (INERIS, 2002 a)- leur utilisation est limitée dans l'extrapolation de la méthode à d'autres localisations du fait de données géographiques différentes- il n'est pas possible de dissocier différentes sources de pollution- la méthode est limitée par la résolution de la grille d'étude- la méthode ne s'applique pas à tous les polluants- ce type de modèle est mal adapté à la prévision, à la projection de situations futures (Jeannée et Mosqueron, 2006) |

▪ **La modélisation déterministe**

Pour simuler la dispersion des polluants dans l'atmosphère, il existe 3 types de modèles :

- les modèles Eulériens,
- les modèles Lagrangiens,
- les modèles Gaussiens.

Selon les conditions topographiques, les échelles choisies (spatiales et temporelles) et le type de polluant, l'un ou l'autre de ces modèles sera plus adapté.

Ces modèles étudient, à partir d'un inventaire des émissions, le comportement du polluant à partir des résolutions mathématiques d'équations physiques et chimiques de manière plus ou moins simplifiée.

Modèle Eulérien :

Il s'agit du modèle le plus sophistiqué, capable, par un maillage raffiné, de modéliser avec précision le transport de composés émis par différentes sources dans des environnements accidentés ou urbanisés. L'atmosphère est découpée en plusieurs cellules, représentées en 3 dimensions. Le système de coordonnées est fixe dans l'espace. L'hypothèse principale consiste en ce que la concentration du polluant est identique dans une même maille et répartie de manière homogène dans celle-ci pour chaque pas de temps. Les cartographies ainsi obtenues montrent avec une grande précision les zones impactées. Il a la particularité de pouvoir inclure les réactions physico-chimiques liées au polluant étudié : phénomènes de transformation, d'adsorption, de photochimie... Etant donné les temps de calcul importants, il ne peut pas être mis en oeuvre sur de longues périodes de temps.

Modèle Lagrangien :

Il permet de calculer la dispersion de différents polluants primaires pour différents types de sources (linéaires, surfaciques, volumiques...) notamment pour des sites ayant une topographie complexe. Il peut être qualifié de modèle fin car il prend en compte l'hétérogénéité des champs de vent et de turbulence dans le domaine d'étude. Sa principale caractéristique, par rapport aux autres types de modèles, est son système de coordonnées mobiles.

Modèle Gaussien :

Il permet de calculer de manière simplifiée la dispersion de différents polluants, pour différentes sources, en fonction des conditions météorologiques. Le modèle Gaussien consiste en une solution de l'équation de dispersion comme étant une loi de distribution gaussienne dans l'espace. De manière générale, les modèles gaussiens sont adaptés pour des sources ponctuelles dans des zones avec peu de relief et des polluants non réactifs. La rapidité du temps de calcul permet d'établir des moyennes annuelles en prenant en compte la succession de nombreuses conditions météorologiques.

Depuis quelques années, des modèles déterministes dérivés de ceux exposés ci-dessus, ont fait leur apparition. Ainsi, le modèle ADMS-Urban® est un modèle gaussien nouvelle génération pour les sources explicites, impliqué dans un modèle semi Lagrangien. Il peut intégrer plus de 6000 sources (industrielles, routes, sources diffuses...) et prend en compte des phénomènes complexes comme les effets de rue "canyon", la photochimie, la conversion SO_2 - PM_{10} , les reliefs complexes, l'occupation des sols (GT Air ProCHE, 2006).

Le tableau 2 regroupe des informations sur l'approche déterministe.

Tableau 5: Caractérisation de la modélisation déterministe (Masseron, 2005)

| La modélisation déterministe | |
|-------------------------------------|--|
| <i>Données nécessaires</i> | <ul style="list-style-type: none">- météorologie- topographie- données de site (occupation des sols...)- cadastre d'émission- position des stations et mesures aux stations |
| <i>Avantages</i> | <ul style="list-style-type: none">- les modèles déterministes permettent d'incorporer à la fois des variations spatiales et temporelles de la pollution atmosphérique dans une zone d'étude sans nécessiter de réseau dense de stations de mesures- ils semblent plus appropriés pour la modélisation de scénarii précis. La modélisation de situations futures est possible (Jeannée et Mosqueron, 2006)- ils sont utilisables à différentes échelles et pour différents types de sources : fixes ou mobiles- ils sont applicables à de nombreux polluants- ils sont adaptés à la caractérisation de l'exposition chronique à la pollution- ils sont utilisables pour des études épidémiologiques rétrospectives |
| <i>Limites</i> | <ul style="list-style-type: none">- la méthode apparaît comme complexe- ces modèles sont exigeants en données d'entrée : pour les données d'émissions et pour celles relatives aux facteurs conditionnant la dispersion des polluants- c'est une méthodologie très coûteuse en temps de travail, temps de calcul, temps d'acquisition des données et personnel qualifié |

▪ **Autres approches, l'exemple de Bologne (FUMAPEX, WP7, 2005)**

La recherche bibliographique a révélé une importante variabilité dans les approches utilisées, notamment pour renseigner les données d'entrée. Toutes ces approches ne pouvant pas être détaillées dans ce document, seules celles se différenciant réellement, et pouvant être porteuses de nouvelles idées, sont abordées. Cependant, un tableau bilan regroupant des informations sur l'ensemble des approches identifiées a été créé au cours de ce travail de mémoire.

L'approche développée à Bologne (Italie), par l'Agence Régionale pour la Protection de l'Environnement et de la Santé de la Région Emilia-Romagna (Regional Agency for Environmental Protection and Health Prevention of the Emilia-Romagna Region), se base, pour estimer l'exposition annuelle d'une population d'enfants écoliers, sur les valeurs issues à la fois d'une station de mesure et sur les valeurs issues d'une modélisation déterministe.

Le modèle développé à Bologne prétend prendre en compte la variabilité moyenne de la concentration à laquelle un enfant est soumis dans l'environnement extérieur de son logement au cours d'une journée. Pour cela, deux types de données sont utilisées :

- la valeur annuelle moyenne estimée au niveau de l'habitation de l'enfant, issue d'une modélisation déterministe,
- les valeurs mesurées au niveau d'une station de mesure placée dans la ville.

De plus, les auteurs se basent sur l'hypothèse suivante : en tout point de la ville, les valeurs de concentration ont une même tendance temporelle. Ainsi, les variations des valeurs mesurées au niveau de la station sont représentatives des variations sur toute la zone d'étude. Cette hypothèse est soutenue par une étude régionale portant sur les zones urbaines de la région d'Emilia-Romagna (FUMAPEX, WP7, 2005).

Ainsi, pour accéder à une estimation heure par heure (pour une journée-type) de la concentration à l'extérieur du domicile d'un enfant, les auteurs affectent à la valeur annuelle moyenne, issue de modélisation déterministe, un coefficient de pondération. Ce coefficient est "fabriqué " en divisant la valeur annuelle moyenne issue des mesures au niveau de la station fixe par la valeur annuelle moyenne pour l'heure dite issue de cette même station. La tendance des variations observées au niveau de la station permet d'affiner la valeur annuelle issue de la modélisation déterministe.

▪ **Bilan sur les approches**

Dans le cadre de l'évaluation de l'exposition totale, en fonction des données disponibles (présence de mesures ou non par exemple), des échelles spatiales et temporelles souhaitées et du type de scénario que l'on veut appliquer (reconstitution d'une situation d'exposition passée ou prévision d'une situation future, par exemple), l'approche à privilégier est différente et doit être étudiée au cas par cas.

Selon l'échelle temporelle souhaitée

En terme d'échelle de temps, il semble qu'à moins de disposer de données suffisamment précises, les résultats de modélisation géostatistiques sont d'autant plus pertinents que l'information est recherchée sur de longs intervalles de temps, ce qui atténue fréquemment la variabilité spatiale. Si l'on souhaite avoir des données avec une résolution temporelle fine, cela multiplie le nombre de mesures nécessaires et peut impliquer des coûts importants.

Avec la modélisation déterministe, plus la résolution temporelle souhaitée est fine, plus les temps de calcul sont longs et plus les besoins en capacité de stockage informatique sont importants (INERIS, 2002 b).

Selon l'échelle spatiale souhaitée

Les techniques de la géostatistique sont communément employées par les AASQA pour estimer la qualité de l'air dans une agglomération. Mais l'échantillonnage, nécessairement limité, risque, pour de vastes échelles, de rendre peu significative les cartographies produites ; l'échantillonnage spatial doit s'adapter aux gradients présumés de

concentration. La coexistence dans un même domaine d'étude de zones où le polluant agit différemment est l'une des principales difficultés de la cartographie par géostatistique (et d'autant plus par interpolation simple) à l'échelle régionale.

Avec la modélisation déterministe, différentes hypothèses de modélisation sont applicables suivant l'échelle considérée, mais il n'y a pas de contraintes strictes sur l'étendue du domaine de calcul : il pourra aussi bien se limiter à la rue (à condition de pouvoir reproduire les phénomènes de turbulence caractérisant cette échelle), que s'étendre au niveau du continent (INERIS, 2002 b).

Selon le type d'informations recherchées

Les méthodes statistiques ont l'avantage de permettre d'évaluer l'incertitude liée aux résultats.

Pour l'élaboration de cartes en milieu urbain ou industriel, la mesure permet d'avoir une source d'information irremplaçable. La modélisation, qu'elle soit déterministe ou statistique, ne saurait apporter d'informations suffisantes et en temps réel sur les événements de type exceptionnel, liés à un incident ou à des conditions de trafic par exemple.

En revanche, pour ce qui est de la prévision ou l'élaboration de scénarios, l'approche déterministe est plus adaptée (INERIS, 2002 a).

Selon les données à disposition

Les approches par interpolation et géostatistiques sont basées sur la présence d'un réseau de mesures. Lorsque le nombre de mesures est plus faible, l'approche géostatistique permet de dresser une cartographie mais elle nécessite alors d'avoir des informations sur une ou plusieurs covariables.

En l'absence d'un réseau de mesures, ou dans le cas d'un réseau insuffisant (dans une zone rurale par exemple), l'approche déterministe permet d'estimer les concentrations. Mais elle est très demandeuse en données d'entrée : inventaire des émissions, données météorologiques, caractéristiques du site etc....

Selon les coûts associés

Les outils d'interpolation et de géostatistiques sont moins onéreux en investissement, en personnel et en temps que les modèles déterministes.

Enfin, la caractéristique majeure des questions liées à la qualité de l'air est que les phénomènes mis en jeu ne sont ni complètement déterminés ni totalement stochastiques. Les approches hybrides, comme celles présentées ci-après, peuvent donc apparaître intéressantes (INERIS, 2000 b).

Afin d'établir une cartographie de la qualité de l'air au niveau de l'agglomération, il est possible de spatialiser les mesures de la qualité de l'air acquises en quelques points, grâce à des analyseurs automatiques ou à la mise en oeuvre de campagnes de mesures. La cartographie géostatistique se focalise usuellement sur la pollution de fond. En dépit de leur importance, les phénomènes de pollution de proximité ne sont en général pas reproduits, étant délicats à appréhender par des mesures dont la représentativité spatiale est faible. Cela pose un problème pour la caractérisation de la pollution, en particulier si la cartographie doit servir de base à une évaluation de l'exposition des populations, sachant qu'une proportion de cette population réside à proximité d'axes routiers. Or les niveaux de concentration observés en proximité routière peuvent aujourd'hui être modélisés grâce à des outils numériques tels que STREET® ou encore ADMS-Roads®. En effet, à partir de différents paramètres (émissions, typologie de l'axe, météorologie, ...), ces modèles de rue évaluent les concentrations du polluant le long des principaux axes. Ce type de méthodologie combinant plusieurs approches permet d'intégrer à la fois les phénomènes de fond et de proximité et d'affiner la modélisation (Jeannée et Fayet, 2006).

Un autre exemple de ce type de méthodologie est l'étude de l'AFSSET menée actuellement à l'ORAMIP (AASQA de Midi-Pyrénées). Le projet consiste à mettre en place sur Toulouse, une méthodologie de modélisation de la pollution de proximité automobile. Pour cela, des cartes brutes de modélisation pour 3 polluants (NO₂, PM₁₀, benzène) sont créées avec le logiciel ADMS Urban® à partir de deux types de données:

- base de données météorologiques (issues de Météo France et/ou l'ORAMIP)
- base de données horaires d'émissions automobiles issue des comptages trafic sur les routes de Toulouse

Les données de sortie issue de la modélisation par ADMS Urban® sont ensuite utilisées comme co-variables (donc comme données d'entrée) dans une modélisation géostatistique (avec le logiciel ISATIS®) intégrant les mesures de stations fixes.

- B) Les microenvironnements : caractérisation des relations entre air extérieur, air intérieur et exposition personnelle- Tour d'horizon des projets et études identifiés à travers le monde

L'estimation des concentrations extérieures est l'une des premières étapes à l'estimation de l'exposition totale à la pollution de l'air dans les méthodes indirectes. Il est également nécessaire de caractériser l'exposition dans les autres microenvironnements (bâtiments, transport...). Les données et informations permettant cette caractérisation sont présentées par polluant dans cette partie.

Il est nécessaire de définir le terme de “mesure personnelle “ qui est utilisé par la suite : il s’agit d’une mesure réalisée en faisant porter un appareil de mesure directe par un individu.

- Les données sur l’ozone

Les niveaux extérieurs

L’ozone est un polluant dit “secondaire “, c’est-à-dire qu’il se forme à partir des oxydes d’azote et des composés organiques volatils sous l’action du rayonnement solaire. Ce caractère «secondaire “ fait que les gradients de concentrations sont généralement assez faible au niveau régional et, pour un jour donné, l’exposition potentielle des populations est assez homogène. Cependant, l’exposition réelle des citoyens est plus hétérogène car à proximité du trafic, la réaction très rapide entre monoxyde d’azote et ozone conduit à une forte décroissance en ozone (AIRPARIF, 2001 ; Monn, 2000).

L’air intérieur

Les niveaux d’O₃ en air intérieur apparaissent significativement inférieurs aux niveaux extérieurs (Monn, 2000). AIRPARIF a réalisé, en 2001, une synthèse bibliographique s’intéressant aux interactions entre concentrations extérieures en O₃ et les concentrations dans différents microenvironnements. Ce travail a porté sur une vingtaine d’études réalisées pour la plupart aux Etats-Unis (14 études) et au Mexique (3 études), mais également en Europe (6 études dont une en France). Les auteurs tirent de cette synthèse les conclusions suivantes :

- l’exposition des citoyens dans les bâtiments est due à la pollution extérieure qui pénètre par infiltration ou par le système de ventilation ; il n’y a pas de sources intérieures (les sources de type photocopieuse étant négligeables),
- les principaux facteurs influençant les niveaux intérieurs d’ozone sont : le système de ventilation (taux de renouvellement, présence d’air conditionné...), les réactions d’adsorption sur les surfaces, les réactions avec d’autres polluants intérieurs (NO, NO₂...).

Les auteurs proposent, pour estimer le rapport entre concentrations extérieure et intérieure (R_{I/E}), l’équation : $R_{I/E} = \text{TRA} / (K_{O_3} (S/V) + \text{TRA})$; avec

- TRA : le taux de renouvellement d’air du bâtiment par heure (dépendant de l’infiltration dans le bâtiment et de la ventilation)
- K_{O₃} : la vitesse de déposition de l’ozone, en m/s. K_{O₃} correspond à la vitesse moyenne à laquelle l’ozone réagit avec les surfaces du bâtiment et dépend du type de matériaux recouvrant les surfaces

- S/V : la rapport entre la surface de déposition (S) et le volume (V) du bâtiment

La connaissance de ces 3 facteurs doit permettre de déduire le rapport I/E ($R_{I/E}$) à appliquer pour estimer la concentration dans un bâtiment à partir de la concentration extérieure. Mais estimer ces 3 variables nécessite d'avoir des informations sur les bâtiments et les habitudes de vie (comme le temps d'ouverture des fenêtres sur une journée), et les données identifiées dans la littérature ne sont pas représentatives du climat et de l'architecture du Languedoc-Roussillon. Il est donc intéressant de remarquer qu'une étude menée à Montpellier a montré des rapports I/E ($R_{I/E}$) allant de 0.4 à 0.7 (Bernard, 1999). L'enquête, menée en 1995-1996, a porté sur 110 logements et lieux de travail en milieu urbain (40 en hiver, 70 en été).

Les transports

Peu de données ont été identifiées portant sur les niveaux d'ozone dans les transports. Le rapport d'AIRPARIF (AIRPARIF, 2001) permet cependant de tirer quelques données :

- d'après une étude menée aux Etats-Unis, les niveaux dans l'habitacle représentent environ de 25% à 33% des valeurs extérieures, elles-mêmes étant le plus souvent faibles par rapport aux teneurs mesurées à l'écart du trafic
- une seconde étude menée aux Etats-Unis fait état de valeurs mesurées en parcours urbain, suburbain et rural, qui sont respectivement de 14, 18 et 84 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; alors que simultanément sur les sites fixes de mesure, les niveaux étaient de 83, 98 et 143 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Comme cela était attendu, les abattements des teneurs en ozone sont d'autant plus importants que la densité du trafic est importante.
- Les données sur le NO_2

La revue bibliographique a permis d'identifier des études dont les résultats, et certains détails (dont type et nombre de mesures), sont regroupés en annexe 2. Par ailleurs, des travaux de synthèse, regroupant des informations intéressantes sur l'exposition au NO_2 , ont été réalisés. Il s'agit soit d'inventaires soit de revues bibliographiques.

Les niveaux extérieurs

Il apparaît qu'à l'extérieur, le NO_2 se caractérise par une variation spatiale significative à petite échelle. Cette propriété se manifeste particulièrement lors d'épisodes de forte activité photochimique (Monn, 2001). Cependant, en 2007, Rava a développé un modèle prédictif pour estimer les concentrations de NO_2 en extérieur au niveau d'un logement, et

expliquant 68,9% de la variance de la teneur en NO₂, en prenant en compte la ville, la saison, les concentrations aux stations fixes (moyenne des concentrations), le type et l'âge du bâtiment (Rava, 2007).

L'air intérieur

Pour les niveaux en NO₂ en air intérieur, globalement il apparaît que NO₂ est un gaz réactif dont la période de demi-vie dans les locaux est estimée entre 30 et 50 minutes (AIRPARIF, 2001). En l'absence de sources intérieures, on peut s'attendre à observer des niveaux moindres qu'à l'extérieur. En intérieur, la principale source provient des réchauds à gaz (Monn, 2001), des gazinières (OQAI, études étrangères, 2004), des appareils à gaz en général. Ainsi, les concentrations dans les logements ayant des appareils à gaz seraient 1,5 à 5 fois supérieures à celles des autres. Quelques études ont également montré une contribution, plus marginale, de la fumée de tabac (1-4 µg/m³) dans les logements (Kousa, 2002). Les premières phases de l'étude les "Sentinelles de l'air" ont révélé une corrélation entre les concentrations extérieures et intérieures dans l'habitat en période estivale ; cette corrélation n'a, en revanche, pas été retrouvée pour la période hivernale (OQAI, études françaises, 2004), le fonctionnement de moyens de chauffage pouvant en être l'explication. Mais, l'une des difficultés est que la contribution des teneurs extérieures dépend du taux de ventilation du local.

Les rapports entre teneur intérieure et teneur extérieure dans les habitats et les locaux scolaires ou professionnels sont cependant relativement homogènes et sont le plus souvent compris entre 0.4 et 0.8 (AIRPARIF, 2001 ; Kousa, 2002). Un effet saisonnier est noté en relation avec l'ouverture des fenêtres en période estivale. Les résultats d'une étude menée conjointement par la DRASS (Direction Régionale des Affaires Sanitaires et Sociales) Ile de France et le LHVP (Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris) fournissent des ratios Intérieur/ Extérieur ($R_{I/E}$) dans les crèches relativement homogènes, avec un ratio moyen de 0,8- 0,9 (hiver-été) pour les cuisines, et de 0,7-0,8 pour les salles des enfants (hiver-été). Ces ratios sont en accord avec le ratio calculé à partir des concentrations moyennes annuelles trouvés dans une école à Marseille (ratio de 0.7) (ATMOPACA, 2008). Il est intéressant de noter que l'étude menée par la DRASS Ile de France et le LHVP, ainsi qu'une étude menée par LEPTAB (Laboratoire d'Etudes des Phénomènes des Transfert Appliqués au Bâtiment) de l'Université de la Rochelle et ATMO Poitou-Charentes, a montré que les variations temporelles sur les mesures à l'extérieur se retrouvent à l'intérieur. (OQAI, études françaises, 2004). Il apparaît, comme le conclue l'étude AMICS (Asthma Multicentre Infants Cohort Study), que les teneurs intérieures sont principalement déterminées par la présence d'appareils de chauffage ou de cuisine au gaz, la présence de fumeurs et la saison (OQAI, études étrangères, 2004).

Les transports

Dans les transports, à Paris, il apparaît que l'exposition peut être évaluée à partir des données des stations du réseau de surveillance. Les teneurs dans les voitures peuvent être proches de celles des stations de "forte proximité " alors que l'exposition subie dans les autres moyens de transport est plutôt bien évaluée par les autres stations trafic (bus, bicyclette, marche) (AIRPARIF, 2001). De plus, une étude comparant l'exposition personnelle d'individus dans les transports (train, bus, voiture, bicyclette, marche) a montré que la plus faible exposition a été retrouvée pour les usagers du train ; la plus forte exposition a été retrouvée pour les usagers du bus ; et les marcheurs et les personnes à vélo présentent une exposition significativement plus faible que les usagers du bus (Chertok, 2004).

Enfin, selon Monn, l'exposition personnelle est mieux corrélée aux teneurs en air intérieur qu'à celles en extérieur (Monn, 2001 ; Kousa, 2002). Une étude au Royaume-Uni a ainsi conclu à une bonne corrélation observée entre les niveaux dans les microenvironnements "chambre ", mais aussi "salon ", et les niveaux des mesures personnelles (Kornartit, 2005). Cependant, à Paris, une étude récente a montré que les niveaux moyens d'exposition totale des personnes suivies étaient comparables aux niveaux mesurés en situation de fond (par des stations fixes de mesure de fond urbain), et qu'ils sont inférieurs aux niveaux mesurés sur la station fixe trafic (AIRPARIF, AFSSET, 2008). Cependant, l'une des difficultés dans la valorisation de ces résultats est que ces tendances sont peut-être généralisables mais les différences, entre l'exposition personnelle et l'estimateur que pourraient être les stations fixes de mesure, varient selon les villes (Nerriere, 2005).

- Les données sur les PM

Les PM (Particulate Matter), ou particules en suspension, sont un mélange complexe de substances organiques et inorganiques. La taille de ces particules peut aller de quelques nanomètres à 10 μ m. Selon leur diamètre, elles n'ont pas le même comportement et les risques sanitaires pour l'Homme ne sont pas les mêmes. On distingue ainsi :

- les PM₁₀ : particules de diamètre compris entre 10 et 2.5 μ m,
- les PM_{2,5} : particules de diamètre inférieur à 2.5 μ m,
- les PM_{0,1} : particules de diamètre inférieur à 0,1 μ m.

PM₁₀

Les niveaux extérieurs

Pour les PM₁₀, il apparaît dans la littérature que la distribution spatiale soit plutôt hétérogène, rendant les stations de mesure peu représentatives. Cependant, d'après des études menées par Air LR, il semble qu'à l'échelle régionale il y ait une distribution plutôt homogène, avec un niveau de fond régional et des variations, issues de pollutions de proximité, qui se superposent (Air Languedoc Roussillon, 2008 a). De plus, des études qui se sont intéressées à mettre en relation les concentrations issues de mesures personnelles et celles issues de stations de mesure, ont montré que l'exposition personnelle est souvent plus importante que les niveaux de concentration extérieures mais aussi intérieures (Monn, 2001 ; Nerriere, 2005). Ici encore, la difficulté est qu'il apparaît que les rapports entre les expositions personnelles moyennes et les niveaux ambiants extérieurs varient selon les agglomérations et les secteurs urbains (Nerriere, 2005).

L'air intérieur

Le Ratio $R_{I/E}$ dans les maisons de non-fumeurs est environ 1 ; avec la présence de fumeurs, ce ratio augmente (Monn, 2001). Parallèlement, il faut noter qu'une étude menée conjointement par le LEPTAB de l'Université de la Rochelle et l'AASQA de Poitou-Charentes s'est intéressée aux ratios $R_{I/E}$ retrouvés dans des écoles. Il est apparu qu'il existe des différences de ratio assez importantes entre les écoles, et que la majorité sont supérieurs à 1 (pour les particules de la fraction 5-7,5 μm , ratios variant de 0,15 à 4,97). D'après les auteurs de cette étude, la valeur des ratios augmente avec la taille des particules. Ils émettent également l'hypothèse que, pour les fractions les plus grosses, on observe une déposition rapide avec une remise en suspension lors des activités humaines, qui deviendraient alors le principal déterminant des teneurs intérieures (OQAI, études françaises, 2004).

Les transports

Même si les particules peuvent être transportées sur de longues distances, des pics de concentrations ont tendance à se produire le long des axes de trafic, où elles sont émises. Pour appréhender l'exposition dans les transports, il apparaît que selon le type de route, l'exposition n'est pas la même. Ainsi, les teneurs sur des axes en centre-ville apparaissent comme ayant une variabilité beaucoup plus faible que pour des axes comme une autoroute. Le bruit de fond est plus constant en ville, alors sur l'autoroute les niveaux sont très dépendants du trafic, de l'heure de la journée, etc.. Il faut également noter la survenue d'augmentations brusques des teneurs en PM₁₀, lors des "arrêt-redémarrages " et à proximité des véhicules les plus anciens (Diapouli, 2007).

De manière générale, la comparaison des niveaux de concentrations ambiants et d'exposition personnelle a permis de déduire que pour les adultes, le fait de vivre près d'une voie de trafic importante, le temps passé dans les transports et l'exposition à la fumée, permettent d'expliquer 75% de la variance entre niveaux ambiants et exposition personnelle (Monn, 2001). Il semble que le type de transport utilisé et le temps passé à cuisiner soient aussi des facteurs déterminants (Lung, 2007).

PM_{2.5}

Les niveaux extérieurs

La distribution spatiale extérieure des PM_{2.5} est relativement uniforme. Ainsi, une station centrale de mesure peut être représentative du niveau extérieur. Mais à proximité d'une source (par exemple des rejets de véhicule diesel) la concentration augmente par rapport à la pollution de fond et les sites fixes de mesures ne sont pas de bons indicateurs (Oglesby, 2000 ; Monn, 2001).

Pour ce qui est de l'exposition personnelle, la concentration extérieure en PM_{2.5} est un mauvais estimateur. Ainsi, dans l'analyse des résultats de l'étude RIOPA (Relationships of Indoor, Outdoor and Personal Exposure) menée aux USA, Meng estime que la concentration extérieure ne contribue qu'à hauteur de 26% à l'exposition personnelle (Meng, 2005). Il faut cependant que ce dernier résultat peut "surprendre" par rapport aux données citées ci-dessous, et qu'il n'a pu être confronté avec d'autres estimations de ce type faite par ailleurs.

L'air intérieur

Selon Monn, l'air extérieur est la plus importante source de PM_{2.5} pour l'air intérieur ; et la source intérieure la plus importante est la fumée de tabac (Monn, 2001). Ainsi, dans l'étude EXPOLIS, menée dans plusieurs villes en Europe, l'exposition totale moyenne des fumeurs est le double de celle des fumeurs passifs, et le triple de celle des personnes non exposées à la fumée de cigarette. De plus, les phénomènes de remise en suspension, dus aux activités humaines, influencent les teneurs intérieures en PM_{2.5} ; l'influence du taux d'occupation sur la pollution particulaire intérieure augmente avec la taille des particules (OQAI, études françaises, 2004).

Il apparaît dans l'étude "les Sentinelles de l'air " menée à Marseille que les concentrations en PM_{2.5} dans les logements sont plus élevées en hiver qu'en été. Pour les mêmes périodes d'échantillonnage, les teneurs extérieures en PM_{2.5} sont également plus importantes en hiver qu'en été, ce qui suggère, selon les auteurs, que la différence observée selon les saisons dans les bâtiments est liée à la pénétration d'une quantité plus

importante de particules de l'extérieur vers l'intérieur en hiver (OQAI, études françaises, 2004).

Il existe une corrélation entre les teneurs extérieures et intérieures. L'étude EXPOLIS, menée dans plusieurs villes en Europe, a conclu à une corrélation importante entre les niveaux extérieures et intérieurs (OQAI, études étrangères, 2004). Ainsi, les ratios $R_{I/E}$ dans les logements de non fumeurs atteignent environ 1; dans les logements avec fumeurs, ils augmentent (Monn, 2001). Ces données sont en accord avec les résultats de l'étude ISAAC, qui a porté sur les écoles ; sur l'ensemble des villes étudiées, les teneurs à l'intérieur des classes sont très proches des niveaux mesurés à l'extérieur (dans les cours de récréation), avec des ratios $R_{I/E}$ compris entre 0,94 (Strasbourg) et 1,3 (Clermont Ferrand et Reims). Cependant, une étude, menée conjointement par EDF et le CETIAT (Centre Technique des industries Aérauliques et Technique) dans des bureaux à Lyon et en région parisienne, a montré l'influence des systèmes d'aération et de filtration qui conduisent à ne trouver aucune relation entre concentrations extérieures et intérieures (OQAI, études françaises, 2004 ; Meng, 2005). Hors la présence de ce type de système, selon Turpin, l'exposition personnelle moyenne est plus élevée et présente plus de variabilité que les niveaux intérieurs et extérieurs. Les auteurs du second volet de l'étude RIOPA estiment que prendre une station fixe extérieure comme estimation pour l'exposition personnelle induit une sous-estimation.

Leur meilleure estimation les conduit à proposer les valeurs suivantes: la contribution extérieure moyenne à la concentration intérieure est de 73%, et de 26% à l'exposition personnelle (Turpin, 2007). Mais la présence de sources intérieures, particulièrement la fumée de cigarette, induit une importante variabilité des relations entre teneurs extérieures et intérieures au sein de la population générale (Kousa, 2002).

PM_{0.1}

La problématique des PM_{0.1}, ou particules ultrafines, est apparue plus récemment que pour les autres particules. En raison du diamètre très faible de ces substances, le risque sanitaire qu'elles peuvent représenter, intéresse aujourd'hui la communauté scientifique. A l'heure actuelle, ces particules ont fait l'objet d'un nombre plus réduit d'études.

Il apparaît que la source principale de PM_{0.1} soit le trafic routier. La variabilité spatiale des teneurs atmosphériques en PM_{0.1} est très importante. Une station centrale fixe de mesure n'est pas représentative des niveaux en PM_{0.1} (Sioutas, 2005). Des études réalisées le long d'axes de circulation ont montré que des pics de concentration importants se produisent dans la circulation, coïncidant avec les accélérations des véhicules (Tsang, 2008). En s'éloignant des axes de circulation, les niveaux en PM_{0.1} décroissent rapidement.

- Les données sur les COV

Les niveaux extérieurs

A l'extérieur, la principale source de COV est la circulation. Jurvelin estime ainsi que les conditions de trafic expliquent 36% de la variance des niveaux extérieurs (Jurvelin, 2003). De plus, en s'éloignant d'un axe de circulation, les teneurs diminuent drastiquement. A cela s'ajoutent le vent et les températures qui influencent les niveaux en COV. Cela induit une importante variabilité spatiale, et les stations fixes de mesure ne sont donc pas représentatives d'une importante surface géographique (Han, 2006).

L'air intérieur

De nombreuses études font état de concentrations extérieures inférieures aux concentrations intérieures, elles-mêmes inférieures aux expositions personnelles (Jurvelin, 2003 ; OQAI, études françaises, 2004 ; Weisel, 2005). En air intérieur, les principales sources sont : le tabac, les produits de nettoyage, les désodorisants, les modes de cuisson et de chauffage, les peintures et revêtement, la proximité à un axe de circulation. Pour les fumeurs, et les personnes exposés à la fumée, le tabac est une source significative. Par ailleurs, il semble qu'il y ait un effet saisonnier : les teneurs sont plus élevées en hiver qu'en été (Han, 2006). Cela est confirmé par une étude, menée par Atmos'air Bourgogne et l'EHESP dans divers établissements accueillant du public (cafétéria, cinéma, gare, bar, halte garderie, MJC, mairie, salle de sport, bureaux administratifs, écoles, boulodrome), qui avait montré que les concentrations en COV semblent dépendre de la saison : des teneurs plus élevées sont relevées en période froide dans l'ensemble des sites (à l'exception de la mairie). Une moindre aération et des émissions plus importantes liées aux modes de chauffage pourraient expliquer cette différence (OQAI, études françaises, 2004). Pour les niveaux sur le lieu de travail, il faut noter que dans l'étude EXPOLIS, les concentrations totales en COV sont du même ordre de grandeur que dans l'habitat. Par ailleurs, des études britanniques ont montré que les teneurs en COV dans l'habitat varient peu d'une pièce à l'autre (OQAI, études étrangères, 2004).

En ce qui concerne l'exposition personnelle, il ressort que les concentrations intérieures du logement, ou du lieu de travail, sont de meilleurs prédicteurs que les niveaux extérieurs (Jurvelin, 2003 ; OQAI, études étrangères, 2004). Dans l'étude RIOPA, menée aux USA, les niveaux d'exposition personnelle et les concentrations intérieures ont une moyenne et une médiane similaires.

Une des difficultés est que le terme "COV " regroupe des substances diverses. Cela est notamment mis en évidence dans l'étude EXPOLIS, dans laquelle les auteurs estiment

que les concentrations en milieu intérieur de certains COV (MTBE, benzène, carbone tetrachloride, trichloroéthylène) ont pour origine l'air extérieur à hauteur de 90% à 100%, alors que d'autres COV (chloroforme, α -pinène, β -pinène, d-limonène) ont pour origine l'air extérieur à hauteur de seulement 13% à 43%.

L'exemple d'un COV, particulièrement intéressant car reconnu cancérigène par le CIRC et réglementé dans l'air ambiant, est développé ci-après.

L'exemple du benzène

Les niveaux extérieurs

Les émissions des véhicules à essence constituent la source principale de benzène dans l'air ambiant. Les concentrations les plus élevées sont donc associées aux axes de circulation. Mais cela ne peut être généralisé à tous les axes car les émissions les plus importantes ont lieu lors du démarrage de moteurs à froid et lors des redémarrages (Air Languedoc Roussillon, 2008 b).

En terme d'estimation de l'exposition personnelle, il ressort de l'étude PEOPLE, menée dans 5 villes en Europe, quelques relations qui ne sont pas généralisables mais intéressantes à titre indicatif :

- les mesures de fond urbain peuvent se substituer à l'exposition des non-fumeurs qui ne se déplacent pas pour aller au travail (donc non soumis directement à la pollution du trafic);
- l'exposition moyenne des fumeurs actifs (se déplaçant pour aller sur le lieu de travail) est deux fois plus élevée que la pollution de fond urbaine ;
- la valeur moyenne journalière pour les actifs (sans les fumeurs) est 1,5 fois la valeur de fond urbain ou 0,6 fois la valeur ambiante maximale extérieure (JRC, IES, 2005).

Il faut noter que, sur ce dernier point, toutes les études ne sont pas concordantes. Ainsi, dans une étude menée à Rome sur une journée, les auteurs concluent qu'il y a une très faible corrélation ($r^2 = 0.0556$, données Ln transformées) entre les mesures personnelles et les mesures aux stations fixes (Crebelli, 2001).

L'air intérieur

Il existe des sources de benzène en air intérieur. La contribution de ces sources peut même devenir prépondérante dans les bâtiments situés dans des environnements où la qualité de l'air est peu influencée par les émissions automobiles (AIRPARIF, 2001). Les facteurs influençant la qualité de l'air intérieur sont difficiles à appréhender ; le fait de fumer à l'intérieur, les matériaux de construction, les produits de décoration, les activités de bricolage ou d'entretien, le type de chauffage, la présence d'un garage attenant au

logement peuvent influencer les teneurs en benzène (OQAI, études françaises, 2004). Cependant, dans l'étude RIOPA, les auteurs estiment que le benzène a pour origine l'air extérieur à hauteur de 90% (Weisel, 2005). Mais il faut considérer ce dernier résultat avec prudence. L'étude ayant été réalisée aux USA, les modes de vie ou encore les caractéristiques des habitations ne sont pas les mêmes qu'en Europe. De plus, dans une étude menée par Cocheo, dans 6 villes européennes, en moyenne la concentration intérieure trouvée dans des logements était 1,5 fois plus grande que la concentration extérieure. En terme d'exposition personnelle, l'étude menée par Cocheo a révélé une exposition personnelle moyenne supérieure aux teneurs moyennes en intérieure, elles-mêmes supérieures aux niveaux ambiants en extérieur. Cocheo a émis l'hypothèse que la pollution intérieure viendrait de l'extérieur, mais l'habitat se comporterait de telle sorte le flux de benzène "extérieur → intérieur" serait supérieur au flux "intérieur → extérieur", les surfaces jouant le rôle d'absorbant. Mais le ratio moyen $R_{I/E}$ varie d'une ville à l'autre dans l'étude (de 0,5 à 2,1) (Cocheo, 2000). L'hypothèse du rôle de piège que pourraient jouer les surfaces du sol, les murs ou encore l'ameublement est également évoquée dans le rapport de l'étude MAC BETH (menée dans 6 villes d'Europe) (OQAI, études étrangères, 2004).

Dans les bureaux, une étude, menée par le LHSP de la faculté de Pharmacie de Paris V et le LHVP, a montré que les teneurs moyennes étaient comparables avec celles des logements. Dans les crèches et les écoles, une étude menée par la DRASS Ile de France et le LHVP a trouvé un ratio $R_{I/E}$ de 1,4 pour les cuisines et de 1,2 pour les salles des enfants (OQAI, études françaises, 2004).

Enfin, il est intéressant de noter qu'il est apparu dans l'étude EXPOLIS qu'il semble exister un gradient Nord-Sud dans les concentrations intérieures en benzène, avec des teneurs plus élevées au Sud de l'Europe.

Les transports

Une étude menée à Sydney s'est intéressée aux teneurs en benzène dans les transports. Dans cette étude, les usagers de la voiture se sont révélés être les plus exposés (12,29 ppm), suivis des usagers du bus (6,94 ppm), puis du vélo (6,17 ppm), suivis des marcheurs (5,70 ppm) et des usagers du train (3,77 ppm). Ces résultats ne sont certes pas généralisables mais ils fournissent une tendance (Chertok, 2004). Outre le type de transport, il apparaît que la typologie du trajet joue également un rôle. Par exemple, les déplacements sur autoroute conduisent à des niveaux de benzène deux fois plus faibles que ceux effectués dans des centres urbains (AIRPARIF, 2001).

C) Les Budgets Espace-Temps (BET)

L'exposition est considérée comme étant le croisement entre un contaminant de l'air et un individu. Elle est le résultat du croisement de deux types de données :

- la localisation de l'individu tout au long de la période d'étude;
- la concentration de polluant observée en ces mêmes lieux quand l'individu y est.

L'évaluation de l'exposition totale suppose l'intégration des différents niveaux de pollution rencontrés dans chaque ambiance traversée et la prise en compte du temps passé dans chacune. Le budget espace-temps d'un individu est la description des endroits qu'il a fréquentés au cours d'une période donnée et le temps passé dans chacun de ces microenvironnements.

Ce type de donnée peut être soit individuel (spécifique à un individu), soit statistique (spécifique à une population ou une sous-population).

Les milieux rencontrés sont multiples mais ils peuvent être regroupés selon une typologie classique identifiant les microenvironnements extérieurs, intérieurs au domicile, les transports...

Les informations BET peuvent être issues de différentes bases de données ou études. Il en existe au niveau européen, national ou encore local. Différentes études, portant sur des axes différents, des objectifs différents, peuvent être des sources d'informations complémentaires pour caractériser au mieux la population visée. Il est également important d'analyser la représentativité des données utilisées. Ainsi, des données BET ne peuvent être considérées représentatives d'une population qu'à condition qu'elles soient tirées d'une étude réalisée sur des personnes tirées au hasard, et non sélectionnées sur la base du volontariat.

L'étude EXPOLIS, par exemple, fournit une base de données européenne. Elle a évalué les BET sur les jours de travail de la population adulte dans 7 villes européennes. Elle a porté sur 1438 personnes. Les résultats peuvent être utilisés soit globalement, soit analysés ville par ville. Il faut noter cependant, la présence de biais dus à l'échantillonnage. Par exemple, il apparaît que les personnes ayant un "haut niveau" d'éducation et employés hors de leur domicile sont surreprésentées (EXPOLIS, WP1, 2004).

Une fois les données sur les concentrations ambiantes, les relations entre air intérieur et air extérieur et les budgets espace-temps, recueillies, il est possible de construire des modèles visant à évaluer l'exposition totale à un polluant donné par l'approche indirecte dite "par microenvironnements". 3 types de modèles, croisant ces données afin d'estimer l'exposition, sont présentés par la suite : les modèles déterministes

ayant recours à des données statistiques, les modèles déterministes ayant recours à des données individuelles et les modèles probabilistes.

Nota : la dénomination des modèles présentés ci-après n'est pas homogène dans la littérature scientifique. Par exemple, les modèles appelés ici "déterministes" sont également dits "physiques" par certains auteurs.

3.2.3 Les modèles déterministes ayant recours à des données statistiques

Les modèles déterministes utilisent des données sur la qualité de l'air au format géographique. Le domaine géographique étudié est le plus souvent divisé en cellules.

Ce type de modèle est dit "statistique" car il alloue à la population générale des données BET statistiques. Ce type de modèle estime l'exposition totale d'une population en croisant les 3 types d'informations décrites précédemment et permet d'obtenir une représentation géographique.

Avantages

En revanche, cette approche, en estimant l'exposition moyenne pour la population générale, permet d'étudier des scénarios, par exemple en estimant l'impact d'une nouvelle politique (Baklanov, 2007).

Limites

Cela ne permet pas de suivre un individu spécifique, mais d'estimer l'exposition totale moyenne de la population.

Il existe différentes manières de construire ce type de modèle, et leur qualité dépend notamment des données d'entrée disponibles. Il est difficile de qualifier la qualité des résultats obtenus pour ce type de modèle de manière générale. Dans la bibliographie, aucune étude visant à évaluer leur qualité n'a été identifiée.

Différentes variantes de ce type de modèle ont été identifiées. Elles permettent d'estimer l'exposition sous différentes formes; il est possible d'estimer une exposition moyenne en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (modèle développé à Valencia & Castelon), ou encore le nombre de personnes exposées à des niveaux de polluant spécifiques (modèle développé à Oslo). Un autre modèle a été développé pour Helsinki : il s'agit d'EXPAND qui est appliqué au NO_2 et aux $\text{PM}_{2.5}$. Cette approche déterministe, fournissant une estimation en $[\mu\text{g}.\text{m}^{-3} \times \text{h} \times \text{personnes}]$ a l'avantage de permettre de visualiser les zones où l'exposition est la plus importante.

3.2.4 Les modèles déterministes ayant recours à des données individuelles

Les modèles déterministes à données individuelles utilisent également des données de qualité de l'air (dispersion des polluants) au format géographique. Les niveaux ambiants

sont présentés dans le temps et l'espace en deux (ou trois) dimensions. Ces modèles sont dits "à données individuelles" car ils ont recours à des données BET spécifiques à des individus. Ce type de modèle requiert des données détaillées et spécifiques, et est ainsi limité à des périodes et des personnes sélectionnées. Cela permet d'estimer l'exposition totale d'un individu spécifique (Baklanov, 2007), de suivre son exposition tout au long de la journée par exemple.

Avantages

Cette approche permet d'estimer l'exposition d'individus spécifiques.

Limites

Cela nécessite d'acquérir des données spécifiques.

3.2.5 Les modèles probabilistes

Les modèles probabilistes décrivent les variables de l'exposition sélectionnées selon des distributions de probabilité. Ils permettent d'estimer l'exposition de la population générale ou d'un sous groupe de la population, en simulant les expositions totales d'individus fictifs "créés" à partir des variables d'entrée. Par définition, ils permettent de prendre en compte la variabilité des facteurs considérés et n'obligent pas à prendre de valeurs fixes. En décrivant les paramètres avec des fréquences ou des probabilités de distribution, ils permettent de propager la variabilité dans le modèle (Kruize, 2003; Baklanov, 2007).

Le plus souvent, les variables prises en compte sont :

- la distribution des niveaux ambiants du polluant étudié,
- la fréquence ou la distribution du temps passé dans chaque microenvironnement,
- la distribution des facteurs d'infiltration du polluant dans les microenvironnements.

Ce type de modèle nécessite l'utilisation d'un logiciel comme @Risk®, qui est un outil associé à Excel®. Cet outil de simulation utilise les distributions des variables comme données d'entrée et réalise une simulation. Pour cela, deux types d'échantillonnage sont privilégiés : la méthode Latin Hypercube et celle de Monte Carlo.

Les modèles probabilistes nécessitent d'associer une distribution à chacune des variables d'entrée souhaitées. Il est possible soit d'y associer une loi de distribution théorique, soit de se baser sur des données empiriques, des connaissances, des mesures. Il apparaît que :

- pour les concentrations extérieures, les distributions lognormales sont privilégiées;
- dans cette méthode, les concentrations intérieures sont décrites avec une distribution lognormale si des données sont disponibles. Sinon, le plus souvent elles sont déduites des concentrations extérieures, d'un facteur de pénétration et d'un facteur de contribution des sources intérieures. Le facteur de pénétration est

décrit par une distribution bêta, comprise entre 0 et 1. Le facteur de contribution des sources intérieures est décrit par une distribution lognormale ;

- la fraction de temps passé dans chaque microenvironnement est souvent décrite par une distribution bêta, limitée entre 0 et 1; les paramètres alpha sont issus des moyennes et des écart-types identifiés dans la littérature.

Cette méthode peut être mise en œuvre avec plus ou moins de précision, selon les facteurs pris en compte et leur complexité (Kruize, 2003; FUMAPEX, WP7, 2004).

Avantages

Cela permet d'estimer la distribution de l'exposition totale au sein d'une population et les percentiles de population soumis à un niveau d'exposition, mais également l'exposition personnelle moyenne au sein d'une population. Ce type de modèle ne nécessite pas d'investissements lourds en terme de logiciel ou encore de données. Enfin, les modèles probabilistes permettent d'estimer l'incertitude liée au résultat fourni.

Limites

Les résultats fournis sont très dépendants des hypothèses et de la qualité des données d'entrée. Ces modèles ne fournissent pas de cartographie.

Il est difficile de tirer des généralités sur les modèles identifiés dans la littérature, car chacun d'eux part d'hypothèses propres, plus ou moins simplificatrices, et chacun d'eux est alimenté par des données différentes. L'annexe 3 regroupe des informations plus détaillées sur quelques uns de ces modèles.

3.2.6 Discussion sur les modèles identifiés et remarques

Ce mémoire s'est attaché jusqu'ici à présenter les outils existants pour estimer l'exposition totale. Il apparaît que sous l'expression "exposition totale", plusieurs notions coexistent : exposition totale d'un individu, exposition totale moyenne d'une population ou encore distribution de l'exposition totale au sein d'une population. Des méthodes directes et indirectes ont été identifiées. Les méthodes indirectes - et les données d'entrée qu'elles nécessitent - ont été présentées précédemment. La validité de ces méthodes, et les biais dont elles peuvent être porteuses, ont été peu abordés jusqu'ici et sont explicités dans cette partie.

Une multiplicité de modèles

Il ressort que les modèles actuellement mis en œuvre sont construits en fonction des données disponibles, et cela explique pourquoi presque tous les modèles identifiés diffèrent. Ainsi, les auteurs du modèle mis en œuvre à Bologne ne disposaient pas de

données de modélisations quotidiennes avec une bonne résolution. Ils souhaitent pourtant évaluer l'exposition annuelle moyenne pour chaque enfant ciblé par l'étude à partir de données quotidiennes. Ils ont donc fait le choix d'utiliser la modélisation des concentrations annuelles moyennes dont ils disposaient (avec une résolution spatiale leur permettant de caractériser les teneurs en polluant aux domiciles des individus qu'ils souhaitent), et de la pondérer pour chaque jour par les variations saisonnières et les variations au cours d'une journée dont les tendances ont été issues des mesures de stations fixes. De plus, selon les auteurs "travailler en moyennes annuelles améliore la représentativité des données exploitées" (FUMAPEX, WP7, 25005) (voir annexe 3 pour plus de détails).

Des sources d'erreurs multiples

Des sources d'erreurs peuvent apparaître dans ces modèles à différents niveaux. Concernant la modélisation des niveaux extérieurs, chaque modèle est porteur d'une marge d'incertitude, et est associé à un biais. Concernant les relations entre niveaux extérieurs et intérieurs, ici encore il est difficile d'obtenir une représentativité très satisfaisante. Le taux de transfert varie selon les polluants, mais aussi selon les caractéristiques des logements, leurs ventilation. L'aération n'est pas la même selon les saisons, l'âge de l'occupant, le site. Les sources intérieures diffèrent par exemple selon le type de chauffage et de cuisine. Pour caractériser ces relations pour une population donnée, des données précises et spécifiques sur tous ces déterminants sont nécessaires.

Des hypothèses simplificatrices

Pour évaluer l'exposition totale d'un individu, le nombre d'informations à manipuler est considérable. Par exemple, en toute rigueur, l'exposition dans les transports dépend du mode de transport, de la voie empruntée, du trafic, du type de véhicule utilisé...La simplification est donc nécessaire mais c'est alors la validité de l'estimation réalisée qui est discutable. L'estimation pour la population se heurte au même problème et nécessite quant à elle de nombreuses statistiques. Il s'agit d'évaluations grossières, reposant sur des hypothèses fortes qui pondèrent la validité des résultats. Des erreurs, des biais peuvent intervenir dans les hypothèses, les données d'entrée, la construction des modèles. Les résultats obtenus sont très généraux, ils montrent des situations types. Ils peuvent servir d'indication pour bâtir des projets. En revanche, ils ne peuvent pas être utilisés comme élément d'aide à la décision individuelle compte tenu de la multiplicité des situations possibles et de l'extrême personnalisation des modes de vie.

Lorsque l'on compare les résultats obtenus par la mesure individuelle directe à ceux obtenus par méthode indirecte, généralement les résultats de la seconde méthode sont

inférieurs à ceux provenant du mesurage individuel. Une plus grande exhaustivité de la mesure directe peut expliquer cela.

Cependant, une hiérarchisation dans les facteurs déterminants peut être envisagée et la validité des estimations réalisées peut être améliorée. Tous les microenvironnements pris en compte n'ont pas le même "poids". Ainsi, la part de l'exposition personnelle liée aux déplacements est importante en valeur absolue mais faible en valeur relative compte tenu de la faible durée des déplacements au cours de la journée (Ambroise, 2005). Sur la question des microenvironnements pris en compte, une étude menée par Dodson sur les COV est particulièrement intéressante. Dans celle-ci, la prise en compte des concentrations extérieures uniquement permet de modéliser sans biais systématique l'exposition personnelle au tétrachlorure de carbone ; la prise en compte de l'intérieur du domicile, comme microenvironnement supplémentaire, permet l'obtention d'un modèle non biaisé pour le trichloroéthylène; et ainsi de suite jusqu'à la prise en compte de tous les microenvironnements identifiés qui permet d'obtenir un modèle non biaisé pour le styrène; cependant, l'exposition au toluène - par exemple - n'est jamais estimée sans biais. Cette étude met en évidence l'intérêt de la prise en compte de microenvironnements successifs mais également les limites auxquelles les méthodes indirectes se heurtent (Dodson, 2007).

Enfin, l'exposition est considérée dans la plupart des modèles identifiés comme étant le croisement entre un polluant de l'air et un individu. Cette hypothèse est très simplificatrice et ne prend pas en compte le volume d'air inhalé, qui n'est pas sans relation avec la dose finale reçue. L'exposition dans ce mémoire correspond à la dose à laquelle l'individu est soumis, et non à la dose reçue. Cependant, dans une perspective sanitaire, en toute rigueur pour estimer l'exposition totale, l'activité de l'individu, et le débit respiratoire moyen associé, devraient être pris en compte. Une telle approche a été initiée dans l'étude menée à Ferrara (Italie) (Soggiu, 2006) (voir annexe 3 pour plus de détails).

Les résultats des modèles identifiés sont donc à manipuler avec précaution du fait des nombreuses incertitudes et simplifications auxquels ils sont liés. Cependant, selon l'utilisation qui doit en être faite, la représentativité nécessaire de l'exposition totale estimée n'est pas la même.

La prochaine partie s'attache à identifier les outils et données à disposition à Air LR et à étudier la possibilité d'estimer l'exposition totale de la population à deux polluants régionaux majeurs : NO₂ et ozone.

4 Résultats pour l'évaluation de l'exposition totale pour les deux polluants prioritaires dans la problématique régionale : NO₂ et O₃

Ce rapport s'attache dans cette partie à fournir des clés qui doivent permettre de réaliser un état des lieux sur la question de l'évaluation de l'exposition totale pour Air LR.

En fonction des objectifs et des résultats attendus, l'approche de l'exposition n'est pas nécessairement la même, les données d'entrée et les exigences pouvant varier notamment en terme de représentativité.

Trois demandes, concernant l'exposition totale, sont clairement identifiées aujourd'hui :

- être capable d'estimer l'exposition totale sur une journée d'une personne spécifique via un questionnaire sur Internet ;
- être capable d'estimer l'exposition totale moyenne annuelle d'une personne spécifique dans le cadre du projet ELFE ;
- être capable de fournir une distribution des expositions totales au sein de la population.

Il faut noter que les méthodes proposées par la suite nécessiteront un certain nombre de développements, tout particulièrement informatiques, pour être mises en œuvre. Les méthodes proposées ci-après sont développées sur la base des données et outils aujourd'hui à disposition d'Air LR ; les possibilités d'amélioration et les perspectives sont abordées à l'issue des parties "discussion".

4.1 Estimation de l'exposition totale sur une journée d'une personne spécifique

Le public est de plus en plus intéressé et curieux par rapport à la question de la pollution de l'air. Air LR s'intéresse à la possibilité de mettre en place un outil permettant à chacun d'estimer sa propre exposition.

AirParif s'était intéressé à cette question et avait publié à ce sujet un rapport très intéressant mais non abouti (AirParif, 2001).

4.1.1 Objectifs

Pour Air LR, l'objectif serait de mettre en place une plate-forme sur Internet sur laquelle pourraient se rendre les habitants de la région pour estimer, sur une journée, leur exposition totale à la pollution de l'air. Cet outil permettra l'estimation de l'exposition totale subie le jour précédent (j-1)

Cela nécessite d'avoir accès aux niveaux ambiants en NO₂ et en O₃ sur l'ensemble de la région (zones urbaine et rurale).

4.1.2 Matériels et méthodes

D'après les recherches bibliographiques, un modèle déterministe individuel permet de réaliser une estimation de l'exposition totale d'une personne spécifique. Les données d'entrée nécessaires sont : les niveaux ambiants, les données permettant d'estimer les concentrations intérieures et les BET.

- Les niveaux ambiants en un polluant

Air LR a accès à un seul type de données fournissant une modélisation des niveaux ambiants en NO₂ et en O₃ couvrant l'ensemble de la région. Il faut noter qu'à des échelles plus fines (certaines agglomérations, ou à proximité de sites industriels par exemple) Air LR dispose d'autres informations (données des stations de mesure notamment). Les données portant sur l'ensemble de la région sont issues de la plate-forme de modélisation de la qualité de l'air : AIREs (site Internet : www.aires-mediterranee.org). AIREs met en œuvre une approche déterministe pour fournir une cartographie des niveaux ambiants basée sur :

- un inventaire des émissions ;
- la prise en compte des propriétés de transport, de transformation et de dispersion des polluants ;
- les conditions météorologiques prévues.

A l'heure actuelle, AIREs fournit des cartographies régionales horaires et des moyennes journalières. Pour l'ozone et le NO₂, la résolution spatiale est de 9km sur la région LR et de 3km pour la ville de Montpellier. AIREs permet l'accès à des simulations pour le jour précédent (j-1).

Les cartes publiées sont au format SIG et peuvent être utilisées par Air LR comme données d'entrée. Un exemple de carte est fourni en annexe 4.

- Estimation des concentrations dans les microenvironnements

Dans cette proposition, 3 microenvironnements sont pris en compte : le milieu extérieur, le milieu intérieur (regroupant tous les microenvironnements intérieurs hors transport) et le transport. Lorsque l'individu est à l'extérieur, il lui est affecté la concentration ambiante modélisée pour sa localisation géographique.

Le microenvironnement intérieur

Tous les microenvironnements intérieurs sont agglomérés dans cette catégorie. Il n'est donc pas fait de différences entre le logement ou le travail par exemple. Afin d'estimer le niveau intérieur, la concentration extérieure est affectée d'un coefficient issu de la littérature.

► Pour le NO₂, en l'absence de sources intérieures, on observe dans les locaux des niveaux plus bas qu'à l'extérieur. Les ratios R_{I/E} identifiés dans la littérature vont globalement de 0,4 à 0,9. Le ratio issu de l'étude géographiquement la plus proche de Montpellier est celui identifié à Marseille en 2008 dans une école : R_{I/E} = 0,7. En l'absence d'autres éléments nous permettant de choisir un ratio, on peut penser que ce dernier est le plus représentatif des habitudes de ventilation et du type de bâti de la région Sud de la France. Il faut noter que les sources intérieures potentielles ne sont pas prises en compte ; cependant, comme ce ratio s'applique à tous types de locaux, on peut penser qu'il sous-estime les niveaux intérieurs dans les logements (où il peut y avoir présence d'appareils à gaz) alors qu'il s'applique mieux aux locaux de type bureau, crèche...

► Pour l'O₃, les niveaux intérieurs sont significativement inférieurs aux teneurs extérieures. Cela s'explique par l'absence de sources intérieures, les sources de type photocopieuse étant considérées comme négligeables. Dans la littérature, les ratios R_{I/E} identifiés présentent une forte disparité d'une étude à l'autre. Mais une étude réalisée à Montpellier sur 110 logements en été et en hiver fournit des données très intéressantes. Dans celle-ci, le ratio moyen en hiver est R_{I/E} = 0,31 ; et en été R_{I/E} = 0,46 (Bernard, 1999). Le modèle ne prendra en compte qu'un seul ratio pour toute l'année correspondant à la moyenne des deux ratios identifiés spécifiquement à Montpellier, soit R_{I/E} = 0,38.

Le transport

Lors d'un trajet, la concentration extérieure à laquelle est soumis l'individu sera prise égale à C_t, avec : $C_t = R_t \times [(C_d + C_a) / 2]$

Où : C_d est la concentration correspondant à la localisation du point de départ ; C_a est celle associée au point d'arrivée ; R_t est l'équivalent du ratio R_{I/E} mais pour les transports.

► Pour le NO₂, R_t est pris égal à 1,5 qui est un coefficient auquel de nombreuses études ont recours; celui-ci est issu d'un rapport du WHO européen et doit permettre d'estimer les niveaux atteints dans le trafic à partir des données des stations de fond (WHO, 2005).

► Pour l'O₃, il est apparu que le niveau d'ozone subit une forte décroissance sur les axes de trafic routier. Cela s'explique par sa consommation lors de réactions avec les émissions issues du trafic. Par comparaison avec le ratio R_{I/E} pris en compte pour les microenvironnements intérieurs, on peut émettre l'hypothèse que le ratio à affecter pour les transports y est inférieur ou égal. Dans la littérature scientifique, aucune donnée ne permettant de quantifier cet abattement en O₃ au niveau du trafic, il a été décidé de proposer pour les transports le même ratio qu'en air intérieur des bâtiments, avec R_t = 0,38.

- Les données personnelles

Il est demandé à l'utilisateur désireux d'estimer son exposition totale de fournir quelques informations spécifiques. Il est nécessaire de développer un outil à la fois simple d'utilisation et suffisamment souple pour pouvoir s'adapter à différentes situations. Le questionnaire pourra être renseigné avec plus ou moins de précision en fonction de la volonté de l'utilisateur. Les informations, qui seraient demandées, sont les suivantes :

Concernant la prise en compte du microenvironnement extérieur :

- tranches horaires pendant lesquelles l'individu a été à l'extérieur ;
- adresse à laquelle l'individu a passé la majorité du temps passé en extérieur.

Concernant la prise en compte du microenvironnement intérieur :

- adresse du logement ;
- tranches horaires passées dans le logement ;
- tranches horaires passées dans d'autres microenvironnements intérieurs ;
- adresse du microenvironnement intérieur (autre que le logement) où la majorité du temps a été passée.

Concernant la prise en compte des transports :

- tranches horaires passées dans les transports ;
- pour chaque tranche, fournir l'adresse de départ et l'adresse d'arrivée.

Concernant la prise en compte de données sur l'environnement du domicile :

- la personne habite-t-elle à une distance inférieure à 300m d'un grand axe de circulation ?
- la personne habite-t-elle à une distance inférieure à 300m d'une industrie ou d'une autre source importante de pollution atmosphérique ?

- Principe

Cet outil est basé sur l'approche par microenvironnements, et ainsi sur l'équation (1) présentée précédemment.

Les données, saisies sur Internet, doivent être traitées. L'outil déduit, des tranches horaires fournies, le temps passé dans chacun des microenvironnements. A chaque activité ("fourchette" de temps associée à un microenvironnement) est associée une localisation, ainsi il est possible d'y associer également le niveau de concentration prévu correspondant à l'heure en cours sur la commune donnée. Les données fournies par l'utilisateur permettent de reconstituer son emploi du temps. Mais comme il est probable

que celui-ci soit incomplet, les tranches de temps non renseignées sont prises en compte comme du temps passé dans le logement.

Pour l'ensemble du temps passé en extérieur, la concentration affectée est celle de la commune où l'individu déclare avoir passé la majorité du temps passé en extérieur.

Pour l'ensemble du temps passé dans le logement, la concentration affectée est la concentration extérieure correspondant à la localisation du domicile avec prise en compte du ratio $R_{I/E}$ correspondant au polluant.

Pour l'ensemble du temps passé dans les microenvironnements intérieurs (autres que domicile), la concentration affectée est celle de la commune où l'individu déclare avoir passé la majorité du temps passé en intérieur (autre que le logement) avec prise en compte du ratio $R_{I/E}$ correspondant au polluant.

La présence d'un axe de circulation ou d'une source de pollution importante à une distance inférieure à 300m du logement n'est pas prise en compte dans le calcul. Dans la réponse faite à l'utilisateur, il est précisé, le cas échéant, que la présence de ces sources de pollution n'est pas prise en compte dans le calcul de l'exposition totale mais que cela induit probablement une sous-estimation.

4.1.3 Résultats

A partir de l'ensemble de ces données et en pondérant l'exposition estimée dans chacun des microenvironnements par le ratio "temps passé dans le microenvironnement donné/ temps total", la méthode permet d'estimer l'exposition totale subie sur la journée. En sortie, l'outil développé fournit une estimation de l'exposition totale d'une personne en $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

4.1.4 Discussion

Cet outil permettra d'évaluer uniquement l'exposition d'une personne ayant passé toute la journée dans la région. De nombreuses approximations sont prises en compte.

► Il est fait l'hypothèse que la modélisation des **niveaux ambiants fournis par AIREs correspond au niveau de fond**. Pour cette raison, pour le NO_2 , lorsqu'une personne est dans un moyen de transport la concentration à laquelle il est soumis est la concentration de fond multipliée du coefficient 1,5. Cette hypothèse n'a pu être vérifiée. Le coefficient R_i pris en compte pour l'ozone est également issu d'une hypothèse non validée.

► Pour réaliser le calcul, la méthode considère que, pour les tranches horaires non renseignées, l'individu se trouve dans son logement. Cette hypothèse se base sur le fait que le microenvironnement le plus fréquenté dans l'ensemble de la population est le logement (Expolis, WP1, 2004; INVS, 2004).

Points faibles

- ▶ La cartographie des niveaux extérieurs issue de AIRE5 souffre d'une **faible résolution spatiale**. De plus, **il ne s'agit que de prévisions**.
- ▶ **Les coefficients de pénétration dans les microenvironnements intérieurs sont pris fixes**, pourtant ces ratios varient en fonction du bâtiment, des habitudes de vie ou encore de l'équipement présent. On peut supposer que la non prise en compte des sources intérieures de NO₂ conduit probablement à une sous-estimation de l'exposition dans le logement.
- ▶ **Tous les microenvironnements ne sont pas pris en compte**. Mais avoir une information très exhaustive serait complexe à acquérir et à utiliser. De plus, pour l'utilisation qui doit être faite de l'estimation de l'exposition totale, il apparaît qu'il n'est pas nécessaire de chercher à avoir trop de précision. Dans ce sens, les modes de transport utilisés (automobile, moto, tramway...) ne sont pas différenciés.
- ▶ L'**incertitude** associée aux résultats est importante du fait de l'incertitude liée aux cartes de prévisions des niveaux extérieurs et des nombreuses hypothèses et simplifications prises en compte.

Points forts

De manière générale, ce modèle est assez "simpliste", mais il conduit tout de même à une estimation basée sur des caractéristiques propres à l'individu. Il offre la possibilité, pour les utilisateurs, d'accéder à une information individualisée. Celle-ci ayant simplement un rôle informatif, la représentativité relative de l'information fournie peut être suffisante.

4.1.5 Perspectives

▶ *En terme de caractérisation des niveaux dans les microenvironnements intérieurs*

Pour le NO₂, il serait intéressant de mieux appréhender les niveaux en air intérieur. Il s'agit en effet du microenvironnement où l'on passe le plus de temps, et le logement tient une place importante. La prise en compte des sources intérieures par l'acquisition de nouvelles données lors de la saisie (comme la présence d'un appareil à gaz dans le logement qui est un déterminant important) est une piste. Pour estimer les niveaux intérieurs, la méthode pourrait avoir recours à une formule du type :

$$C_{\text{int}} = p C_{\text{ext}} + s$$

Avec : C_{int}, la concentration intérieure; C_{ext}, la concentration extérieure; p, un coefficient de pénétration; s, une valeur à ajouter si il y a présence d'une gazinière par exemple. Mais la revue bibliographique n'a pas permis d'identifier de clés permettant de quantifier de manière simple l'impact de la présence de sources intérieures.

► *En terme d'amélioration des données d'inventaire pour la modélisation régionale*

Actuellement, le modèle AIRES utilise un inventaire des émissions appelé EMEP qui fournit cette information avec une résolution de 20km. Il est prévu que Air LR fournisse, au gestionnaire de AIRES, un nouvel inventaire des émissions à une résolution de 3km pour la ville de Montpellier et de 9km pour l'ensemble de la région LR. Cela améliorera la précision spatiale des cartes AIRES. Par ailleurs, il faut noter que l'O₃ a une faible variabilité spatiale, contrairement au NO₂. Les cartes AIRES pour l'O₃ sont donc certainement plus "justes" que celles pour le NO₂.

► *L'utilisation de cartes analysées*

Les cartes fournies par AIRES sont issues d'une modélisation déterministe. Pour s'assurer de la représentativité des cartes utilisées comme données d'entrée, il est envisageable d'analyser les sorties d'AIRES. Cela signifie, par exemple pour le NO₂, de caler les cartes horaires fournies par AIRES pour j-1 sur les moyennes horaires effectivement mesurées aux stations fixes. Une étude de faisabilité et de coût devra être réalisée pour envisager cette possibilité. Les cartes analysées seraient alors des outils "calés" sur les mesures, et ils seraient donc davantage représentatifs de la réalité.

► *Pour la modélisation à l'échelle urbaine, avec les sorties du logiciel Isatis®*

Pour le NO₂, une autre source de données sur les niveaux extérieurs est envisageable. Il s'agit d'une carte de la pollution sur Montpellier en 2007, modélisée géostatistiquement. Cette carte, réalisée sous Isatis®, a l'avantage d'offrir une résolution spatiale de bonne précision (de 20m). Celle-ci présente les niveaux ambiants moyens annuels pour 2007. Elle a été modélisée en croisant les données des stations de mesures fixes, des données issues de tubes passifs utilisés dans le cadre d'une campagne d'étude, un cadastre des émissions (inventaire d'émissions) et la localisation des axes de circulation. Cette carte est présentée en annexe 5. La méthode et les données d'entrée employées pour réaliser cette cartographie n'ont pas fait l'objet d'une analyse de validité ou de représentativité, il est donc difficile d'y associer une marge d'erreur. Air LR prévoit de réaliser en 2008 une telle carte pour la ville de Nîmes, et en 2009 pour Perpignan. A long terme Air LR devrait donc disposer de plus en plus de cartes de ce type sur la région ; mais à l'heure actuelle, ces cartes ne peuvent être mises à jour annuellement.

Pour pallier à cela, il est intéressant d'envisager la mise à jour annuelle de ces cartes à partir de données de mesure. Les mesures à réaliser pour l'actualisation seraient moins nombreuses que lors de la création de la carte. Un projet, mené par le LCSQA (laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air), est actuellement en cours sous le titre " Etude n° 28 : Echantillonnage et reconstitution de données dans l'espace et le

temps", et vise à évaluer la validité d'une telle approche. Le réseau Lig'Air (membre du réseau ATMO pour la région Centre) travaille actuellement sur cette question.

Dans un second temps, il serait intéressant d'étudier la possibilité de retravailler la carte pour obtenir pour un jour donné les niveaux horaires. Le principe est d'obtenir, avec des clés de répartition, les niveaux horaires à partir de la carte annuelle et des données issues des stations fixes de mesure pour un jour donné (INERIS, 2007). Il s'agit là d'une piste pour laquelle il est nécessaire de réaliser une étude de faisabilité, de validité mais également de coûts. Un tel outil permettrait d'obtenir une précision spatiale plus importante pour les zones cartographiées par Isatis®, mais il interviendrait en complément des cartes fournies par AIREs qui permettent de couvrir l'ensemble de la région.

► *Pour la modélisation à l'échelle urbaine, avec le logiciel ADMS Urban®*

Air LR étudie actuellement la possibilité d'acquérir un nouveau logiciel de modélisation des niveaux ambiants. Il s'agit d'ADMS Urban®, qui est un outil de modélisation déterministe. ADMS Urban® permet de modéliser les niveaux ambiants avec une résolution temporelle horaire et une résolution spatiale de 20m pour les 20 polluants réglementés. Il s'agit d'un outil puissant permettant de modéliser les niveaux ambiants au niveau des villes. Comme pour la proposition précédente, cet outil permettrait d'atteindre un niveau de précision spatiale important mais il interviendrait en complément des autres cartes disponibles qui permettent de couvrir toute la région. C'est un outil très demandeur en investissements :

- coûts d'acquisition du logiciel ;
- coûts de formation ;
- coûts d'investissement pour les ordinateurs dédiés ;
- coûts d'acquisition des données d'entrée ;
- personnel affecté au fonctionnement du logiciel.

Air LR a réalisé une étude de coûts relative à la mise en œuvre d'ADMS Urban® sur Montpellier, le montant total d'acquisition pour la première année s'élèverait à environ 46 000€ (TTC). Il faut prendre également en compte le coût d'acquisition des données d'entrée. Ainsi, un inventaire des émissions spatialisé sur les agglomérations visées est nécessaire. A l'heure actuelle, Air LR ne dispose d'un tel inventaire que pour le département de l'Hérault. De plus, pour envisager de mettre en œuvre ADMS Urban® sur un maximum de villes de la région, cela nécessiterait d'acquérir par exemple des données trafic pour chacune d'elles.

Au vu des investissements nécessaires pour cet outil, avant d'envisager son acquisition, il faudrait réaliser une étude sur les utilisations qui pourront en être faites et sur la possibilité d'abandonner, en contrepartie, d'autres licences. Cet outil, associé à

URBAN'Air®, permettrait, par exemple, de prévoir avec un pas de temps horaire les niveaux de pollution sur les grandes agglomérations.

Il faut noter que Air LR possède une licence pour ADMS Road® ; il s'agit d'un logiciel proche de ADMS Urban® mais "simplifié". ADMS Road® ne prend en compte que les sources issues du trafic ainsi que quelques grandes sources industrielles et ne se base pas sur un inventaire exhaustif des sources de pollution ; les estimations qu'il fournit sont donc moins représentatives.

4.2 Estimation de l'exposition totale moyenne annuelle d'une personne spécifique

4.2.1 Objectifs

Le projet de cohorte ELFE (Etude Longitudinale Française depuis l'Enfance) est une étude épidémiologique. Elle sera construite sur un échantillon de 20 000 nouveaux nés, représentatif des naissances en France pour l'année d'inclusion (2009) et qui fera l'objet d'un suivi depuis la naissance jusqu'à l'âge adulte. Dans le cadre de l'évaluation de l'exposition individuelle des enfants à la pollution atmosphérique, la Fédération ATMO (regroupant l'ensemble des AASQA) s'est engagée à fournir des cartographies fines des concentrations extérieures, avec un pas de temps saisonnier. A l'heure actuelle les AASQA ont formé un groupe de travail destiné à identifier des méthodologies permettant de fournir ces données et de couvrir l'ensemble du territoire. Il apparaît à l'heure actuelle que, pour certaines zones (les grandes agglomérations), les AASQA pourront fournir des données horaires alors que pour d'autres zones géographiques, seules des données saisonnières seront accessibles.

Parallèlement à cette demande, Air LR s'intéresse à la possibilité de fournir une estimation de l'exposition totale de ces enfants. Dans le cadre de cette étude prospective, il est fait l'hypothèse que Air LR aurait accès aux données personnelles des enfants de la cohorte ELFE présents en Languedoc Roussillon. Cette partie propose donc une méthodologie pour estimer l'exposition totale moyenne annuelle d'une personne spécifique.

4.2.2 Matériels et méthodes

Les attentes correspondent à la mise en œuvre d'un modèle déterministe individuel. La démarche adoptée se base donc sur des cartographies saisonnières des concentrations extérieures. Il s'agit d'estimer l'exposition annuelle moyenne d'un individu donné.

Dans cette proposition, il est nécessaire de définir :

- jour d'école (ou à la crèche; ou de travail pour les plus de 16 ans concernés) : jour-type 1 ;
- jour de loisirs/repos (fin de semaine, vacances...) : jour-type 2 ;
- jour école/loisirs : correspond aux jours où l'enfant est à l'école (ou à la crèche, ou au travail) pendant une demi-journée et a l'autre demi-journée de libre : jour-type 3.

Il s'agit d'estimer l'exposition totale moyenne, pour un enfant donné, au cours de ces 3 jours-type. Puis le décompte du nombre de jours de type 1, 2 et 3 au cours d'une saison donnée permet d'accéder à une estimation de l'exposition totale moyenne, sur cette saison, pour chaque enfant. En agrégeant les données pour chaque saison il est ensuite possible d'accéder à l'estimation pour l'exposition totale moyenne annuelle d'un enfant donné.

Les données d'entrée nécessaires sont : les niveaux ambiants, les données permettant d'estimer les concentrations intérieures et les BET.

▪ Les niveaux ambiants en un polluant

Comme cela a été présenté précédemment, à l'heure actuelle, Air LR possède, pour estimer les niveaux ambiants en O₃ et en NO₂ sur l'ensemble de la région (donc aussi bien en zone urbaine que rurale), les données de AIREs.

▪ Estimation des concentrations dans les microenvironnements intérieurs

Comme dans la partie 4.1, il est proposé de prendre en compte 3 microenvironnements : le milieu extérieur, le milieu intérieur et le transport. Pour associer une concentration aux microenvironnements, il est proposé d'utiliser la même démarche que dans la partie 4.1. Les ratios à appliquer aux niveaux extérieurs pour estimer les niveaux intérieurs sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Tableau 6 : Ratios pris en compte pour estimer les niveaux intérieurs

| | NO2 | O3 |
|------------------------------|-----------------|------------------|
| Microenvironnement intérieur | $R_{I/E} = 0,7$ | $R_{I/E} = 0,38$ |
| Transport | $R_t = 1,5$ | $R_t = 0,38$ |

Pour estimer la concentration lorsque l'individu est dans les transports, l'équation suivante, présentée précédemment, est utilisée : $C_t = R_t \times [(C_d + C_a) / 2]$.

- Les données BET

Pour chaque enfant, il s'agit de définir son emploi du temps pour chacun des 3 jours-type. Dans cette proposition, il est fait l'hypothèse que les données suivantes seraient disponibles. En effet, il faudrait définir individuellement et pour les 3 jours-type :

- temps passé dans le logement ;
- localisation du logement ;
- temps passé à l'école (ou à la crèche, ou au travail) ;
- localisation de l'école (ou à la crèche, ou du travail) ;
- le cas échéant, temps passé dans d'autres microenvironnements intérieurs ;
- localisation du principal autre microenvironnement intérieur fréquenté par l'enfant ;
- temps passé dans les transports ;
- principal trajet effectué (avec localisation du point de départ et du point d'arrivée) ;
- temps passé en extérieur ;
- localisation du principal lieu où l'enfant est resté en extérieur.

- Principe

Pour chaque jour-type, le temps passé dans le logement est affecté de la concentration estimée au niveau du logement avec la prise en compte du ratio $R_{I/E}$ correspondant au polluant. Il en est de même pour le temps passé à l'école et le temps passé en extérieur (pour ce dernier sans prise en compte de ratio). Lorsqu'un ou plusieurs autres microenvironnements intérieurs sont fréquentés, le temps que l'enfant y passe est affecté du ratio et de la concentration extérieure correspondant à la localisation du principal autre microenvironnement intérieur fréquenté. Pour les transports, l'ensemble du temps passé dans les transports est affecté de la concentration issue du calcul de C_t , présenté précédemment, et calculé pour le principal trajet effectué. Il est probable que l'emploi du temps, défini grâce aux données BET présentées précédemment, soit incomplet. Ainsi, si l'ensemble des données renseignées ne permet pas de couvrir les 24 heures de chacun des jour-types, le temps restant est pris en compte comme passé dans le logement.

4.2.3 Résultats

A partir de l'ensemble de ces données, et en pondérant, pour chaque jour-type, la concentration estimée dans chacun des microenvironnements par le ratio "temps passé dans le microenvironnement donné/ temps total", la méthode permet d'estimer l'exposition totale moyenne subie sur chacun des 3 jours-type. Il s'agit ensuite d'agréger ces estimations en fonction du nombre de jours de type 1, de type 2 et de type 3 que contient la saison donnée. En sortie, l'outil développé fournit une estimation de l'exposition totale moyenne pour une saison donnée pour un enfant de la cohorte en $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

4.2.4 Discussion

Points faibles

Tout comme dans la méthode proposée dans la partie 4.1, cette proposition souffre de nombreuses approximations et simplifications.

- ▶ L'outil ne prend en compte que des **jours-type entièrement passés dans la région**.
- ▶ L'outil se base sur des jour-types. 3 jours-type sont définis pour prendre en compte une certaine variabilité, mais cela **ne permet pas de considérer des activités ou des journées particulières**.
- ▶ L'outil se base sur les niveaux extérieurs moyens saisonniers et **ne permet donc pas de prises en compte des pics de pollution**.
- ▶ La cartographie des niveaux extérieurs sur laquelle la méthode est basée souffre d'une **faible résolution spatiale**. De plus, **il ne s'agit que de prévisions**.
- ▶ Les ratios $R_{I/E}$ ou encore R_t pris en compte **sont fixes**. Cela ne permet pas de prendre en compte les particularités du logement par exemple, (comme la présence de sources de pollution en air intérieur) ou encore les habitudes de vie (comme le temps d'ouverture des fenêtres).
- ▶ L'outil proposé **ne permet pas de prendre en compte tous les microenvironnements**.
- ▶ Il **ne permet pas de différencier les différents moyens de transport**, alors qu'en fonction du mode de transport utilisé l'exposition diffère.

Points forts

L'estimation de l'exposition totale, qui est proposée ici, se placerait en parallèle du projet ELFE. Cela permettrait d'estimer l'exposition d'un échantillon afin de réaliser une étude épidémiologique. Il est donc important non seulement que les estimations soient représentatives de la réalité, mais également que la méthode employée n'induisse pas d'erreurs de classement.

Il faut noter que cette approche, bien que simplificatrice, a le mérite de prendre en compte des données personnelles relatives à chaque enfant, et également d'autres microenvironnements que l'air extérieur. En effet, à l'heure actuelle des études épidémiologiques s'intéressant à la pollution de l'air, attribuent, comme niveau d'exposition des individus, par exemple, les niveaux relevés à une station de mesure fixe placée à l'extérieur.

4.2.5 Perspectives

Les perspectives présentées dans la partie 4.1 sont également valables ici et ne seront donc pas réintroduites dans ce paragraphe. Les remarques faites ci-après concernent à la fois le projet ELFE et la demande d'Air LR en parallèle de ELFE.

L'utilisation d'autres sources pour estimer les niveaux extérieurs permettrait d'accéder à une meilleure résolution spatiale que les cartes AIREs, ce qui entraînerait une meilleure précision et une estimation plus fine.

Pour le NO₂, les cartes modélisées sous Isatis® ne pourraient couvrir l'ensemble de la région. Mais si celles-ci peuvent être actualisées, comme cela a été présenté précédemment, il serait intéressant d'envisager d'utiliser, de manière complémentaire, les cartes AIREs, qui permettent de couvrir l'ensemble de la région, et les cartes Isatis®, qui permettraient de définir avec une meilleure résolution spatiale, et donc une meilleure précision, les niveaux ambiants dans les grandes villes cartographiées.

Dans le cadre du projet ELFE, il est demandé de fournir une estimation saisonnière, mais également, lorsque cela est possible, de fournir des données horaires. Les modèles de type ADMS Road® et ADMS Urban® permettent de proposer ces deux types de données. Mais, comme cela a été présenté précédemment, ADMS Road® ne prend en compte principalement que les sources de pollution liées au trafic. ADMS Urban® pourrait permettre d'accéder à ces données pour les villes identifiées (celles concernées par la présence d'enfants de la cohorte ELFE), mais elles ne permettraient pas de couvrir l'ensemble de la région comme les zones rurales.

4.3 Estimation de la distribution de l'exposition totale au sein de la population

Air LR est intéressé par la possibilité d'estimer la distribution de l'exposition totale au sein de la population, car cela pourrait être un outil d'aide à la décision intéressant.

4.3.1 Objectifs

L'objectif est de pouvoir estimer, au sein de la population, le nombre de personnes soumises à un niveau d'exposition totale donné. Ce type d'informations peut notamment permettre d'estimer l'impact d'une nouvelle politique en terme de trafic automobile par exemple.

4.3.2 Matériels et méthodes

La méthode proposée est un modèle probabiliste qui a été particulièrement développé dans le cadre du projet EXPOLIS. Il s'applique à une sous-population ayant des BET similaires. Les différentes données d'entrée doivent être fournies au modèle sous la forme de distributions de probabilité.

Dans cette proposition 3 microenvironnements sont définis : le milieu extérieur, le milieu intérieur et le transport.

- Distribution des concentrations dans chaque microenvironnement

Pour fournir la distribution des concentrations dans chaque microenvironnement, il existe deux possibilités : il faut avoir une base de données fournissant soit la distribution des concentrations en milieu intérieur, soit fournissant la distribution des concentrations en air extérieur et en déduire les niveaux en air intérieur. Air LR disposant d'une importante base de données sur les niveaux ambiants (extérieurs), le modèle proposé se servira donc de ces informations pour estimer la distribution des niveaux dans le milieu intérieur et dans les transports.

La distribution des concentrations extérieures est entrée dans le modèle sous la forme d'une distribution lognormale dont la moyenne et l'écart-type sont déduits de la base de données, issue des mesures, dont dispose Air LR.

Milieu intérieur

La concentration à laquelle une personne est soumise dans le milieu intérieur est issue de l'équation : $C_{int, i} = p_i C_{ext} + s_i$

Avec : $C_{int, i}$ la concentration intérieure dans le microenvironnement i ; C_{ext} la concentration extérieure ; p_i le coefficient de pénétration du polluant dans le microenvironnement i ; s_i l'apport par des sources intérieures du polluant dans le microenvironnement i .

Pour l' O_3 , on considère qu'il n'y a pas de sources intérieures. Pour le NO_2 , il existe des sources intérieures mais dans ce modèle celles-ci ne sont pas prises en compte. Il s'agit donc de définir uniquement p_i pour les deux polluants. p_i peut être fourni sous la forme d'un ratio fixe ou d'une distribution de probabilité. Peu de données ont été identifiées dans la littérature permettant d'associer des distributions de probabilité à ce coefficient, il sera donc pris fixe pour l' O_3 ($p_i = 0,38$) comme pour le NO_2 ($p_i = 0,7$). Le choix des valeurs a été discuté précédemment dans la partie 4.1.

Transport

La concentration à laquelle une personne est soumise dans les transports est issue de l'équation : $C_t = R_t C_{ext}$.

Pour l' O_3 , le modèle prend en compte, un coefficient fixe : $R_t = 0,38$. Pour le NO_2 , il se base sur un coefficient R_t égal à 1,5. Le choix de ces ratios a été exposé dans la partie 4.1.

- Les Budgets Espace-Temps

Il faut fournir au modèle des BET sous forme de distribution de probabilité et correspondant à la fréquentation des 3 microenvironnements pris en compte. Pour cela, les fractions de temps passé dans ces 3 microenvironnements peuvent être issues de l'étude EXPOLIS. Dans les modèles probabilistes identifiés dans la littérature, les fractions

de temps sont associées à des distributions bêta à définir avec la moyenne arithmétique et l'écart-type. Par exemple, les valeurs proposées dans le tableau ci-dessous sont issues de l'étude EXPOLIS et concernent la population des adultes de 25 à 55 ans.

Tableau 7 : Fractions de temps passées dans les 3 microenvironnements pour les adultes de 25 à 55 ans (EXPOLIS, WP1, 2004)

| | Moyenne arithmétique | Ecart-type |
|------------------|----------------------|------------|
| Milieu intérieur | 0,88 | 0,08 |
| Milieu extérieur | 0,04 | 0,06 |
| Transport | 0,08 | 0,05 |

- L'outil probabiliste

L'estimation de la distribution des expositions totales se fait à l'aide d'un logiciel probabiliste. Dans la littérature, le logiciel @Risk® est celui qui est le plus souvent utilisé. La simulation se base sur l'équation 1 présentée précédemment ci-après.

$$E = \sum_i^N f_i C_i$$

où, E est l'exposition totale; f_i est la fraction de temps passé dans le microenvironnement i ; C_i la concentration dans le microenvironnement i ; N le nombre de microenvironnements.

Il est recommandé dans la littérature de réaliser un échantillonnage de type Latin Hypercube (EXPOLIS, WP1, 2004).

Le logiciel crée des "individus fictifs" et calcule leur exposition totale à partir des distributions de probabilité qui lui sont fournies. Plus il réalise d'itérations, plus il simule d'individus fictifs.

4.3.3 Résultats

Cet outil permet d'obtenir une distribution des expositions totales au sein de la sous-population pour laquelle le calcul a été réalisé. Il est possible de réaliser une telle simulation pour les différentes sous-populations et de réunir ensuite les différents résultats pour obtenir la distribution pour l'ensemble de la population. Par ailleurs, ce type d'outil permet d'identifier les paramètres influençant le plus les résultats.

4.3.4 Discussion

Points faibles

Le modèle proposé précédemment est simplificateur.

- ▶ **Seuls 3 microenvironnements** sont différenciés.
- ▶ Les **sources intérieures ne sont pas prises en compte**.

► Les données BET utilisées ne sont pas spécifiques à la région.

Points forts

Le modèle a néanmoins l'avantage de ne pas nécessiter de données d'entrée trop complexes ou d'investissements importants. @Risk® est un module qui fonctionne sous Excel®. Il s'agit d'un outil accessible dont la mise en œuvre est relativement "simple", une version d'essai gratuite et fonctionnelle est accessible sur le site www.palisade.com/risk.

Les modèles probabilistes permettent d'obtenir des informations pouvant aider dans la prise de décision. Les résultats fournis ont davantage une validité relative qu'absolue, la représentativité des résultats obtenus étant par ailleurs difficile à mesurer.

Une méthodologie décrivant précisément la mise en œuvre d'une telle simulation est présentée dans le document intitulé " Final Report : Air Pollution Exposure in European Cities: the EXPOLIS Study" (EXPOLIS, 2002).

4.4 Considérations générales

En fonction des résultats que l'on recherche et de l'utilisation qui doit en être faite, les exigences, notamment en terme de représentativité, ne sont pas les mêmes.

4.4.1 Pollution extérieure

Air LR dispose, en terme d'estimation des niveaux extérieurs sur l'ensemble de la région, de données de prévision. Mais ces cartographies, en plus de l'incertitude qui leur est associée, ont une résolution spatiale faible. Elles ne permettent pas d'atteindre un niveau de précision permettant de prendre en compte, par exemple, dans le cas du NO₂, la présence d'un axe routier. On peut envisager d'utiliser la complémentarité des différents outils existants pour couvrir l'ensemble de la région avec des résolutions spatiales distinctes.

Pour couvrir les zones rurales, les sorties de AIREs, analysées et calées sur les mesures faites aux stations fixes seraient un outil intéressant.

Pour les zones urbaines, la mise en œuvre d'autres outils, comme le logiciel Isatis®, permet d'atteindre, pour le NO₂, une résolution spatiale beaucoup plus importante et ainsi une meilleure précision. Mais à l'heure actuelle, dans l'attente d'étudier la possibilité de mettre à jour "facilement" et de temporaliser les sorties d'Isatis®, ces cartographies permettent uniquement d'accéder à des moyennes annuelles ou saisonnières. Si le besoin exprimé nécessite d'avoir une résolution spatiale importante et des données horaires, seuls des outils comme ADMS Urban® sont envisageables.

4.4.2 Pollution intérieure

S'intéresser à l'exposition totale nécessite de caractériser au mieux les niveaux extérieurs, mais également les niveaux en polluant en air intérieur, les habitudes de vie de la population ciblée, ou encore les informations sur le trafic. La caractérisation des niveaux en air intérieur nécessite donc d'être développée. Le développement de méthodologies d'estimation des niveaux intérieurs permettrait de mieux les prendre en compte dans le calcul de l'exposition totale.

4.4.3 Données relatives à la population

Les données sur la population (les enquêtes déplacements par exemple, ou sur les habitudes de vie comme le temps quotidien d'aération du domicile), ou encore les BET, spécifiques au Languedoc Roussillon, se sont révélées rares.

Conclusion

Le tour d'horizon des méthodologies employées pour estimer l'exposition totale a mis en évidence deux principaux aspects. En premier lieu, la plupart des méthodes aujourd'hui développées se base sur l'approche dite par "microenvironnements" et nécessite trois types de données : les niveaux de pollution extérieure, des données sur l'air intérieur et les relations entre air extérieur et air intérieur, et les budgets espace-temps. En second lieu, il apparaît une importante hétérogénéité dans les modèles développés qui se différencient par leur niveau de complexité et la finesse de leurs estimations. Souvent, le modèle mis en œuvre est dicté par les données d'entrée auxquelles les modélisateurs ont accès. Trois types de modèles sont apparus : les modèles déterministes statistiques, les modèles déterministes individuels et les modèles probabilistes. De manière générale, ils ont une approche assez "simplificatrice" de l'exposition totale et la représentativité de leurs résultats est peu étudiée. Les données de sortie sont à utiliser avec précaution du fait des nombreuses limites et incertitudes auxquels elles sont liées. Cependant, ces modèles demeurent des outils intéressants : en fonction de l'utilisation qui doit être faite des résultats, la représentativité nécessaire diffère. Par exemple, dans un cadre décisionnel, ils peuvent fournir des clés intéressantes.

En ce qui concerne Air LR, trois propositions ont été faites en réponse à des demandes pour estimer l'exposition totale moyenne annuelle d'un individu, l'exposition totale sur une journée d'un individu et la distribution de l'exposition totale au sein de la population. Dans le cadre de ce mémoire, la faisabilité de la mise en œuvre de ces modèles a porté sur deux polluants : le NO₂ et l'O₃. Pour répondre à ces demandes, deux modèles déterministes individuels et un modèle probabiliste ont été proposés. La réflexion sur ces outils a permis de mettre en évidence les données disponibles et manquantes à Air LR pour réaliser ces estimations. Les modèles déterministes nécessitent d'avoir accès à des cartographies des niveaux extérieurs. Les outils de modélisation, dont dispose Air LR, peuvent être utilisés de manière complémentaire pour couvrir l'ensemble de la région, mais la mise en œuvre de nouveaux outils plus performants, ou l'amélioration de ceux existants, permettrait d'atteindre une meilleure qualité des estimations sur les zones rurales et une meilleure résolution temporelle pour les zones urbaines. De plus, si le besoin en est exprimé, un modèle probabiliste fonctionnel pourrait être mis en place sans que cela ne requière d'investissements importants. Par ailleurs, la caractérisation des niveaux en air intérieur nécessite d'être développée. Des méthodologies d'estimation des niveaux intérieurs permettraient de mieux les prendre en compte dans le calcul de l'exposition totale. Enfin, au cours de ce mémoire, peu de données sur la population, ou encore les BET, spécifiques au Languedoc Roussillon, ont pu être identifiées.

Bibliographie

AFSSET, juin 2006, El Yamani M., "Pollution atmosphérique urbaine", [visitée le 07.07.08] disponible sur Internet à l'adresse : <http://www.afsset.fr>

AIR LANGUEDOC ROUSSILLON, 2008 a, "Particules en suspension dans l'air ambiant (Montpellier – Hérault). Etude d'un site en périphérie Nord", Campagne hivernale 2007-2008, Mars 2008, 16p.

AIR LANGUEDOC ROUSSILLON, 2008 b, "Qualité de l'air à Montpellier – impact de la mise en service du tramway 2 et évolution depuis 1994", Mai 2008, 37p.

AIRPARIF, 2001, "Evaluation de l'exposition des franciliens à la pollution atmosphérique au cours d'une journée", version 1, [visité le 21.07.08], disponible à l'adresse : www.airparif.asso.fr

AIRPARIF, AFSSET, 2007, "Caractérisation de l'exposition personnelle d'un échantillon de Champlannais", [visitée le 02.07.08], disponible à l'adresse : <http://www.afsset.fr>

AIRPARIF, AFSSET, 2008, "Caractérisation de l'exposition personnelle d'un échantillon de franciliens, rapport final relatif aux résultats des deux campagnes de mesure", [visité le 22.07.08], disponible à l'adresse : www.airparif.asso.fr

AMBROISE D., CHIRON M., DECHENAUX J. et al., 2005, "L'évaluation de l'exposition personnelle : comment faire et pour quoi faire?", *Pollution Atmosphérique*, vol. 47, n°186, pp.203-227

ATMOPACA, 2008, "Qualité de l'air au niveau du collège Mignet à Aix-en-Provence", [visité le 25.07.08], disponible à l'adresse : <http://www.atmopaca.org>

BAKLANOV A., HÄNNINEN O., SLORDAL LH. et al., 2007, "Integrated systems for forecasting urban meteorology, air pollution and population exposure", *Atmospheric Chemistry and Physics*, vol. 7, n°3, pp. 855-874

BERNARD N., GERBER MJ., ASTRE C. et al., 1999, "Ozone measurements with passive samplers : validation and use for ozone pollution assessment in Montpellier, France", *Environmental science & technology*, vol. 33, n°2, pp. 217-222

BOBBIA M., MIETLICKI F., ROTH C., 2000, "Surveillance de la qualité de l'air par cartographie : l'approche géostatistique ", Prix du meilleur poster INRETS 2000, 5-8 juin Avignon France.

CHAN LY., LAU WL., ZOU SC. et al., 2002, "Exposure level of carbon monoxide and respirable suspended particulate in public transportation modes while commuting in urban area of Guangzhou, China", *Atmospheric Environment*, vol. 36, n°38, pp. 5831-5840

CHERTOK M., VOUKELATOS A., SHEPPEARD V. et al., 2004 "Comparison of air pollution exposure for five commuting modes in Sydney – car, train, bus, bicycle and walking", *Health Promotion Journal of Australia*, April, vol. 15, n°1

COCHEO V., SACCO P., BOARETTO C. et al., 2000, "Urban benzene and population exposure", *Nature*, vol. 404, pp.141-142

CREBELLI R., TOMEI F., ZIJNO A. et al., 2001, "Exposure to benzene in urban workers: environmental and biological monitoring of traffic police in Rome", *Occupational and Environmental Medicine*, Vol. 58, n°3, pp.165-171

DIAPOULI E., GRIVAS G., CHALOULAKOU A. et al., 2007, "PM10 and Ultrafine Particles Counts In-Vehicle and On-Road in the Athens Area", *Water, Air, and Soil Pollution : Focus*, vol. 8, n°1, pp. 89-97

DRASS Languedoc Roussillon, "Les politiques sanitaires – Plan Régional de la Qualité de l'Air ", [visitée le 08/07/08] disponible à l'adresse : <http://www.languedoc-roussillon.sante.gouv.fr>

DODSON RE., HOUSEMAN EA., LEVY JI. et al., 2007, "Measured and modeled personal exposures to and risks from volatile organic compounds", *Environmental Science & Technology*, vol. 41, n°24, pp.8498-8505

DUAN. N., 1982, "Models for human exposure to air pollution", *Environmental International*, 8, pp 305-309.

EXPOLIS, 2002, " Final Report : Air Pollution Exposure in European Cities : the EXPOLIS Study", [visitée le 12/08/08] disponible à l'adresse : http://www.ktl.fi/expolis/files/final_report.pdf

EXPOLIS, WP1, 2004, "EXPOLIS-INDEX: Work Package 1. Time-Microenvironment-Activity-Patterns across Europe", Final Report, SCHWEIZER C., Septembre 2004, 295p.

Fédération ATMO, AIR Pays de la Loire, AIRLOR, AIRPARIF, ASPA, ATMO PACA, ATMO Poitou-Charentes, ATMO Rhône-Alpes, ORAMIP "Note avancement travaux AASQA pour ELFE. Note relative aux travaux réalisés en 2007 dans le cadre du projet ELFE "

FUMAPEX, WP7, 2004, " Work Package 7: Population exposure modelling. Numerical population exposure results in case of peak pollution episodes in Helsinki", [visitée le 31/07/08], disponible à l'adresse : <http://fumapex.dmi.dk/Pub/Docu/reports.html>

FUMAPEX, WP7, 2005, "Work Package 7: Population exposure modelling. Recommendations and best practices for population exposure assessment in the context of air quality modelling", 31/10/2007, [visitée le 16.07.08], disponible à l'adresse : http://fumapex.dmi.dk/Pub/Docu/Reports/FUMAPEX_D7.4.fv.pdf

FUMAPEX, WP8, 2006, " Improved UAQIFs implemented and applied in the target cities", [visitée le 31.07.08], disponible à l'adresse : <http://fumapex.dmi.dk/Pub/Docu/reports.html>

GT Air ProCHE, 2006, JEANNEE N., "Cartographie géostatistique intégrée fond/proximité et comparaison à une approche déterministe " janvier 2006, 30 p.

HAN X., NAEHER LP., 2006, "A review of traffic-related air pollution exposure assessment studies in the developing world", Environment International, vol. 32, n°1, pp.106-120

HERTEL O. et al., 2001, "Human exposure to outdoor air pollution", IUPAC Technical Report. *Pure and Applied Chemistry*, vol. 73, No. 6, pp. 933-958

INERIS, 2002 a, ROUIL L., "Etat des lieux et des besoins dans les AASQA en matière de modélisation, rapport final ", Décembre 2002, 45 p.

INERIS, 2002 b, ROUIL L., MALHERBE L., "Méthodes de représentation de la qualité de l'air dans les zones peu ou pas couvertes – Partie I: Stratégies et préconisations ", Décembre 2002, 53 p.

INERIS, 2007, CARDENAS C., MALHERBE L., "Cartographie locale du dioxyde d'azote à partir des simulations PREV'AIR (2/2)", Décembre 2007, 33 p.

INVS, 2004, "Estimation de l'exposition des populations aux polluants présents à l'intérieur des habitations", DOR F., ZEGHNOUN A., BROSELIN P., [visitée le 11/08/08], disponible à l'adresse : <http://www.invs.sante.fr/>

JEANNEE N., MOSQUERON L., NEDELLEC V., et al., 2006, "Evaluation de l'exposition en zones urbaines à la pollution atmosphérique : méthodes existantes et application aux PM10 en France métropolitaine ", *Pollution Atmosphérique*, n°190, pp 197-209

JEANNEE N., FAYET S., MARY L., et al., 2006, «Cartographie de la qualité de l'air en agglomération : comment intégrer pollution de fond et pollution de proximité », 2e conférence Environnement & Transports, incl. le 15ème coll. Transports et pollution de l'air, Reims, France, 12-14 juin 2006. Actes Inrets n° 107, vol. 1, Arcueil, France, 2006, p.303-310

JURVELIN JA., 2003, "Personal Exposures to Volatile Organic Compounds and Carbonyls: Relationship to Microenvironment Concentrations and Analysis of Sources", Publications of the National Public Health Institute, Finland, 93 p.

JRC, IES, 2005, "PEOPLE: Population exposure to air pollutants in Europe - Methodological strategy and basic results", FIELD RA., PEREZ BALLESTA P., BAESA CARACENA A. et al., 74 p.

KRUIZE H., HÄNNINEN O., BREUGELMANS O. et al., 2003, "Description and demonstration of the EXPOLIS simulation model: Two examples of modeling population exposure to particulate matter", *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, vol. 13, n°2, pp.87-99

KORNARTIT C., 2005, "Measurement and analysis of personal exposure to nitrogen dioxide from indoor and outdoor sources", Thèse soutenue à l'Université de Hertfordshire, 208 p

KOUSA A., 2002, "PM2.5 and NO2 exposure assessment of urban population in the Helsinki metropolitan area and other european urban areas", Report Series in *Aerosol*

Science N° 57, Conférence académique, présentée à l'Université d'Helsinki le 23.08.02, [visitée le 24.07.08], disponible à l'adresse : <http://ethesis.helsinki.fi>

LUNG SCC., MAO IF., LIU LJS., 2007, "Residents'particle exposures in six different communities in Taiwan", *Science of the Total Environment*, vol. 377, n°1, pp.81-92

MASSERON S., 2005, *Elaboration d'une méthodologie harmonisée de cartographie fine des expositions à la pollution atmosphérique - Etude préliminaire de faisabilité technique*, Mémoire de Master 2 Recherche : Université René Descartes Paris 5, Faculté des Sciences Pharmaceutiques et Biologiques, 63 p.

MENG QY., TURPIN BJ., KORN L. Et al., 2005, "Influence of ambient (outdoor) sources on residential indoor and personal PM2.5 concentrations: analyses of RIOPA data", *Journal of Exposure Analysis and Experimental Epidemiology*, vol. 15 , n°1, pp.17-28

MONN C., 2001, "Exposure assessment of air pollutants : a review on spatial heterogeneity and indoor/ outdoor/ personal exposure to suspended particulate matter, nitrogen dioxide and ozone", *Atmospheric environment*, vol. 35, n°1, pp 1-32

NERRIERE E, ZMIROU-NAVIER D., BLANCHARD O. et al., 2005, "Can we use fixed ambient air monitors to estimate population long-term exposure to air pollutants? The case of spatial variability in the Genotox ER study", *Environmental Research*, vol. 97, n°1, pp 32-42

OGLESBY L., KÜNZLI N., RÖÖSLI M. et al., 2000, "Validity of Ambient Levels of Fine Particles as Surrogate for Personal Exposure to Outdoor Air Pollution—Results of the European EXPOLIS-EAS Study (Swiss Center Basel)", *Journal of the Air and Health Management Association*, vol. 50 , n°7, pp. 1251-1261

OQAI, 2004, MOSQUERON L., NEDELLEC V., "Inventaire des données françaises sur la qualité de l'air à l'intérieur des bâtiments : actualisation des données sur la période 2001-2004 ", [visité le 22.07.08] disponible à l'adresse : <http://www.air-interieur.org>

OQAI, 2004, MOSQUERON L., NEDELLEC V., "Revue des enquêtes sur la qualité de l'air intérieur dans les logements en Europe et aux Etats-Unis ", [visité le 22.07.08] disponible à l'adresse : <http://www.air-interieur.org>

OQAI, 2006, JEDOR B., RIBERON J., MANDIN C. et al., "Lieux de vie fréquentés par les enfants : Typologie et qualité de l'air intérieur", Rapport final Juillet 2006, DGS - Convention du 28/10/2004 – Avenant n°1 du 9/11/2005, 95p.

RAVA M., VERLATO G., BONO R. et al., 2007, " A predictive model for the home outdoor exposure to nitrogen dioxide", *The Science of the Total Environment*, vol. 384, pp 163-170

ROTKO T., KOUSA A., ALM S. et al., 2001, "Exposures to nitrogen dioxide in EXPOLIS-Helsinki: microenvironment, behavioral and sociodemographic factors", *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, mai-juin, 11, pp 216-223

SAINTOT M., BERNARD N., ASTRE C., et al., 1999, "Ozone exposure and blood antioxidants: a study in a periurban area in Southern France", *Archives of environmental health*, vol. 54, n°1, pp. 34-39

SIOUTAS C., DELPHINO R.J., SINGH M., 2005, "Exposure Assessment for Atmospheric Ultrafine Particles (UFPs) and Implications in Epidemiologic Research", *Environmental Health Perspective*, vol. 113, n°8, pp.947-955

SOGGIU M.E., BASTONE A., VOLLONO C., et al., 2006, "Italian survey on human behaviour for inhalation exposure assessment", *Annali dell' Istituto superiore di sanità* , vol. 42, n°1, pp. 76-85

TURPIN B.J., WEISEL C.P., MORANDI M. et al., 2007, "Relationships of Indoor, Outdoor, and Personal Air (RIOPA): part II. Analyses of concentrations of particulate matter species ", Research Report (Health Effects Institute), n°130, partie II

TSANG H., KWOK R., MIGUEL A.H., 2008, „Pedestrian Exposure to Ultrafine Particles in Hong Kong Under Heavy Traffic Conditions", *Aerosol and Air Quality Research*, vol. 8, n°1, pp.19-27

WEISEL C.P., ZHANG J., TURPIN B.J. et al., 2005, "Relationships of Indoor, Outdoor, and Personal Air (RIOPA). Part I. Collection methods and descriptive analyses", Research Report (Health Effect Institute), n°130, partie 1

WHO (World Health Organization), 2005, "Health effects of transport-related air pollution", WHO regional office for Europe, [visité le 11.08.08] disponible à l'adresse : <http://www.euro.who.int/document/e86650.pdf>

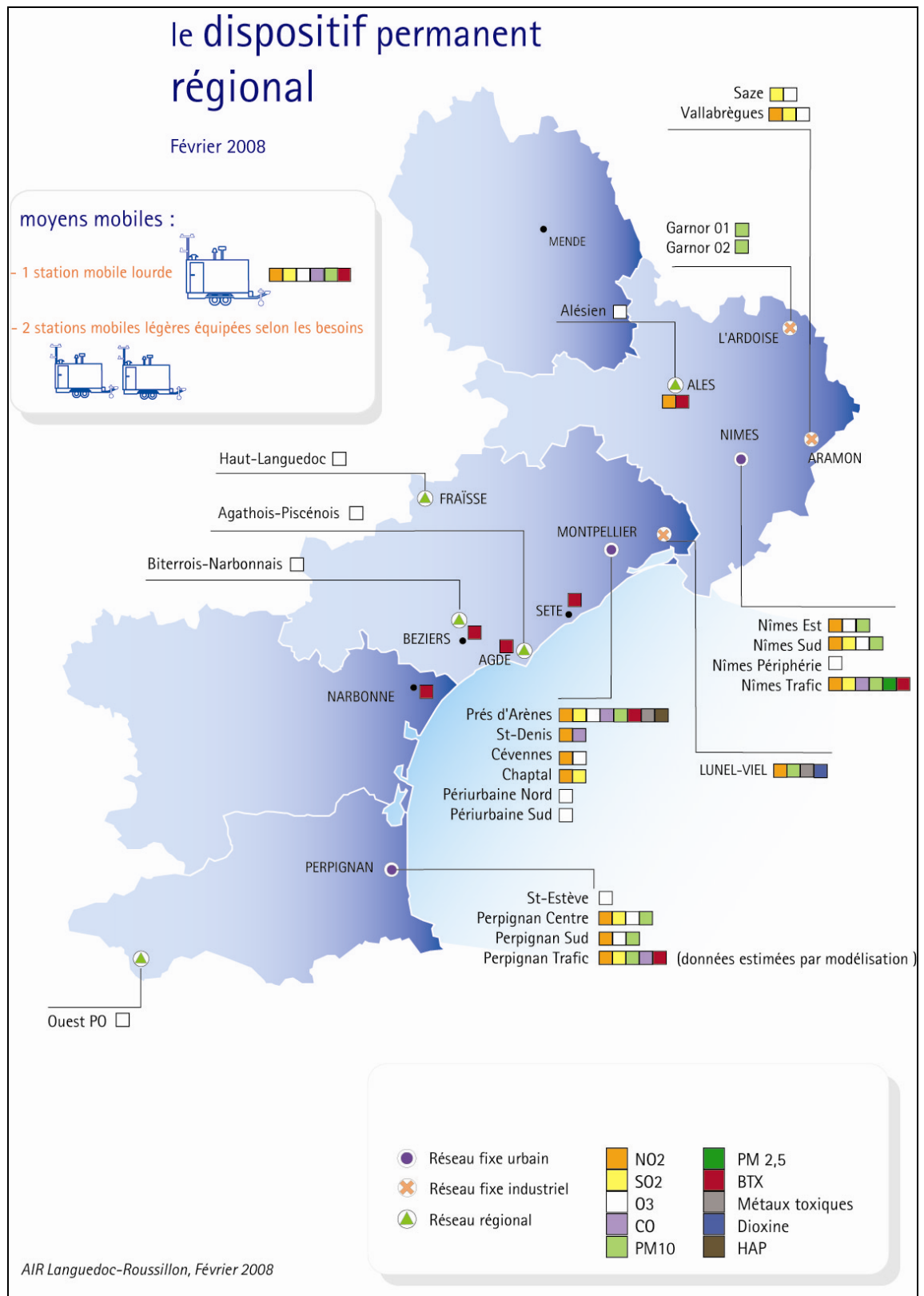
Liste des tableaux

| | |
|---|----|
| Tableau 1: Principaux indicateurs de pollution atmosphérique mesurés | 6 |
| Tableau 2: Caractérisation de l'approche géographique..... | 15 |
| Tableau 3: Caractérisation de l'approche par interpolation..... | 16 |
| Tableau 4: Caractérisation de la modélisation géostatistique (Masseron, 2005)..... | 17 |
| Tableau 5: Caractérisation de la modélisation déterministe (Masseron, 2005) | 19 |
| Tableau 6 : Ratios pris en compte pour estimer les niveaux intérieurs..... | 48 |
| Tableau 7 : Fractions de temps passées dans les 3 microenvironnements pour les adultes de 25 à 55 ans (EXPOLIS, WP1, 2004)..... | 53 |

Liste des annexes

- Annexe 1** : Dispositif permanent de Air LR en 2008, réseau fixe de mesure - Source Air LR
- Annexe 2** : Tableau regroupant les études sur les relations entre air extérieur, air intérieur et exposition personnelle pour NO₂
- Annexe 3** : Description de quelques modèles identifiés
- Annexe 4** : Exemple de la carte AIREs fournissant les moyennes horaires pour l'ozone à 20h le 14/08/08 (Source: www.aires-mediterranee.org)
- Annexe 5** : Estimation des concentrations annuelles en dioxyde d'azote (NO₂) – Année 2007 (Source : Air LR)

Annexe 1 : Dispositif permanent de Air LR en 2008, réseau fixe de mesure - Source Air LR



Annexe 2 : Tableau regroupant les études sur les relations entre air extérieur, air intérieur et exposition personnelle pour NO₂

| Etude | Localisation | Type/ nombre de mesures | Résultats |
|---|--|---|--|
| Exposures to nitrogen dioxide in EXPOLIS-Helsinki: microenvironment, behavioral and sociodemographic factors (Rotko, 2001) | Helsinki (Finlande) | Mesures personnelles /176 | - 5 facteurs associés à une surexposition personnelle de plus de 20% sont identifiés : localisation du logement en centre-ville (contre les logements de la périphérie), localisation du lieu de travail en centre-ville, habitation construite avant 1970, habitation proche d'un axe de trafic routier important, utilisation d'un four à gaz. - Le temps d'ouverture des fenêtres influence également l'exposition |
| Can we use fixed ambient air monitors to estimate population long-term exposure to air pollutants? The case of spatial variability in the Genotox'ER study (Nerriere, 2005) | Grenoble Paris Rouen Strasbourg | Mesures personnelles/ 270 Mesures extérieures | - Concentrations extérieures sous estiment l'exposition personnelle pour PM _{2,5} et PM ₁₀ , mais c'est plutôt l'inverse pour NO ₂ - Les différences observées varient selon les villes |
| Measurement and analysis of personal exposure to nitrogen dioxide from indoor and outdoor sources (Kornartit, 2005) | Hertfordshire (Royaume-Uni) | Mesures personnelles/ 382 Mesures intérieures (divers microenvironnements)/ 1720 Mesures extérieures/ 382 | - Les résultats montrent une différence significative entre les mesures en intérieur et celles en extérieur en automne et en hiver - Les logements ayant une cuisinière à gaz ont des teneurs intérieures en NO ₂ significativement supérieures - Bonne corrélation observée entre les niveaux dans les microenvironnements "chambre", mais aussi "salon", et les niveaux des mesures personnelles |
| A predictive model for the home outdoor exposure to nitrogen dioxide (Rava, 2007) | Italie | Mesures extérieures/ 340 | Le meilleur modèle prédictif identifié permet d'estimer les concentrations de NO ₂ en extérieur au niveau d'un logement en prenant en compte le centre, la saison, les concentrations aux stations fixes (moyenne des concentrations), le type et l'âge du bâtiment, la zone de résidence et l'intensité du trafic : ce modèle permet d'expliquer 68,9% de la variance |

| | | | |
|---|---------------------------|--|---|
| <p>Caractérisation de l'exposition personnelle d'un échantillon de franciliens (AIRPARIF, AFSSET, 2008)</p> | <p>Ile-de-France</p> | <p>Mesures personnelles/ 150 personnes</p> <p>Mesures extérieures (issues de stations fixes)</p> | <ul style="list-style-type: none"> - Les niveaux moyens d'exposition (des mesures personnelles) sont comparables aux niveaux mesurés en situation de fond - Les niveaux moyens d'exposition sont inférieurs au niveau mesuré sur la station fixe trafic - Les niveaux d'exposition les plus faibles correspondent aux personnes ayant les trajets les plus courts - Pour les personnes sédentaires les niveaux d'exposition les plus élevés correspondent aux personnes ayant utilisé une cuisinière au gaz |
| <p>Comparison of air pollution exposure for five commuting modes in Sydney – car, train, bus, bicycle and walking (Chertok, 2004)</p> | <p>Sydney (Australie)</p> | <p>Mesures personnelles/ 44</p> | <ul style="list-style-type: none"> - Plus faible exposition retrouvée pour les usagers du train - Plus forte exposition retrouvée pour les usagers du bus - Les marcheurs et les personnes à vélo présentent une exposition significativement plus faible que les usagers du bus |

| Particularités | Données d'entrée | | | | Données de sortie | Remarques | Avantages | Inconvénients | Limites |
|--|--|--|--|--|--|---|---|---|---|
| | Microenvironnements | BET | Données population | Remarques | | | | | |
| Exposition annuelle des enfants écoliers | <p><u>Ext. urbain:</u> concentration extérieure issue de modélisation déterministe (données annuelles avec une bonne résolution spatiale) pondérée par un ratio issu des mesures spécifiques horaires</p> <p><u>Habitation et Ecole:</u> Application d'un coefficient d'infiltration aux concentrations extérieures/ mêmes ratios pour habitation et école (Source EXPOLIS): - NO₂ = 0,78 (issu des données de Helsinki, Basel et Prague) - PM 10 = 0,7 (issu d'Athènes)</p> <p><u>Ext. trafic:</u> moyenne issue d'une station trafic multipliée par coefficient trouvé dans littérature (WHO Europe report), 1,5 pour NO₂ et PM 10</p> | <p>Typologie basée sur 3 jours-type: jour d'école/ WE en période scolaire/ jour d'été (vacances)</p> <p>Temps passé à l'école et en extérieur sont pris fixes et estimés à partir d'une enquête dans une école proche de Bologne (FERRARA STUDY), de l'administration et de considérations subjectives... et fonction du type de jour</p> <p>Temps passé dans le trafic: 2 *(distance école-maison) * vitesse du véhicule</p> <p>Temps passé dans l'habitation déduit des 3 autres</p> | <p>Population des enfants plus simple à modéliser, moins de variabilité (ex: mêmes heures passées à l'école) que le reste de la population</p> | <p>Pour calculer l'expo, ils partent de la concentration annuelle moyenne issue de la modélisation, qu'ils pondèrent par les concentrations moyennes mesurées (par les stations fixes) issue de données horaires</p> <p>Certaines données sont statistiques (ex: BET, nombre d'heures passé dans chaque microenvironnement) et d'autres sont individualisées (la distance habitation-école, et la concentration extérieure moyenne annuelle modélisée au niveau de l'habitation)</p> | <p>Distribution des expositions personnelles annuelles moyennes en µg/m³</p> <p>Expositions personnelles moyennes sur l'année sont individualisées (prise en compte de données individuelles)</p> | <p>Intéressant si absence données de modélisation quotidienne avec une bonne résolution</p> | <p>Ne nécessite pas d'importantes données d'entrée</p> <p>Selon les auteurs: "Travailler en moyennes annuelles améliore la représentativité des données exploitées" Les expositions à long terme "ont un impact plus important sur la santé publique que les petites variations quotidiennes"</p> | <p>Beaucoup d'approximations/ manque de données spécifiques à la zone et manque de précision (ex: exposition trafic non dépendante du type de transport) Besoin d'acquérir des données spécifiques : distance "école-maison" pour chaque enfant</p> | <p>Données d'exposition annuelles Manque de précision, encore plus si application à un adulte actif</p> |

| Données d'entrée | | | | | | | | | |
|--|---|---|--------------------|---|--|-----------|--|--|---|
| Particularités | Microenvironnements | BET | Données population | Remarques | Données de sortie | Remarques | Avantages | Inconvénients | Limites |
| <p>Prise en compte exposition par inhalation et cutanée Va au-delà de l'exposition, prend en compte inhalation, arbre respiratoire</p> <p>Absorption cutanée non développée dans ce tableau, limité à exposition</p> | <p>En extérieur: concentration extérieure de la zone (résolution assez fine) issue de AirQUIS (modèle déterministe)</p> <p>En intérieur: concentration intérieures calculée par un module (Indoor Modul) à partir de la concentration extérieure modélisée par AirQUIS au niveau de ce microenvironnement</p> | <p>Se base sur l'emploi du temps d'un individu réel (issu de questionnaires) , ou d'un individu type, suivi heure par heure</p> | / | <p>Exposition calculée avec un pas de temps horaire</p> | <p>Exposition à laquelle l'individu est soumis heure par heure Possibilité d'agrèger ces données sur la période souhaitée (somme, moyenne)</p> | / | <p>Permet d'estimer l'exposition globale d'une personne</p> <p>Permet d'identifier les heures où des pics d'exposition ont été atteints</p> <p>En se servant d'un individu type, possibilité d'avoir des données représentatives de la population générale</p> | <p>Nécessite une modélisation de la dispersion en polluant (basée sur de nombreuses données) avec des échelles de temps et d'espace assez fines</p> <p>Pas de prise en compte des sources intérieures dans le "Indoor Modul"</p> | <p>Risque en généralisant des données pour un individu type à la population</p> |

| Données d'entrée | | | | | | | | |
|--|--|---|--|--|---|---|---|--|
| Particularités | Microenvironnements | BET | Données population | Remarques | Données de sortie | Avantages | Inconvénients | Limites |
| <p>Appliqué à deux sous-populations types: enfants (- de 14 ans) et personnes âgées (+ de 65 ans)</p> <p>Périodes de jour et de nuit différenciées</p> | <p>Extérieur : Concentrations horaires estimées avec une résolution de 1 km et un pas de temps horaire par modélisation (modèle déterministe)</p> <p>Intérieur : Ratio d'infiltration de l'air extérieur vers l'intérieur pris dans étude EXPOLIS. - pour PM₁₀, utilisation du ratio (facteur d'infiltration) de PM 2,5 trouvé à Athènes: 0,7 - pour NO₂, utilisation ratio issu de 4 villes: 0,78</p> <p>Trafic : Concentrations trafic prises 1,5 fois plus grandes que les concentrations extérieures (WHO, 2005)</p> | <p>BET différenciés en : période de jour/ période de nuit</p> <p>Pour les enfants: Données BET issues d'une enquête dans une école italienne FERRARA STUDY (même données que celles utilisées à Bologne, Istituto Superiore di Sanita, 2005) et de données non publiées d'Helsinki (HEAT Project)</p> <p>Pour les personnes âgées: Données issues du modèle BET d'Helsinki pour les non-travailleurs de plus de 60 ans</p> <p>Hypothèse: la nuit, les populations étudiées restent chez elles</p> | <p>Données sur le nombre d'enfants et de personnes âgées vivant dans chaque cellule fournies par la ville de Turin</p> | <p>Pour une cellule (de 1km sur 1 km), la concentration moyenne est estimée à partir des concentrations aux quatre points de la dite cellule</p> <p>Choix de ces deux sous-populations car :</p> <ul style="list-style-type: none"> - populations sensibles - moins mobiles que le reste de la population <p>Ratio pour estimer les concentrations trafic probablement source du plus d'incertitude, mais les populations considérées passent peu de temps dans le trafic</p> <p>Calcul de l'exposition (E) au sein de chaque cellule: $E = (14/24) (f_i \text{FInf} + f_o + f_t \text{Kt}) \text{Cd} + (10/24) \text{FInf} \text{Cn}$, avec: fi: fraction de temps passée à l'intérieur fo: fraction de temps passée à l'extérieur ft: fraction de temps passée dans le trafic FInf: Facteur d'infiltration ext vers intérieur Kt: ratio empirique pour estimer la concentration dans le trafic Cd: concentration estimée pour la cellule en période jour Cn: concentration estimée pour la cellule en période nuit 14/24 : ratio période jour sur une journée complète 10/24 : ratio période nuit sur une journée complète</p> | <p>Exposition en µg/m³</p> <p>Exposition moyenne à laquelle la sous-population de chaque cellule géographique est soumise sur une journée Et exposition moyenne à laquelle chaque sous-population de la ville est soumise sur une journée</p> <p>Comme ils travaillent par cellule: possibilité d'avoir une répartition : nombre de personnes soumises à une concentration</p> | <p>Ne requiert pas de données spécifiques complexes</p> | <p>Nécessite une modélisation de la dispersion en polluant (basée sur de nombreuses données) avec des échelles de temps et d'espace assez fines</p> <p>Données sur population fournies par cellule géographique Beaucoup d'approximations</p> | <p>Représentabilité discutable, plus difficile à appliquer à la population active, notamment du fait de l'imprécision du ratio pris pour estimer exposition dans le trafic</p> |

| Données d'entrée | | | | | | | | |
|--|--|---|--|---|-----------|---|---|--|
| Microenvironnements | BET | Données population | Remarques | Données de sortie | Remarques | Avantages | Inconvénients | Limites |
| <p>Concentrations extérieures modélisées avec un pas de temps horaire et une résolution variant de 20 à 500 m (modèle déterministe)</p> <p>Habitation : Ratio de transfert Intérieur/ Extérieur (source EXPOLIS) pour les bâtiments (habitation, travail, autres activités): - pour PM_{2,5} = 0,71 - pour NO₂ = 0,71</p> <p>Lieu de travail : Ratio de transfert idem que pour habitation</p> <p>Trafic : Ratio de transfert Intérieur/ Extérieur utilisés (source EXPOLIS) : pris égaux à 1 pour PM_{2,5} et NO₂</p> <p>Autres activités : Concentrations extérieures estimées, avec une résolution de 100m, heure par heure pour la période de temps sélectionnée</p> | <p>Données BET issues de "Statistics Finland": données collectées auprès de 813 habitants d'Helsinki de plus de 10 ans et sélectionnés aléatoirement</p> | <p>Fichier issu de la municipalité fournissant: - informations sur les habitations, les entreprises, les agences de la zone: - informations sur nombre total de personnes et la répartition par classe d'âge des personnes vivant ou travaillant dans les bâtiments - informations sur la localisation des personnes au restaurant/ shopping/ temps récréatif</p> <p>Localisation des personnes dans le trafic évaluée à partir des données enregistrées de trafic urbain- Informations valables séparément pour les autos/ bus/ trains/ trams/ métros/ vélos/ marcheurs pour toutes les sections de rues/ rails sur une base horaire</p> <p>Le nombre de personnes dans le trafic est estimé sur la base des prévisions de trafic : - Pour bus/ train/ métro/ tram/ vélo et marcheurs, le nombre de personnes et le temps passé sur chaque section de rue/ rail est estimé avec le modèle de traffic-planning EMME/2 - Pour les voitures, EMME/2 donne une estimation du nombre de voitures, et le nombre de passagers est pris égal à la moyenne dans la zone = 1,2</p> | <p>Coordonnées des habitations (lieu de travail) corrélées avec le nombre d'habitants (de travailleurs) de chaque bâtiment et le temps passé à la maison (au travail) sur la journée Les activités dans les autres lieux sont estimées à partir de données statistiques sur le temps de loisir</p> <p>Comme les concentrations sont modélisées par cellule géographique, ces données sont transformées pour avoir une résolution spatiale constante et correspondant aux données sur l'activité de la population (= nombre de personnes * heure)</p> | <p>Distribution spatiale de l'exposition globale de la population en: nombre de personnes * h * µg/m³</p> <p>Fournit les infos par cellule géographique, et potentiellement par groupe de population</p> | / | <p>Cartes utilisables : - pour repérer les zones d'exposition très élevées - dans un cadre décisionnel pour comparer des situations, des périodes</p> | <p>Nécessite une modélisation de la dispersion en polluants (basée sur de nombreuses données avec des échelles de temps et d'espace assez fines</p> <p>Ne permet pas de suivre l'exposition d'un individu</p> | <p>Information ne concerne pas spécifiquement une personne</p> |

| Données d'entrée | | | | | | | | | |
|--|--|--|-------------------------------------|-----------|---|--|--|--|------------------------------------|
| Particularités | Microenvironnements | BET | Données population | Remarques | Données de sortie | Remarques | Avantages | Inconvénients | Limites |
| <p>Appliqué uniquement sur les villes dans lesquelles il y a des stations de mesure</p> <p>Ils possèdent un outil de modélisation pour concentration en ozone avec un pas de temps horaire</p> | <p>Extérieur : basé sur les concentrations moyennes prévues par leur système de prévision de la qualité de l'air (pas de temps horaire) pour chaque ville possédant une station de mesure</p> <p>Intérieur : prise en compte d'un ratio de I/ E de 0,3, issu de la littérature (Monn, 2001; Liu et al., 1997)</p> <p>Trafic (voiture) : prise en compte d'un ratio de I/ E de 0,7, issu de la littérature (Monn, 2001; Liu et al., 1997)</p> | <p>BET estimé en utilisant des fractions de temps passées à l'intérieur, à l'extérieur et dans le trafic; données issues de l'étude EXPOLIS : utilisation des données d'Athènes (car même type de conditions climatologiques). Selon les auteurs les différences entre les villes sur ces BET sont négligeables</p> | <p>Nombre d'habitants par ville</p> | / | <p>Exposition en $\mu\text{g}/\text{m}^3$</p> <p>Exposition moyenne à laquelle la population de chaque ville est soumise Et exposition moyenne pour la région (pondérée donc par le nombre d'habitants dans les villes prises en compte)</p> | <p>Met en relation les concentrations estimées en ozone avec le nombre d'habitants de chaque ville</p> | <p>Ne nécessite pas d'outils complexes</p> | <p>Données sur la population sont stationnaires (i.e. par ville) Beaucoup d'approximations</p> | <p>Représentativité discutable</p> |

Modèle développé à Castellon-Valencia, type déterministe statistique (ozone)

| Données d'entrée | | | | | | | | | |
|--|---|--|--|-----------|--|-----------|---|--------------------------------|--|
| Particularités | Microenvironnements | BET | Données population | Remarques | Données de sortie | Remarques | Avantages | Inconvénients | Limites |
| <p>Estimation de l'exposition totale par la mise en relation :</p> <ul style="list-style-type: none"> - de données sur les BET (enquête auprès de 1100 logements) - de concentrations mesurées dans 6 microenvironnements dits principaux <p>Pas de mesures extérieures (à part les mesures personnelles dans les transports) car données tirées de la bibliographie</p> | <p>6 microenvironnements pris en compte (et dans lesquels des mesures de concentration sont faites) :</p> <ul style="list-style-type: none"> - cuisine pendant la cuisine - salon hors une période de cuisine - chambre pendant le sommeil - école pendant heures de cours - travail pendant les heures de travail habituelles - déplacement (avec différenciation 2 roues, 3 roues, car, voiture, marche) <p>Concentrations pour les différents microenvironnements sont mesurées dans le cadre de l'enquête:</p> <ul style="list-style-type: none"> - 9 maisons pour mesurer [] de cuisine/ salon/ chambre - 9 bureaux/ magasins pour le lieu de travail - 9 routes pour les [] lors des transports, avec pour chacune des mesures personnelles réalisées selon 4 modalités de transport (2 roues, 3 roues, car, voiture) <p>Concentrations extérieures tirées de la bibliographie</p> | <p>BET issus d'une enquête réalisée auprès de 1100 foyers, soit 4311 individus</p> <p>Echantillon sélectionné par un échantillonnage aléatoire</p> | <p>Données population issues de la même enquête que pour les BET</p> | / | <p>Estimation de l'exposition totale journalière pour les sous-populations considérées</p> | / | <p>Données milieu intérieur et mesures personnelles lors des transports réellement mesurées et non modélisées</p> | <p>Enquête BETA importante</p> | <p>Concentrations extérieures et intérieures considérées fixes</p> <p>Choix des 6 logements/ espace de travail/ route/ véhicules utilisés non expliqué dans le document, représentativité de ces microenvironnements</p> |

| Données d'entrée | | | | | | | | |
|---|---|--|---|--|--|-------------------------------------|---|-----------------------------|
| Microenvironnements | BET | Données population | Remarques | Données de sortie | Remarques | Avantages | Inconvénients | Limites |
| Modélisation des concentrations avec AirQUIS: résolution de 1km et infos fournies à l'heure pour NO ₂ , et à la journée pour PM ₁₀ et PM _{2,5} | Données stationnaires sur la population | Données sur le nombre d'habitants dans chaque bâtiment | Données stationnaires sur la population En plus des données de prévision de la qualité de l'air (avec une résolution de 1 km), les concentrations en certains points proches des routes principales sont estimées avec plus de précision (sous-échelle géographique). au niveau de certains points définis ("building points") : - pour bâtiments proches d'un "building points", l'estimation de concentration qui y est trouvée leur est attribuée - pour bâtiments non proches d'un "building point", l'estimation de concentration moyenne pour la cellule (résolution de 1km) dans laquelle ils sont leur est attribuée | Nombre de personnes soumises à chaque niveau de pollution 4 niveaux définis : good, moderate, poor, very poor | Met en relation la carte de prévision de la qualité de l'air avec le nombre d'habitants de chaque bâtiment | Ne nécessite pas d'outils complexes | Nécessite une modélisation de la dispersion en polluants (basée sur de nombreuses données) avec des échelles de temps et d'espace assez fines Données sur la population sont stationnaires, aucune prise en compte de BET etc.... Pas de prise en compte de l'air intérieur | Représentativité discutable |

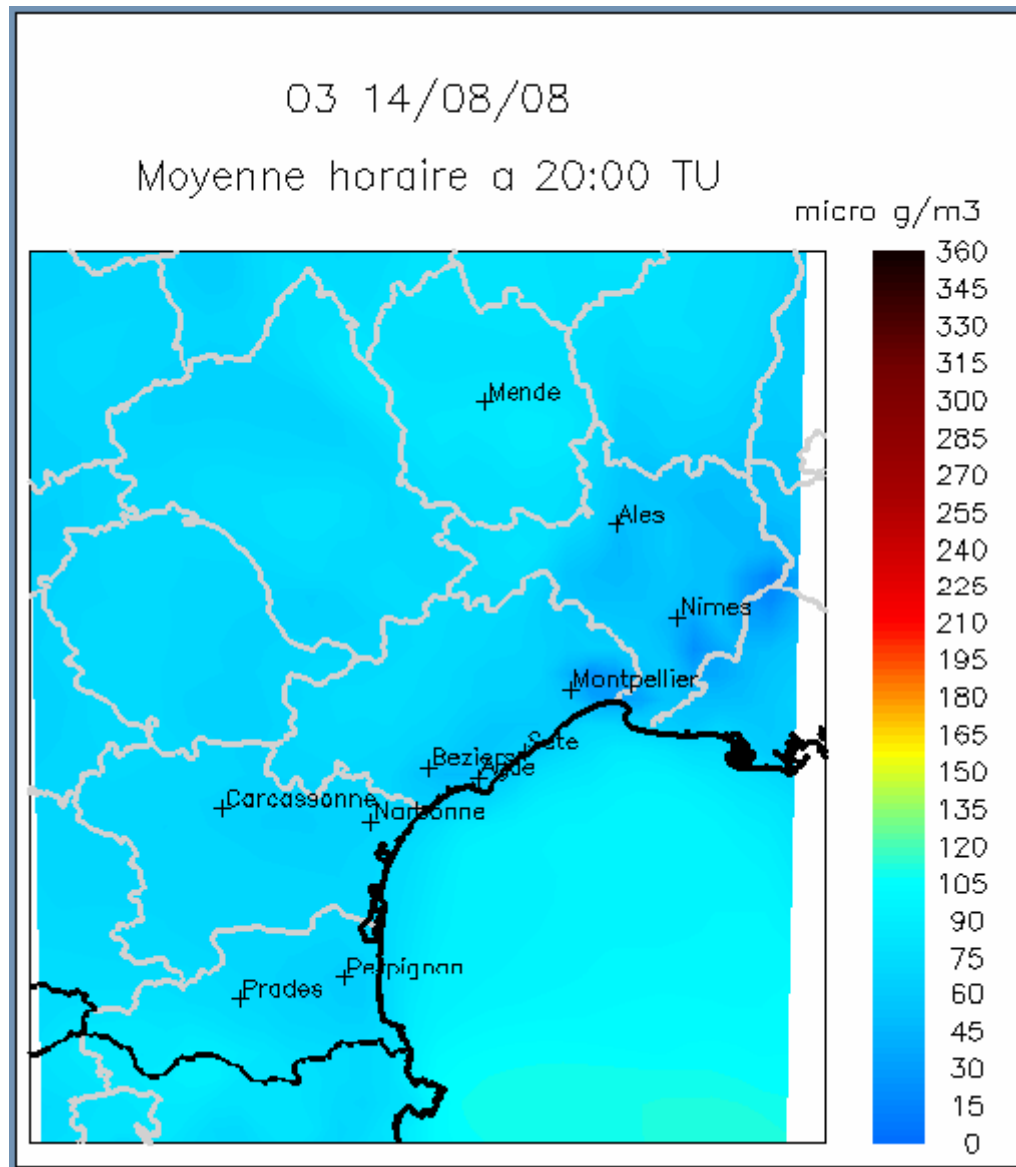
Modèle développé à Oslo, type déterministe statistique (PM_{2,5}, PM₁₀, NO₂)

| Données d'entrée | | | | | | | | |
|--|--|---|---|---|--|--|--|---|
| Microenvironnements | BET | Données population | Remarques | Données de sortie | Remarques | Avantages | Inconvénients | Limites |
| 3 microenvironnements: intérieur habitation/ intérieur lieu de travail/ autres lieux Pour chaque microenvironnement, une distribution des concentrations est décrite, sous la forme d'une distribution lognormale | BET exprimés sous la forme de fractions Décrits par une distribution bêta Issus de l'étude Expoils | Travail par groupe de population ayant des BET semblables (sous population) | Calcul de la distribution par @Risk Utilisation échantillonnage Latin Hypercube Toutes les données d'entrée sont des distributions de probabilité/ chaque microenvironnem ent est traité séparément et les fractions de temps associées sont pondérées Pour la distribution de concentration associée à "autres lieux", les auteurs prennent les valeurs d'une station de mesure trafic car selon eux, les visites dans "autres lieux" sont courtes et correspondent souvent au trafic | Fournit une estimation de la distribution des expositions personnelles au sein d'une population visée (% de personnes soumis à une concentration donnée en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) | Tests de validation réalisés: bonne prédiction des expositions et de leur variabilité Différents modèles testés, prenant en compte un nombre plus ou moins important de variables | Permet d'estimer l'exposition globale d'une personne au cours de la journée Fournit la distribution des expositions par percentile de la population Ne nécessite pas forcément beaucoup d'outils et de données | Ne fournit pas de cartes/ visualisation géographique | Résultat dépendant de la construction du modèle, des hypothèses, et surtout des données d'entrée disponibles (qualité, représentativité, ...) Modèle plus adapté à des périodes de temps > à 24h |

Modèle développé à Helsinki – Expoils – type probabiliste (PM)

| Données d'entrée | | | | | | | | |
|--|--|--|---|--|--|---|---|---|
| Particularités | Microenvironnements | BET | Remarques | Données de sortie | Remarques | Avantages | Inconvénients | Limites |
| <p>Méthodologie tirée du US EPA Exposure Factors Handbook</p> <p>Etude basée sur des questionnaires pour caractériser les comportements et styles de vie des personnes prises en compte, bcp de données acquises (BET, activité, type d'habitat...) :</p> <ul style="list-style-type: none"> -sur deux saisons différentes -sur toutes les classes d'âge et les deux sexes <p>Echantillon de (700 + 700) individus (sur deux saisons) avec un nombre important de personnes dans chaque catégorie d'âge et sexe --> pour représentativité</p> <p>Développement d'un modèle probabiliste pour :</p> <ul style="list-style-type: none"> - avoir la distribution des taux d'inhalation par classe d'âge et sexe (basé sur une méthode USA) - avoir la distribution des doses quotidiennes inhalées (= exposition) par classe d'âge et sexe | <p>Pour l'étude de l'exposition au CO:</p> <p>Distinction entre "résidence" et "hors de la résidence" pour prise en compte concentration en CO (évaluation faite heure par heure) :</p> <ul style="list-style-type: none"> - lorsque individu dans sa résidence, concentration prise en compte est la moyenne à l'heure dite (sur la période de mesure 1999-2002) de la station la plus proche de l'habitation de l'individu considéré - lorsque individu hors de sa résidence, concentration prise en compte est la moyenne à l'heure dite (sur la période de mesure 1999-2002) de l'ensemble des stations urbaines | <p>Données individuelles tirées des questionnaires remplis par chaque individu (environ 700 pour chacune des deux saisons)</p> | <p>Application simulation de Monte-Carlo:</p> <p>Calcul de la dose journalière inhalée ID (I) pour un individu I à partir de la formule:</p> $ID(I) = \sum h [Pin(h, I) * Rin(I) * Concr(h)]$ <p>if Pin(h, I) = 1 Sinon : $ID(I) = \sum h [Rout(I) * Conctown(h)]$</p> <p>avec h = 1, 2, 3 ..., 24 Pin : Pin(h, I) = 1, si individu I à la résidence à l'heure h, et 0 sinon Rin : Probabilité de distribution des taux d'inhalation dans la résidence Rout : Probabilité de distribution des taux d'inhalation hors de la résidence Concr(h) : Concentration moyenne à l'heure h au plus près de la résidence Conctown(h) : Concentration moyenne à l'heure h à travers la ville</p> <p>Obtention par classe d'âge et par sexe de la distribution des taux d'inhalation lorsqu'un individu est dans sa résidence, et lorsqu'il est hors de sa résidence</p> <p>Pour chaque classe d'âge et par sexe les 2 distributions des taux d'inhalation sont obtenues à partir des activités déclarées dans les questionnaires/ journaux d'activité (division en 13 activités ayant chacune un taux de ventilation spécifique et spécifique aussi par classe d'âge et par sexe)</p> | <p>Probabilité de distribution de la dose inhalée (exposition) par classe d'âge par sexe et par zone</p> | <p>Modèle appliqué pour chaque classe d'âge et par sexe, simulation réalisée avec 10 000 itérations</p> <p>Testé sur les quatre zones de la ville où se trouve une station de mesure</p> | <p>Prise en compte du taux d'inhalation, du taux de validation et donc de la variabilité entre classe d'âge et sexe</p> <p>Données BET basées sur des données locales (nombre important de questionnaires)</p> <p>Permet d'estimer l'exposition globale d'une personne</p> <p>Peut permettre d'identifier des catégories (classe d'âge et sexe) plus à risque</p> | <p>Ne fournit pas de cartes/ visualisation géographique</p> <p>Approximations sur les concentrations en CO prises en compte</p> | <p>Résultat dépendant de la construction du modèle, des hypothèses, et surtout des données d'entrée disponibles (qualité, représentativité,...)</p> |

Annexe 4 : Exemple de la carte AIRES fournissant les moyennes horaires pour l'ozone à 20h le 14/08/08 (Source: www.aires-mediterranee.org)



Estimation des concentrations annuelles en dioxyde d'azote (NO₂) - Année 2007 - Montpellier et environs

