

Cartographie de la pollution atmosphérique en milieu urbain a l'aide de données multisources

Anthony Ung

▶ **To cite this version:**

Anthony Ung. Cartographie de la pollution atmosphérique en milieu urbain a l'aide de données multisources. Physique [physics]. École Nationale Supérieure des Mines de Paris, 2003. Français. NNT : . tel-00004209

HAL Id: tel-00004209

https://pastel.hal.science/tel-00004209

Submitted on 19 Jan 2004

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

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

UNIVERSITÉ PARIS 7 - DENIS DIDEROT

ECOLE DES MINES DE PARIS

N° attribué par la bibliothèque

|_|_|_|_|_|_|_|_|_|_|

T H E S E

pour obtenir le titre de
Docteur en Sciences de l'Université Paris 7 – Denis Diderot

Ecole doctorale «Sciences de l'Environnement d'Ile de France »
Spécialité "Méthodes Physiques en Télédétection"

présentée et soutenue publiquement par

Anthony UNG

CARTOGRAPHIE DE LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE EN MILIEU URBAIN A L'AIDE DE DONNEES MULTISOURCES

Directeur de thèse : Lucien WALD

Le 7 novembre 2003 devant le jury composé de :

Mme Christiane WEBER. ..... Rapporteur
M. Youssef DIAB ..... Rapporteur
M. Claude KLAPISZ..... Examinateur
M. Gilles PERRON ..... Examinateur
M. Lucien WALD ..... Examinateur

Remerciements

Le lecteur se demandera sans doute pourquoi la section des remerciements est si longue. La réponse est simple : bien qu'étant un effort personnel, un travail de thèse ne peut aboutir sans l'aide d'un certain nombre de personnes. Je remercierai toutes celles sans qui cette thèse ne serait pas ce qu'elle est (aussi bien par les discussions que j'ai eu la chance d'avoir avec eux, leurs suggestions ou contributions). Et je remercierai aussi toutes les personnes que j'ai pu rencontrer. Le nombre de personnes qui ont rendu ces trois années de thèse agréables n'a fait que croître au fil des années. Si j'oublie une personne dans cet exercice, et je le ferai sans doute, je m'en excuse d'avance.

Je tiens à remercier en tout premier lieu ***M. Lucien Wald*** *du groupe télédétection et modélisation (T&M) de l'école des mines de Paris (ENSMP) qui a dirigé cette thèse dans la continuité de mon stage de DEA. Son encadrement, ses conseils concernant l'écriture de ce manuscrit, ses relectures acharnées de mes travaux m'ont été d'une aide précieuse. Pour tout cela, sa confiance et sa disponibilité du début à la fin de thèse, je le remercie vivement.*

Je remercie les rapporteurs de cette thèse ***M. Youssef Diab*** *directeur du laboratoire L.G.U.E.H. de l'université de Marne la Vallée et* ***Mme Christiane Weber*** *directeur du laboratoire image et ville de l'université Louis Pasteur pour l'intérêt qu'ils ont porté à mon travail.*

Merci également aux autres membres du jury qui ont accepté de juger ce travail : ***M. Claude Klapisz*** *responsable du DEA méthodes physiques en télédétection de l'université Denis Diderot et en particulier* ***M. Gilles Perron*** *ingénieur études à l'association pour la surveillance et l'étude de la pollution atmosphérique en Alsace (ASPA).*

Pour avoir pris du temps pour me répondre et avoir fait des recherches pour m'aider au cours de ma thèse, je suis redevable à ***M. Jacky Hirsch***, ***Mme Estelle Baehrel*** *du laboratoire image et ville, ainsi qu'à* ***M. Joseph Kleinpeter*** *et* ***Mme Agnès Bertrand*** *de l'ASPA.*

La qualité et la continuité des données utilisées ici sont le fruit d'un travail d'équipe sur le terrain et de maintenance soutenue des stations... J'ai pour cela pleinement profité de la présence et de l'efficacité de l'ASPA et du laboratoire image & ville. Mes plus vifs remerciements pour leur accueil et leur disponibilité.

Il est évident que l'école des mines de Paris est une école de renom, et j'ai bien conscience que le fait d'y avoir travaillé trois années est pour moi une expérience enrichissante. Je désire remercier cordialement les équipes et personnels de l'ENSMP, et plus particulièrement le groupe T&M. Je comprends aussi que la plupart des gens ont changé et changeront probablement de carrière plusieurs fois. Je pense ici en particulier aux post-doctorants, doctorants, stagiaires et autres qui ont travaillé au groupe T&M, et leur remercie.

Pour les moments passés ensembles au cours desquels ils ont si gentiment accepté de partager avec moi leurs expériences, je remercie ***M. Michel Albuisson***, ***M. Thierry Ranchin***, ***M. François Cauneau***, ***M. Lionel Ménard***, ***M. Axel Iehle***, ***Mlle Mireille Lefevre***, ***Mme Audrey Minghelli-Roman.***

Un grand merci à ***Mme Marie-Jeanne Naert*** *et* ***Mme Christine Gschwind***, *deux grandes secrétaires, et aussi à* ***Mme Roseline Adde-Wald***, *une assistante de direction formidable. Vous êtes irremplaçables !*

Je tiens à souligner les moments passés avec ***Magali Touitou***, ***Nicolas Fichaux***, ***Renaud Péteri***, ***Sylvain Cros***, ***Thierry Poglio***, ***Christelle Barbey*** *et* ***Ludovic Basly****, qui ont parcouru avec moi un bout ou entièrement le chemin de la thèse. Et je souhaite avec beaucoup de courage aux prochaines thésardes qui suivent :* ***Annelise Beaulant*** *et* ***Claire Thomas****.*

Je remercie les stagiaires et visiteurs ayant séjourné au groupe T&M : ***Guillaume Chaignaud***, ***Jean-Christophe Laneri***, ***Nadia Ouarab***, ***Janice Albiac***, ***Donatien Njomo***, ***Fabien Wald***, ***Rachid Chriqi***, ***Celle Julien***, ***Sylvain Margirier***, ***Caroline Labaune***, ***Christophe Diot***, ***Ion Nedelcu***, ***Radja Khedam***, ***Jérôme Rambur***, ***Nicolas Gras***, ***Cyril Dahon****, et enfin* ***Cécile Aufranc****. Il ne fait aucun doute que leur présence a su pimenter l'ambiance du groupe.*

Il y a certaines personnes qui méritent un remerciement spécial : celles qui ont été à mes côtés dans les moments les plus durs et celles qui ont créé et partagé tant de si bons souvenirs avec moi. Ce sont souvent les mêmes. Je les remercie de croire en moi lorsque j'ai de la difficulté à croire en moi-même. A tout ce beau monde, je dédie cette thèse et vous dis à bientôt.

Il y a des personnes à qui je dois beaucoup et leur dire un GROS MERCI, et à qui je serai reconnaissant pour toujours : mon entourage familial.

Mes remerciements vont aussi à mes camarades et amis du DEA méthodes physiques en télédétection (promotion 1999/2000) : ***Akbaraly Saïfoudine***, ***Aleton Christophe***, ***Bretar Frédéric***, ***Burlaud Corinne***, ***Dif Kamale***, ***Ducic Vesna***, ***Loricourt Frédéric***, ***Noreddine Abdelhakim***, ***Parde Mickaël***, ***Pereira Fernando***, ***Rangama Yvan***, ***Riedinger Emmanuel*** *et* ***Simond Nicolas****.*

Je dis un grand merci aux amis de toujours : ***Susannah Gornall***, ***Urban Müller***, ***Félix Hinojosa***, ***Nicolas Huang***, ***Jean-Marc Valliccioni***, ***Ouagal Oueddo***, ***Gilles Yahiaoui***, ***Vesna Ducic***, ***Stéphanie et Laurent Lau***, ***Chao Chung Lieng***, ***Marc Kham***, ***Mane Sridykhan***, ***Hongan Nguyen***, ***Ton Sisavath***, ***Seng Chau***, ***Simon Kai***, ***Bounthavy Vilaysack***, ***Virginie Walter***, ***Laurent Valentin, Veasna Pheng, Lamia Gabriel, ...*** *Leur visites et passages à Nice ont été tout simplement inoubliables !*

En contrepartie de tout ce que j'ai pu apprendre sur la pollution de l'air, j'espère que les idées présentées ici pourront aider, d'une manière ou d'une autre, à la surveillance et à la lutte contre la pollution atmosphérique. Un nouveau défi m'appelant, je me dois maintenant de tourner une des plus belles pages de ma vie étudiante.

Sophia Antipolis le 24 octobre 2003

Anthony Ung



Table des matières

1 Introduction 3

2 Quelques éléments sur la qualité de l'air 9

2.1. Définition de la pollution atmosphérique - les principaux polluants 9
2.1.1. L'atmosphère 9
2.1.2. La pollution atmosphérique 10
2.1.3. Les principaux polluants 11
2.1.4. Le cas particulier de l'ozone 13
2.1.5. L'inventaire des émissions 13

2.2. La surveillance de la qualité de l'air en France 14

2.3. Les paramètres influençant la qualité de l'air 16
2.3.1. Influence du vent 16
2.3.2. Influence de la stabilité de l'atmosphère 17
2.3.3. Influence de la topographie locale 17

2.4. La zone d'étude 18

3 Méthodes actuelles de surveillance et de cartographie 23

3.1. La surveillance de la qualité de l'air en France par les stations de mesures 23
3.1.1. Les réseaux de surveillance de la qualité de l'air 23
3.1.2. Les stations de mesure de concentrations de polluants 23

3.2. Cartographie de la qualité de l'air par modélisation numérique 27

3.3. Mesures de concentration par LIDAR 28

3.4. Etude à l'aide d'images satellitaires dans le domaine optique 29

3.5. Méthode de cartographie de la qualité de l'air par interpolation 31

4 Méthode proposée de cartographie à l'aide de données multi-sources 33

4.1. Objectif et échec des méthodes existantes 33
4.1.1. Besoins et spécifications 33
4.1.2. Limites des méthodes existantes de cartographie 34

4.2. Méthode proposée de cartographie 35

4.3. Bibliothèque des champs typiques 36

4.4. Définition mathématique d'un champ typique 38
4.4.1. Transformée en ondelettes 38
4.4.2. Analyse multirésolution 39
4.4.3. Coefficients en ondelettes 40
4.4.4. Synthèse du champ de concentration 40
4.4.5. Définition du champ typique 41

4.5. Construction d'un champ typique 42
4.5.1. Etape 1 : caractérisation de la ville et construction des cartes d'identité 42
4.5.2. Etape 2 : localisation des pseudostations à l'aide des cartes d'identité 43
4.5.3. Etape 3 : construction des stations virtuelles à l'aide d'images satellitaires 44
4.5.4. Etape 4 : construction du champ typique de pollution 44

4.6. Conclusion 44

5 Caractérisation de la ville - construction des cartes d'identité ____ 47

5.1. Indicateurs morphologiques pour la carte d'identité ____ 47
5.1.1. Nécessité des indicateurs morphologiques ____ 47
5.1.2. Description de la base de données BD TOPO® de l'IGN ____ 48
5.1.3. Positionnement des stations de mesures sur la BD TOPO® ____ 49
5.1.4. Choix des indicateurs morphologiques ____ 50
5.1.5. Méthode de calcul et paramètres de la surface de visibilité ____ 53

5.2. Images satellitaires pour la carte d'identité ____ 58

5.3. Cadastre des émissions de polluant pour la carte d'identité ____ 61

5.4. la carte d'identité ____ 63

6 Pseudostations et stations virtuelles ____ 65

6.1. Les pseudostations ____ 65

6.2. La campagne de mesures ACI Ville ____ 68
6.2.1. Présentation de la campagne ____ 68
6.2.2. Les mauvaises conditions météorologiques ____ 71
6.2.3. Validation des pseudostations ____ 72

6.3. Les stations virtuelles ____ 73
6.3.1. La démarche entreprise ____ 73
6.3.2. Modélisation des effets optiques de la pollution ____ 74
6.3.3. Calcul de la réflectance corrigée F ____ 76
6.3.4. Traitements des mesures de concentrations de polluants ____ 78
6.3.5. Corrélations entre la fonction F et les concentrations de polluants ____ 79
6.3.6. Les résultats de la corrélation ____ 80

6.4. Conclusion ____ 81

7 Conclusion ____ 83

7.1. Intégration des connaissances actuelles ____ 83

7.2. Algorithme de fusion d'information ____ 84

7.3. Définition des situations météorologiques ____ 84

7.4. Les pseudostations ____ 85

7.5. Les stations virtuelles ____ 85

Références bibliographiques ____ 87

Annexe : les normes de la qualité de l'air ____ 93

Chapitre 1 : Introduction

Depuis le 19ème siècle, certaines zones urbaines industrialisées en Europe et dans le monde ont connu de graves problèmes de pollution atmosphérique (Quénel 1997). Les émissions en cause dans la plupart des villes étaient principalement celles de soufre et les fumées noires, dues à l'utilisation du charbon dans les maisons et les industries. Un des épisodes les plus marquants, le grand smog de Londres, survenu au mois de décembre 1952, dura cinq jours et aurait suscité 3500 à 4000 décès (HMSO 1954). C'est à cette période que l'on a commencé à mesurer sérieusement la pollution atmosphérique (Dab & Roussel 2001). Depuis, l'étude de la pollution atmosphérique s'est largement diversifiée pour une meilleure connaissance du phénomène de pollution et une lutte plus efficace : il s'agit d'un problème multidisciplinaire qui mobilise autant les spécialistes épidémiologiques, les spécialistes en modélisation des transports, en émission et transformation des polluants, que les autorités locales et les industriels (cf. site Internet du programme Primequal-Predit de recherche interorganisme pour une meilleure qualité de l'air à l'échelle locale : http://www.predit.prd.fr).

En France, l'application de la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie, dite loi Lepage (loi 96-1236 du 30 décembre 1996 intégrée au code de l'environnement) a conduit à un développement de la surveillance de la qualité de l'air (MATE 2001, Bernard 2001). Toutes les villes de plus de 100 000 habitants sont désormais équipées d'un réseau de surveillance de la qualité de l'air. Les mesures recueillies sont traitées informatiquement afin de calculer un indice de qualité de l'air : l'indice ATMO. Cet indice permet d'informer les autorités locales ainsi que la population de la qualité de l'air (niveau 1 : qualité de l'air excellent, niveau 10 : qualité exécrable).

La pollution atmosphérique est aujourd'hui sensiblement réduite par rapport aux situations qui prévalaient il y a quelques décennies, en liaison notamment avec le développement de l'énergie nucléaire, de l'utilisation de combustibles moins chargés en soufre, des systèmes de dépollution des voitures et des cheminées d'évacuation des fumées ainsi que de la délocalisation industrielle dans les zones péri-urbaines (HCSP résumé 2000). Le ministère de l'écologie et du développement durable a publié la synthèse des résultats des mesures réalisées par les associations agréées pour la surveillance de la qualité de l'air (AASQA) dans le cadre du réseau ATMO sur la période 1997-2001 (cf. http://www.environnement.gouv.fr/dossiers/air/bilans/0200705-bilan-air-synthese-97-2001.htm). Les chiffres sont donnés ville par ville et polluant par polluant. Des tendances apparaissent :

- forte baisse des concentrations de SO_2 au rythme d'environ 10 % par an pour atteindre 5 $\mu g/m^3$ en moyenne ;
- diminution d'environ 20% des teneurs en NO_2 et d'environ 30% des teneurs en NO. En revanche, la teneur limite de NO_2 fixée pour 2002 n'est pas respectée sur les sites de mesure proches du trafic automobile ;
- division par 3 des émissions de plomb, dont les concentrations moyennes sont désormais à la limite de précision des instruments de mesure ;

- pour les particules fines et le benzène, le recul est insuffisant pour tirer des conclusions, mais le ministère souligne que la pollution par les particules fines et l'ozone reste le problème prioritaire.

Les préoccupations sur l'évolution des pollutions portent moins aujourd'hui sur l'industrie que sur le secteur des transports. Du fait de la concentration des populations et des activités en ville, à cause du flux croissant des échanges et de l'accroissement constant du parc et de la circulation automobile, la pollution atmosphérique constitue toujours une préoccupation particulièrement sensible (IPTS 2000). La perception par nos sens (la vue, l'odorat) de la qualité de l'air, la facilité d'accès à l'information, et les éléments intellectuels issus des informations reçues par le biais des médias rendent le public beaucoup plus conscient aujourd'hui qu'hier des enjeux de la pollution (van Staëvel 2000). Ainsi malgré une relative baisse des émissions de polluants, le public considère que la pollution atmosphérique n'a jamais été aussi mauvaise et problématique (Joumard 2003). Les grandes agglomérations craignent d'être asphyxiées par l'automobile (Bourboulon 1997).

Les risques sanitaires demeurent. L'étude Apheis, intitulée " évaluation de l'impact sanitaire lié à la pollution atmosphérique dans 26 villes européennes " montre que la pollution atmosphérique reste une préoccupation de santé publique en milieu urbain (Médina *et al.* 2002). Les résultats épidémiologiques mettent en lumière les effets nocifs de la pollution de l'air sur la santé publique (HCSP chapitre 1c 2000, Cassadou *et al.* 2002). L'organisation mondiale de la santé (OMS, 2000) estime que la pollution atmosphérique serait responsable de 1,4 à 6 millions de décès par an dans le monde. Une étude menée par Künzli *et al*. (2000) conduite sur la Suisse, l'Autriche et la France s'est intéressé aux effets à long terme de la pollution automobile (essentiellement en PM_{10}) sur la santé publique. Elle évalue le nombre de décès à 40 000 par an pour ces pays.

En l'état actuel des connaissances, la question de santé publique reste ouverte et des recherches sont nécessaires afin de renforcer les connaissances en matière d'exposition réelle de la population à la pollution atmosphérique. L'évaluation de cette exposition consiste à croiser les données de répartition géographique de la population et les données de concentrations de polluants (PRQA Alsace 2000, projet INTERREG II, Cassadou 2002, cf. site Internet Airparif). Il est alors nécessaire d'améliorer nos connaissances des comportements de déplacements de la population et aussi d'acquérir une estimation précise de la pollution atmosphérique dans l'espace et dans le temps.

Les organismes en charge de la qualité de l'air sont intéressés par l'obtention de cartes montrant la distribution spatiale des polluants sur toute la ville, voire l'agglomération. La mise en place d'une cartographie détaillée de la pollution ouvrirait des perspectives nouvelles aux acteurs en charge de la qualité de l'air, comme l'ont confirmée mes discussions avec l'association pour la surveillance et l'étude de la pollution atmosphérique en Alsace (ASPA) et avec d'autres acteurs lors de colloques. En offrant une vision spatiale et détaillée, cet outil serait certainement une aide pour les études épidémiologiques concernant l'impact de la pollution sur la santé publique. De telles études visent non seulement à améliorer nos connaissances sur la pollution atmosphérique mais aideront l'Union Européenne et la France à consolider les directives en faveur de la qualité de l'air. Ajouté à cela, une carte détaillée de pollution permettrait d'indiquer les lieux où mener les efforts d'antipollution. Elle pourrait être utiliser comme aide pour l'implantation de futures stations de surveillances dans des sites stratégiques. Enfin elle constituerait une information de qualité et facilement compréhensible pour les citadins (Basly 2000).

L'étude de la variabilité spatio-temporelle des concentrations de polluants n'est pas aisée dans la mesure où la pollution est le résultat d'interactions complexes entre, d'un côté, les émissions dans l'atmosphère des polluants et, de l'autre, les conditions environnementales du lieu considéré responsable de leur diffusion. Ces interactions sont aujourd'hui modélisées. Des techniques de simulation numérique existent permettant de suivre les concentrations de polluants dans l'espace et

dans le temps (Moussiopoulos *et al.* 1996). Elles décrivent mathématiquement les émissions, le transport, la dispersion des polluants dans l'atmosphère et leur évolution chimique. Les modèles développés dans ce cadre sont actuellement en cours de validation, à l'aide de campagnes de mesures détaillées : par exemple le programme ESCOMPTE http://www.dt.insu.cnrs.fr/avions/escompte.html. Les résultats de ces modèles sont des cartes de distribution de polluants qui permettent une surveillance de la pollution en terme de pronostic (prévision) pour l'information quotidienne du public ou en terme de diagnostic *a posteriori* de la pollution pour mieux cerner les phénomènes enjeux..

Ces modèles permettent une analyse d'une situation de la pollution à l'échelle régionale ou à une échelle très locale (point, rue) :

- à l'échelle régionale, les modèles numériques sont capables de cartographier les concentrations de polluants avec une résolution spatiale (taille de la maille de calcul) supérieure à 10 km (Giambanis *et al.* 1998, Leuzzi *et al.* 1998, Sallès *et al.* 1996, Lohmeyer *et al.* 2002). Une limite de résolution spatiale existe et dérive des équations de transport et des simplifications utilisées. Il est difficile de d'effectuer des modélisations avec une résolution spatiale de 1 km par exemple ;
- à l'échelle de la rue, ces modèles sont capables de suivre une situation de pollution avec une résolution spatiale inférieure à 10 m. Malheureusement, une analyse de la pollution à cette résolution spatiale ne peut pas être appliquée à une ville entière car les ressources informatiques nécessaires seraient trop importantes ;
- à une échelle inférieure, les mesures ponctuelles de polluants viennent compléter toutes ces informations sur la dispersion des polluants.

A noter aussi que des campagnes ponctuelles de mesures à l'aide de tubes à diffusion sont organisées afin de récolter le plus d'information possible sur la dispersion des polluants (cf. document technique sur le site de l'ASPA).

En l'absence d'outils précis et adéquates pour la surveillance de la pollution dans une ville entière, les différents acteurs concernés par la gestion de la qualité de l'air utilisent actuellement des cartes de concentration de polluants obtenues par interpolation/extrapolation de mesures ponctuelles (Frangi *et al.* 1996, Carletti *et al.* 2000, Ionescu *et al.* 1996). Plusieurs modèles d'interpolation et extrapolation existent mais ne peuvent fournir de résultats satisfaisants par suite de l'insuffisance du nombre de mesures. Les villes ne peuvent se permettre d'équiper tous les quartiers, les rues et les places d'un dispositif de mesures. Le coût élevé d'une station de mesures limite leur nombre à une dizaine par ville, voire moins en Europe. Or le suivi de la pollution requiert des observations spatialement et temporellement denses.

Nous constatons que toutes ces données ne sont pas redondantes puisqu'elles sont à des échelles spatiales différentes. Et il est actuellement difficile d'intégrer ces données et de disposer d'information sur la concentration des polluants à l'échelle de la ville et avec une résolution comprise entre 10 m et 10 km. N'ayant pas d'information précise et spatialisée concernant les concentrations de polluants, il est d'autant plus difficile de caractériser l'exposition à la pollution d'un individu lors de ses déplacements.

Pour pallier ce manque d'information, plusieurs recherches ont souligné les possibilités de la télédétection. Cet ensemble de moyens et techniques permet l'observation de la Terre par des vecteurs spatiaux, très souvent porteurs de systèmes d'acquisition d'images. L'acquisition d'une vue synoptique de la zone d'étude offre l'accès à un ensemble d'informations utiles à la compréhension de l'environnement et à une vision contextuelle de la zone d'étude. Les données satellitaires, aussi bien optique que radar, présentent un potentiel indéniable pour la connaissance et la modélisation de la concentration des polluants atmosphériques (Basly 2000). Elles sont aujourd'hui utilisées pour dériver

les paramètres nécessaires à la modélisation et constitue à l'avenir un moyen d'accès à des informations pour produire des cartes de pollution à petite échelle spatiale (c'est-à-dire à grande échelle cartographique ; 1/25 000 dans l'idéal). La recherche menée au groupe « télédétection & modélisation » (T&M) du centre d'énergétique de l'école des mines de Paris explore les possibilités de la télédétection pour répondre à un réel besoin de connaissance spatialisée de la pollution atmosphérique mais aussi en tant qu'outil de surveillance de la qualité de l'air en ville. Dans la mesure le groupe T&M veut répondre à un besoin d'ingénierie, il se concentre sur les capteurs existants et opérationnels à petite résolution spatiale, comme SPOT, Landsat Thematic Mapper ou Envisat Meris.

Cette thèse résulte de plusieurs travaux menés par le groupe T&M. Le groupe a tout d'abord évalué l'apport de l'imagerie infrarouge-thermique (Landsat TM6) et a confirmé les travaux déjà publiés par d'autres auteurs, à savoir une corrélation entre l'infrarouge thermique et les concentrations en fumées noires mesurées par les stations de surveillance de la qualité de l'air (Basly 2000, Brivio *et al.* 1995, Finzi et Lechi 1991, McLellan 1973, Poli *et al.* 1994, Sifakis 1992, Sifakis *et al.* 1992, Sifakis 1995, Sifakis *et al.* 1998, Wald & Baleynaud 1999). Ce résultat est encore sujet à des discussions, notamment en raison du faible échantillonnage spatial des données utilisées.

La thèse de Ludovic Basly (2000) a exploré de manière plus générale les potentialités de la télédétection spatiale. Basly a tout d'abord montré l'intérêt de l'imagerie radar à ouverture synthétique pour dresser des cartes de longueurs de rugosité aérodynamique. La rugosité aérodynamique est une grandeur caractérisant la facilité avec laquelle l'air s'écoule au-dessus des obstacles. Elle constitue une des entrées de nombreux codes numériques d'écoulement de l'air. En étudiant des images multispectrales issues des capteurs optiques (Landsat), il a ensuite établi une loi d'estimation de la concentration en fumées noires à partir des comptes numériques satellitaires, basée sur les corrélations existantes précitées. Une cartographie de la concentration en fumées noires est déduite en appliquant la loi à tous les pixels d'une image satellitaire. Les cartes proposées par Basly ont présenté leurs limites : elles reflètent très nettement les structures de la ville ; ce qui, sans être totalement faux, conduit à des marges d'erreur trop importantes pour les spécialistes. La loi n'est sans doute pas applicable à tous les pixels de l'image satellitaire et devrait n'être appliquée qu'à ceux offrant une grande similitude avec les pixels portant les sites de mesures de concentrations de polluants. Cependant, Basly note que ces marges d'erreur relatives sont inférieures à celles obtenues par des méthodes d'interpolation/extrapolation. Toutefois, il souligne que le problème le plus crucial reste le faible nombre de mesures disponibles, ce qui limite le développement des modèles, notamment leur complexité, et leur validation.

Mes travaux au sein du groupe T&M pour mieux connaître la distribution spatiale des concentrations de polluants ont débuté dans le cadre d'un stage de DEA avec la problématique suivante : comment construire de nouvelles informations à l'aide d'images satellitaires. J'ai été amené à définir la notion de « stations virtuelles ». Ces stations virtuelles sont un moyen de densifier artificiellement le réseau de mesures pour une meilleure cartographie de la pollution en milieu urbain. Une première localisation de ces stations a été réalisée à l'aide d'images Landsat. Ici encore, l'utilisation de l'imagerie satellitaire a présenté ses limites : la position des stations virtuelles localisées variaient en fonction de la prise de vue de l'image satellitaire et des canaux utilisés. Nous avons ainsi pris conscience que la création d'un réseau artificiel de mesures nécessite beaucoup plus d'informations qu'une image satellitaire peut en fournir et doit donc faire appel à des bases de données de sources diverses.

L'apport principal du concept de « stations virtuelles » est de permettre de densifier le nombre de mesures, l'idée initiale étant ensuite d'effectuer une interpolation/extrapolation par une technique de type krigeage ou plaque mince. Cependant, il m'est apparu que l'interpolation des mesures devait être guidée par d'autres facteurs, comme la morphologie des rues par rapport à l'écoulement de l'air, le type d'occupation de sol (zones arborées, voies à circulation dense, etc.), le cadastre d'émission, la situation météorologique, etc. Par ailleurs, il m'a semblé nécessaire que la cartographie que je pourrais

proposer à ces échelles 10 m – 10 km se raccorde exactement aux résultats des modèles numériques à 10 km et soit en accord avec les mesures des stations. Il n'est pas facile de prendre en compte toutes les contraintes dans les méthodes d'interpolation et j'ai été amené à définir une méthodologie complexe de cartographie faisant appel à une bibliothèque de guides d'interpolation et utilisant l'analyse multirésolution comme principal outil mathématique.

C'est cette méthodologie qui fût au cœur de mes travaux de thèse dont l'objet est la cartographie de la pollution atmosphérique en milieu urbain à l'aide de données multisources. Cette étude a été menée en partenariat avec le laboratoire Image et Ville de l'université Louis Pasteur et l'ASPA (association pour la surveillance et l'étude de la pollution atmosphérique en Alsace). Elle a bénéficié du soutien financier du ministère français de la recherche à travers le projet intitulé «morphologie urbaine et répartition spatiale des polluants : de la rue à l'agglomération - application à la Communauté Urbaine de Strasbourg (CUS) » (Weber 2000).

Ce présent mémoire de thèse est constitué de sept chapitres. L'étude débute, dans le chapitre deux, par une présentation des processus physico-chimiques de la pollution atmosphérique et de la terminologie des termes utilisés. Nous y présentons aussi la zone d'étude : la communauté urbaine de Strasbourg (CUS). Dans le troisième chapitre, nous décrivons et analysons les méthodes actuelles de surveillance et de cartographie de la qualité de l'air. Le quatrième chapitre est consacré à la présentation de la démarche générale développée pour une cartographie précise de la pollution atmosphérique en milieu urbain. Nous revenons dans ce chapitre à la définition de stations virtuelles. D'autres notions, "champ typique", "carte d'identité", et "pseudostations" y seront définies pour une bonne compréhension de la méthode de cartographie élaborée. Il est important de signaler que les travaux nécessaires à la mise en place opérationnelle de la cartographie dépassent largement ceux menés dans le cadre d'une thèse. Estimant que certains aspects sont nécessaires à une bonne compréhension de cette méthodologie, nous les avons privilégiés et développés dans la suite de ce manuscrit. C'est ainsi que le cinquième chapitre s'attardera sur la caractérisation de la ville de Strasbourg, plus précisément sur la mise en place de la carte d'identité d'une station de mesures. Le sixième chapitre traitera des notions de pseudostations et de stations virtuelles. Cette partie a fait l'objet de validation par une campagne de mesures estivale qui a eu lieu à Strasbourg entre le 27 mai et le 7 juin 2002. Enfin, le septième chapitre conclura cette thèse et discutera les perspectives.

Chapitre 2 : Quelques éléments sur la qualité de l'air

2.1. Définition de la pollution atmosphérique - les principaux polluants

2.1.1. L'atmosphère terrestre

L'atmosphère terrestre est composée de différentes couches superposées. Depuis le sol, on distingue notamment la troposphère, la stratosphère, la mésosphère, suivie de la thermosphère (figure 2.1). On divise les basses couches atmosphériques (altitude inférieure à 10 km) en deux parties distinctes :

- la couche libre, la partie supérieure de la troposphère. Le vent y est déterminé par de grands mouvements d'ensemble à l'échelle de la planète et est appelé vent géostrophique. Il résulte de l'équilibre entre les forces de gradient de pression et la force de Coriolis due à la rotation de la Terre ;
- la couche limite atmosphérique (CLA), la partie proche de la surface terrestre. Le sol y perturbe l'écoulement de l'air et donne naissance à une forte agitation appelée turbulence. La variation diurne du rayonnement solaire y est directement perceptible d'un point de vue thermique.

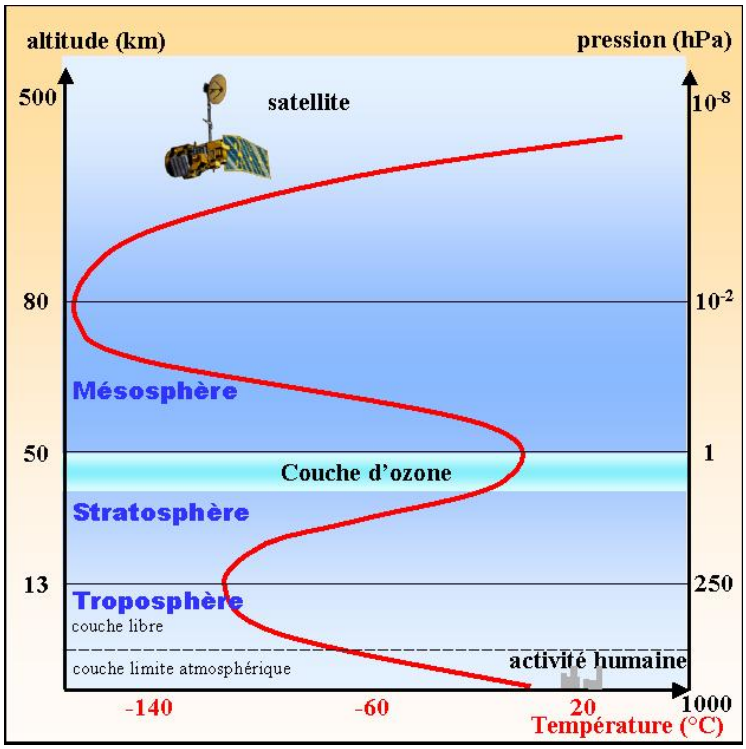


Figure 2.1 : Les différentes couches de l'atmosphère terrestre

La hauteur de la CLA varie dans le temps et dans l'espace. Elle est comprise en moyenne entre 100 et 3000 mètres. La partie supérieure de la CLA est appelée la couche d'Ekman. Les masses d'air y subissent à la fois le frottement de l'air sur la surface terrestre, la stratification thermique de l'air et la force de Coriolis. La rotation de la direction du vent avec l'altitude peut atteindre 30 à 40°. Ensuite la couche de surface, de dix à quelques dizaines de mètres, représente environ 10 % de la CLA. La turbulence y est homogène, et la force de Coriolis négligeable devant les forces de frottement dues au sol. Enfin, la direction du vent (composante horizontale de la vitesse) ne varie pas avec la hauteur alors que son intensité est proportionnelle au logarithme de l'altitude. La partie inférieure de la couche de surface, directement en contact avec la surface terrestre, est la sous-couche rugueuse. Elle se trouve au voisinage immédiat du sol. C'est une zone de mélange des sillages des obstacles rencontrés par le vent. Les champs de vitesses y sont fortement hétérogènes et instationnaires et les forces de frottement y sont prépondérantes. Son épaisseur varie en fonction de la nature du terrain, de quelques millimètres en mer à quelques dizaines de mètres en zone urbaine. C'est au travers de cette couche que se font les échanges de masse, d'énergie, et d'humidité entre le sol et la couche limite atmosphérique. Elle est caractérisée par la longueur de rugosité aérodynamique. Le lecteur intéressé par l'atmosphère et ses caractéristiques est invité à lire le manuel de météorologie générale (Triplet & Roche, 1986), un classique de l'enseignement de la météorologie en France.

L'air, principalement concentré dans la troposphère, est composé essentiellement d'azote et d'oxygène. L'air propre et sec est constitué de 78 % d'azote, 21 % d'oxygène, 1 % d'argon, et de 0,33 % de dioxyde de carbone. S'ajoutent à cela la vapeur d'eau et les aérosols. Les aérosols sont des particules liquides ou solides de taille 0,001 à 10 microns environ d'origine et de nature variées. Les principales familles d'aérosols sont : les aérosols stratosphériques d'acide sulfurique liés en majeure partie aux éruptions volcaniques ; les aérosols troposphériques marins produits par les océans ; les aérosols désertiques constitués par des poussières minérales ; les aérosols anthropiques liés à la pollution urbaine ou aux feux de végétation et les aérosols résultants de transformations chimiques. Retenons que l'atmosphère se décompose en trois groupes : les molécules d'air sec et les gaz permanents, le contenu en eau et les aérosols.

2.1.2. La pollution atmosphérique

Parmi les définitions existantes de la pollution atmosphérique, la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie (loi 96-1236 du 30 décembre 1996 intégrée au Code de l'Environnement - LAURE) a retenu la suivante :

"Constitue une pollution atmosphérique [...] l'introduction par l'homme, directement ou indirectement, dans l'atmosphère et les espaces clos, de substances ayant des conséquences préjudiciables de nature à mettre en danger la santé humaine, à nuire aux ressources biologiques et aux écosystèmes, à influer sur les échanges climatiques, à détériorer les biens matériels, à provoquer des nuisances olfactives excessives".

La pollution atmosphérique est donc un phénomène qui met en jeu des émetteurs naturels ou anthropogéniques, un milieu (l'atmosphère), des récepteurs (l'homme, l'animal, le végétal ou le matériau) et une sensibilité. Son étude peut être distinguée en trois grandes échelles spatio-temporelles. Ces échelles sont fonction du transport des polluants et donc de leur durée de vie qui dépend de la stabilité des substances chimiques :

- *échelle locale* (rue, quartier, ville donc de 10 m à 10 km). La pollution provient des effets directs du chauffage individuel, des fumées des usines et des modes de transport (cf. l'étude Airparif présentée sur son site Internet). L'impact des divers polluants est direct sur la santé des hommes et des animaux, sur la végétation et sur les matériaux. La procédure courante

d'observation à cette échelle repose sur des échantillonnages au niveau du sol par les réseaux de surveillance de la qualité de l'air.

- *échelle régionale (environ 100 km).* A cette échelle, des phénomènes physico-chimiques complexes et variés interviennent. Elle concerne les zones où des phénomènes secondaires apparaissent, tels que les pluies acides ayant un impact non négligeable sur les forêts, les écosystèmes aquatiques ou la production d'ozone dans les basses couches atmosphériques.
- *échelle globale (environ 1000 km).* A cette échelle, les études couvrent de très vastes régions où les effets des polluants les plus stables chimiquement agissent sur l'ensemble de la planète : réduction de la couche d'ozone à haute altitude ou encore augmentation de l'effet de serre qui pourrait provoquer des changements climatiques importants.

Le travail présenté ici s'intéresse à la pollution atmosphérique à l'échelle locale, plus exactement au niveau de la ville. Il doit permettre d'accroître les connaissances sur la pollution urbaine, et plus particulièrement sur la répartition des polluants en milieu urbain.

2.1.3. Les principaux polluants

Un polluant est un corps d'origine anthropique ou non, à l'état solide, liquide ou gazeux, contenu dans l'atmosphère et qui ne fait pas partie de la composition normale de l'air ou qui y est présent en quantité anormale. Suivant un critère de toxicité, de spécificité de sources et de la pollution générée, les principaux polluants mesurés par les organismes de surveillance de la qualité de l'air sont les oxydes d'azote (NO_X), le dioxyde de soufre (SO_2), le monoxyde de carbone (CO), les particules en suspension (PS), le plomb (Pb), les composés organiques volatils (COV) et l'ozone (O_3). Une description complète des effets de ces polluants à court, moyen et long terme figure sur le rapport du Haut Comité de Santé Publique (HCSP annexe 1, 2000), et est reproduite ci-dessous.

Polluants	Origines	Pollutions générées	Effets sur la santé
Dioxyde de soufre (SO2)	Il provient essentiellement de la combustion de combustibles fossiles contenant du soufre : fioul, charbon. Comte tenu du développement du nucléaire, de l'utilisation de combustibles moins chargés en soufre et des systèmes de dépollution des cheminées d'évacuation des fumées, des économies d'énergie, les concentrations ambiantes ont diminué de plus de 50 % depuis 15 ans.	En présence d'humidité, il forme de l'acide sulfurique qui contribue au phénomène des pluies acides et à la dégradation de la pierre et des matériaux de certaines constructions.	C'est un gaz irritant. Le mélange acido-particulaire peut, selon les concentrations des différents polluants, déclencher des effets bronchospastiques chez l'asthmatique, augmenter les symptômes respiratoires aigus chez l'adulte (toux, gène respiratoire), altérer la fonction respiratoire chez l'enfant (baisse de la capacité respiratoire, excès de toux ou de crise d'asthme).
Poussières ou particules en suspension (PS)	Elles constituent un complexe de substances organiques ou minérales. Elles peuvent être d'origine naturelle (volcan) ou anthropique (combustion industrielle ou de chauffage, incinération, véhicules). On distingue les particules "fines" provenant des fumées des moteurs "diesel" ou de vapeurs industrielles recondensées et les "grosses" particules provenant des chaussées ou d'effluents industriels (combustion et procédés).	Les particules les plus fines peuvent transporter des composés toxiques dans les voies respiratoires inférieures (sulfates, métaux lourds, hydrocarbures,). Elles potentialisent ainsi les effets des polluants acides, dioxyde de soufre et acide sulfurique notamment.	Les plus grosses sont retenues par les voies aériennes supérieures. Les plus fines, à des concentrations relativement basses, peuvent, surtout chez l'enfant, irriter les voies respiratoires ou altérer la fonction respiratoire. Certaines particules ont des propriétés mutagènes et cancérogènes: c'est le cas de certains hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Des recherches sont actuellement développées pour évaluer l'impact des composés émis par les véhicules "diesel".
Oxydes d'azote (NOx)	Ils proviennent surtout des véhicules (environ 75%) et des installations de combustion (centrales énergétiques, ...). Le monoxyde d'azote (NO) et le dioxyde d'azote (NO2) font l'objet d'une surveillance attentive dans les centres urbains. Le pot catalytique permet une	Les NOx interviennent dans le processus de formation d'ozone dans la basse atmosphère. Ils contribuent également au phénomène des pluies acides.	Le NO2 pénètre dans les plus fines ramifications des voies respiratoires. Il peut, dès 200 µg/m^3 (microgrammes par m^3 d'air), entraîner une altération de la fonction respiratoire et une hyperréactivité bronchique chez l'asthmatique et chez les enfants, augmenter la sensibilité des bronches aux

	diminution des émissions de chaque véhicule. Néanmoins, les concentrations dans l'air ne diminuent guère compte tenu de l'âge et de l'augmentation forte du parc et du trafic automobiles.		infections microbiennes.
Composés Organiques Volatils (COV)	Ils sont multiples. Il s'agit d'hydrocarbures (émis par évaporation des bacs de stockage pétroliers, remplissage des réservoirs automobiles), de composés organiques (provenant des procédés industriels ou de la combustion incomplète des combustibles), de solvants (émis lors de l'application des peintures, des encres, le nettoyage des surfaces métalliques et des vêtements), de composés organiques émis par l'agriculture et par le milieu naturel.	Ils interviennent dans le processus de formation d'ozone dans la basse atmosphère.	Les effets sont très divers selon les polluants: ils vont de la simple gêne olfactive à une irritation (aldéhydes), à une diminution de la capacité respiratoire jusqu'à des risques d'effets mutagènes et cancérigènes (benzène).
Monoxyde de carbone (CO)	Il provient de la combustion incomplète des combustibles et carburants. Des taux importants de CO peuvent être rencontrés quand le moteur tourne dans un espace clos (garage) ou quand il y a une concentration de véhicules qui roulent au ralenti dans des espaces couverts (tunnel, parking), ainsi qu'en cas de mauvais fonctionnement d'un appareil de chauffage.	Il contribue à la formation de l'ozone.	Il se fixe à la place de l'oxygène sur l'hémoglobine du sang conduisant à un manque d'oxygénation du système nerveux, du cœur, des vaisseaux sanguins. A des taux importants, et à doses répétées, il peut être à l'origine d'intoxication chronique avec céphalées, vertiges, asthénie, vomissements. En cas d'exposition très élevée et prolongée, il peut être mortel ou laisser des séquelles neuropsychiques irréversibles.
Métaux lourds plomb (Pb), cadmium (Cd), vanadium (V)	Le plomb a été employé dans l'essence du fait de ses propriétés antidétonnantes. Les essences sans plomb ou à teneurs réduites en plomb ont permis d'abaisser depuis quelques années les teneurs dans l'air très en deçà des seuils de nuisances. Le cadmium a des origines très diverses essentiellement, industrielles. Le vanadium est un indicateur de combustible industriel et domestique.		Ces métaux ont la propriété de s'accumuler dans l'organisme, engendrant ainsi un risque de toxicité à long terme impliquant d'éventuelles propriétés cancérogènes. Le plomb est un toxique neurologique, rénal et du sang. Le cadmium a un effet sur l'appareil rénal, c'est aussi un irritant respiratoire. Le vanadium est essentiellement un toxique respiratoire qui peut conduire, selon les concentrations, à une simple irritation ou à des lésions pulmonaires plus graves.

Les principaux polluants atmosphériques se classent dans deux grandes familles bien distinctes : les polluants primaires (SO_2, PS, NO_X, COV, CO) et les polluants secondaires (O_3). Les polluants primaires sont directement issus des sources de pollution alors que les polluants secondaires résultent des phénomènes de dispersion et de transformations photochimiques dans l'environnement.

En hiver, la pollution atmosphérique est essentiellement due aux polluants primaires. En été, elle est beaucoup plus intense avec un mélange de polluants, différent de celui d'hiver. Les polluants secondaires dits photo-oxydants se forment par action du rayonnement solaire sur les polluants précurseurs que sont principalement le dioxyde d'azote NO_2 et les composés organiques volatils COV.

Les polluants primaires et secondaires sont plus ou moins nuisibles à la santé humaine, selon leur concentration dans l'air, et à la sensibilité de l'individu. Par conséquent, les législations nationales et internationales existent afin de réguler et contrôler la quantité de pollution émise dans l'atmosphère, et afin de s'assurer que les objectifs pour améliorer la qualité ambiante de l'air soient atteints. La réglementation française relative aux seuils de qualité de l'air a évolué avec notamment le décret du 6 mai et l'arrêté du 17 août 1998. L'annexe 1 (source : ASPA) reprend pour chacun des polluants réglementés, les objectifs de qualité, les valeurs limites, les seuils d'alerte et les seuils d'information lorsqu'ils sont définis.

2.1.4. Le cas particulier de l'ozone

Il est essentiel de distinguer le "bon" ozone stratosphérique (90 % de l'ozone) du "mauvais" ozone troposphérique (10 % de l'ozone). L'ozone stratosphérique, présent à une altitude comprise entre 13 et 30 kilomètres, constitue la couche d'ozone. Il absorbe les rayons ultraviolets de longueurs d'onde comprises entre 230 et 300 nm, nocifs pour la matière vivante. Depuis l'observation de variations importantes de la teneur en ozone stratosphérique, plusieurs campagnes scientifiques ont été lancées pour identifier les processus de destruction de l'ozone. Cette tendance à la diminution est associée aux effets d'émissions anthropiques comme les chlorofluorocarbures (CFC) aujourd'hui réglementées. Vous trouverez d'excellentes explications sur le cycle de l'ozone sur les deux sites suivants :

http://www.faqs.org/faqs/ozone-depletion

http://www.ccpo.odu.edu/SEES/ozone/oz_class.htm

On pensait initialement que l'ozone stratosphérique, plus lourd que l'air, descendait et était à l'origine de l'ozone troposphérique. Or, il est reconnu aujourd'hui que, si le phénomène de descente d'une partie de l'ozone de la stratosphère vers la troposphère existe bien, il n'est responsable que d'une petite partie de l'ozone troposphérique. La grande majorité de ce dernier résulte des activités humaines, en particuliers de réactions catalysées par la lumière solaire entre des molécules de composés organiques volatils (COV) et l'oxygène de l'air. Il est faux de penser que la production d'ozone troposphérique peut aider à la diminution du trou d'ozone. Seul 10 à 15 % de l'ozone produit au niveau du sol est transporté vers la stratosphère.

L'ozone troposphérique est un polluant. C'est un gaz agressif qui pénètre facilement jusqu'aux voies respiratoires les plus fines. Il provoque, lors d'une exposition prolongée, des irritations oculaires, de la toux et une altération pulmonaire, surtout chez les enfants et les asthmatiques. Il contribue aux pluies acides ainsi qu'à l'effet de serre.

Étant donné que les concentrations en ozone sont particulièrement dépendantes de la lumière du soleil, les épisodes sont toujours susceptibles de se développer après des périodes soutenues de chaleur et un temps calme. L'ozone est un bon traceur ou indicateur de cette pollution photochimique. La concentration en ozone en un lieu donné est un bilan permanent entre des mécanismes de destruction, de production photochimique et d'alimentation en fond permanent d'ozone présent dans la troposphère. Il faut aussi noter que ces transformations photochimiques s'effectuent durant le transport des polluants par les vents. Sous l'influence directe des émissions des véhicules en milieu urbain, les polluants primaires favorisent la destruction de l'ozone par réaction avec le monoxyde d'azote. Par conséquent, les pics de pollution en ozone se produisent généralement en période estivale et en zone périurbaine à distance des zones d'émission des polluants primaires. La lutte contre la pollution atmosphérique en milieu urbain passe donc aussi par une meilleure connaissance des phénomènes de production/destruction de l'ozone. Aujourd'hui, les pics de pollution en ozone sont de plus en plus fréquents et la pollution de fond en légère augmentation (cf. rapport du projet Interreg II).

2.1.5. L'inventaire des émissions

La loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie du 30 décembre 1996 stipule que l'élaboration des plans régionaux pour la qualité de l'air doit s'appuyer sur :

- une estimation des rejets de polluants dans l'atmosphère ;
- une évaluation de la qualité de l'air et ses effets sur la santé et sur l'environnement.

A la demande du Ministère chargé de l'Environnement, le centre interprofessionnel technique d'étude de la pollution atmosphérique (CITEPA) remplit la fonction de centre national de référence des

émissions dans l'air. A ce titre, il détermine régulièrement les quantités rejetées dans l'atmosphère provenant de différentes sources pour diverses substances. Nous vous renvoyons à leur site Internet pour des renseignements complémentaires : http://www.citepa.org.

L'estimation des rejets dans l'atmosphère est réalisée au moyen d'une méthodologie de calcul particulière (CITEPA, 2000). Cette quantification est dénommée «inventaire spatialisé d'émission» ou « cadastre des émissions ». Les inventaires sont déterminés à l'échelle départementale et régionale environ tous les cinq ans. Ils sont établis sur la base d'une année civile sans distinction de périodes particulières (saison, semaine, etc.). Le dernier inventaire régional/départemental s'intéresse à l'année 2000 et est disponible depuis la fin de l'année 2002. Il porte sur les substances suivantes :

- dioxyde de soufre (SO_2) ;
- monoxyde et dioxyde d'azote (NO, SO_2) ;
- composés organiques volatils non méthaniques (COVNM) ;
- ammoniac (NH_3) ;
- poussière (PM_{10}, $PM_{2.5}$, PM_1) ;
- dioxyde de carbone (CO_2).

Pour tenir compte des nouvelles connaissances sur les effets de la pollution atmosphérique sur la santé et l'environnement, d'autres substances présentes dans l'atmosphère peuvent être considérées ultérieurement dans le cadre de travaux complémentaires.

La méthodologie adoptée pour l'établissement de ces inventaires est dite « orientée source ». Cela signifie que les émissions sont localisées géographiquement et sectoriellement là où elles sont réellement rejetées. Par exemple, l'utilisation de l'électricité correspond à une émission nulle, les émissions étant attribuées à l'entité de production. Les émissions sont déterminées au moyen de mesures en continu ou périodique effectuées au niveau du rejet des émetteurs. Pour évaluer la répartition des émissions dans le temps, des profils temporels sont parfois disponibles. Lorsque cela n'est pas possible, des coefficients appelés « facteurs d'émission » sont appliqués tenant compte de la nature des procédés mis en œuvre. S'il est relativement simple d'établir un inventaire pour les sources fixes, le travail est beaucoup plus complexe pour les sources mobiles. Puisque qu'il est impossible de connaître en tout point et en tout temps les émissions mobiles, on a recours à des reconstructions de cadastres à partir de mesures de trafic. Il est ainsi possible de faire une modélisation le plus réaliste possible des émissions.

2.2. La surveillance de la qualité de l'air en France

La loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie a conduit à un développement de la surveillance de la qualité de l'air en France. Aujourd'hui, conformément à cette loi, toutes les agglomérations de France de plus de 100 000 habitants possèdent un réseau de surveillance de la qualité de l'air. Ces réseaux sont placés sous la responsabilité des associations agréées de surveillance de la qualité de l'air (les AASQA). Ces associations ont pour mission la surveillance des polluants atmosphériques, la diffusion des résultats et des prévisions et la transmission aux préfets des informations et prévisions de dépassement des seuils.

Pour répondre aux préoccupations relatives à l'impact de la pollution atmosphérique, le gouvernement, qui met en oeuvre la politique française en matière de qualité de l'air, s'appuie sur les organismes suivants (Bernard 2001) :

- *le centre interprofessionnel technique de la pollution atmosphérique (CITEPA)*, créé en 1961 avec un statut d'association « loi 1901 ». Il est chargé de réaliser et de diffuser des inventaires d'émissions polluantes de toutes sources. http://www.citepa.org/ ;

- *l'institut national de l'environnement industriel et des risques (Ineris),* un établissement public créé par décret en 1990. Il a pour mission d'évaluer et de prévenir les risques accidentels ou chroniques pour l'homme et l'environnement liés aux installations industrielles, aux substances chimiques et aux exploitations souterraines. http://www.ineris.fr/ ;
- *l'agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (Ademe),* un établissement public créé par voie législative en 1990. Cet établissement fait suite à la dissolution de l'agence pour la qualité de l'air, de l'agence française pour la maîtrise de l'énergie et de l'agence nationale pour la récupération et l'élimination des déchets. http://www.ademe.fr/ ;
- *le laboratoire central de surveillance de la qualité de l'air (LCSQA),* la structure d'appui technique auprès de l'ensemble du dispositif de surveillance. Il a été mis en place en 1991 par le ministère de l'environnement et l'agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie. Le LCSQA, dont le nom prête souvent à confusion pour le public, n'est pas un laboratoire au sens commun du terme, mais un ensemble de moyens et d'actions. Il regroupe :

  - l'institut national de l'environnement industriel et des risques (Ineris) ;

  - le laboratoire de qualité de l'air de l'école des mines de Douai (http://www.ensm-douai.fr/) mènant des études sur les pollutions gazeuses et particulaires de l'atmosphère ;

  - le laboratoire national d'essais (LNE : http://www.lne.fr/), acteur central du dispositif européen pour la métrologie, la qualité technique et la conformité aux normes et directives ;

  - l'institut de veille sanitaire (InVS : http://www.invs.sante.fr/), un établissement public créé par voie législative en 1998. Il succède au réseau national de santé publique. Il est chargé de surveiller en permanence l'état de santé de la population et son évolution.
- *les associations agréées pour la surveillance de la qualité de l'air (AASQA),* agréées par le ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement. Les présidents des associations agréées de surveillance de la qualité de l'air ont décidé en mars 2000 la création d'une association fédératrice, la fédération ATMO, ce qui permet une identification sous un logo commun, une homogénéisation des statuts des personnels, une cohérence sur la comptabilité et une meilleure efficacité en faisant jouer les synergies et les échanges d'expérience. http://atmo-france.org/.

Si la surveillance de la qualité de l'air a débuté en France il y a plus de vingt ans, elle a été profondément renforcée après l'adoption de la directive-cadre du 27 septembre 1996 sur la qualité de l'air et de la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie du 30 décembre 1996. Depuis l'adoption de la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie, d'autres organismes, qui ont un rôle important à jouer dans le domaine de la qualité de l'air, ont été mis en place :

- *le conseil national de l'air* a été créé par décret en 1997. Il constitue un organe de concertation, de consultation et de proposition dans le domaine de la lutte contre la pollution de l'air et l'amélioration de la qualité de l'air. Il peut être saisi par le ministre chargé de l'environnement pour donner son avis sur toutes les questions relatives à la lutte contre la pollution de l'air et à l'amélioration de la qualité de l'air et il peut être consulté sur les projets de textes législatifs et réglementaires ayant une incidence dans ce domaine ;
- *l'agence française de sécurité sanitaire et environnementale* a été créée par voie législative en 2001. L'observatoire de la qualité de l'air intérieur a été lancé officiellement le 10 juillet 2001. Il est chargé de mettre en œuvre à l'échelle nationale un dispositif permanent de collecte de données sur les polluants de l'air dans les différents lieux de vie et les caractéristiques de l'exposition de la population.

Il faut souligner la présence indispensable des associations de protection de l'environnement, dont notamment :

- *l'association pour la prévention de la pollution atmosphérique (APPA).* Cette association scientifique et technique oeuvre pour une meilleure connaissance et prévention des phénomènes de pollution atmosphérique et de leurs effets sur la santé. http://ww.appa.asso.fr/ ;
- *France Nature Environnement (FNE).* Cette organisation est la fédération française des associations de protection de la nature et de l'environnement. Crée en 1968 et reconnue d'utilité publique en 1976, elle regroupe aujourd'hui 56 fédérations et associations régionales, 27 associations nationales thématiques et plus de 3.000 associations départementales et locales qui innervent le territoire national et agissent dans la perspective d'un développement durable. http://www.fne.asso.fr/ ;
- *le réseau action climat* qui regroupe des organisations non gouvernementales ayant comme préoccupation commune les changements climatiques. Ces organisations non-gouvernementales ont joué un rôle important dans les négociations de la convention sur les changements climatiques, leur participation est maintenant reconnue dans l'article 7 de la convention cadre sur les changements climatiques http://www.rac-f.org/ .

2.3. Les paramètres influençant la qualité de l'air

La qualité de l'air n'est pas seulement dépendante de la quantité de polluants émise par les sources. Elle est également liée aux conditions climatiques, météorologiques, topologiques et morphologiques du milieu. Une fois émis par une source de polluant, son évolution dans l'atmosphère est dépendante du vent, de la stabilité de l'atmosphère, du rayonnement solaire, de la topographie et morphologie du milieu.

2.3.1. Influence du vent

Le vent est un déplacement de l'air et est donc un facteur de transport des polluants. Il possède une vitesse exprimée en m/s (ou km/h ou nœud) et une direction exprimée en fonction de la rose des vents. Présent dans les basses couches de l'atmosphère (altitude inférieure à 10 kilomètres), il résulte d'un équilibre entre les forces de gradient pression à l'origine du déplacement des masses d'air, la force déviatrice de Coriolis provenant de la rotation de la Terre et les forces de frottement sur le sol.

- Dans l'atmosphère libre, sous l'effet de la force de Coriolis et des forces de gradient de pression, le vent géostrophique est uniforme, horizontal et sa vitesse dite de gradient est constante.
- Au niveau de la couche d'Ekman, l'écoulement de l'air est influencé par la surface terrestre. Avec l'altitude, les effets du frottement au sol deviennent négligeables devant l'effet de la force de Coriolis ; la direction du vent subit une rotation et atteint à son sommet celle du vent géostrophique.
- Au niveau de la couche de surface, la direction du vent est constante et la structure du vent est déterminée par les effets dynamiques engendrés par le sol et par la stratification thermique de l'air.
- Au niveau de la sous-couche rugueuse, les frictions contre la surface du terrain influent sur la vitesse et la direction du vent. L'écoulement de l'air est fortement turbulent, hétérogène et instationnaire. Lesieur (1994) définit la turbulence comme un système dynamique imprévisible, désordonné, possédant de fortes propriétés de mélange, un caractère dissipatif et faisant intervenir une très large gamme d'échelles spatiales.

Responsable de la dispersion horizontale des polluants, le vent intervient à toutes les échelles tant par sa direction que par sa vitesse. A l'échelle urbaine, l'influence du vent sur la pollution atmosphérique est très variable selon la position de la source. Généralement la vitesse du vent augmente avec l'altitude. Au fur et à mesure que les polluants s'élèvent, la dispersion horizontale est facilitée par le vent. Plus le vent est fort, plus les niveaux de pollution en ville seront bas. En revanche, un vent de faible vitesse favorise l'accumulation locale des polluants.

2.3.2. Influence de la stabilité de l'atmosphère

Une atmosphère est stable si une masse d'air, écartée de sa position d'équilibre, a tendance à revenir. Elle est instable dans le cas contraire. Ces déplacements d'air sont guidés par des lois thermodynamiques. Si la masse d'air soulevée est plus froide que le milieu environnant, elle sera plus dense et donc redescendra à son niveau de départ (atmosphère stable). Si la masse d'air soulevée est plus chaude que le milieu environnant, elle sera plus légère et subira donc une élévation (atmosphère instable). Ainsi la stabilité d'une masse d'air dépend de sa température de l'élévation, relative à la température de l'air environnant stationnaire qu'elle traverse. La structure thermique verticale de la troposphère tient alors une part importante dans le mélange verticale des masses d'air, et par conséquent la dilution des polluants.

En situation normale de diffusion dans la troposphère, la température diminue avec l'altitude. Cette situation ne freine pas la diffusion verticale des masses d'air, et donc des polluants, jusqu'à ce qu'elles atteignent un certain équilibre, c'est-à-dire que la densité de l'air ambiant soit la même que l'air montant. Mais il peut exister des situations d'inversion de température à partir d'une certaine hauteur. Dans cette situation, une couche d'air chaud se trouve au-dessus d'une couche d'air plus froid et joue le rôle de couvercle thermique. L'air pollué, qui se disperse vers le haut en situation normale de diffusion, est alors bloqué par cette couche d'air chaud. Ce phénomène contribue à la pollution locale et peut conduire aux pics de pollution. Il se rencontre dans des situations météorologiques particulières :

- en début de matinée, suite à une nuit dégagée et sans vent, les couches d'air à proximité du sol se sont refroidies tandis que les couches immédiatement supérieures restent plus chaudes ;
- en hiver, lors de conditions anticycloniques (belle journée d'hivers ensoleillée, zone de hautes pressions) avec de faibles vents. Ces épisodes de pollution sont appelés « smog ».

2.3.3. Influence de la topographie locale

La surface terrestre est à l'origine de turbulences atmosphériques au niveau de la sous-couche rugueuse. Ces turbulences peuvent être d'origine thermique, due à l'instabilité thermique des masses d'air, ou d'origine « mécanique », due aux obstacles présents à la surface. Les perturbations de l'air, entraînant une dispersion des polluants, s'étendent verticalement jusqu'à près de trois fois la hauteur de l'obstacle, et horizontalement jusqu'à quarante fois la hauteur dans la zone sous le vent (Troen & Petersen 1989). C'est donc la taille, la forme, la densité des obstacles et son environnement qui conditionnent l'écoulement de l'air à la surface de la terre, leur temps de résidence et les échanges avec la couche limite. Ainsi dans une rue isolée et ventilée, le temps de résidence d'une masse d'air peut-être de quelques secondes seulement. On caractérise la surface par une échelle de rugosité aérodynamique, notée zo, homogène à une longueur.

2.4. La zone d'étude

La zone d'étude est la communauté urbaine de Strasbourg (CUS). Répartie sur un territoire de 306 km^2 (distance maximale du nord au sud : 28 km et d'est en ouest : 16 km), elle est séparée de l'Allemagne par le Rhin. Elle représente 45 % de la population en Bas-Rhin alors qu'elle ne couvre que 6 % de sa superficie. La CUS regroupe 27 communes et compte 430 000 habitants. La figure 2.1 présente la délimitation de la zone d'étude avec ses communes. Le réseau hydrographique apparaît en bleu et les bâtis en gris. La ville de Strasbourg est à une altitude de 150 mètres (au pied de la cathédrale de Strasbourg) et se situe à 45,58° latitude nord et 7,75° longitude ouest. Une description complète de la ville de Strasbourg peut être trouvée sur le site de la mairie : http://www.mairie-strasbourg.fr.

La communauté urbaine de Strasbourg est située dans le fossé rhénan. Le climat y est plus doux que sa situation en Europe centrale ne le laisse présumer. En hiver, des inversions thermiques peuvent apparaître engendrant la formation de brouillard et de nappes de brouillard élevées. En été, les journées où il fait lourd et chaud, la zone d'étude est soumise à une charge thermique importante. Les masses d'air humide et chaud peuvent circuler de l'espace méditerranéen occidental jusque dans le fossé rhénan. Les lignes de relief entraînent une modification de l'écoulement de l'air à proximité du sol. La situation transversale du fossé rhénan par rapport à la zone de vents d'ouest engendre des effets d'espaces exposées ou à l'abri du vent mais également une canalisation du vent à proximité du sol dans l'axe de la vallée (cf. rapport du projet Interreg II disponible à l'ASPA). La figure 2.2 illustre ce propos et représente les roses des vents dans le fossé rhénan méridional toutes heures confondues (REKLIP, 1995).

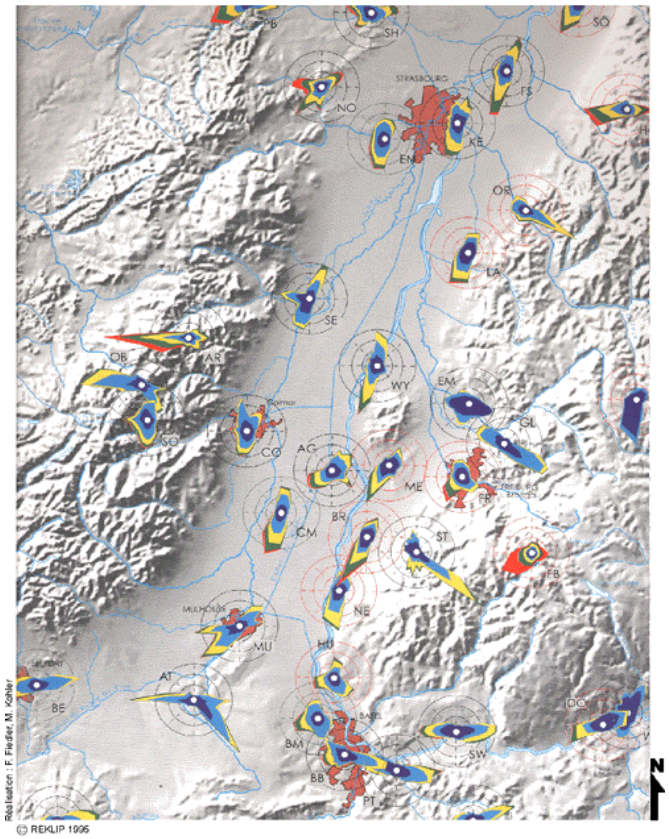


Figure 2.2 : Roses des vents dans le fossé rhénan méridional – année, toutes heures confondues. Source : REKLIP 1995. Echelle des vitesses par couleurs : violet (0-1.5 m/s) – bleu (1.6-3.0 m/s) – jaune (3.1-5.0 m/s) – vert (5.1-8.0 m/s) – rouge (>8.0 m/s).

Plus spécifiquement, la figure 2.3 indique la distribution de fréquence de la direction des vents pour la station STG-Entzheim situé à l'aéroport de Strasbourg pour la période entre janvier 1982 et décembre 2001.

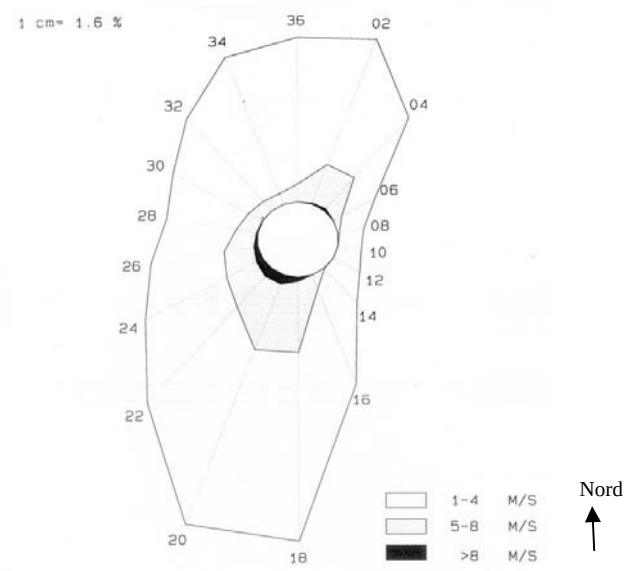


Figure 2.3 : Rose des vents - station STG-Entzheim (source : Météo France)

Les activités de transport et de logistique connaissent un fort développement ces dernières années, notamment dans le secteur portuaire. Strasbourg est en effet un port fluvial réputé. Le Port Autonome, créé en 1926, est le 2e port fluvial français après Paris et le 3e port rhénan après Karlsruhe et Duisbourg en Allemagne. Il constitue un point d'entrée des trafics originaires de la Mer du Nord. Le Port Autonome accueille les industries du secteur de l'énergie, de la pâte à papier et de l'automobile. Strasbourg est aussi au tout premier plan dans certains secteurs industriels. L'industrie agroalimentaire est dominée par les activités des brasseries. Première région brassicole française, l'Alsace compte 7 sites de production, la plupart établies sur le territoire de la communauté urbaine de Strasbourg. L'industrie chimique et pharmaceutique connaît un net accroissement. Un puissant pôle du médicament se développe dans l'agglomération avec l'implantation ou l'extension de groupes pharmaceutiques internationaux. A noter aussi sur le territoire de la CUS, la raffinerie de pétrole de Reichstett et l'usine d'incinération du Rohsrchollen.

L'association agréée de surveillance de la qualité de l'air à Strasbourg est l'ASPA (association pour la surveillance et l'étude de la pollution atmosphérique en Alsace : http://www.atmo-alsace.net). Créée en 1977, elle assura tout d'abord la gestion des capteurs, jusqu'alors exploités par certaines entreprises industrielles. Progressivement, entre 1979 et 1988, le réseau s'est étendu sur l'agglomération strasbourgeoise puis dans le Bas-Rhin et a pris en 1989 une envergure régionale.

Le rôle de l'ASPA ne se résume pas à la simple production et diffusion de données élémentaires de qualité de l'air. Le découpage sur la figure 2.4 en quatre familles fait apparaître des missions répondant à des objectifs bien identifiés des récents textes réglementaires (mesure de la qualité de l'air, alerte, information permanente, surveillance en référence aux normes, prévision des pointes) et fait ressortir l'expertise acquise progressivement par les réseaux de mesure et le rôle joué de fait dans les politiques d'amélioration de la qualité de l'air :

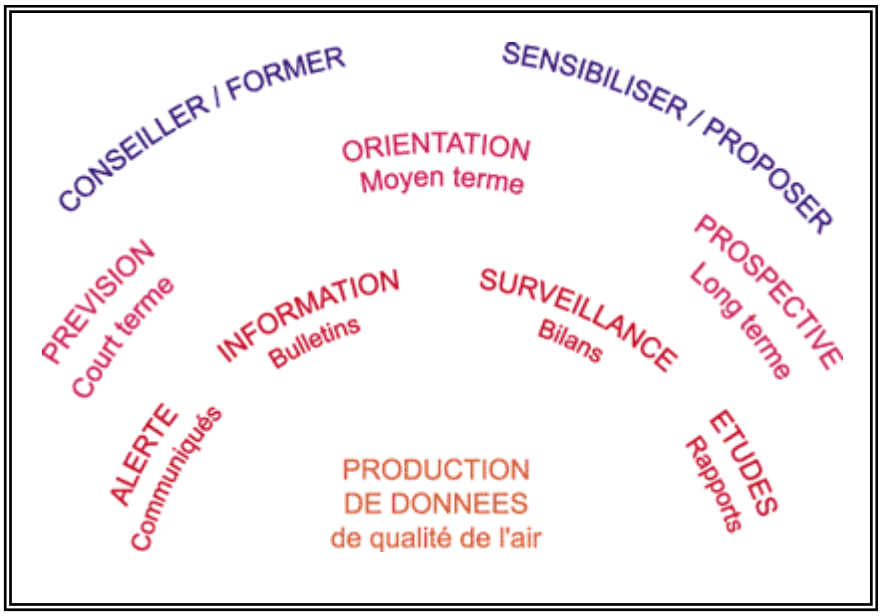


Figure 2.4 : les missions de l'ASPA. Source : ASPA 2003

- mission centrale : la production de données élémentaires de qualité de l'air comprend d'une part la gestion d'un réseau de stations permanentes de mesure en continu de la qualité de l'air et l'organisation de campagnes de mesures temporaires et d'autre part la mise en œuvre de modèles de prévision, de spatialisation ou de diagnostic fournissant des données estimées dans le temps et/ou dans l'espace.
- missions de bases : la diffusion de données commentées est à réaliser pour les situations d'alerte, pour l'information permanente, sous forme de bilans récapitulatifs en référence aux normes (appelée surveillance au sens restreint du terme) et plus largement sous forme d'études diverses sur les phénomènes de pollution, les impacts des activités, etc.
- missions d'expertises : elles concernent la prévision des situations de pollution (à terme mission de base) allant au delà de la simple utilisation de modèle, l'orientation à moyen terme des planifications et projets urbains, industriels et routiers touchant à la qualité, la prospective visant à anticiper sur les évolutions probables de la qualité de l'air en projetant dans l'avenir les évolutions des paramètres qui la conditionnent.
- missions pédagogiques et stratégiques : valorisant les connaissances, compétences et expériences acquises dans le domaine de la qualité de l'air, ces missions contribuent au conseil/formation et à la sensibilisation/proposition auprès des autorités, des acteurs publics ou privés, du grand public, des milieux scolaires et universitaires dans l'optique d'une meilleure compréhension des enjeux liés à la qualité de l'air et des réponses qu'il convient d'apporter voire de susciter. La valorisation du savoir faire technique pour la mise en place et mise en œuvre d'un outil de surveillance de la qualité de l'air entre également dans cette catégorie.

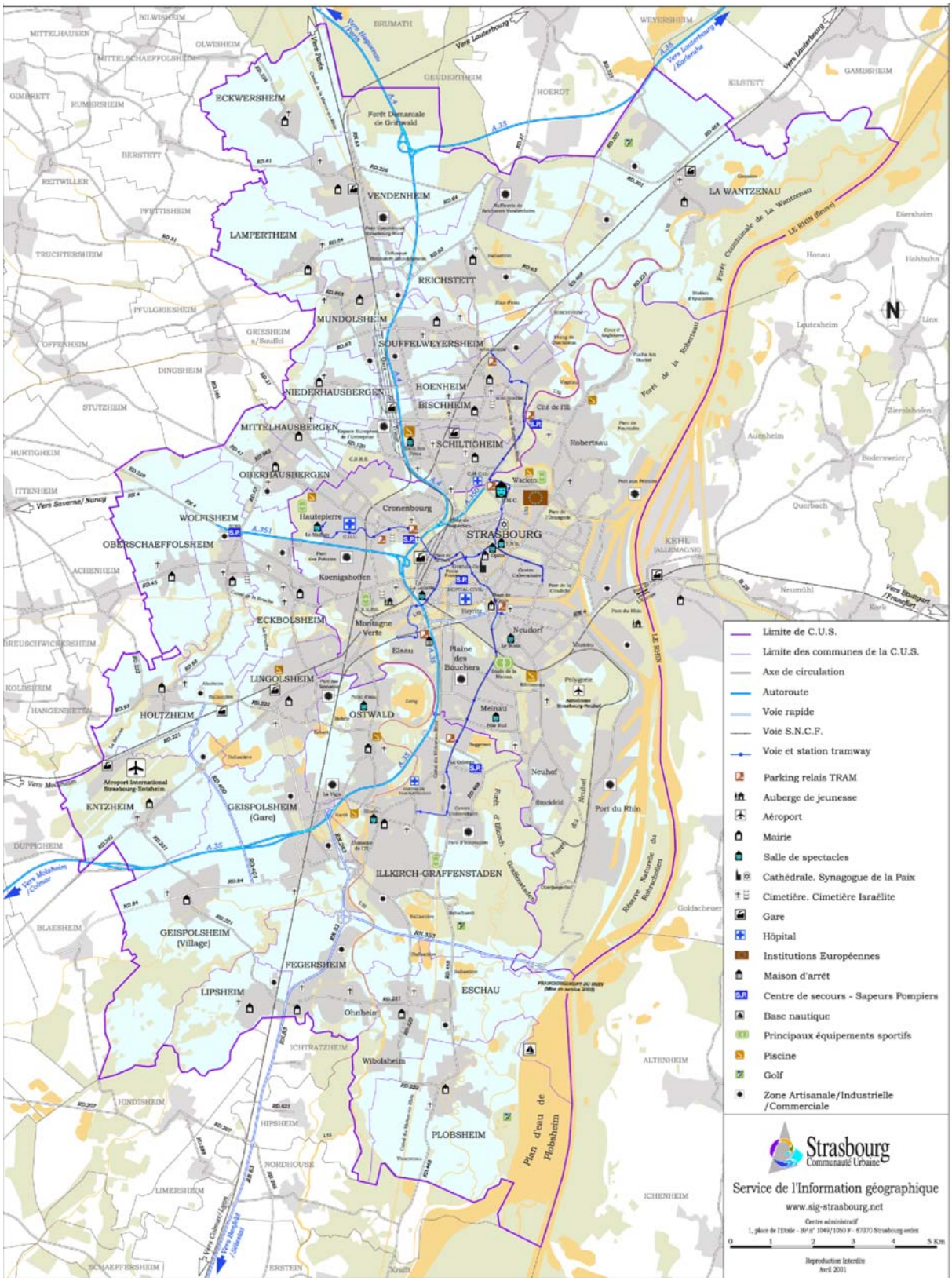


Figure 2.2 : La communauté urbaine de Strasbourg - source : service de l'information géographique de la communauté urbaine de Strasbourg

Chapitre 3 : Méthodes actuelles de surveillance et de cartographie

3.1. La surveillance de la qualité de l'air en France par les stations de mesures

3.1.1. Les réseaux de surveillance de la qualité de l'air

Les réseaux de surveillance de la qualité de l'air regroupent un nombre relativement faible de stations de mesures. L'ASPA est en charge d'un réseau constitué de trente deux stations de mesures réparties sur toute l'Alsace dont quatorze sur la communauté urbaine de Strasbourg (figure 3.1). La classification et l'implantation de ces stations répondent à des normes définies suivant une procédure harmonisée afin de faciliter les échanges et le recueil d'information avec les instances européennes. Elles sont réalisées en fonction des objectifs de surveillance, de la composition communale, des densités de population et des sources d'émissions de polluants. Les stations de mesures répondent aussi à des critères de fonctionnement des matériels utilisés : surveillance des matériels, proximité d'alimentation électrique... La classification recommandée pour les stations de mesures est : station trafic, station industrielle, station urbaine, station périurbaine, station rurale et station d'observations spécifiques. En pratique ces classes de stations sont divisées en deux principaux groupes : les stations dites de fond (urbaine, périurbaine et rurale), loin des sources émettrices de polluants, et les stations de proximité (trafic et industrielle), au voisinage des sources de rejets. On distinguera donc la pollution de fond et la pollution de proximité. La pollution de proximité est issue directement des sources de rejets, alors que la pollution de fond prend en compte l'ensemble des phénomènes en jeux ; on parle alors d'immission des polluants ou des concentrations ambiantes. Quant aux critères d'implantation des stations de mesures, ils tiennent compte de l'accessibilité des stations, de leur sécurité, des servitudes d'utilisation des matériels et de leur environnement immédiat. Les stations situées dans les écoles ou hôpitaux permettent d'avoir une surveillance de la qualité de l'air que les enfants et les malades respirent. Elles sont de ce fait bien acceptées par la population.

3.1.2. Les stations de mesure de concentrations de polluants

Les stations de mesures peuvent être fixes : elles sont alors situées dans des cabines aménagées de 2 m x 3 m x 4 m (figure 3.2.a), ou dans des locaux (école, hôpital) où une surveillance des matériels est possible (figure 3.2.b). Elles peuvent aussi être montées sur un camion et être mobiles (figure 3.2.c). Elles permettent une surveillance du niveau de pollution au niveau local, et ne peuvent fournir directement une cartographie de la concentration des polluants. Chacune des stations de mesures possède de multiples capteurs reposant sur divers principes physiques et permettant de mesurer la concentration d'un polluant particulier. Les principes de mesures utilisés impliquent un prélèvement d'air, son introduction dans une chambre d'analyse, des réétalonnages fréquents et soigneux. Les coûts d'installation, d'entretien et de gestion de ce dispositif sont importants et limitent le nombre de stations de mesures installées.

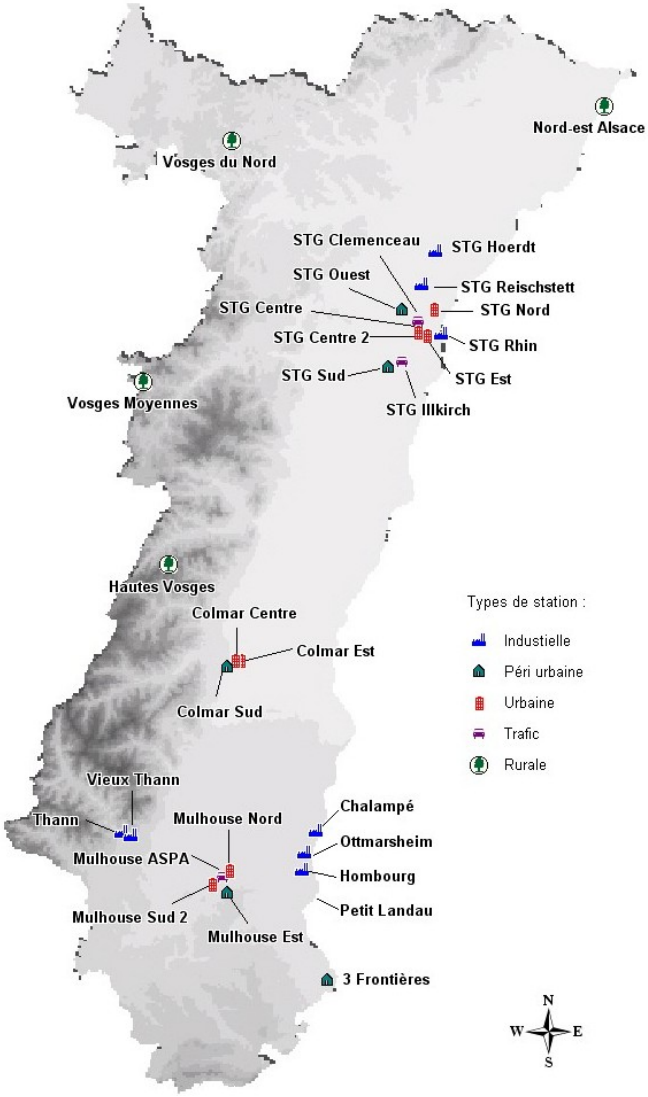


Figure 3.1 : Le réseau des stations de mesures des polluants atmosphériques de l'ASPA sur la région Alsace. Source : ASPA 1997.



a) STG Hoerdt : cabine b) STG Rhin : école c) Camion de mesure

Figure 3.2 : trois différentes configurations de stations de mesures avec prélèvement d'air. Source : ASPA 2003

Les polluants effectivement mesurés sont le dioxyde de soufre (SO_2), le monoxyde d'azote (NO), le dioxyde d'azote (NO_2), le dioxyde de soufre (SO_2), le monoxyde de carbone (CO), le dioxyde de carbone (CO_2), l'ozone (O_3), et les particules en suspension dans l'air. Les procédures d'évaluation de la qualité de l'air évoluent au cours du temps et font aujourd'hui l'objet d'harmonisation (ADEME & EDM, 2000). Concernant les particules en suspension dans l'air, les recommandations actuelles de mesures de polluants suggèrent de mesurer des particules de diamètres plus petites. Ainsi selon la méthode de mesures et le diamètre des particules, la notion change. Les fumées noires ont un diamètre pas très bien défini. Les PTS regroupe l'ensemble de la matière particulaire en suspension. Les PM_{13} ont un diamètre maximum inférieur à 13 micromètres. Les stations de mesures de particules gérées par l'ASPA, qui mesuraient les concentrations en PM_{13}, mesurent désormais les PM_{10}, voire même les $PM_{2.5}$. Il faut alors se référer à l'historique des stations de mesures afin de savoir quel type de polluants est mesuré à une date précise.

L'automatisation des mesures accompagnée d'une maîtrise des données, de l'analyse et de la transmission rendent possible le calcul des moyennes horaires ou par quart d'heure des concentrations des polluants. Ces données sont diffusées en temps réel sur les sites Internet des associations de surveillance. A partir de ces mesures, il est possible de suivre en continu l'évolution des concentrations de polluants dans les lieux où sont localisées les stations de mesures. La figure 3.3 représente l'évolution de la concentration en dioxyde d'azote pour la journée du 16 septembre 2003. Les mesures sont effectuées au niveau du square de la ménagerie Neudorf à Strasbourg par la station urbaine STG Est. Sur cette figure, un pic de concentration en particule est identifiables 19 h. Il concerne une pollution d'origine automobile en milieu urbain.

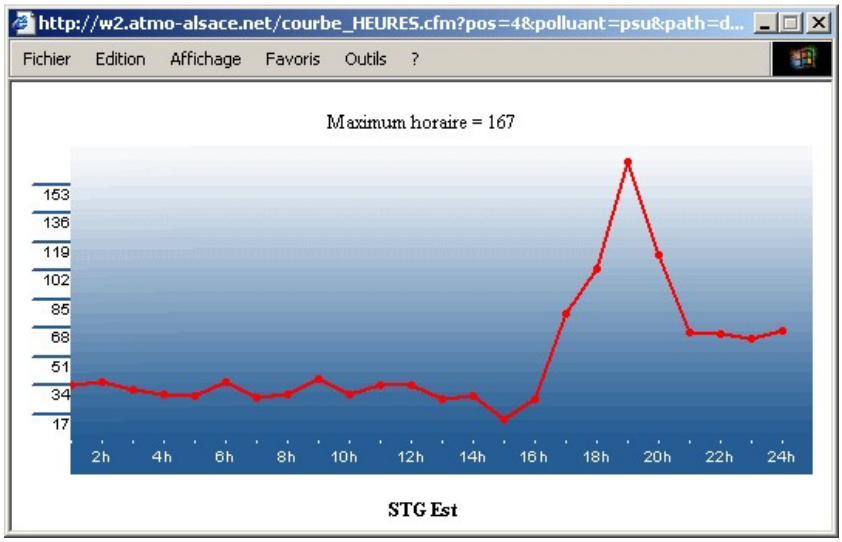


Figure 3.3 : Evolution de la concentration en PM_{10} (en $\mu g/m^3$) pour la station STG Est le mardi 16 septembre 2003. Source : ASPA 2003.

Lorsque toutes les mesures sont acquises, chaque soir un indice ATMO est calculé à partir des concentrations de quatre polluants (NO_2, SO_2, PM_{10}, O_3), mesurées par les stations urbaines et périurbaines. Cet indice ATMO est un indicateur journalier de la qualité de l'air dans des zones dites « de pollution homogène » ou pollution de fond. Il ne concerne donc ni les zones industrielles, ni les zones rurales. Cet indice synthétise les données mesurées. L'indice va de 1 - pour une très bonne qualité de l'air - à 10 - pour une très mauvaise qualité. Rassemblés au département Air de l'Ademe, les indices permettent de contrôler la qualité de l'air et d'informer les citoyens de façon simple et quotidienne au niveau national.

A plus grande échelle temporelle, l'étude temporelle des concentrations des polluants montre une variabilité saisonnière de la pollution atmosphérique (Kuang-Ling Yang 2002). L'état moyen de la qualité de l'air (moyennes annuelles) et l'occurrence des pics de pollution montrent par exemple que l'état de la qualité de l'air dans la vallée du Rhin supérieur s'est globalement amélioré pour le dioxyde de soufre (SO_2) et le monoxyde de carbone (CO). La figure 3.4 concerne les moyennes annuelles relevées pour le projet INTERREG II sur la période 1990-1999. Les tendances d'évolution du dioxyde d'azote (NO_2) sont moins nettes. L'ozone (O_3) fait exception, comme dans le reste de l'Europe, et enregistre une lente augmentation de ces niveaux de fond.

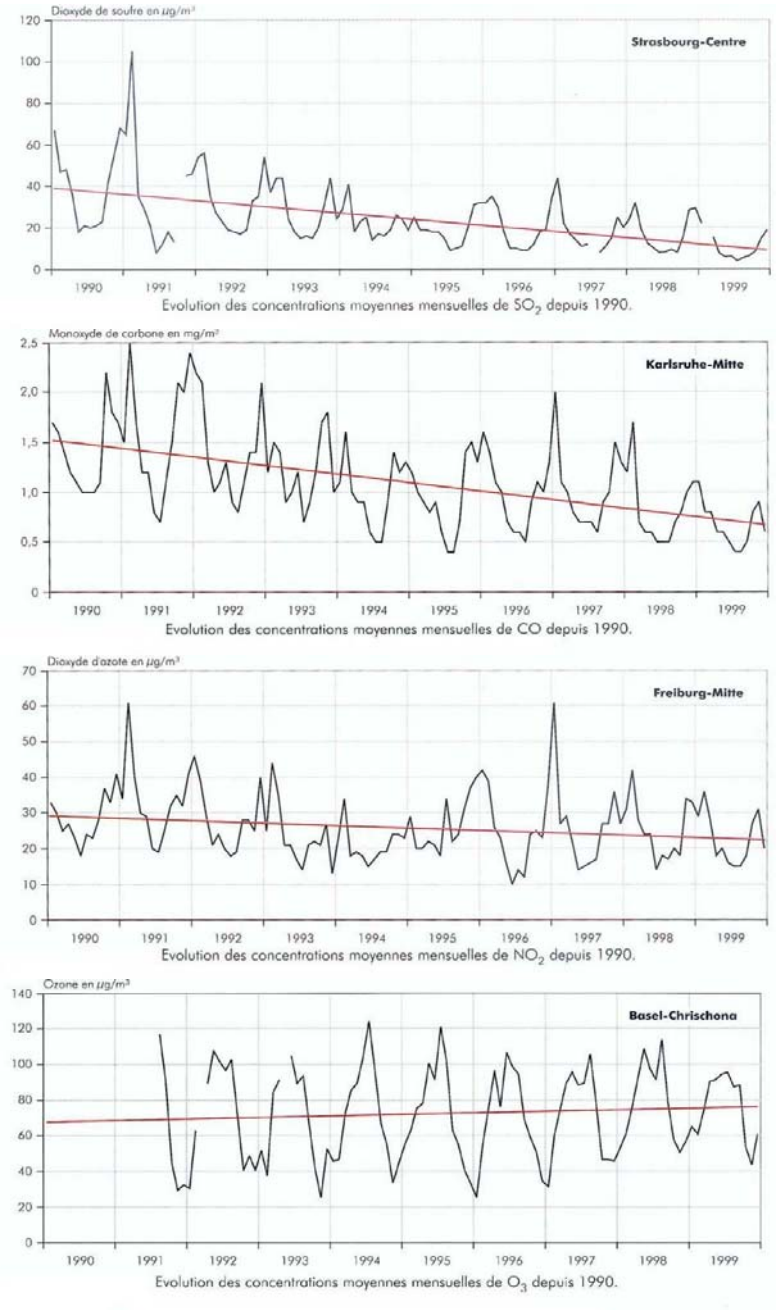


Figure 3.4 : Evolution des concentrations moyennes mensuelles de polluants depuis 1990 – Source : ASPA 2002.

3.2. Cartographie de la qualité de l'air par modélisation numérique

La modélisation numérique est un outil de compréhension, d'analyse et dans certains cas de prévision. Les modèles numériques, dites « d'atmosphère et d'océan », ont d'abord été créés pour simuler les régimes de vent et de courant à l'échelle du globe. Pour cela, ils utilisent les équations de la mécanique des fluides et calculent ainsi avec une résolution de quelques centaines de kilomètres, l'évolution de paramètres tels que le vent, la température, l'humidité, l'eau nuageuse ou les précipitations.

Il existe un grand nombre de modèles numériques de transports et transformations d'éléments dans l'atmosphère. Ces modèles se distinguent suivant les échelles spatiales et temporelles prises en compte mais aussi suivant les équations de transport utilisées. Le PREDIT (programme national de recherche et d'innovation dans les transports terrestres) propose depuis mai 2000 sur son site Web un inventaire et description de ces modèles existants (http://www.predit.prd.fr/02-Predit/Imt/). Cet inventaire fonctionne sur la base du volontariat des équipes de modélisateurs. Actuellement, il regroupe aujourd'hui 36 modèles provenant des entreprises ou équipes de recherche françaises ou belges. Mais il ne peut prétendre répertorier tous les modèles existants, beaucoup d'autres modèles d'origines diverses existent.

L'augmentation des ressources en temps de calcul rend possible un couplage de modèles pour ne constituer qu'un seul modèle intégré de notre environnement physique. Dans le domaine de la qualité de l'air, il devient possible de modéliser l'évolution physico-chimique des polluants, leur émission, leur transport, leur diffusion, leur dépôt et transformation chimique (Giambanis *et al.* 1998, Leuzzi *et al.* 1998, Sallès *et al.* 1996). Divers modèles sont aujourd'hui couramment utilisés par les spécialistes de la qualité de l'air (Maneux 2001). Ils permettent d'accéder à une estimation des concentrations des polluants atmosphériques dans l'espace et dans le temps. Une description détaillée de tous ces modèles peut être trouvée dans le rapport du European Topic Center on Air Quality, 'Ambient Air Quality' (Moussiopoulos *et al.* 1996).

Il est possible de les classifier suivant l'échelle spatiale utilisée pour modéliser l'environnement :

- à l'échelle locale, les modèles tiennent en compte la topographie locale et des obstacles. Ils permettent de suivre, à fine résolution spatiale, l'évolution d'une situation de pollution. La zone d'étude est limitée à celle d'un tronçon de rue ou d'un quartier.
- à l'échelle urbaine, les modèles se distinguent suivant la résolution spatiale de travail, les paramètres d'entrées utilisés, l'initialisation du modèle, les conditions aux frontières, les techniques numériques utilisées. La qualité des résultats de chacun des modèles dépend de la qualité des paramètres d'entrées.
- à l'échelle régionale, les domaines d'étude s'étendent sur une centaine de kilomètres horizontalement et sur des périodes d'une durée de quelques jours. La résolution du maillage est de l'ordre du kilomètre.

Un modèle de pollution atmosphérique est constitué d'outils développés séparément :

- un module pour simuler des écoulements de l'air dans la couche limite atmosphérique en trois dimensions. Il prend en compte le relief, les caractéristiques du sol, le forçage par des conditions météorologiques au bord du domaine et des termes sources de polluants pour leur dispersion passive ;
- un module chimique gérant l'évolution d'un nombre limité représentatif de polluants primaires. Les réactions chimiques dans la couche limite atmosphérique font intervenir un

grand nombre d'espèces chimiques et des réductions de schémas cinétiques sont nécessaires pour limiter le temps de calcul ;

- un cadastre des émissions des polluants. Les résolutions temporelles de ces cadastres s'échelonnent en général du pas de temps annuel au pas de temps horaire. Il est difficile d'obtenir des informations à l'échelle spatio-temporelle de l'ordre du kilomètre et de l'heure. Une distribution spatiale et temporelle des émissions est estimée à partir d'informations connues sur les émissions.

La modélisation de la pollution atmosphérique à l'échelle de la ville et à l'échelle régionale doit faire face à des difficultés importantes. En effet :

- l'inventaire des émissions de polluants est complexe, demande du temps et implique la gestion d'un nombre important de données et leurs réactualisations ;
- les phénomènes sont complexes et liés les uns aux autres et s'étendent sur une très grande variété d'échelle de temps et d'espace. L'étendue spatio-temporelle impliquée est plus grande que celle pouvant être prise en compte par l'état des connaissances et les moyens de calcul dont nous disposons ;
- les modèles employés doivent être choisis de manière à bien représenter la plus grande variété de situations possibles.

Vingt et une institutions faisant appel à vingt-quatre modèles différents ont récemment participé à un exercice de modélisation de la pollution atmosphérique (Lohmeyer *et al.* 2002). Les résultats montrent qu'il n'existe aujourd'hui aucune procédure standard pour ce type d'exercice et que les résultats diffèrent d'un facteur 4 selon les modèles et les paramètres d'entrées utilisés. Des études sont encore nécessaires pour améliorer et valider les modèles ou les données d'entrées.

3.3. Mesures de concentration par LIDAR

L'acronyme LIDAR signifie Light Detection And Ranging (détection et télémétrie à l'aide de la lumière). C'est un système d'analyse de la qualité de l'air, qui repose sur une technologie laser. La mesure des paramètres atmosphériques nécessite des méthodologies lidar différentes selon que l'on étudie les nuages, les aérosols, ou les variables météorologiques (pression, températures, humidité, vent). Il permet de mesurer à distance la concentration de différents polluants présents dans l'atmosphère en fonction de la distance. On peut ainsi localiser des nuages de polluants, à 10 mètres près, sur plusieurs kilomètres de distance, dans les diverses directions pointées par le LIDAR. On peut alors obtenir avec une bonne résolution spatiale, une cartographie en 3 dimensions de la concentration d'un polluant donné comme par exemple : l'ozone, le dioxyde de soufre, le dioxyde d'azote, le benzène ou bien encore le toluène (Thomasson *et al.* 2001). L'association en charge de la qualité de l'air dans le Rhône et la région Lyonnaise COPARLY (http://www.atmo-rhonealpes.org/coparly/) possède un laboratoire mobile équipé d'un lidar. Les spécifications du lidar sont détaillées sur le site : http://medias.obs-mip.fr/escompte/maquette/Lidar_coparly.php3. Le coût d'un tel dispositif est extrêmement élevé et limite son utilisation.

Un lidar est un instrument qui transpose le principe du radar en lumière visible. Le principe consiste à envoyer dans l'atmosphère de brèves impulsions lumineuses au faisceau extrêmement fin et dans une bande très étroite (un laser). Ce faisceau laser est à la fois diffusé et absorbé par les molécules (gaz) et par les aérosols, contenus dans l'atmosphère. L'extinction augmente avec la quantité d'aérosols et avec la concentration en molécules. Une partie de cette lumière est rétrodiffusée vers l'émetteur. Les signaux renvoyés sont recueillis au foyer d'un télescope, amplifiés et analysés. Le fait que le laser soit pulsé permet une détection en fonction du temps entre le laser et le point de mesure. Le retard et la

distribution de l'intensité de l'écho permettent ainsi de mesurer la distance entre la station et les molécules présentes sur le trajet du faisceau, ainsi que leur distribution.

En effet, lors de son trajet dans l'atmosphère, cette impulsion de lumière cohérente va interagir avec les molécules et les particules présentes. Cette interaction se caractérise par une diffusion de la lumière dans toutes les directions et, pour certaines d'entre elles, une plus ou moins forte absorption. Chaque molécule ou particule possède une interaction qui lui est propre : sa signature optique. Une fois envoyée dans l'atmosphère, une fraction de cette impulsion va être renvoyée (ou rétrodiffusée) par chaque particule ou molécule rencontrée sur son trajet, tel un écho optique. Cette fraction est directement liée à sa signature optique vis-à-vis de la longueur d'onde (couleur) de l'impulsion Laser utilisée.

Pour pouvoir déterminer la concentration d'un polluant gazeux, il faut utiliser, en plus de la diffusion, le processus d'absorption de la molécule : on parle de lidar à absorption différentielle (DIAL pour Differential Absorption Lidar). Cette méthode repose sur l'émission simultanée de deux impulsions laser dans l'atmosphère. Le choix des longueurs d'onde utilisées dépend du spectre d'absorption du polluant recherché, ainsi que des possibles interférences avec les spectres d'autre corps au moment de la mesure. L'une des longueurs d'onde appelée λ_{ON} sera choisie comme fortement absorbée par le polluant ; l'autre λ_{OF} le sera au contraire beaucoup moins. Elles sont suffisamment proches pour que l'on puisse supposer que les propriétés de diffusion des aérosols sont identiques. Et elles sont choisies pour donner des valeurs d'absorption similaires avec les autres interférents. La présence du polluant recherché à une certaine distance engendre donc une diminution du signal rétrodiffusée à la longueur d'onde λ_{ON} et non à λ_{OF}. L'étude de la différence des deux signaux permet de déduire la concentration du polluant en fonction de la distance.

Les techniques lidar de mesure des aérosols, qui utilisent une seule ou quelques longueurs d'onde, requièrent la connaissance *a priori* de l'indice de réfraction complexe et/ou de la distribution de taille des aérosols (Chudzynski 2002). En atmosphère urbaine, ces informations sont difficiles à obtenir à cause de la diversité des types d'aérosols et de distributions multimodales complexes. Des méthodes originales (Mondelain 2001, Del Guasta & Marini 2000) existent faisant l'hypothèse forte que la distribution de probabilité en taille et en composition des aérosols ne varie pas avec l'altitude **z**. Les informations complémentaires sur la distribution de tailles des aérosols et leurs compositions sont obtenues par impaction (dépôt de polluant sur les fibres d'un filtre) et étude des filtres au niveau du sol. Seul le nombre total par unité de volume varie en fonction de l'altitude.

Cette analyse de la qualité de l'air reposant sur une technologie laser permet d'étudier la concentration en polluants le long du trajet laser. Elle ne permet actuellement pas un balayage angulaire rapide dans toutes les directions afin d'établie une cartographie de la distribution spatiale des polluants.

3.4. Etude à l'aide d'images satellitaires dans le domaine optique

La télédétection est l'ensemble des connaissances et techniques utilisées pour déterminer des caractéristiques physiques et biologiques d'objets par des mesures effectuées à distance, sans contact matériel avec ceux-ci. Elle consiste à mesurer sur une échelle spatiale (pixel) dans une bande du spectre électromagnétique au travers de l'atmosphère, l'énergie, émise et réfléchie, des objets dans une zone d'observation. Elle permet l'observation de la Terre par acquisition d'images satellitaires. Grâce à l'altitude des orbites des satellites, la surface couverte par une image est très importante, environ 200 x 180 km^2 pour une scène entière en ce qui concerne le satellite Landsat et 60 x 60 km^2 pour SPOT. En s'éloignant des objets et des phénomènes, on a plus facilement l'accès à un ensemble d'informations utiles à la compréhension de l'environnement. L'acquisition d'une vue synoptique et répétitive de la zone d'étude offre une vision simultanée et contextuelle de vastes aires de terrains. On appréhende plus clairement la pluralité et la complexité des phénomènes non perceptibles par les

mesures au sol. Cette globalité d'observation se fait de moins en moins au détriment de la précision géométrique. La télédétection permet aujourd'hui la surveillance d'une ville, la détection, l'identification et l'analyse des caractéristiques urbaines (Donnay *et al*. 2001). Le lecteur intéressé par l'apport de l'imagerie satellitaire pour la connaissance du milieu urbain est invité à lire l'ouvrage « Images satellitaires et milieu urbain » de Christiane Weber (2002).

Dans le domaine de la qualité de l'air, les données satellitaires sont utilisées afin d'extraire les paramètres nécessaires aux différents modèles de transport des polluants : réseau routier, occupation du sol, rugosité, etc. Intégrée dans des systèmes d'information géographique (SIG : ensemble de données repérées dans l'espace, structuré de façon à pouvoir en extraire des synthèses utiles à la décision), la télédétection apparaît comme un outil d'identification, d'extraction, de diagnostic et de modélisation.

Si beaucoup de recherches ont été menées sur le climat urbain et les apports possibles du satellite, peu d'études ont recherché les relations qui pourraient exister entre la pollution atmosphérique et les données satellitaires. La présence de l'atmosphère entre la source de rayonnement (la Terre) et le capteur (satellite) est généralement à l'origine des perturbations sur la mesure. L'énergie émise est affaiblie par la propagation dans l'atmosphère. Cette hypothèse de contamination des comptes numériques satellitaires par la présence de polluants a motivé la recherche des relations qui pourraient exister entre la pollution atmosphérique et les données satellitaires (McLellan 1973).

Plusieurs études ont été menées sur l'extension de la pollution particulaire au-dessus de la ville d'Athènes à l'aide d'images satellitaires Landsat TM (Sifakis 1992, Sifakis *et al.* 1992, Sifakis 1995). Ces auteurs présument que la forte diffusion induite par la forte concentration d'aérosols rend visible la présence de nappe de pollution qui contraste avec son environnement. Deux prises de vue satellitaires sont utilisées dans cette démarche : la première correspond à un jour de non-pollution, et la seconde à un épisode de pollution. Les deux images satellitaires en infrarouge thermique (bande TM6) ont permis d'établir deux cartes de température et sont comparées entre elles. Mis à part les changements d'origine humaine (exemple : chauffage des bâtiments), les baisses importantes de température entre les deux cartes de température prises à des dates proches sont attribuées à la pollution atmosphérique. Les anomalies de contrastes, *i.e*, les modifications abruptes de gradients spatiaux présents dans les images issues des autres bandes du satellite sont ensuite détectées. Les résultats montrent que les trois canaux Landsat dans le spectre du visible sont les plus sensibles à des variations radiométriques liées à la présence d'une pollution. Malheureusement cette étude pourra très difficilement être effectuée sur des villes présentant des niveaux de pollution plus faibles que ceux d'Athènes. Des études sur d'autres villes sont nécessaires pour évaluer si, à des taux moindres, la pollution reste détectable.

Richards (1986) propose une première méthode d'isolation des effets optiques de la pollution basée sur le principe de contamination des valeurs minimales radiométriques trouvées sur une image. Carnahan *et al.* (1984) ont recherché les rapports de canaux TM permettant une discrimination grossière des différentes concentrations de particules en suspension.

D'autres recherches ont été menées afin de trouver des relations pouvant exister entre les mesures de polluants au sol et les données satellitaires. Les résultats publiés par le groupe (Basly 2000, Basly & Wald 2000, Basly *et al.* 2000, Basly *et al.* 1999, Basly *et al.* 1997), suggèrent l'existence d'une relation qui pourrait lier la concentration des particules en suspension et les données satellitaires en infrarouge thermique. Basly (2000) a déduit trivialement que plus la concentration en particules est élevée, plus la corrélation devient négative. Cette corrélation négative est expliquée par le fait que la présence d'aérosol opacifie l'atmosphère dans la bande infrarouge thermique (Finzi & Lechi, 1991). Le rayonnement mesuré par le satellite est donc diminué. Un autre processus envisagé est la diminution du rayonnement solaire atteignant le sol dû à la présence d'aérosols. Cette diminution entraîne une baisse de la température de surface et ambiante, et par conséquent une baisse du rayonnement mesuré

par le satellite. Les phénomènes radiatifs sont très complexes, et c'est probablement une combinaison des deux processus qui conduira à une corrélation négative.

Wald & Baleynaud (1999) ont montré, par simulation, que le premier processus est prépondérant mais soulignent que plusieurs hypothèses, autres que la pollution, pourraient expliquer des différences de température entre zone polluée et non polluée. Par exemple, des changements dans le taux d'humidité, d'occupation du sol (présence de végétation), de rugosité ou de température de l'air peuvent induire de telles différences (Jaloustre-Audouin 1998). Basly (2000) souligne que le faible nombre de point de stations de mesures (pas plus d'une dizaine) n'autorise pas à conclure si hâtivement. Il suffit de modifier une mesure pour que le coefficient de corrélation varie fortement. Dans le cas de la communauté urbaine de Strasbourg, une recherche de relation journalière entre les données satellitaires et les mesures *in situ* ne peut être entreprise en raison du trop faible nombre de stations de mesures.

En définitive les recherches menées ont démontré les potentialités de l'imagerie satellitaire, notamment des images Landsat Thematic Mapper, pour l'estimation des concentrations de polluants par télédétection. Permettant d'accéder à un ensemble d'informations utiles à la compréhension de l'environnement urbain et à une vision contextuelle de la ville, les images satellitaires combinées avec une loi d'estimation de la pollution ouvrent la voie à une spatialisation des mesures de polluants. Toutefois, des travaux complémentaires restent nécessaires pour passer du stade de mesures ponctuelles de polluants à celui de cartographie de la distribution spatiale des polluants.

3.5. Méthode de cartographie de la qualité de l'air par interpolation

Les autres outils pour cartographie la qualité de l'air font appel à l'interpolation et/ou extrapolation des données *in situ* de pollution. L'objectif est de reconstruire la distribution spatiale du polluant étudié dans une zone géographique connaissant la mesure de concentration de polluants à certains points. Les modèles et méthodes d'interpolation et d'extrapolation sont variés. Certains travaux préconisent le krigeage (Frangi *et al.* 1996, Carletti *et al.* 2000), d'autres recommandent la méthode des plaques minces (Ionescu *et al.* 1996). D'autres recherchent et calculent de manière empirique des variables explicatives du phénomène afin de mettre en place des guides d'interpolation (Jeannée 2003). Nous citons par exemple le logiciel ISATIS développé par la société Géovariances (Géovariances 2002). C'est un outil d'analyse de données spatialisées qui permet de prendre en compte des variables auxiliaires (cofacteurs) pour affiner la cartographie de la pollution atmosphérique. Plusieurs cartes de la répartition spatiale de la pollution en dioxyde d'azote (NO_2) et en benzène (C_6H_6) ont été établies par l'ASPA à l'aide de cet outil sur plusieurs secteurs de la région Alsace (rapport technique de l'ASPA).

Le principal problème dans ces méthodes faisant appel à l'interpolation/extrapolation concerne le manque de données de mesures fournies par les réseaux d'observation de la qualité de l'air. Les résultats sont dépendants du nombre et de la répartition spatiale des mesures, ainsi que de la méthode d'interpolation (Basly, 2000). Ce problème peut être résolu partiellement en ayant recours à des campagnes de mesures ponctuelles à l'aide de tubes à diffusion passives. Cependant, cela reste un dispositif non-permanent.

Chapitre 4 : Méthode proposée de cartographie à l'aide de données multi-sources

4.1. Objectif et échec des méthodes existantes

4.1.1. Besoins et spécifications

En réponse aux besoins exprimés par les organismes en charge de la qualité de l'air, l'étude menée a pour objectif la cartographie de la pollution atmosphérique en milieu urbain. La cartographie désirée doit présenter une couverture spatiale assez vaste pour permettre le suivi de la pollution atmosphérique en milieu urbain, mais aussi des résolutions temporelles et spatiales adéquates.

Suivant l'usage des cartes, le paramètre étudié sera une concentration de polluants à un moment de la journée ou une concentration intégrée dans le temps. En effet, si la carte est utilisée pour établir un bilan espace-temps d'exposition des citadins à la pollution atmosphérique au cours de la journée, une résolution temporelle fine (de l'ordre du quart d'heure) est nécessaire pour tenir compte de leurs déplacements. Si la carte est utilisée pour établir un diagnostic journalier de la pollution en ville, une cartographie d'un champ de concentration, intégrée dans le temps, de polluants peut suffire. Par souci de fournir une cartographie utile à tous les usagers, il est préférable de laisser cette couverture temporelle ouverte. Nous visons dans notre étude une cartographie du champ de concentration des polluants à résolution temporelle fine (de l'ordre du quart d'heure), et discuterons d'un modèle d'évolution temporelle de la cartographie possible. Pour une cartographie de la pollution journalière, une moyenne temporelle des cartes pourra être effectuée.

Le format choisi pour cette cartographie est le format « raster », c'est à dire une image constituée de grilles ou de pixels. Ce choix est justifié par l'utilisation intensive d'images satellitaires, donc de données déjà structurées en format « rater », et non en « vecteur ». La résolution spatiale est définie par la taille de la grille de la carte (ou celle des pixels). Pour permettre une caractérisation précise de la qualité de l'air en ville qui tient compte de l'hétérogénéité de la pollution aux échelles de la ville, la résolution spatiale choisie doit être inférieure à 100 mètres.

Les échelles de la ville (résolution spatiale comprise entre 10 m et 10 km) sont comprises entre l'échelle régionale (résolution spatiale supérieure à 10 km) et l'échelle de la rue (ponctuel ou résolution spatiale inférieure à 10 m). Il résulte qu'une cartographie aux échelles de la ville doit répondre à des contraintes pour assurer une cohérence des données entre les échelles spatiales. Premièrement, pour rester cohérent avec l'échelle régionale, la dégradation de la résolution spatiale des cartes aux échelles de la ville doit permettre de retrouver les cartes délivrées par les modèles numériques à l'échelle régionale. Et deuxièmement, cette cartographie aux échelles de la ville doit intégrer ou du moins être en accord avec les observations faites à une échelle plus petite (mesures par stations de surveillance, sorties de modèles numériques à l'échelle de la rue).

4.1.2. Limites des méthodes existantes de cartographie

La description faite précédemment des méthodes actuelles de surveillance de la qualité de l'air montre que ces dernières fournissent des informations pertinentes sur la distribution spatiale des polluants, mais pas aux échelles de la ville.

En effet, à l'échelle régionale - c'est à dire avec une résolution supérieure à 10 km - les modèles numériques fournissent une description du champ de concentration dans le temps. La modélisation du transport des espèces polluantes, de leur diffusion, dépôt et transformation chimique est beaucoup plus complexe aux échelles de la ville (résolution spatiale comprise entre 10 m et 10 km). Les paramètres nécessaires à la résolution des équations (Jaecker-Voirol *et al.* 1998) sont difficilement connus à ces échelles. Il n'existe pas, par exemple, de production de cartes de vent précises aux échelles de la ville, ni d'évaluation fine du microclimat urbain. Par ailleurs, la simplification des équations de transport utilisées rend impossible leur résolution à une échelle plus fine. Par conséquent, ces modèles à l'échelle régionale ne peuvent être améliorés pour une cartographie aux échelles de la ville.

A l'échelle de la rue (une résolution spatiale inférieure à 10 m), les simulations numériques permettent une modélisation fine du transport des polluants. Elles nous renseignent sur l'influence du bâti, sur l'écoulement de l'air et sur les phénomènes de stockage des polluants. Malheureusement, une approche de cartographie de la pollution à cette résolution spatiale ne peut pas être appliquée à une ville entière car les ressources informatiques nécessaires seraient trop importantes.

A plus petite échelle, les mesures ponctuelles et continues de concentrations de polluants, ainsi que des campagnes de mesures à l'aide de tubes passives, viennent compléter ces informations. Nous avons vu que l'utilisation de ces mesures, croisée avec l'imagerie satellitaire, permet d'établir une cartographie de la pollution aux échelles de la ville par des méthodes d'interpolation/extrapolation mais les résultats restent peu représentatifs des épisodes de pollutions.

Malgré les limites de chacune des méthodes, nous constatons que toutes ces informations ne sont pas redondantes. Elles fournissent des informations complémentaires sur la distribution spatiale des polluants à des échelles spatiales et temporelles différentes. La figure 4.1 resitue ces informations et montre qu'aucune information précise et permanente sur la dispersion des polluants n'est disponible aux échelles de la ville.

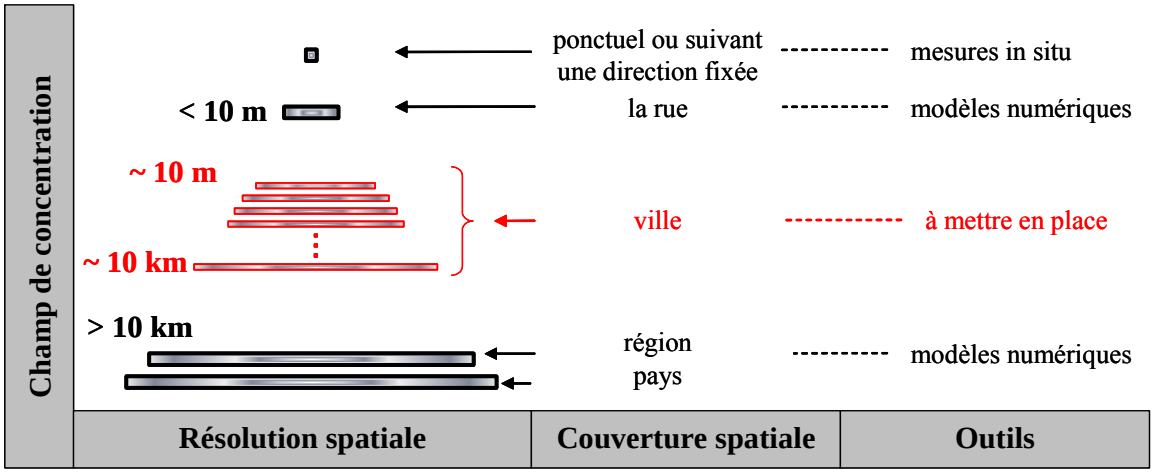


Figure 4.1 : Complémentarité et manque d'information sur les champs de concentration de polluants

4.2. Méthode proposée de cartographie

Notre étude vise à la fois à définir une méthode nouvelle de cartographie de la pollution en milieu urbain mais aussi à fournir des éléments de réponse à un manque d'information aux échelles de la ville. Nous avons choisi d'abord de définir une méthode de cartographie aux échelles de la ville, complète et cohérente avec celles existantes. Cette méthode permet de fusionner les sources d'informations sur le champ de concentration à différentes échelles spatiales et temporelles. Le formalisme mathématique utilisé est défini dans le prochain paragraphe.

La principale innovation réside dans l'utilisation de toutes les informations disponibles afin de mettre à profit leur synergie. Les éléments nécessaires à la cartographie sont définis à fur et à mesure de la présentation de la méthode et constituent parfois eux-même d'autres innovations de la méthode.

Les champs de concentration des polluants ne sont pas connus aux échelles de la ville. Nous caractérisons un champ de concentration de polluants par ses structures spatiales de pollution (cad une répartition spatiale sans niveau de pollution) et un niveau de pollution, et ceci à toutes les échelles spatiales et temporelles. Nous découplons ainsi les structures de la pollution et le niveau de pollution. Autant il est facile d'accéder avec les outils actuels au niveau de pollution, il est nettement plus difficile de connaître les structures du champ de concentration de polluants.

La méthode de cartographie se traduit par la construction et l'adoption de ces structures spatiales de pollution pour la surveillance de la pollution aux échelles de la ville. ***Nous définissons un champ typique comme l'ensemble des structures existantes d'un champ de concentration de polluant pour un type de situation météorologique.*** Sa construction fera l'objet des prochains paragraphes.

Supposons construite la bibliothèque des champs typiques pour l'ensemble des situations météorologiques connues dans la région. La mise en œuvre de la cartographie est la suivante (figure 4.2) :

- sélection du champ typique correspondant à la situation météorologique pour la date étudiée ;
- relevé du niveau de pollution de la zone à l'aide d'un champ de concentration à basse résolution spatiale ;
- relevé des mesures de concentrations de polluant ;
- fusion du champ typique, des sorties des modèles, et des mesures in situ de pollution dans un processus de cartographie assurant une cohérence des échelles spatiales.

Cette méthode comporte en elle-même plusieurs innovations qui permettent de répondre aux objectifs. En particulier pour construire certains composants du champ typique, nous avons imaginé d'augmenter artificiellement dans l'espace le nombre de mesures de pollution, ce qui nous amène à définir les notions de "***carte d'identité***", "***pseudostations***", et de "***stations virtuelles***".

Ce travail intègre des observations de la pollution au niveau des stations de mesures, des informations géographiques sur la ville en terme de morphologie, des informations sur le cadastre des émissions ainsi que des données satellitaires. Les données utilisées sont de sources diverses et sont à différentes échelles spatiales et temporelles. L'utilisation de données satellitaires utilisées dans cette thèse nous impose d'effectuer dans un premier temps une cartographie de la pollution pour le jour et l'heure correspondant aux passages des satellites. Les données satellitaires étant des prises de vue Landsat acquises à 10 h UTC, la cartographie représente alors une distribution spatiale de polluant à 10 h UTC. Nous discuterons ultérieurement de cette limite temporelle liée à l'utilisation d'images satellitaires et de la possibilité d'étendre la cartographie dans le temps.

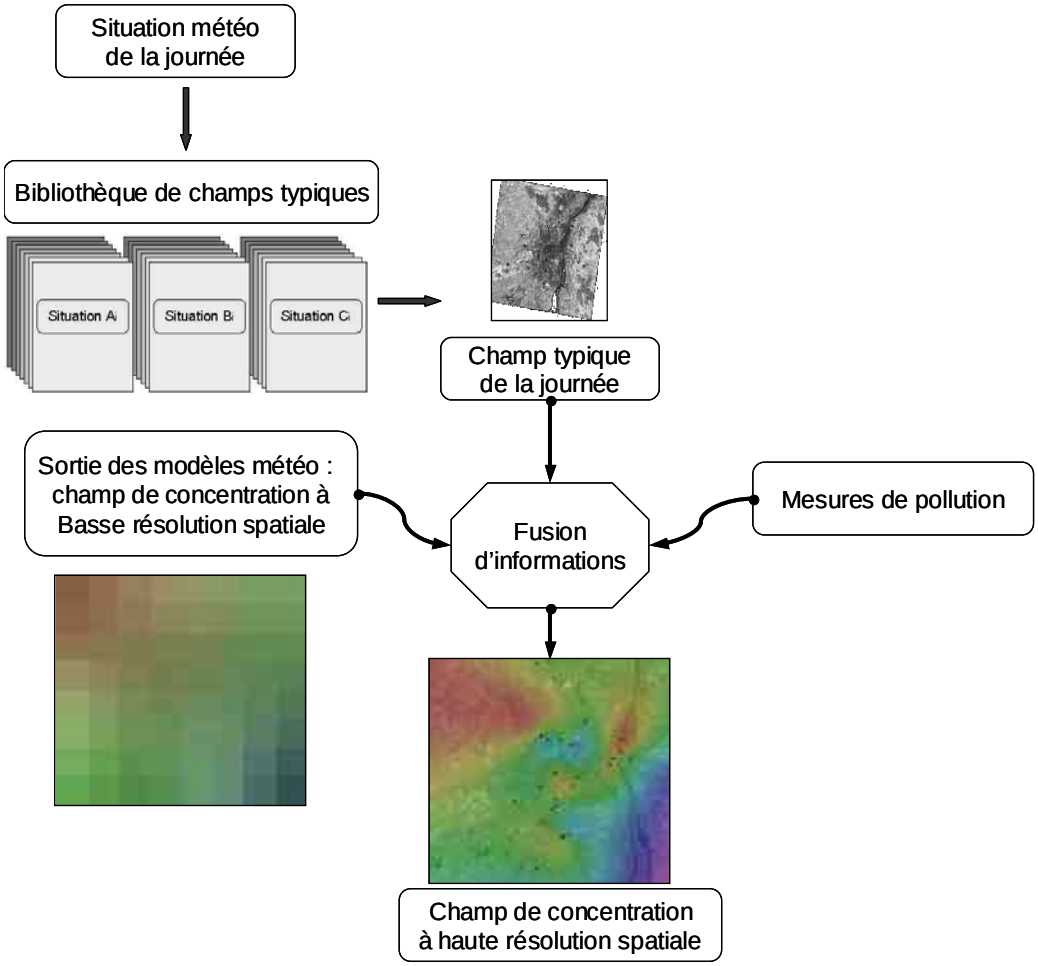


Figure 4.2 : Mode de fonctionnement opérationnel

4.3. Bibliothèque des champs typiques

La distribution spatiale des polluants suit un cycle saisonnier et diurne différent selon le polluant considéré (cf. rapport du projet Interreg II disponible à l'ASPA ; Kuang-Ling Yang, 2002). En effet, la pollution atmosphérique n'est pas la même en toutes saisons. En Europe et en été, la chaleur, l'ensoleillement et l'absence de vent favorisent la formation de polluants secondaires. Les pics de pollution sont essentiellement identifiés comme des hausses de l'ozone troposphérique : on parle alors de pollution estivale ou photochimique (Koffi, 2001) pourvant s'étendre sur de longue distance. En automne-hiver, la pollution est caractérisée par la présence d'oxyde d'azote, d'oxyde de soufre et de particules. Aux sources de polluants classiques (transport, industrie) s'ajoute la pollution due au chauffage domestique. De plus, les conditions météorologiques (vent, froid, pluie) peuvent favoriser le transport des polluants ou sont à l'origine d'inversion thermique piégeant les polluants sous la couche d'inversion : on parle alors de pollution hivernale. Ces notions de « pollution estivale » et de « pollution hivernale » montrent que la pollution atmosphérique peut être différenciée suivant les saisons et les conditions météorologiques. Ces deux paramètres constituent des exemples de paramètres favorables aboutissant à un épisode de pollution.

Une périodicité des situations météorologiques, une faible variation temporelle de la rugosité de la ville et une périodicité ou une continuité des sources d'émission des polluants engendrent nécessairement une répétitivité des épisodes de pollution. Cette hypothèse de répétitivité est observée : les journaux locaux rapportent souvent l'occurrence de pics de pollution aux mêmes périodes dans une ville. Nous parlerons désormais de situations météorologiques.

Pour chaque situation météorologique, nous faisons l'hypothèse que la répartition spatiale des polluants y est identique. Seul le niveau de pollution varie. Par conséquent, il est possible de mettre à profit les connaissances acquises sur les épisodes antérieurs de pollution, présentant une situation météorologique identique, pour analyser la distribution spatiale des concentrations de polluants. L'idée est de caractériser la répartition spatiale des polluants pour toute situation météorologique définie.

La bibliothèque des champs typiques est un ensemble de champs typiques caractérisant la distribution spatiale des polluants pour une situation météorologique donnée. Ces champs typiques de pollution peuvent être classés en plusieurs classes et sous-classes (figure 4.3). Cette classification, guidée par les connaissances actuelles de la pollution atmosphérique, prend en compte la variabilité saisonnière et des conditions météorologiques. Nous avons représenté sur la figure 4.3 plusieurs situations météorologiques différentes. En ne considérant que les saisons, trois conditions météorologiques différentes et quatre types de polluant, le nombre de sous-classes est alors de 48. A chaque sous-classe est associé un champ typique. Ce nombre peut paraître excessif mais notons que l'établissement de la bibliothèque n'est effectué qu'une seule fois pour une zone d'étude.

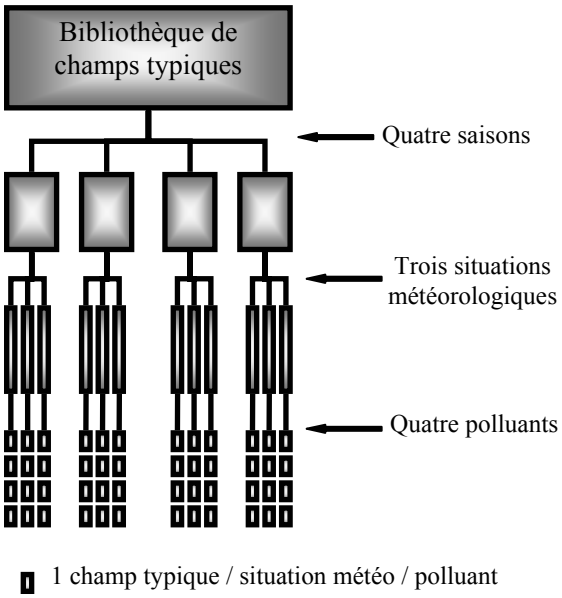


Figure 4.3 : Schéma de la bibliothèque des champs typiques

L'établissement de la bibliothèque fait appel à des images satellitaires, notamment celles permettant une cartographie de l'occupation des sols à haute résolution spatiale (Landsat, SPOT, Quickbird, IKONOS, IRS …). En effet, l'occupation des sols a une influence sur la distribution des polluants et constitue une composante à prendre en compte lors de notre étude. Des problèmes de couverture temporelle et de couverture nuageuse peuvent apparaître suivant la zone étudiée. Ils limitent l'accès aux images satellitaires et constituent un handicap de l'approche. Cela peut éventuellement être compensé par la capacité des nouveaux capteurs fournissant une imagerie plus fréquente, malgré une plus basse résolution spatiale (par exemple MODIS, MERIS).

4.4. Définition mathématique d'un champ typique

Nous avons défini **le champ typique comme étant l'ensemble des structures existantes d'un champ de concentration de polluants pour un type de situation météorologique**. L'objectif de ce paragraphe est de présenter les fondements des outils mathématiques utilisés pour définir un champ typique et fusionner les informations à des échelles différentes.

Soit **d** ε L^2(**R)**, une fonction caractérisée par des structures bi-dimensionnelles à différentes échelles spatiales imbriquées. Pour décrire cette distribution, nous allons utiliser deux outils mathématiques : la transformée en ondelettes et l'analyse multirésolution. Ces opérations, qualifiées d'« espace-échelle », consistent à utiliser une gamme très étendue d'échelles pour analyser la fonction. Nous avons choisi ces outils car ils conviennent pour un milieu très hétérogène et parce qu'ils sont bien maîtrisés au groupe télédétection et modélisation.

4.4.1. Transformée en ondelettes

La théorie des ondelettes (Daubechies 1988, Ranchin 1993) permet la décomposition d'une fonction **d** sur une base de fonctions orthogonales élémentaires **{$\psi_{a,b}$}** : les ondelettes. Ces ondelettes sont obtenues par dilatation et translation d'une seule et même fonction **ψ**, dite ondelette mère. **a** et **b**, des entiers naturels, représentent les paramètres d'échelle et de position des ondelettes. Pour des raisons de simplicité, le formalisme (équation 4.1) est écrit dans le cas uni-dimensionnel. Il existe de nombreuses bases d'ondelettes qui ont des propriétés différentes. Nous invitons le lecteur intéressé à lire l'historique des ondelettes présentées par Y. Meyer (1992). Dans le cadre de notre étude, la fonction **d** étudiée est un signal discrétisé donc numérique. Nous allons donc utiliser une version discrète de la théorie des ondelettes.

$$\Psi_{a,b}(x) = \frac{1}{\sqrt{|a|}}\Psi\left(\frac{x-b}{a}\right) \qquad \text{(Equation 4.1)}$$

A partir de ces ondelettes et de la fonction étudiée **d**, nous construisons des coefficients en ondelettes $\mathbf{C_{a,b}}$. Ces coefficients en ondelettes $\mathbf{C_{a,b}}$, à une échelle **a** et à la position **b,** sont obtenus par produit scalaire **:**

$$C_{a,b} = \left\langle d \middle| \Psi_{a,b}(x) \right\rangle = \frac{1}{\sqrt{a}} \int_{-\infty}^{+\infty} d(x)\overline{\Psi_{a,b}\left(\frac{x-b}{a}\right)}dx \qquad \text{(Equation 4.2)}$$

Chacun de ces coefficients en ondelettes $\mathbf{C_{a,b}}$ représente une mesure de l'intensité des variations locales de la fonction **d** pour l'échelle **a** étudiée et une position **b**. On utilise ainsi une gamme très étendue d'échelles pour analyser le signal. A chaque échelle, la fonction est remplacée par l'approximation la plus adéquate que l'on puisse y tracer.

En adoptant cette théorie, toute fonction **d** s'écrit :

$$d(x) = \sum_a \sum_b C_{a,b}\Psi_{a,b}(x) \qquad \text{(Equation 4.3)}$$

L'équation 4.3 peut être interprétée de deux façons différentes :

- on peut reconstruire une fonction connaissant tous ses coefficients en ondelettes ;
- toute fonction **d** peut s'écrire comme une superposition d'ondelettes.

4.4.2. Analyse multirésolution

Des algorithmes utilisent la transformée en ondelettes pour construire des approximations $\mathbf{d_a}$ successives de la fonction **d** étudiée à des échelles différentes **a**. En allant des échelles les plus fines vers les échelles les plus grossières (**a** croît), on accède à de nouvelles observations de plus en plus grossières de la fonction. L'analyse s'effectue en calculant ce qui diffère d'une échelle à l'autre, c'est-à-dire les détails à une résolution donnée : les coefficients d'ondelettes. A partir d'une approximation $\mathbf{d_a}$ à l'échelle **a**, on construit l'approximation $\mathbf{d_{a+1}}$ et on extrait les coefficients en ondelettes $\mathbf{C_{a+1,b}}$:

$$d_a = d_{a+1} + \sum_{b \in R} C_{a+1,b} \Psi_{a+1,b} \qquad \text{(Equation 4.4)}$$

L'opération effectuée est une analyse multirésolution (Dutilleux 1989). Nous invitons le lecteur intéressé par les algorithmes et applications des ondelettes à consulter le livre de Y. Meyer (1992), ainsi que celui de B. Burke Hubbard (1995).

La figure 4.4 représente les approximations successives d'une fonction à l'aide d'un algorithme pyramidal et dyadique (c'est-à-dire en utilisant des puissances de 2 pour la résolution spatiale). La signification de la couleur bleue de certains pixels sera donnée ultérieurement. Cette figure est donnée à des fins pédagogiques et d'illustration, car nous n'utilisons pas l'algorithme pyramidal.

A la base de la pyramide, **d** représente un champ de concentration théorique désiré (**a** = 0). La résolution spatiale de l'image est ici de 32 m par exemple. A cette échelle (**a** = 0), les structures locales ayant une longueur caractéristique supérieure à 32 m sont visibles. Lorsque l'échelle d'observation **a** (taille de la fenêtre d'observation) augmente, la longueur caractéristique des structures apparaissant dans l'image résultat augmente. Pour **a** = 3, l'approximation $\mathbf{d_3}$ contient toutes les structures ayant une longueur caractéristique supérieure à 256 m.

Au sommet de la pyramide, $\mathbf{d_9}$ représente l'approximation de la fonction avec un paramètre d'échelle **a** égal à 9, donc avec une résolution spatiale supérieure à 16 km. Cette approximation est à l'échelle régionale. Les structures ayant une longueur caractéristique inférieure à 16 km sont filtrées et ne sont plus représentées dans cette approximation.

Il est ainsi possible de représenter et d'étudier l'évolution de la fonction **d** suivant des échelles différentes, et donc à des résolutions différentes.

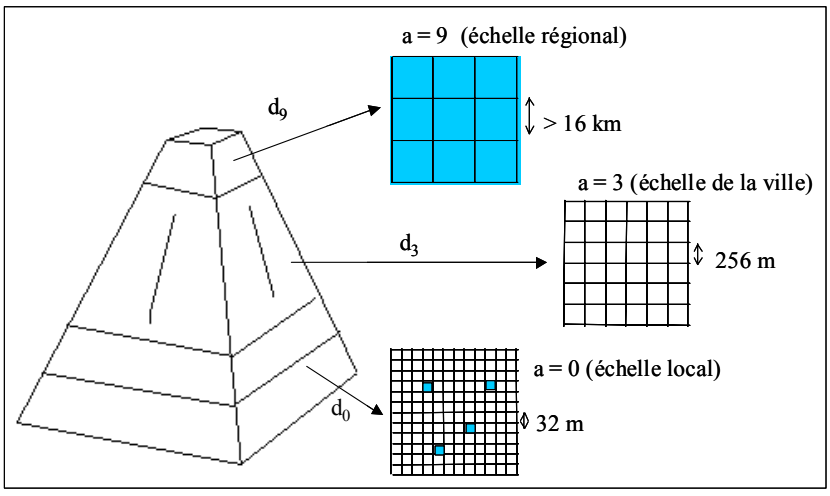


Figure 4.4 : Représentation des approximations successives d'une fonction à l'aide d'un algorithme pyramidal et dyadique.

4.4.3. Coefficients en ondelettes

L'analyse multirésolution appliquée au domaine de la cartographie de la pollution de l'air nous permet d'établir une base de représentation des données de sources différentes. En d'autres termes, les données de sources différentes (cartes de concentrations à l'échelle régionale, à l'échelle de la rue, etc.) sont vues comme étant des approximations $\mathbf{d_a}$ d'une fonction théorique **d** désirée à une échelle beaucoup plus fine (celle de la rue par exemple, avec une résolution inférieure à 10 m). La carte issue d'un modèle numérique à l'échelle régionale apparaît alors comme étant une approximation du champ **d** à l'échelle régionale. Les modèles numériques à l'échelle de la rue fournissent une approximation du champ **d** à l'échelle de la rue mais cette approximation est incomplète spatialement. De même, les mesures de concentrations de polluant fournissent une estimation de ce champ **d** de concentrations de polluants localement.

Toutefois, nous simplifions le problème et n'abordons pas les cartes fournies par les modèles numériques à l'échelle de la rue. Nous tronquons ainsi la représentation pyramidale et commençons l'analyse aux échelles de la ville (entre 10 m et 10 km). La base de la pyramide de la figure 4.4 représente donc un champ de concentration de polluants désiré à une résolution de 32 m. En supposant que la concentration observée sur une cellule, ou pixel de 32 m, est identique à celle observée sur les stations de mesures, les stations de mesures fournissent alors une approximation du champ **d** désirée (**a** = 0) pour ces cellules. $\mathbf{d_a}$, pour **a** compris entre 0 et 8, représentent des approximations du champ **d** désirée aux échelles de la ville. $\mathbf{d_9}$ représente une approximation à l'échelle régionale, fournie par les modèles numériques.

Nous avons ainsi exprimé les informations existantes en terme d'approximations du champ de concentration désirée **d**. Ces informations se présentent sous forme de coefficients en ondelettes, des mesures locales de la structure du champ de concentrations à différentes échelles spatiales. Autrement dit, le champ de concentration **d** peut se résumer à un ensemble de coefficients en ondelettes et une approximation $\mathbf{d_9}$:

$$Champ\ \ de\ \ concentration\ \ d(x)\ =\ \left\{C_{0,b};\ C_{1,b};\ ...;\ C_{8,b};\ d_9(x)\right\} \qquad \text{(Equation 4.5)}$$

4.4.4. Synthèse du champ de concentration

Dans cette partie, nous supposons connus tous les coefficients en ondelettes aux échelles de la ville et une approximation à l'échelle régionale et ceci à toutes les positions, et abordons la synthèse d'un nouveau champ de concentration de polluants qui intègre toutes les informations disponibles. Comme signalé auparavant, l'analyse multirésolution est aussi un moyen de fusion des informations disponibles à basse et haute résolution pour synthétiser une information plus précise et sans perte d'information. L'équation 4.4 se réécrit dans notre étude :

$$d(x) = \sum_{a=0}^{a=8}\sum_{b} C_{a,b}\Psi_{a,b}(x) + d_9(x) \qquad \text{(Equation 4.6)}$$

La méthode proposée d'estimation du champ peut se présenter comme étant une injection des structures du champ de concentration pour améliorer les cartes de concentrations existants à l'échelle régionale. Cette méthode est couramment utilisée dans le domaine du traitement d'image. Elle se rapproche de la méthode ARSIS « Amélioration de la Résolution Spatiale par Injection de Structures » (Ranchin & Wald 2000). Pour améliorer une image multispectrale haute résolution sans altérer

l'information, les auteurs proposent lui ajouter uniquement les structures manquantes à une échelle caractéristique voulue.

Si nous dégradons spatialement le champ obtenu **d**, nous filtrons les structures aux échelles de la ville et retrouvons l'approximation à l'échelle régionale. De plus, nous avons imposé à certaines cellules du champ (celles correspondant aux stations de mesures) d'avoir une concentration observée respectant celle observée sur les stations de mesures. Le champ de concentration de polluant est ainsi cohérent avec l'approximation à l'échelle régionale et il reproduit les mesures des stations de surveillance. La cohérence du champ **d** de concentrations de polluants entre les échelles de la ville et l'échelle régionale est alors assurée.

4.4.5. Définition du champ typique

Nous avons vu que la construction du champ **d** de concentration de polluants aux échelles de la ville nécessite la connaissance des coefficients en ondelettes à ces échelles. Malheureusement ces coefficients en ondelettes ne sont pas accessibles avec les outils actuels de cartographie : toutes les petites structures du champ **d** de concentration aux échelles de la ville ne sont pas connues. Dans notre exemple de la figure 4.4, la couleur bleue sur les cellules représente celles pour lesquelles une information est disponible. Ne connaissant pas les coefficients en ondelettes pour toutes les positions de la ville, nous proposons dans ce paragraphe une méthode pour les modéliser.

Nous rappelons que nous avons fait l'hypothèse que les structures de la pollution sont les mêmes pour une situation météorologique identique. Seul le niveau de pollution varie. Par conséquent, il est possible d'intégrer les connaissances des épisodes de pollution passés ayant une même situation météorologique afin de construire une modélisation des structures existantes de la pollution pour cette situation. Pour cela, nous définissons un champ normalisé $\mathbf{CN_j}$ (équation 4.7) pour la situation météorologique **j**, qui est une somme de $\mathbf{N_j}$ estimations de champ de concentration $\mathbf{d_0}$. Nous supposons ici connues ces $\mathbf{N_j}$ estimations de $\mathbf{d_0}$. Puisque les conditions météorologiques sont les mêmes, chacune de ces estimations $\mathbf{d_0}$ possède des structures de pollution identiques mais des niveaux $\mathbf{d_{moy}}$ de pollution différents. Ces niveaux moyens $\mathbf{d_{moy}}$ (moyennes spatiales sur la zone d'étude) sont donnés par les cartes de concentrations de polluants à l'échelle régionale, $\mathbf{d_9}$.

$$CN_j = \frac{1}{N_j} \sum_{i=1}^{i=N_j} \left(\frac{d_0}{d_{moy}} \right) i \qquad \text{(Equation 4.7)}$$

Nous reviendrons plus en détail dans le prochain paragraphe sur les moyens d'accéder à ces estimations $\mathbf{d_0}$.

Une analyse multirésolution est appliquée à ce champ normalisé $\mathbf{CN_j}$. Nous obtenons des coefficients en ondelettes indépendants du niveau de pollution, notés $\mathbf{CT_{a,b}}$. Ces coefficients en ondelettes sont sans dimension. L'ensemble de ces coefficients constitue le champ typique et décrit la structure du champ de concentration pour une situation météorologique **j**.

$$Champ\ typique = CT_j = \left\{ CT_{0,b};\ CT_{1,b};\ \ldots\ ;\ CT_{8,b} \right\} \qquad \text{(Equation 4.8)}$$

En multipliant ces coefficients en ondelettes par la concentration moyenne $\mathbf{d_{moy}}$ fournie par l'approximation à l'échelle régionale, nous obtenons une modélisation des coefficients en ondelettes :

$$C_{a,b} = CT_{a,b} d_{moy} \qquad \text{(Equation 4.9)}$$

Tous les paramètres nécessaires à la synthèse du champ de concentration **d** sont désormais connus. Cette synthèse s'exprime avec le champ typique de la façon suivante :

$$d(x) = \sum_{a=0}^{a=8} \sum_{b} CT_{a,b} d_{moy} . \Psi_{a,b}(x) + d_9(x) \qquad \text{(Equation 4.10)}$$

4.5. Construction d'un champ typique

La construction du champ typique repose sur la connaissance des premières estimations $\mathbf{d_0}$ des champs de concentration de polluants présentant une même situation météorologique. La méthode choisie pour crée ces $\mathbf{d_0}$ est une cartographie faisant appel à l'interpolation/extrapolation des données. Ces outils sont déjà connus par les organismes spécialistes de la qualité de l'air (Ionescu *et al.* 1996, Frangi *et al*. 1996, Carletti *et al.* 2000, Basly 2000). Nous ne reviendrons pas sur ce point mais focalisons notre étude sur les limites de ces outils. En effet, l'analyse des études publiées (Basly 2000) montre que les cartes fournies par ces méthodes représentent mal les structures de la pollution et qu'il est nécessaire de densifier le nombre de points d'appui pour une meilleure cartographie par interpolation/extrapolation. Nous présentons donc ici la démarche entreprise pour construire ces points d'appui supplémentaires. La construction présentée ci-dessous s'articule autour des trois notions de «carte d'identité », de «pseudostation » et de «station virtuelle ». Ces notions, définies ultérieurement, découpent notre étude en quatre étapes.

4.5.1. Etape 1: Caractérisation de la ville et construction des cartes d'identité

Cette première étape a pour objectif de se doter de moyens pour la compréhension et l'évaluation de l'environnement urbain en tant que facteurs agissant sur la pollution atmosphérique. L'espace urbain est un milieu complexe constitué en proportions variables d'espaces construits, de voies de communication, de sols nus, d'espaces résidentiels, industriels, herbacés et boisés, etc. La pollution atmosphérique n'est évidemment pas la même dans chacun de ces espaces (Derbez 2001). Des études ont montré l'hétérogénéité de la pollution atmosphérique. La position des bâtiments et l'orientation des rues par rapport au vent influencent la dispersion des polluants (Lamoureux *et al.* 2000). Des concentrations en polluants très différentes peuvent être observées sur des rues voisines (Scaperdas et Colville 1999, Croxford et Penn 1998, Croxford *et al.* 1996). C'est pourquoi il est nécessaire de faire une caractérisation aussi fine que possible de la zone étudiée. Les informations nécessaires peuvent être obtenues par des méthodes d'analyse et traitement des données, d'images et de la morphologie urbaine. Elles peuvent être de natures différentes, quantitatives ou qualitatives et définissent la carte d'identité d'un élément de la ville. Cette carte d'identité doit intégrer des variables en relation avec :

- la position géographique du lieu considéré,
- le type d'occupation du sol,
- la proximité par rapport aux sources d'émissions, notamment les voitures,
- la morphologie des bâtiments entourant la zone,
- les conditions climatiques et météorologiques du lieu considéré.

Chaque élément de la ville - y compris les stations de mesure, est identifié par une carte d'identité. Il est alors possible (1) d'étudier les relations qui pourraient exister entre les variables présentes dans la carte d'identité et le niveau de pollution aux stations de mesure, (2) puis d'extraire ou d'inclure des variables dans l'établissement de la carte d'identité.

4.5.2. Etape 2: localisation des pseudostations à l'aide des cartes d'identité

L'implantation des stations de mesure est réalisée en fonction des objectifs de surveillance, de leur environnement immédiat, des densités de population et des sources d'émissions de polluants. En raison du coût d'une station de mesure, les associations en charge de la qualité de l'air ne disposent pas plus de trois stations de mesure en ville et par classe de stations. Cependant l'urbanisation croissante des villes et l'accroissement de la surface des grandes villes laissent présager l'existence de sites similaires aux stations de mesures. Cette étape a pour objectif de localiser des lieux de la ville où une station de mesures aurait pu être implantée et constitue une aide à la gestion du parc des stations.de mesures.

Nous définissons les pseudostations comme étant des lieux de la ville présentant des propriétés morphologiques, climatiques, et de pollution et une occupation du sol similaires aux stations de mesures. Cette notion de similitude sera définie clairement à l'aide des cartes d'identité. Ayant des propriétés similaires aux stations de mesures, les pseudostations devraient avoir un comportement semblable aux stations de mesures vis-à-vis de la pollution. L'idée ici est d'étendre les lieux où une station de mesures aurait pu être implantée (figure 4.5). Les données utilisées pour définir les cartes d'identité étant de sources diverses, la localisation des pseudostations relève d'une classification multivariée des données, en d'autres termes une classification avec des variables de natures diverses.

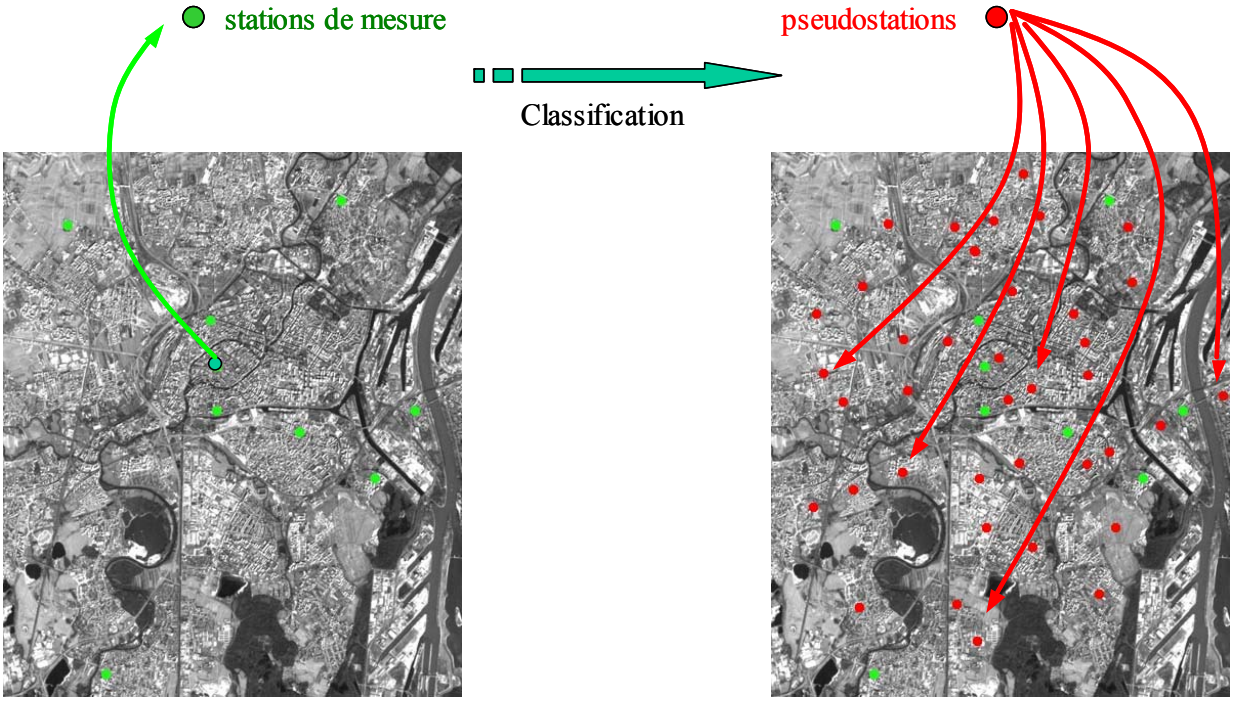


Figure 4.5 : Localisation des pseudostations par classification des cartes d'identités.En arrière plan : canal 4 de Landsat 5.

4.5.3. Etape 3: construction des stations virtuelles à l'aide d'images satellitaires

Nous appelons « stations virtuelles » le sous-ensemble des pseudostations, sur laquel une estimation de la pollution est possible à l'aide des images satellitaires et des observations de concentrations de polluants. L'estimation de la pollution à partir des images satellitaires nécessite l'établissement d'une loi reliant les mesures satellitaires à la transmittance de l'atmosphère puis aux concentrations des polluants. En première approximation, la réflectance mesurée au niveau du satellite s'écrit :

$\rho_{sat} = \rho_{atm} + \rho_{surf} * \tau_{atm}$ avec

ρ_{atm} la réflectance de l'atmosphère
ρ_{suf} la réflectance de la surface terrestre.
τ_{atm} la transmittance de l'atmosphère

En principe, il est nécessaire de séparer la contribution de la surface du sol de la contribution de l'atmosphère et d'isoler la transmittance de l'atmosphère. En réalité, cette séparation est difficile à réaliser. Dans certains cas, les propriétés optiques de l'atmosphère peuvent être évaluées et leurs effets modélisés (Tanré *et al*. 1990, Roujean *et al.* 1992). On peut ainsi estimer puis éliminer les influences de l'atmosphère sur la réflectance réfléchie à méso- ou subméso-échelle (de 10 à 100 km). Le principe retenu dans notre approche, est que la différence de réflectance d'une pseudostation par rapport à la réflectance de la station de la même classe reflète, d'une manière ou d'une autre, une variation d'épaisseur optique et donc de concentration de polluants par rapport à cette station. Les difficultés dans cette étape consistent à éliminer les effets purement atmosphériques, généralement sans connaissance externe, puis à estimer un modèle convertissant des variations de réflectance en concentration. Le travail dans cette étape est peu avancé dans son expression générale. Il est vraisemblable que le principe ne pourra s'appliquer réellement qu'à un sous-ensemble des pseudostations, d'où cette notion de station virtuelle. Le faible nombre de mesures conduit à l'utilisation de plusieurs images acquises à des instants différents, voire par des capteurs différents, en tant que mesure palliative, ce qui induit une difficulté supplémentaire. En effet, tous les termes de l'équation précédente dépendent du temps et de la longueur d'onde (et bien sûr, de l'espace).

4.5.4. Etape 4 : construction du champ typique de pollution

A ce stade nous supposons disponible, pour chaque situation météorologique **j**, un ensemble de stations virtuelles construites à l'aide d'images satellitaires et des mesures de concentrations de polluants. Cette densification du nombre de points permet d'estimer une carte de champ de concentration de polluants $\mathbf{d_0}$ à l'aide d'un modèle d'interpolation et d'extrapolation. Cette carte est ensuite normalisée afin de ne plus tenir compte du niveau de pollution mais uniquement de la structure spatiale de la distribution des polluants. Pour une autre date de prise de vue satellite, si la situation météorologique est identique à la précédente, ce processus est réitéré et les cartes sont additionnées. Ce processus permet de construire le champ normalisé $\mathbf{CN_j}$ et puis le champ final **d** de concentration aux échelles de la ville comme présenté dans le paragraphe précédent.

4.6. Conclusion

La méthode de cartographie de la pollution atmosphérique en ville, présentée dans ce chapitre, fait appel à des connaissances dans plusieurs domaines. La méthode de fusion des différentes informations sur la distribution spatiale des concentrations de polluants fait appel à la transformation en ondelettes et à l'analyse multirésolution. Ces deux outils mathématiques nous ont permis d'établir une représentation des informations sur la distribution spatiale des polluants et une base de travail pour améliorer la cartographie des polluants.

En effet, en adoptant ce formalisme mathématique, les cartes de concentrations fournies par les outils existants apparaissent comme étant des approximations d'un champ de concentration désiré à fine

échelle spatiale. Ces approximations peuvent être caractérisées par les structures présentes et leur niveau de pollution. En séparant les structures du niveau de pollution, nous avons défini le champ typique comme étant l'ensemble de toutes les structures d'un champ de concentration de polluant pour une situation météorologique donnée et aux échelles de la ville. Ce champ typique regroupe l'ensemble des coefficients en ondelettes à ces échelles.

La méthode employée pour définir ces coefficients en ondelettes inconnus repose sur la possibilité d'obtenir une estimation d'un champ normalisé de concentration de polluants en tenant compte des épisodes antérieurs de pollution. Ce champ typique est obtenu à l'aide de la transformation en ondelettes et de l'analyse en multirésolution, appliquées sur le champ normalisé.

Nous sommes conscient qu'il est difficile dans le cadre d'une thèse de mener de front tous les aspects de la méthode de cartographie. Certaines parties de la méthode étant dépendantes des résultats d'autres parties, nous avons évidemment décidé de développer ces dernières. Au-delà du formalisme mathématique et de la description de la méthode de cartographie, nous avons donc focalisé notre étude sur les moyens d'accéder à ce champ typique. La démarche entreprise est innovante : elle permet de densifier artificiellement le nombre de points d'appui pour établir ce champ normalisé par une méthode interpolation/extrapolation.

Dans la suite de ce manuscrit, nous nous intéressons à la création de ces points d'appui en définissant trois nouvelles notions : la carte d'identité d'une station de mesure, une pseudostation, et une station virtuelle. La carte d'identité est l'ensemble des paramètres permettant de caractériser un point de la ville et son environnement proche. Une pseudostation est un lieu de la ville présentant des propriétés similaires aux stations de mesures. Enfin une station virtuelle est une pseudostation où les concentrations en polluants ont été estimées. Cette étude est menée en trois étapes décrivant le passage de la notion de carte d'identité, à celle de pseudostation, puis à celle de station virtuelle.

Une mise en place et création des données est tout d'abord nécessaire pour une caractérisation de la ville et des stations de mesure. Cette première étape constitue l'objet du chapitre 5.

Une première localisation de pseudostation, utilisant la notion de carte d'identité, a été réalisée pour la campagne de mesures ACI Ville. Elle est présentée dans le chapitre six. La densification du nombre de points de mesures ne sera effective que lorsqu'une fonction permettant d'estimer les concentrations en polluant, et par conséquent le passage de pseudostation à station virtuelle sera construite.

Il est essentiel de préciser que la définition de ces stations virtuelles utilise des données satellitaires, ici Landsat TM5. Le champ normalisé, s'appuyant sur ces stations virtuelles, ne peut donc caractériser les structures de la pollution qu'à l'heure de prise de vue du satellite Landsat, c'est-à-dire à 10 h UTC. Les coefficients en ondelettes manquants, ainsi que le champ typique entier, sont donc définis à 10 h UTC. Une cartographie utilisant les champs typiques comme guide n'est donc valable qu'à 10 h UTC. Cette limite peut être repoussée en utilisant d'autres capteurs satellitaires pour définir les stations virtuelles. Il est aussi possible d'imaginer de modéliser l'évolution temporelle des concentrations de polluants au niveau de ces stations. Ce travail n'est absolument pas abordé dans cette thèse mais permettrait aussi de modéliser l'évolution temporelle du champ typique, et par conséquent, de la carte de concentrations délivrée aux échelles de la ville.

Chapitre 5 : Caractérisation de la ville - construction des cartes d'identité

Nous abordons ici la première étape de la méthode menant à la création d'un champ typique. Cette étape concerne la mise en place de la carte d'identité d'une station de mesures. Celle-ci étant définie comme étant l'ensemble des informations utilisées pour définir et caractériser une station de mesures et son environnement.

5.1. Indicateurs morphologiques pour la carte d'identité

5.1.1. Nécessité des indicateurs morphologiques

Une caractéristique évidente de la ville de Strasbourg réside dans l'architecture même des bâtiments : la ville présente une configuration de bâti plus resserrée dans le centre ville (la Petite France). Les bâtiments y sont essentiellement des maisons à colombage et aux toits pentus. Les études de simulations numériques de la turbulence atmosphérique (Turbelin 2000) ont montré que l'architecture des bâtiments influence l'écoulement des vents et *a fortiori* la distribution spatiale des polluants. A titre d'exemple, la place de la Cathédrale dans le centre ville de Strasbourg est célèbre pour les courants d'air tourbillonnaires. La morphologie de la place y favorise la création de poches de décollement de vent et de grosses structures tourbillonnantes à l'origine du transport des polluants autour de la place. Ajouté à cela, des concentrations en polluants très différentes peuvent être observées sur des rues voisines (Scaperdas & Colvile 1999, Croxford *et al*. 1996, Croxford & Penn 1998). La charge en polluants atmosphériques sera plus grande dans une configuration de rue présentant un front ininterrompu et dense de bâtiments que dans une configuration présentant un front lâche et espacé de bâtiments (Weber *et al*. 2002). De même la dispersion des polluants n'est pas la même avec une configuration alignée du bâti ou une configuration circulaire du bâti. En d'autres termes, la position des bâtiments et l'orientation des rues par rapport au vent influencent la dispersion des polluants (Lamoureux *et al.* 2000).

Chaque lieu de la ville présente une configuration du bâti ayant un impact direct sur l'écoulement des polluants. Un aspect qui fait défaut aux méthodes de cartographie utilisant l'imagerie satellitaire est certainement le manque d'indicateurs morphologiques et/ou d'indices physiques rendant compte des propriétés morphologiques et/ou physiques du lieu d'étude et de son entourage. Il est donc indispensable de définir et d'intégrer dans notre étude des indicateurs rendant compte de la morphologie du lieu d'étude dans la définition de la carte d'identité d'une station de mesures. Ce paragraphe vise à approcher par une description du site, la réalité physique de la ville et de traduire les caractéristiques du site de la station de mesures et son environnement à l'aide des données existantes. Pour ce faire, ce travail utilise une base de données géographiques : la BD TOPO®©IGN (Michel 2000, Veillet & Leconte 1995). Elle a été acquise conjointement par l'ASPA et le laboratoire Image et Ville.

5.1.2. Description de la base de données BD TOPO® de l'IGN

La BD TOPO® est une base de données géoréférencée en Lambert I. Elle est produite par l'IGN (Institut Géographique National) et propose une description tridimensionnelle du territoire présentée sur neuf couches lisibles par un logiciel SIG (système d'information géographique). Les couches correspondent aux thèmes suivant : voies de communication, réseaux de transport, hydrographie, lignes et limites diverses, bâtiments, végétation, descriptif du relief, limites administratives et toponymie. Les données incluses dans la BD TOPO® et retenues pour notre étude portent sur les bâtiments. Chacun des bâtiments est représenté par un polygone. Et à chaque polygone sont associées des informations telles que la hauteur du bâtiment (minimum, maximum et moyenne), son altitude, sa surface, son périmètre et bien d'autres données qui ne seront pas exploitées dans cette étude. De plus amples informations peuvent être trouvées sur le serveur éducatif dédié au système d'information géographique : http://pse.ensg.ign.fr/. En projection verticale, la BD TOPO® fournit les éléments objectifs d'une représentation de l'espace géographique.

La figure 5.1 est un exemple de représentation de la BD TOPO® au niveau du centre ville de Strasbourg. Elle permet d'appréhender de manière informatisée les zones bâties (en vert) et les zones non bâties ou espaces vides (en blanc). Il est possible d'effectuer des calculs et des opérations de transformations des objets inclus dans la base. Les possibilités sont nombreuses. La figure 5.2 est un exemple de transformation possible. Elle représente pour tout point une distance de non bâti dans la direction de 135°. Les zones bâties présentent évidemment une distance de non bâti égale à zéro et sont représentées en violet. Les zones de grande distance non bâti dans la direction de 135° sont représentées en rouge, et celles de faible distance en bleu. Il est question dans les sous-paragraphes suivants de définir les transformations permettant d'aboutir à des indicateurs morphologiques et/ou à des indices physiques rendant compte des propriétés morphologiques et/ou physiques du lieu d'étude et de son entourage.

Le format de la BD TOPO® nous impose d'aborder le problème avec une approche orientée objet. Dans un premier temps, les indicateurs ou indices seront créés pour caractériser les stations de mesures existantes. Ils seront ensuite généralisés à un ensemble de points couvrant la zone d'étude.



Figure 5.1 : Représentation de la BD TOPO®©IGN en projection verticale du centre ville de Strasbourg.

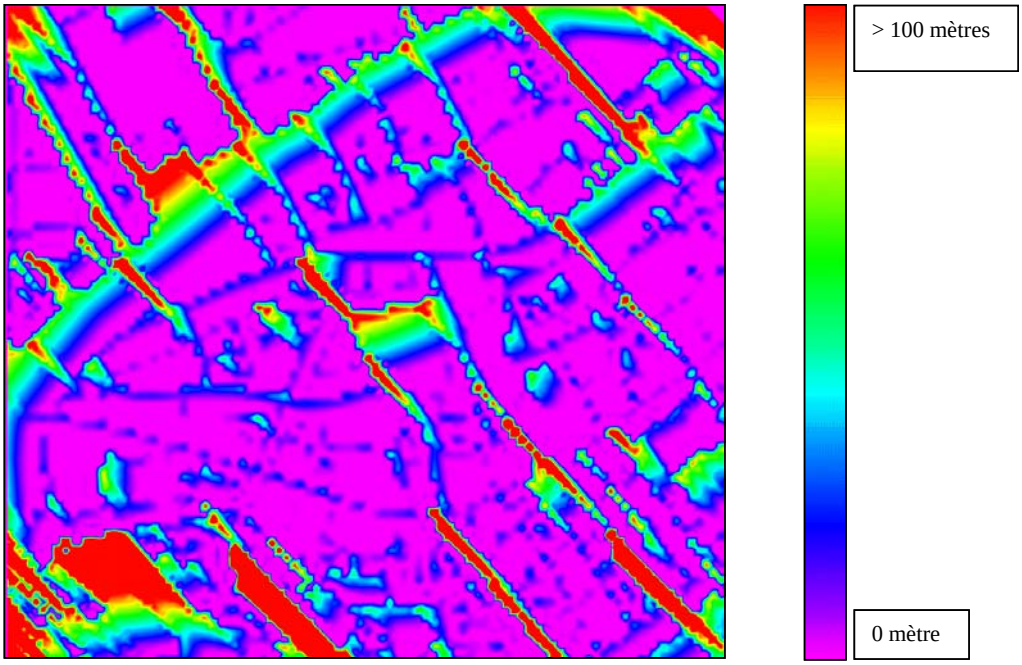


Figure 5.2 : Exemple de transformation possible de la BD TOPO®©IGN - distance de non bâti à 135°.

5.1.3. Positionnement des stations de mesures sur la BD TOPO®

Un positionnement des stations de mesures de l'ASPA sur la BD TOPO® est nécessaire pour une description et une caractérisation des stations de mesures et de leur environnement. Les premières coordonnées en Lambert I des stations de mesures nous ont été fournies par l'ASPA. Elles ont été acquises à l'aide d'un récepteur GPS (Global Positioning System) sur le site même des stations de mesures. Malheureusement un pointage sur la BD TOPO® montre que ce positionnement absolu est biaisé avec une erreur parfois supérieure à 30 mètres.

Des mesures GPS en différentiel ont alors été réalisées sur le terrain lors de la campagne de mesures de juin 2002 à Strasbourg par le laboratoire Image et Ville. Elles montrent que la BD TOPO® est correctement géoréférencée au mètre près. L'erreur de positionnement des stations de mesures n'est donc pas due à la base de données géographique.

Nous avons mené une recherche sur les origines de cette erreur de positionnement. Des mesures de positionnement GPS des stations de mesures avec un GPS portable standard ont été acquises. La qualité des mesures dépend effectivement du nombre de satellites détectés par l'appareil, comme annoncé dans la notice d'utilisation de l'appareil. L'incertitude peut être assez grande à cause notamment de la présence des bâtiments qui masquent les satellites. Des mesures de positionnement d'une durée de 15 minutes à 4 heures ont été effectuées et permettent d'évaluer le biais réel du positionnement à 30 m. Ce résultat explique les erreurs de positionnement des stations de mesures observées dans les informations qui avaient été transmises. Nous invitons le lecteur intéressé par le positionnement GPS à lire l'ouvrage réalisé par un groupe de recherche de l'IGN (Duquenne *et al.* 1997).

Nous déconseillons donc de positionner les stations de mesures avec un récepteur GPS standard. Suite à des discussions avec l'ASPA et le laboratoire image et ville, un positionnement relatif aidé de la BD TOPO® est préférable. Les coordonnées des stations de mesures obtenues figurent sur le tableau 5.1.

La station STG Hoerdt est située à l'extérieure de la zone de couverture de la BD TOPO®. Les coordonnées de la station présentées ici sont fournies par l'ASPA. Une erreur de 5 m environ sur ce positionnement est faite selon l'opérateur qui positionne la station.

Numéro	Nom des stations	X en Lambert I	Y en Lambert I
1	STG Ouest	995820	1115065
2	STG Ampere	1001825	1110152
3	STG Illkirch	996595	1106311
4	STG Rhin	1002615	1111482
5	STG Centre	998748	1112359
6	STG Nord	1001167	1115582
7	STG Hoerdt	1000388	1125313
8	STG Reichstett	998600	1119394
9	STG Clemenceau	998634	1113180
10	STG centre 2	998755	1111469
11	STG Est	1000365	1111063

Tableau 5.1 : Position des stations de mesures sur la BD TOPO®©IGN en Lambert I.

5.1.4. Choix des indicateurs morphologiques

Une zone ayant un grand volume d'air (place, avenue, etc.) sera plus fréquemment exposée à un courant d'air qu'une zone de faible volume confinée entre des bâtiments. Cette notion d'espace et de volume confinés ou non est un bon indicateur morphologique du milieu urbain. La recherche d'indicateurs morphologiques urbains dans les 3 dimensions étant complexe et coûteuse en temps de calcul, notre étude a été menée seulement dans 2 dimensions (x,y). Ce choix préalable de ne travailler qu'à 2 dimensions implique le fait de ne plus travailler avec des volumes mais des surfaces. Pour appréhender ces notions d'espace d'air, deux types d'indicateurs peuvent être utilisés : un indicateur relatif aux bâtis et un indicateur relatif aux espaces vides entres les bâtis (le complémentaire).

Indicateurs relatifs aux bâtis non exploitables

Ce premier type d'indicateur s'intéresse à l'ensemble non connexe constitué par les bâtis dans une zone définie. Chaque bâti de cet ensemble est considéré comme étant un objet et peut être décrit par des indices plus ou moins complexes (surface de l'objet, morphologie, distance aux premiers objets dans une direction …). Un indice facilement exploitable est par exemple le taux d'occupation du sol. Nous définissons par taux d'occupation du sol le pourcentage d'aire bâtis dans un disque de rayon fixé D_{max}. Le calcul des surfaces de bâtis (figure 5.3) montre que huit stations de mesures sur dix ont un taux d'occupation compris entre 20 et 30 % avec un rayon D_{max} égal à 60 m, ici choisi arbitrairement.

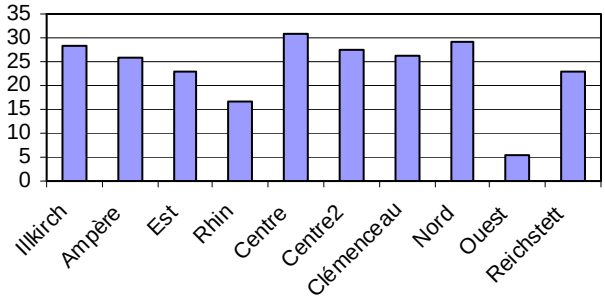


Figure 5.3 : Taux d'occupation pour 10 stations dans un rayon de 60 m.

Pourtant, une simple observation des zones périphériques des stations de mesures (figure 5.4) montre que 8 stations de mesures (Illkirch, Ampère, Est, Centre, Centre2, Clemenceau, Nord et Reichstett) avec un taux d'occupation équivalent, présentent une répartition différente de bâtis. De cela, nous déduisons qu'il n'est pas possible de faire une caractérisation précise des stations de mesures avec ce seul indice du taux d'occupation du sol.

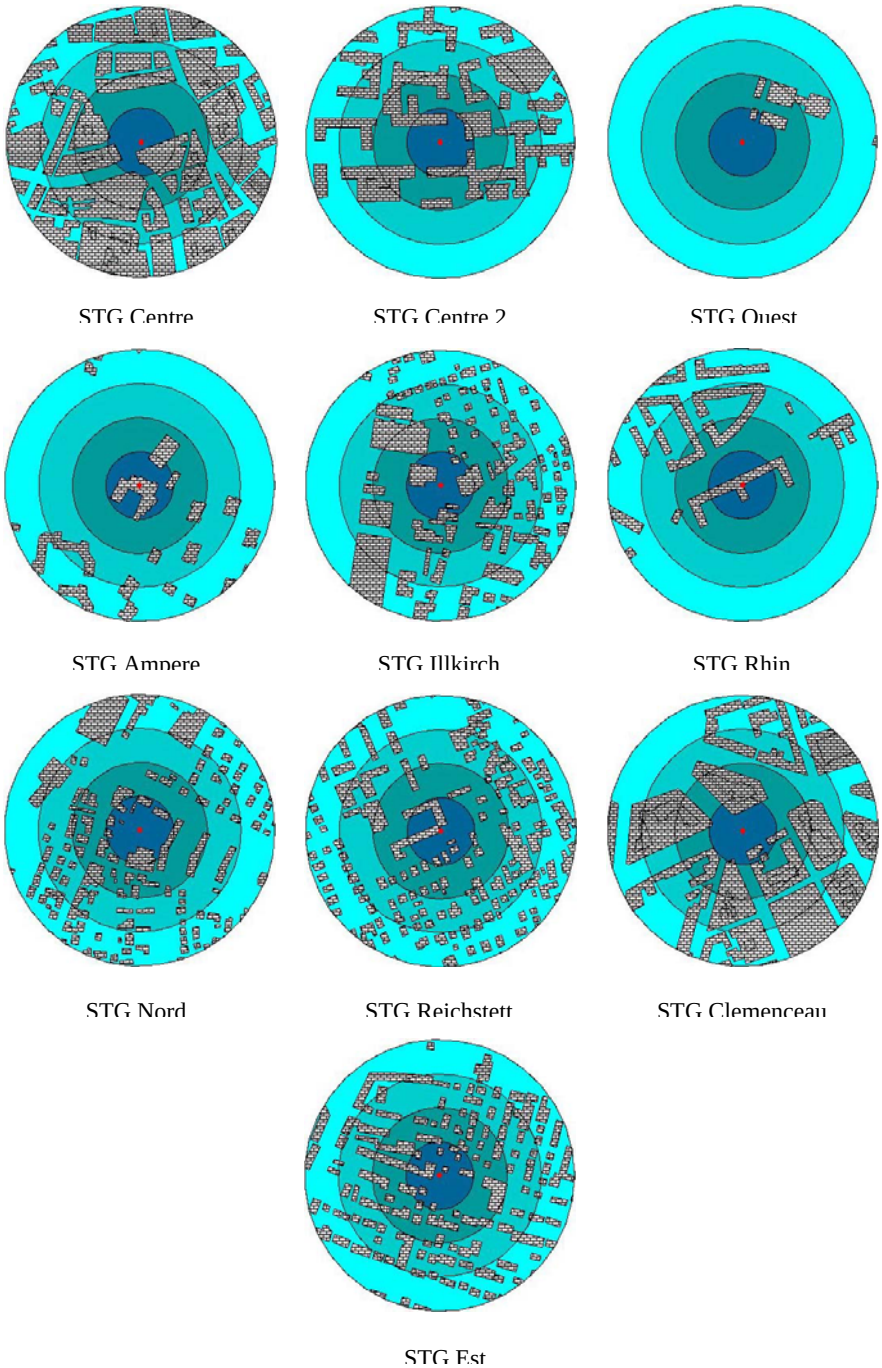


Figure 5.4 : les 10 stations présentant une surface de bâtis équivalente, mais des répartitions différentes.

Ajouté à cela, une étude menée par Durrenberger (2001) montre que, pour une station de mesures donnée, l'indice de pourcentage de bâtis fluctue suivant le rayon D_{max} choisi (figure 5.5). Une sectorisation de l'espace pour tenir compte de la direction du vent montre que les taux d'occupations pour une même station sont différents dans des directions différentes (figure 5.6) (Durrenberger 2001). Cet indice de taux d'occupation ne caractérise donc pas complètement une zone et varie fortement suivant D_{max} et la direction de sectorisation. Il convient alors de définir des indices complémentaires, permettant de quantifier la présence ou non de bâtiments mais aussi rendre compte de la forme de l'ensemble.

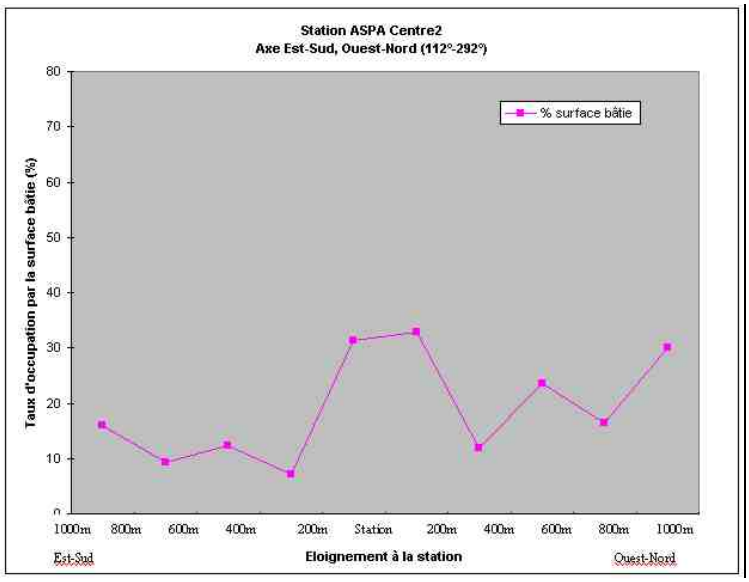




Figure 5.5 et 5.6 : Influence de l'éloignement et de la sectorisation (extrait des résultats de Durrenberger 2001).

Indicateur géométrique des surfaces de visibilité

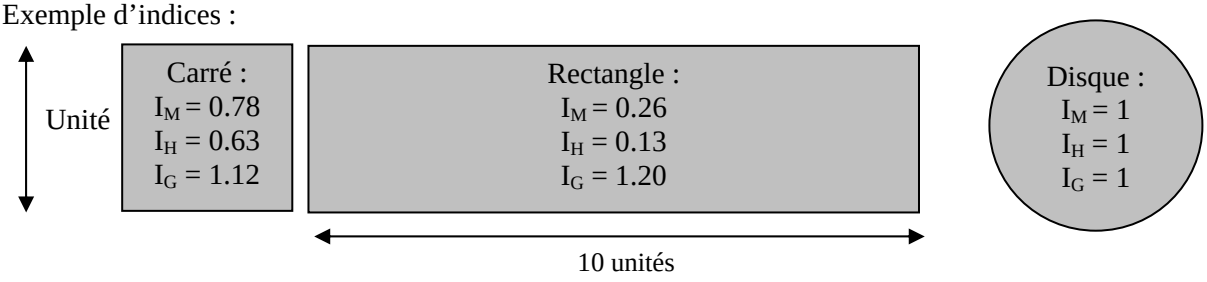
L'indicateur géométrique des surfaces de visibilité s'intéresse à l'espace vide connexe et complémentaire à l'ensemble des bâtis dans une zone géographique définie. Cette notion de *surface de visibilité* d'une station de mesures est issue des recherches menées au sein du laboratoire image et ville (Schnell 2000, Durrenberger 2001). La représentation de la surface de visibilité permet de mettre en évidence les accès directs au point de mesures et de donner une appréciation, par la surface de celle-ci, sur l'ouverture autour du point. Afin d'automatiser le calcul à tout le tissu urbain, nous avons développé plusieurs scripts sous Arcview. Les premières versions du script permettent uniquement de calculer les surfaces de visibilité (Chaignaud 2001). Ensuite dans les versions postérieures, trois indices de forme accompagnent les données sur les surfaces de visibilité :

- *l'indice de Miller* $\boldsymbol{I_M}$ permet d'appréhender la circularité de la forme. Il varie de 0, pour une forme linéaire, à 1 pour une forme parfaitement circulaire ;
- *l'indice de Morton* $\boldsymbol{I_H}$ permet d'apprécier l'étalement de la forme par rapport à la surface. Il tend vers zéro pour une forme plutôt étirée avec une longueur L ;
- *l'indice de Gravélius* $\boldsymbol{I_G}$ est un indice de compacité. Il compare le périmètre de la surface de visibilité au périmètre d'un cercle qui a la même superficie.

$$I_M = \frac{4\pi S}{P_2} \qquad I_H = \frac{S}{\pi(0.5L)^2} \qquad I_G = \frac{P}{2\sqrt{\pi S}}$$

S représente la surface de la forme
P représente le périmètre de la forme

Exemple d'indices :



5.1.5. Méthode de calcul et paramètres de la surface de visibilité

La surface de visibilité **S** est une quantification de l'image issue de la BD TOPO®. Elle doit caractériser l'espace ouvert autour d'un point. Par conséquent, il est nécessaire de prendre en compte la position des bâtiments autour du point. La stratégie retenue pour calculer cette surface de visibilité est basée sur des lancers de rayons. La figure 5.7 illustre les étapes du calcul pour la station de mesures STG Centre, située sur la place Kléber à Strasbourg :

- la station de mesures est représentée par un point rouge ;
- un lancer de rayon dans une direction permet de calculer la distance de visibilité : $\mathbf{D_{angle}}$ **;**
- à partir de la distance de visibilité, il est possible de calculer la portion de surface $\mathbf{S_{angle}}$;

$$S_{angle}(i) = \frac{\pi . D^2_{angle}(i)}{N_{angle}}$$

- la surface $\mathbf{S_{angle}}$ est considérée comme un échantillonnage angulaire de la surface de visibilité ;
- le calcul de $\mathbf{S_{angle}}$ dans toutes les directions permet d'estimer la surface de visibilité.

$$S = \sum_{i=1}^{N_{rayon}} S_{angle}(i)$$

L'estimation de la surface de visibilité dépend de trois paramètres : la position de la station de mesures, le nombre de rayons lancés $\mathbf{N_{rayons}}$ et la distance maximum $\mathbf{D_{max}}$ prise en compte pour le calcul de la distance de visibilité $\mathbf{D_{angle}}$. L'influence de ces paramètres sur l'estimation de la surface de visibilité est étudiée dans les sous-paragraphes suivants.

Influence d'erreur de positionnement des stations de mesures sur les surfaces de visibilité

La surface de visibilité choisie est un paramètre qui caractérise un point de l'environnement urbain. Or l'environnement urbain est anisotrope. L'apparition d'un bâtiment dans notre champ de vue constitue par exemple une anisotropie de l'environnement. La surface de visibilité est alors un indicateur anisotrope dans tout l'espace. Elle est fortement dépendante de la position du point et est variable dans l'espace. Une incertitude dans le positionnement des stations de mesures entraîne alors une incertitude dans le calcul de cette surface de visibilité.

Nous avons donc étudié la convergence locale de cet indice et évalué l'erreur due à l'incertitude du positionnement des stations sur le calcul des surfaces de visibilité. Nous avons vu précédemment que l'erreur effectuée sur le positionnement des stations de mesures est approximativement de 5 mètres. Les surfaces de visibilité sont donc calculées sur une zone de 10 m * 10 m centrée sur la station de mesures et avec un échantillonnage de 1 mètre, ce qui correspond à 121 points (figure 5.8).

Remarque : les deux autres paramètres utilisés pour le calcul des surfaces de visibilités (nombre de rayons et distance maximum) sont pris a priori suffisamment grands afin de minimiser leur influence sur le calcul : N_{rayons} = 360 et D_{max}= 300 m.

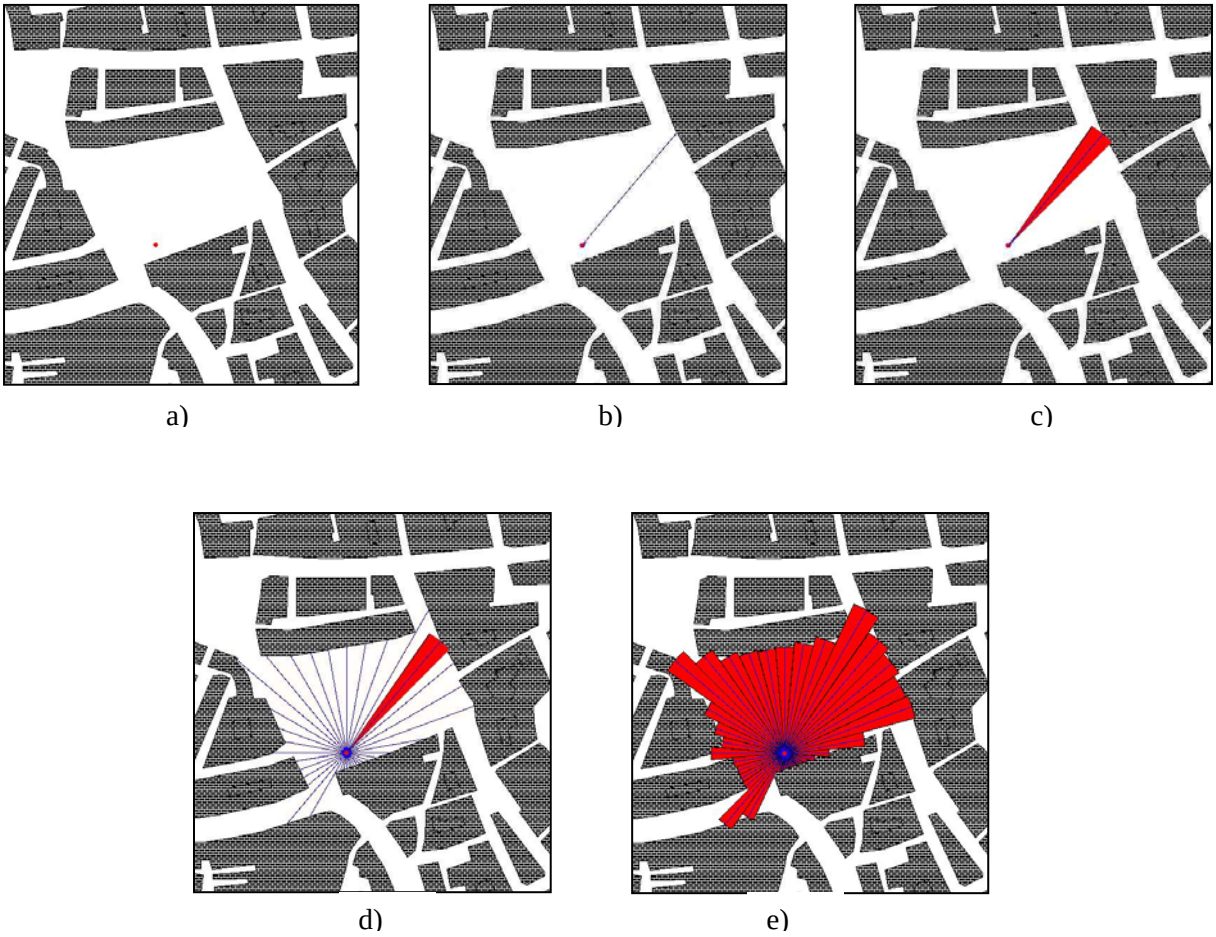


Figure 5.7 : Calcul de la surface de visibilité a) station STG Centre de Strasbourg ;
b) lancement d'un rayon ;
c) calcul de la portion de surface correspondante ;
d) calcul des portions dans toutes les directions ;
e) somme des portions : échantillonnage angulaire.

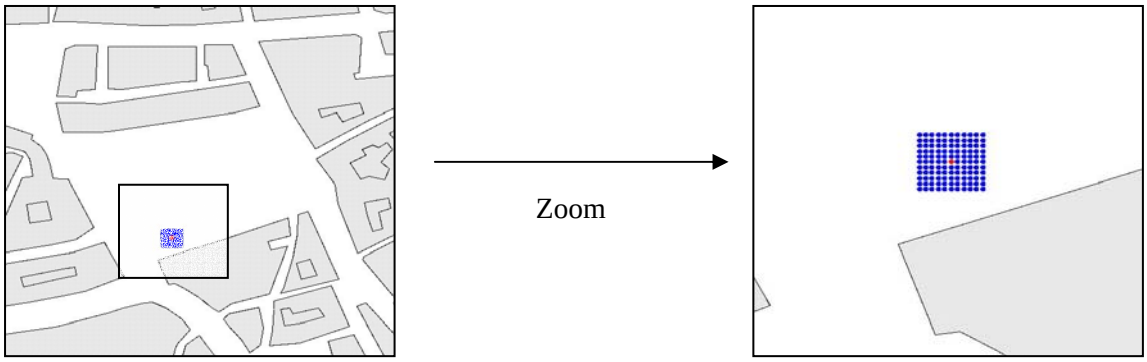


Figure 5.8 : zone centrée sur la station STG Centre (sur la place Kléber, point rouge : 998 748, 1 112 359). Maille en bleu : x ε [998 743 ; 998 753] et y ε [1 112 354 ; 1 112 364]

Le calcul des aires de visibilité est effectué pour les 10 stations présentes de la CUS. Les aires moyens de la surface de visibilité en m^2 (moyenne sur le maillage présenté figure 5.8) et les écarts types associés en pourcentage sont présentés dans le tableau 5.2. Il ressort de ces résultats que :

- pour chacune des stations de mesures et chacun des points du maillage (points bleus), nous n'avons pas observé de divergence significative au niveau des aires de visibilités par rapport au point de référence (point rouge). La présence de non-linéarité dans la ville n'affecte donc pas la convergence de la surface de visibilité à l'échelle des erreurs commises sur la localisation des stations de mesures ;
- les stations STG Ampère, Rhin et Reichstett sont situées sur le toit d'un bâtiment répertorié dans la base topographique. Elles présentent alors une surface de visibilité en 2D nulle ;
- la station STG Hoerdt est localisée à l'extérieur de la zone couverte par la base topographique, le calcul de surface de visibilité n'est donc pas possible ;
- pour les 7 autres stations, les aires moyennes de la surface de visibilité sont comprises entre 7000 et 224000 m^2 environ.
- le maximum d'aire de visibilité est atteint pour la station STG Ouest qui présente effectivement une ouverture plus grande à l'écoulement d'air en accord avec la figure 5.4 dans un rayon de 300 mètres. Seuls quatre bâtiments sont présents et intersectent les lancers de rayons ;
- le minimum est atteint pour la station STG Nord. La station est effectivement située dans une configuration rectangulaire de bâtiments (figure 5.4) limitant la portée du lancer de rayons. Les stations STG Centre et Est présentent une configuration identique mais la proximité de l'ensemble des bâtiments à la station STG Nord explique ce minimum ;
- la station STG Clemenceau présente la deuxième plus grande aire de visibilité. En effet, la station est située sur la place Clemenceau, à proximité des grands axes routiers. Elle présente alors une surface de visibilité avec une configuration qui n'est plus rectangulaire mais ouverte vers les grands axes routiers.
- En considérant uniquement la valeur de l'aire de visibilité moyenne avec les écarts types associés, il n'est pas possible de faire la distinction entre les stations STG Nord, STG Est et STG Illkirch, ainsi qu'entre les stations STG Centre et STG Centre 2.

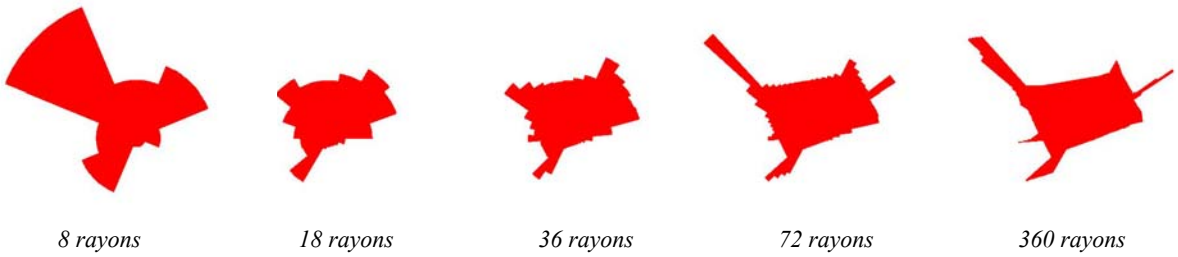
Station	Aire de visibilité moyenne	Ecart Type	Ecart Type en %
STG Ouest	226761	2407	1
STG Ampere	0	0	0
STG Illkirch	11761	1255	11
STG Rhin	0	0	0
STG Centre	15620	440	3
STG Nord	7853	873	11
STG Hoerdt	non	non	non
STG Reichstett	0	0	0
STG Clemenceau	34513	1579	5
STG Centre 2	18213	1340	7
STG Est	10674	2419	23

Tableau 5.2 : aires de visibilité moyenne en m^2 et écarts types associés des stations de mesures

Influence du nombre des rayons lancés sur le calcul de la surface de visibilité

Il est question ici de déterminer le nombre de rayons adéquats à lancer. Il est évident que plus le nombre de rayons lancés sera grand, plus l'échantillonnage angulaire de la surface de visibilité sera serré. Le calcul est exécuté pour 8, 10, 12, 14, etc. jusqu'à 360 rayons, et pour toutes les stations de

mesures de la ville de Strasbourg. La figure 5.9 montre que cette surface de visibilité prend forme quand le nombre de lancers de rayons augmente. Mais cela se fait aux dépens du temps de calcul.



8 rayons *18 rayons* *36 rayons* *72 rayons* *360 rayons*

Figure 5.9 : convergence de la surface de visibilité estimée en fonction du nombre de rayons.

La figure 5.10 montre que l'estimation de cette surface de visibilité converge quand le nombre de rayons augmente. La convergence est atteinte pour N_{rayons} = 360. Ce qui correspond à un lancer de rayon tous les degrés. Les surfaces de visibilité obtenues pour les stations de mesures figurent sur le tableau 5.3.

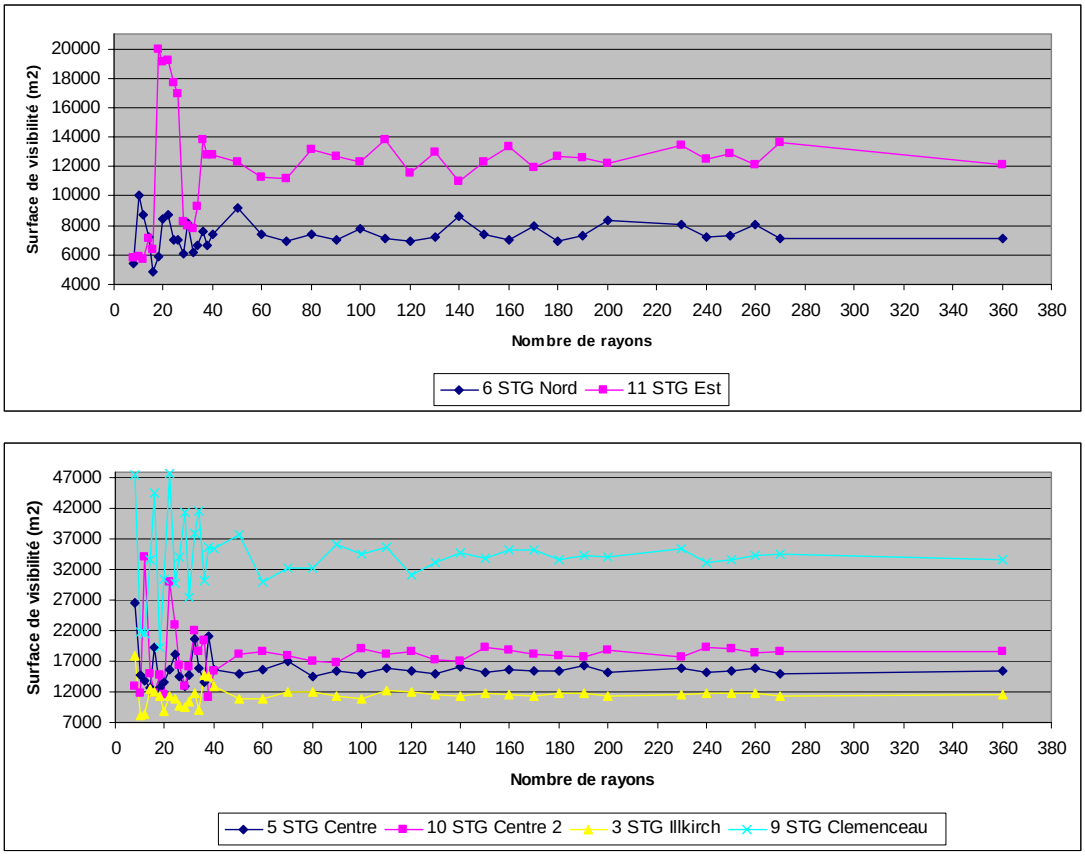


Figure 5.10 : Influence du nombre de lancers de rayons sur le calcul de surface de visibilité.

Avec les ressources informatiques du laboratoire, le temps de calcul est de 1 heure par station de mesures, avec 360 lancers de rayons. Toutefois, une stabilisation de l'aire de visibilité est observée à partir de 60 lancers de rayons environ. Pour une implémentation opérationnelle du script, nous proposons donc d'utiliser 60 lancers de rayons.

Numéro	Nom	Aire de visibilité en m2
5	STG Centre	15327
10	STG Centre 2	18710
1	STG Ouest	227066
2	STG Ampere	0
3	STG Illkirch	11632
4	STG Rhin	0
6	STG Nord	7102
8	STG Reichstett	0
9	STG Clemenceau	33710
11	STG Est	12133

Tableau 5.3 : surface de visibilité en m^2 des stations de mesures calculés avec 360 lancers de rayons.

Influence de la portée maximale D_{max} sur le calcul de la surface de visibilité

L'écriture du script pour le calcul de la surface de visibilité a nécessité de définir une limite de la portée maximale des lancers de rayon D_{max}. Lorsque ce nombre est fixé trop « petit », il est possible que tout l'espace vide ne soit pas pris en compte lors du calcul, la surface de visibilité présente alors une forme circulaire. Ce qui n'est pas représentatif de la morphologie de la plupart du site urbain. Lorsque la portée du rayon augmente, le nombre d'objet situé dans la direction de lancer du rayon augmente. Le temps de calcul se retrouve alors allongé.

Plusieurs valeurs de portée maximale ont été testées afin d'étudier son influence sur la surface de visibilité. Il ressort des résultats que la forme n'est pas profondément modifiée lorsque la portée maximale D_{max} augmente considérablement. En revanche les aires de ces surfaces de visibilités peuvent varier suivant la configuration de bâti étudiée. La figure 5.11 illustre ces variations pour cinq stations de mesures. Deux cas de figures peuvent se présenter :

- l'aire de visibilité atteint un maximum et n'évolue plus lorsque D_{max} augmente. C'est le cas pour les stations de mesures STG Nord, STG Centre, STG Illkirch. Les sites étudiés présentent alors une surface de visibilité qui est entièrement fermée par le bâti ;
- l'aire de visibilité ne converge pas lorsque D_{max} augmente. C'est le cas pour les stations de mesures STG Est et Centre 2. Les bâtiments n'entourent donc pas suffisamment les sites étudiés pour assurer une convergence de surface de visibilité. Il est alors impossible d'associer une aire de visibilité à une station de mesures. Il est nécessaire de fixer $D_{max.}$

Nous avons jusqu'ici fixé cette portée arbitrairement à 300 m, un compromis entre le temps de calcul et la forme obtenue des surfaces de visibilité. Cette valeur de 300 m permet aussi une discrimination des stations de mesures entre elles.

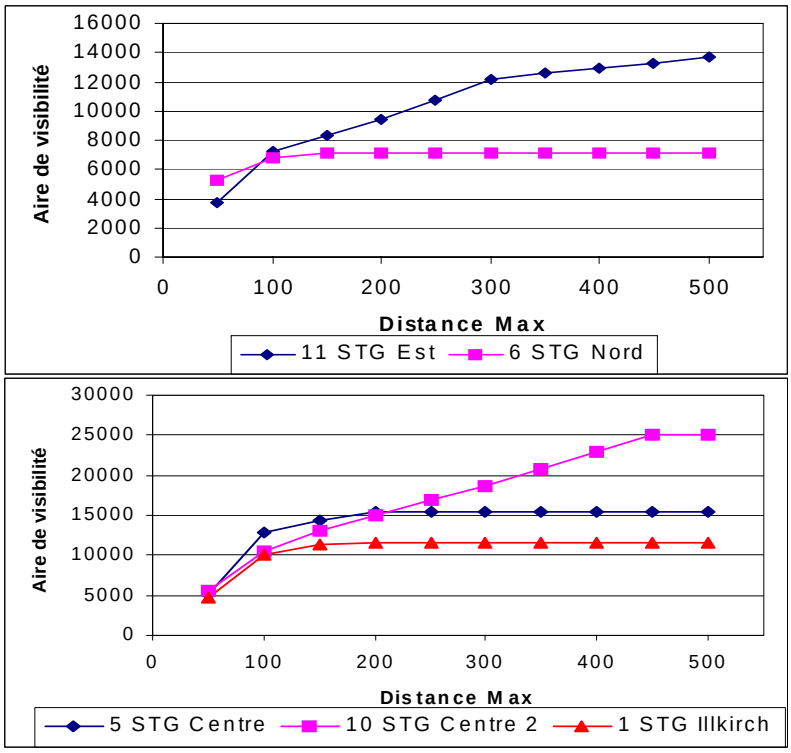


Figure 5.11 : Variation des aires calculées des surfaces de visibilité (en m^2) en fonction de la portée maximale des lancers de rayons D_{max}.

5.2. Images satellitaires pour la carte d'identité

La recherche menée au groupe télédétection et modélisation explore les possibilités de la télédétection pour répondre à un réel besoin de connaissance spatialisée des phénomènes étudiées mais aussi en tant qu'outil de surveillance. Dans la mesure où le groupe veut répondre à un besoin d'ingénierie, il se concentre sur les capteurs satellitaires existants et opérationnels et à résolution spatiale assez fine. Les images que nous utilisons pour caractériser le milieu urbain sont des images SPOT, et Landsat Thematic Mapper 5è génération.

Les potentialités de l'imagerie satellitaire, notamment celles de Landsat TM, pour l'étude de la pollution atmosphérique ont déjà été présentées dans le chapitre 3 de ce manuscrit. Nous abordons dans ce paragraphe la description et les traitements des images satellitaires utilisées afin de les intégrer dans la carte d'identité.

Le programme « earth resources technological satellite » (ERTS) utilisant les satellites ERTS-1 dont le nom a été transformé en Landsat (Land Satellite) est lancé par la NASA. Landsat 1, envoyé le 22 Juillet 1972, a fonctionné jusqu'au 6 janvier 1978. Landsat 2, envoyé le 5 novembre 1975, a fonctionné jusqu'au 27 Juillet 1983, puis des anomalies ont affecté ses capteurs. Landsat 3, lancé le 5 mars 1978, n'a plus fourni de données après le 7 septembre 1983 à la suite d'une panne dans le dispositif de balayage. Landsat 4, lancé 16 Juillet 1982, n'émet plus de données TM depuis Février 1983. Lancé le 1er mars 1984, Landsat 5 fonctionne sans problème. Le lancement de Landsat 6 a échoué le 5 Octobre 1993. Landsat 7 a été lancé avec succès le 15 avril 1999 et fournit des données. Les satellites Landsat couvrent la totalité de la surface de la Terre en 16 jours depuis 1972. Pour plus de détails sur ces satellites, nous invitons le lecteur à consulter le livre de Girard M.C. & Girard C.M. 1999.

Strasbourg a vu sa surface de bâtie croître de 50 % entre 1960 et 1982. Dans la période 1982-1999, l'augmentation de la surface bâtie est bien moins forte et moins rapide que dans la période antérieure. Et aujourd'hui la ville de Strasbourg élabore des projets d'aménagement et de développement de Strasbourg pour les 15 années à venir (cf. sites de la mairie de Strasbourg http://www.marie-strasbourg.fr et http://www.strasbourgeois-exprimez-vous.com/plu/). Afin de tenir compte du changement du paysage urbain de la zone d'étude, le travail de caractérisation de la ville doit utiliser des données récentes. Par conséquent, les images des satellites Landsat 1 à 4 sont à proscrire. Les données de télédétection utilisées pour notre étude sont des images acquises par le système de scanner Thematic Mapper (TM) du satellite Landsat 5, car elles offrent une meilleure précision par rapport à celles issues de MSS, qui présente une résolution spatiale de 79 m *56 m.

Pour notre étude, nous disposons de huit prises de vue (tableau 5.4) acquises dans les environs de 10 h du matin par sept capteurs définissant sept canaux d'acquisition numérotés TM1 à TM7. La résolution spatiale des canaux TM est de 30 m à l'exception du canal thermique TM6, qui offre une résolution spatiale de 120 m. Chacun de ces capteurs a une fauchée de 185 km. Une scène complète offre une couverture d'environ 185 km sur 185 km. Ces sept canaux correspondent à sept bandes spectrales allant du domaine visible du spectre électromagnétique à celui de l'infrarouge thermique (tableau 5.5).

Date	Heure UTC
31 mars 1998	9:59
15 août 1998	9:54
10 septembre 1999	9:59
8 juin 2000	9:58
1 avril 2001	9:59
10 mai 2001	10:02
22 juillet 2001	9:56
14 août 2001	10:02

Tableau 5.4 : les dates et heures des 8 prises de vue Landsat 5 pour notre étude.
Source : données extraites des entêtes des images landsat 5 acquises par le laboratoire Image et Ville.

Canal	TM1	TM2	TM3	TM4	TM5	TM6	TM7
Longueur d'onde (µm)	0,45 - 0,52	0,52 - 0,60	0,60 - 0,69	0,76 - 0,90	1,55 - 1,75	10,40 - 12,50	2,08 - 2,35
Bande spectrale	Bleu	Vert	Rouge	Proche IR	Moyen IR	IR thermique	Moyen IR
Résolution spatiale	30	30	30	30	30	120	30

Tableau 5.5 : les canaux Landsat TM avec leurs longueurs d'onde et résolutions spatiales.

La figure 5.12 est un exemple de composition colorée obtenue avec les trois canaux visibles de Landsat 5. L'image est acquise le 10 mai 2001. L'extrait représenté couvre une zone de 25 km sur 25 km centrée sur le centre historique de Strasbourg indiqué par un carré rouge. Nous constatons qu'il est aisé de définir les zones bâties.



Figure 5.12 : Composition fausse couleur, obtenue avec les canaux TM1, TM2 et TM3 du satellite Landsat 5. Strasbourg le 10 mai 2001. Le centre historique de Strasbourg est entouré par un carré rouge.

Nous disposons également d'une image SPOT panchromatique qui offre une résolution de 10 m et est recalée avec la base BD TOPO® au mètre près. Cette image nous a été fournie par le laboratoire image et ville, de même que les images Landsat.

A l'aide d'amers, j'ai construit un modèle de déformation géométrique (modèle polynomiale d'ordre 1), permettant de convertir des coordonnées des pixels Landsat, en coordonnées des pixels SPOT, et par conséquent en coordonnées Lambert. Les figures 5.13, a et b, illustre le recalage. La moitié des points d'amer est utilisée pour le calcul du modèle de déformation et l'autre pour la validation du modèle. Les points rouges correspondent aux 13 amers utilisés pour le recalage, et les points bleus aux amers de vérification.

Les résultats concernant le biais montrent que le recalage est biaisé de 0.3 pixels en colonne, de 0.4 pixels en ligne et de 0.5 pixels en circulaire avec une erreur quadratique moyenne (RMSE) de 0.5 pixel. L'image de travail ayant une résolution spatiale de 30 m, le biais est alors de 10 à 15 m avec un RMSE de 15 m et devrait être pris en compte dans la suite de notre étude. Ce recalage est appliqué aux huit dates de prises de vue Landsat 5. Nous disposons alors à ce stade d'une loi permettant d'associer à un pixel de l'image de SPOT, tous les pixels des images Landsat avec une erreur 30 m.

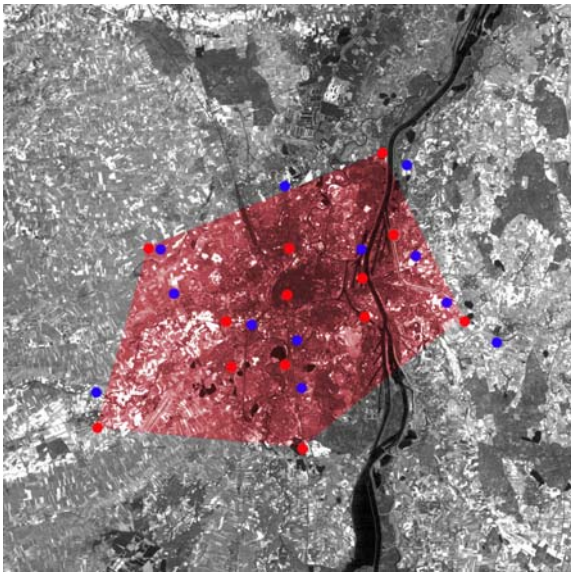


Figure 5.13 - a : Image Landsat TM4 non recalée
Points rouges : les 13 amers de recalage
Points bleus : les 13 amers de vérification

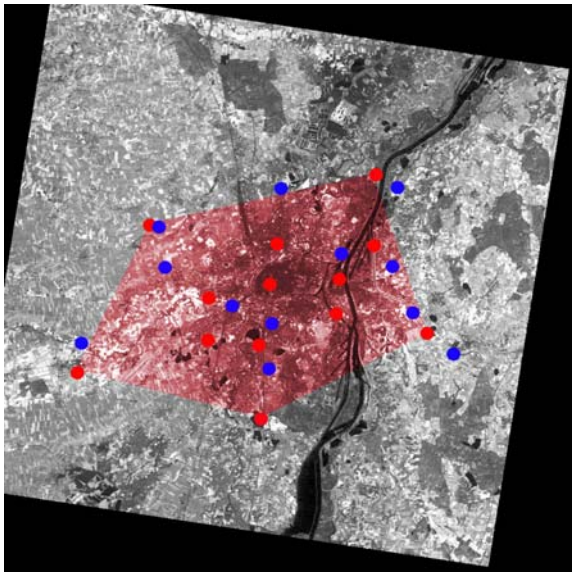


Figure 5.13 - b : Image Landsat recalée, ordre 1
Points rouges : les 13 amers de recalage
Points bleus : les 13 amers de vérification

5.3. Cadastre des émissions de polluant pour la carte d'identité

L'inventaire des émissions permet une analyse de l'origine de la pollution par secteur d'activité (industriel, domestique, agricole et naturelle) et par plus de 350 activités émettrices décrites dans la nomenclature CORINAIR/SNAP 94, disponible sur le site Internet du CITEPA. On constate ainsi que le transport routier en France constitue un secteur d'émission prépondérant pour toutes les substances sauf pour l'ammoniac NH_3 émis majoritairement par l'agriculture. L'inventaire offre aussi l'accès à divers indicateurs non directement perceptibles, comme par exemple la contribution d'une région à la pollution atmosphérique rapportée à son poids démographique, surfacique et économique.

Pour passer de la notion d'inventaire à celle de cadastre, il s'agit ensuite de spatialiser les informations avec une résolution spatiale adéquate. Des ensembles de données dites structurantes (occupation des sols, réseaux routier, ferroviaire, fluvial, etc.) sont indispensables (Ponche 2002). Ils permettent de localiser géographiquement les émissions des sources linéaires (trafics routier, ferroviaire, fluvial et maritime) et surfaciques (composées d'un grand nombre de faibles émetteurs répartis sur des surfaces importantes comme les émissions dues au chauffage résidentiel ou les émissions biogènes issues des forêts).

La connaissance du cadastre constitue une donnée indispensable des outils de modélisations. La qualité des résultats des modèles dépendant de la qualité des paramètres d'entrées (Lohmeyer et al. 2002), une certaine prudence doit donc être observée dans l'utilisation de ces cadastres. Les résultats contenus dans l'inventaire s'accompagnent d'incertitudes relatives importantes dont il faut tenir compte. Celles-ci sont liées à un manque de connaissances suffisantes pour certains secteurs ainsi que du fait de l'utilisation de facteurs d'émission de travaux américains ou européens qui ne sont pas nécessairement représentatifs du cas français (Sambat 2001). Le CITEPA estime les incertitudes relatives pour chaque polluant à 5 % pour les oxydes de soufre et le dioxyde de carbone, 15 à 20 % pour les oxydes d'azote, 30 à 40 % pour les particules PM10 et pouvant aller jusqu'à 30 à 50 % pour les composés organiques volatils et l'ammoniac.

Malgré cette incertitude, les cadastres d'émissions - lorsqu'ils existent - couplés avec les prévisions météorologiques et les modèles de qualité de l'air, ont dores et déjà montré qu'ils constituaient des outils opérationnels qui permettent d'orienter les politiques de gestion de qualité l'air (Ponche 2002). Couplés avec d'autres informations, les cadastres d'émissions apparaissent comme étant une information pertinente pour la cartographie de la pollution atmosphérique. Ils sont alors intégrés parmi les paramètres définissant la carte d'identité d'une station de mesures et de la ville.

Dans le cadre du projet INTERREG II 1997/98, «analyse transfrontalière de la qualité de l'air dans le Rhin supérieur », un inventaire des émissions de la région d'Alsace a été calculé décrivant les émissions à proximité du sol de polluants atmosphériques pour les principales sources biologiques et anthropiques. Un cadastre des émissions annuelles a ensuite été établi pour l'année de référence 1997/98 couvrant l'ensemble du Rhin supérieur avec une résolution de 1 km (figure 5.14). Les polluants concernés sont essentiellement : NO2, CO, SO2, particule, COV et benzène. Le cadastre nous a été fourni par l'ASPA. Il est rendu superposable à la base de donnée géographique BD TOPO®. Il est alors possible de relever en tout point de la zone d'étude la quantité de polluants émis pour l'année de référence 1997/98. Les quantités sont exprimées en kg/km²/an. Le dernier inventaire régional/départemental s'intéresse à l'année 2000 et est disponible depuis la fin de l'année 2002. Selon l'ASPA, il ne devrait pas avoir de différences notables dans le cadastre entre 1997 et 2000.

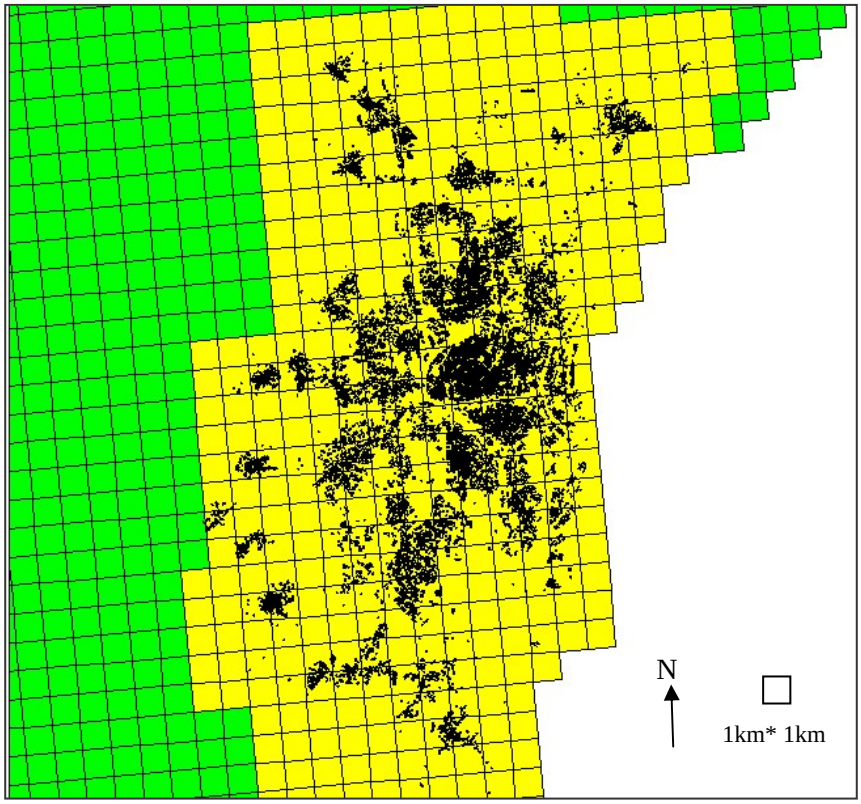


Figure 5.14 : Superposition du cadastre des émissions avec la base de données BD TOPO®. Source : ASPA.

5.4. La carte d'identité

La carte d'identité d'une station de mesures contient alors :

- la position de la station dans la BD TOPO® ;
- les données relatives aux polluants mesurés (concentration de polluants min, max, pic, …) ;
- le pourcentage de bâti dans un secteur de rayon défini ;
- le périmètre de la zone de visibilité avec une portée maximale fixée à 300m ;
- la surface de visibilité avec une portée maximale de 300 m;
- l'indice de circularité de la surface de visibilité : indice de Miller ;
- l'indice d'étalement de la surface : indice de Morton ;
- l'indice de compacité de la surface : indice de Gravélius ;
- le cadastre des émissions sur la zone où est située la station ;
- les contenus numériques dans les sept bandes spectrales pour toutes les dates de prise de vue Landsat ;
- les indices dérivés des données satellitaires (indices de végétation : NDVI).

Un exemple de carte d'identité est fourni en figure 5.15 : la carte d'identité de la station STG Centre sur la place Kléber à Strasbourg. Cette carte d'identité peut être désormais construite pour tous les lieux de la communauté urbaine de Strasbourg.

Station	STG Centre
Coordonnée Lambert 1	x = 998 748 ; y = 1 112 359
Coordonnée pixel 10 m	x = 1 602 ; y = 1 681
Pourcentage de bâti	30 % dans un rayon de 60 m
Périmètre de visibilité	1113,47 m
Surface de visibilité	15 327,32 m2
Indice de Miller	0,16
Indice de Gravélius	2,54
Indice de Morton	0,45
Emission NOx	87 457 tonnes/an
Emission SO2	18 280 tonnes/an
Emission Particules	9 348 tonnes/an
Emission CO	701 847 tonnes/an
Emission Benz	3 975,82 tonnes/an
Emission COV	218 623 tonnes/an
Capteur TM1 (31/03/98)	68 CN
Capteur TM2 (31/03/98)	26 CN
,,,	
Capteur TMi (toutes dates)	
Indice NDVI (31/03/98)	-0,125



Figure 5.15 : Carte d'identité de la station STG Centre.

Chapitre 6 : Pseudostations et stations virtuelles

Le chapitre précédent constitue la première étape vers la construction d'un champ typique, plus exactement du champ normalisé de concentrations de polluants. Il a permis de définir et de construire une carte d'identité d'une station de mesures, c'est-à-dire l'ensemble des paramètres nécessaires à sa caractérisation. Dans la mesure où l'on peut établir la carte d'identité pour tous les points de la ville, cette notion de carte d'identité est étendue à la communauté urbaine de Strasbourg. Il y est désormais possible d'accéder à la carte d'identité en tout point. Nous allons dans ce chapitre mettre à profit ces cartes d'identité pour localiser les pseudostations et créer nos stations virtuelles. Ce travail a fait l'objet d'une validation lors de la campagne de mesure ACI Ville. Nous abordons donc ici les étapes deux et trois vers la construction d'un champ typique.

6.1. Les pseudostations

Nous avons défini les pseudostations comme étant les lieux de la ville présentant des propriétés similaires aux stations de mesures. Un lieu de la ville est similaire à une station de mesures dans le sens où cette dernière aurait tout aussi bien pu y être implantée en fonction des objectifs de surveillance des AASQA. On se propose donc de densifier artificiellement le réseau de surveillance de la pollution atmosphérique. Il est fait l'hypothèse dans ce paragraphe qu'il sera possible de modéliser la concentration des polluants en ces lieux à partir d'images satellitaires et des relations établies entre ces images et les stations de mesures (Basly 2000). L'identification et la localisation de ces lieux prennent en compte les conditions d'installation des stations, les objectifs de surveillance, l'environnement immédiat, les densités de population et les sources d'émissions de polluants. A une station de mesures, dite « station mère », est associé un ensemble de lieux de la ville : une classe de pseudostations. Tous les attributs nécessaires à la classification sont présents dans la carte d'identité des stations de mesures et de la ville. Le travail de localisation des pseudostations relève d'une classification multivariée des données.

Sélection des paramètres de la carte d'identité prises pour la classification

Il est évident que plus le nombre de paramètres pris pour la classification sera grand, plus la classification sera sélective et les effectifs des classes faibles. Le choix des paramètres est un compromis entre la définition de la classification des pseudostations et le nombre de pseudostations effectivement localisées.

Notons que le calcul des indices morphologiques s'effectue à l'aide du logiciel ESRI / ArcView et que le temps d'exécution nécessaire ne nous a pas permis de disposer d'une cartographie de ces indices sur la communauté urbaine de Strasbourg. De même, l'exploitation du cadastre des émissions des polluants n'est pas aisée. Cela nécessiterait une exportation des données en format Raster et une élaboration d'une méthode de classification complexe. Il résulte que, pour cette application, nous nous limitons uniquement aux données satellitaires provenant des huit prises de vue satellite. Les données relatives à la morphologie de la ville et aux émissions de polluants n'étant pas prises en compte, la

carte d'identité utilisée ici n'est pas complète et contient uniquement la signature spectrale multidate des stations de mesures.

Il reste à déterminer s'il faut effectuer une classification des signatures spectrales avec toutes les dates de prises de vue disponibles ou avec un jeu de dates à déterminer. Plusieurs essais ont été effectués. Dans un premier temps, considérant qu'il est possible de définir des pseudostations par saison, nous avons effectué des classifications avec des combinaisons de dates regroupées par saison. Ensuite, en considérant que les pseudostations ne pourraient être définies que pour une année, nous avons effectué des classifications avec des combinaisons de dates regroupées par année. Ces essais n'ont pas abouti à des combinaisons de dates plus prometteuses que d'autres et ne sont pas plus justifiés scientifiquement.

Par manque d'expérience, nous avons décidé d'exploiter toutes les images satellitaires disponibles simultanément. Une pseudostation possède alors une signature spectrale identique à la station mère de mesures pour toutes les dates de prise de vue satellitaire. Il demeure que l'influence du choix des dates et du nombre d'images sur la qualité des résultats finaux restera à évaluer.

Classification par analyse en composante principale

La localisation des pixels ayant une même signature spectrale est effectuée station de mesures par station de mesures. L'étude étant menée avec les sept bandes spectrales de Landsat et huit dates de prise de vue, le nombre total d'images utilisées pour la classification s'élève à 56. Ne pouvant traiter simultanément ces 56 images, la classification des pixels utilise l'analyse en composante principale et est effectuée date par date. D'autres méthodes de classification existent et restent à évaluer.

L'analyse en composante principale est effectuée pour chacune des huit prises de vue satellitaire, prise séparemment, et à chaque fois sur toutes les bandes spectrales à l'exception du canal thermique TM6. Ce canal est exclu de la classification puisqu'il ne renseigne pas sur l'occupation du sol. Les données sont projetées sur les trois axes principaux.

La classification des pixels semblables aux pixels pères (pixels contenant la station mère) prend en compte la dynamique du signal projeté. Un pixel est classé comme étant semblable à un pixel père si ses trois composantes sont identiques à celles du pixel-père, prises une à une. Une erreur de 20 % de la dynamique de chacune des trois composantes est permise.

Pseudostations localisées dans la CUS

Pour chacune des prises de vue satellitaire et à partir de onze stations de mesures (onze pixels pères), nous obtenons onze classes de pixels semblables dont la population (nombre de pixels localisés) varie suivant la classe. La position de ces pixels est ensuite projetée dans la géométrie de la base de donnée géographique. Il est alors possible de les localiser à une trentaine de mètres près, suite aux recalages des images étudiés auparavant.

La figure 6.1 représente l'union de tous les pixels de signature spectrale identique à la station STG Centre 2 pour les huit dates de prise de vue. La zone étudiée recouvre la communauté urbaine de Strasbourg. Le lecteur attentif pourra deviner certaines structures de la ville de Strasbourg, quelques croisements de routes, ainsi qu'une partie du Rhin.

Parmi ces pixels de signature spectrale identique à la station STG Centre 2, certains sont des pseudostations, d'autres sont des artéfacts dus à l'utilisation d'une carte d'identité non complète. En effet, la signature spectrale enregistrée au niveau du capteur est un mélange de toutes les signatures spectrales des objets présents (véhicule, arbre, …) dans la scène. Ces objets ont une signature spectrale variable dans le temps et indépendante les unes des autres. Deux pixels présentant des comptes numériques identiques pour un capteur Landsat TM peuvent présenter une occupation de sol différente, plus exactement des ensembles différents d'objets présents sur la scène. Afin d'éliminer les

artéfacts et de déterminer les pixels qui sont réellement des pseudostations, une intersection multidate des pixels est effectuée en tenant compte d'une erreur spatiale de 30 m. Les résultats de l'intersection sont des pixels présentant une signature spectrale stable dans le temps et identique aux pixels pères.

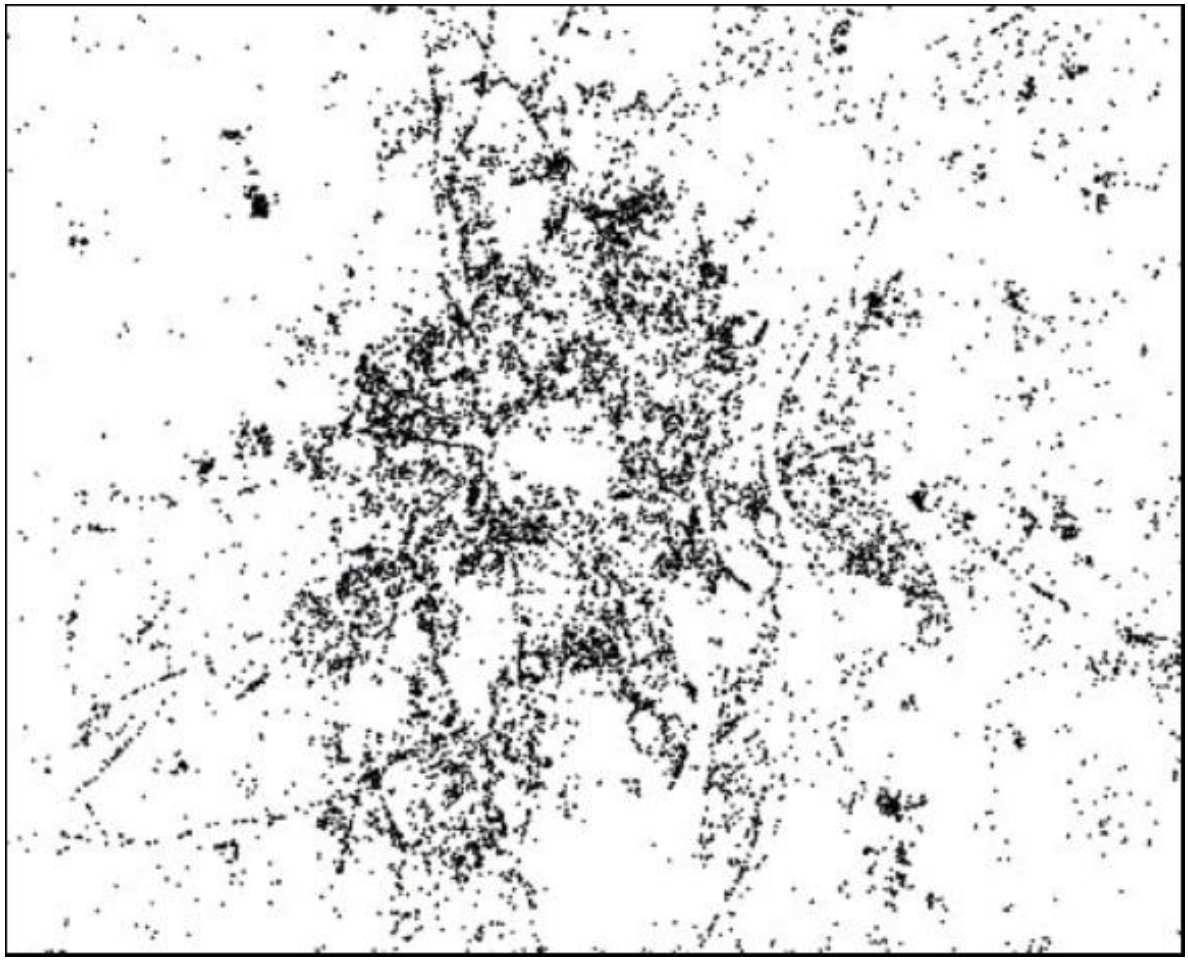


Figure 6.1 : Union de tous les pixels de signature spectrale identique à la station STG Centre 2 pour les huit dates de prise de vue Landsat 5.

L'exemple pour la station STG Centre 2 est illustré dans les figures suivantes :

- la figure 6.2 a) est une superposition sur la BD TOPO® de tous les pixels de signature spectrale identique à la station STG Centre 2. La station STG Centre 2 est située au centre de l'image (point rouge) et les différences de couleurs uniformes correspondent aux huit dates de prise de vue ;
- la figure 6.2 b) est aussi une superposition des pixels de cette même classe, mais à un autre lieu de la ville ;
- la figure 6.2 c) correspond à l'intersection des pixels présents sur la figure 6.2 a). Le résultat de l'intersection est une zone entourant la station mère STG Centre 2 ;
- la figure 6.2 d) correspond à l'intersection des pixels présents sur la figure 6.2 b). Le résultat de l'intersection est une zone entourant une pseudostation localisée.

Nous obtenons ainsi trente-huit pseudostations, ce qui est peu par rapport aux nombres de pixels de signature spectrale identique aux pixels pères à une date de prise de vue du satellite Landsat, mais largement supérieur aux onze stations de mesures. Ce nombre peut être considérablement augmenté en relâchant les contraintes imposées à la localisation des pseudostations, soit au niveau des dates prises en compte, soit en faisant intervenir un seuil de distance (au sens spectrale) en dessous duquel on estime que c'est la même zone.

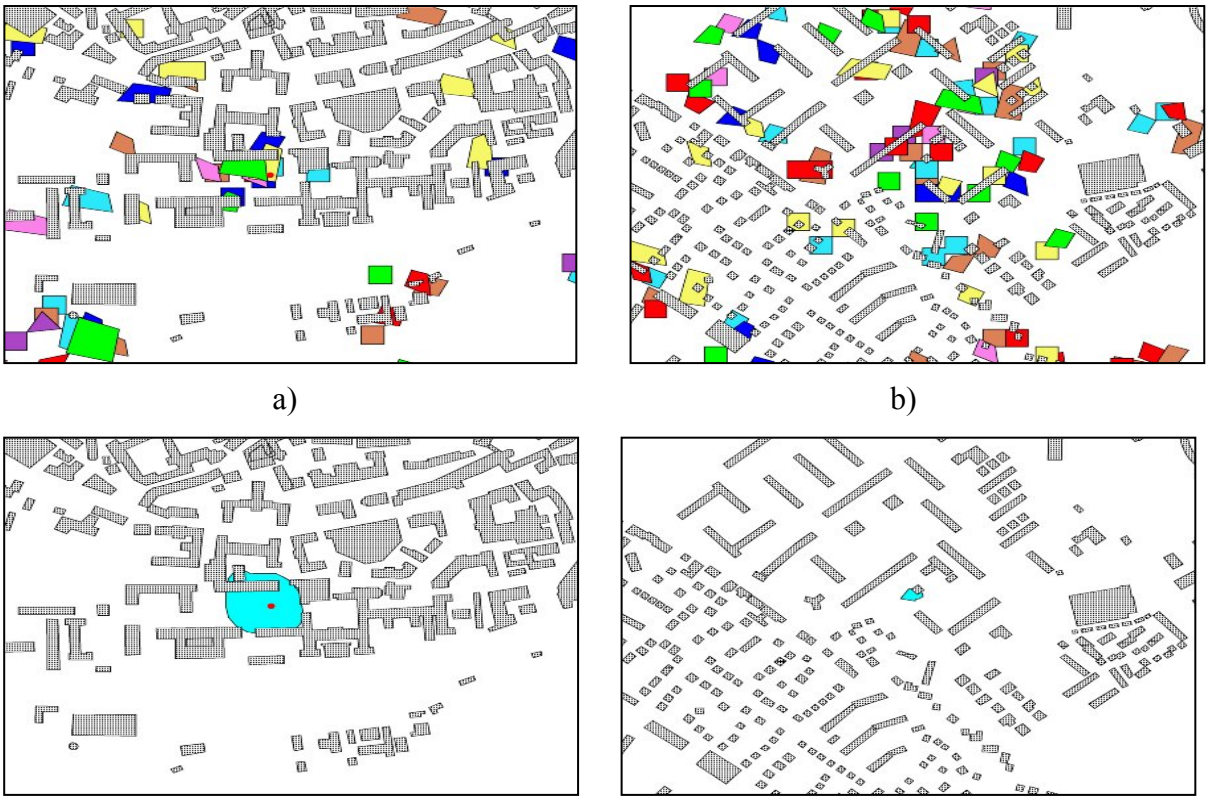


Figure 6.2 : Intersection multidate des pixels de signature spectrale identique à la station Centre 2

6.2. La campagne de mesures ACI Ville

6.2.1 Présentation de la campagne

Le projet ACI Ville (Weber 2002), intitulé «morphologie urbaine et répartition spatiale des polluants : de la rue à l'agglomération - application à la communauté urbaine de Strasbourg (CUS) », a comme principaux objectifs :

- la détermination précise des éléments et des caractéristiques de morphologie urbaine qui influencent le comportement des polluants en milieu urbain (Schnell 2000, Durrenberger 2000, Durrenberger 2001) ;
- et la spatialisation des mesures prises au sol à partir de données satellitaires.

Dans le cadre de ce projet, une campagne de mesures et de validation a été organisée par l'ASPA en juin 2002 afin de valider les premiers résultats obtenus : en l'occurrence, pour cette thèse, la définition de pseudostations et de stations virtuelles.

La logistique mobilisée pour la campagne regroupait :

- la totalité des stations fixes de mesures présentes dans la communauté urbaine de Strasbourg ;
- et quatre camions laboratoires (deux de l'ASPA, un d'ARPAM et un d'Atmo Champagne Ardennes).

Les paramètres mesurés lors de la campagne correspondaient aux paramètres conventionnellement mesurés par les AASQA, à savoir les polluants NO_x, CO, PM_{10}, SO_2, O_3, la direction et la vitesse du vent, l'humidité relative et la température. Tous ces paramètres furent mesurés en continu avec un pas d'échantillonnage quart horaire.

Il était aussi prévu d'acquérir des images satellitaires Landsat TM. Les dates de la campagne de mesures étaient donc fixées en fonction du passage du satellite Landsat et des conditions météorologiques. Par ailleurs, le groupe télédétection et modélisation était principal investigateur pour la mission Envisat MERIS. Le capteur MERIS est un spectromètre imageur dans 15 bandes spectrales avec une plus faible résolution au sol de 300 mètres. La disponibilité de ces images était prévue pour le lundi 27 juin 2002.

Préalablement à la campagne de mesures, nous avons identifié les positions des pseudostations (cf. paragraphe précédent) et soumis une liste de trente huit sites à l'ASPA. De cette liste, quatre sites ont été sélectionnés pour faire l'objet de mesures par les camions laboratoires. Les sites sont positionnés sur la base TOPO® et sont représentés sur la figure 6.3 par des points rouges ; les points vertes correspondants aux stations de mesures réelles. Les localisations des sites devaient aussi répondre à des critères de déploiement du matériel (source d'alimentation électrique, sécurité de la zone, autorisation d'installation, etc.). Les camions laboratoires ont été installés sur les sites suivants :

- site 1 : croisement de la rue du Jura et rue d'Annecy dans le quartier de l'Esplanade. C'est un site de pseudostation rattaché à la station mère STG Est ;
- site 2 : rue des Mouettes à Bischheim. C'est un site de pseudostation rattaché à la station mère STG Reichstett ;
- site 3 : rue du général de Gaulle à Oswald. C'est un site de pseudostation rattaché à la station mère STG Illkirch ;
- site 4 : chemin de la Roseraie dans le parc des Tanneries à Lingolsheim. C'est un site de pseudostation rattaché à la station mère STG Nord.

Un des camions laboratoires (celui installé sur le site 3) se déplaçait vers des sites de mesures complémentaires dites « sites morphologiques » pour des mesures itinérantes par demi-journée. Ces sites étaient proposés par le laboratoire image et ville. Les mesures de concentrations de polluants devaient permettre de mieux appréhender l'influence de la morphologie du milieu urbain sur la dispersion des polluants. Cette étude est actuellement en cours au laboratoire Image et Ville et n'est pas présentée dans cette thèse.

Ma présence à Strasbourg, pendant la campagne de mesures, a permis d'apporter des observations complémentaires sur la configuration de terrain des sites pseudostations et des observations sur la micro-météorologie lors de ces deux semaines de mesures, notamment lors des passages du satellite Landsat. J'ai également relevé des mesures de positionnement absolu des stations de mesures, à l'aide d'un instrument GPS standard. Ces mesures ont permis d'estimer l'erreur de positionnement absolu à 30 m par cette méthode.

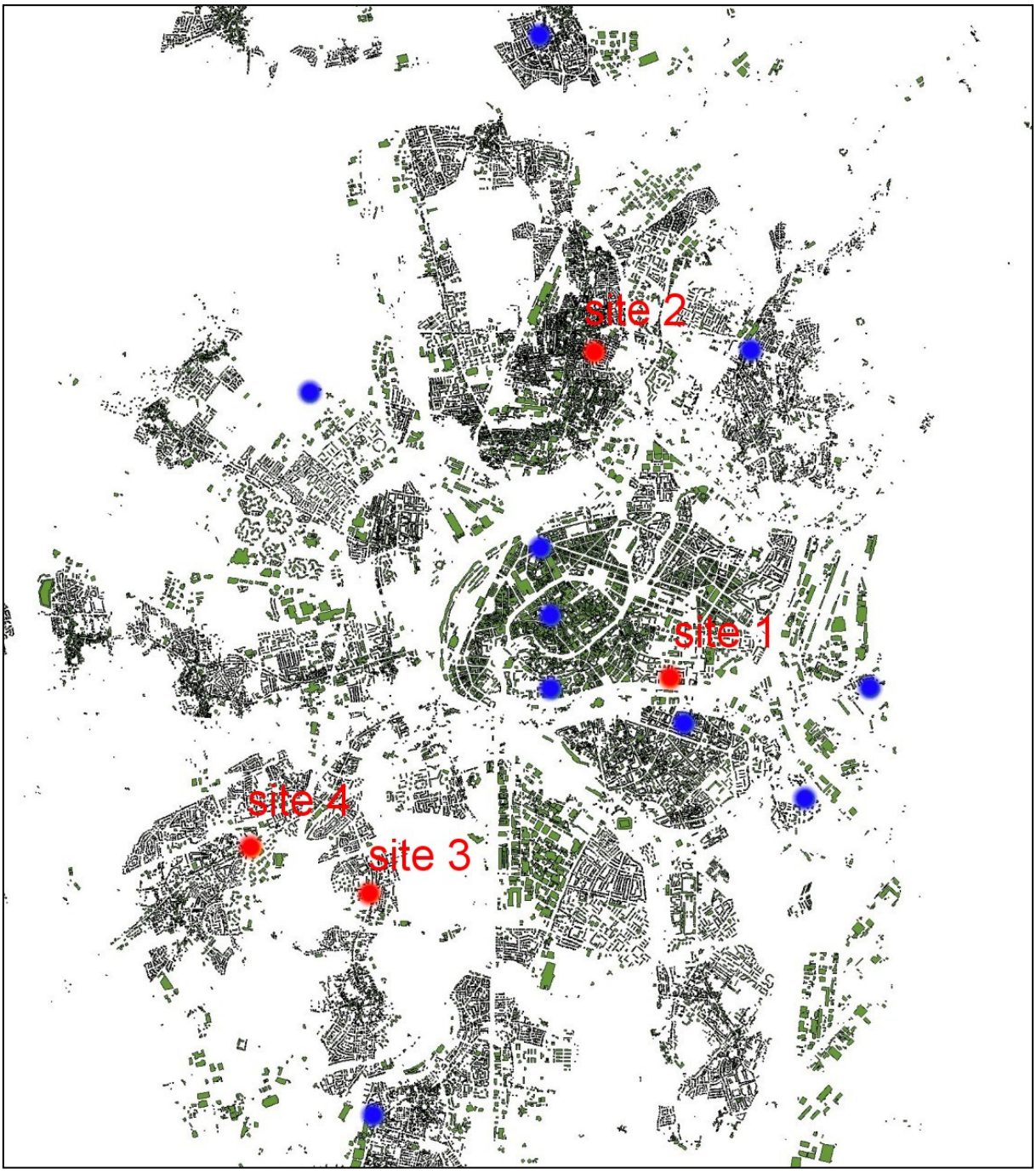


Figure 6.3 : Position des camions (points bleus) et des stations de mesures (points verts) sur la base TOPO®© IGN pendant la campagne ACI Ville.

6.2.2 Les mauvaises conditions météorologiques

Les conditions météorologiques ont été jugées favorables le vendredi 24 mai 2002 pour un déclenchement de la campagne de mesures le lundi 27 mai 2002. Après mise en place du dispositif de mesures, les conditions météorologiques étaient les suivantes :

- le mardi 28 mai, le ciel était couvert : couverture nuageuse de 6/8 ou 7/8 octas ;
- la nuit du 28 au 29 mai, il a commencé à pleuvoir (petite averse). Il y a donc eu un lessivage de l'air. Les mesures de pollution, au niveau de la place Kléber, ont confirmé une baisse de la pollution moyenne dans la zone ;
- le mercredi 29 mai, le ciel était entièrement couvert à partir de midi : couverture nuageuse de 7/8 ou 8/8 octas ;
- le jeudi 30 mai, le ciel était clair le matin à 9 h avec quelques nuages à Strasbourg centre (1/8 octas) et une augmentation de la couverture nuageuse au cours de la journée ;
- du vendredi 31 mai au lundi 3 juin, le ciel était clair. Mardi 4 juin, il y avait une couverture nuageuse de 3/8 et 4/8 octas ;
- à partir de mercredi 5 juin, le mauvais temps s'est installé progressivement : averses éparses et couverture nuageuse totale.

La campagne de mesures s'est terminée le vendredi 7 juin 2002.

Quatre passages du satellite Landsat ont eu lieu au dessus de la zone d'étude : mercredi 29 mai, jeudi 30 mai, jeudi 6 juin et vendredi 7 juin 2002 toutes dans les environs de 10 h UTC. Malgré une prévision des conditions météorologiques jugée favorable, la présence de couverture nuageuse n'a pas permis une prise de vue optimale de la ville par le satellite Landsat.

Quatre passages du satellite Envisat ont eu lieu au dessus de la zone d'étude : jeudi 30 mai à 10 h 21, vendredi 31 mai 9 h 50, dimanche 2 juin à 10 h 27 et lundi 3 juin 2002 à 9 h 56. Lors de ces passages, le ciel était clair. Par malchance, la mise en place de la distribution des images MERIS à l'Agence Spatiale Européenne avait pris du retard. Les premières images MERIS disponibles sur Strasbourg correspondent à la semaine suivant celle de la fin de la campagne de mesures.

Aucune prise de vue satellitaire de la zone n'a donc été acquise par le groupe et les équipes associées lors de la campagne de mesures. L'acquisition des images supplémentaires dans des conditions météorologiques adéquates aurait ouvert un champ d'analyse supplémentaire des pseudostations, notamment celle concernant leurs positionnements. Possédant un plus grand nombre de prises de vue Landsat, on aurait pu regarder l'influence du choix des combinaisons de dates sur la localisation des pseudostations (cf. paragraphe précédent). Aucune image Landsat ayant été acquise, on ne peut pas affirmer avec certitude si un lieu, identifié comme étant une pseudostation, reste une pseudostation lorsque l'on rajoute une image satellitaire supplémentaire. De même, il aurait été intéressant d'étudier l'influence de la résolution spatiale sur la localisation des pseudostations. En effet, des acquisitions simultanées des images satellitaire MERIS et Landsat TM auraient permis de comparer les localisations effectuées des pseudostations avec ces différents capteurs pour une même zone et une même période.

6.2.3. Validation des pseudostations

Nous rappelons que nous avons défini une pseudostation comme étant un lieu de la ville présentant des paramètres morphologiques, climatiques, de pollution, et d'occupation du sol similaires à une station fixe de mesures. Puisque les conditions influençant la concentration de polluants sont similaires entre une station et ses pseudostations, les concentrations mesurées ont un comportement similaire, seul le niveau de concentration change.

Nous avons comparé les mesures des stations de surveillance avec celles des camions laboratoires situés à l'emplacement des pseudostations étudiées. La figure 6.4 représente par exemple l'évolution de la concentration en particules PM_{10} le 5 juin 2002 au niveau de la station STG Nord et de la pseudostation associée. Les concentrations mesurées en µg/m3 par la station et la pseudostation associée sont représentées sur l'axe des abscisses. L'axe des ordonnées représente l'axe des temps, avec un pas d'échantillonnage du quart horaire. Les mesures au niveau de la pseudostation sont effectuées par le camion Renault de l'ASPA sur le site 4. Nous remarquons sur la figure que les tendances de pollution sont effectivement les mêmes. La corrélation linéaire et journalière entre les deux séries temporelles de données est très forte : 0,77 avec un écart type de la différence moyenne de 8,6 µg/m^3. Le nombre de mesures étant de 96, le niveau de confiance est de 100 %.

Nous obtenons des résultats semblables pour les autres dates. La corrélation entre les mesures par la station STG Nord et la mesure par camion pseudostation est de 0.55 pendant la campagne de mesures. De résultats semblables sont observés pour les autres stations et pour tous les polluants. Ces corrélations, avec un niveau de confiance pratiquement de 100 %, nous confortent dans l'idée que les sites étudiés ont un comportement semblable en terme de pollution atmosphérique à leur station mère.

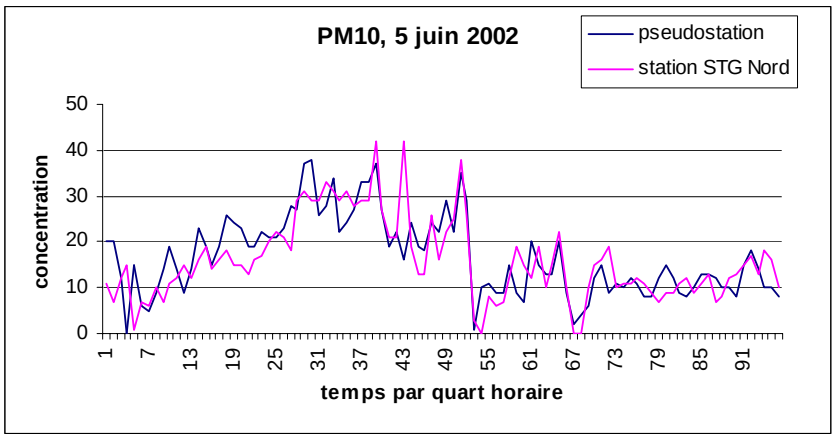


Figure 6.4 : Evolution temporelle de la concentration en PM_{10} en µg/m^3 pour la station STG Nord et sa pseudostation associée, le 5 juin 2002.

Cependant l'étude de l'évolution de la pollution en particules PM_{10} pour toutes les stations confondues empêche toute conclusion hâtive. La figure 6.5 représente les concentrations mesurées en particules PM_{10} sur trois jours - du 29 au 31 mai 2002. La concentration moyenne sur cette période est respectivement 21.9, 20.4, 19.0 et 20.3 µg/m3 pour les stations STG Illkirch, Est, Nord et la pseudostation associée à cette dernière station. Les courbes de la figure y sont décalées pour une meilleure visibilité des tendances. Nous remarquons que les tendances sont les mêmes pour toutes les stations de mesures. Les résultats n'infirment pas l'existence des pseudostations mais montrent tout simplement que la pollution est homogène sur toute la zone étudiée. Il faudra certainement étudier de plus près les concentrations des polluants mesurées sur les sites des stations ou pseudostations et les comparer à celles mesurées sur les sites morphologiques.

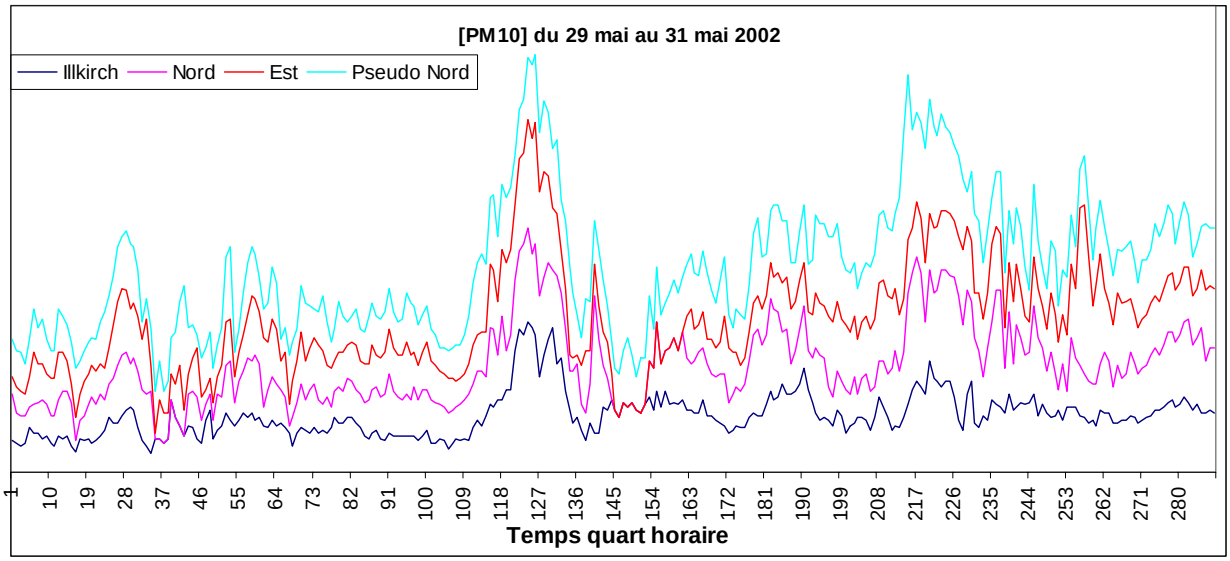


Figure 6.5 : Evolution temporelle de la concentration en PM_{10} en $\mu g/m^3$ pour les stations STG Illkirch, STG Est et STG Nord et la pseudostation associée à STG Nord, du 29 au 31 mai 2002. Les courbes ont été décalées pour une meilleure visibilité.

6.3. Les stations virtuelles

Nous abordons dans ce paragraphe la construction d'une station virtuelle. Cette station virtuelle est une pseudostation où les concentrations de polluants ont pu être estimées. Ce passage de l'état de pseudostation à celui de station virtuelle nécessite une modélisation des effets optiques de la pollution afin de mettre en place une loi d'estimation de la pollution atmosphérique. Cette loi d'estimation est obtenue en comparant les grandeurs dérivées des images satellitaires et celles dérivées de mesures de concentrations de polluants à la surface de la Terre.

6.3.1. La démarche entreprise

Les capteurs des satellites enregistrent, dans une bande du spectre électromagnétique, une mesure quantitative de l'énergie reçue au sommet de l'atmosphère. Suivant l'usage auquel est destiné le satellite, seules certaines bandes du spectre électromagnétique sont étudiées. Plusieurs satellites météorologiques ou non sont initialement destinés à la surveillance de la Terre et, de ce fait, mesurent dans des bandes du spectre électromagnétique, où l'atmosphère est presque transparente à la propagation des ondes (les fenêtres atmosphériques). Plus la taille de la bande de mesures du capteur est étroite, plus la résolution spectrale du capteur est dite fine.

En mesurant l'énergie réfléchie ou émise par une cible avec une variété de longueurs d'onde, il est possible de reconstruire la signature spectrale d'un objet. Plus la résolution spectrale du capteur sera fine et le nombre de canaux grand, plus la reconstruction des signatures spectrales des différents objets sera fine. En comparant les signatures spectrales des différents objets, nous pouvons distinguer les objets les uns des autres. Il est, par exemple, possible de distinguer les pixels d'eau de ceux de la végétation dans longueurs d'onde infrarouges, alors qu'ils se confondent dans le domaine du spectre visible. Malheureusement nous ne disposons pas des signatures spectrales des polluants. De plus, les capteurs auxquels nous nous intéressons ne permettent pas une discrimination directe des polluants.

Cependant, il faut garder à l'esprit que, contrairement aux valeurs qui seraient mesurées aux sols, les mesures des capteurs subissent les effets atmosphériques. Le rayonnement avant d'atteindre et

interagir avec la cible à la surface de la Terre peut être absorbé et diffusé dans l'atmosphère. La proportion de chaque interaction dépendra de la longueur d'onde de l'énergie, ainsi que de la nature et des conditions de surface, d'atmosphère et de la présence de polluants. Ainsi, la démarche entreprise est celle de construire une fonction pour laquelle la présence de polluants dans l'atmosphère pourra être détectée. Par comparaison avec les données de concentrations de polluants mesurées par les stations de mesures, cette fonction permettra ensuite de définir un modèle d'estimation de la concentration des polluants à l'aide d'images satellitaires.

6.3.2. Modélisation des effets optiques de la pollution

Dans (Tanré *et al.* 1988), en supposant que la surface est lambertienne, la réflectance observée par le satellite s'écrit suivant l'équation 6.1 :

$$\rho^*(\mu_s,\mu_v,\phi) = \frac{\rho_a(\mu_s,\mu_v,\phi) + T(\mu_s)\left[\rho\exp(-\frac{\tau}{\mu_v}) + <\rho>.t_d(\mu_v)\right]}{1 - <\rho>S} \qquad \text{(Equation 6.1)}$$

avec $\mu_s=\cos\theta_s$, (θ_s l'angle zénithal du soleil) ;

$\mu_v=\cos\theta_v$, (θ_v l'angle zénithal du satellite) ;

ϕ l'angle azimutal entre le soleil et le satellite : $\phi_s-\phi_v$;

ρ_a la réflectance atmosphérique ;

τ l'épaisseur optique de l'atmosphère totale ;

ρ la réflectance de la surface ;

T la transmittance totale de l'atmosphère sans polluant dans le trajet soleil-sol ;

S l'albédo de l'atmosphère ;

$<\rho>$ la réflectance moyenne de la surface ;

t_d la transmittance diffuse dans le trajet sol-satellite.

La signification physique de l'équation est que la réflectance observée est un mélange de la contribution de l'atmosphère, de la surface observée et de son voisinage, tout en tenant compte des réflexions multiples entre le sol et l'atmosphère.

La surface est supposée lambertienne, c'est à dire que la réflexion diffuse de la surface est égale dans toutes les directions de l'hémisphère. La contribution du voisinage est négligée.

Les réflexions multiples entre le sol et l'atmosphère sont négligées : $<\rho>.S << 1$. En réalité les diffuseurs à la surface de la terre ne sont pas lambertiens et les erreurs dues à ces approximations existent. Néanmoins les études antérieures (Deschamps *et al.* 1981, Tanré *et al.* 1988, Holben *et al.* 1998, Liu *et al.* 2002) montrent que ces approximations constituent une bonne base d'étude dans des cas non extrême de surface.

L'accumulation de polluants au dessus de la surface de la Terre est prise en considération dans le paramètre d'épaisseur optique de l'atmosphère. Nous allons considérer que l'atténuation atmosphérique dans le trajet montant est entièrement due aux polluants. L'effet perturbateur de la pollution est alors $\mathbf{\exp(-\tau\tau_p/\mu_v)}$ où $\mathbf{\tau_p}$ l'épaisseur optique polluante**.** C'est en quantifiant « le bruit engendré par l'atmosphère » à travers ce paramètre optique, que l'on déduira des informations relatives à l'intensité de la pollution dans une région donnée. La grandeur qui nous intéresse est le coefficient d'atténuation $\mathbf{\exp(-\tau\tau_p/\mu_v)}$ que nous notons **P**.

L'équation 6.1 se réécrit alors :

$$\rho^*(\mu_s,\mu_v,\phi) = \rho_a(\mu_s,\mu_v,\phi) + T(\mu_s)\rho\exp(-\frac{\tau\tau_p}{\mu_v}) \qquad \text{(Equation 6.2)}$$

Dans l'équation 6.2, la réflectance atmosphérique ρ_a est une perturbation atmosphérique due principalement aux molécules de gaz (oxygène, vapeur d'eau, ozone) présentes dans l'atmosphère ainsi qu'aux particules liquides ou solides en suspension (aérosols, gouttelettes, poussières …). Cette perturbation n'est pas due à la présence de polluants. Par conséquent, une correction atmosphérique doit être appliquée pour chacune des dates de prise de vue Landsat et pour chacun des canaux spectraux.

Après correction atmosphérique, nous obtenons une réflectance exo-atmosphérique corrigée **F** :

$$F = \rho^*(\mu_s,\mu_v,\phi) - \rho_a(\mu_s,\mu_v,\phi) = \rho TP \qquad \text{(Equation 6.3)}$$

Cette réflectance exo-atmosphérique corrigée **F** est directement en relation avec **ρ** la réflectance du sol, **T** la transmittance totale de l'atmosphère à travers la colonne d'air observée par le satellite et le coefficient d'atténuation **P**.

Compte tenu de la diversité des réflectances des objets composants une ville et de la résolution de 30 m des capteurs, il n'est pas possible distinguer précisément les objets présents en milieu urbain. De plus la réflectance du sol **ρ** est fortement variable dans l'espace et dans le temps. Il est difficile de la connaître avec précision en tout point. Ainsi pour une date de prise de vue donnée, il est encore plus difficile d'isoler la transmittance de l'atmosphère **T** et le coefficient d'atténuation **P**.

Nous limitons donc l'étude à l'ensemble des pixels contenant des pseudostations. Nous rappelons que les pseudostations sont des lieux de la ville présentant des propriétés similaires aux stations de mesures. Par conséquent, la réflectance du sol **ρ** est la même :

$$\rho = constante \qquad \text{sur } \{\text{pseudostations}\}$$

Ainsi, une perturbation mesurée à l'aide de la fonction **F** est reliée soit à la transmittance totale de l'atmosphère **T**, soit au coefficient d'atténuation **P** par la présence de polluant dans la couche limite atmosphérique. Toute loi établie avec la fonction **F** ne peut alors qu'être appliquée à l'ensemble des pseudostations.

De plus, la zone d'étude a une couverture maximale ne dépassant pas la CUS. Nous supposons, en première approximation, que la transmittance totale de l'atmosphère **T** y est faiblement variable devant l'atténuation par la présence de polluant **P**.

$$T = constante$$

Ainsi toute variation de **P** est directement liée à **F** (Equation 6.4). Il a équivalence entre l'étude de **P** par **F**. Cette étude est limitée à l'ensemble des pseudostations.

$$\nabla F = \rho T \nabla P \qquad \text{(Equation 6.4)}$$

6.3.3. Calcul de la réflectance corrigée F

*Passage du compte numérique **TM** à luminance **L***

Les comptes numériques **TM**, à l'exception de TM6, sont convertis en luminance **L** selon l'équation 6.5. Les coefficients d'étalonnage (gain des capteurs et offset) ont été établis antérieurement au lancement du satellite en mars 1984 par l'U.S. Geological Survey et sont corrigés des dérives des capteurs (Teillet *et al.* 2001 ; site USGS : http://landsat7.usgs.gov/). Les luminances **L** calculées s'expriment en watt/m2/sr.

$$\text{Luminance L} = \text{gain} * \text{TM} + \text{Offset} \qquad \text{(Equation 6.5)}$$

L'étalonnage de la bande thermique TM6 est fondamentalement différent des autres bandes spectrales dans la mesure où l'instrument contribue lui même à une grande partie du signal mesurée. Les canaux thermiques ne seront donc pas étalonnés dans notre étude.

*Passage de la luminance **L** à réflectance exo atmosphérique **ρ****

Le passage de la luminance **L** à réflectance exo atmosphérique **ρ*** est une opération de normalisation radiométrique ayant pour but de s'affranchir des biais astronomiques. Ces biais astronomiques, présents lors de l'acquisition des images, sont essentiellement dus aux variations de la distance Terre-Soleil. Cette normalisation est nécessaire pour effectuer des comparaisons multidates des données satellitaires. Pour obtenir des valeurs de réflectance exo-atmosphérique **ρ***, il faut diviser la luminance **L** par l'éclairement reçu à la surface :

$$\rho^* = \pi \, L / (I_0 \, \varepsilon \cos \theta_s) \qquad \text{(Equation 6.6)}$$

où I_0 est l'irradiance extraterrestre reçue dans la bande spectrale ;
ε est l'excentricité et représente la correction de la distance Terre – Soleil ;
θ_s est l'angle zénithal du soleil.

L'équation est appliquée pour chacune des bandes spectrales, à l'exception de TM6. Les constantes solaires sont fournies dans les entêtes des fichiers des prises de vue, alors que l'excentricité et l'angle zénithal du soleil pour chacune des dates étudiées sont disponibles sur le serveur du projet SoDa (Integration and exploitation of networked Solar radiation Databases for environment monitoring, web site: http://www.soda-is.com/). Cette réflectance est dite apparente ou exo-atmosphérique car elle est calculée au sommet de l'atmosphère.

*Passage de réflectance exo-atmosphérique **ρ*** à la réflectance corrigée **F***

Les propriétés optiques de l'atmosphère varient considérablement dans le temps et dans l'espace. Elles concernent principalement le contenu en vapeur d'eau et la quantité d'aérosols. Après modification par les rapports géométriques entre le satellite, la cible et le soleil, le signal capté par le satellite est modifié par des phénomènes de diffusion, de réflexion et d'absorption (Liou 1980).

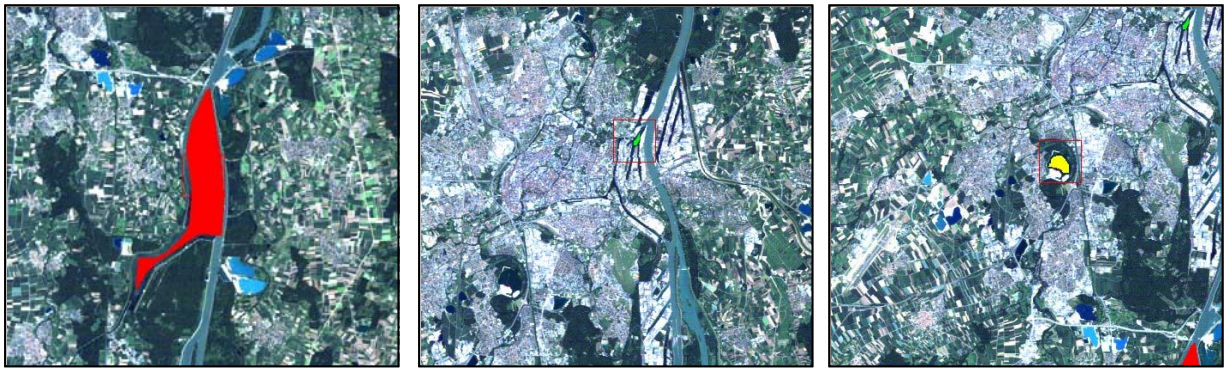
Plusieurs auteurs ont développé des modèles de simulations numériques du transfert radiatif dans l'atmosphère : LOWTRAN 7 (Kneizys *et al.* 1998), MODTRAN (Berk *et al.* 1989), 5S (Tanré et *al.* 1990),6S (Vermote et *al.* 1997). Les principales données d'entrée de ces modèles sont le contenu en vapeur d'eau, l'épaisseur optique de l'atmosphère en présence d'aérosols, le contenu en ozone et les profils de température. Il est possible d'utiliser ces modèles pour effectuer des corrections atmosphériques. Cependant ces paramètres d'entrée des modèles ne sont pas toujours disponibles pour les dates et lieu de passage du satellite.

Il existe également des procédures de correction atmosphérique, basées sur la connaissance de la réflectance des objets ne nécessitant aucune information sur les conditions atmosphériques. Dans la

méthode des « pixels noirs », ces objets peuvent être soit des ombres dues à la topographie de la surface, soit à des étendues d'eau profonde (Chavez 1988). La réflectance mesurée au niveau de ces pixels noirs est supposée reliée directement à la réflectance atmosphérique et est soustraite des mesures effectuées sur la même bande spectrale. Les propriétés optiques de l'atmosphère pouvant varier dans une scène, cette correction constitue un ajustement de premier ordre. Song *et al.* (2003) exploitent les pixels d'eau d'une image pour dériver les paramètres de la correction atmosphérique. Kaufman & Sendra (1988) proposent une correction atmosphérique par maillage nécessitant la présence de végétation dense. Cette méthode est limitée à la présence de la végétation dense.

Compte tenu des caractéristiques de la zone d'étude (zone peu étendue, présence de pixels noirs), nous proposons d'effectuer une correction de premier ordre à l'aide de la méthode des pixels noirs. Du domaine du proche infrarouge à celui de l'infrarouge thermique, la réflectance de l'eau théoriquement est nulle : $\boldsymbol{\rho}(\text{eau}) = 0$.

Trois zones d'eau ont été sélectionnées en fonction de leur proximité à la zone d'étude (figure 6.6). La zone d'eau n°1 est un grand bassin de compensation d'EDF qui est situé à 15 km au sud de Strasbourg : le plan d'eau de Plobsheim de 300 hectares environ. C'est le plus grand plan d'eau de la région. La zone d'eau n°2 est l'avant-port de la ville de Strasbourg, creusé en 1935. La zone d'eau n°3 est l'étang Guerig, situé à 3 km du centre de Strasbourg. Les réflectances exo-atmosphériques pour les trois zones sont relevées pour chacun des canaux et pour toutes les dates de prise de vue Landsat. Nous avons pris le minimum des comptes numériques observés sur les trois zones.



Zone d'eau n°1 *Zone d'eau n°2* *Zone d'eau n°3*

Figure 6.6 : Zones d'eau – pixels noirs. Composition fausse couleur Landsat du 22 juillet 2001.

Sur ces zones d'eau de réflectance théorique nulle, l'équation 6.2 s'écrit alors :

$$\rho^*(eau) = \rho_a + T(\mu_s)\exp(-\frac{\tau}{\mu_v}).0 = \rho_a \qquad \text{(Equation 6.7)}$$

La réflectance exo-atmosphérique des zones d'eau sélectionnées permet alors d'approcher la réflectance de l'atmosphère dans les bandes du proche infrarouge et de l'infrarouge thermique. Dans le domaine du visible, la réflectance de l'eau n'étant pas entièrement nulle, la correction atmosphérique par cette méthode constitue une correction d'ordre un.

En injectant l'équation 6.7 dans l'équation 6.3, la fonction F est déduite pour tous les canaux Landsat, à l'exception du canal thermique (équation 6.8).

$$F = \rho^*(\mu_s,\mu_v,\phi) - \rho_a(\mu_s,\mu_v,\phi) = \rho^*(\mu_s,\mu_v,\phi) - \rho^*(eau) \qquad \text{(Equation 6.8)}$$

6.3.4. Traitements des mesures de concentrations de polluants

Nous rappelons que nous voulons mettre en correspondance la réflectance exo-atmosphérique corrigée **F** avec les mesures de concentrations de polluants. Cette fonction **F** est extraite des mesures satellitaires, alors que les mesures de concentrations de polluants proviennent des stations de surveillance. Nous rappelons que les images satellitaires sont acquises à 10 h UTC alors que les stations de surveillance fournissent une mesure en continue de la concentration de polluants. La réflectance exo-atmosphérique **F** est une donnée localisée dans le temps et couvre, dans le cas des capteurs Landsat TM, un domaine spatial de 30 m x 30 m. La mesure de concentration est localisée dans l'espace et continue dans le temps. Les mesures de concentrations sont effectuées par tranche de quart horaire et sur le lieu même où sont positionnées les stations de mesures. Suivant le polluant mesuré et la position du capteur, celle-ci mesure une pollution de fond ou une pollution de proximité.

Nous cherchons donc à mettre deux ensembles de données de natures différentes et à des échelles temporelles et spatiales différentes. Le cas idéal serait de mettre en correspondance la mesure de **F** avec une mesure de concentration moyennée sur une zone de 30 m x 30 m et réalisée à 10 h 00 UTC. Malheureusement cette information sur le niveau de pollution en ville n'est pas disponible.

Les travaux précédents (Finzi & Lechi 1991, Sifakis 1992, Poli *et al.* 1994, Brivio *et al.* 1995, Sifakis *et al.* 1998, Rétalis *et al.* 1999, Wald & Baleynaud 1999, Basly 2000) mettent en correspondance la mesure de réflectance avec la moyenne journalière des concentrations de polluant. Pourtant les images satellitaires peuvent difficilement contenir une information sur la pollution journalière puisque les polluants participant à la pollution journalière ne sont pas encore émis à l'heure des prises de vue satellitaires (10 h 00 UTC). Pour notre étude, nous n'allons pas uniquement nous intéresser à ces moyennes journalières de concentrations de polluants mais aussi aux mesures de concentrations à l'heure de prise de vue des images Landsat et celles intégrées dans le temps.

En effet, au moment de la prise de vue à 10 h, la mesure effectuée peut être biaisée et ne pas refléter l'épisode de pollution en cours. La présence d'un véhicule (moteur allumé) à proximité d'un site de mesure peut par exemple engendrer de fortes concentrations de polluants primaires. Nous allons alors aussi considérer les mesures de concentrations intégrées sur une base de temps précédant la prise de vue des images. La figure 6.7 illustre les différentes mesures de concentrations de polluants considérées. Les mesures moyennées sur une courte base de temps (15 mn à 1 h) précédent la prise de vue des images permettent de prendre en considération les biais possibles de la mesure. On peut aussi supposer – avec prudence – qu'une moyenne temporelle permet d'estimer une moyenne spatiale de la pollution sur la zone ; la pollution étudiée sera alors une pollution de fond. Dans cette hypothèse nous allons aussi considérer les mesures de pollution intégrées sur une base de temps allant jusqu'à 10 h.

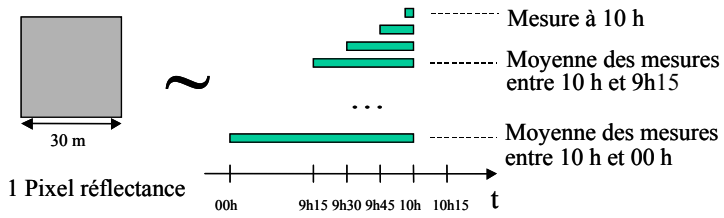


Figure 6.7 : Mise en correspondance de la mesure de réflectance avec ceux de concentrations de polluants

Par exemple, la figure 6.8 représente les concentrations moyennées de concentrations en particule PM_{10} sur une base de temps. Les moyennes sont effectuées sur une base de temps allant de 15 minutes à 10 heures précédent la prise de vue Landsat. Les concentrations de particules PM_{10} sont en $\mu g/m^3$, et figurent sur l'axe des ordonnées. L'axe des abscisses représente l'échelle de temps : la base de temps

pour les concentrations intégrées de polluants. Par souci de visibilité des courbes, l'échelle de temps n'est pas linéaire. Chacune des courbes colorées représente la concentration, moyennée de particules PM_{10} sur une base de temps, d'une station de surveillance. La première valeur d'une courbe représente la mesure de concentration à 10 h UTC, la deuxième une mesure intégrée sur 15 minutes donc de 10 h à 9 h 45 UTC et ainsi de suite. La dernière valeur d'une courbe représente la concentration journalière en polluant. Le graphique montre clairement un phénomène de réduction de la disparité entre les sites de mesures quand le domaine d'intégration dans le temps augmente : il n'est plus possible de distinguer les sites connaissant les mesures de concentrations de polluants.

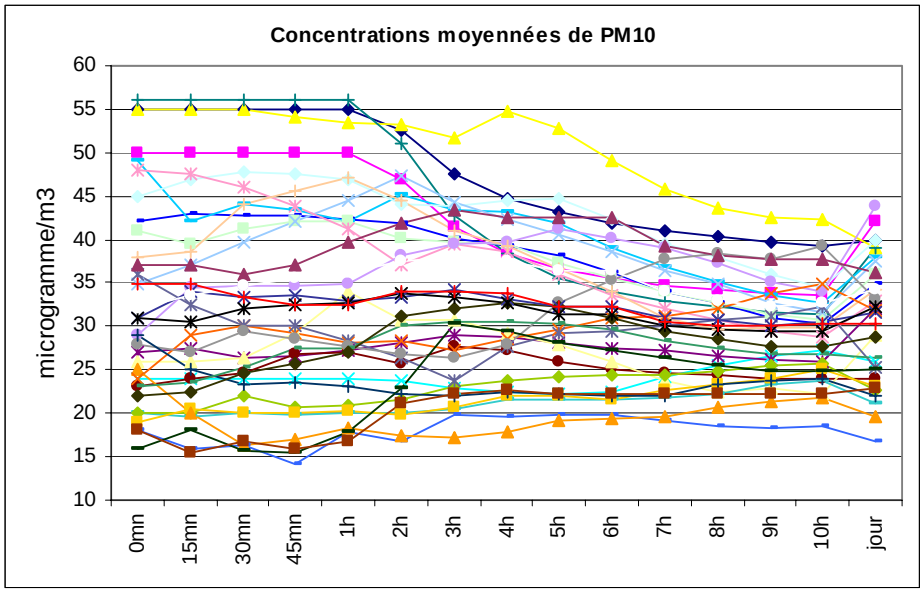


Figure 6.8 : Moyennes temporelles des concentrations en particule PM_{10} sur une base de temps allant de 15 minutes à 10 heures.

6.3.5. Corrélations entre la fonction F et les concentrations de polluants

Des corrélations sont calculées entre les réflectances exo-atmosphériques corrigées **F** et les concentrations de polluants présentées dans le sous paragraphe précédent. La typologie des stations de mesures n'est pas prise en considération. Les corrélations sont alors calculées pour toutes les stations de surveillance confondues, ainsi que toutes les dates confondues. Les calculs sont effectués pour tous les canaux du satellite Landsat - à l'exception du canal thermique TM6 - et pour les polluants étudiés (SO_2, NO_2, NO, PM_{10}, O_3), et en faisant varier la base de temps prise pour moyenner les mesures de concentrations. La base de temps varie du quart d'heure jusqu'à 10 h. Le nombre d'effectif pour le calcul des corrélations est résumé dans le tableau 6.1 suivant.

Polluant	SO2	NO2	NO	PM10	O3
Effectif	70	54	51	33	36

Tableau 6.1. : Effectif pour le calcul des corrélations multidates et toutes les stations confondues

La figure 6.9 présente les résultats de corrélations pour tous les canaux du satellite Landsat - à l'exception du canal TM6 - pour les concentrations en particule PM_{10}. La base de temps figure en abscisse, et les coefficients de corrélation en ordonnée. La couleur bleu-ciel représente, par exemple, les coefficients de corrélation entre la réflectance corrigée **F** calculée pour le canal TM4 avec les mesures de concentrations intégrées dans le temps de polluants. Par exemple, la corrélation avec la mesure de concentration à 10 h 00 UTC est à l'abscisse 10 h 00 et vaut –0,27. La corrélation avec la mesure moyennée sur une base de temps de 45 m – c'est à dire de 9h15 UTC à 10 h 00 UTC - est à l'abscisse 9 h 15 UTC et vaut -0,36.

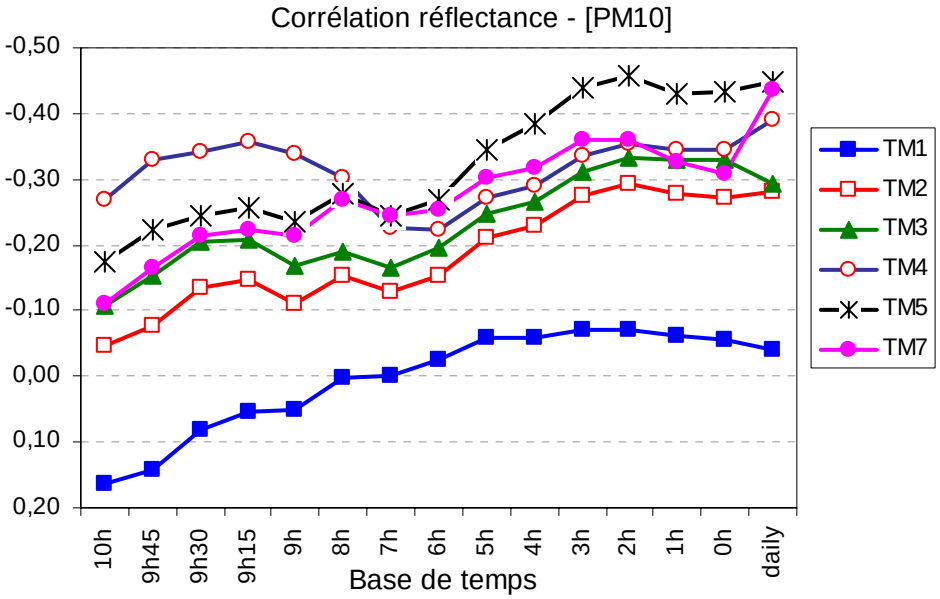


*Figure 6.9 : Corrélations multidates et toutes stations confonfues entre les réflectances exo-atmosphériques corrigées **F** et les concentrations en particules PM_{10} intégrées sur une base de temps.*

6.3.6. Les résultats de la corrélation

Corrélations entre les réflectances et concentrations à 10 h UTC

Le dioxyde de soufre n'est pas corrélé avec les mesures en réflectance, et ceci pour toutes les bandes spectrales. Ces résultats montrent qu'il n'est pas possible de construire un modèle linaire d'estimation de la concentration à 10 h en SO_2 à l'aide des mesures de réflectance des stations de surveillance. Il en est de même pour le monoxyde d'azote, pour laquelle une corrélation maximale de 0,36 est atteinte avec les mesures de réflectances dans la bande TM5.

Pour le dioxyde d'azote, les coefficients de corrélations varient entre 0,46 et 0,57 suivant la bande spectrale étudiée.

L'étude des graphes montrent que les données de réflectances sont corrélées négativement avec les données de concentrations pour les polluants NO2, NO et PM10, et ceci pour tous les bandes spectrales – à l'exception de TM6. Une augmentation de la concentration en polluant NO, NO2 et PM_{10} est alors associée à une diminution de la réflectance exo atmosphérique. Ce qui est bien en accord avec l'hypothèse de contamination des valeurs radiométrique par absorption ou diffusion par les polluants (Poli *et al.* 1994, Basly 2000). Cette corrélation négative est expliquée par le fait que la présence de polluants opacifie l'atmosphère.

Les tendances pour les corrélations sont les mêmes pour toutes les bandes spectrales. Notons qu'il est difficile d'interpréter ce genre de graphique. Il est imprudent - voire faux - de conclure que la présence de polluants affecte de la même manière toutes les bandes spectrales. Ces mêmes tendances s'expliquent par exemple par l'utilisation d'un filtre moyenneur. La moyenne effectuée sur une base de temps est un filtre qui supprime les fortes variations de concentrations de polluants. L'utilisation d'un tel filtre permet de supprimer des mesures de concentrations aberrantes (exemple : pics de concentrations dus à la présence d'un camion lors de la mesure). Mais elle ouvre la voie à des questions sur la représentativité des mesures de concentrations.

6.4. Conclusion

Nous nous sommes intéressés dans ce chapitre à la création des pseudostations et à la définition d'une fonction permettant d'estimer les niveaux de concentrations en polluants et assurant le passage de la notion de pseudostations à celle de stations virtuelles.

Nous avons défini les pseudostations comme étant des sites présentant des signatures spectrales semblables aux sites contenant les stations de mesures et stables dans le temps. Une première classification de ces cartes d'identité est effectuée pour l'application sur la ville de Strasbourg. Elle a fourni trente huit pseudostations localisées sur la communauté urbaine de Strasbourg. Des camions laboratoires ont été envoyés sur place lors de la campagne de juin 2002 dans l'optique de mesurer les concentrations en polluants afin de mieux appréhender la réalité de ces stations. Les mesures effectuées n'ont pas pu catégoriquement valider, ni remettre en cause la notion de pseudostation.

La deuxième partie de ce chapitre a concerné la modélisation des effets optiques de la pollution. Dans ce cadre, nous avons étudié les relations existants entre la réflectance exo-atmosphérique corrigée **F** et les concentrations en polluants intégrées dans le temps. L'identification de ces relations permet de construire des stations virtuelles à partir des pseudostations. Cependant à travers divers calculs de corrélation et de modélisation des voiles de polluants dans l'atmosphère, de plus amples études sont nécessaires pour mettre en évidence et modéliser les relations entre les taux de polluants mesurés au sol et les mesures de luminances effectuées par les satellites.

Chapitre 7 : Conclusion et perspectives

Mon travail s'inscrit dans la continuité des travaux du groupe télédétection et modélisation de l'école des mines de Paris pour répondre à un besoin de connaissance spatialisée du problème de pollution atmosphérique en milieu urbain. Il reprend la thèse de Ludovic Basly, thèse à vocation exploratoire ayant démontrée les potentialités des données satellitaires pour la connaissance et la modélisation de la dispersion des polluants atmosphériques. Même si « le chemin restant à parcourir pour arriver à une phase d'exploitation totalement opérationnelle est encore long » (Basly 2002), ma thèse a pour vocation d'élaborer une méthode de travail sur laquelle les acteurs du domaine de la qualité de l'air pourront s'appuyer pour avancer dans leurs recherches.

L'objectif de cette thèse est la mise en place d'une cartographie précise de la pollution atmosphérique en milieu urbain. Nous entendons par « précise », une cartographie des concentrations de polluants aux échelles de la ville, avec une résolution comprise entre 10 m et 10 km, qui ouvrirait de nouvelles perspectives de recherche aux spécialistes de la qualité de l'air, comme par exemple l'établissement du budget espace-temps d'exposition des citadins à la pollution atmosphérique. Une nouvelle méthode de cartographie a été présentée. Et plusieurs innovations et réponses à des problèmes précis y ont été apportées. En conclusion de cette thèse, je vais reprendre et analyser, le plus objectivement possible, les aspects innovants de la méthode proposée de cartographie afin de mettre en lumière les problèmes restés en suspens et dresser des perspectives de travaux.

7.1. Intégration des connaissances actuelles

Le travail bibliographique m'a permis de réaliser qu'un grand nombre de travaux étaient déjà menés par plusieurs équipes de recherche afin de comprendre la dispersion et le devenir des polluants en ville. Les problématiques sont abordées à des échelles spatiales et temporelles différentes. Aujourd'hui, de nombreux outils existent pour répondre à un objectif précis visé par chacune des équipes des recherches. La plupart de ces outils actuels sont basés sur la résolution d'équations régissant les phénomènes physiques. Or l'analyse de l'ensemble de ces outils a montré qu'aucun ne permet d'atteindre l'objectif visé par cette thèse, à savoir une cartographie aux échelles de la ville. L'idée n'était donc pas d'améliorer les outils déjà existants mais d'élaborer une nouvelle méthode de cartographie innovante permettant de mettre à profit les connaissances actuelles sur la distribution spatiale des polluants. La méthode proposée peut apparaître comme étant une proposition de couplage de modèles arrivant à de meilleurs résultats. Même si les équations de synthèse des connaissances ont été présentées, la méthode proposée n'est pas encore opérationnelle. Pour cela, il est nécessaire d'acquérir les données des autres équipes de recherche afin de mettre en place une plate forme de couplage. Un travail de développement reste nécessaire et une collaboration multidisciplinaire entre les équipes de recherche est souhaitée.

7.2. Algorithme de fusion d'information

Dans cette thèse, un champ de concentration de polluants est caractérisé par ses structures et un niveau de pollution. La méthode de cartographie proposée est justement basée sur la définition et la modélisation de ces structures aux échelles de la ville. A ma connaissance, c'est la première fois dans la littérature scientifique qu'un champ de distribution de polluants est abordé dans ce sens ; cela constitue une originalité de la méthode. Pour décrire la problématique, un formalisme mathématique basé sur l'analyse multirésolution et la transformée en ondelettes a été adopté. Toutes les données issues des travaux de divers équipes sont apparues comme étant des approximations d'un champ de concentration à des échelles spatiales différentes. A partir de là, j'ai proposé de fusionner ces données à différentes échelles spatiales afin d'obtenir une cartographie plus complète. Des discussions menées avec les acteurs de la qualité de l'air montrent que ces derniers sont intéressés par une méthode permettant d'intégrer les études déjà existantes.

Toutefois, il est difficile d'aborder tous les aspects de la fusion dans cette thèse. J'ai choisi d'aborder un aspect de la fusion et de développer les autres points problématiques de la méthode de cartographie. Ainsi, l'algorithme de synthèse décrit dans le chapitre 4 s'intéresse essentiellement à la fusion des données à l'échelle régionale et aux échelles de la ville. Il permet la définition de champ typique comme étant l'ensemble des structures d'un champ de concentration de polluants aux échelles de la ville pour une situation météorologique définie. Il permet également une cohérence de la cartographie, des échelles de la ville à l'échelle régionale.

De même, un algorithme complémentaire devra être élaboré avec le même formalisme mathématique afin d'assurer une cohérence de la cartographie, de l'échelle de la rue aux échelles de la ville. Une perspective d'étude est alors la fusion des données à l'échelle de la rue et des données fournies par notre méthode. La cartographie résultante permettra alors d'intégrer toutes les données des différentes équipes de recherche et d'assurer une cohérence de la cartographie à toutes les échelles spatiales.

7.3. Définition des situations météorologiques

Nous avons découpé les scénarios de pollution et les avons classés par situation météorologique. Pour une même situation météorologique, la structure de la pollution (c'est-à-dire le champ typique) sera la même, alors que le niveau de pollution peut varier. Ce découpage se justifie dans la mesure où les processus physico-chimiques à l'origine des épisodes de pollution en ville sont de mieux en mieux connus. La définition exacte des situations météorologiques reste un problème qui n'a pas été abordée dans cette thèse. L'accent est mis sur la construction d'un champ typique, en supposant connues les situations météorologiques.

Par conséquent, il est nécessaire de mieux préciser la notion de « situations météorologiques » et de mener des études approfondies des relations de cause à effet existants entre les conditions météorologiques et les niveaux de concentrations observés. Cette étude viserait à identifier et quantifier les facteurs explicatifs d'un épisode de pollution. Ces facteurs sont relativement bien connus (régime de vent, vitesse de vent, température du sol, inversion thermique, etc.) mais il reste à les quantifier. Une telle information permettrait non seulement une meilleure définition des situations météorologiques mais aussi d'améliorer les méthodes d'interpolations utilisant le krigeage guidé par des co-facteurs explicatifs (cf. logiciel ISATIS de Géovariances). Ce travail sort largement le cadre de mon étude et constitue une autre perspective de travail que je recommande aux prochains élève-chercheurs.

7.4. Les pseudostations

Même si les cartes d'identité présentées en chapitre 3 sont relativement complètes, elles ne sont pas encore exploitées. En effet, par manque d'expérience mais aussi parce que tous les paramètres de la carte d'identité n'étaient pas encore exploitables, une première localisation des pseudostations a été faite uniquement à l'aide des huit prises de vue Landsat. Une série d'étude peut être menée pour valider l'approche. Il serait intéressant par exemple de vérifier qu'un pixel, localisé comme étant une pseudostation à l'aide des huit prises de vue Landsat, le reste lorsque l'on rajoute une image satellitaire. Il est certainement probable qu'une discussion sur les méthodes de classification devra être menée. De même, il serait intéressant d'étudier l'influence du choix du capteur du satellite sur la localisation des pseudostations. Ces deux études n'ont pu être menées en raison de la non-acquisition des images satellitaires lors de la campagne de mesures, due aux conditions météorologiques.

Il est aussi possible d'utiliser d'autres paramètres pour la classification : des pseudostations définies uniquement avec les indices morphologiques par exemple. Soulignons qu'une cartographie des indices morphologiques de la ville n'est pas encore disponible, même si les codes permettant le calcul point par point ont été implémentés. Une telle approche nécessiterait une validation différente des pseudostations. Il m'a été suggéré lors de conférences d'appliquer les modèles numériques de transport de polluants à l'échelle de la rue sur les sites « pseudostations » et de comparer la distribution de polluants sur ce site « pseudostation » avec celle sur un site de station fixe. Ce travail pourrait faire l'objet d'une thèse et compléter celui de la mise en place d'un algorithme de fusion des données à l'échelle de la rue et aux échelles de la ville, présenté dans un paragraphe précédent.

7.5. Les stations virtuelles

Le passage de la notion de pseudostation à celle de station virtuelle a nécessité une estimation de la concentration en polluants au niveau des stations virtuelles par télédétection. Dans ce cadre, une étude a été menée sur les corrélations entre les mesures satellitaires Landsat TM et les mesures de concentrations de polluants, intégrées ou non dans le temps. Les images satellitaires utilisées étant issues de Landsat, cette loi d'estimation ne peut être appliquée qu'au moment de la prise de vue satellitaire, c'est-à-dire à 10 h UTC. Par conséquent, le niveau de concentrations au niveau des stations virtuelles n'est connu qu'à 10 h UTC.

Pour répondre à cette limite temporelle, deux approches sont envisageables. La première approche concerne l'utilisation d'autres capteurs satellitaires (géostationnaires ou non) afin d'étendre dans le temps la loi d'estimation. Cette approche n'est sans doute pas la plus facile, dans la mesure où les capteurs n'ont pas été construits pour mesurer des concentrations de polluants à la surface terrestre. La seconde approche s'intéresse à la modélisation des comportements des stations virtuelles connaissant ceux des stations fixes. La solution à ce problème est sûrement un couplage des deux approches.

En définitive, cette thèse a développé une méthode innovante de cartographie à travers les notions de structures de la pollution, de situations météorologiques, de carte d'identité, de pseudostations et de stations virtuelles. Elle peut être utiliser comme une base de collaboration multidisciplinaire des équipes de recherche. Toutefois, cette thèse n'a pas la prétention de répondre à tous les problèmes soulevés auparavant par la communauté scientifique. Au contraire, d'autres difficultés sont apparues. Les perspectives envisagées sont nombreuses mais peuvent évoluer, et être plus ou moins pertinentes. En effet, il faut garder à l'esprit que les épisodes de pollution qui prévalaient il y a quelques décennies ne sont pas identiques à ceux d'aujourd'hui. De même la pollution atmosphérique de demain ne portera pas le même visage que celle d'aujourd'hui, poussée par les percées technologiques et la prise de conscience collective de la population. Je vous recommande alors de suivre la prochaine thèse sur la qualité de l'air réalisée au sein du groupe T&M, menée par Anne-Lise Beaulant et intitulée « bilan espace-temps : spatialisation et répartition des polluants ».

Références bibliographiques

ADEME, EDM, 2000. Classification et critères d'implantation des stations de surveillance de la qualité de l'air, recommandation du groupe de travail « caractérisation des sites », 70 p.

ASPA - Association pour la Surveillance et l'Etude de la Pollution Atmosphérique en Alsace. Rapport technique 2001. Diagnostic de la qualité de l'air sur l'agglomération de Mulhouse - Annexe au rapport final sur la répartition spatiale de la pollution atmosphérique - Méthodes d'interpolation spatiale. Disponible sur le site http://www.atmo-alsace.net.

Basly L., 2000. Télédétection pour la qualité de l'air en milieu urbain. Thèse de doctorat, sciences de technologies de l'information et de la communication, Université de Nice Sophia Antipolis, France, 182 p.

Basly L., Wald L., 2000. Remote sensing and air quality in urban area. In: Proceedings of TeleGeo'2000, the 2nd international workshop on telegeoprocessing, Sophia Antipolis, France, 10-12 May, 2000, pp. 213-219.

Basly L., Cauneau F., Ranchin T., Wald L., 2000. SAR imagery in urban area. In: Proceedings of the 19th Symposium of EARSeL : Remote Sensing in the 21st Century, Casanova J-L. ed., Valladolid, Spain, 31 May - 2 June 1999, pp. 563-568.

Basly L., Baleynaud J.M., Wald L.,1999. Satellite data for the air pollution mapping. In : Proceedings of the 18th EARSeL Symposium on Operational Remote Sensing for Sustainable Development, Enschede, Netherlands, 11-14 May 1998, pp. 133-139.

Basly L., Cauneau F., Ranchin T., Wald L.,1997. ERS SAR imagery for urban climate studies. In : Proceedings of the 3rd ERS Symposium ESA-SP414 : Space at the service of our Environment, Florence, Italy, 17-21 March, pp. 233-236.

Berk A., Bernstein L.S., Robertson D.C., 1989. MODTRAN : a moderate resolution model for LOWTRAN 7, Air Force Geophysics Laboratory Technical Report GL-TR-89-0122, Geophysics Directorate, Phillips Laboratory, Hanscom Air Force Base, Massachusetts, 38 p.

Bernard J.F., 2001. L'évaluation de la mise en œuvre de la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie du 30 décembre 1996. Rapport du Conseil National de l'Air.

Blanc P., 1999. Développement de méthodes pour la détection de changement. Thèse de doctorat, informatique temps réel – automatique – robotique, Ecole des Mines de Paris, France, 204 p.

Brivio P.A., Genovese G., Massari S., Mileo N., Saura G., Zilioli E., 1995. Atmospheric pollution and satellite remotely sensed surface temperature in metropolitan areas. In: Proceedings of EARSeL symposium: advances in remote sensing : pollution monitoring and geographical information system, Paris, pp. 40-46.

Bourboulon I., décembre 1997. Des villes asphyxiées par l'automobile. Le monde diplomatique.

Burke Hubbard B., 1995. Ondes et ondelettes – la saga d'un outil mathématique. Collection Sciences d'Avenir. Editeur : pour la Science Diffusion Belin, Paris. 235 p.

Carletti R., Picci M., Romano D., 2000. Kriging and bilinear methods for estimating spatial pattern of atmospheric pollutants. *Environmental Monitoring and Assessment*, Vol. 63, pp. 341-359.

Carnahan W.H., Mausel P.W., Zhou G.P., 1984. Evaluation of atmospheric particulate concentrations derived from analysis of ratio thematic mapper data. 10th Int. Symposium Machine Processing of Remotely Sensed data, pp. 235-243.

Cassadou S., Declercq C., Eilstein D., Filleul L., Le Tertre A., Médina S., Pascal L., Prouvost H., Saviuc P., Zeghnoun A., Quénel P., 2002. Rapport du PSAS-9 Programme de Surveillance Air et Santé 9 villes : surveillance des effets urbains sur la santé liés à la pollution atmosphérique en milieu urbain - Phase 2. Institut de Veille Sanitaire, 184 p. http://www.invs.sante.fr/publications/2002/psas_020624/programme.html

Chaignaud G., 2001.Qualité de l'air en milieu urbain: extraction d'indicateurs morphologiques. Stage de maîtrise de sciences et techniques valorisation des ressources naturelles, groupe télédétection et modélisation, Ecole des Mines de Paris, 29 p.

Chavez P.S., 1988. An improved dark-object subtraction technique for atmospheric correction of multispectral data, *Remote Sensing of Environment*, 24, pp. 450-479.

Chudzynski S., Czyzewski A., Ernst K., Karasinski G., Kolacz K., Pietruczuk A., Skubiszak W., Stacewicz T., Stelmaszczyk K., Szymanski A., 2002. Multiwavelength lidar measurements of atmospheric aerosol. *Optics and Lasers in Engineering*, Vol. 37, Issues 2-3, pp. 91-99.

CITEPA, 2000. Calcul des émissions dans l'air - principes méthodologiques généraux. Document interne accessible sur le site Internet http://www.citepa.org, 24 p.

Croxford B., Penn A., 1998. Sitting consideration for urban pollution monitors. *Atmospheric Environment*, Vol. 32, 6, 1049-1057.

Croxford B., Penn A., Hillier B, 1996. Spatial distribution of urban pollution: civilizing urban traffic. *The Science of the Total Environment*, 189/190, pp. 3-9.

Dab W, Roussel I., 2001. L'air et la ville : les nouveaux visages de la pollution atmosphérique. Chapitre 5 : surveiller la qualité de l'air, Hachette Littératures, 218 p.

Daubechies, I. 1998. Orthonormal bases of compactly supported wavelets. Communications on Pure and Applied Mathemactics, Vol. 41, pp. 909-996.

Del Guasta M., Marini S., 2000. On the retrieval of urban aerosol mass concentration by a 532 and 1064 nm Lidar. *Journal of Aerosol Science*, Vol. 31, No. 12, pp. 1469-1488.

Derbez Mickaël, Mosqueron L., Nedellec V., 2001. Quelles sont les expositions humaines à la pollution atmosphérique ? Rapport de Synthèse de PRIMEQUAL-PREDIT 1995-2000, La Documentation Francaise, Paris, 62 p.

Deschamps P.Y., Herman M., Tanré D., 1981. Influence de l'atmosphère en télédétection des ressources terrestres : modélisation et possibilités de correction. Colloque de la Société Internationale de Photogrammétrie et de Télédétection, Avignon, France, pp. 543-558.

Donnay J.P., Barnsley M.J., Longley P.A., 2001. Remote sensing and urban analysis. GISGATA 9. Series editors: Ian Masser and François Salgé. 268 pp.

Duchon J., 1976. Interpolation des fonctions de deux variables suivant le principe de la réflexion des plaques minces, RAIRO Analyse numérique, 10.

Duquenne F., Botton S., Egels Y., Even M., Willis P., 1997. GPS, localisation et navigation. Editions Hermes.

Durrenberger M., 2001. Indicateurs morphologiques et pollution de l'air dans la CUS. Mémoire de DEA Systèmes Spatiaux et Environnements de l'université Louis Pasteur. 89 p.

Dutilleux P., 1989. An implementation of the « algorithme à trous » to compute the Wavelet Transform. In: Combes, J.M., Grossman, A., Tchamitchian, Ph. (Eds.), Wavelets: Time-Frequency Methods and Phase Space. Springer, Berlin, pp. 298-304.

Etude AIRPARIF.
L'exposition potentielle des franciliens à la pollution atmosphérique. http://www.airparif.asso.fr/effets/population.htm
Inventaire des émissions. http://www.airparif.asso.fr/polluants/inventaire.htm

Finzi G., Lechi G.M., 1991. Landsat images of urban air pollution in stable meteorological conditions. *Il Nuovo Cimento*, 14C, pp. 433-443.

Frangi J.P., Jacquemoud S., Puybonnieux-Texier V., Lazard H., 1996. Suivi spatio-temporel de la concentration en NO_x en île de France. *C.R. Acad. Sci. Paris 323*, série II a, pp. 373-379.

Géovariances, 2002. ISATIS Software Manual, 4th édition. Géovariances, Fontainebleau, 585 p.

Giambanis A., Anagnostopoulos J., Bergeles G., 1998. Numerical simulation of pollutant dispersion and photochemical kinetics over complex terrain. *Applied Mathematical Modelling*, Vol. 22, pp. 313-329.

Girard M.C., Girard C.M., 1999. Traitement des données de télédétection, chap. 13, Edition Dunod, Paris, France, 529 p.

Glockner S., 2000. Contribution à la modélisation de la pollution atmosphérique dans les villes. Thèse de doctorat de Sciences physiques et de l'ingénieur, Université Bordeaux I. 166 pp.

HCSP (Haut Comité de la Santé Publique), 2000. Politiques publiques, pollution atmosphérique et santé: poursuivre la réduction des risques". http://www.sante.gouv.fr/htm/actu/pollution/sommaire.htm

HMSO, 1954. Mortality and morbidity during the London smog of December 1952. Reports on Public Health and Medical Subjects n° 95, London.

Holben B.N., Eck T.F., Slutsker I., Tanre D., Buis J.P., Setzer A., *et al*., 1998. AERONET – a federated instrument network and data archive for aerosol characterization. *Remote Sensing of Environment*, 66, pp. 1-16.

Ionescu A., Mayer E., Colda I., 1996. Méthodes mathématiques pour estimer le champ de concentration d'un polluant gazeux à partir des valeurs mesurées aux points dispersés. *Pollution Atmosphérique*, janvier-mars 1986, pp. 78-89.

IPTS, 2000. Report n°47, qualité de l'air dans les villes européennes: la question des transports urbains, septembre 2000. http://www.jrc.es/pages/f-report.fr.html

Jaecker-Voirol A., Lipphardt M., Martin B., Quandalle Ph., Sallès J., Carissimo B., Dupont E., Musson-Genon L., Riboud P.M., Aumont L., Bergametti G., Bey I., Toupance G., 1998. A 3D regional scale photochemical air quality model, application to a 3 day summertime episode over Paris. *Revue de l'Institut Français du Pétrole*, vol. 53, n°2, mars-avril 1998.

Jaloustre-Audouin K., 1998. SPIRou : synthèse de paysages en infrarouge par modélisation physique des échanges à la surface. Thèse de doctorat Sciences de l'ingénieur, Université de Nice - Sophia Antipolis, 169 p.

Jeannée N., Fangeat E., Ba M., 2003. Contributions pratiques d'une géostatistique raisonnée en environnement : méthodes et application à la cartographie nationale de la pollution par l'ozone en France. Actes du colloque Géo-Conférences du salon Géo-Evénement, 3-5 mars 2003, Paris. http://www.geovariances.com/publications/article18/GEOEVENEMENT.pdf.

Joumard R., 2003. Les enjeux de la pollution de l'air et des transports. Actes du 12ème colloque « Transport and air Pollution », Avignon 16-18 juin, vol. 1, 233-240.

Kaufman Y.J. & Sendra C., 1988. Automatic atmospheric correction. *International Journal of Remote Sensing*, 9, pp.1357-1381.

Kneizys F.X., Shettle E.P., Abreu L.W., Chetwynd J.H., Anderson G.P., Gallery W.O., Selby J.E.A. & Clough S.A., 1988. User's guide to LOWTRAN 7, Force Geophysics Laboratory Technical Report GL-TR-88-0177, Geophysics Directorate, Phillips Laboratory, Hanscom Air Force Base, Massachusetts, 137 p.

Koffi, 2001. Que sait-on de la pollution photochimique urbaine ? Rapport de Synthèse de PRIMEQUAL-PREDIT 1995-2000, La Documentation Francaise, Paris, 101 p.

Kuang-Ling Yang, 2002. Spatial and seasonal variation of PM10 mass concentrations in Taiwan. *Atmospheric Environment* Vol. 36, 3403-3411.

Künzli N., Kaiser R., Medina S., Studnicka M., Chanel O., Filliger P., Herry M., Horak F. Jr., Puybonnieux-Texier V., Quénel P., Schneider J., Seethaler R., Vergnaud J-C., Sommer H., Lancet 2000. Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment; 356: 795-801.

Lamoureux D., Menozzi S., Rolina G., 2000. Etude de l'effet du vent sur la diffusion d'un polluant. Projet de mécanique des fluides numériques. Ecole des Mines de Paris.

LAURE Loi sur l'Air de l'Utilisation Rationnelle de l'Energie, 1996. Journal Officiel de la République Française. 1 Janvier 1997, page 11.

Le Méhauté, A., 1986. Spline technique for differentiation in R^n, CAT Report, Center for Approximation Theory, Department of Mathematics of Texas A&M University, Texas USA, 114, 19 p.

LESIEUR M., 1994. La turbulence dans l'environnement et en aéronautique. *La Houille Blanche*, 5/6, pp 100-109.

Leuzzi G., Monti P., 1998. Particle trajectory simulation of dispersion around a building. *Atmospheric Environment* Vol. 32, No. 2, 203-214.

Liou K.N., 1980. An introduction to atmospheric radiation. Academic Press, 392 p.

Liu G.R., Lin T.H., Kuo T.H., 2002. Estimation of aerosol optical depth by applying the optimal distance number to NOAA AVHR data. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 81, pp. 247-252.

Lohmeyer A., Mueller W.J., Baechlin W., 2002. A comparison of street canyon concentration predictions by different modellers: final results now available from the Podbi-exercise. *Atmospheric Environment*, Vol. 36, pp. 157-158.

Maneux E., 2001. Quelles sont les techniques pour surveiller la qualité de l'air ? Document de synthèse de Primequal-Predit 1995-2000, La Documentation Française, Paris.

MATE, 2001.Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. Dossier de presse : le point sur les actions menées par le ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement en matière de reconquête de la qualité de l'air. Fiche n°7: les associations agréées de surveillance de la qualité de l'air.

Medina S., Plasència A., Artazcoz L. Quénel P., Katsouyanni K., Mücke H.-G., De Saeger E., Krzyzanowsky M., Schwartz J., septembre 2002. APHEIS Health Impact Assessment of Air Pollution in 26 European Cities. Second year report, 2000-2001. Institut de Veille Sanitaire, Saint-Maurice, 225 p.

Meyer Y., 1992. Les ondelettes – Algorithmes et applications. Editeur : Armand Colin, Paris. 172 p.

McLellan A., 1973. Remote sensing of atmospheric turbidity variations by satellite. *Journal of Spacecrafts and Rockets*, Vol. 10, 11, pp. 743-747.

Michel F., 2000. Le territoire vu du ciel. *Pierre d'angle*, 28, 01/12/2000, pp. 12- 19.

Mondelain D., 2001. Lidar linéraire et non linéaire dans l'infrarouge moyen. Thèse de Doctorat, Université Claude Bernard Lyon I, Lyon, France, 153 p.

Moussiopoulos N., Berge E., Bohler T., de Leeuw F., Gronskei K.E., Mylona S., Tombrou M., 1996. Ambient air quality, pollutant dispersion and transport models. Report of the European Topic Centre on Air Quality. 94 p.

Organisation Mondiale de la Santé, septembre 2000. Pollution de l'air. Aide-Mémoire n° 187. http://www.who.int/inf-fs/fr/am187.html

Poli U., Pignatoro F. Rocchi V. and Bracco L., 1994. Study of the heat island over the city of Rome from Landsat-TM satellite in relation with urban air pollution. In: Proceedings of 13th EARSeL Symposium, Remote sensing – From research to operational applications in the new Europe, Dundee, Scotland, UK, Springer Hungarica, pp. 413-422.

Ponche J.L., 2002. Inventaires des émissions atmosphériques : un outil pour la gestion de la qualité de l'air. Lettre n°13 Programme International Géosphère Biosphère-Programme Mondial de Recherches sur le Climat (PIGB-PMRC).

PREDIT. Inventaire des modèles de transport. http://www.predit.prd.fr/02-Predit/Imt/index.htm

Programme PRIMEQUAL-PREDIT mobilisant près de 200 équipes de recherche appartenant à des disciplines scientifiques différentes. http://www.environnement.gouv.fr/actua/cominfos/dosdir/DIRPPR/air/pollu_recherche.htm

Programme ESCOMPTE: Expérience sur Site pour COntraindre les Modèles de Pollution atmosphérique et de Transport d'Emissions. http://www.dt.insu.cnrs.fr/avions/escompte.html

Projet INTERREG II. Analyse transfrontalière de la qualité de l'air dans le Rhin Supérieur. Ce projet est cofinancé par la Communauté Européenne. Rapport du projet disponible auprès de l'ARGE ASPA/UMEG, 288 p.

PRQA (plan régional pour la qualité de l 'air) en Alsace 2000. Disponible sur le site de la direction régionale de l'industrie, de la recherche et de l'environnement en Alsace : http://www.alsace.drire.gouv.fr/environnement/.

Quénel Q., 1997. Pics de pollution atmosphérique et santé publique : la place de l'épidémiologie. Rapport de l'Unité Santé Environnement du Réseau National de Santé Publique. http://www.invs.sante.fr/publications/Pics_Pollu/index.html

Ranchin T., 1993. Applications de la transformée en ondelettes et de l'analyse multirésolution au traitement des images de télédétection. Thèse de doctorat, Ecole doctorale sciences pour l'ingénieur, université Nice-Sophia Antipolis, France, 110 p.

Ranchin T. & Wald L., 2000. Fusion of high spatial and spectral resolution images: the ARSIS concept and its implementation. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, Vol. 66, No. 1, 49-61.

REKLIP Regio-Klima-Projekt, 1995. Communauté trinationale REKLIP sous la responsabilité scientifique de F. FIEDLER – Atlas climatique du Fossé Rhénan méridional. Vdf Zurich, IFG Offenbach, Ed. Coprur Strasbourg. Vol. de 78 cartes au format A2, vol. de textes, 240 p.

Rétalis A., Cartalis C., Athanassiou E., 1999. Assessment of the distribution of aerosols in the area of Athens with the use of Landsat Thematic Mapper data. *International. Journal of Remote Sensing*, Vol. 20, 5, pp. 939-945 (1999).

Richards J.A., 1986. Remote sensing digital image analysis: an introduction, Ed. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, Germany, 281 p.

Roujean J.L., Le Roy M.J., Deschamps P.Y., 1992. A bi-directional reflectance model of the Earth's surface for the correction of remote sensing data. *J.Geophys.res.*, Vol. 97, pp. 20455-20468.

Sallès J., Janischewski J., Jaecker-Voirol A., Martin B., 1996. Mobile source emission inventory model: application to Paris area. *Atmospheric Environment*, Vol. 30, 12, pp. 1965-1975.

Sambat S., Oudart B., Fontelle J.P., Beguier S., Chang J.P., Duval L., 2001. Inventaire des émissions de particules primaires. Rapport Interne du CITEPA, 131 p.

Scaperdas A., Colvile R.N., 1999. Assessing the representativeness of monitoring data from an urban intersection site in central London. *Atmospheric Environment*, Vol. 33, pp. 661-674.

Schnell L., 2000. Mise en place et évaluation d'une base de données sur l'emprise de la Communauté Urbaine de Strasbourg, rapport de stage, laboratoire Louis Pasteur, université Louis Pasteur, France, 77 p.

Sifakis I.S., 1992. Potentialités de l'imagerie à haute résolution spatiale pour le suivi de la répartition de pollutions atmosphériques dans la basse troposphère. Etude du cas d'Athènes. Thèse de doctorat, chimie de la pollution atmosphérique et physique de l'environnement, université Paris 7 Denis Diderot, Paris. 292 p.

Sifakis N., Bildgen P., Gilg J.P., 1992. Utilisation du canal 6 (thermique) de Themactic Mapper pour la localisation de nuages de pollution atmosphérique. Application à la région d'Athènes (Grèce). *Pollution atmosphérique*, Vol. 34, pp. 96-107.

Sifakis N., 1995. La télédétection des voiles de pollution atmosphérique et de la dégradation de l'environnement dans la région d'Athènes. *Photo-Interprétation*, Vol. 4, pp. 220-225.

Sifakis N., Soulakellis N.A., Paronis D.K., 1998. Quantitative mapping of air pollution density using Earth Observations : a New Processing Method and Application to an Urban Area. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 19, 17, pp. 3289-3300.

Song J., Lu D., Wesely M.L., 2003. A simplified atmospheric correction procedure for the normalized difference vegetation index. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, Vol. 69, No. 5, pp. 521-528.

Tanré D., Deroo C., Duhaut P., Herman M., Morcette J.J., Perbos J., Deschamps P.Y.,1990. Description of a computer code to simulate the satellite signal in the solar spectrum. *International Journal of Remote Sensing*, 11, pp. 659-668.

Tanré D., Deschamps P.Y., Devaux C., Herman M., 1988. Estimation of Saharan aerosol optical depth from blurring effects in thematic mapper data. *Journal of Geophysical Research*, 93, d12, pp. 15955-15964.

Teillet, P.M., Helder, D.L., Markham, B.L., Barker, J.L., Thome, K.J., Morfitt, R., Schott, J.R., Palluconi, F.D., "A Lifetime Radiometric Calibration Record for the Landsat Thematic Mapper" Canadian Symposium on Remote Sensing, August 2001.

Thomasson A., Mondelain D., Ménard T., Nominé M., Godet Y., Wolf J.P., 2001. Air pollution mapping using all solid-state Lidar systems. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series IV - Physics*, Vol. 2, Issue 7, September 2001, pp. 923-928.

Toutin T., Juin 1996. La correction géométrique rigoureuse : un mal nécessaire pour la santé de vos résultats. *Canadian Journal of Remote Sensing*, Vol. 22, No. 2, pp. 184-189.

Triplet J.P., Roche G., 1986. Météorologie Générale. Ecole Nationale de la Météorologie, Paris, 318 p.

Troen I., Petersen E. L., 1989. European Wind Atlas, Roskilde : Risø National Laboratory, Commission of the European Community, 656 p.

Turbelin G., 2000. Modélisation de la turbulence atmosphérique en vue de l'étude du chargement aérodynamique des structures soumises aux effets du vent. Thèse de doctorat, Sciences Mécaniques, Université d'Evry Val d'Essonne, France. 183 p.

Ung A., Weber C., Perron G., Hirsch J., Kleinpeter J., Wald L., Ranchin T., 2001. Proceedings of the EARSeL/SFPT Symposium "New solution for a new millenium", Marne-la-vallée, France, 14 – 16 May 2001, pp. 147-151.

Ung A., Wald L., Ranchin T., Weber C., Hirsch J., Perron G., Kleinpeter J., 2001. Air pollution mapping over a city – virtual stations and morphological indicators. Proc. 10th Int. Symposium "Transport and Air Pollution", Colorado (CD-Rom), USA.

Ung A., Ranchin T., Wald L., Weber C., Hirsch J., Perron G., Kleinpeter J., 2002. Cartographie de la pollution de l'air : une nouvelle approche basée sur la télédétection et les bases de données géographiques. Application à la ville de Strasbourg'. Journées CASSINI 2002 du GDR CASSINI-SIGMA, Brest France, 19-20 septembre 2002.

Ung A., Wald L., Ranchin T., Weber C., Hirsch J., Perron G., Kleinpeter J., 2002. Air pollution mapping : a new approach based on remote sensing and geographical databases. Application to the city of Strasbourg. Photo-Interpretation 2000 / 3-4, 38, p 53-63.

Ung A., Ranchin T., Wald L., Weber C., Hirsch J., Perron G., Kleinpeter J., 2003. Air pollution mapping : relationship between satellite- made observations and air quality parameters. In Proceedings of the 12th symposium "Transport and Air Pollution", 16-18 June 2003, Avignon, France, pp. 105-112.

Van Staëvel E., 2000. Cultures environnementales contemporaines et pollution. Rencontres européennes pour une histoire de l'environnement, 4-6 mai à Clermond Ferrand, France.

Veillet I., Leconte G., 1995. Evaluer la qualité de la BD TOPO® : l'approche de l'IGN, *Bulletin de la S.F.P.T.*, n.137 (1995-1), pp.119-123.

Vermote E.D., Tanré D., Duezé J.L., Herman M., Morcette J.J., 1997. Second simulation of the satellite signal in the solar spectrum. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, Vol. 35, pp. 675-686.

Wald L. ,Baleynaud J.M., 1999. Observing air quality over the city of Nantes by means of Landsat thermal infrared data. International Journal of Remote Sensing, Vol. 20, 5, pp. 947-959.

Weber C., Hirsch J., Puissant A., Durrenberger M., Cerciat M., Schnell L., Bronner A.C., 2002. Morphologie urbaine et répartition spatiale des polluants : de la rue à l'agglomération. Application à la Communauté Urbaine de Strasbourg (CUS). Rapport de recherche, programme ACI "Ville" du MENRT, Strasbourg , 153 p.

Weber C., 2002. Images satellitaires et milieu urbain. Hermes, Collection géomatique, 185 p.

Annexe : Les normes de qualité de l'air

Les normes de qualité de l'air en Dioxyde d'azote (NO_2)

	Type de données	Valeur en µg/m³	Définition	Correspondance
Décret du 15 février 2002	**Objectif de qualité**	**40**	Moyenne annuelle	Transposition des Directives 1999/30/CE du 22 avril 99 et 2000/69/CE du 16 nov 2000 modifiant le décret n° 98-360 du 06 mai 1998
	Seuil de recommandation et d'information	**200**	Moyenne horaire	
	Seuil d'alerte	**400**	Moyenne horaire	
		200	Moyenne horaire si >200 la veille, le jour et prévision le lendemain	
	Valeur Limite	**200** jusqu'au 31 déc 2009 [1)]	Centile 98 h (soit 175 heures de dépassements pour 365j)	
		200 au 1 janv 2010 [1)]	Centile 99,8 h (soit 18 heures de dépassements pour 365j)	
		40 au 1 janv 2010 [1)]	Moyenne Annuelle	
	Valeur limite annuelle pour la protection de la végétation	**30** NOx	Moyenne annuelle	
Arrêté du 17 août 1998	**Seuil d'information**	**200**	Moyenne horaire	Avis du C.S.H.P.F. du 4-juil-96
Arrêté du 17 août 1998	**Seuil de risque pour la population**	**400**	Moyenne horaire	Avis du C.S.H.P.F. du 4-juil-96
Union Européenne (*)	**Seuil d'alerte**	**400**	Moyenne sur 3 heures consécutives	Directive 1999/30/CE du Conseil du 22-avril-99

(*) Ne sont rapportés que les seuils non repris dans le décret du 15 février 2002

1) Marges de dépassement

Période de transition / marge de dépassement

Période	Valeur limite horaire en µg/m³	Valeur limite annuelle en µg/m³
1-janv-01 au 31-déc-01	290	58
1-janv-02 au 31-déc-02	280	56
1-janv-03 au 31-déc-03	270	54
1-janv-04 au 31-déc-04	260	52
1-janv-05 au 31-déc-05	250	50
1-janv-06 au 31-déc-06	240	48
1-janv-07 au 31-déc-07	230	46
1-janv-08 au 31-déc-08	220	44
1-janv-09 au 31-déc-09	210	42
1-janv-10	200	40

ASPA 02020101

Les normes de qualité de l'air en Anhydride sulfureux (SO_2)

	Type de données	Valeur en µg/m³	Définition	Correspondance
Décret du 15 février 2002	**Objectifs de qualité**	**50**	Moyenne annuelle	Transposition des Directives 1999/30/CE du 22 avril 99 modifiant le décret n° 98-360 du 06 mai 1998
	Seuil de recommandation et d'information	**300**	Moyenne horaire	
	Seuil d'alerte	**500**	Moyenne horaire pendant 3 heures consécutives	
	Valeurs limites	**350** à compter du 1er janv 2005 2)	99,7 (24 heures de dépassements par année de 365j) en horaire.	
		125	99,2 (3 jours de dépassements par année de 365j) en moyenne journalière.	
	Valeurs limites pour la protection des écosystèmes	**20**	Moyenne annuelle	
		20 du 1er oct au 31 mars	Moyenne hivernale	
Arrêté du 17 août 1998	**Seuil d'information**	**300**	Moyenne horaire	

2) Marges de dépassement

Période de transition / marge de dépassement

Période	Valeur limite horaire en µg/m³ (à ne pas dépasser plus de 24 fois/an)
2001	470
2002	440
2003	410
2004	380
2005	350

ASPA 02020101

Les normes de qualité de l'air en Ozone (O_3)

	Type de données	Valeur en µg/m³	Définition	Correspondance
Décret du 15 février 2002	**Objectif de qualité** pour la protection de la santé humaine	**110**	Moyenne sur 8 heures, 4 fois / jour [1)]	Transposition des Directives 1999/30/CE du 22 avril 99 modifiant le décret n° 98-360 du 06 mai 1998
	Objectifs de qualité pour la protection de la végétation	**65**	Moyenne sur 24 heures	
		200	Moyenne horaire	
	Seuil d'alerte	**360**	Moyenne horaire	
Arrêtés préfec-toraux 1997	**Seuil d'information** (personnes sensibles)	**180**	Moyenne horaire	Directive 92/72/CEE du Conseil du 21-sept-92
OMS 1996	**Seuil de recommandation**	**120**	Moyenne sur 8 heures	

1) Plages horaires
0 - 8 h, 8 h - 16 h, 12 h - 20 h, 16 h - 24 h.

Les normes de qualité de l'air pour les Particules

	Type de données	Valeur *en µg/m³*	Définition	Correspondance
Décret du 15 février 2002	**Objectif de qualité**	**30**	Moyenne annuelle PM_{10}	Avis du C.S.H.P.F. du 6-juin-96
	Valeur Limite (protection santé humaine)	**50** au 1°janv 2005 A) phase 1	Centile 90,4 des moyennes journalières (soit 35 jours de dépassements pour 365j)	Transposition des Directives 1999/30/CE du 22 avril 99 modifiant le décret n° 98-360 du 06 mai 1998
	Valeur Limite	**40** au 1°janv 2005 A) phase 1	Moyenne annuelle	
Arrêtés Préfec-toraux 1997	**Seuil d'information**	**80**	Moyenne glissante sur 24 h	Avis du C.S.H.P.F. du 6-juin-96
	Seuil de risque	**125**		
Union Européenne (*)	**Valeurs limites** (protection santé humaine)	**20**	Moyenne annuelle 2) B)	Directive 1999/30/CE du Conseil du 22-avril-99
		50	Moyenne sur 24 heures et pas plus de 7 fois / an 2) B)	

(*) Ne sont rapportés que les seuils non repris dans le décret du 15 février 2002

1) Méthode des fumées noires
2) Marges de dépassement

Période de transition / marge de dépassement

	Période	Valeur limite journalière *en µg/m³* (à ne pas dépasser plus de 35 fois/an) Percentile 90,4	Valeur limite moyenne annuelle *en µg/m³*
A) Phase 1	19-juil-99 au 31-déc-00	75	48,0
	1-janv-01 au 31-déc-01	70	46,0
	1-janv-02 au 31-déc-02	65	44,0
	1-janv-03 au 31-déc-03	60	43,0
	1-janv-04 au 31-déc-04	55	41,0
	1-janv-05	50	40,0
B) Phase 2 (projet)	**Période**	**Valeur limite** *(à ne pas dépasser plus de 7*	**Valeur limite annuelle**
	1-janv-05 au 31-déc-05	projet sera révisé en 2003 à la lumière d'informations complémentaires	30,0
	1-janv-06 au 31-déc-06		28,0
	1-janv-07 au 31-déc-07		26,0
	1-janv-08 au 31-déc-08		24,0
	1-janv-09 au 31-déc-09		22,0
	1-janv-10		20,0

ASPA 02020101

Les normes de qualité de l'air en Monoxyde de Carbone (CO)

	Type de données	Valeur en mg/m^3	Définition	Correspondance
Décret du 15 février 2002	**Objectif de qualité**	**10**	Moyenne sur 8 heures	Avis du C.S.H.P.F. du 17-sept-97 et Transposition de la Directive 2000/69/CE du 16 nov 2000 modifiant le décret n° 98-360 du 06 mai 1998
Union Européenne (*)	**Valeur limite**	**10**[1)]	Maximum journalier de la moyenne glissante sur 8 heures	Directive du Parlement européen et du Conseil (2000/69/CE) du 16 novembre 2000

(*) Ne sont rapportés que les seuils non repris dans le décret du 15 février 2002

1) Marge de dépassement

marge de dépassement de 6 mg/m^3 le 13 décembre 2000 diminuant le 1er janvier 2003 et ensuite tous les 12 mois de 2 mg/m^3 pour atteindre 0% au 1er janvier 2005

ASPA 02020101

Les normes de qualité de l'air en Benzène

	Type de données	Valeur en µg/m³	Définition	Correspondance
Décret du 15 février 2002	**Objectif de qualité**	**2**	Moyenne annuelle	Avis du C.S.H.P.F. du 17-sept-97
	Valeur limite pour la protection de la santé humaine	**5** au 1° janv 2010	Moyenne annuelle	Transposition de la Directive 2000/69/CE du 16 nov 2000 modifiant le décret n° 98-360 du 06 mai 1998
Union Européenne (*)	**Valeur limite**	**5**[2)]	Moyenne annuelle	Directive du Parlement européen et du Conseil (2000/69/CE) du 16 novembre 2000

(*) Ne sont rapportés que les seuils non repris dans le décret du 15 février 2002

1) Risque unitaire

Cette valeur signifie qu'une exposition de 1 million de personnes pendant une vie entière (soit 70 ans), 24 h sur 24, à la concentration en benzène dans l'air ambiant de 1 µg/m³ est suseptible d'induire un excès de décès par leucémie de 6 cas.

2) Marges de dépassement

Période de transition / marge de dépassement

Période	Moyenne annuelle en µg/m³
2001 à 2005	10
2006	9
2007	8
2008	7
2009	6
dès 2010	5

ASPA 02020101

Les normes de qualité de l'air en Plomb (Pb)

	Type de données	Valeur en µg/m³	Définition	Correspondance
Décret du 15 février 2002	Objectif de qualité	0,25	Moyenne annuelle	Transposition de la Directive 2000/69/CE du 16 nov 2000 modifiant le décret n° 98-360 du 06 mai 1998
	Valeur limite	0,5 dès le 1er janv 2002 - et avant le 1er janv 2010 [1)]	Moyenne annuelle	
Union Européenne (*)	Valeur limite	0,5 [1)]	Moyenne annuelle (à partir du 1er janvier 2005 ou 1er janvier 2010)	Directive 1999/30/CE du Conseil du 22-avril-99

(*) Ne sont rapportés que les seuils non repris dans le décret du 15 février 2002

1) Exceptions et marges de dépassement

Exception
A proximité immédiate de sources industrielles spécifiques qui sont situées sur des sites contaminés par des décennies d'activités industrielles. Ces sources sont notifiées à la Commission avant le 19-juil-01

Période de transition / marge de dépassement

Période	Valeur en µg/m³	Définition
en général		
2001	1,4	Moyenne annuelle
2002	1,3	Moyenne annuelle
2003	1,2	Moyenne annuelle
2004	1,1	Moyenne annuelle
2005	1	Moyenne annuelle
2006	0,9	Moyenne annuelle
2007	0,8	Moyenne annuelle
2008	0,7	Moyenne annuelle
2009	0,6	Moyenne annuelle

ASPA 02020101