



HAL
open science

Téledétection pour la qualité de l'air en milieu urbain

Ludovic Basly

► **To cite this version:**

Ludovic Basly. Téledétection pour la qualité de l'air en milieu urbain. domain__other. Université Nice Sophia Antipolis, 2000. Français. NNT : 2000NICE5465 . tel-00006291

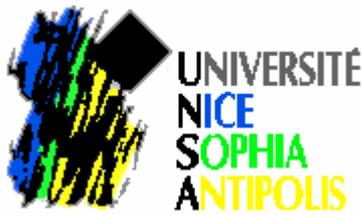
HAL Id: tel-00006291

<https://pastel.hal.science/tel-00006291>

Submitted on 21 Jun 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.



N° attribué par la bibliothèque

□□□□□□□□□□

THESE

présentée par

Ludovic BASLY

pour obtenir le titre de
Docteur en sciences de l'Université de Nice – Sophia Antipolis

Ecole doctorale « Sciences et Technologies de l'Information et de la Communication »
Formation doctorale « Propagation, Télécommunications et Télédétection »
(spécialité : Electronique)

TELEDETECTION POUR LA QUALITE DE L'AIR EN MILIEU URBAIN

Soutenue publiquement le 28 novembre 2000 devant le jury composé de :

M. J.L. CASANOVA ROQUE Rapporteur
Mme S. THIRIA..... Rapporteur
Mme C. WEBER..... Rapporteur
M. A. PAPIERNIK..... Examineur
M. G. PERRON..... Examineur
M. A. REBOURS Examineur
M. L. WALD..... Directeur de thèse

REMERCIEMENTS

Ma thèse doit son aboutissement aux personnes de bonne volonté que j'ai pu croiser au cours de ces trois années de travail. Aussi, je tiens à les remercier, plus particulièrement je remercie :

- M. Albert Papiernik, laboratoire d'électronique, Université de Nice – Sophia Antipolis, pour avoir accepté mon inscription dans sa formation doctorale et avoir bien voulu faire partie du jury,
- M. Lucien Wald, Groupe Télédétection & Modélisation, Ecole des Mines de Paris, mon directeur de thèse, pour m'avoir accueilli dans son laboratoire et surtout pour m'avoir encadré et guidé tout au long de mes travaux,
- M. José Luis Casanova, Laboratoire de Télédétection, Université de Valladolid, d'avoir accepté d'être mon rapporteur,
- Mme Sylvie Thiria, Laboratoire d'Océanographie Dynamique et de Climatologie, Université de Versailles, de s'être rendue disponible et d'avoir accepté le rôle de rapporteur,
- Mme Christiane Weber, Laboratoire Image et Ville, Université Louis Pasteur, d'avoir accepté d'être rapporteure, mais aussi de m'avoir reçu pour présenter mes travaux,
- M. Gilles Perron, Association pour la Surveillance et l'étude de la Pollution Atmosphérique en Alsace, d'avoir accepté d'être membre du jury, mais également pour tous les renseignements fournis et les conversations que nous avons eues,
- M. Arnaud Rebours, Air Pays de la Loire, pour les discussions fructueuses que nous avons eues et d'avoir accepté d'être membre du jury,
- l'équipe d'Air Pays de la Loire pour m'avoir fourni les données de pollution,
- l'ESA, EURIMAGE, SPOT IMAGE et TELESPAZIO S.P.A. pour m'avoir gracieusement fournie des images satellitales sans lesquelles rien n'eut été possible,
- les membres du Groupe Télédétection & Modélisation pour leur bonne humeur et leur collaboration.
- je n'oublierai pas Nadia pour sa participation active à la correction du manuscrit.

Table des Matières

Chapitre 1

Introduction	1
1.1 Problématique de la pollution atmosphérique en milieu urbain	3
1.1.1 La qualité de l'air en milieu urbain	3
1.1.2 Qualité de l'air et santé	4
1.1.3 Gestion de la qualité de l'air dans les villes françaises	5
1.2 Quelques apports possibles de l'imagerie satellitale au problème de la qualité de l'air	7
1.2.1 La rugosité aérodynamique	9
1.2.2 La distribution spatiale des polluants atmosphériques	11
1.3 Déroulement de l'étude	12

Chapitre 2

Les satellites ERS et leur radar à synthèse d'ouverture	15
2.1 Présentation des satellites ERS	17
2.2 Radar à synthèse d'ouverture	18
2.2.1 Un capteur « tout temps, tout instant »	18
2.2.2 Quelques rappels théoriques	18
2.3 Caractéristiques des images-radar	22
2.3.1 Aberrations géométriques	22
2.3.2 Le chatoiement	22
2.3.3 Onde radar et rugosité	23
2.3.4 Géométrie des images RSO	25
2.4 Présentation des données RSO utilisées	26

Chapitre 3

Structures urbaines et images ROS ERS	29
3.1 Introduction	31
3.2 Présentation du site d'étude	32
3.3 Variabilité temporelle des images RSO	33
3.4 Photo-interprétation des images RSO moyennées de Nantes	36
3.4.1 Zones artificielles	40
3.4.2 Zones naturelles	52
3.5 Conclusion	52

Chapitre 4

***Téledétection pour la cartographie de la rugosité aérodynamique en milieu urbain* _____ 55**

4.1	Introduction	57
4.2	Carte de rugosité produite par l'Ecole d'Architecture de Nantes	58
4.3	Cartographie de la rugosité aérodynamique par imagerie RSO	60
4.3.1	Le variogramme comme indicateur de la variabilité locale	61
4.3.2	Classification d'images RSO par variogramme bi-dimensionnel	71
4.3.3	Cartographie de la rugosité aérodynamique	72
4.3.4	Discussion	79
4.4	Cartographie de la rugosité aérodynamique par fusion de données optiques et RSO	80
4.4.1	Introduction	80
4.4.2	Méthodologie	80
4.4.3	Classification simultanée des deux jeux de données et cartographie du z_0	84
4.4.4	Comparaison avec la carte de rugosité calculée EAN	88
4.5	Conclusion	90

Chapitre 5

***Téledétection pour la cartographie de la pollution atmosphérique* _____ 91**

5.1	Etude bibliographique	93
5.2	Sites d'étude et données utilisées	96
5.2.1	La ville de Nantes	96
5.2.2	La ville de Naples	100
5.3	Corrélation entre les particules en suspension et les données satellitales infrarouges thermiques	100
5.3.1	Observations sur la ville de Nantes	100
5.3.2	Observations sur la ville de Naples	103
5.3.3	Le signe de la corrélation est-il fonction de la pollution ?	103
5.3.4	Conclusion	106
5.4	Cartographie des fumées noires sur la ville de Nantes	106
5.4.1	Cartographie par interpolation / extrapolation des mesures	107
5.4.2	Cartographie des fumées noires par imagerie satellitale infrarouge thermique	115
5.4.3	Cartographie combinant informations satellitales et interpolation	122
5.5	Conclusion	128

Chapitre 6***Influence de la résolution spatiale et du capteur sur la cartographie de la pollution* _ 129**

6.1	Introduction	131
6.2	Influence de la résolution spatiale	131
6.2.1	Cas du canal infrarouge thermique de Landstat-5	131
6.2.2	Cas des canaux thermiques de Landsat-7	132
6.3	Influence de la bande spectrale	133
6.4	Influence du capteur	136
6.5	Conclusion	138

Chapitre 7***Conclusion générale et perspectives* _ 139**

7.1	Conclusion générale	141
7.2	Perspectives	142
7.2.1	ROS	142
7.2.2	Optique	143

Références bibliographiques* _ 145**Annexes* _ 163*****Annexe A******Catalogue des images RSO utilisées* _ 165**

A.1	Images ERS SLC	167
A.2	Images ERS PRI	172

Annexe B***Table de rugosité de l'European Wind Atlas* _ 179**

Chapitre 1

Introduction

1.1 PROBLÉMATIQUE DE LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE EN MILIEU URBAIN

1.1.1 La qualité de l'air en milieu urbain

La qualité de l'air que nous respirons est le résultat d'interactions complexes entre, d'un côté, les émissions dans l'atmosphère de gaz et particules d'origines naturelles ou anthropiques, et de l'autre, des conditions environnementales du lieu considéré : topologie, relief, conditions météorologiques et climatiques (Mayer 1999).

En Europe de l'ouest, plus des deux tiers de la population vivent en agglomération urbaine et l'urbanisation continue (EEA 1998). En 1997, plus de 90% des Français habitaient en ville. Des études prévoient une hausse de ce pourcentage à 95% dans le début de ce siècle (IFEN 1999). Cette concentration de population ne se fait plus seulement dans le centre des villes, mais autour de celles-ci. Ainsi, l'espace périurbain, entre ville et campagne, se développe et s'urbanise à grande vitesse créant ainsi un « archipel urbain » s'étendant sur plusieurs kilomètres autour de la ville. La distance domicile - lieu de travail s'accroît en même temps que l'utilisation de véhicules motorisés (Chauveau 1997). Des enquêtes ont d'ailleurs montré que le transport est la principale source de pollution atmosphérique en agglomération urbaine et que le nombre de personnes possédant un véhicule ne cesse d'augmenter (EEA 1995, IFEN 1994, Mayer 1999, Sadler *et al.* 1996). Dans ce contexte, les grandes agglomérations craignent d'être asphyxiées par l'automobile (Bourboulon 1997).

La qualité de l'air ne dépend pas seulement des quantités de polluants émises par les sources, mais également des conditions météorologiques et climatiques de la région. Les facteurs météorologiques les plus importants sur la dispersion de la pollution sont le vent et la stabilité de l'atmosphère (Anthes 1997). Nous concevons aisément que la présence d'un vent fort favorise la dispersion de la pollution atmosphérique. Quant à la stabilité, elle gouverne les turbulences qui favorisent le mélange vertical des masses d'air et, par conséquent, la dilution des polluants. Plus l'atmosphère sera instable et plus vite les polluants seront dispersés et diffusés. La stabilité dépend de nombreux paramètres parmi lesquelles la pression atmosphérique et la variation de température en fonction de l'altitude. Une atmosphère instable est souvent caractérisée par une situation dépressionnaire (basses pressions) et une température qui décroît normalement¹ avec l'altitude (pas de phénomène d'inversion de température) (Anthes 1997).

Au-dessus des villes, la stabilité de l'atmosphère peut être localement perturbée par le microclimat urbain. En effet, les structures urbaines ainsi que les matériaux de construction utilisés créent des zones où la température est plus élevée (ou plus basse) qu'à l'extérieur de l'agglomération (Oke 1997). Ces zones sont appelées îlots de chaleur (ou de fraîcheur). Ils peuvent être la cause d'inversions de température, c'est-à-dire que l'air est plus froid près du sol qu'en altitude, ce qui bloque le processus de mélange vertical, laissant ainsi les

¹ Typiquement l'air se refroidit de 0,65°C par 100 m.

polluants stagner dans et au-dessus de la ville. De plus, ces îlots contribuent aux transformations chimiques (ou au piégeage) de certains polluants (Meier 1997, Scaperdas et Colville 1999).

La pollution peut également être exacerbée par la topologie locale et la morphologie de la ville : réseaux de rues, disposition, densité et taille des bâtiments. Ces structures urbaines peuvent, soit contribuer à l'évacuation des gaz polluants (« effet canyon » de rues favorablement orientées selon les vents dominants), soit au contraire les piéger créant ainsi des zones de fortes concentrations.

En milieu urbain, la pollution atmosphérique est donc un phénomène complexe mettant en jeu un grand nombre de phénomènes et de paramètres nécessitant une étude pluridisciplinaire (physique, chimie, biologie, météorologie, géographie ainsi que des sciences environnementales) car les interactions, pouvant exister entre les divers paramètres et/ou phénomènes, ne sont pas totalement connues à ce jour.

C'est un problème qui attire d'autant plus l'attention que « la ville » concentre sur un espace restreint sources de pollution et population nombreuse.

1.1.2 Qualité de l'air et santé

Il est évident qu'un air sain est une condition préalable pour la santé et le bien-être des humains. Cependant, la forte densité de population urbaine accroît l'impact de la pollution sur la santé. Des études ont démontré qu'en France la pollution atmosphérique conduisait à une augmentation de 4% du risque de mort prématurée. Ces études attribuent 265 morts par an à la pollution atmosphérique en France (Ecoiffier 1999). Concernant spécifiquement la pollution d'origine automobile, une enquête de l'organisme mondial de la santé (OMS) lui attribue près de 80 000 décès prématurés par an (Perez 1999). Nous pouvons également mentionner que l'OMS a estimé, pour une ville européenne standard, que l'espérance de vie est diminuée d'une année, et qu'environ 14 millions d'européens ont une capacité pulmonaire réduite de 5% (Zappi 1998). Des études médicales tendent à démontrer que les maladies respiratoires peuvent être liées aux pics de pollution, et que les personnes âgées et les jeunes enfants sont les plus affectés. Des recherches sont donc entreprises afin d'évaluer et de comprendre l'incidence de la pollution atmosphérique ou du climat sur la santé (ERPURS 1997, Meynard et Gee 1997, Quénel *et al.* 1997, Quénel *et al.* 1999, Tissot 1999, WHO 1996). D'ailleurs, une loi relative au renforcement de la veille sanitaire et de la sécurité sanitaire a été votée le 1^{er} juillet 1998 par le Parlement français (Quénel *et al.* 1999, JO 1998). La France est ainsi le premier pays à se doter d'un dispositif de surveillance épidémiologique permettant d'évaluer et de surveiller l'impact de la pollution atmosphérique urbaine sur la santé de la population (Drucker 1999). Ces études montrent qu'il est difficile d'établir un lien direct entre un polluant unique et la santé. De plus, l'extrapolation, à d'autres agglomérations et populations, de résultats obtenus pour une ville n'est pas évidente. D'autant plus que les protocoles opératoires diffèrent souvent d'une ville à l'autre (Quénel *et al.* 1997). Pour affiner ces résultats, des études complémentaires, nécessitant un plus grand nombre de points de mesure de la concentration des polluants, sont requises (Petitnicolas 2000).

Des études sont également entreprises afin d'évaluer l'incidence du climat sur la santé (WHO 1996). D'autres étudient l'impact de la pollution sur l'économie (Curtiss *et al.* 1995, Rabl 1998, Rabl et Eyre 1998, Rabl et Spadaro 1997, Rabl et Spadaro 1999). La dimension socio-économique indéniable de la qualité de l'environnement urbain contraint les décideurs à prendre en compte les aspects climatiques et la qualité de l'air lors de futurs aménagements du territoire (Bruce *et al.* 1996, Thommes et Fiedler 1995).

La prise de conscience et la médiatisation des épisodes de pollution font que la qualité de l'air devient un sujet grandissant parmi les communautés scientifiques et médicales européennes. De plus, la protection de la santé contre les risques environnementaux ne préoccupe plus les seuls spécialistes, mais également les citoyens. Ceci ne peut laisser les responsables politiques indifférents. Afin de faire évoluer une ville tout en respectant les contraintes environnementales, les décideurs ont besoin d'outils d'aide à la décision prenant en compte les influences de la pollution atmosphérique et du climat local sur l'homme, et réciproquement.

1.1.3 Gestion de la qualité de l'air dans les villes françaises

Pour caractériser qualitativement l'air qui nous entoure, la mesure de ses constituants est nécessaire. Cependant, devant l'immense variété de produits plus ou moins toxiques rejetés dans l'atmosphère par les diverses sources, la mesure de tous ces composés est impossible. Des experts ont donc décidé du choix d'espèces chimiques à mesurer qui sont prises comme indicateurs de la pollution atmosphérique. Les mesures sont ensuite comparées à des valeurs de références représentant un risque sanitaire acceptable. Ces valeurs sont fixées par des décrets et directives nationales ou européennes. Actuellement, en France, sept indicateurs sont mesurés : le dioxyde d'azote (NO₂), le plomb (Pb), le dioxyde de soufre (SO₂), l'ozone (O₃), les poussières et particules fines et le benzène (C₆H₆). Souvent, le monoxyde de carbone (CO), les oxydes d'azote (NO_x) et les hydrocarbures totaux (HT) sont également mesurés. Parmi ces polluants, il faut distinguer les polluants primaires, directement émis par les sources de pollution fixes (usines, centrales électriques) ou mobiles (véhicules motorisés) et les polluants secondaires résultant des transformations chimiques de polluants primaires. L'ozone est un de ces polluants secondaires. S'il est naturellement présent dans les couches supérieures de l'atmosphère (stratosphère), sa présence près du sol (troposphère) est due aux transformations subies par certains composés (NO_x et HT) sous l'action du rayonnement UV solaire (réactions photochimiques). L'apparition de pics de pollution dus à l'ozone est donc plus fréquente les jours de beau temps, l'été par vent faible. Qui plus est, la production d'ozone n'étant pas immédiate, il n'est pas rare de trouver de fortes concentrations dans des zones éloignées situées sous le vent des lieux de production des polluants primaires (*i.e.* les villes) (IFEN 1997).

Les planificateurs urbains et les responsables de la politique de la ville ont besoin d'outils leur permettant : une connaissance approfondie de l'environnement urbain, la prévision et le suivi de la pollution atmosphérique, l'information de la population. Depuis la loi sur l'air du 30 décembre 1996, les municipalités de plus de 100 000 habitants sont obligées d'installer un réseau de surveillance de la qualité de l'air. Cette loi stipule qu'au 1^{er} janvier 2000, l'ensemble des communes du territoire national devra posséder un dispositif de

surveillance (JO 1997). Chaque dispositif est placé sous la responsabilité d'une association agréée de surveillance de la qualité de l'air (AASQA). Le réseau est composé de stations de mesures fixes disséminées en divers endroits de la ville selon les types de polluants à mesurer et le type de pollution à analyser (pollution à proximité d'une source ou pollution de fond) (Szepesi 1987, Loirestu'Air 1995, WHO 1996). Ces stations sont reliées à un ordinateur central via les lignes téléphoniques. Les données recueillies sont traitées informatiquement afin de calculer l'indice de pollution ATMO à partir des concentrations mesurées de NO₂, SO₂, O₃ et particules en suspension². Cet indice sert à informer les autorités locales ainsi que la population de la qualité de l'air ambiant (niveau 1 : qualité de l'air excellente, niveau 10 : qualité exécrationnelle).

Quelques réseaux de surveillance disposent en plus d'un camion laboratoire destiné à prendre des mesures inter-stations. Ce camion permet de valider la représentativité d'une station dans son environnement, de suivre géographiquement des masses d'air polluées et de couvrir des zones rurales ne nécessitant pas une surveillance permanente.

Concernant le système d'alerte, le personnel responsable dans les agences de la qualité de l'air est averti en cas de dépassement de seuils critiques. Dans ce cas, après vérification de la validité des mesures, les autorités locales sont tenues informées et des décisions concernant les moyens anti-pollution sont prises.

Les réseaux constituent un moyen efficace d'alerte des autorités et de la population. C'est un outil irremplaçable pour les chercheurs et décideurs, leur permettant de connaître précisément l'évolution de la pollution où sont installées les stations.

En plus de cette connaissance locale, 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. De telles cartes permettraient :

- la surveillance de toute l'agglomération urbaine,
- la localisation des principales sources de pollution ainsi que leur extension,
- l'indication des lieux où mener les efforts anti-pollution,
- l'établissement de liens entre la distribution spatiale de la pollution et la morphologie locale ainsi que le réseau de rues,
- l'optimisation de l'emplacement des stations de mesures,
- la validation des modèles numériques déterministes,
- la prévision et la quantification des effets sur la qualité de l'air, des mesures visant à réduire les émissions de polluants,
- l'intégration de ces cartes dans des outils d'aide à la décision pour les pouvoirs publics.

La qualité des mesures et des cartes établies aura un impact direct et profond sur toute décision prise concernant la qualité de l'air. Cette qualité repose presque entièrement sur les stations. Or, le nombre de stations de mesure est insuffisant pour être représentatif de

² Selon la méthode de mesure et le diamètre aérodynamique des particules la notation change. Ainsi nous avons les PM_{2,5} pour les particules de diamètre inférieur ou égal à 2,5 µm. Les PM₁₀ pour les particules de diamètre inférieur ou égal à 10 µm. Les fumées noires dont le diamètre n'est pas très bien défini. Les PTS regroupant l'ensemble de la matière particulaire en suspension.

l'hétérogénéité de la concentration de polluants dans une zone urbaine (Croxford *et al.* 1996).

La variabilité de concentration est temporelle car les polluants primaires, d'origine automobile comme les NO_x ou le CO, atteignent de fortes concentrations aux heures de pointes du trafic routier. Cette variabilité temporelle se retrouve aussi chez les polluants secondaires, comme l'ozone, dont la production n'est pas instantanée. La variabilité des concentrations est également spatiale, et ceci dans les trois dimensions, horizontale et verticale. Ainsi, sous certaines conditions (météorologiques et géométriques), il est possible de mesurer sur un côté de rue des concentrations trois fois supérieures à celles mesurées en face (Croxford et Penn 1998). Morawska *et al.* (1999) ont mesuré, autour d'un immeuble proche d'une route passante, des concentrations en particules fines identiques, et parfois supérieures, à celles mesurées directement sur la route. Ce qui montre que la non-dilution du polluant est possible bien qu'étant dispersé par le vent. Les auteurs n'ont pourtant pas réussi à établir une relation claire entre concentration et distance à la route. Des études menées sur les profils verticaux de différents polluants montrent une grande variation selon la hauteur. Rubino *et al.* (1996, 1998) ont mesuré des décroissances rapides des concentrations de CO, NO_x et PM₁₀ lors de mesures faites le long d'un gratte-ciel à Milan. Une autre étude, menée par Micallef et Colls (1998), dans une rue canyon et focalisée sur les PM_{2,5} et PM₁₀, montre que la variation du profil vertical des concentrations est déjà conséquente près du sol. Les auteurs ont observé des concentrations 35% plus élevées à 0,81 m qu'à 2,88 m pour les PM₁₀ et 10% plus élevées pour les PM_{2,5}. Morawska *et al.* (1999) n'ont, quant à eux, pas trouvé de relation significative entre hauteur et concentration pour des immeubles plus ou moins proches d'une route passante.

Du fait de la haute variabilité des concentrations, le positionnement des stations de mesures influencera fortement la connaissance de la qualité de l'air dans la ville. Par conséquent, il semble difficile de cartographier précisément la pollution sur une ville, ou une agglomération entière, avec la seule aide d'un réseau de mesures. De plus, le prix très élevé des stations de mesures statiques exclut leur implantation en grand nombre sur toute une agglomération. Or, ces cartes servent d'outil d'aide à la décision.

Le passage d'une connaissance précise, mais locale, de la concentration d'un polluant à une connaissance spatiale plus étendue, et au moins aussi précise, ne sera pas aisée. Aussi, les images satellitales pourront être, par l'information sur la réalité physique qu'elles contiennent, un complément irremplaçable aux systèmes de cartographie existants.

1.2 QUELQUES APPORTS POSSIBLES DE L'IMAGERIE SATELLITALE AU PROBLEME DE LA QUALITE DE L'AIR

Les observations routinières de la surface terrestre par les satellites sont une aide précieuse à l'amélioration des méthodes d'étude du milieu urbain (Weber 1995). L'imagerie satellitale permet d'obtenir une vue synoptique de la zone d'étude. La surface couverte par une image est très importante (environ 34 000 km² pour une scène entière de Landsat TM et 3 600 km² pour SPOT). Une ville et ses alentours peut être facilement cartographiée dans sa totalité.

En agglomération urbaine, les sources de pollution sont nombreuses et peuvent être spatialement dispersées. La pollution en un point donné est une combinaison des polluants émis tout près de ce point avec d'autres amenés par le vent, et provenant de distances assez éloignées. De même, la concentration mesurée sera fonction des conditions climatiques et du vent qui favoriseront, ou non, la dispersion/dilution de la pollution. Dans une rue canyon, orientée parallèlement au vent dominant, la dispersion des polluants sera grande. Au contraire, dans une rue transversale, des phénomènes de piégeage de polluants peuvent se produire, conduisant à une augmentation considérable de la concentration ou favorisant leur transformation (Taha 1997). Morphologie locale et dispersion de la pollution sont donc liées.

Pour connaître et prévoir la dispersion des polluants, dans et au-dessus de la ville, des outils de modélisation numérique sont disponibles³. Pour mener à bien cette opération, il faut plusieurs paramètres d'entrée permettant de décrire la zone d'étude et les facteurs pouvant agir sur la concentration de polluants. Un de ces paramètres caractérise la morphologie locale : il s'agit de la rugosité aérodynamique dont l'influence sur les modèles de dispersion est notable (Rotach 1999). De plus, les facteurs contribuant à la rugosité influencent de façon significative les propriétés de ventilation du lieu considéré (Bottema 1997).

L'origine de cette thèse réside dans les apports prouvés de l'imagerie satellitale à la cartographie du milieu urbain et dans les phénomènes physiques mis en jeu. De ces considérations est née l'idée que l'imagerie satellitale peut apporter un certain nombre d'informations pour la connaissance de la dispersion des polluants atmosphériques. Nous avons concentré notre étude sur deux aspects. Le radar spatioporté mesure des échos qui sont dus, en première approximation, à la géométrie des objets, comme l'est la rugosité aérodynamique. Par conséquent, il semblait logique de vouloir relier la mesure effectuée par le radar à la longueur de rugosité aérodynamique. Concernant l'imagerie optique, le signal mesuré par un capteur satellitale est sensible à la transparence atmosphérique. Or plus la pollution atmosphérique est élevée, plus la transparence diminue. Par exemple, une diminution de près de 20% du rayonnement solaire global dans le domaine visible a été mesurée à Athènes pour une atmosphère polluée (Jacovides *et al.* 2000). Il semblait tout indiqué d'essayer de relier les mesures optiques aux niveaux de pollution.

Nos travaux de thèse ont donc un objectif exploratoire très marqué. Il s'agit d'une part, de mieux évaluer le potentiel de l'imagerie satellitale pour le problème de la qualité de l'air, et d'autre part, de trouver des embryons de méthodes permettant une exploitation automatique ou semi-automatique des images. Ce travail de défrichage s'est révélé plutôt ardu, essentiellement par l'absence ou le manque de mesures, ainsi que de travaux similaires permettant de dégager des grandes lignes méthodologiques. Notre approche générale est donc de type essai-erreur.

Comme la plupart des travaux effectués à l'Ecole des Mines de Paris, cette thèse est partiellement guidée par un souci de répondre à une réelle attente des utilisateurs

³ Certains types de modèles simulent les transformations des polluants en même temps que leur transport.

potentiels. L'intérêt des cartes de distribution spatiale des polluants nous a d'ailleurs été décrit par ces utilisateurs. Les développements s'inscrivent donc dans une perspective d'opérationnalité.

Enfin, si la France et ses villes sont très bien cartographiées numériquement, il n'en va pas de même pour la plupart des villes du monde. Or, l'apport de l'imagerie satellitale est beaucoup plus grand pour ces dernières, comme le souligne les agences spatiales. C'est une contrainte que nous avons prise en compte dans cette thèse, en essayant notamment de ne pas utiliser dans nos développements des données issues de Systèmes d'Information Géographiques dont la disponibilité n'existe que pour quelques villes. Il faut également considérer le coût des images, la faible répétitivité temporelle des satellites à haute résolution spatiale, l'importance de la couverture nuageuse pour l'imagerie optique et la diversité des systèmes d'observation.

1.2.1 La rugosité aérodynamique

L'effet d'un obstacle sur le flux d'air est important. Les perturbations s'étendent verticalement jusqu'à près de trois fois la hauteur de l'obstacle, et horizontalement jusque trente à quarante fois la hauteur dans la zone sous le vent (Troen and Petersen 1989). Ces perturbations conduisent à un retardement du flux d'air près du sol qui pourrait, par exemple, conduire à différer la diffusion/dispersion des polluants atmosphériques dans une rue. L'indicateur qui permet de caractériser l'ensemble des effets que peut avoir le sol sur le régime d'écoulement du vent est la rugosité aérodynamique. Aussi se sert-on de la rugosité aérodynamique comme entrée de certains modèles d'écoulement d'air (SUB-MESO, CHENSI, etc.).

La rugosité aérodynamique est décrite par deux paramètres : la longueur de rugosité aérodynamique, z_0 , et la hauteur de déplacement, z_d . Ils conditionnent l'évolution de la vitesse horizontale moyenne du vent avec l'altitude. z_0 représente l'altitude théorique à laquelle la vitesse horizontale moyenne du vent, $U(z)$, s'annule. En faisant l'hypothèse d'une surface homogène et de conditions neutres *i.e.* si le flux d'air possède une quantité de mouvement constante au-dessus d'une surface plane et infinie, le profil vertical du vent peut s'écrire (Monin et Yaglom 1971) :

$$U(z) = \frac{u_*}{K} \ln \left(\frac{z - z_d}{z_0} \right) \quad [1-1]$$

avec :

- u_* représente la vitesse de friction,
- K est la constante de Von Karman,
- z_d est la hauteur de déplacement introduite lorsque la hauteur moyenne des obstacles est importante. C'est un facteur de correction requis pour connaître le niveau de référence de la loi logarithmique.

z_0 variera avec la taille, la densité et la distribution des éléments rugueux (obstacles). C'est donc l'obstacle et son environnement immédiat qui vont déterminer la rugosité (Troen and Petersen 1989). Plus la rugosité sera élevée, plus le vent sera freiné par la friction de l'air sur le sol. Ces frictions engendrent l'apparition de turbulences dans les écoulements d'air et par conséquent modifient les échanges entre la surface et l'atmosphère environnante (échanges gazeux, thermiques, hydriques, etc.). Les relations liant z_0 à la morphologie locale sont très complexes. La rugosité variera selon le type d'occupation du sol (Kastendeuch 1996). Mais elle peut également varier sous l'influence de facteurs extérieurs. Ainsi, la rugosité d'une zone végétale peut varier selon la saison (différence de maturité et de taille des pousses) et selon les conditions météorologiques (vent couchant les pousses, diminuant ainsi la rugosité) (Sempreviva *et al.* 1988, Troen et Petersen 1989).

Pour connaître la valeur de rugosité d'une catégorie d'occupation du sol, deux approches prévalent. La première approche est de type semi-empirique. Elle tient compte de l'aspect géométrique des obstacles et de leur densité (Bottema 1997, Lettau 1969, Macdonald *et al.* 1998). A chaque obstacle une valeur de rugosité est attribuée de manière empirique. Etant donné la connaissance approfondie de la répartition, du nombre et des caractéristiques géométriques des bâtiments et autres obstacles présents dans la ville, la rugosité sera calculée en modélisant les interactions entre les éléments, et ce, pour une échelle donnée (par exemple maille de 1 km²). La seconde approche permet de calculer les paramètres de rugosité après mesure des champs de vent en divers points et à différentes altitudes. Cette méthode est plus couramment utilisée mais la mise en place des campagnes de mesure est lourde et coûteuse. De plus, une campagne doit être effectuée pour chaque type d'occupation du sol car la rugosité variera avec le type d'obstacle (bâtiment, arbre, pont, etc.) et sa densité (zone pavillonnaire, maison isolée, etc.) (Feigenwinter *et al.* 1999, Sempreviva *et al.* 1990, Mikami *et al.* 1996, Kou-Fang Lo 1995). Nous noterons que les résultats diffèrent selon l'approche utilisée.

Au cours de cette thèse, nous nous intéresserons plus particulièrement aux capacités de l'imagerie RSO, pour laquelle nos études antérieures ont montré un fort potentiel quant à l'étude du milieu urbain (Basly *et al.* 1997, Basly *et al.* 1998, Basly *et al.* 1999, Basly *et al.* 2000). Ces études avaient été initiées par le projet CNRS PIR-Villes sur la ville de Nantes.

1.2.2 La distribution spatiale des polluants atmosphériques

Les capteurs optiques embarqués sur les satellites fournissent des images acquises dans de nombreuses longueurs d'onde (λ). Ces capteurs passifs mesurent l'énergie solaire réfléchi (petites longueurs d'onde : visible, proche infrarouge) ou encore l'énergie émise par la surface terrestre (grandes longueurs d'onde : infrarouge thermique). Des caractéristiques physiques d'objets détectés au sol peuvent être déduites du rayonnement mesuré (luminance). De plus, l'obtention d'informations sur le contenu en aérosols (particules et molécules gazeuses) atmosphériques est possible. En effet, le rayonnement atteignant le capteur doit d'abord traverser l'atmosphère, et, bien que les capteurs soient sensibles à des longueurs d'onde peu absorbées (fenêtres atmosphériques), une variation de la quantité d'aérosols modifiera les mesures. Cette influence va dépendre de λ (donc du capteur utilisé), du type et du diamètre des aérosols mais également de l'angle d'illumination solaire et de l'angle de visée du satellite (Horvath 1997). Nous pouvons distinguer trois bandes spectrales pour lesquelles l'influence des aérosols sera différente. Dans le visible, pour les petites longueurs d'onde, la présence de molécules gazeuses (diamètre $< 0,1 \lambda$) aura pour effet d'augmenter la luminance du trajet optique, ce qui augmentera artificiellement la valeur de réflectance mesurée par le capteur. Cela se traduit, sur l'image, par une augmentation de la valeur moyenne des comptes numériques (CN) ainsi qu'une dispersion plus faible (rétrécissement de l'histogramme). L'image apparaît moins contrastée. La diffusion moléculaire étant sélective, la diminution de contraste sera d'autant plus importante que λ décroîtra (Sifakis 1992). Dans le proche infrarouge, la diffusion due aux molécules est moins importante. Les réflectances mesurées seront plutôt influencées par la présence d'aérosols (diamètre $< 10 \lambda$) qui, par absorption/diffusion, diminueront le rayonnement mesuré. Dans l'infrarouge thermique, seules les poussières et particules (diamètre $> 10 \lambda$) auront un effet d'atténuation du rayonnement (absorption) émis par la Terre (Guyot 1992). Les effets cumulés de la diffusion et de l'absorption du rayonnement réfléchi sont désignés, dans la littérature, par l'épaisseur optique τ .

Nous mettrons à profit, dans cette étude, l'influence des aérosols sur les données satellitales optiques. Nous nous intéresserons aux relations pouvant exister entre la concentration des polluants au sol et la luminance mesurée par satellite, afin de pouvoir cartographier la pollution atmosphérique.

Les images seront un moyen supplémentaire de mieux modéliser et comprendre la dispersion des polluants. Connaissant la très grande variabilité de concentrations de polluants dans une ville (Croxford et Penn 1998) et le peu de stations de mesures permanentes disponibles, les cartes de concentration de polluant dérivées des données satellitales pourraient se montrer plus fiables qu'une simple extrapolation des mesures sur toute l'agglomération. Elles permettront, à terme, l'élaboration d'un nouveau modèle de cartographie de la qualité de l'air. Ce modèle comprendrait des données d'origines différentes acquises simultanément : mesures d'indicateurs de pollution, mesures météorologiques (vecteur vent, humidité, etc.) et des produits dérivés d'images satellitales (paramètres physiques, modèles de dispersion de polluants dans des conditions données, etc.).

A noter toutefois, que la fréquence de répétition des prises de vue n'autorisera pas une cartographie journalière. Seuls les satellites géostationnaires fournissent des images plusieurs fois par jour, mais à une résolution faible de l'ordre du kilomètre. Visant une cartographie la plus précise possible, spatialement parlant, nous nous intéresserons aux capteurs haute résolution disponibles *i.e.* Landsat Thematic Mapper (TM) ou SPOT Haute Résolution dans le Visible (HRV). Mais dans ce cas, les cycles de passage sont de 16 et 26 jours respectivement.

1.3 DEROULEMENT DE L'ETUDE

Le mémoire de thèse est constitué de sept chapitres.

Le premier chapitre étant la présente introduction, l'étude débute par le chapitre 2 où nous présentons brièvement les satellites européens ERS-1 et ERS-2 ainsi que leur RSO imageur. Nous présentons ensuite les caractéristiques et propriétés des images radar obtenues par ces satellites, ainsi que les données utilisées pour l'étude.

Dans le chapitre 3, après une présentation du site d'étude qu'est la ville de Nantes, nous entamons la photo-interprétation des images RSO ERS. Nous introduisons les propriétés de l'imagerie RSO et étudions les facteurs influençant la détection des objets urbains. Nous discutons les avantages et les inconvénients de ce type d'imagerie, et les possibilités d'utiliser ces images pour extraire, puis classifier les différentes structures composant une agglomération urbaine.

Dans le chapitre 4, nous mettons à profit les résultats du chapitre précédent pour obtenir une carte de rugosité en utilisant une méthode statistique basée sur le variogramme bi-dimensionnel ou fonction de structure. Nous l'utilisons pour distinguer les différentes structures urbaines et ainsi classifier les images RSO. Nous obtenons alors des cartes de rugosité par attribution de longueurs de rugosité aérodynamique aux classes trouvées. Nous envisageons également la cartographie de la rugosité par fusion de données satellitales optiques et d'informations spatiales dérivées de l'imagerie RSO par analyse multi-résolution. Enfin, nous analysons et évaluons les cartes obtenues, les comparons à une carte obtenue par calcul et étudions la robustesse des méthodes employées.

Dans le chapitre 5, nous montrons et discutons un exemple de cartes de pollution obtenues avec des méthodes classiques d'interpolation/extrapolation de données. Nous appuyant sur des travaux antérieurs, nous confirmons qu'une relation entre la concentration en fumées noires mesurée au sol et la luminance mesurée par satellite existe. Nous étudions la possibilité d'obtenir des cartes de concentrations en fumées noires à partir d'images Landsat-5 TM6 (bande 6, canal thermique). Nous envisageons une nouvelle méthode combinant information satellitale et interpolation.

Le chapitre 6 est dédié à l'influence de la résolution spatiale des bandes infrarouges thermiques sur les relations existant entre mesures de concentration de polluants et données satellitales. Nous étudierons également les influences de la bande spectrale et du capteur. Nous utiliserons pour cela des données Landsat-5 TM, Landsat-7 ETM+ et SPOT HRV.

Les chapitres 2, 3, 4 et 5 ont fait l'objet de communications scientifiques lors de congrès internationaux.

Chapitre 2

Les satellites ERS et leur radar à synthèse d'ouverture

2.1 PRÉSENTATION DES SATELLITES ERS

ERS-1 fut le premier satellite de télédétection européen. Lancé le 17 juillet 1991, sa mission d'origine était la surveillance des glaces polaires, la circulation des courants marins et la topographie sous-marine. ERS-2 a été lancé le 20 avril 1995. Il dispose du même radar à synthèse d'ouverture imageur (RSO) que ERS-1. Pendant cinq années, les deux satellites ont travaillé de pair. ERS-1 a été arrêté en mars 2000 pour cause de dysfonctionnement.

Les caractéristiques orbitales des deux satellites sont semblables : l'orbite est héliosynchrone circulaire avec une inclinaison de $98,5^\circ$ (quasi-polaire), ce qui permet de couvrir la presque totalité du globe, l'altitude de vol est de 785 km, la vitesse nominale de 7 466 m/s (26 878 km/h), d'où une période orbitale de 101 minutes qui permettra l'acquisition d'images avec une répétitivité de 35 jours. Le RSO fournit des images de 100 km de large (fauchée) prises à la droite du satellite (radar à antenne latérale), avec un angle d'incidence de l'onde émise, θ , de 23° au centre de la fauchée (fig. 2.1) (ESA 1993).

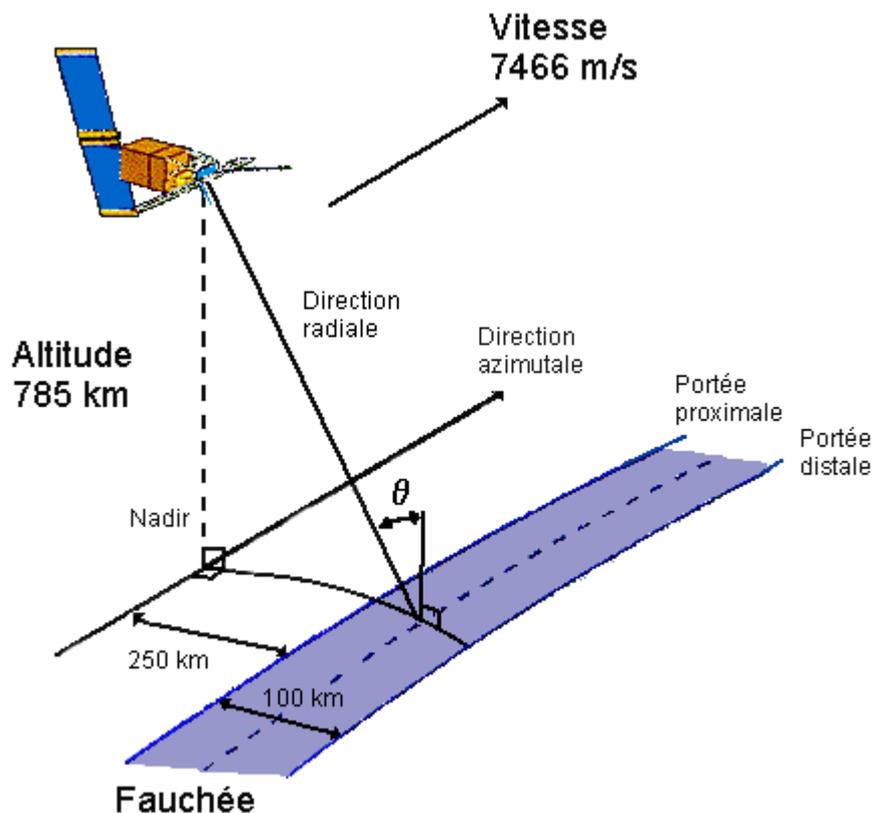


Figure 2.1. Géométrie de la visée du RSO imageur des satellites ERS.

2.2 RADAR A SYNTHESE D'OUVERTURE

2.2.1 Un capteur « tout temps, tout instant »

Le RSO est un instrument actif qui fournit sa propre source de rayonnement électromagnétique micro-onde. Contrairement aux capteurs optiques passifs qui fonctionnent dans le domaine des longueurs d'ondes visibles ou infrarouges, il est indépendant de l'ensoleillement et des sources naturelles. Il peut ainsi acquérir des images de jour (dans la phase descendante de la trajectoire), comme de nuit (phase ascendante), d'où la dénomination de « capteur tout instant ». De plus, à la fréquence employée (5,3 GHz, bande C, longueur d'onde, λ , égale à 5,6 cm), les nuages ainsi que toute l'atmosphère (sauf en cas de présence d'hygrométéore de taille voisine ou supérieure à λ) sont considérés comme un milieu transparent n'occasionnant que très peu de pertes à l'onde incidente et à l'onde rétrodiffusée par la cible. Par conséquent, des zones bénéficiant d'une forte couverture nuageuse sur de grandes périodes de l'année, deviennent « visibles » depuis l'espace grâce à l'imagerie RSO, d'où la dénomination de « capteur tout temps ».

N.B.: les prises de vues nocturnes sont très rares car le RSO, gros consommateur d'énergie, met à rude épreuve les batteries du satellite.

2.2.2 Quelques rappels théoriques

L'imagerie radar repose sur trois points fondamentaux :

- l'analyse temps / distance par l'étude de la durée écoulée entre l'envoi de l'onde incidente sous forme d'impulsion et la réception de l'écho lui correspondant. Cette analyse permettra de déterminer l'éloignement dans la direction radiale de la cible (direction perpendiculaire à la direction de vol et dirigée vers la cible) et ainsi de la « placer » en colonne dans l'image,
- l'analyse de « l'histoire » Doppler par l'étude de la signature Doppler de la cible pour une impulsion reçue, permettra le positionnement en azimuth de cette cible par rapport au satellite et donc de la « placer » en ligne dans l'image,
- l'analyse de la puissance reçue permettra de donner le module et la phase du (des) pixel(s) considéré(s). Cette puissance est fonction des paramètres de prise de vue (gain de l'antenne, angle d'incidence, polarisation) et des paramètres propres à la cible (géométrie, matériau (constante diélectrique), rugosité).

Nous allons maintenant rappeler brièvement les expressions des différentes résolutions spatiales des images-radar. La résolution est un paramètre important car elle caractérise la taille minimale d'un objet détecté ou la distance minimale qui doit séparer deux objets pour qu'ils puissent être distinguables dans l'image.

Les expressions et explications qui vont suivre sont en partie tirées de Moore *et al.* (1983), Oliver et Quegan (1998) et Polidori (1997).

2.2.2.1 RESOLUTION RADIALE

La résolution radiale, r' , est directement reliée à la durée, τ , de l'impulsion émise par le radar et se propageant à la vitesse c , vitesse de propagation d'une onde électromagnétique dans le vide ($3 \cdot 10^8 \text{ m.s}^{-1}$) (fig. 2.2). En effet, si deux objets sont illuminés simultanément par la même impulsion, ils ne pourront être discriminés. r' s'écrit :

$$r' = \frac{c\tau}{2} \quad [2-1]$$

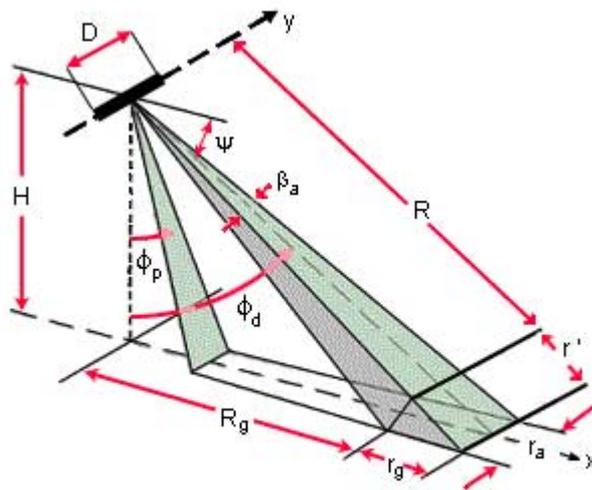


Figure 2.2. Géométrie du radar à ouverture réelle (ROR) à visée latérale. H , altitude du satellite ; D , longueur de l'antenne ; ψ , angle de dépression ; β_a , ouverture angulaire du faisceau radar en azimut ; R , distance radiale ; R_g distance au sol ; r_g résolution radiale au sol ; r' résolution radiale ; r_a résolution azimutale ; ϕ_p , angle d'incidence proximal ; ϕ_d , angle d'incidence distal. (Modifié d'après CCT 1998).

De l'expression de r' nous tirons l'expression de la résolution radiale au sol, r_g :

$$r_g = \frac{c\tau}{2 \cos \Psi} = \frac{c\tau}{2 \sin \theta'} \quad [2-2]$$

avec θ' angle de visée, complémentaire de l'angle de dépression ψ .

De l'équation [2-2], nous déduisons que la résolution radiale au sol augmentera lorsque θ' diminuera. Donc plus la cible sera éloignée du satellite, plus θ' sera grand, et meilleure sera

la résolution radiale au sol. Cela explique l'adoption de la visée latérale (qui, de plus, sert à lever l'ambiguïté droite / gauche lors de l'étude Doppler du signal reçu). Cela a pour conséquence de « comprimer » la partie du paysage proche du satellite (fortes erreurs de parallaxes) et « d'étirer » la partie éloignée. Cet effet est appelé « inversion de l'horizon », si nous prenons comme référence l'imagerie optique. En effet, la zone éloignée du RSO est plus détaillée que la zone proche.

Pour avoir une meilleure résolution, il est possible de diminuer τ . A puissance constante, l'énergie à fournir est inversement proportionnelle à τ . Les capacités énergétiques des systèmes embarqués étant limitées, il a fallu trouver une alternative à la diminution de τ . Il s'agit de la compression d'impulsions.

A la place d'une simple impulsion, c'est une impulsion modulée en fréquence de largeur de bande B qui est envoyée. Cette modulation de fréquence va permettre l'illumination de deux points simultanément mais à des fréquences différentes. Cette différence de fréquence permettra leur discrimination. La résolution radiale au sol est donc améliorée. L'amélioration de résolution est de l'ordre de la valeur du taux de compression qui vaut $B\tau$. L'impulsion est donc comprimée, et sa nouvelle durée, τ' , s'écrit:

$$\tau' = \frac{1}{B} \quad [2-3]$$

Pour ERS ($B=15,5$ MHz), la résolution est améliorée d'un facteur 600 environ.

L'inconvénient de la compression d'impulsion est l'ambiguïté en fréquence qui existe pour une cible mouvante. Si une cible est en mouvement par rapport au radar, l'onde qu'elle va réfléchir va subir un décalage en fréquence, appelé décalage Doppler. Ce décalage va introduire une erreur sur le positionnement de la cible. C'est ce qui se passe sur certaines images où les véhicules apparaissent comme placés à côté de la route (Dousset 1997).

2.2.2.2 RESOLUTION AZIMUTALE ET SYNTHÈSE D'OUVERTURE

Pour la résolution azimutale d'un radar à ouverture réelle (ROR), d'après la figure 2.3, nous avons :

$$r_a = \beta_a R \quad [2-4]$$

La largeur du faisceau est définie à la moitié de la puissance maximale délivrée. Pour une antenne de longueur D , rayonnant une onde électromagnétique de longueur d'onde λ , l'ouverture angulaire du faisceau radar en azimut, β_a , est :

$$\beta_a \approx \frac{\lambda}{D} \quad [2-5]$$

Il découle des expressions précédentes :

$$r_a \approx \frac{\lambda R}{D} \quad [2-6]$$

La résolution azimuthale va se dégrader avec l'éloignement de la cible. Nous voyons aussi que la résolution pourrait être améliorée si la longueur de l'antenne était augmentée. Ainsi, si nous souhaitions disposer, pour ERS, d'une résolution azimuthale de 5 m, il faudrait une antenne de 4,8 km de long. Fort heureusement, un traitement astucieux du signal radar permet d'éviter la conception d'une telle antenne. Ce procédé est la synthèse d'ouverture.

Le procédé de synthèse d'ouverture est ce qui différencie l'imagerie RSO de l'imagerie ROR. Son intérêt est d'améliorer la résolution azimuthale des images radar à ouverture réelle en synthétisant une antenne de très grande taille (plusieurs kilomètres) : l'antenne synthétique. Cette amélioration de résolution est obtenue par intégration de la totalité des échos renvoyés par une même cible (P) depuis son entrée dans l'empreinte au sol du faisceau radar jusqu'à sa sortie. Tout se passe comme si le radar était un réseau d'antennes de longueur L (fig. 2.3).

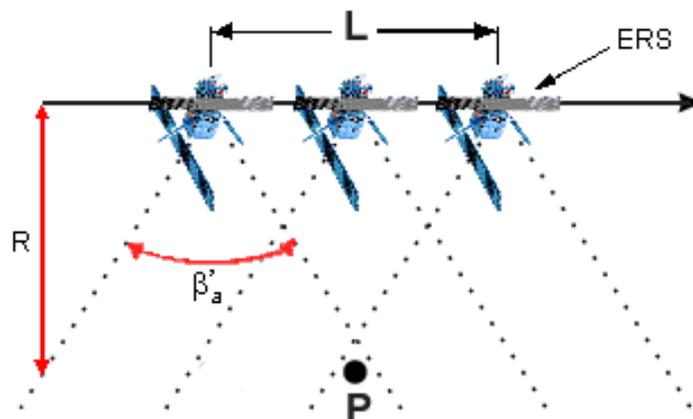


Figure 2.3. Principe de la synthèse d'ouverture. Modifié d'après CCT (1998).

La taille de l'antenne synthétique est :

$$L = \beta'_a R \quad [2-7]$$

L'antenne ainsi constituée est équivalente à un réseau d'antennes dont l'ouverture angulaire en azimuth est donnée, à conditions que les erreurs du système respectent les tolérances spécifiées, par :

$$\beta'_a \approx \frac{\lambda}{2L} \quad [2-8]$$

Comme dans le cas du ROR, r_a s'exprime en fonction de l'ouverture angulaire :

$$r_a = \beta'_a R \quad [2-9]$$

En reprenant l'expression de r_a , de β_a et de L , nous avons maintenant :

$$r_a \approx \frac{D}{2} \quad [2-10]$$

La résolution azimutale ne dépend alors que de la longueur de l'antenne réelle et non plus de l'altitude ni de la distance à la cible.

2.3 CARACTERISTIQUES DES IMAGES-RADAR

En raison du principe même de fonctionnement du RSO, les images obtenues présentent des aberrations géométriques, ainsi qu'un bruit spécifique : le chatolement.

2.3.1 Aberrations géométriques

Ces aberrations se rencontrent surtout pour les zones à fort relief et sont de quatre types :

- compression et dilatation du relief : les versants faisant face au radar apparaissent comprimés et plus brillants que les versants opposés qui seront, eux, étirés (donc mieux décrits) et plus sombres : la cime des montagnes « penche » vers le satellite,
- renversement : inversion du relief. Cas extrême de la compression, la chronologie des échos ne correspond plus à la distribution spatiale des points sur le terrain, le sommet d'une montagne « apparaît » avant sa base,
- ombrage : la pente opposée à l'onde n'apparaît pas, on ne possède alors aucune information. Plus on s'éloigne du satellite, plus l'angle d'incidence augmente et plus l'ombrage est important.
- inversion de l'horizon : inhérente au principe même de l'imagerie radar, se rencontre quel que soit le relief. Nous avons une meilleure description des zones situées loin du satellite (voir § 2.3.2.2.1). Cette aberration est similaire à celle que l'on obtiendrait avec un capteur optique à grand angle d'ouverture égale à 67° (Perlant 1993).

2.3.2 Le chatolement

Le chatolement est lié à la nature cohérente de l'onde électromagnétique émise par le radar : à tout instant, les phases de l'onde incidente et de l'onde réfléchie sont connues. Un pixel de l'image représente une contribution de l'ensemble des « micro-cibles », ayant une taille non négligeable devant λ , situées dans la cellule de résolution au sol. C'est-à-dire par l'ensemble des objets apparaissant comme rugueux (voir § 2.3.3.3). De ce fait, les réponses des « micro-cibles » peuvent interférer de façon destructive ou constructive, ce qui donne l'aspect « poivre et sel » à l'image. Le chatolement étant lié aux petites échelles de l'image, il limite fortement l'interprétation des détails fins. Il est donc préférable de réduire le chatolement avant l'utilisation d'images-radar.

Une première méthode pour réduire le chatoiement consiste à utiliser le fait que la répartition des « micro-cibles » est spatialement désordonnée. Des variations de terrain ou de conditions météorologiques suffiront à modifier la répartition spatiale du chatoiement. Cette caractéristique sera mise à profit pour le réduire à l'aide d'une moyenne multidade (Stroobants *et al.* 1996) ou du procédé d'image-radar plurielle. Concernant la moyenne multidade, son avantage est de ne pas dégrader la résolution spatiale. Par contre, des changements significatifs du paysage, donc du signal, peuvent survenir entre les prises de vues ce qui peut gêner l'interprétation et l'analyse des images. Le traitement d'image-radar plurielle est effectué lors de l'acquisition des données satellitales. Il s'agit de diviser numériquement le faisceau radar (lobe principal) en parties d'ouverture angulaire égale. Chaque partie sera équivalente à une antenne de taille moindre. Lors du procédé de synthèse d'ouverture, cette technique permettra l'acquisition de plusieurs images, de la même zone, simultanément. Ces images sont alors moyennées. L'avantage de ce traitement est qu'il ne nécessite pas l'acquisition d'une série temporelle d'images. L'inconvénient est la dégradation de la résolution spatiale. En effet, la taille effective de l'antenne synthétisée étant réduite, la résolution azimutale est dégradée.

La seconde méthode pour réduire le chatoiement est l'emploi de filtres spatiaux (voir par exemple Mathieu *et al.* 1998, Nezri 1992, Ranchin et Cauneau 1994). Le choix du filtre dépendra de l'image utilisée et des surfaces imagées. Comme dans le cas du procédé d'image-radar plurielle, l'avantage est de n'avoir besoin que d'une image (une date), l'inconvénient est la dégradation de la résolution, voire la perte d'information si le filtre n'est pas optimal.

2.3.3 Onde radar et rugosité

Une surface sera considérée comme rugueuse si elle diffuse l'énergie électromagnétique d'une onde incidente dans de multiples directions. Dans le cas contraire, si elle réfléchit spéculairement l'énergie, elle est considérée comme lisse. Pour savoir à quelle catégorie appartient une surface, on utilise le critère de Rayleigh.

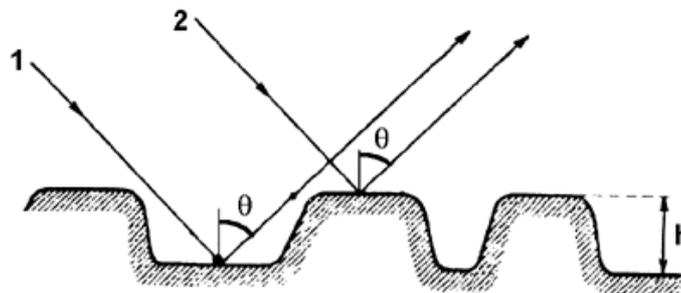


Figure 2.4. Définition du critère de Rayleigh (d'après Beckman et Spizzichino 1987).

Pour déterminer la rugosité d'une surface, considérons le déphasage $\Delta\phi$ de deux rayons 1 et 2 incidents avec un angle θ sur une surface possédant des irrégularités de hauteur moyenne h (fig. 2.4). Nous avons (Beckman et Spizzichino 1987) :

$$\Delta\phi = \frac{4\pi h}{\lambda} \cos\theta \quad [2-11]$$

Si $\Delta\phi = 0$, la surface est lisse, si $\Delta\phi = \pi$, la surface est très rugueuse. Entre les deux valeurs extrêmes de $\Delta\phi$, la surface diffuse plus ou moins l'onde incidente. Ainsi pour qu'une surface soit considérée comme lisse, il faut que $\frac{h}{\lambda} \rightarrow 0$ ou que $\theta \rightarrow \frac{\pi}{2}$. Nous voyons ici l'influence de la longueur d'onde et de l'angle d'incidence. Pour une surface donnée, la rugosité diminuera si la longueur d'onde et/ou l'angle d'incidence augmentent.

Le critère de Rayleigh est défini arbitrairement comme étant la valeur de h pour laquelle $\Delta\phi = \frac{\pi}{2}$:

$$h_r = \frac{\lambda}{8\cos\theta} \quad [2-12]$$

Une surface sera considérée comme lisse si la hauteur moyenne des aspérités est inférieure à $\lambda/8$. Dans ce cas, l'énergie retournée au capteur est quasi-nulle. Pour $h_r > \lambda/2$, l'énergie diffusée vers le capteur, rétrodiffusée, commence à être importante (fig. 2.5).

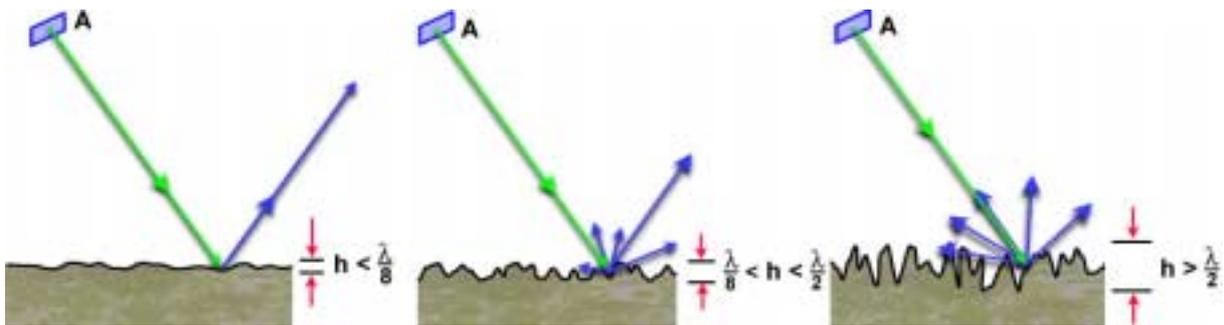


Figure 2.5. Influence de la rugosité sur la diffusion de l'onde incidente (d'après CCT 1998). A : antenne du radar, h : hauteur moyenne des aspérités.

Dans le cas d'ERS, h_r vaut environ 0,80 cm, ce qui n'est pas très élevé.

2.3.4 Géométrie des images RSO

La modélisation géométrique d'un système d'observation consiste à relier les positions dans une image aux positions sur le terrain (Polidori 1997). La géométrie radiale ou oblique est la plus simple, les distances sont régulièrement échantillonnées selon la direction de propagation de l'onde radar. Une géométrie est aussi très utilisée, c'est la géométrie « radiale au sol ». Comme nous l'avons vu précédemment (§ 2.3.2.2.1), la résolution radiale varie selon l'angle de visée, ce qui a pour conséquence, un effet dit « panoramique » par lequel la taille au sol des pixels varie d'un côté à l'autre de la scène. Dans la géométrie « radiale au sol », l'image-radar est ré-échantillonnée régulièrement selon la distance radiale au sol afin de compenser l'effet « panoramique ». Le passage de la géométrie radiale à la géométrie « radiale au sol » se fait comme suit :

$$\Delta R_{\text{sol}} = \frac{\Delta R_{\text{radial}}}{\sin \theta'} \quad [2-13]$$

avec : ΔR_{sol} distance en géométrie « radiale au sol », ΔR_{radial} distance en géométrie radiale (par exemple taille d'un pixel d'une image-PRI), θ' angle de visée du RSO (angle entre la direction de propagation et la verticale).

L'angle de visée est proportionnel à l'angle d'incidence. Dans le cas d'une observation par satellite, la courbure terrestre peut être négligée, nous obtenons :

$$\sin \theta = \left(\frac{R_T + H_s}{R_T} \right) \sin \theta' \quad [2-14]$$

avec : θ angle d'incidence (égale à 23° à mi-fauchée), R_T rayon de la Terre (≈ 6400 km), H_s altitude du satellite (≈ 780 km), θ' angle de visée (égale à 20° à mi-fauchée).

Ces deux relations permettent le calcul de distances à partir d'images RSO.

2.4 PRESENTATION DES DONNEES RSO UTILISEES

Les données utilisées proviennent des satellites européens ERS-1 et ERS-2 et ont été fournies par l'Agence Spatiale Européenne (ESA). Deux jeux d'images ont été utilisés. Le premier jeu contient cinq images au format SLC (Single Look Complex), les dates s'étalent sur une période allant d'octobre 1994 à avril 1995. Le deuxième jeu contient 6 images au format PRI (PRrecision Image) prises entre mai 1995 et octobre 1996 (tab. 2.1).

Satellite	Type de donnée	Trajectoire	Date	Heure
ERS-1	SLC	Descendante	16/10/94	10h57 TU
ERS-1	SLC	Descendante	05/11/94	10h55 TU
ERS-1	SLC	Descendante	04/02/95	10h59 TU
ERS-1	SLC	Descendante	28/03/95	10h59 TU
ERS-1	SLC	Descendante	13/04/95	10h56 TU
ERS-1	PRI	Descendante	22/06/95	10h56 TU
ERS-2	PRI	Descendante	01/09/95	10h56 TU
ERS-1	PRI	Descendante	05/10/95	10h56 TU
ERS-1	PRI	Descendante	02/05/96	10h56 TU
ERS-2	PRI	Descendante	03/05/96	10h56 TU
ERS-1	PRI	Descendante	24/10/96	10h56 TU

Tableau 2.1. Données RSO utilisées pour étudier la ville de Nantes. Les images sont présentées à l'annexe A.

Le format SLC est un format d'image pour lequel très peu de modifications ont été apportées par rapport aux données brutes. Il s'agit d'image-radar simple pour laquelle le chatoiement n'a pas été filtré. La taille du pixel est d'environ 5 m dans la direction azimutale et 25 m dans la direction radiale. Les images-radar SLC sont en géométrie radiale.

Le format PRI est un format d'image plus élaboré. Un procédé d'image-radar plurielle est employé afin de réduire le chatoiement : l'image de la cible résulte du traitement simultané des échos provenant de plusieurs impulsions. De plus, les images sont ré-échantillonnées afin d'obtenir un pixel carré de 12,5 m de côté. Les images-radar PRI sont en géométrie radiale au sol.

Pour illustrer la différence de géométrie des deux types de formats, nous avons placé côte à côte une image-radar SLC de la zone d'étude avec la même image mais rectifiée géométriquement en prenant comme référence une image-radar PRI (fig. 2.6). Pour en faciliter l'interprétation, nous avons rectifié géométriquement toutes les images-SLC.

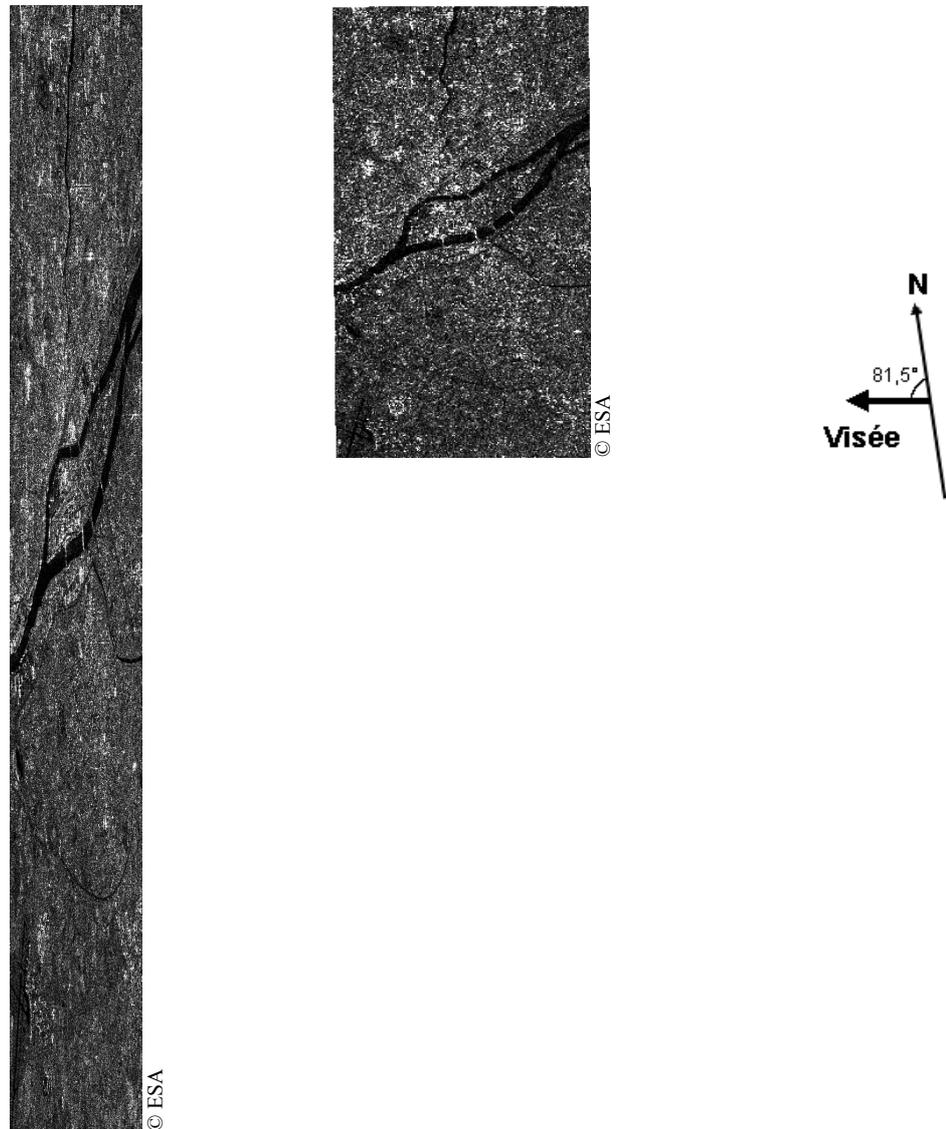


Figure 2.6. Image-radar-SLC du 05/11/94. A gauche, l'image originale, le pixel mesure environ 5 m en azimuth et 25 m en portée. A droite, la même image dans la géométrie PRI, le pixel mesure maintenant 12,5 m dans les deux directions.

La direction radiale au sol est pour toutes les images la direction est-ouest (orbite descendante) (fig. 2.7) et l'heure d'enregistrement est approximativement 11h00 TU. Les images ont été rectifiées géométriquement afin d'être superposables entre elles ainsi qu'à une carte IGN au 1 : 100 000. Après correction géométrique, la taille des pixels est d'environ 17 m de côté.

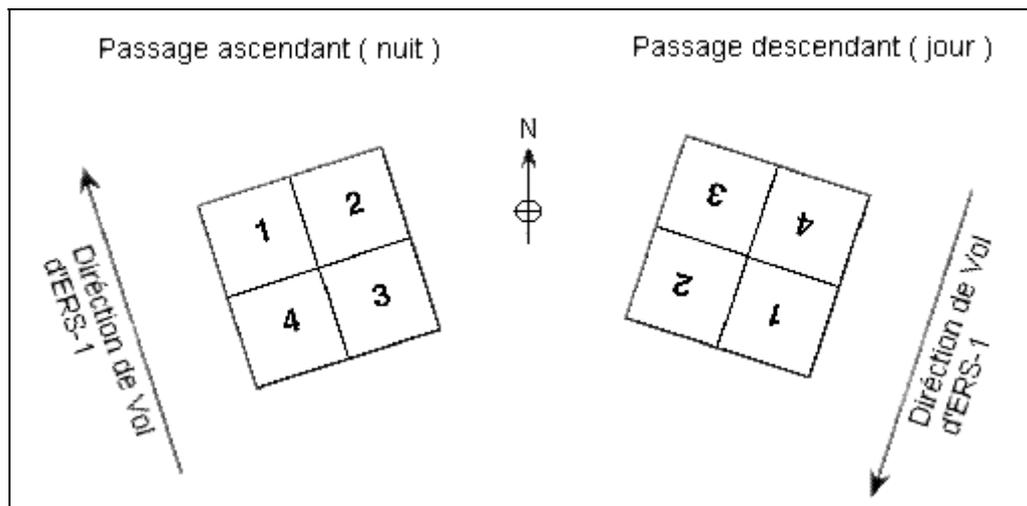


Figure 2.7. Présentation des différents passages ou orbites des satellites ERS-1 et 2. La numérotation fait référence aux différents quartiers des images-radar SLC (d'après ESA 1993).

Après cette brève description de la formation des images-radar et des différents types d'images fournies par les RSO des satellites ERS, nous allons étudier les facteurs influençant la détection du milieu urbain avec ce type d'imagerie.

Chapitre 3

Structures urbaines et images ROS ERS

3.1 INTRODUCTION

Un des moyens permettant de mieux comprendre le développement des zones urbaines est l'utilisation des techniques de télédétection (Bonn 1996). Parmi ces techniques, l'imagerie satellitale améliore de façon significative la surveillance des villes sur un large champ d'applications avec, par exemple, la détection des changements urbains (Weber 1995), la cartographie des rues et routes (Couloignier 1998, Tupin *et al.* 1996), ou encore, comme nous le verrons aux chapitres 5 et 6, la cartographie de la pollution atmosphérique (Wald et Baleynaud 1999, Basly *et al.* 1999, Basly et Wald 2000).

Si l'imagerie satellitale met à notre disposition un large éventail de types de données (imagerie optique visible, infrarouge et infrarouge thermique, RSO, etc.), l'étude du milieu urbain s'est surtout faite avec l'imagerie optique, l'imagerie RSO servant essentiellement, au début de son exploitation, à l'étude des paysages naturels (océanographie, géologie) et des cultures agricoles (Guerre 1995).

Henderson et Xia (1997) ont rapporté deux études bibliographiques faisant état de l'utilisation de l'imagerie RSO. La première, effectuée en 1973, montrait que 3% des études avaient pour objet l'environnement urbain. La seconde, effectuée en 1992, annonçait que 6% des travaux, ayant eu lieu entre 1987 et 1992, ont traité de la cartographie de zones urbaines. Les principales causes de ce manque d'études relatives au milieu urbain étaient la pénurie d'image RSO (notamment durant les années 70-80), leur prix élevé et la complexité des interactions entre le signal radar et l'environnement construit par l'homme qui n'étaient pas très bien comprises. De nos jours, avec les progrès technologiques, le nombre de satellites opérationnels embarquant des RSO imageurs a augmenté (JERS, ERS-2, RADARSAT, ENVISAT), de plus la qualité des images fournies a été améliorée. Les intérêts et avantages mis en avant par les précédentes études du milieu urbain peuvent désormais être analysés plus facilement.

Sans pour autant chercher à remplacer l'imagerie optique, l'imagerie RSO, de part ses particularités, est une source d'informations complémentaires qu'il faut apprendre à lire correctement pour en tirer le meilleur parti. Le signal radar est sensible aux éléments géométriques présents dans une scène, ce qui peut être mis à profit pour détecter les zones bâties ainsi que toutes structures construites par l'homme (Carlotto 1996, Dousset 1997, Fellah *et al.* 1994, Gouinaud 1996, Lortic et Couret 1998, Xia et Henderson 1997).

Après une présentation du site d'étude qu'est la ville de Nantes et son agglomération, nous examinerons les principaux facteurs influençant la détection du milieu urbain et la perception de la morphologie urbaine dans l'imagerie RSO.

3.2 PRESENTATION DU SITE D'ETUDE

Nantes est située à l'ouest de la France, sur l'estuaire de la Loire à 50 km de l'Océan Atlantique. Géographiquement, la ville se situe à 47,23° de latitude nord, et à 1,55° de longitude ouest.

Nantes est la capitale historique du duché de Bretagne, la capitale de la région administrative des Pays de la Loire, et la préfecture du département de Loire-Atlantique. La ville compte environ 280 000 habitants et l'agglomération nantaise en compte deux fois plus (ADEAN 2000).

Du point de vue économique, Nantes a connu un essor considérable grâce à son port. La navigation fluviale, le cabotage maritime et surtout le commerce colonial ont contribué à son développement. Nantes est ensuite devenue un centre commerçant et industriel important spécialisé dans l'agro-alimentaire, la construction navale et la mécanique lourde. Aujourd'hui, les grands chantiers navals ont été déplacés en aval de la Loire à Saint-Nazaire. Nantes reste néanmoins le quatrième port français. Le secteur économique prédominant est le secteur tertiaire, derrière lequel arrivent les activités commerciales puis l'industrie (Mairie de Nantes 1999, Blay-Foldex 1995).

La ville de Nantes *intra-muros* se trouve principalement sur la rive nord de la Loire et comprend l'île de Nantes ainsi qu'une partie de la rive sud de la Loire située entre la Sèvre et Saint-Sébastien-sur-Loire (fig. 3.1). Le centre-ville est composé de la vieille ville et de constructions plus récentes. Le bâti y est très dense. Autour du centre, au nord, le bâti est à peine plus aéré, composé d'immeubles et de résidences. Plus au nord, le long de l'Erdre, se trouvent les différentes facultés ainsi que le champ de courses hippiques. A l'ouest et à l'est du centre ville, le bâti est plus varié ; zones pavillonnaires et immeubles résidentiels se succèdent. Nous y trouvons aussi des espaces verts tels que le parc de Procé et l'espace vert de la Chézine à l'ouest, et le parc du grand Blottereau à l'est. L'île de Nantes comprend essentiellement des zones industrielles et commerciales mais également des bâtiments administratifs. A la périphérie de Nantes, se trouvent des villes qui, petit à petit, sont absorbées dans l'agglomération nantaise. Au sud de la Loire, à l'ouest de la Sèvre, se trouve Rezé, à l'est de la Sèvre, Saint-Sébastien, et à l'ouest de Rezé, Bouguenais. Au nord de la Loire, à l'ouest de Nantes se trouve Saint Herblain, au nord-ouest de Nantes, Orvault, au nord, La Chapelle-sur-Erdre, au nord-est, Carquefou, à l'est, Sainte Lucie-sur-Loire. Nous n'avons cité ici que les communes jouxtant Nantes, la banlieue nantaise s'étendant bien au-delà. Dans l'ensemble, les villes périphériques sont essentiellement pavillonnaires, leur noyau urbain central étant assez réduit.



Figure 3.1. Carte de Nantes et de son agglomération proche.

3.3 VARIABILITE TEMPORELLE DES IMAGES RSO

Les structures urbaines sont toujours présentes dans les images. Nous les considérerons comme invariantes, du moins sur la période de temps écoulée entre la première et la dernière « prise de vue ».

Nous pouvons remarquer que, mis à part le bruit de chatoiement, les conditions météorologiques ont affecté la qualité des images. Le vent a influé, selon sa force et sa direction, sur la rugosité de la surface de la Loire. En effet, les vaguelettes, plus ou moins importantes, créent une surface rugueuse. Comme une surface rugueuse réfléchit plus d'énergie vers le radar qu'une surface lisse, la Loire apparaît plus ou moins brillante sur l'image. Cela va affecter le contraste entre le fleuve et ses rives et quais (fig. 3.2).

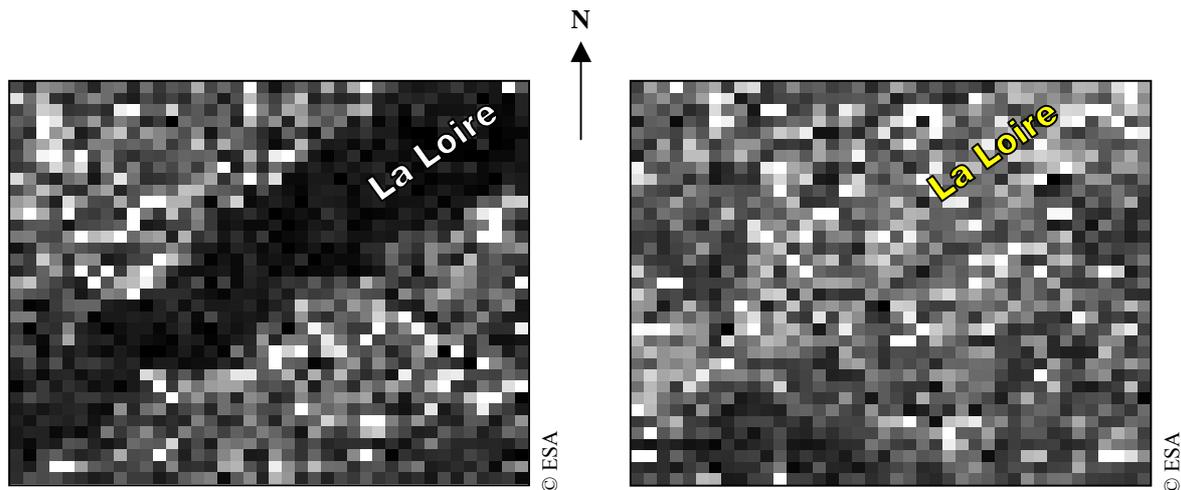


Figure 3.2. Signature de la Loire pour différentes conditions météorologiques Détails d'images SLC prises le 05/11/94 (à gauche) et le 28/03/95 (à droite). A gauche, le vent souffle faiblement du nord-ouest. La Loire apparaît très sombre. Les rives sont nettement visibles. A droite, le vent souffle modérément du sud-ouest *i.e.* contre le courant. La formation de vaguelettes qui s'ensuit, accroît la rugosité et l'énergie rétrodiffusée : les rives et la Loire sont difficilement discriminables.

C'est d'ailleurs plus la direction du vent que sa force qui prédomine. Une autre conséquence de la présence de vent est « l'effet d'ombrage » visible lorsqu'une partie de la Loire est abritée du vent par la rive. Cette zone apparaît plus sombre, car les vaguelettes y sont moins importantes. Cet effet est un bon indicateur de la direction du vent. Cette influence du vent sur les rivières et fleuves rend la signature de ces zones hautement variables dans le temps (Strozzi *et al.* 1999).

La pluie a aussi une influence mais cela concerne surtout les zones végétales. En modifiant le taux d'humidité, la pluie modifie les caractéristiques diélectriques et par conséquent, la capacité de rétrodiffusion. L'intensité du signal rétrodiffusé augmente avec le taux d'humidité. Ces modifications peuvent altérer le contraste entre certaines zones construites et zones végétales. Concernant les structures urbaines, l'incidence de la pluie est minime. Il suffit de regarder l'image SLC prise le 5 novembre 1994 par temps de pluie (avec un vent léger de nord-ouest) pour se convaincre des capacités « tout temps » du RSO (fig. 3.3).

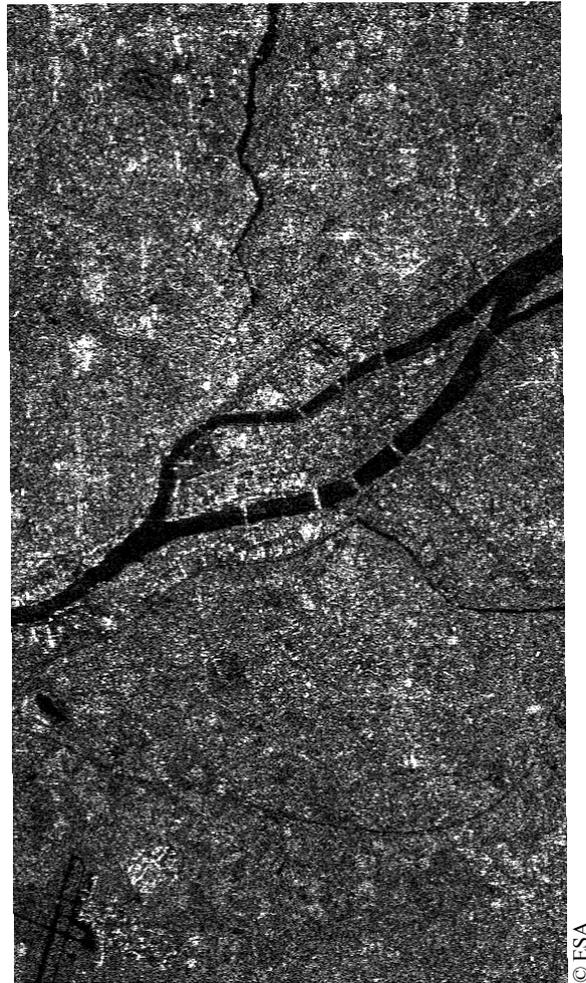


Figure 3.3. Image SLC du 5 novembre 1994, rectifiée géométriquement avec comme référence une image PRI.

Si les structures urbaines sont visibles dans une image, une bonne interprétation nécessite plusieurs images afin de s'affranchir des variabilités temporelles des zones sensibles. Nous avons tiré profit de l'invariance de ces structures pour augmenter la qualité en faisant une moyenne multidate des images disponibles. Ce procédé permet de diminuer le chatoiement (Stroobants *et al.* 1996), améliorant ainsi la discrimination des zones et structures d'intérêts. Nous disposons maintenant d'une image moyenne SLC calculée avec 5 images SLC et d'une image moyenne PRI calculée avec 6 images PRI.

3.4 PHOTO-INTERPRETATION DES IMAGES RSO MOYENNEES DE NANTES

L'analyse visuelle des images moyennées (fig. 3.4 et fig. 3.5) montre que les principales routes sont bien perçues et apparaissent en sombre comme les rivières. Les terres agricoles et les zones non construites apparaissent généralement en gris. Les zones construites apparaissent brillantes.

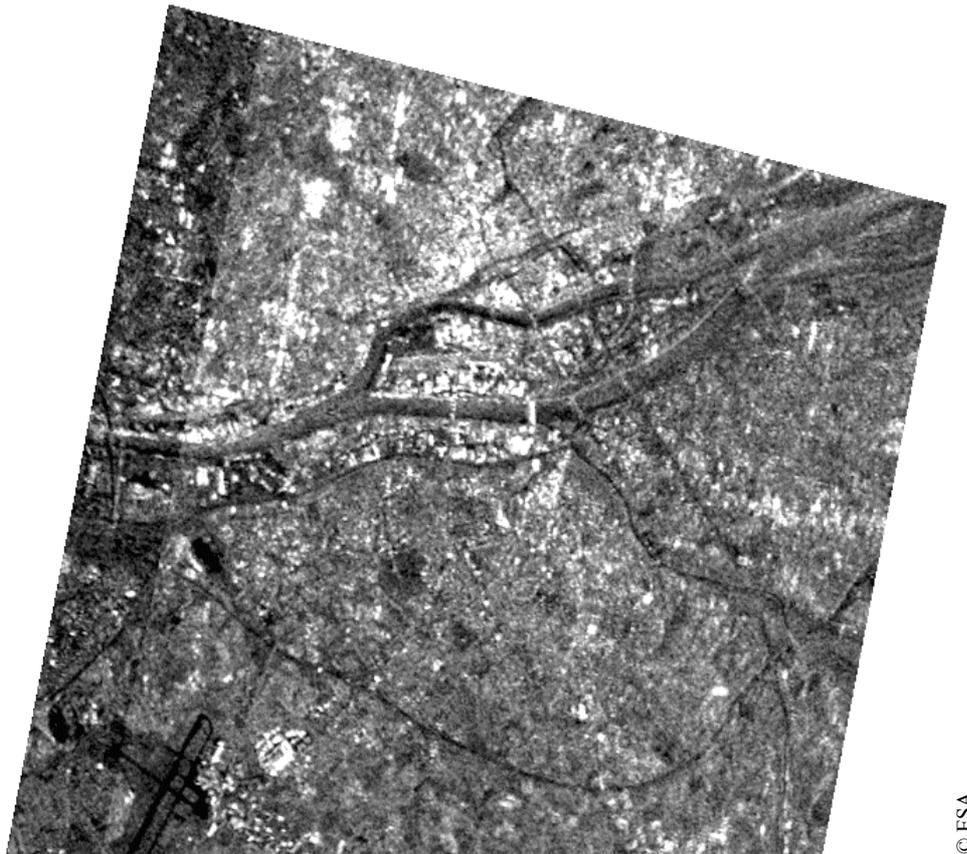


Figure 3.4. Image moyenne des cinq images SLC rectifiées géométriquement en prenant comme référence une carte IGN 1:100 000.

La Loire apparaît en gris, traversée par de nombreux ponts. L'île au milieu de la Loire est l'île de Nantes qui fait partie intégrante de la ville de Nantes (anciens chantiers navals, zone industrielle, gare marchande, etc.). Les principales routes ressortent aussi en sombre. L'aéroport est dans le coin inférieur gauche de l'image (en noir). Au sud de la Loire, se trouvent l'agglomération de Rezé, ainsi que des terres agricoles et des zones arborées qui ne se distinguent pas les unes des autres sur cette image. Bien que l'image conserve l'aspect granuleux des images RSO, le chatoiement est considérablement réduit.



Figure 3.5. Image moyenne des six images PRI d'images rectifiées géométriquement en prenant comme référence une carte IGN 1 : 100 000.

La Loire apparaît plus sombre que sur la figure précédente. L'image paraît aussi plus lissée. Dans les deux cas, c'est le procédé d'image-radar plurielle qui en est l'origine, en effet, le chatoiement est fortement filtré, par la moyenne multitime d'une part, mais également par le procédé d'obtention des images PRI d'autre part.

L'inspection visuelle a été effectuée avec l'aide de vues aériennes numérisées au 1 : 25 000 prises en 1993 (résolution d'environ 65 cm), de cartes IGN 1 : 100 000 et 1 : 25 000 et de photographies prises lors d'une campagne sur le terrain en juin 1996.

L'analyse visuelle des images montre la grande variabilité des signatures due à l'hétérogénéité du paysage urbain. Une agglomération urbaine est constituée d'une grande variété d'objets d'échelles différentes. Les grandes échelles sont dues aux bâtiments, au réseau de rues, au sol alors que les petites échelles sont dues à la rugosité des surfaces (Taket *et al.* 1991). Généralement, pour les zones bâties, ce sont les grandes échelles qui vont prévaloir. En effet, les rues, les murs et les toits des bâtiments apparaissent lisses pour le radar. Pour les zones non bâties c'est plutôt la rugosité du terrain qui sera à l'origine de la signature radar (voir chapitre 2). Donc, en zone urbaine, la réflexion spéculaire prévaudra sur la rétrodiffusion (Dong *et al.* 1997, Gouinaud 1996). Trois mécanismes de réflexions spéculaires dominant (fig. 3.6) :

- la réflexion simple sur un toit incliné,
- la double réflexion mur-sol de type diédrique,
- la triple réflexion mur-mur-sol de type triédrique.

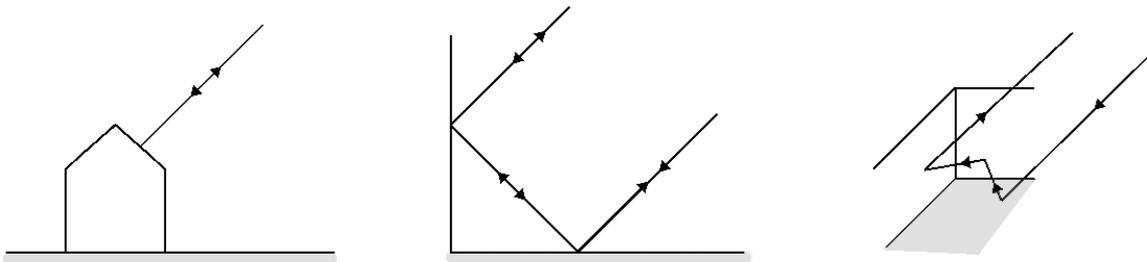


Figure 3.6. Trois mécanismes de réflexion en milieu urbain (d'après Dong *et al.* 1997).

Selon le type d'occupation du sol, l'énergie rétrodiffusée n'est pas identique, qui plus est, elle peut être d'une grande variabilité comme le montre la figure 3.7.

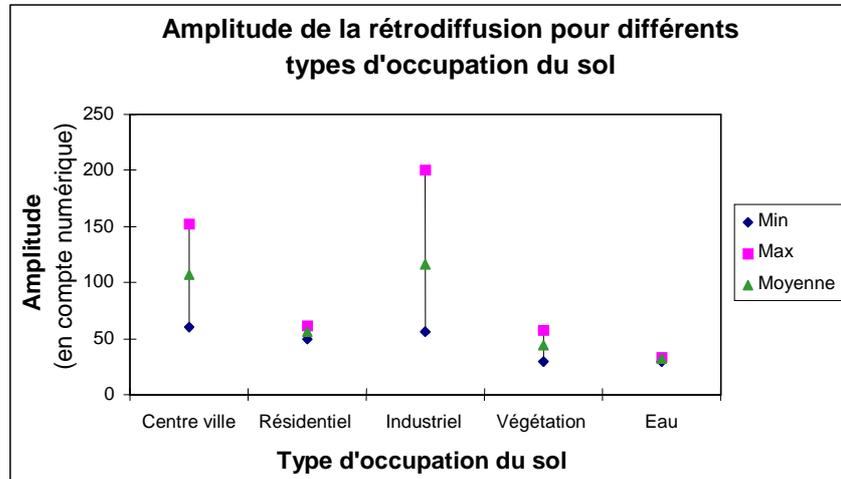


Figure 3.7. Amplitude du signal rétrodiffusé mesuré sur différentes parties de l'image moyennée PRI. Nous constatons que le signal est très variable pour les zones industrielles. Le signal retourné par les zones en eau est très faible. Les zones végétales retournent un signal faiblement variable proche de celui des zones résidentielles pavillonnaires.

Nous allons maintenant analyser la rétrodiffusion de différents types de zones urbaines, construites ou non, afin de mettre en évidence les facteurs déterminant leur signature dans les images RSO. Ces différentes zones sont indiquées par des lettres sur la figure 3.8.



Figure 3.8. Image moyenne PRI non rectifiée montrant les différentes zones. Celles-ci marquées par des lettres seront discutées dans les paragraphes suivants.

3.4.1 Zones artificielles

Nous entendons par zone artificielle toute partie de la scène imagée comportant des objets de facture humaine.

3.4.1.1 CENTRE VILLE ET BATI URBAIN DENSE

Le centre de la ville constitue la plus ancienne partie de la ville, et le bâti y est très dense. Il est principalement constitué de grands édifices dont les toits sont généralement plats. Cependant, il subsiste encore d'anciens immeubles dont les toits sont inclinés (fig. 3.8, zone A). La rétrodiffusion est importante et très variable sur cette zone. Cette variabilité est due aux changements d'orientation des rues, donc des bâtiments qui les longent.

Deux échos forts dus à des groupes de bâtiments situés de part et d'autre du parc de Procé sont nettement visibles (fig. 3.8, zone B). Ils sont d'autant plus visibles qu'ils contrastent fortement avec la faible signature du parc. Cependant, nous ne pouvons déterminer s'il existe une direction privilégiée concernant la disposition des immeubles.

La présence de nombreux éléments métalliques sur les toits des immeubles contribue à la variabilité du signal. Ces éléments peuvent générer une forte rétrodiffusion. La signature qui en découle est isotrope (*i.e.* pas de direction privilégiée).

Avec une densité élevée du bâti, beaucoup d'immeubles se trouvent dans l'ombre du signal radar. Cette dernière est alors réfléchi spéculairement par les toits dans la direction opposée au radar ou diffusée par les éléments rugueux ou métalliques présents sur ces toits. La signature est d'amplitude faible à moyenne et très variable.

3.4.1.2 RESIDENTIEL ET BATI URBAIN MOYEN

La majorité des zones résidentielles est constituée de pavillons possédant pour certains un étage (fig. 3.8, zone D). Les toits de ces pavillons sont des plans inclinés. L'amplitude du signal rétrodiffusé est inférieure, en moyenne, à celle du centre ville ; elle est aussi moins variable.

Une forte signature peut se produire si le plan que forme le toit fait face au signal radar et si l'angle d'incidence sur le toit est proche de 0° . En effet, le toit peut être considéré, pour l'onde radar, comme un miroir (par analogie avec l'optique). Une telle surface renvoie une infime partie du signal excepté lorsque l'angle d'incidence est voisin de la normale au plan. Ce type de réflexion est très sensible à l'orientation du pavillon, à l'inclinaison du toit et à ses dimensions. Ainsi, une différence de quelques degrés suffit à diviser par 10 la puissance du signal réfléchi. Un autre point important est que, plus les dimensions de la cible seront grandes, devant la longueur d'onde, plus l'énergie sera réfléchi de façon directive mais également plus cette énergie dépendra de l'angle d'incidence (Fung et Ulaby 1983). Rappelons que l'angle d'incidence varie entre le point proximal et le point distal (Chapitre 2, fig. 2.2). Par conséquent, un pavillon, qui satisfaisait aux conditions géométriques de forte réflexion sur une image, peut ne plus les satisfaire sur une image prise à une autre date. De plus, compte tenu de la résolution du radar et de la taille d'un pavillon, dans un environnement où la signature moyenne est élevée, la présence d'un pixel (voire deux) brillant peut passer inaperçu. L'amélioration de la qualité générale de l'image se fera donc au détriment de la détection de points brillants de faible taille.

D'autres signatures, d'amplitude plus faible, peuvent survenir si le bâtiment est correctement orienté *i.e.* si une de ses façades est perpendiculaire à l'onde. Dans ce cas, une réflexion diédrique se produit. Ce type de réflexion nécessite une densité de bâti assez réduite. L'amplitude est inférieure à la réflexion simple provenant d'un toit car des pertes d'énergie se produisent lors des réflexions sur les parois.

La cité de Malakoff est un exemple éloquent de l'importance de l'orientation des structures sur la signature dans l'image RSO (fig. 3.8, zone E et fig. 3.9). Sur la figure 3.9.a, nous distinguons une partie des bâtiments constituant la cité Malakoff. En arrière plan, nous pouvons voir le pont de Vendée. Cette photo a permis l'estimation du nombre d'étage des bâtiments. Figure 3.9.b, la voie ferrée contournant la cité se distingue par la signature brillante de ses éléments métalliques. La forme ondulée du contour de la citée est discernable par l'ombre portée des barres d'immeubles. Figure 3.9.c, cette vue permet l'estimation de la surface occupée par la cité et du nombre de bâtiments. Nous remarquons que toutes les tours ont la même orientation.

Cette zone résidentielle est constituée de onze tours d'une vingtaine d'étages et de cinq immeubles en « barre » de forme courbe comportant une dizaine d'étages (fig. 3.9 (b)) ; tous ont des toits plats. La surface de la zone est d'environ 15 km² (fig. 3.9 (a) et (c)). Nous discernons la forme ondulée de la cité par l'ombre des immeubles en « barre ». La voie ferrée, contournant la cité, est visible par la signature de ses éléments métalliques plus claire que celle des terrains en friches qu'elle traverse. Ce qui est remarquable, c'est qu'aucun bâtiment ne signe fortement sur l'image RSO. Aucun d'entre eux n'est idéalement orienté, aucune façade ne fait front à l'onde radar. Les réflexions diédriques sont défavorables et peu d'énergie est renvoyée vers le radar. Les réflexions spéculaires sur les toits plats renvoient également très peu d'énergie. L'analyse des vues aériennes permet de déterminer l'orientation des immeubles par rapport à l'onde radar (fig. 3.9 (c)). Dans le plan horizontal, le rayon incident fait un angle d'environ 30° avec la normale à la façade (fig. 3.10). En assimilant la façade à un plan, la configuration géométrique exclut un retour important de l'énergie radar vers le satellite, l'amplitude est environ cent fois inférieure à celle qui aurait été obtenue en incidence normale (Fung et Ulaby 1983). Sans oublier que l'onde incidente fait un angle d'environ 20° avec la verticale (normale à la surface terrestre), ce qui influe également sur l'amplitude du signal retourné. La signature de la cité Malakoff est donc due à la rétrodiffusion de l'onde radar, ce type de signature peut être source de confusion. En effet, au nord de cette cité se trouve un terrain vague avec un couvert végétal dont la signature moyenne est comparable à celle de la cité. Sans connaissance *a priori* de la zone imagée, il sera difficile de distinguer visuellement deux zones ayant ce type de signature.

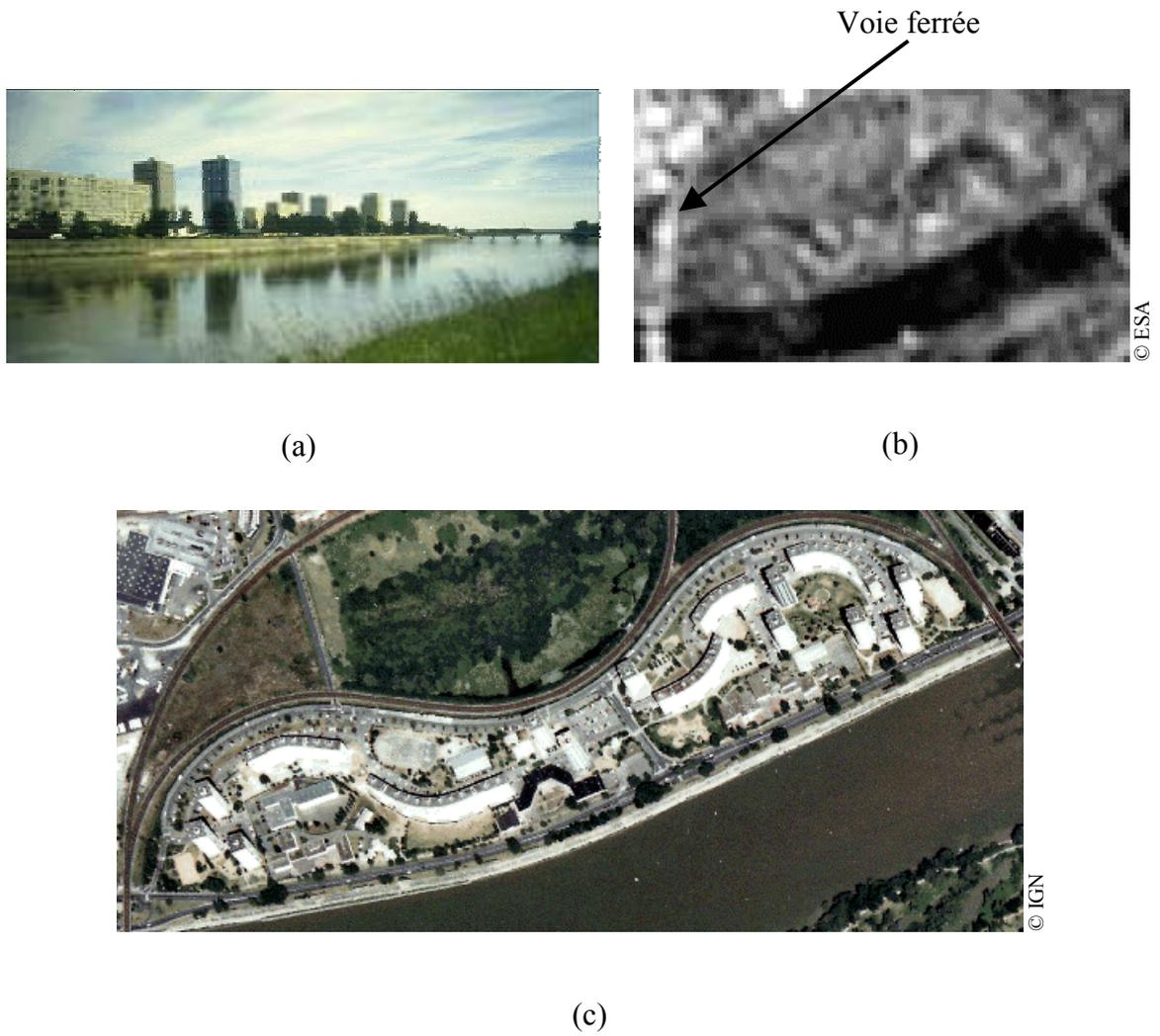


Figure 3.9. La cité Malakoff. (a) Photo prise de l'île de Nantes en juin 1996. (b) Détail de l'image-radar PRI moyenne. (c) Détail d'une vue aérienne de la zone prise en 1993. Cette vue permet l'estimation de la surface occupée par la cité et du nombre de bâtiments. Nous remarquons que toutes les tours ont la même orientation.

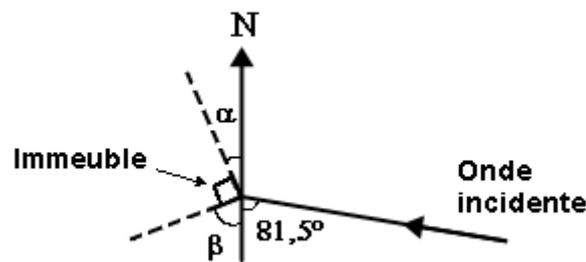


Figure 3.10. Géométrie de l'onde incidente sur un des immeubles de la cité Malakoff. Le faisceau incident fait un angle de $81,5^\circ$ avec la direction nord, la façade nord-est fait un angle $\alpha = 20,7^\circ$ avec la direction nord et la façade sud-est fait un angle $\beta = 69,3^\circ$ avec la direction nord. Nous en déduisons que l'angle d'incidence sur une façade, dans le plan horizontal, est d'environ 30° .

3.4.1.3 INDUSTRIEL ET COMMERCIAL

Dans ces zones, les bâtiments ont généralement des dimensions importantes : hauteur élevée, grandes façades, toit métallique, et la densité de bâti est assez faible (fig. 3.8, zone F). Ces configurations permettent les trois types de réflexion.

Bien sûr, la signature sera très importante dans le cas où l'une des façades serait face à l'onde radar. Dans cette configuration, les façades de grandes dimensions permettront de déterminer l'orientation du bâtiment, sans toutefois être catégorique sur la direction principale (*i.e.* est-ce la longueur ou la largeur qui est détectée ?). Nous ne disposerons donc que d'une seule dimension au sol. Concernant la hauteur du bâtiment, elle pourra être approchée par un simple calcul basé sur la géométrie de la réflexion du dièdre rectangle (fig. 3.11). Sur l'image RSO, le nombre de pixels brillants correspond à la largeur de la surface équivalente, L_{eq} , vue par le radar lorsque l'onde se réfléchit sur le sol et la façade. Cette surface est proportionnelle à la hauteur, H , et à l'angle d'incidence θ . H peut se déduire de la mesure de la longueur de L_{eq} :

$$H = L_{eq} \cos \theta \quad [3-1]$$

L'équation [3-1] n'est valable qu'en géométrie radiale (celle des RSO SLC). La mesure ayant été faite sur l'image-radar PRI il nous faut passer de la géométrie « radiale au sol » à la géométrie radiale car c'est dans cette géométrie que le RSO « voit » les distances (voir § 2.3.3.4). La relation devient :

$$H = 0,89 \cdot \sin \theta \cdot \cos \theta \cdot L_{eq} \quad [3-2]$$

L_{eq} se mesure sur l'image RSO ce qui permet la connaissance approchée de la hauteur du bâtiment H .

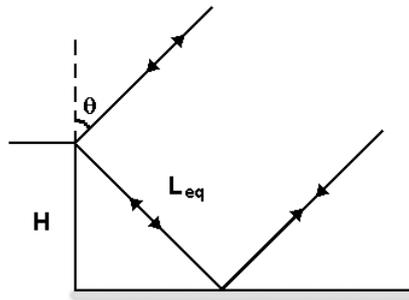
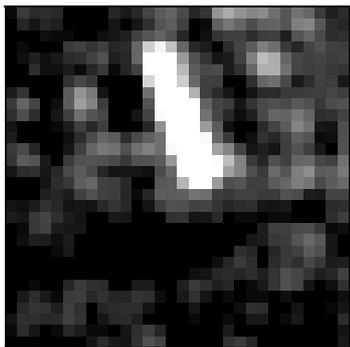


Figure 3.11. Schéma montrant les réflexions de l'onde radar par un réflecteur dièdre rectangle constitué par le sol et une façade de bâtiment. H est la hauteur du bâtiment, θ est l'angle d'incidence, L_{eq} largeur de la surface effectivement « vue » par le RSO.

Sur la figure 3.12, nous avons la signature d'un centre commercial orienté pratiquement perpendiculairement à l'onde radar. Nous voyons que la signature est forte et anisotrope, ce qui permet de déterminer l'orientation du bâtiment : environ 15° nord-ouest. La longueur de la signature nous donne la longueur de la façade soit 14 pixels de 12,5 m en géométrie radiale au sol. En se reportant au § 2.3.3.4, nous prenons l'angle θ égal à 23° (valeur à mi-fauchée), nous trouvons une longueur de $56,1 \text{ m} \pm 4,0 \text{ m}$. Nous avons mesuré, sur la vue aérienne, une longueur de $80 \text{ m} \pm 0,7 \text{ m}$. L'erreur est de l'ordre de 30%, ce qui est raisonnable compte tenu de la différence de résolution des capteurs. La mesure de L_{eq} nous donne 3 pixels sur l'image-radar PRI moyennée. Nous obtenons une valeur de H qui vaut $12,0 \text{ m} \pm 4 \text{ m}$, ce qui semble plausible.



(a)



(b)

Figure 3.12. Centre commercial. (a) Détail de l'image PRI. Nous remarquons que le bâtiment situé à l'ouest du centre commercial n'apparaît pas distinctement sur l'image RSO, la cause en est qu'il est situé dans l'ombre de ce dernier. (b) Détail d'une vue aérienne montrant le centre commercial en question. L'orientation du bâtiment et la présence d'une zone dégagée devant lui (le parking) explique la forte signature due aux doubles réflexions de l'onde radar (sol-façade).

3.4.1.4 AUTRES ZONES ARTIFICIELLES

3.4.1.4.1 PONTS

Tous les ponts traversant la Loire sont visibles. Le signal retourné est généralement important car les ponts sont disposés transversalement par rapport à la direction de propagation de l'onde radar. De plus, le contraste est important avec la signature de la Loire (sur la plupart des images). Par contre, lorsque les ponts sont orientés transversalement par rapport à l'onde, ce qui est le cas des ponts traversant l'Erdre et la Sèvre, ils sont peu visibles.

Concernant les ponts traversant la Loire, deux ponts, qui ont été construits postérieurement aux vues aériennes, sont visibles sur les images RSO moyennées (fig. 3.13).



Figure 3.13. Les ponts de l'île de Nantes. (a) Détail d'une image RSO moyennée montrant deux ponts construits postérieurement aux prises de vues aériennes (flèches blanches). (b) Détail d'une vue aérienne montrant l'absence des ponts.

La signature la plus forte est celle du pont de Pornic qui est un pont SNCF fait de treillis métalliques (fig. 3.14). Les piliers ne sont pas visibles sur la vue aérienne (fig. 3.14 (b)), nous les devinons à peine par les traînées qu'ils provoquent sur la Loire.. Pour un autre pont SNCF, au nord de l'île de Nantes, seuls les piliers sont visibles. Le pont n'est pas orienté de façon transversale par rapport à l'onde, par conséquent, le tablier du pont ne renvoie qu'une très faible partie de l'énergie incidente. Par contre, les piliers métalliques rétrodiffusent l'énergie de façon non négligeable. Le contraste important de la signature des piliers avec la signature de leur environnement (la Loire) les met bien en évidence.

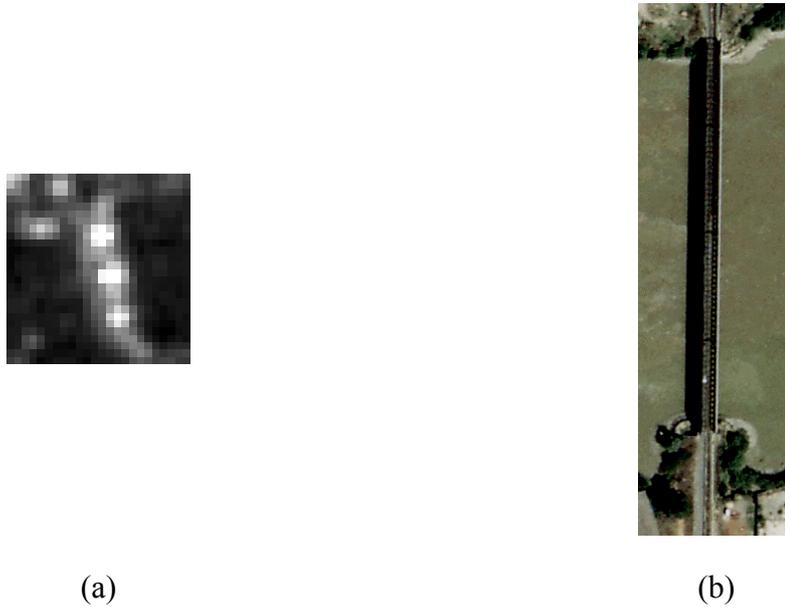


Figure 3.14. Pont de Pornic. (a) Détail d'une image RSO moyennée, non rectifiée, montrant la forte signature anisotrope du pont. Nous distinguons nettement les trois piliers du pont. (b) Détail d'une vue aérienne.

Un autre cas intéressant est celui du pont de Cheviré. C'est un pont répondant aux contraintes maritimes. Sa hauteur est d'environ 50 m pour que des navires de gros tonnages et à fort tirant d'eau puissent passer dessous. C'est un pont suspendu, donc sans pilier. Le tablier du pont est métallique, il fait environ 160 m de long sur 25 m de large (renseignements pris à la Direction Départemental de l'Équipement 44). Ce pont sert de support à la route départementale n°145 constituée ici par deux fois trois voies (fig. 3.15).



Figure 3.15. Vue aérienne du pont de Cheviré.

Sur l'image RSO, il semble qu'il y ait, non pas un, mais trois ponts traversant la Loire (fig. 3.16). Ce phénomène de triplement de pont est dû aux multi-réflexions survenant sur le pont et sur la surface de la Loire (Polidori 1997, Raney 1983, Vachon, 1997).

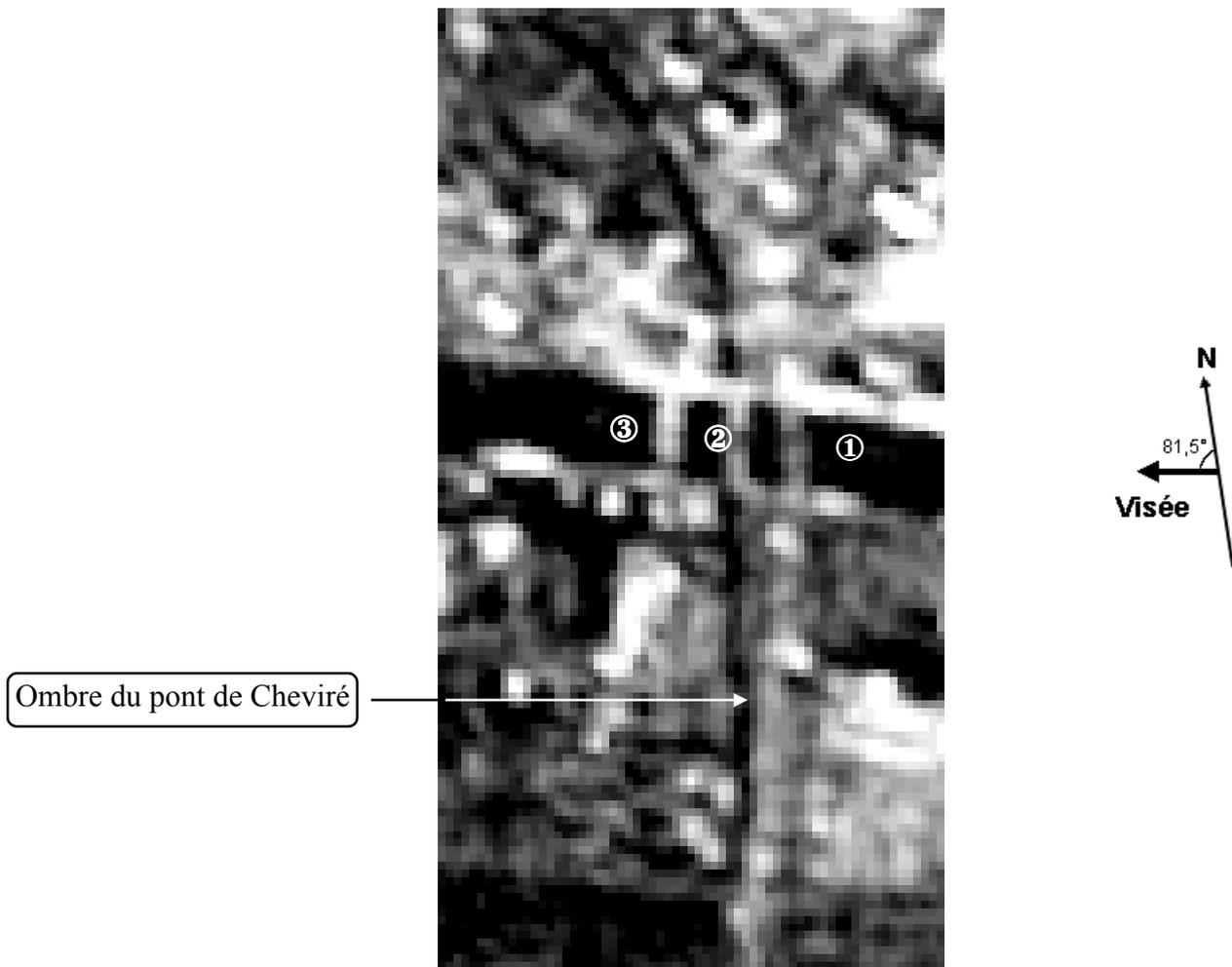


Figure 3.16. Image RSO du pont de Cheviré.

Des trois signatures visibles, une seule correspond à celle du pont (fig. 3.16, ①), les deux autres sont des images-fantômes.

Il est possible d'expliquer ce phénomène d'après la figure 3.17. La 1^{ère} signature (fig. 3.16, ①) correspond à l'énergie directement réfléchiée par le pont. La 2nde signature (fig. 3.16, ②) correspond à la double réflexion pont-Loire, la 3^{ème} signature (fig. 3.16, ③) correspond à une triple réflexion Loire-pont-Loire.

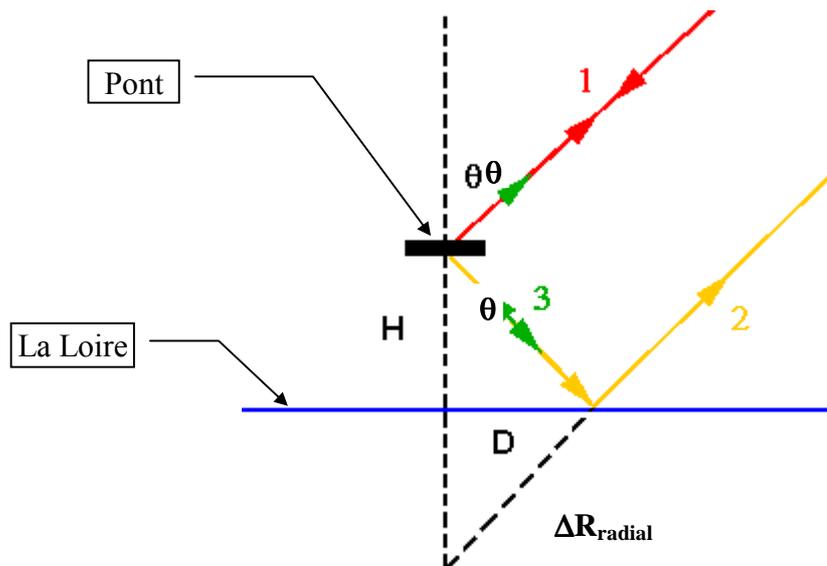


Figure 3.17. Explication du phénomène de triplement du pont de Cheviré.

L'énergie diminuant avec le nombre de réflexions, les multi-réflexions d'ordre supérieures n'apparaissent pas. Concernant la signature réelle du pont, notons qu'elle est décalée vers le satellite (dans notre cas vers l'est) par rapport à sa situation géographique réelle. Le pont faisant 50 m de hauteur, le tablier est illuminé avant sa base (la Loire), elle est donc "plus proche" en distance pour le RSO. De plus, la distance entre les différentes signatures est directement reliée à la hauteur du pont, il est donc possible de l'estimer à partir de l'image RSO.

Nous supposons les distances séparant deux signatures égales à une distance que nous appellerons ΔR . Pour la calculer, il faut nous placer dans la géométrie radiale au sol, qui est différente de celle de l'image RSO qui est en géométrie radiale (voir Chapitre 2).

Le passage d'une géométrie à l'autre s'effectue à l'aide de la formule suivante :

$$\Delta R = \frac{\Delta R_{\text{radial}}}{\sin\theta} \quad [3-3]$$

avec :

- θ angle d'incidence locale,
- ΔR distance horizontale,
- ΔR_{radial} distance en géométrie radiale.

D'après la figure 3.17, la relation liant H à ΔR_{radial} est :

$$H = \Delta R_{\text{radial}} \cos \theta \quad [3-4]$$

Nous transposons la relation [3-5] en géométrie radiale au sol en utilisant les relations [3-3] et [2-14], nous obtenons :

$$H = \left(\frac{R_T + H_S}{R_T} \right) \Delta R \sin \theta' \cos \theta \quad [3-5]$$

Cette formule permet de travailler sur des images géocodées qui sont en géométrie radiale au sol. Ayant géocodé nos images avec comme référence une carte IGN 1 : 100 000 numérisée à 127 points/pouce, la taille du pixel est de 17 mètres. La mesure de la distance séparant deux signatures est d'environ 140 mètres (8 pixels), ce qui correspond à une hauteur de pont de $55 \text{ m} \pm 7 \text{ m}$. Cette mesure est proche de la réalité, la mesure de distance radial d'ERS est donc précise.

3.4.1.4.2 ROUTES, RUES ET VOIES DE CHEMIN DE FER

Les rues et routes sont des surfaces lisses pour l'onde radar. L'énergie rétrodiffusée est donc très faible, voire nulle. Lorsque les rues sont orientées parallèlement à la direction de propagation et si elles sont situées dans une zone d'urbanisation peu dense, elles apparaissent en sombre à cause de la réflexion spéculaire (fig. 3.8, zone G). Lorsque la densité du bâti est importante, leur détection reste possible si des conditions particulières sont réunies. En effet, dans certains cas, la largeur et la hauteur des bâtiments longeant les rues autorisent des réflexions multiples de l'onde radar. L'énergie rétrodiffusée est importante, ce qui se traduit sur l'image par une signature brillante parallèle à cette rue. Cela permet d'estimer la position et la longueur d'une rue par (fig. 3.8, zone C). Notons toutefois que toutes les conditions requises sont rarement réunies.

Les voies ferrées apparaissent généralement en brillant quel que soit leur orientation si elles se situent dans une zone peu bâtie. Le signal est dû à la rétrodiffusion importante des rails, pylônes et lignes électriques.

3.4.1.4.3 AEROPORT

L'aéroport apparaît clairement dans les images (fig. 3.8, zone J). La piste et le « taxi-way » contrastent avec la végétation alentour par une signature sombre due à la réflexion spéculaire de l'onde.

3.4.2 Zones naturelles

3.4.2.1 ZONES EN EAU

Les rivières apparaissent généralement en sombre car la surface est lisse (fig. 3.8, zone K). Cependant, des conditions météorologiques particulières peuvent modifier la signature (voir § 3.3).

3.4.2.2 ZONES A COUVERT VEGETAL

Les terrains de sport et les zones herbeuses ont une rétrodiffusion faible (fig. 3.8, zone L). Par contre, les zones avec de la végétation haute, tels qu'arbres et arbustes, peuvent présenter une rétrodiffusion isotrope non négligeable (fig. 3.8, zone M). Bien que la signature soit moins importante, en amplitude, que celle due à des zones bâties, elle reste suffisante pour empêcher la bonne détection des petits bâtiments.

Les stades sont bien détectés lorsqu'ils sont entourés de tribunes. Pour le stade Saupin (fig. 3.8, zone N), le contraste, entre le faible écho de la pelouse et le fort écho des tribunes, permet de déterminer l'orientation.

Les cimetières sont détectés par contraste avec l'environnement construit dont la signature est plus forte.

3.5 CONCLUSION

Cette étude est fondée sur l'analyse visuelle de onze images de la ville de Nantes. Les résultats sont confrontés par des travaux d'autres chercheurs lorsqu'ils existent. L'étude montre que les principales structures urbaines sont discernables sur une image RSO convenablement traitée. En zone urbaine, les réflexions spéculaires prévalent sur la rétrodiffusion, ce qui conduit à une haute variabilité du signal.

Les différents types de données utilisées ne sont pas équivalentes en qualité, surtout en ce qui concerne le bruit de chatoiement. Il existe aussi une différence qualitative selon les conditions météorologiques. Bien que l'imagerie RSO ait démontré ses capacités tout temps, en fournissant des enregistrements quelles que soient les conditions météorologiques, la qualité des images peut, dans certains cas, être dégradée. Cette dégradation, notamment du contraste, peut empêcher la perception de certains détails si l'on utilise une seule image. Il est donc nécessaire de compenser la variabilité temporelle des images en utilisant plusieurs images et en les moyennant.

L'orientation relative de l'objet par rapport au satellite, et donc par rapport à l'onde radar, influence la réflexion et la rétrodiffusion. La réflexion sera importante si l'objet est orienté perpendiculairement à l'onde, en revanche l'énergie retournée sera faible s'il est orienté parallèlement. L'importance de la géométrie de la cible et de son orientation explique la grande variabilité du signal.

Cependant, les cibles métalliques (rails, toits, ponts,...), même orientées parallèlement, ont une signature plus importante du fait de leur grand coefficient de rétrodiffusion. Pour les routes et rivières, elles apparaissent sombres car l'onde est réfléchi spéculairement, ce qui peut créer des erreurs d'interprétation. Le réseau routier est incomplètement détecté.

Concernant les structures urbaines, nous arrivons à ces conclusions :

- les bâtiments industriels ressortent bien et sont très réfléchifs (apparaissent en brillant),
- les zones comprenant des bâtiments avec plus d'un étage se distinguent bien lorsqu'ils sont orientés transversalement par rapport à l'onde radar,
- les zones résidentielles apparaissent homogènes et peu réfléchissantes (grises),
- les zones en friches ou non construites sont peu réfléchives (sombres).

Les structures urbaines apparaissent clairement dans les images-radar convenablement traitées. Les principaux facteurs de perception sont :

- la hauteur et la largeur des bâtiments,
- l'orientation relative par rapport au satellite,
- la surface du bâtiment au sol,
- la densité du bâti (nombre de bâtiments par unité d'aire),
- le contraste entre la zone bâtie et son environnement,
- les matériaux de construction employés.

Tous ces paramètres structuraux et morphologiques urbains qui influencent la signature radar modifient également la rugosité aérodynamique de la surface. Nous allons montrer qu'un traitement approprié de l'imagerie RSO va permettre la cartographie de la rugosité aérodynamique.

Chapitre 4

Téledétection pour la cartographie de la rugosité aérodynamique en milieu urbain

4.1 INTRODUCTION

Nous avons vu que la connaissance de la rugosité aérodynamique n'était pas aisée, que ce soit par mesure ou calcul semi-empirique. Tous les auteurs s'accordent pour reconnaître la quasi-impossibilité de cartographier z_0 sur de vastes étendues par vérité terrain (Hasager 1997).

Des études sur la rugosité ont permis l'élaboration de tables d'équivalence entre un type d'occupation du sol et une valeur de rugosité (z_0 et z_d). Elles sont disponibles dans des ouvrages de référence tels que European Wind Atlas (Troen and Petersen 1989) ou Eurocode 1 (Anonyme 1997). Ces tables vont permettre la cartographie de la rugosité aérodynamique par approche typologique (voir annexe B). Il faudra, avant tout, disposer d'une carte d'occupation des sols afin d'attribuer à chaque catégorie une valeur de rugosité.

Des cartes typologiques existent pour certains pays sous forme de base de données : CORINE Land Cover pour les pays européens, B.D. Topo (échelle 1:25 000 jusqu'au 1:5 000) et B.D. Carto (échelle 1:50 000) de l'IGN pour la France. Cependant, elles sont onéreuses et le délai de mise à jour peut être long. Or, il ne faut pas oublier que la morphologie n'est pas figée dans le temps. Des modifications sont susceptibles de se produire au cours de travaux d'aménagements du territoire par exemple. L'augmentation de l'urbanisation et de la péri-urbanisation accélère ces changements. L'occupation du sol en milieu urbain doit être considérée comme une variable dynamique et les futurs modèles numériques devront en tenir compte (Civerolo *et al.* 2000). Il faut donc mettre à jour régulièrement et rapidement les entrées nécessaires aux outils de modélisation.

L'imagerie satellitale pour connaître l'occupation des sols et en déduire z_0 permet de répondre à ce besoin. Hasager (1997) propose de cartographier le paysage selon l'utilisation du sol à partir d'images optiques, puis d'attribuer aux classes trouvées une valeur de rugosité. En nous basant sur ce type d'approche, nous avons étudié les apports de l'imagerie RSO à la cartographie de z_0 .

Notons que pour des raisons de simplicité, nous emploierons, tout au long de ce chapitre, le terme rugosité à la place de longueur de rugosité aérodynamique.

Lors de cette étude, nous nous sommes heurtés à un très gros problème de validation. Pour démontrer qu'une méthode fournit des résultats corrects, il est nécessaire de comparer ses résultats à une référence obtenue selon les règles de l'art. Or, nous avons vu la très grande difficulté à disposer d'une carte de rugosité. Par conséquent, notre validation se bornera à vérifier que la méthode fournit des résultats qui ne contredisent pas les attentes que nous avons au vu des tables d'équivalence, des observations aériennes et terrain dont nous disposons et des acquis du chapitre précédent en ce qui concerne l'imagerie RSO. Par ailleurs, nous avons appliqué la méthode à deux jeux de données obtenus à environ un an d'intervalle. Les modifications de la morphologie urbaine observées sont faibles sur cette période. Par conséquent les résultats devraient être identiques et ceci constitue une autre vérification de la validité de la méthode.

Enfin, nous comparerons notre carte à une autre carte, produite par l'Ecole d'Architecture de Nantes (EAN). Cette dernière n'est plus validée que la nôtre. La comparaison permet toutefois de renforcer, ou de diminuer, la crédibilité que nous pourrions accorder à l'une ou l'autre carte, en soulevant éventuellement quelques interrogations.

4.2 CARTE DE RUGOSITE PRODUITE PAR L'ECOLE D'ARCHITECTURE DE NANTES

Une tentative de cartographie de la rugosité aérodynamique de la ville de Nantes a eu lieu le cadre du projet CNRS PIR-Villes regroupant l'Ecole Centrale de Nantes (ECN), l'Institut de Recherche Informatique de Nantes (IRIN), l'Institut de Géographie et d'Aménagement Régional de l'Université de Nantes (IGARUN), l'Ecole d'Architecture de Nantes (EAN) (Péneau 1995).

Un logiciel de cartographie a d'ailleurs été créé (Daniel et Haméon 1995). Il nécessite l'existence de bases de données géographiques qui n'offrent pas toujours une couverture totale de la zone à étudier. Le passage des cartes d'occupation des sols à des cartes de rugosité n'a pas été simple (Peneau 1995). La manipulation des bases de données est délicate en raison de leur taille. De plus, leur mise à jour n'est pas rapide et, pour la plupart d'entre elles, la résolution spatiale est peu élevée. Une des limitations du logiciel est le traitement incertain des limites de thèmes linéaires tels que routes ou cours d'eau. Ceci est visible sur la figure 4.1 pour la Sèvre et la Loire exagérément larges compte tenu de la résolution du pixel (environ 300 m). Une autre limitation est la dépendance des résultats au type de base de données géographiques qui ne sont pas disponibles pour tous les pays, notamment ceux en voie de développement. Dans ces pays, les grandes villes deviennent des mégalo-poles surpeuplées et polluées par la circulation intense d'engins motorisés ne subissant pas les contrôles draconiens des véhicules européens (Mayer 1999). Pour ces pays, l'utilisation de l'imagerie satellitale haute résolution palliera le manque d'informations géographiques. N'oublions pas qu'étudier une agglomération dans sa totalité avec cette méthode nécessite des ressources matérielles conséquentes (Daniel et Haméon 1995).

Le choix des dimensions et du nombre de mailles a été conditionné par les aspects techniques de temps de calcul du logiciel CHENSI qui permet la visualisation d'un écoulement et de la convection-diffusion d'un scalaire passif (par exemple un polluant). Les dimensions de mailles sont fixées à 300 m dans la direction verticale nord-sud et 400 m dans la direction horizontale est-ouest. Ceci conduit à réduire l'agglomération nantaise à une carte de 60 pixels de côté.

Les valeurs de rugosité attribuées au « rugoxel » ont été calculées avec le logiciel ASTUCE utilisant une formule semi-empirique développée par Bottema (1997) et appliquée aux bases de données CORINE Land Cover et TRAPU de l'IGN (facettes des bâtiments des centres-villes). Cette formule attribue une longueur de rugosité aux zones bâties selon la géométrie et la répartition des bâtiments. Les valeurs calculées vont de 0,001 m pour une zone en eau à 1,75 m pour une zone urbaine avec de grands bâtiments. Or, dans notre

ouvrage de référence les classes vont de 0,001 m à 1 m. Dans un souci de comparaison, nous avons fait en sorte que la carte de l'EAN représente ces classes de valeurs (tab. 4.1).

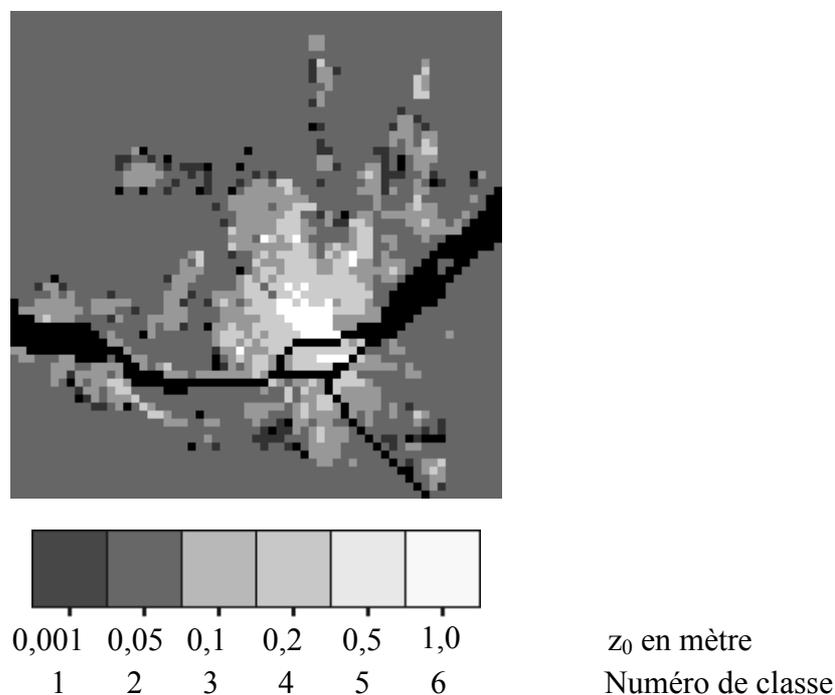


Figure 4.1. Carte de rugosité de l'EAN (grossit cinq fois).

Classes	Numéro de la classe	Z ₀ en mètre
Rivière	1	0,001
Végétation rase, terre agricole, piste d'aéroport	2	0,03
Terrain de sport, terrain faiblement arboré	3	0,1
Urbain diffus, zone peu boisée	4	0,2
Urbain moyen, zone industrielle, zone boisée	5	0,5
Urbain dense, centre ville	6	1

Tableau 4.1. Correspondance entre les classes et les valeurs de z₀ prises dans la littérature (voir annexe B).

4.3 CARTOGRAPHIE DE LA RUGOSITE AERODYNAMIQUE PAR IMAGERIE RSO

Diverses études ont montré la possibilité d'extraction d'information sur la rugosité des surfaces à partir d'images radar.

Deroin *et al.* (1997) ont établi une relation empirique liant le coefficient de rétrodiffusion (σ_0) à la hauteur maximale des rochers dans une région aride à partir d'images RSO ERS-1. Neush et Sties (1999) ont travaillé sur une relation semi-empirique reliant σ_0 au taux d'humidité et à la rugosité de surfaces végétales à partir d'images en bande C et L du capteur aéroporté E-SAR de la DLR (Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt). Mattia *et al.* (1997) ont étudié la possibilité d'extraire des informations concernant la rugosité de surfaces, là encore, principalement composées de végétations diverses. Chien *et al.* (1997), ont mis au point un logiciel de traitement automatique de données RSO appelé ASIP (Automated SAR Image Processing System). Ce traitement est basé sur des études préliminaires (Greeley *et al.* 1991) visant une nouvelle fois à dériver une valeur de rugosité à partir de σ_0 . Une des fonctions de ce logiciel est la création de carte de rugosité à partir des données radar imageur embarqué sur la navette spatiale américaine SIR-C (Shuttle Imaging Radar-C). La méthode (inconnue à ce jour) consiste à convertir σ_0 en z_0 . Les cartes obtenues sont utilisées pour des études éoliennes. Quoiqu'il en soit, très peu d'études se sont intéressées au milieu urbain.

Sherer *et al.* (1996 a) ont estimé la rugosité aérodynamique directement à partir d'image RSO ERS-1. Leur site d'étude était la ville de Bâle (Suisse). Ils ont comparé une carte de rugosité obtenue par analyse multicapteurs avec des données extraites d'images RSO ERS-1. Pour arriver à leur fin, ils ont effectué une analyse en composantes principales (ACP) de trois images RSO. Après filtrage des deux premières composantes principales et de la carte de rugosité, une régression linéaire multiple est effectuée. A partir d'informations de nature différente, ils démontrent qu'il existe une fonction les reliant fortement, ce qui leur permet de conclure que l'imagerie RSO peut être utilisée pour cartographier la rugosité aérodynamique. Cependant, la relation dépend fortement des images utilisées ainsi que du site d'étude, et finalement, les auteurs ne proposent pas de méthode de cartographie du z_0 à partir d'image RSO.

En ce qui nous concerne, nous avons envisagé d'utiliser un opérateur mathématique bi-dimensionnel fonction des structures urbaines rencontrées. Des paramètres décrivant l'opérateur dans les deux directions devraient être extraits. Ces paramètres devraient être normalisés *e.g.* par la moyenne ou par la variance de l'image, afin de les rendre, si possible, invariant par rapport au site ou à l'image utilisée. Finalement, l'image RSO pourra être classée en termes de rugosité aérodynamique.

Durand *et al.* (1994) ont montré qu'il était possible de caractériser les textures urbaines sur une image RSO VARAN (bande X) en utilisant le variogramme mono-dimensionnel. Leur site d'étude était la ville du Luc (département du Var).

Dans la mesure où nous avons montré au chapitre précédent la forte relation entre l'image RSO et les structures urbaines, cette relation, et en particulier les variations du signal selon les échelles¹ spatiales, peut être mise à profit pour cartographier la rugosité aérodynamique en milieu urbain. Nous utiliserons pour cela une méthode statistique basée sur le variogramme bi-dimensionnel.

4.3.1 Le variogramme comme indicateur de la variabilité locale

L'utilisation du variogramme sur des images de télédétection n'est pas récente et ses applications en télédétection ne cessent de se diversifier (Albuisson 1976, Atkinson 1993, Atkinson 1997, Atkinson et Curran 1997, Gilli 1985, Godard 1994, Jupp *et al.* 1988, Jupp *et al.* 1989, Sarrat 1977, Wald 1989, Woodcock *et al.* 1988). Par contre son utilisation sur des images radar afin de distinguer les différentes zones de bâti n'est pas courante (Basly *et al.* 1997, Basly *et al.* 1998, Durand *et al.* 1994, Miranda *et al.* 1998).

Après une définition succincte de la théorie des variables régionalisées et du variogramme, nous montrons comment le variogramme peut être utilisé comme descripteur de structures urbaines en discutant plusieurs exemples de variogrammes calculés sur différentes parties de l'image RSO. Nous montrons ensuite comment il est possible de classer une image RSO en fonction de paramètres issus du variogramme. A chaque classe est alors associée une valeur de z_0 afin d'obtenir une carte de rugosité aérodynamique.

4.3.1.1 DEFINITION DU VARIOGRAMME

La notion de variogramme est issue de la théorie des variables régionalisées (VR) élaborée par G. Matheron (Matheron 1970). Cette théorie est très utilisée en géostatistique et se propose d'exprimer les caractéristiques structurales d'une VR sous une forme mathématique adéquate. Elle peut s'appliquer aux images numériques qui répondent à la définition des VR, les pixels représentant des phénomènes spatiaux ayant une certaine texture et structure.

Le variogramme, noté $\gamma(h)$, est une fonction qui représente la dépendance spatiale d'un couple de valeurs d'une fonction aléatoire F . h représente la distance séparant les points où F est calculée. Le variogramme est aussi appelé fonction intrinsèque (Matheron 1970), fonction de texture (Albuisson 1976, Sarrat 1977), fonction de structure (Wald 1989, Djamdji 1993).

Par la suite, nous considérons l'image numérique comme une réalisation discrète, f , d'une fonction aléatoire F à support sur \mathbb{R}^2 . Les équations ne seront données que pour une seule dimension.

Le variogramme de F existera si F vérifie l'hypothèse « intrinsèque » *i.e.* si pour tout h , l'accroissement $F(x+h)-F(x)$ admet une espérance et une variance indépendante du point d'appui, x (mais dépendant de h), soit:

¹ Le terme échelle est ici employé dans le sens physique du terme c'est-à-dire qu'il est relatif à la taille des structures et des objets observés.

$$E[F(x+h)-F(x)] = m(h) \quad [4-1]$$

et

$$E[[F(x+h)-F(x)]^2] = 2\gamma(h) \quad [4-2]$$

avec:

- $F(x)$ et $F(x+h)$ valeur de la VR à la position x et $x+h$ respectivement,
- $m(h)$ dérive linéaire,
- $\gamma(h)$ demi-variogramme à la distance h ($\gamma(h)$ est en effet égal à la moitié de la variance de l'accroissement $F(x+h)-F(x)$).

Dans l'hypothèse où F est stationnaire d'ordre 2 *i.e.* si $F(x)$ admet une espérance, μ , indépendante du point d'appui, x , et si pour tout vecteur, h , la covariance, K , existe et est indépendante de x . Cette hypothèse est suffisante pour les V.R. mais suppose l'existence d'une variance finie. Nous avons :

$$E[F(x)] = \mu, \forall x \quad [4-3]$$

et

$$E[F(x+h) F(x)] = K(h), \forall x \quad [4-4]$$

et

$$K(0) = E[F(x)^2] = V \quad [4-5]$$

avec:

- μ moyenne de $F(x)$ indépendante de x ,
- $K(h)$ covariance,
- V variance finie.

Nous obtenons une relation simple liant la fonction $\gamma(h)$ à la covariance $K(h)$:

$$\gamma(h) = K(0) - K(h) \quad [4-6]$$

Le degré de corrélation décroissant généralement lorsque la distance h augmente, on a:

$$\lim_{h \rightarrow \infty} K(h) = 0 \quad [4-7]$$

Donc pour $|h|$ très grand, $\gamma(h)$ tend asymptotiquement vers une constante égale à la variance de la zone d'échantillon ou zone d'étude.

Citons quelques propriétés générales du demi-variogramme :

$$\gamma(0) = 0 \quad [4-8]$$

$$\gamma(h) = \gamma(-h) \quad [4-9]$$

$$\lim_{|h| \rightarrow \infty} \frac{1}{h^2} \gamma(h) = 0 \quad [4-10]$$

Nous utiliserons le variogramme pour étudier les structures spatiales de la VR qui dans notre cas sera une image numérique RSO.

Nous pouvons dénombrer quatre paramètres significatifs permettant de décrire un variogramme :

- la portée ou longueur de corrélation, a , correspond à la valeur de $|h|$ pour laquelle $\gamma(h)$ atteint sa valeur maximale (fig. **Erreur! Source du renvoi introuvable.**). La portée délimite une zone d'influence autour du point d'étude, au-delà de laquelle la corrélation entre $F(x)$ et $F(x+h)$ est négligeable. Ce paramètre est représentatif de l'échelle des plus grandes structures, éléments ou objets, présents dans la zone d'étude.
- le palier qu'atteint $\gamma(h)$ pour $|h| \geq a$, est égal à la variance de la zone d'étude (fig.). C'est un paramètre important donnant une indication sur l'échelle caractéristique des structures. La valeur que prend ce palier est représentatif du contraste dans l'image. Plus les éléments seront contrastés avec leur environnement, plus le palier sera élevé. La présence de palier indique que F est stationnaire ; la non-corrélation statistique est atteinte pour $h = a$; $\gamma(h)$ se stabilise autour de $K(0)$; cela dénote que la taille de la zone d'étude est supérieure aux plus grandes échelles qu'elle contient. Il arrive que γ présente plusieurs paliers successifs, ceci dénote un emboîtement de structures d'échelles différentes (Sarrat 1977). L'absence de palier révèle que la taille de la fenêtre d'étude est inférieure aux échelles caractéristiques des éléments de l'image.

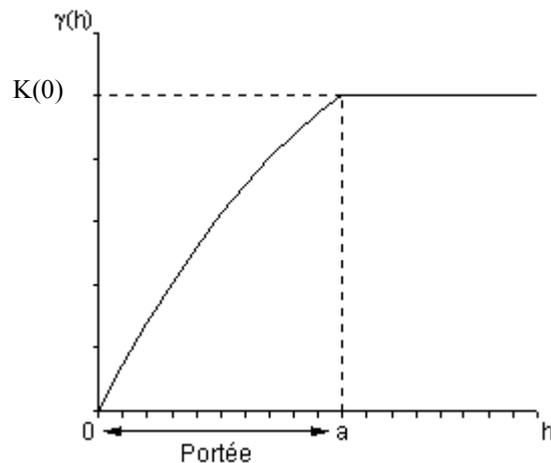


Figure 4.2. Variogramme d'une fonction aléatoire.

- le comportement à l'origine permet de déterminer l'essentiel de la variabilité des données à l'échelle la plus fine. C'est un indicateur du degré de continuité de la VR, et donc de sa régularité. Nous distinguons trois principaux types de comportements à l'origine avec par ordre de régularité décroissant :

- ◆ le comportement parabolique : $\gamma(h) \approx h^2, h \rightarrow 0$.

Dans ce cas, γ est deux fois dérivable en $h=0$, F est donc dérivable (en moyenne quadratique) et présente un haut degré de régularité. Cela correspond à une zone d'étude lissée.

- ◆ le comportement linéaire : $\gamma(h) \approx h, h \rightarrow 0$

γ est continue mais non dérivable en $h=0$, F est continue et moins régulière que précédemment. Cela correspond à une zone présentant des variations locales irrégulières.

- ◆ la discontinuité à l'origine : $\gamma(h) = K(0) > 0, h \rightarrow 0$

γ et F ne sont pas continues en $h=0$. Ce comportement caractérise "l'effet de pépite" qui révèle un changement abrupt des valeurs aux échelles les plus petites, comme c'est le cas des teneurs en or lorsqu'il y a des pépites (Wackernagel 1990). γ est alors totalement irrégulière. La zone d'étude comporte, soit des éléments d'échelles inférieures au pas d'échantillonnage, soit un bruit de fond non corrélé.

N.B. : dans le cas extrême où la zone d'étude ne serait constituée que d'un bruit blanc, $F(x)$ et $F(x+h)$ sont décorréélées pour toutes les valeurs de h et $\gamma(h)$ est constant, c'est l'effet de pépite pure.

- l'anisotropie du variogramme qui peut s'observer si F est définie sur un nombre de dimensions supérieur à un. L'anisotropie rend compte du comportement de F selon la direction dans laquelle le couple est considéré. Si, quel que soit la direction, γ est

inchangée, alors le variogramme est dit isotrope. Dans le cas contraire, on dira qu'il est anisotrope.

4.3.1.2 CALCUL DU VARIOGRAMME BI-DIMENSIONNEL

Reprenant l'exemple des auteurs cités, nous proposons d'écrire l'estimateur du variogramme, γ^* , comme suit :

$$\gamma^*(h_x, h_y) = \frac{1}{Nl \cdot Nc} \sum_{x=1}^{Nl} \sum_{y=1}^{Nc} [F(x + h_x, y + h_y) - F(x, y)]^2 \quad [4-11]$$

avec:

- $F(x,y)$ représente la valeur du pixel aux coordonnées (x,y) ,
- Nl et Nc représentent respectivement le nombre de lignes et le nombre de colonnes de la zone d'étude et définissent le support statistique du variogramme,
- h_x et h_y représentent respectivement la distance selon l'axe des x et des y .

Il reste maintenant à établir le choix des valeurs de Nl et Nc , ainsi qu'à définir quelle sera la dimension du variogramme *i.e.* quelle sera la valeur maximale atteinte par h_x et h_y .

Sarrat (1977) préconise pour analyser les textures de prendre une dimension de variogramme inférieure ou égale à la moitié de la taille de la zone d'étude. En effet, $h = N/2$ représente une limite au-delà de laquelle nous avons la partie statistique du variogramme, et en deçà, nous avons la partie structurelle du variogramme. Pour conserver un sens statistique, le variogramme doit être calculé sur des zones suffisamment étendues et représentatives du type de structures qu'elles contiennent. Dans son étude, Sarrat (1977) calcule des variogrammes sur des imagerie de 64 pixels de côté représentant différents types de paysage naturel. Les variogrammes ont une dimension de 32 pixels. Dans notre cas, prendre une taille de zone d'étude identique, représenterait une fenêtre de 1 km², ce qui est beaucoup trop grand pour l'étude des structures qui nous intéressent. Nous rappelons que notre but est de segmenter l'image en terme de structures urbaines relativement fines. Nous devons prendre pour Nl et Nc une taille plus petite.

Nous avons choisi une valeur N égale à 16 pixels. Cette taille représente une fenêtre d'environ 280 m de côté que nous estimons suffisante pour décrire la morphologie urbaine, de plus elle est statistiquement correcte (Durand *et al.* 1994). Concernant les dimensions du variogramme, nous appuyant sur les travaux antérieurs, nous avons fixé $h_{x_{max}}$ et $h_{y_{max}}$ à 8 pixels. Quant au pas de calcul, il est de 1 pixel.

4.3.1.3 STRUCTURES URBAINES ET VARIOGRAMMES

Nous présentons ici des variogrammes obtenus sur différentes zones urbaines des images-radar SLC moyennées et PRI moyennées.

Le variogramme calculé sur la zone comprenant le pont de Pornic illustre l'anisotropie (fig. 4.3). Le pont de Pornic est un pont de chemin de fer en treillis métalliques, de plus pratiquement orienté nord-sud (N-S), donc transversalement à l'onde radar, d'où une rétrodiffusion et une réflexion importante. Sur la figure 4.3 (a), nous voyons bien l'anisotropie du variogramme. Cette anisotropie montre l'orientation du pont. En effet, il y a une très forte corrélation des pixels dans la direction N-S ($\gamma(h)$ presque nul), et une très faible corrélation des pixels dans la direction E-O ($\gamma(h)$ croît rapidement dans cette direction). $\gamma(h)$ atteint un palier, donc la taille caractéristique des éléments observés est plus petite que la taille de l'échantillon (ici 8 pixels, c'est-à-dire à peu près 140 m). Le palier atteint par $\gamma(h)$ est assez élevé, signe d'un fort contraste dans la zone observée. Sur ce palier, nous observons un point d'inflexion dans la direction E-O pour $h=4$, la décroissance de γ qui suit est caractéristique d'une zone homogène donc de forte corrélation (la variance décroît). Dans notre cas, le point d'inflexion nous donne une information sur la "largeur" de la signature du pont de Pornic dans l'image RSO. La lecture du variogramme donne environ 4 pixels, c'est bien ce que nous trouvons sur l'image.

Sur la figure 4.4, le variogramme a été calculé sur une zone d'habitation dense du centre ville. Cette partie de la ville est située au nord de la Loire. Il n'y a pas de direction privilégiée pour les petites échelles. A une échelle plus grande, la direction N-S semble se détacher. Cette direction est imposée par deux rues principales et renforcée par des bâtiments administratifs qui les bordent. Cette structure est mise en évidence sur le variogramme qui est isotrope pour les petites échelles (jusque 70 m, ou 4 pixels), puis devient anisotrope avec une croissance plus rapide dans la direction E-O. $\gamma(h)$ atteint un palier, la taille de l'échantillon est donc plus grande que la plus grande échelle contenue dans cette zone. Ce palier n'est pas très élevé, ceci met en évidence la relative homogénéité de la zone (peu de contraste), ainsi que la taille typique des éléments qui doit être proche de la taille du pixel.

La figure 4.5 montre un variogramme calculé sur une zone d'habitat résidentiel du quartier Grillaud. Ce quartier est situé à l'ouest du centre ville, il est constitué de petits immeubles et de maisons peu espacés. Il n'y a pas de direction privilégiée et pas d'échelle caractéristique. Par conséquent, le variogramme est isotrope à presque toutes les échelles, et la variance ne cesse de croître atteignant des valeurs importantes. La valeur élevée que prend $\gamma(h)$ révèle de forts contrastes et une zone hétérogène. Le comportement du variogramme est pratiquement le même avec les deux types d'images utilisées. Il dépend essentiellement des structures invariantes présentes dans la zone étudiée. Mais la variance des images moyennées n'est pas la même (différence de type d'images, mais aussi de conditions météorologiques). Cela conduit à des disparités entre les maxima atteints par $\gamma(h)$ qui sont les principales différences observées. De plus, les niveaux atteints diffèrent fortement d'une zone à l'autre.

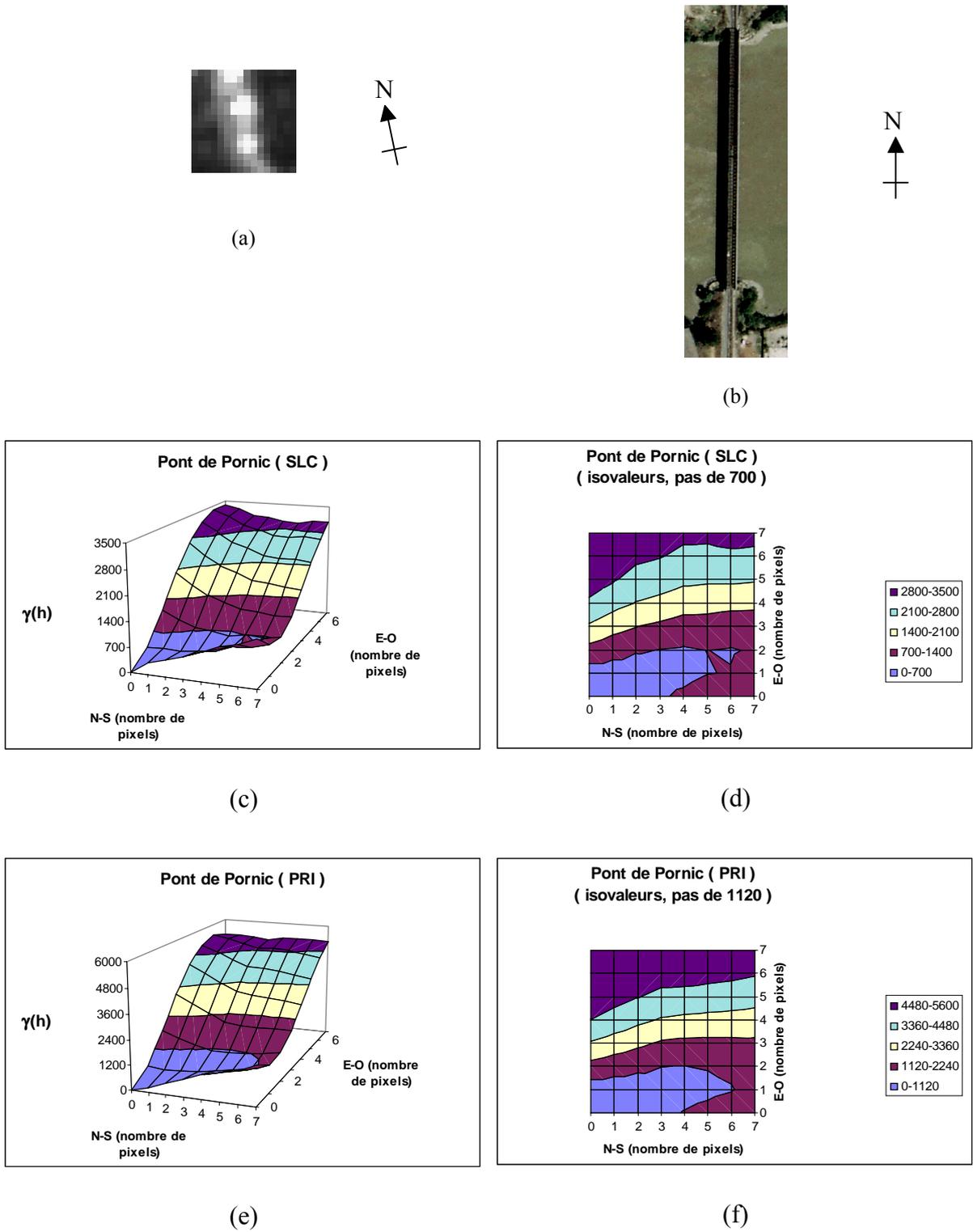
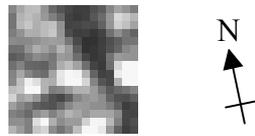


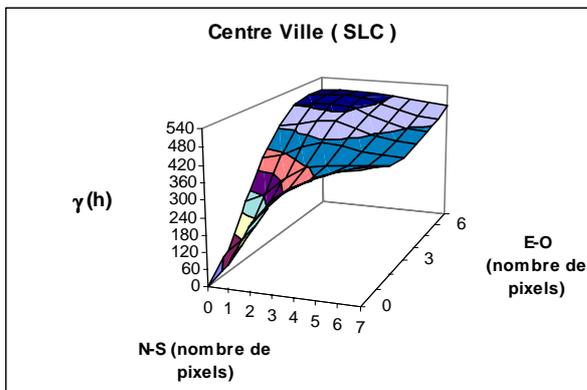
Figure 4.3. Demi-variogramme bi-dimensionnel calculé sur le pont de Pornic.



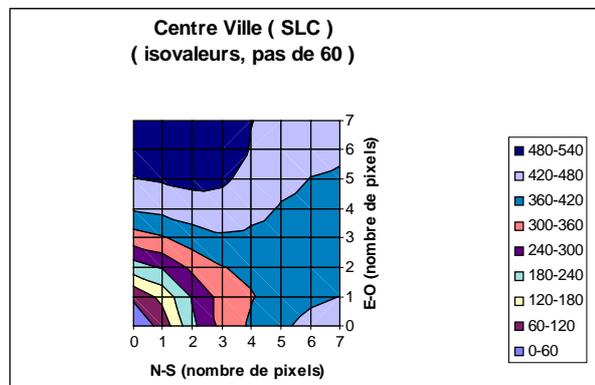
(a)



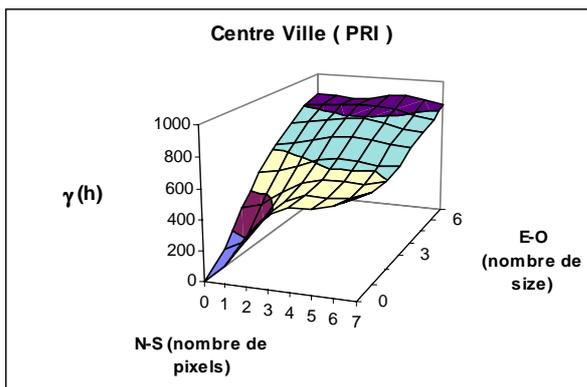
(b)



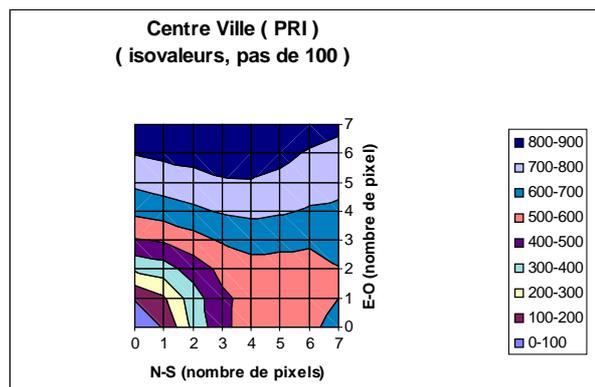
(c)



(d)



(e)



(f)

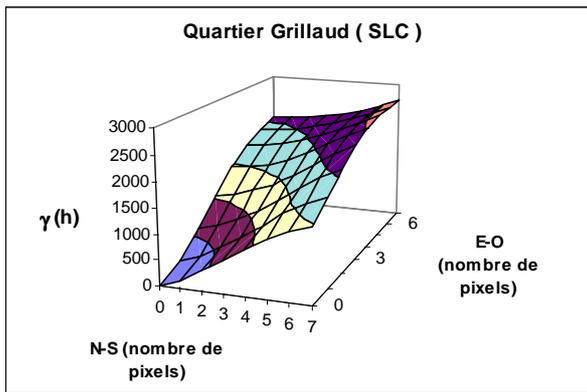
Figure 4.4. Demi-variogramme bi-dimensionnel calculé sur le centre ville.



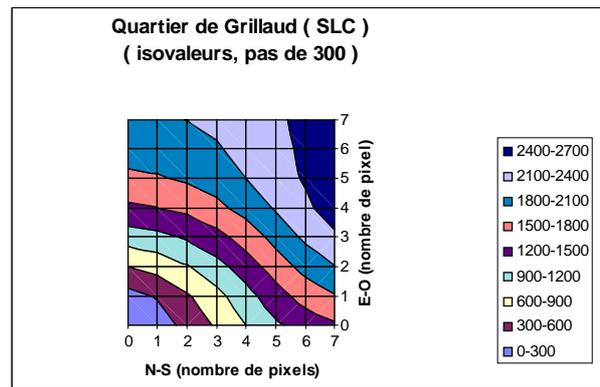
(a)



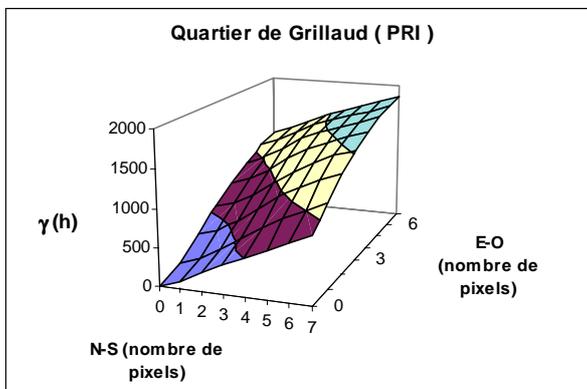
(b)



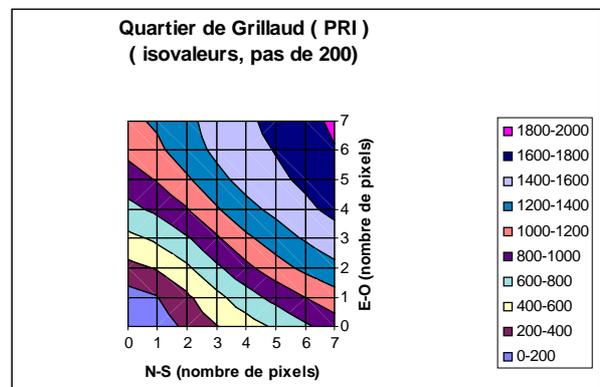
(c)



(d)



(e)



(f)

Figure 4.5. Demi-variogramme bi-dimensionnel calculé sur une zone résidentielle du quartier de Grillaud.

Pour faciliter la comparaison entre les variogrammes et obtenir un critère objectif de représentation des structures, quel que soit le type d'image-radar (SLC ou PRI), nous les avons normalisés avec la variance maximale de la zone d'étude. La forme n'est pas altérée. $\gamma(h)$ ne dépend plus que des structures invariantes (fig. 4.6).

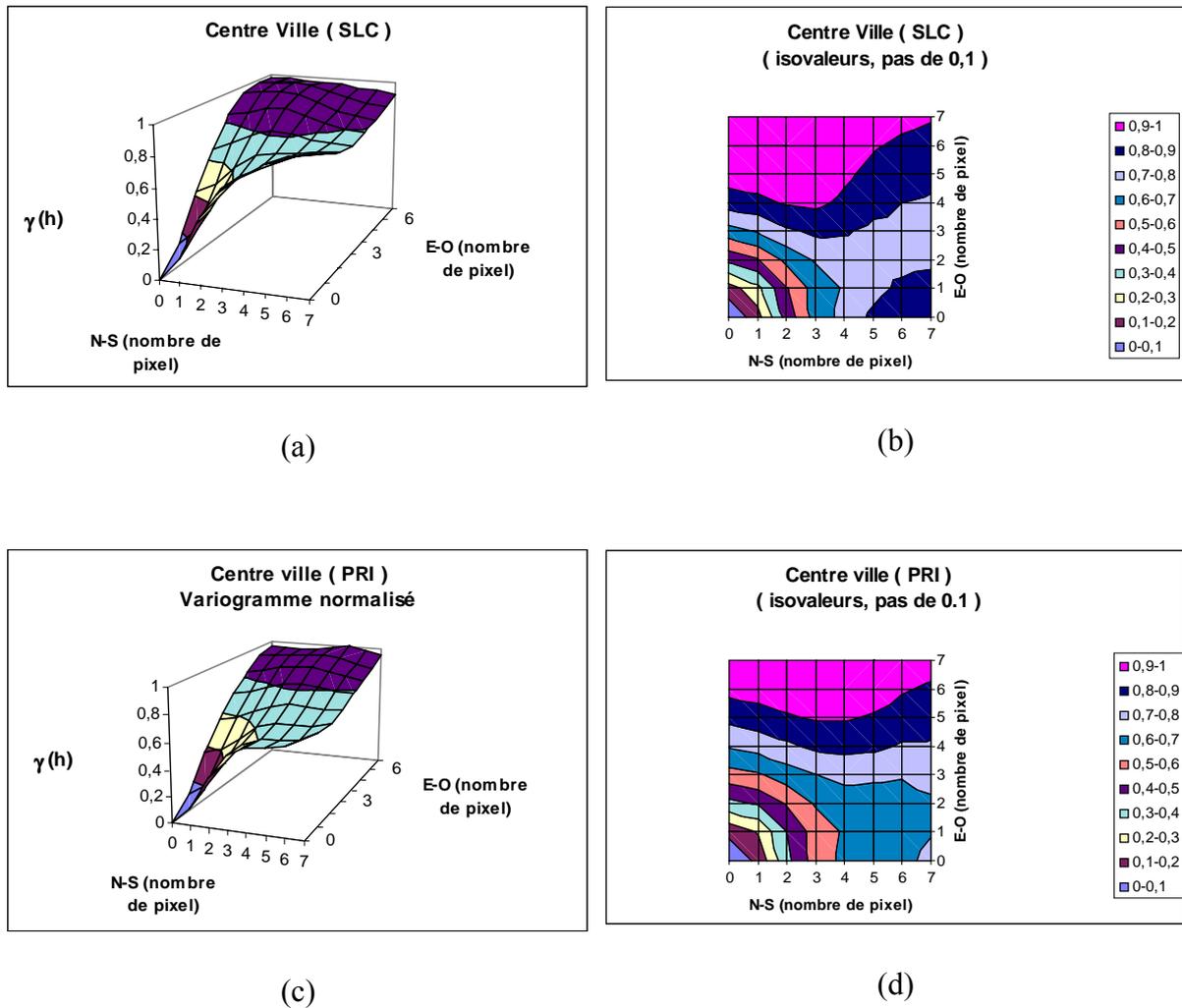


Figure 4.6. Demi-variogrammes normalisés calculés sur les images RSO moyennées, zone du centre ville de Nantes, a et b pour l'image-radar SLC, c et d pour l'image-radar PRI.

A partir de ces observations, nous avons conclu que le variogramme bi-dimensionnel pouvait servir à distinguer les différents types de zones bâties et leur structure liée à la rugosité aérodynamique (Basly *et al.* 1997, Basly *et al.* 1998). En effet, le variogramme respecte l'anisotropie et la variance de la zone considérée. Le degré d'anisotropie du variogramme est fonction de la densité, du type de bâti, et de l'orientation moyenne dans la zone. La variance de l'échantillon est donnée par la valeur de la plus grande échelle caractéristique. Plus la zone sera homogène et les objets d'une taille proche du pixel, plus la variance sera faible. Nous avons donc utilisé le variogramme bi-dimensionnel pour avoir une information bi-directionnelle sur les images RSO moyennées et ainsi procéder à leur classification.

4.3.2 Classification d'images RSO par variogramme bi-dimensionnel

Considérant les résultats obtenus avec le variogramme, nous avons fait une classification des images moyennées en calculant le variogramme sur toute l'image RSO moyennée. Nous avons cherché à remplacer les soixante quatre valeurs du variogramme par un plus petit nombre de paramètres caractéristiques. L'analyse des variogrammes calculés indiquent ces paramètres doivent conserver les informations suivantes :

- portée,
- niveau maximum,
- pente,
- anisotropie.

Les neuf paramètres sélectionnés sont des valeurs du variogramme et sont représentés comme suit :

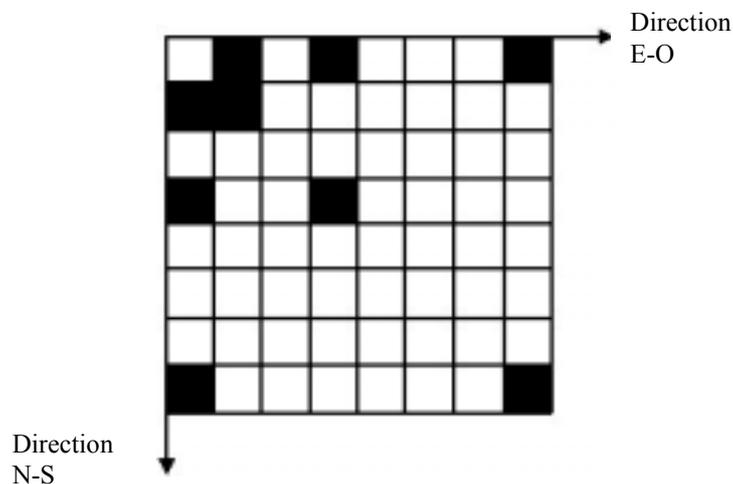


Figure 4.7. Les cases noires représentent les neuf points servant à décrire les caractéristiques des variogrammes calculés.

Le variogramme est calculé en tout point de l'image RSO moyennée. A chaque fois les neuf points caractéristiques sont extraits et neuf images (une par paramètre) sont construites. Ensuite, une classification non dirigée descendante hiérarchique est utilisée. Cette classification est basée sur un procédé de coupure à la médiane (Albuissou 1996).

A l'inverse d'une classification ascendante hiérarchique qui part d'un ensemble individualisé et effectue des regroupements par similitudes, la méthode descendante part du tout et cherche à séparer : une première itération va diviser la population en deux groupes, puis chaque groupe sera lui-même subdivisé jusqu'à obtenir le nombre de classe désiré (nombre limité à 247 dans notre cas par le logiciel utilisé). Le problème est celui du critère de séparation. La méthode choisit la médiane qui est le seuil séparant un ensemble ordonné en deux parties d'effectif égal. Dans notre cas, ce processus itératif s'effectue dans un espace à neuf dimensions. Les séparations ont lieu selon des axes représentant les composantes de plus grandes étendues. La médiane est alors calculée et les sous-groupes séparés. A l'itération suivante, les groupes candidats à la séparation sont ceux disposant du plus grand effectif. Finalement, nous obtenons une partition sous forme de groupes à peu près égaux en effectif, donc de faible étendue dans les parties les plus denses du nuage de points : il s'agit en fait du procédé d'ajustement de contraste par la loi uniforme, appelé aussi codage en iso-population, et appliqué, ici, dans un espace à neuf dimensions.

En comparant la carte des classes obtenues à des cartes IGN (échelle 1 : 100 000 et 1 : 25 000) ainsi qu'à des prises de vues aériennes, nous avons trouvé des correspondances entre la zone couverte par une classe et la morphologie locale (densité de bâti, hauteur moyenne, variabilité des caractéristiques géométriques des bâtiments, espacement entre les bâtiments, ...). La classification semble donc représenter la morphologie urbaine locale. Cette morphologie locale étant liée à la rugosité aérodynamique, une cartographie de la rugosité aérodynamique est donc envisagée en attribuant à chaque classe une valeur longueur de rugosité z_0 tirée de l'European Wind Atlas (Troen et Petersen 1989, voir annexe B).

Pour vérifier la reproductibilité de la méthode, nous l'avons appliquée à chaque image RSO moyennée réduite à leur partie commune. Nous comparerons et analyserons les cartes obtenues afin d'évaluer l'influence du type d'image RSO sur la cartographie de z_0 . Nous comparerons également les cartes de rugosité avec une carte calculée par le laboratoire CERMA de l'École d'Architecture de Nantes (EAN) afin d'évaluer nos travaux par rapport à ce qui existe déjà.

4.3.3 Cartographie de la rugosité aérodynamique

La méthode a été appliquée à deux images-radar. Ces deux images représentent des moyennes multitemporelles d'images-radar PRI et SLC. Le résultat de la cartographie est présenté ci-après (fig. 4.8).

Note : Dans la suite du chapitre, nous nommerons les cartes obtenues par classification des images RSO PRI et RSO SLC moyennées, VAR-PRI et VAR-SLC respectivement.

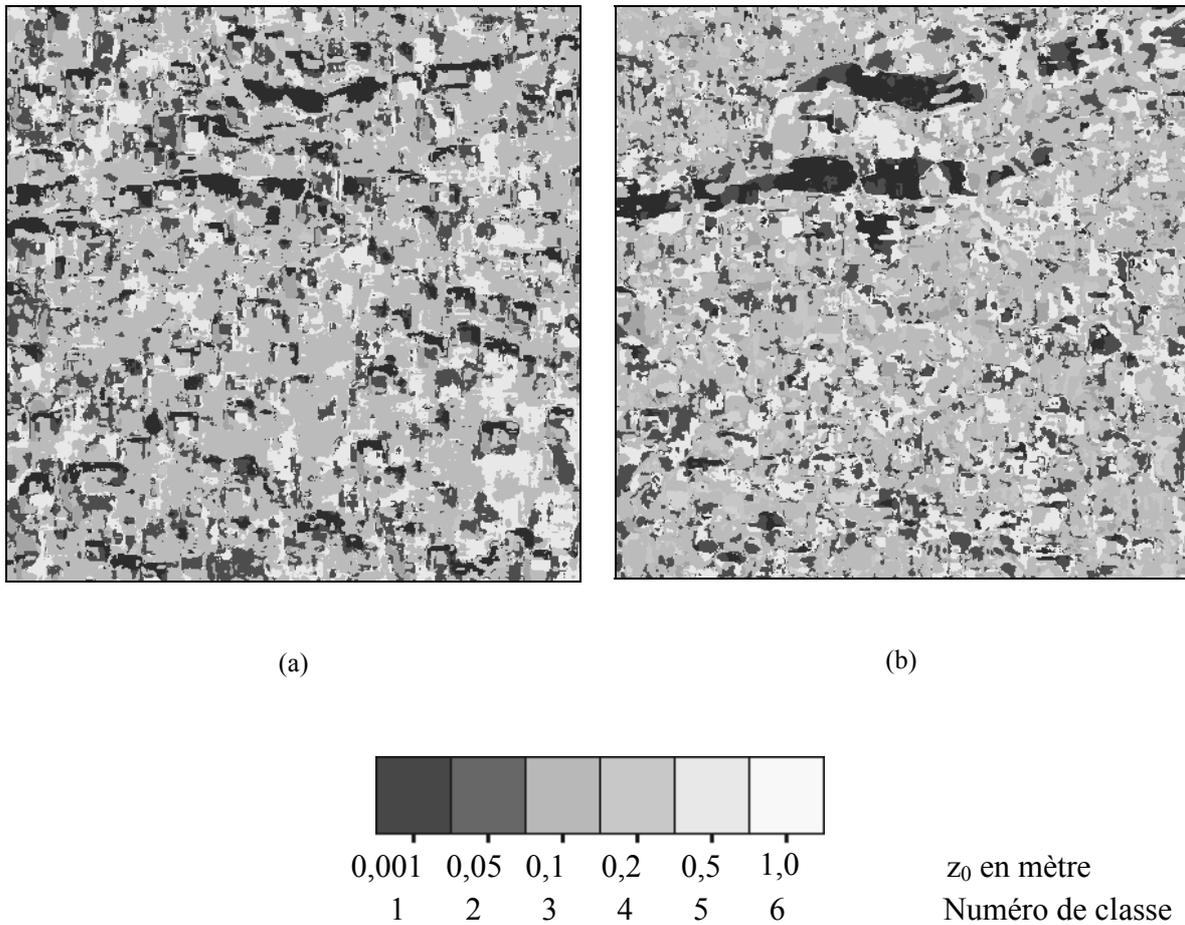


Figure 4.8. Cartes de rugosité obtenue avec les deux différents types de données RSO. (a) VAR-SLC. (b) VAR-PRI.

Les images présentent un aspect bruité, et nous pouvons reconnaître, par endroits, la forme de la fenêtre d'étude. Nous remarquons que la Loire est plus discernable sur la fig. 4.8.b. Cela s'explique par le fait que le contraste entre la Loire et son environnement est plus grand sur VAR-PRI. En effet, sur l'ensemble des images, la rétrodiffusion issue de la Loire est moins importante que sur les images-radar SLC. Le contraste dans l'image influe donc de manière importante sur la classification. L'apparente uniformité des cartes est due à ce que près de 50% des pixels appartient à la classe 4 (fig. 4.9), qui regroupe des zones urbaines moyennement denses tels que les immeubles avec cour intérieure et les zones urbaines de type centre de village. Les problèmes de limites dus à la taille de la fenêtre d'étude rendent difficile l'identification des limites urbaines.

Les cartes sont difficiles à interpréter visuellement, mais la lecture de cartes de rugosité n'est pas intuitive, même si nous nous attendons à retrouver certaines structures. Le fait d'utiliser un outil statistique tel que le variogramme contribue également à la disparition des structures. Les zones assez peu construites au sud de l'autoroute qui contourne

l'agglomération ne se détachent pas du reste de l'image. De plus, nous sommes confrontés à un problème de limites de zones de différentes rugosités. En effet, le variogramme a une dimension de huit pixels dans les deux directions, ce qui représente une zone de 136 m de côté. Si cela suffit à décrire les différents quartiers, cela reste insuffisant pour en respecter les limites. Ceci est un défaut important de cette approche.

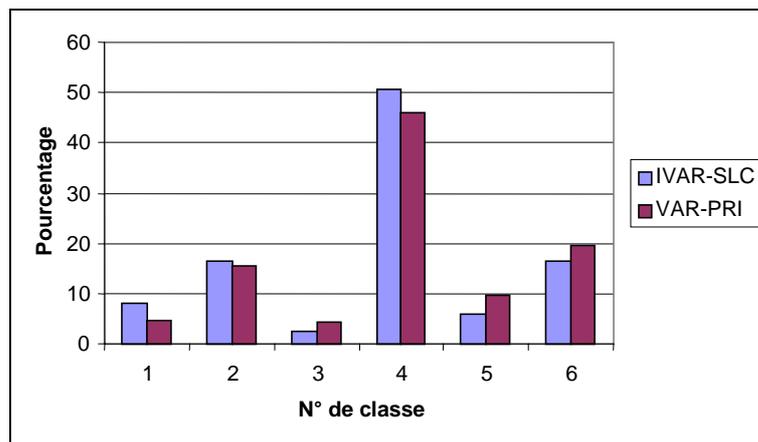


Figure 4.9. Histogramme montrant le pourcentage de pixels appartenant à une classe, et ceci pour les deux images de classifications, VAR-PRI en rouge et VAR-SLC en bleu.

En analysant les histogrammes des deux cartes (fig. 4.9), nous constatons que la répartition des pixels entre les différentes classes est similaire. La classe 4 se détache des autres ce qui est normal car la zone d'étude comprend principalement les agglomérations situées au sud de la Loire. Or, cette région est constituée en grande partie de zones pavillonnaires, de centres-villes peu étendus et de zones industrielles.

Pour étudier de manière plus approfondie les disparités des deux classifications, nous les comparerons entre elles, puis, à une carte de rugosité calculée par l'Ecole d'Architecture de Nantes.

4.3.3.1 COMPARAISON DES CARTES ENTRE ELLES

Cette comparaison va nous permettre d'évaluer l'influence des données utilisées sur la cartographie de la rugosité. Plus exactement, nous allons voir si le fait d'utiliser des images RSO PRI ou des images RSO SLC modifie la classification.

Pour comparer les cartes obtenues, nous calculons l'historgramme croisé. C'est-à-dire que nous analysons pour chaque classe le nombre de pixels correctement placés. Nous présentons les résultats sous forme de matrice de confusion (également appelée matrice d'erreur ou encore table de contingence) qui permet d'évaluer efficacement les erreurs de classification (Lillesand et Kiefer 1994, Stehman 1996).

La matrice de confusion compare classe par classe le résultat d'une classification et une image de référence, elle permet d'évaluer efficacement les différentes erreurs de classification. Il s'agit donc d'une matrice carrée dont la dimension vaut le nombre de classes. L'image de référence est souvent issue de campagnes sur le terrain ou de la photo-interprétation de vues aériennes. Les classes de références correspondent aux colonnes de la matrice. L'image de classification correspond aux lignes. Les valeurs des cellules de la matrice indiquent le nombre de pixels de la classification assignés à une classe de l'image référence. Les valeurs de la 1^{ère} diagonale représentent les pixels correctement classés. Les autres valeurs représentent les erreurs commises : erreur d'omission (ou d'exclusion) pour les valeurs en colonnes et erreur de commission (ou d'inclusion) pour les valeurs en ligne.

Pour décrire la matrice, nous disposons de plusieurs paramètres de précision. Tout d'abord, la précision globale, ou efficacité, de la matrice de confusion. Elle se calcule en divisant la somme des valeurs de la première diagonale par le nombre total de pixels. Ensuite, la précision de l'utilisateur qui consiste, pour chaque classe, à diviser le nombre de pixels correctement classés par le nombre total de pixels assignés à cette classe (total de la ligne). C'est une mesure de l'erreur de commission qui indique la probabilité qu'un pixel classé dans une catégorie représente réellement cette catégorie au sol. Enfin, la précision du producteur est calculée en divisant, pour chaque catégorie, le nombre de pixels correctement classés par le nombre de pixels de l'image référence appartenant à cette catégorie (total de la colonne). Ce chiffre représente l'erreur d'omission et indique si la catégorie de référence est bien classée.

Nous avons également utilisé le coefficient d'accord KAPPA (k) pour évaluer la précision de la classification ou plus précisément son estimateur le KHAT noté \hat{K} (Congalton et Oderwald 1983, Congalton 1991). Il est calculé selon la formule [4-12]. Contrairement à l'efficacité, ce coefficient prend indirectement en compte les erreurs de commission et d'omission. Ce coefficient indique dans quelle mesure le pourcentage de pixels correctement classés est dû à un réel accord entre les données de référence et la classification ou bien si cet accord est le fruit du hasard. Ainsi pour k valant 0, la classification n'offre pas de meilleur résultat qu'une assignation aléatoire de la valeur des pixels.

$$\hat{K} = \frac{N \sum_{i=1}^r x_{ii} - \sum_{i=1}^r (x_{i+} \cdot x_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^r (x_{i+} \cdot x_{+i})} \quad [4-12]$$

avec x_{i+} total en ligne, x_{+i} total en colonne, N nombre total d'observations et r nombre de lignes.

Dans notre cas, les lignes représentent les classes de VAR-PRI, les colonnes celles de VAR-SLC. Plutôt que d'employer les termes d'erreur de commission et d'omission, nous employons le terme d'indice de pureté, car il s'agit pour nous de comparer deux classifications, et non pas une classification et une image de référence dont les classes sont

connues *a priori*. Cet indice nous montre le pourcentage de pixels correctement classés (tab. 4.2).

Classification par Variogramme		VAR-SLC						Total	Précision utilisateur
		1	2	3	4	5	6		
VAR-PRI	1	3328	473	9	3851	824	715	9 200	36,17%
	2	3614	5247	554	13915	2193	5138	30 661	11,79%
	3	123	1281	210	5435	92	1287	8 428	1,46%
	4	4560	15580	2423	46704	5625	15570	90 462	5,04%
	5	322	3436	1155	8425	758	5068	19 164	1,68%
	6	4149	6177	248	21329	2006	4421	38 330	10,82%
	Total	16 096	32 194	4 599	99 659	11 498	32 199	196 245	
Précision Producteur		20,68%	16,30%	4,57%	46,86%	6,59%	15,74%	Efficacité	0,31
								KHAT	0,01

Tableau 4.2. Matrice de confusion établie pour les classifications par variogramme des cartes VAR-PRI et VAR-SLC.

L'analyse de la matrice de confusion nous révèle que seulement 31% des pixels a la même valeur et la même place dans les deux cartes, ce qui est très faible pour des cartes censées représenter le même phénomène. Nous remarquons que le nombre de pixels extérieurs à la première diagonale est élevé, ce qui révèle une grande dispersion des classes. Ce phénomène de dispersion est mis en évidence par un coefficient KHAT très faible (environ 0,01 !).

L'analyse des deux matrices de confusions normalisées par rapport au total des classes, *i.e.* par rapport aux colonnes pour les classes de la carte VAR-SLC, et par rapport aux lignes pour les classes de la carte VAR-PRI, confirme la forte disparité des deux cartes. Nous concluons que la cartographie de la rugosité aérodynamique dérivée d'une classification par variogramme d'image RSO n'est pas probante.

4.3.3.2 COMPARAISON DES CARTES AVEC LA CARTE CALCULEE EAN

La différence de résolution entre la carte calculée EAN et les cartes obtenues avec les images satellitales est telle (facteur 10) que la comparaison est délicate à mettre en œuvre. Cette comparaison nécessite un changement de résolution d'une des deux cartes de rugosité.

Changer la résolution spatiale de la carte calculée EAN en la faisant passer de 300 m à 30 m ne présente aucun intérêt. Le contenu en information n'augmentera pas avec l'amélioration de la résolution. Nous devons donc dégrader la résolution des cartes

obtenues avec les données satellitales pour passer de 30 m à 300 m de résolution spatiale. Plusieurs méthodes permettent l'altération de la résolution spatiale d'une image. Beaucoup de ces méthodes sont basées sur des combinaisons plus ou moins complexes des valeurs numériques des pixels. Dans notre cas, nous ne pouvons pas combiner les valeurs des pixels entre elles car elles représentent des classes de longueur de rugosité. Or, la classe de rugosité n°3 n'est en aucun cas équivalente à une combinaison de la classe n°1 avec la classe n°2. Chaque classe représente un thème d'occupation du sol bien particulier.

Les seules méthodes que nous puissions employer sont des méthodes statistiques ne faisant pas intervenir de combinaisons inter-pixels. Nous avons choisi le filtre modal qui affecte, au pixel central de la fenêtre d'étude, la valeur la plus souvent attribuée aux pixels de la fenêtre.

Avant le passage des cartes de rugosité de 30 à 300 m de résolution, il nous a fallu les rectifier géométriquement afin qu'elles soient dans le même référentiel géographique que la carte de l'EAN. Pour obtenir la résolution de 300 m, nous avons tout d'abord appliqué aux deux cartes de rugosité un filtre modal de taille 11x11. Ceci permet d'éliminer toute information provenant des résolutions plus fines, sans pour autant recréer de nouvelles valeurs de rugosité. Nous avons ensuite sous-échantillonné les images filtrées et obtenu des cartes de rugosité à 300 m (fig. 4.10).

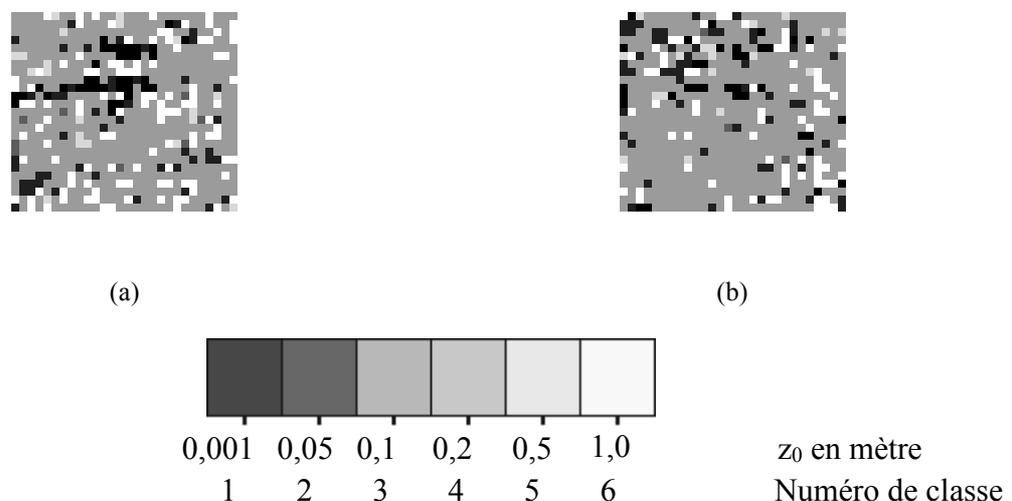


Figure 4.10. Cartes de rugosité obtenues avec les données satellitales puis dégradées à la résolution de 300 m. (a) VAR-PRI2. (b) VAR-SLC2.

Une fois les transformations géométriques effectuées, nous avons pu comparer les parties communes des cartes entre elles. Une première approche pour la comparaison consiste à produire un histogramme des classes de rugosité pour chacune des images (fig. 4.11).

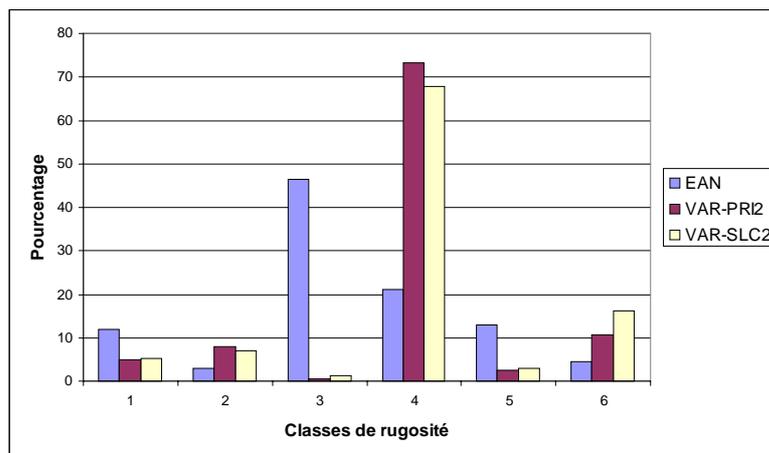


Figure 4.11. Histogramme des classes de rugosité pour les trois cartes exprimé en pourcentage du nombre total de pixels des cartes.

Nous pouvons remarquer que les histogrammes de VAR-PRI2 et VAR-SLC2 sont peu différents. Par contre, ils diffèrent fortement de l’histogramme de la carte de l’EAN, notamment pour les classes 3, 4 et 5.

Pour approfondir la comparaison, nous avons établi les matrices de confusions entre la carte de l’EAN et chacune des cartes obtenues par classification simultanée. Nous présentons dans le tableau 4.3 les principaux résultats, c’est-à-dire l’efficacité et le KHAT.

Comparaison avec Carte de l’EAN	Efficacité	KHAT
Carte de Rugosité VAR-PRI2	0,19	0,02
Carte de Rugosité VAR-SLC2	0,20	0,04

Tableau 4.3. Coefficients de qualité des matrices de confusion établies entre les cartes de rugosité obtenues avec les images RSO et une carte de rugosité de l’EAN.

Ce qui était pressenti avec les histogrammes est ici confirmé. Les résultats sont révélateurs d’une grande dispersion. Les efficacités sont très faibles. Les coefficients KHAT ont des valeurs quasi-nulles, proches de celles que nous aurions pu obtenir par association aléatoire d’une longueur de rugosité aux pixels des images.

Les cartes obtenues avec les images RSO sont donc très différentes de la carte de l’EAN.

4.3.4 Discussion

Dans cette partie du chapitre 4, nous avons mis en évidence qu'il était possible d'extraire des informations sur diverses structures urbaines liées à la rugosité aérodynamique d'images satellitales RSO. L'outil utilisé pour discriminer de telles structures est le variogramme ou fonction de structure. Nous nous sommes donc servis du variogramme afin de classer différents types d'images RSO (SLC et PRI). De cette classification, nous avons dérivé une cartographie de la rugosité aérodynamique, en attribuant aux classes trouvées une valeur de longueur de rugosité z_0 . Cette procédure, appliquée à deux types différents d'images RSO, bien qu'innovante, s'est montrée décevante sur le plan quantitatif. En effet, les cartes obtenues, bien qu'ayant certains points communs, présentent un faible degré de similitude.

Cette disparité est certainement due au type de données utilisées. Le variogramme étant sensible à la variance de la zone considérée, une même zone géographique prise sur une image-radar SLC ou PRI aura une variance différente. Cette différence de variance est inhérente au type de produit utilisé. Bien que la classification ait été faite avec des variogrammes normalisés en variance, le type d'image a tout de même influé, la qualité n'étant pas la même.

La différence en qualité des images peut aussi s'expliquer par les différences de conditions météorologiques. En effet, le jeu d'images-radar SLC utilisé pour la moyenne multirate, possède une majorité d'images prises au printemps et en été, alors que le jeu de données PRI en possède une majorité en automne et en hiver (voir chap. 2).

De plus, cette approche ne donne pas les mêmes résultats que ceux obtenus avec une méthode existante. Nous avons vu que les cartes différaient surtout pour les classes 3, 4 et 5. L'importance de la disparité due à la confusion de l'une des trois classes dépendra de l'influence de la précision sur z_0 en ce qui concerne les modèles numériques. En ce qui concerne le calcul de la vitesse du vent moyen, l'erreur commise sur z_0 entraîne une erreur, Err , qui vaut, d'après l'équation [1-1] :

$$Err = \frac{\Delta \text{Log}(z_0)}{\text{Log}(z_0)} \quad [4-13]$$

Une confusion sur les classes 3, 4 ou 5 entraînera une erreur sur z_0 d'environ 50%, qui se traduira par une erreur de 30 à 70% ce qui n'est pas négligeable.

Notre méthode, basée sur l'imagerie RSO seule, ne peut pas être utilisée de manière opérationnelle pour cartographier la rugosité aérodynamique.

La prise en compte d'informations complémentaires pourrait aboutir au résultat recherché. Nous nous sommes donc tournés vers une méthode multicapteurs, c'est-à-dire combinant données satellitales RSO et optiques.

4.4 CARTOGRAPHIE DE LA RUGOSITE AERODYNAMIQUE PAR FUSION DE DONNEES OPTIQUES ET RSO

4.4.1 Introduction

La richesse et la précision de l'information contenue dans l'image Landsat ont déjà été largement mises à profit pour cartographier l'occupation des sols. Les capteurs multibandes passifs conviennent bien à la cartographie de l'occupation des sols, car il existe une relation entre la réponse spectrale mesurée et les caractéristiques physiques de la zone imagée (Goffredo 1998). Cependant, ces types de capteurs ont des spécifications visant à différencier convenablement les zones végétales des autres types de zones.

Un essai de classification avec l'image Landsat seule a été tenté. De nombreuses confusions sont obtenues entre différents types de zones non végétales, ces confusions apparaissent entre des zones de sol nu et des zones industrielles. Les zones pavillonnaires avec un fort taux de végétation ressortent mal. Concernant les zones végétales, les zones arborées sont mal discriminées. La différenciation des zones urbaines n'est pas facile sur des images optiques. Beaucoup de classes intègrent des zones en eau. Ce manque de discernement peut être résolu par l'utilisation de l'imagerie radar qui permettra d'affiner la détection des différentes classes notamment urbaines (Perlant 1993, Kuplich *et al.* 2000). Nous intéressés aux structures urbaines liées à la rugosité aérodynamique, il nous faut posséder une information caractérisant ces structures. Cette information structurelle peut être extraite de l'imagerie RSO qui est sensible aux aspects géométriques de la zone imagée (voir Chap. 2). D'où l'intérêt de combiner les informations provenant des deux types d'images.

L'utilisation de la diversité d'informations fournies par les différents capteurs embarqués sur les satellites a régulièrement été mise à profit afin d'affiner les connaissances en matière d'occupation et d'utilisation des sols. De nombreuses études ont plus particulièrement cherché à tirer le meilleur parti des données RSO et optiques par combinaison ou fusion multicapteurs. C'est le plus souvent les données des satellites ERS et Landsat qui sont utilisées. La principale raison est la richesse de l'information contenue dans les sept bandes spectrales de Landsat et la disponibilité plus ancienne des images d'ERS (Abbate 1997, Abbate *et al.* 1995, Beha *et al.* 1996, Dallemand *et al.* 1993, Fehrenbach *et al.* 2000, Kuplich *et al.* 2000, Michelson *et al.* 2000, Parlow *et al.* 1996, Sherer *et al.* 1996a, Valverde *et al.* 1997). Des études combinant l'imagerie SPOT et ERS, pour étudier la complémentarité ou pour améliorer les classifications, ont également été menées (Aschbacher et Lichtenegger 1991, Perlant 1993). Ces études ont montré l'intérêt de profiter de l'information complémentaire fournie par les différents types de capteurs (passif et actif).

4.4.2 Méthodologie

Concernant le choix de la méthode de fusion d'information, plusieurs méthodes sont disponibles. Beha *et al.* (1996), par exemple, ont appliqué une méthode basée sur une classification par maximum de vraisemblance. Les entrées du classificateur sont les sept

bandes spectrales d'une image Landsat-5 TM et trois images dérivées d'un jeu de trois images RSO ERS-1. La première image dérivée est la première composante résultant d'une analyse ACP appliquée aux trois images. La deuxième image dérivée est obtenue par une méthode aux moindres carrés. La troisième image dérivée est l'image des résidus par rapport au modèle définit.

Pour notre part, nous utiliserons la technique d'analyse ACP appliquée à une image Landsat-5 TM et à des données dérivées d'images RSO ERS temporellement moyennées. L'ACP consiste à projeter les images dans un espace dont les vecteurs propres, appelés composantes principales, sont orthogonaux et ordonnés par ordre d'explication de la variance totale décroissant. Généralement les premières composantes contiennent beaucoup d'information et peu de bruit, contrairement aux derniers vecteurs.

L'image Landsat utilisée date du 11 avril 1995, 10h45 TU. Elle est constituée de 7 bandes spectrales. La bande 6 (TM6) correspond à l'infrarouge thermique sensible au rayonnement thermique émis par la surface observée, sa résolution spatiale est de 120 m. Les autres bandes correspondent aux longueurs d'onde du visible (TM1 à TM3), du proche infrarouge (TM4) et de l'infrarouge moyen (TM5 et TM7). Ces bandes sont sensibles à l'énergie solaire réfléchi par la surface observée (luminance), et leur résolution spatiale est de 30 m. L'image Landsat TM permettra une cartographie de l'occupation des sols grâce à la diversité d'informations contenues dans ses différentes bandes. TM1 sert généralement à étudier les surfaces en eau. TM2 et TM3 peuvent compléter les investigations faites avec TM1. Ils sont sensibles à la végétation, dans TM3 l'eau commence à apparaître sombre. TM4 est très utile pour étudier les zones végétales, l'humidité du sol et le trait de côte. TM5 est assez proche de TM4 et sert à étudier le stress et le contenu en eau de la végétation. TM7 est souvent utilisé pour des applications géologiques.

Les entrées de l'outil d'analyse ACP seront les 6 bandes de l'image Landsat-5 (TM1 à 5 et TM7). La bande thermique de Landsat n'a pas été retenue car la résolution spatiale de 120 m ne permet pas de définir correctement les limites intra-urbaines. Au lieu d'utiliser directement les images RSO temporellement moyennées, nous avons cherché à rajouter, à l'information optique, une information sur les structures urbaines. Pour cela il nous faut un outil nous permettant d'extraire de façon optimale l'information spatiale fine que contiennent les images RSO. Un de ces outils est l'analyse multirésolution utilisant la transformée en ondelettes. En effet, à la différence de la transformée de Fourier qui donne précisément les fréquences spatiales et leur orientation dans une image, mais sans leur localisation ; la transformée en ondelettes va permettre la connaissance de ces fréquences spatiales (ou échelles caractéristiques) et leur localisation. Par contre, la précision en fréquence sera plus faible et il faudra se contenter d'un intervalle d'échelles caractéristiques. Voyons maintenant une explication succincte de l'analyse multirésolution.

Le concept d'analyse multirésolution (AMR) peut être représenté par des algorithmes pyramidaux (Ranchin 1993). Dans ce concept, la taille du pixel est définie comme la résolution de référence permettant la mesure des variations locales dans l'image. Le terme résolution est l'inverse de l'échelle définie en cartographie. Ainsi, plus la résolution d'une image augmente, plus la taille du plus petit élément visible diminue (fig. 4.12).

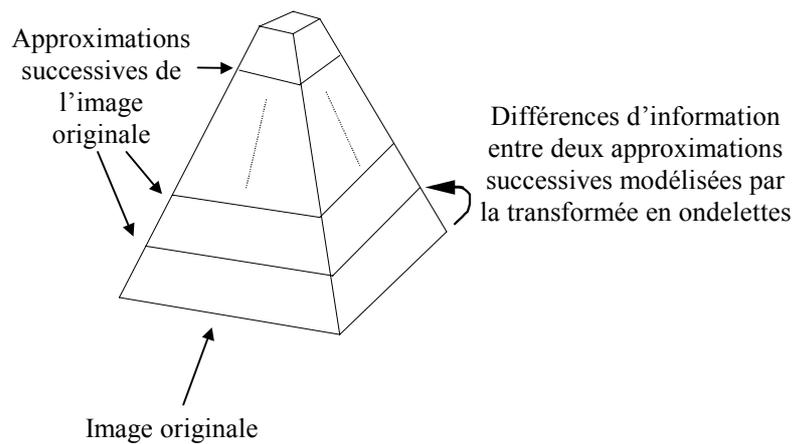


Figure 4.12. Représentation graphique d'un algorithme pyramidal.

Les algorithmes pyramidaux permettent de « fabriquer » des approximations successives et de plus en plus grossières de l'image originale. Nous appellerons ces approximations : images de contexte. La base de la pyramide correspond à l'image originale. Les différents étages représentent les approximations successives de l'image originale. La limite théorique de ces algorithmes est le sommet de la pyramide qui correspond à un pixel unique. La différence d'information modélisée par l'analyse en ondelettes, donne, ce que nous appellerons, l'image de détails ou coefficients d'ondelettes. L'image de niveau de détails résultant de la différence d'une approximation de l'image de résolution j avec son approximation qui a une résolution $2*j$, contient donc des informations relatives aux échelles caractéristiques comprises entre j et $2*j$. Par analogie avec l'électronique, la transformée en ondelettes agit comme un filtre passe-bande. L'AMR permet donc l'extraction d'informations contenues à diverses échelles caractéristiques (résolutions) dans l'image.

Pour conserver aux approximations successives la taille de l'image originale, et ainsi faciliter l'interprétation visuelle, nous avons utilisé un algorithme d'ondelettes "à trous". Cet algorithme est dyadique, c'est-à-dire qu'à chaque itération la résolution est altérée d'un facteur deux. Pour l'analyse de ces structures fines qui varient rapidement dans l'espace l'ondelette mère doit être de faible dimension, dans notre cas elle est de 3×3 pixels. La transformée en ondelettes permet de s'adapter au phénomène étudié.

Dans notre cas, pour une image RSO PRI, le premier niveau de détails contient les informations relatives aux échelles caractéristiques comprises entre 25 et 50 m ; le deuxième niveau de détail contient les informations des échelles comprises entre 50 m et 100 m, etc. Du point de vue fréquentiel, les niveaux de détails successifs correspondent à des fréquences de plus en plus basses.

La combinaison de niveaux de détails de résolutions différentes permettra d'avoir des informations sur la variabilité spatiale des structures de l'image. Dans notre cas, le choix s'est porté sur le premier et second niveau. Ils regroupent les plus petites échelles

caractéristiques présentent dans l'image RSO. Ces deux niveaux contiennent peu d'information sur les zones végétales, qui sont beaucoup plus homogènes que les zones construites. Par contre, ils contiennent beaucoup d'informations sur les structures urbaines qui nous intéressent. Ce sont donc ces deux premiers niveaux de détails que nous allons fusionner à l'imagerie optique.

Nous avons effectué deux fusions de données : d'abord les six bandes Landsat TM et les deux premiers niveaux de détails de l'image-radar PRI moyennée, puis les mêmes bandes Landsat TM et les deux premiers niveaux de détails de l'image-radar SLC moyennée. La technique de fusion utilisée est l'ACP. Étant donné les différences entre les dynamiques des images en entrée, la matrice de corrélation est utilisée au lieu de la matrice de covariance. Notons que la corrélation entre les niveaux de détails et les images TM est très faible, ce qui montre la complémentarité de l'information qu'ils contiennent. Les composantes principales résultant de l'analyse sont ordonnées par ordre d'explication de la variance totale décroissant. Les trois premières composantes expliquent, à elles trois, près de 90% de la variance totale des huit images. Les autres composantes ont une lisibilité faible à très faible. Dans la mesure où une classification doit ensuite être faite par interprétation visuelle, la faible lisibilité se comporte plutôt comme une perturbation. Nous n'avons donc conservé que les trois premières composantes pour le traitement suivant.

La classification non dirigée descendante hiérarchique des jeux de données (voir § 4.3.2) et l'attribution de labels aux classes trouvées sont effectués de façon simultanée. Ceci pour éviter tout biais du photo-interprète lors de l'attribution des labels. Le but de cette procédure étant, entre autres, de montrer l'influence du type d'image-radar sur la cartographie de la rugosité. La méthode est résumée sur la figure 4.13.

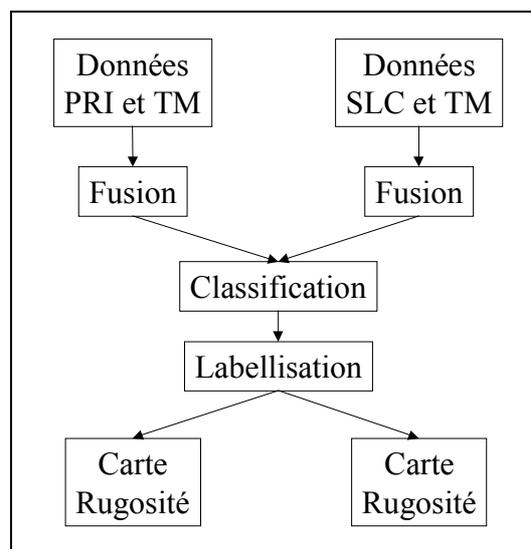


Figure 4.13. Représentation de la nouvelle procédure de classification des images. Classification simultanée des deux jeux.

4.4.3 Classification simultanée des deux jeux de données et cartographie du z_0

Les cartes obtenues par classification simultanée des jeux de données, Landsat TM avec coefficients d'ondelettes PRI et Landsat TM avec coefficients d'ondelettes SLC, sont présentées ci-dessous.

Note : nous noterons TM-PRI (respectivement TM-SLC) la carte de rugosité obtenue par classification simultanée des données Landsat-5 TM et des coefficients d'ondelettes de l'image-radar PRI (respectivement SLC).

Comparativement à la méthode n'utilisant que l'imagerie radar (fig. 4.8), les structures de l'agglomération reste visible. Nous distinguons les limites urbaines au sud de la Loire, ainsi que l'aéroport et le bâtiment à proximité. Nous observons également un effet de « pointillisme », plus prononcé sur la partie nord de la Loire, c'est-à-dire la ville de Nantes et son centre. Ceci est dû à l'injection de microstructures présentes dans l'imagerie RSO, qui se traduit par une microstructuration des taxons. Elle pourrait disparaître par filtrage de type modal.

Il est difficile de juger de la disparité des deux cartes visuellement, celle-ci étant moins flagrante que précédemment. Nous remarquons tout de même, pour TM-PRI, une confusion de classes sur la Loire et un manque de contraste entre la rivière l'Erdre et ses rives (nord de Nantes). Nous voyons aussi une confusion sur la classification des pistes de l'aéroport. Aussi, avons nous établi la matrice de confusion pour approfondir la connaissance des disparités (tableaux 4.4 à 4.6).

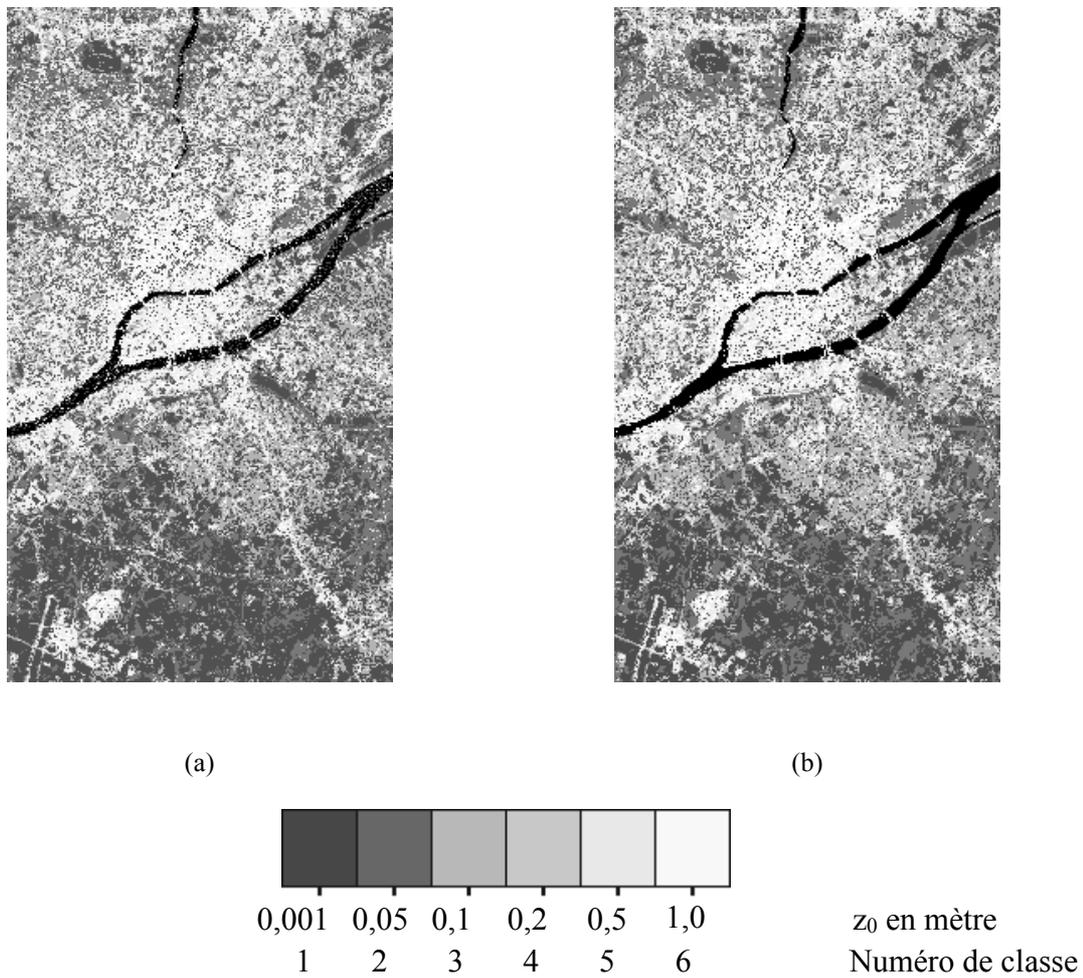


Figure 4.14. Cartes de rugosité obtenues par classification simultanée des jeux de données. (a) TM-PRI. (b) TM-SLC.

Classification Simultanée		TM-SLC						Total	Précision utilisateur
		1	2	3	4	5	6		
TM-PRI	1	2097	565	48	0	108	101	2919	71,84%
	2	61	17438	2345	2565	2521	572	25502	68,38%
	3	29	2987	11229	778	1327	72	16422	68,38%
	4	0	3625	1101	13189	4083	195	22193	59,43%
	5	18	1876	867	3864	11848	1881	20354	58,21%
	6	119	653	195	314	2456	2713	6450	42,06%
	Total	2324	27144	15785	20710	22343	5534	93840	
Précision Producteur		90,23%	64,24%	71,14%	63,68%	53,03%	49,02%	Efficacité	0,62
								KHAT	0,52

Tableau 4.4. Matrice de confusion pour les deux cartes de rugosité obtenues par classification simultanée des deux jeux de données.

La précision des classes est améliorée, elle est pratiquement doublée (en moyenne). L'efficacité globale est également doublée et le KHAT est multiplié par cinquante ! L'amélioration est évidente, d'ailleurs, visuellement, les cartes sont beaucoup plus semblables. Cependant, des classes ont encore une pureté peu élevée, synonyme d'une dispersion interclasse. La précision de la classe 1 de la carte TM-SLC atteint 90%. Elle est plus dispersée dans la carte TM-PRI qui a une précision de 72%. Pour les autres classes, les précisions sont similaires. Pour faire ressortir les dispersions inter-classe, nous avons calculé les matrices de confusion normalisées (tab. 4.5 et 4.6)

		Classes de TM-SLC					
		1	2	3	4	5	6
Classes de TM-PRI	1	90	2	0	0	0	2
	2	3	64	15	12	11	10
	3	1	11	71	4	6	1
	4	0	13	7	64	18	4
	5	1	7	5	19	53	34
	6	5	2	1	2	11	49
Total		100	100	100	100	100	100

Tableau 4.5. Matrice de confusion dont chaque colonne est normalisée par rapport à son total. Les chiffres indiquent des pourcentages, ils ont été arrondis pour faciliter la lecture. Sur la première diagonale, nous retrouvons l'erreur du producteur de la classe concernée. La matrice se lit en colonne. Elle permet de visualiser facilement la dispersion des classes de la carte TM-SLC dans la carte TM-PRI.

		Classes de TM-SLC						Total
		1	2	3	4	5	6	
Classes de TM-PRI	1	72	19	2	0	4	3	100
	2	0	68	9	10	10	2	100
	3	0	18	68	5	8	0	100
	4	0	16	5	59	18	1	100
	5	0	9	4	19	58	9	100
	6	2	10	3	5	38	42	100

Tableau 4.6. Idem tableau 4.5 mais pour les lignes.

D'après les tableaux 4.5 et 4.6, seule la classe 1 est peu dispersée. Dans les deux cas, presque toutes les classes se dispersent dans la classe 2, à raison d'une dizaine de pour-cent. De même, dans les deux cas, la classe 6 se disperse fortement dans la classe 5 (plus de 30%).

Le changement de méthode est d'un apport indéniable pour la qualité de la cartographie de la rugosité. Bien qu'améliorés, les paramètres de qualité de la matrice de confusion sont un peu faibles. Une amélioration supplémentaire est possible en filtrant les cartes. Avec un filtre modal de petite taille (3x3 pixels), pour ne pas trop altérer les cartes, l'efficacité passe de 60 à 70% et le KHAT passe de 0,52 à 0,61. La dispersion des classes est encore diminuée.

Malgré l'information commune apportée par les bandes Landsat-5 TM, la dispersion des classes n'est pas négligeable. La variabilité a pu être introduite par le procédé de classification lui-même. La variabilité peut également provenir des informations extraites des images RSO. Dans ce dernier cas, le type d'image-radar influencerait la classification et par conséquent, la cartographie de la rugosité aérodynamique.

4.4.4 Comparaison avec la carte de rugosité calculée EAN

Cette comparaison nécessite le changement de résolution des deux cartes de rugosité TM-PRI et TM-SLC. Les images filtrées et sous-échantillonnées à 300 m sont présentées figure 4.15.

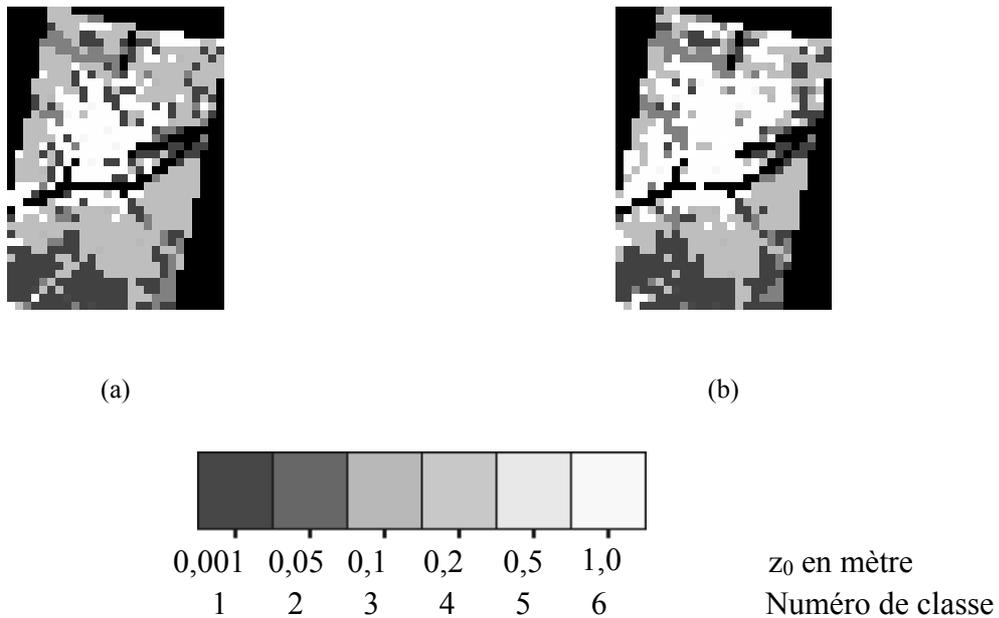


Figure 4.15. Carte de rugosité obtenue avec les données Landsat TM et les données radar, puis dégradée à la résolution de 300 m. (a) TM-PRI2. (b) TM-SLC2.

Visuellement, elles se différencient surtout par la classe 6 qui occupe, pour TM-SLC2, une surface plus importante au nord de la Loire. Pour approfondir l'étude des disparités, comme précédemment, nous avons calculé pour chaque carte l'historgramme des classes de rugosité (fig. 4.16).

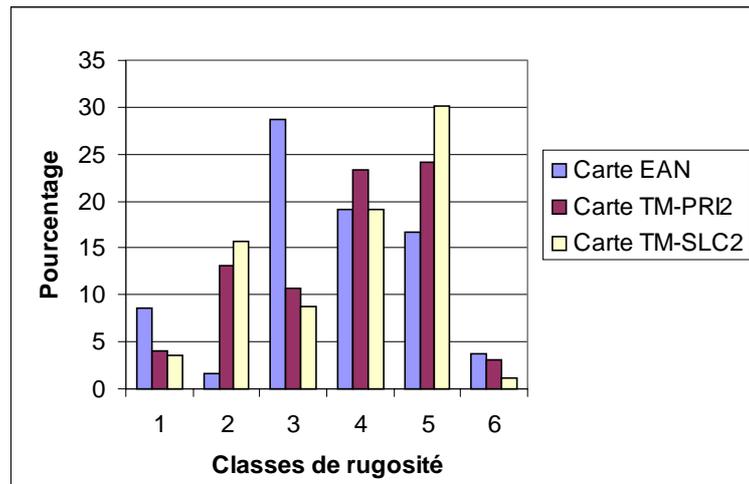


Figure 4.16. Histogramme des classes de rugosité pour les trois cartes de rugosité exprimé en pourcentage du nombre total de pixels de l'image.

Nous remarquons une similitude des cartes TM-PRI et TM-SLC quant à la représentation des différentes classes. Par contre, la carte de l'EAN se distingue par une très faible représentation de la classe 2 et un nombre important de pixels dans la classe 3.

Pour approfondir la comparaison, nous avons établi les matrices de confusions entre la carte de l'EAN et chacune des cartes obtenues par classification. Nous présentons dans le tableau 4.7 les principaux résultats, c'est-à-dire l'efficacité et le KHAT.

Cartes	Efficacité	KHAT
TM-PRI	0,36	0,20
TM-SLC	0,33	0,17

Tableau 4.7. Comparaison des cartes de rugosité avec la carte de l'EAN.

Comparativement à la méthode utilisant le variogramme (voir tab. 4.3), les cartes se rapprochent de celle de l'EAN, les coefficients KHAT sont nettement améliorés (facteur dix). La dispersion est surtout moins importante. Cependant, les chiffres restent faibles dus à la grande dispersion des classes 2 et 3.

L'utilisation de la fusion de données multicateurs améliore indéniablement les résultats de la cartographie de la rugosité aérodynamique. Les cartes obtenues restent très différentes de celle de l'EAN. Cependant, la forte disparité d'échelle entre les deux types de cartes ne rend pas aisée la comparaison. Compte tenu des limitations de la carte de l'EAN, cette comparaison ne peut pas être assimilée à une validation des méthodes développées.

4.5 CONCLUSION

Nous avons montré qu'il était possible d'utiliser l'imagerie radar pour cartographier la rugosité aérodynamique. Nous avons pour cela élaboré deux méthodes semi-automatiques et rapides de cartographie. La première méthode, n'utilisant que l'imagerie RSO est peu probante. La seconde méthode, basée sur la fusion de données multicapteurs, a permis d'améliorer nettement les résultats et la fiabilité.

Cette élaboration semi-automatique des cartes ne nécessite pas de moyens lourds et coûteux. La méthode peut facilement s'appliquer aux régions dépourvues de base de données géographiques et où, pour des raisons de pollution atmosphérique, des modélisations d'écoulement d'air seraient utiles, comme par exemple, les mégalo-poles des pays en voie de développement (Mayer 1999). La méthode permettra également la mise à jour régulière (deux fois par an environ) des cartes de rugosité.

Nous avons montré que le type de données RSO influait sur la cartographie. Les différences de prétraitements subis par les données radar ne sont donc pas anodines. Pour connaître l'influence des données sur les résultats des modélisations, des travaux sont nécessaires en aval du traitement des images.

La comparaison des cartes obtenues avec une carte de l'EAN montre de grandes disparités dues, en grande partie, à la différence d'échelle. Toutefois, connaissant également les limitations de la carte de l'EAN, cette comparaison n'est pas suffisante pour valider les méthodes développées. Cette absence de réelle validation limite, pour le moment, la portée opérationnelle des résultats obtenus.

Chapitre 5

Téledétection pour la cartographie de la pollution atmosphérique

5.1 ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

Si beaucoup de recherches ont été menées sur le climat urbain et les apports possibles du satellite (Dousset 1991, Dousset *et al.* 1993, Carnahan et Larson 1990, Henry *et al.* 1989, Karl et Jones 1989, Kim 1992, Le 1993, Lo *et al.* 1997, Meier 1997, Nichol 1998, Owen *et al.* 1998, Price 1979, Quattrochi et Ridd 1994, Roth et Oke 1989), peu d'études ont recherché les relations qui pourraient exister entre la pollution atmosphérique et les données satellitales.

Dans Sifakis (1992) et Sifakis *et al.* (1992), deux images Landsat d'Athènes ont été utilisées pour connaître l'extension de la pollution particulaire au-dessus de la ville. L'une des images correspondait à un jour de non-pollution et l'autre correspondait à un épisode de pollution. Ils ont d'abord utilisé les images en infrarouge thermique du capteur thematic mapper (TM6, longueur d'onde 11 μm environ). Deux cartes de température (en réalité des cartes de luminances) sont créées puis comparées. Les baisses importantes de température sont attribuées au voile de pollution. Ils ont ensuite utilisé les images issues des bandes visibles, mais différemment. Il s'agissait de trouver les anomalies de contrastes, *i.e.* les modifications abruptes des gradients spatiaux. Mis à part les changements d'origine humaine, et si le temps écoulé entre les deux images n'est pas trop important, alors les changements sont également attribués à la pollution atmosphérique. Une telle approche peut être utilisée avec tout capteur sensible à un changement d'absorption/diffusion atmosphérique. Cette étude montre la possibilité de cartographier l'extension d'une nappe de pollution par analyse d'images satellitales. Cependant, elle présente des limitations. Aucun lien n'a été établi avec le niveau de pollution mesuré au sol, la précision du niveau de pollution ne peut pas être validée au niveau du pixel. Ensuite, une telle étude pourra difficilement être effectuée sur des villes présentant des niveaux de pollution plus faibles que ceux d'Athènes. Pour ces villes, l'obtention d'images, très différentes du point de vue pollution, sera difficile. Par ailleurs, Sifakis (1992), mentionne que la concentration en fumées noires est fortement corrélée à la température de l'air pour un jour de canicule à Athènes. Ceci montre l'intérêt d'utiliser l'information satellitale thermique pour étudier les zones urbaines.

Dans Sifakis (1995), l'extension d'un voile de pollution est déterminée à partir d'une image SPOT de la ville d'Athènes. La date d'acquisition correspond à des taux de pollution élevés (particules, SO_2 et NO_2). L'auteur présume que la forte diffusion induite par la forte concentration d'aérosols rend visible la présence de la nappe de pollution qui contraste avec son environnement. Cette étude démontre que tout type d'imagerie satellitale utilisant des capteurs haute résolution passifs peut servir à cartographier la pollution particulaire. Le problème est que le site d'étude, Athènes, présente de nombreuses sources de pollution intégrées au milieu urbain (centrale électrique, activités industrielles) et donc des niveaux de concentration très élevés. Des études sur d'autres villes sont nécessaires pour évaluer si, à des taux moindres, la pollution particulaire reste détectable.

Dans Sifakis *et al.* (1998), une amélioration des méthodes citées est établie par combinaison de traitement indépendant sur les images prises dans le visible et dans l'infrarouge thermique. Le site d'étude est, une nouvelle fois, Athènes. L'épaisseur optique

de diffusion est extraite des images Landsat utilisées. La comparaison de ce paramètre avec les mesures de concentrations en SO₂ révèle une bonne corrélation. A noter que les concentrations mesurées atteignent 500 µg/m³ ! Les méthodes utilisées nécessitent une image exempte de toute pollution atmosphérique servant de référence. Les résultats portent uniquement sur l'extension géographique de la nappe de pollution. Aucune information concernant les concentrations n'est disponible. Or, cette information est importante à connaître notamment pour les études d'impact de la pollution sur les populations.

Des expériences similaires, cherchant à mettre en correspondance l'épaisseur optique et la quantité de polluants particulaires, avaient déjà été menées par Fraser *et al.* (1984). Le polluant concerné était l'ion sulfate (SO₄²⁻) également appelé soufre particulaire. Ils avaient envisagé de déduire par observation satellitale la masse de soufre particulaire au-dessus de l'est des Etats Unis et d'utiliser la carte produite comme entrée à un modèle de transport de polluants. Les images provenaient du capteur VISSR (Visible Infrared Spin-Scan Radiometer) du satellite géostationnaire GOES (Geostationary Operational Environmental Satellite). La longueur d'onde est de 0,61 µm et la résolution spatiale de 1 km. En définitive, les valeurs de masse étaient surestimées et de grandes incertitudes sur la précision restaient à expliquer.

D'autres recherches ont été menées afin de trouver des relations pouvant exister entre les mesures de polluants au sol et les données satellitales en infrarouge thermique. Les luminances mesurées représentent une température de surface apparente (T_{app}), fonction de la température de surface des objets, de leur émissivité et des propriétés optiques de la colonne d'air située au-dessus de la zone. La valeur portée par un pixel de l'image sera une moyenne non-linéaire de la luminance émise par tous ces éléments. La plupart des objets situés en milieu urbain possède une émissivité supérieure à 0,8 (Gaussorgues 1989). Dans ce cas, en infrarouge thermique, le rayonnement émis par les surfaces est le phénomène prépondérant. Le rayonnement émis par l'atmosphère vers le capteur après s'être réfléchi sur les surfaces représente environ 10% du rayonnement total, et peut être négligé. En première approximation la température mesurée par le satellite T_{sat} :

$$T_{sat} = \tau \epsilon T_{surf} + T_{atm} \quad [5-1]$$

où T_{surf} est la température de surface, ϵ est l'émissivité de la surface, τ est le facteur de transmission de l'atmosphère et T_{atm} est la température moyenne représentant l'émission de l'atmosphère. Normalement cette équation devrait s'écrire en terme de luminance. Cependant, comme le domaine de variation en température est limité, la fonction de Planck peut être approximée par un segment de droite. De l'équation [5-1], il apparaît qu'une diminution du facteur de transmission (due à la présence de poussières) entraînera une diminution de T_{sat} . D'ailleurs, une étude faite sur Santiago du Chili, a montré une corrélation forte, et négative, entre les particules en suspension, le rayonnement solaire global incident et la température, en zone urbaine (Préndez *et al.* 1995). Dans l'infrarouge thermique, seule l'absorption/diffusion non sélective due aux poussières prédomine (Sifakis 1992). Cette absorption peut être suffisante pour être détectée par le capteur thermique de Landsat, dont la sensibilité est de 0,5°C. Ceci avait été discuté dès 1973 par Mc Lellan. Bien sûr, la présence d'aérosols a une incidence sur T_{atm} , mais l'impact peut

être négligé en première approximation car la nappe de polluants est d'épaisseur limitée et que T_{am} résulte d'une intégration sur toute la colonne atmosphérique.

Des études ont été menées sur la relation qui pourrait lier la concentration en aérosols et les données satellitales en infrarouge thermique.

Finzi et Lechi (1991) ont analysé et comparé deux images TM6 de la ville de Milan à trois ans d'intervalle. L'une correspondait à un jour non pollué, l'autre à une journée polluée. Leur étude portait sur le SO₂. Bien que l'influence du SO₂ sur le rayonnement thermique soit négligeable, il est souvent associé aux particules. Cette combinaison contribue à l'opacité de l'atmosphère. Par conséquent, les auteurs ont considéré le SO₂ comme un bon traceur du niveau de pollution urbaine global pour le lieu considéré. Dix stations mesuraient la concentration en SO₂ fournissant des moyennes toutes les trente minutes. Avant comparaison, les pixels localisés autour des stations de mesure ont été agrégés en polygones. Pour la journée non polluée, la corrélation est faible et positive (0,48), la concentration moyenne sur les dix stations était d'environ 96 µg/m³. Par contre, pour la journée polluée, la corrélation est forte et négative (-0,84), la concentration moyenne est dans ce cas de 317 µg/m³. Il y a une contradiction entre ces deux résultats sur le signe de la corrélation. Selon la quantité de polluants, la relation évolue différemment. La taille des polygones peut en partie expliquer ces résultats, étant donné la grande variabilité spatiale et temporelle des polluants atmosphériques (Horvath *et al.* 1989, Nair et Moorthy 1997).

Poli *et al.* (1994) ont étudié la relation entre une carte de température apparente de Rome en hiver et les concentrations totales de particules en suspension (PTS) et de dioxyde de soufre. La donnée satellitale est une image Landsat TM6 de résolution spatiale 120 mètres. Les PTS et SO₂ étaient mesurés par cinq stations ; les valeurs de concentrations sont des moyennes journalières. Les particules sont supposées être un bon traceur de la pollution atmosphérique du milieu urbain ainsi qu'un bon indicateur de la qualité de l'air. Des niveaux notables ont été observés pour la date considérée : niveau moyen de 120 µg/m³ pour le PTS et 68 µg/m³ pour le SO₂. Il a été trouvé une forte corrélation négative (-0,97) entre les mesures satellitales et PTS. Pour le SO₂, la corrélation n'a pas été calculée par les auteurs. D'après les chiffres disponibles dans leur publication, nous l'avons estimée à -0,37, ce qui est faible.

Des corrélations encore plus faibles entre des données thermiques et SO₂ ont été trouvées par Brivio *et al.* (1995). Ils se sont servis de trois images thermiques du capteur AVHRR du satellite NOAA prises à une journée d'intervalle. La résolution spatiale de l'image est de 1 km. Le site d'étude est Milan pour une période hivernale. Les corrélations trouvées sont faibles, elles étaient de 0,47 (concentration moyenne en SO₂ de 25 µg/m³), 0,21 (30 µg/m³) et -0,19 (55 µg/m³). Ils ont également comparé les données thermiques avec la concentration en PTS. Les corrélations trouvées avec PTS sont également faibles. Cela peut être expliqué, en partie, par la taille du pixel de 1 km.

Tous les auteurs indiquent que la relation entre la concentration des polluants (particules en suspension ou SO₂) et la température mesurée par satellite vient de l'augmentation du trouble atmosphérique. Plus la concentration est grande, plus le trouble augmente, plus le rayonnement émis par le sol est absorbé par les particules et plus la température de brillance observée par le satellite diminue (Wald et Baleynaud 1999). Toutefois, les

relations trouvées diffèrent, aucune relation « universelle » n'a été proposée. Certaines de ces études trouvent des résultats contradictoires concernant le SO_2 . Il semblerait que la relation soit propre au site, au type de données et au type de polluants.

Partant de ce constat, nous avons évalué quelques potentialités de l'imagerie satellitale en infrarouge thermique pour cartographier la distribution spatiale des particules en suspension.

5.2 SITES D'ETUDE ET DONNEES UTILISEES

Le principal site d'étude est Nantes et son agglomération. Le second site est la ville de Naples (Italie), pour laquelle les données (satellitale et pollution) nous ont été fournies par la société italienne Telespazio S.P.A. dans le cadre d'une étude de cas.

Note : par abus de langage, pour exprimer la concentration d'un polluant, nous n'utiliserons pas la notation entre crochets.

5.2.1 La ville de Nantes

Si l'industrie, source de pollution, est peu présente dans l'agglomération nantaise, il n'en reste pas moins que, comme toutes les grandes métropoles, Nantes doit prendre en compte un autre type de source de pollution : la pollution automobile. En effet, l'agglomération nantaise « attire » quotidiennement près de 200 000 personnes venant y travailler (soit plus de 50% du total départemental). Pour Nantes même, environ 40 000 personnes quittent la périphérie pour rejoindre leur travail. Ces déplacements, essentiellement effectués en automobile, engendrent des embouteillages à sens unique aux heures de pointe, mais également d'autres nuisances, tels que les rejets dans l'atmosphère de gaz et poussières (Chauveau 1997).

Toutes les données de pollution nous ont été fournies par Air Pays de la Loire qui est en charge du réseau de surveillance de la qualité de l'air. Les images satellitales nous ont été fournies par EURIMAGE.

Nous disposons de deux images Landsat-5 TM du 20/05/92 prise à 10h17 TU et du 11/04/95 prise à 10h45 TU et d'une image Landsat-7 ETM+ du 27/01/00 prise à 10h46 TU. Le capteur TM de Landsat-5 fournit des images dans sept bandes spectrales : six dans le visible et l'infrarouge (30 m de résolution spatiale) et une dans l'infrarouge thermique (120 m). Landsat-7 a été mis sur orbite en avril 1999. Les images sont acquises par le capteur ETM+ dans neuf bandes spectrales : six dans le visible et l'infrarouge (30 m), deux dans le thermique (60 m à faible gain ETM6 et haut gain ETM9) et une panchromatique (15 m). L'image du 20/05/92 est de meilleure qualité que les deux autres. Sur l'image du 11/04/95 un lignage, certainement dû aux mouvements de balayage du capteur, est présent. Pour le 27/01/00, la luminosité étant relativement faible à ce moment de l'année, le rapport signal/bruit n'est pas très élevé, l'image n'est pas très contrastée.

Afin de mener notre étude, nous avons donc utilisé les données de pollution concordantes.

En mai 1992 et avril 1995, le réseau était constitué de quatorze stations de mesures pour l'agglomération nantaise (Fig. 5.1).

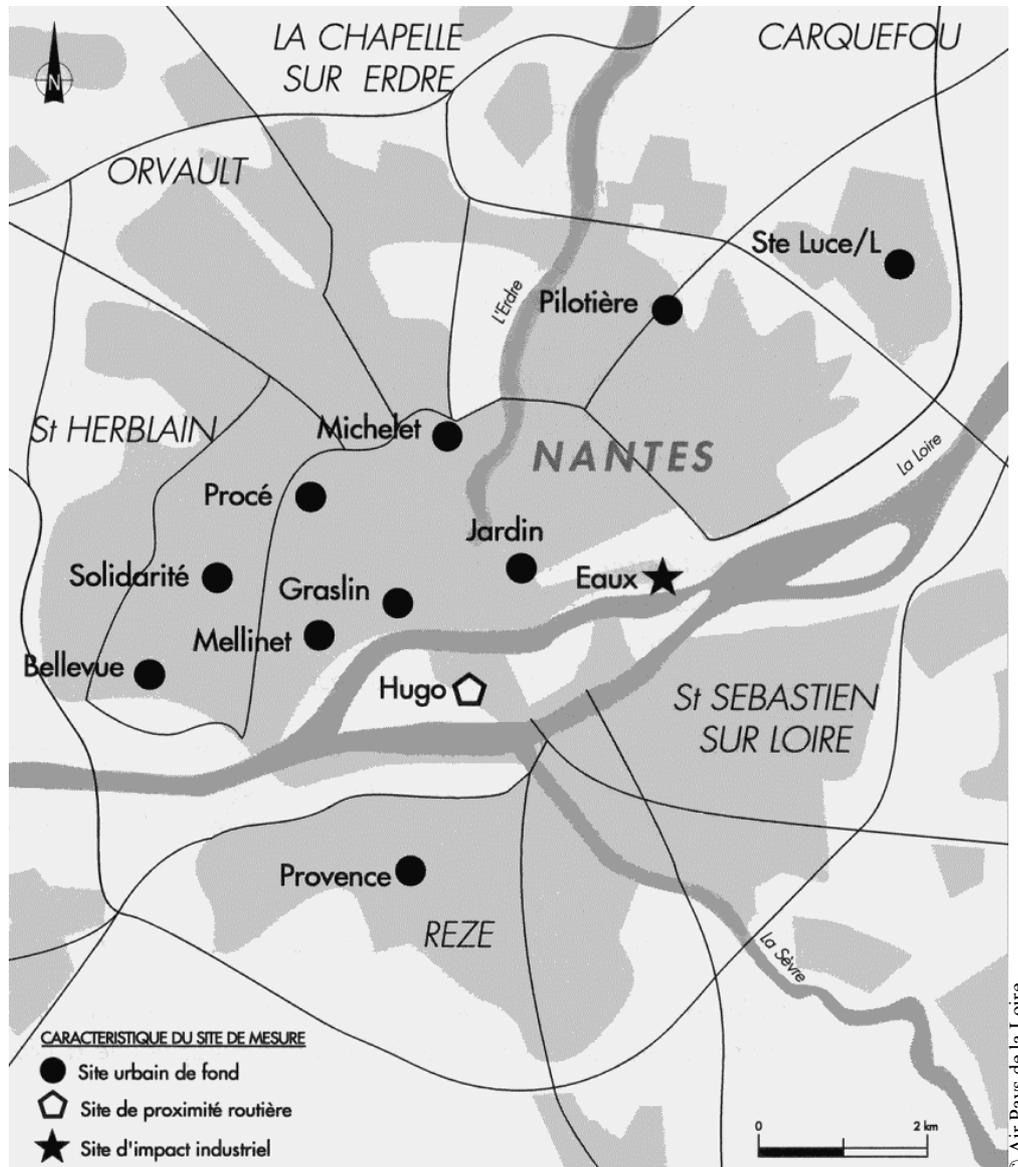


Figure 5.1. Réseau de mesure de l'agglomération nantaise en 1992.

En janvier 2000, le réseau comportait 13 stations, une station a été supprimée (Mellinet), et quatre stations ont été déplacées.

Les standards suivis par les mesures font partie de la norme AFNOR NFX 43-005 décrétée en 1977. La plupart de ces stations mesurent la pollution de fond (*i.e.* loin des sources). Les indicateurs de pollution mesurés sont : le monoxyde d'azote (NO), le dioxyde d'azote (NO₂), le dioxyde de soufre (SO₂), l'acidité forte (AF), les poussières mesurées par la

méthode des fumées noires (FN), l’ozone (O₃), le monoxyde de carbone (CO), le plomb (PB) et les hydrocarbures totaux (HT). Les mesures de FN et PB sont sommées quotidiennement. Pour les autres indicateurs, cette somme est faite toutes les quinze minutes. Pour les fumées noires, la méthode de mesure consiste à aspirer l’air ambiant durant 24 heures au travers d’un ruban filtrant blanc. Les tâches d’aérosols sur le ruban sont ensuite analysées par réflectométrie à l’aide d’un photomètre. L’indice de fumées noires est exprimé en µg/m³. Cette mesure donne une estimation moyenne globale de la pollution particulaire (Gillon 1992). Le diamètre de coupure des particules n’est pas bien défini, il est de l’ordre de 4 à 5 µm. Cette mesure privilégie les particules fines issues des combustions fixes et mobiles (Petit-coviaux *et al.* 1990). En avril 1995, le réseau a subi des modifications concernant les mesures effectuées. Il ne reste que 10 stations mesurant la concentration en FN.

En 2000, les particules ne sont plus mesurées par la méthode des fumées noires. Désormais, ce sont les PM₁₀ qui sont mesurées par seulement trois stations. Une autre différence est la mesure de l’ozone (O₃). En effet, les préoccupations sanitaires évoluent avec le temps. Le nombre de stations étant limité, des choix doivent être faits en ce qui concerne les indicateurs de pollution à mesurer. Pour cette date, les données pour HT, AF et NO n’étaient pas disponibles.

Le tableau 5.1 présente le nombre de stations mesurant les divers polluants pour 1992 et 1995.

	FN	SO ₂	NO ₂	NO	AF	HT	CO	O ₃	PM ₁₀
20/05/1992	12	4	3	3	10	1	2	-	-
11/04/1995	10	7	7	7	6	2	4	-	-
27/01/2000	-	7	9	-	-	-	3	7	3

Tableau 5.1. Nombre de stations du réseau mesurant les divers polluants pour les dates du 20/05/92, 11/04/95 et 27/01/00.

Wald et Baleynaud (1999) ont trouvé une forte corrélation entre FN et les autres indicateurs de pollution mesurés pour le 20/05/92. Reprenant leurs résultats, nous avons effectué cette comparaison pour la seconde et la troisième date (Tab. 5.2).

	20/05/92	11/04/95	27/01/00
	FN	FN	PM ₁₀
[NO]	1,00	0,73	ND
[NO] jour	1,00	ND	ND
[NO ₂]	1,00	0,74	0,37
[NO ₂] jour	1,00	0,59	0,65
[SO ₂]	0,99	0,66	0,96
[SO ₂] jour	1,00	0,31	0,62
[AF] jour	0,76	-0,12	ND
[CO]	ND	1,00	ND
[CO] jour	ND	1,00	ND
[O ₃]	ND	ND	1,00
[O ₃] jour	ND	ND	0

Tableau 5.2. Coefficients de corrélation entre FN et les différents indicateurs pour le 20/05/92 et le 11/04/95, et entre PM₁₀ et les différents indicateurs le 27/01/00. Les mesures de polluants utilisées sont des celles correspondant à l'heure de passage du satellite, sauf celles avec la mention « jour », pour lesquelles c'est la moyenne journalière qui a été utilisée. ND : mesure non disponible.

Le 20/05/92, les corrélations entre les particules et les autres polluants sont très fortes. Cependant, le nombre de mesures est faible : seulement 3 valeurs pour NO et NO₂, et 4 pour SO₂. Le 11/04/95, les corrélations sont moins significatives, mais le nombre de données entrant dans la comparaison est supérieur (voir Tab. 5.1). Le 27/01/00, PM₁₀ est bien corrélé avec SO₂ et O₃. A noter toutefois que seulement trois mesures de PM₁₀ sont disponibles. Dans le cas où la corrélation est significative (au moins supérieure à 0,8), nous pouvons estimer que la concentration en particules est liée à la concentration du polluant correspondant.

Ces résultats, appuyés par l'expérience de personnes gérant des réseaux de surveillance de la qualité de l'air (Nantes, Strasbourg) ainsi que les travaux de Renoux (1996), nous permettent de considérer la pollution particulaire comme caractéristique de la pollution urbaine, essentiellement due au trafic routier. Il ne faudra pas oublier la variabilité temporelle et spatiale des particules. En effet, la relation particules¹/polluants varie selon le site, la saison et la période de la journée (Muir 1998).

Une cartographie de FN s'avère d'autant plus utile qu'elle pourrait être représentative de la qualité de l'air. De plus, nous disposons d'un maximum de mesures pour ce polluant. Nous

¹ PM₁₀

nous concentrerons donc sur la cartographie des fumées noires par utilisation d'image TM6.

5.2.2 La ville de Naples

A Naples, les particules sont mesurées sous forme de total de particules en suspension (PTS) et non de fumées noires. La différence réside dans le procédé de mesure. Les PTS peuvent comprendre des particules solides dont les dimensions peuvent atteindre 75 voire 100 μm alors que les FN prennent essentiellement en compte les particules fines (jusqu'à environ 5 μm) (Zmirou *et al.* 1993). Une comparaison des deux types de mesure n'est pas possible car pour chaque catégorie de particules, les sources d'émissions, le temps de suspension et les mécanismes de re-suspension diffèrent (Waggoner 1981).

Nous disposons de 7 stations mesurant PTS. Parfois des données sont manquantes, soit que la station n'ait pas fonctionné, soit que la mesure soit erronée. Nous disposons des coordonnées géographiques UTM des stations. Par conséquent, leur localisation sur les images Landsat-5 a été plus aisée. L'erreur est de l'ordre de 30 mètres (données Telespazio). Les résultats de corrélation sont présentés au paragraphe 5.3.2. Trois images ont été traitées. La première date du 05/10/97, la seconde du 15/04/98 et la troisième du 02/06/98 toutes prises à 10h30 TU.

5.3 CORRELATION ENTRE LES PARTICULES EN SUSPENSION ET LES DONNEES SATELLITALES INFRAROUGES THERMIQUES

5.3.1 Observations sur la ville de Nantes

Concernant les conditions météorologiques, les différents paramètres sont mesurés par Météo France sur le site de l'aéroport de Nantes, au sud-ouest de la ville. Les conditions étaient quasi-identiques pour le 20/05/92 et le 11/04/95, c'est-à-dire : journée ensoleillée avec un ciel clair et léger vent de nord-est. Cette direction du vent empêche les émanations de la centrale thermique de Cordemais (principale source de pollution industrielle), située à l'ouest de Nantes, de venir sur l'agglomération nantaise. La température de l'air, au moment de la prise de vue, était d'environ 20°C le 20/05/92 et 11°C le 11/04/95. Par contre le 27/01/00, quelques nuages étaient présents, la nébulosité était de 4 octas (sur une échelle qui en compte 8) à 12h00 local. La température était basse, 6°C environ et le vent était faible de nord-est.

Pour la localisation des stations, nous disposons d'une carte IGN au 1 : 25 000 sur laquelle était marquée la position des stations. Le positionnement dans l'image Landsat s'est fait avec la bande TM4 car le réseau de rues y apparaît nettement (Fig. 5.2). Les comptes numériques des pixels de TM6 correspondant aux stations et leur voisinage (rayon de 100 mètres environ) ont été extraits. La difficulté pour extraire les bonnes valeurs a été plus grande qu'escomptée. La principale difficulté étant de trouver la position exacte de la station qui peut être, par exemple, sur un mur dans une rue étroite ou au contraire dans un espace vert au milieu d'arbres et d'allées. En considérant que l'erreur de lecture de la carte

est de l'ordre de 0,2 mm, sur le terrain, cela représente une erreur de 5 mètres. Sur l'image TM4, l'erreur de positionnement peut être estimée à environ un pixel, soit 30 mètres sur le terrain. Pour un point donné sur la carte, nous aurons un choix à faire sur huit pixels entourant le point supposé sur l'image. La qualité de l'extraction va donc dépendre de l'hétérogénéité locale des comptes numériques et de l'environnement de l'instrument de mesure.

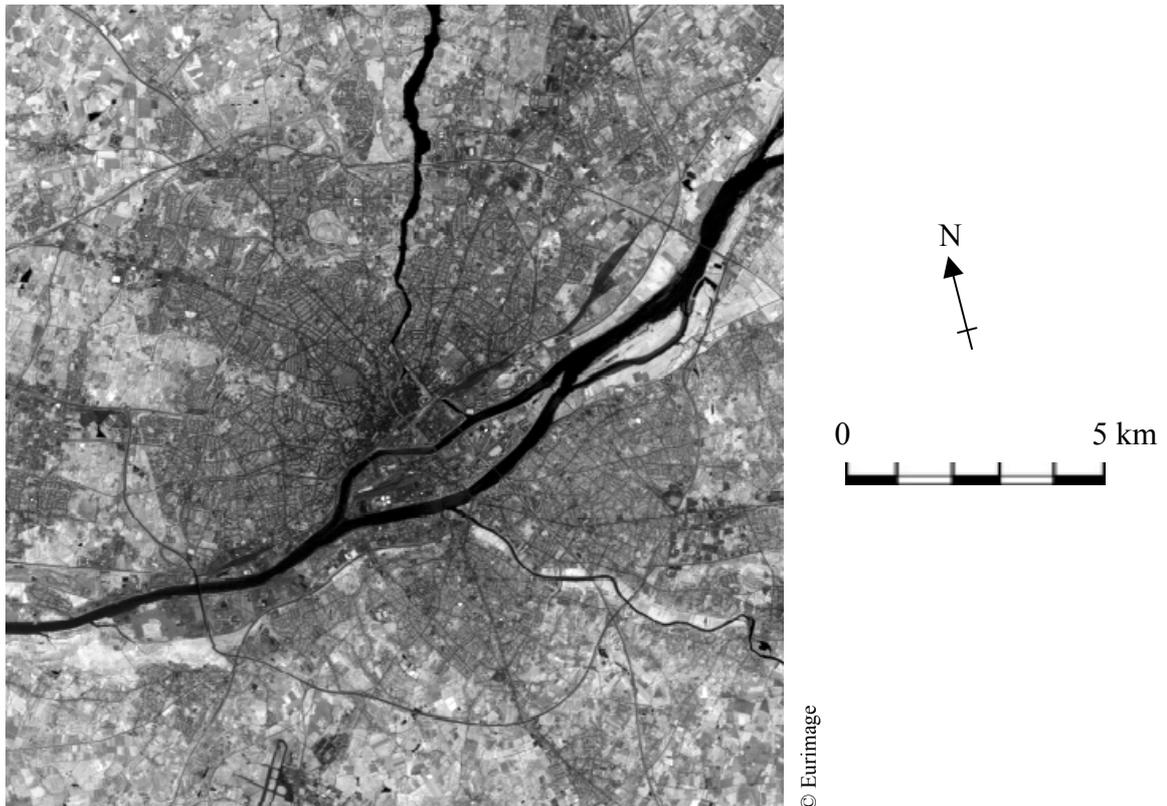


Figure 5.2. Image de la ville de Nantes acquise par le satellite Landsat-5 dans le proche infrarouge (TM4 à 0,8 μm) le 20 mai 1992. Le réseau de rues apparaît nettement en sombre ainsi que les rivières et l'aéroport au sud.

Dans un souci de validation des résultats, nous avons pris, dans les deux cas, la moitié des valeurs de FN pour les comparer aux données TM6. L'autre moitié servira à valider les valeurs prédites. Les stations servant à la comparaison sont celles pour lesquelles l'influence du positionnement est apparue comme minimale (environnement le plus homogène).

Après extraction des comptes numériques correspondant aux stations, nous avons calculé les corrélations entre les données TM6 et les mesures de polluants (Tab. 5.3). Le tableau a été obtenu en ne gardant que la moitié des stations ayant répondu aux spécifications expliquées ci-dessus.

Particules vs infrarouge thermique	20/05/92	11/04/95	27/01/00	27/01/00
Nombre de stations	6	5	3	3
Donnée Satellitale	TM6	TM6	ETM6	ETM9
Type de polluant	FN	FN	PM ₁₀	PM ₁₀
Concentration moyenne ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	20,00	21,00	70,00	70,00
Corrélation	0,94	0,80	-1,00	-1,00
Niveau de confiance	0,99	0,89	1,00	1,00

Tableau 5.3. Coefficients de corrélation entre les mesures de fumées noires et la luminance mesurée sur l'image TM6 pour le 20/05/92 et le 11/04/95.

Le fait de garder une partie des valeurs pour valider les résultats réduit considérablement le nombre de données servant à établir les corrélations. Plus le nombre de points servant à trouver une corrélation est faible, plus la corrélation sera sensible aux variations et moins elle aura de sens.

La dynamique de TM6 est faible (quelle que soit la date). En milieu urbain, à une latitude tempérée, les variations de températures sont peu importantes. Ainsi, le coefficient de variation (division de l'écart type par la moyenne) de FN est 22 fois plus grand que celui de TM6. Cela montre une variabilité très faible des comptes numériques de TM6 par rapport aux concentrations mesurées. La probabilité d'avoir, pour une même valeur de compte numérique TM6, une valeur de FN différente est assez élevée. Ce facteur influencera la corrélation (voir § 5.4.3).

Pour le 20/05/92, un coefficient de corrélation élevé (0,94) est trouvé entre les 6 valeurs conservées de FN et les mesures de TM6, avec un niveau de confiance de 0,99. Pour le 11/04/95, la corrélation est un peu plus faible (0,80), le niveau de confiance reste bon avec une valeur de 0,89. Pour le 27/01/00, la corrélation entre est très fortement négative. La concentration en PM₁₀ est d'ailleurs très élevée. Dans les deux premier cas, la corrélation est positive et assez élevée. Ceci sera mis à profit pour déterminer une relation liant FN aux mesures satellitales (voir § 5.5.2). Dans le troisième cas, elle est très élevée mais négative. Le faible nombre de mesures ne nous permet pas, actuellement, d'aller plus en avant dans l'étude de la relation pouvant lier les données en infrarouge thermique et PM₁₀. Des études sont nécessaires pour approfondir cette éventuelle relation. Le signe de la corrélation et l'influence du choix des stations de mesures seront discutés ultérieurement (voir § 5.4.3).

5.3.2 Observations sur la ville de Naples

Nous avons étudié les corrélations entre les concentrations en particules en suspension et les données Landsat-5 TM6 pour la ville de Naples. Les corrélations trouvées sont présentées dans le tableau ci-dessous (Tab. 5.4). Les valeurs de PTS utilisées sont des moyennes journalières (comme pour les fumées noires à Nantes).

Les conditions météorologiques sont assez semblables pour les trois dates : un vent de sud-sud-ouest souffle en légère brise. La température de l'air est respectivement de 20°C, 11°C et 25°C.

[PTS] vs TM6	05/10/97	15/04/98	02/06/98
Coefficient de corrélation	-0,87	-0,83	0,06
Nombre de mesures	4	6	6
Niveau de confiance	0,87	0,96	0,09
Concentration moyenne ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	80,00	64,00	58,00

Tableau 5.4. Coefficients de corrélation entre les mesures de PTS et la luminance mesurée sur l'image TM6 pour le 05/10/97, 15/04/98 et le 02/06/98.

Deux corrélations fortes et négatives sont trouvées pour les deux premières dates. Pour la dernière date, la corrélation est faible et non significative. Les mesures satellitales sont, en moyenne, supérieures à celle des deux dates précédentes. La variabilité de ces mesures est également supérieure. Ceci peut s'expliquer par la différence de date d'acquisition qui correspond à un mois plus chaud. Pour cette troisième date, nous remarquons un changement de signe de la corrélation. La concentration quotidienne moyenne est la plus faible et la corrélation est positive.

5.3.3 Le signe de la corrélation est-il fonction de la pollution ?

D'après les études que nous avons effectuées sur Nantes et Naples, nous avons observé une variation du signe de la corrélation selon que l'atmosphère était, ou non, polluée.

Pour Nantes, les concentrations mesurées sont très en deçà du seuil de l'objectif de qualité de l'air. Pour les particules mesurées par la méthode des fumées noires², le seuil est de 125 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une moyenne quotidienne (JO 1998a). Les concentrations moyennes journalières valant environ 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, les dates du 20/05/92 et du 11/04/95 peuvent être considérées comme des journées non polluées en terme de fumées noires. Les corrélations calculées sur l'ensemble des valeurs disponibles sont positives (Tab. 5.5). Pour le 27/01/00, ce sont les PM_{10} qui nous intéressent. En nous référant à la directive européenne

² Pour les particules fines de diamètre aérodynamique inférieur à 10 μm , le seuil de l'objectif de qualité est fixé à 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

1999/30/CE du 22 avril 1999 (JO CE 1999), pour les particules (PM₁₀), la valeur limite à ne pas dépasser plus de 35 fois (phase I) par année civile est de 50 µg/m³ (à compter de 2005). La concentration moyenne journalière dépasse la valeur limite avec 70 µg/m³. La corrélation trouvée est forte et négative. Toutefois l'interprétation de ces chiffres est très limitée car il est difficile de conclure avec seulement trois mesures disponibles.

Pour Naples, nous nous référons également à la directive européenne 1999/30/CE. Bien que cette directive s'applique aux particules de diamètres inférieures à 10 µm, nous considérerons la directive valable pour PTS. En effet, PTS inclut les PM₁₀ puisque censé représenter « tout » type de particules en suspension. La valeur limite est dépassée pour les trois dates et nous les considérons comme journées polluées. Pour les deux journées les plus polluées (05/10/97 et 15/04/98), les corrélations sont fortes et négatives. Pour la troisième date (02/06/98), la moins polluée des trois, la corrélation est faible et positive (Tab. 5.5).

Ville	Rome*	Naples 05/10/97	Naples 15/04/98	Naples 02/06/98	Nantes 20/05/92	Nantes 11/04/95	Nantes 27/01/00	Nantes 27/01/00
Nombre de mesures	5	4	6	6	12	10	3	3
Donnée Satellitale	TM6	TM6	TM6	TM6	TM6	TM6	ETM6	ETM9
Type de polluant	PTS	PTS	PTS	PTS	FN	FN	PM ₁₀	PM ₁₀
Concentration moyenne (µg/m ³)	120,00	79,51	63,96	57,82	16,17	15,30	70,00	70,00
Corrélation	-0,97	-0,87	-0,83	0,06	0,57	0,57	-1	-1
Niveau de confiance %	99	87	96	9	95	91	100	100

Tableau 5.5. Tableau récapitulatif des coefficients de corrélation calculés entre les données infrarouges thermiques satellitales et les concentrations en particules. La dernière ligne présente les niveaux de confiance atteints. * : Poli *et al.* 1994.

Une étude antérieure sur la relation entre le PTS et les données en infrarouge thermique (Poli *et al.* 1994) mentionne une corrélation forte et négative, avec une concentration estimée à 120 µg/m³, soit près de trois fois le seuil de la directive du 22 avril 1999 (Tab. 5.5).

D'après les résultats du tableau 5.5, nous pourrions déduire trivialement que plus la concentration en particules est élevée, plus la corrélation devient négative ! Cependant, le faible nombre de points de mesures ne nous autorise pas à conclure si hâtivement. Il suffit de modifier une mesure pour que le coefficient de corrélation varie fortement. Pour nous en convaincre nous avons, pour Nantes, effectué les calculs de corrélation pour toutes les combinaisons de 6 stations (respectivement 5) parmi les 12 disponibles (respectivement 10) pour la date du 20/05/92 (respectivement 11/04/95). Pour étudier la variabilité de la corrélation, nous avons calculé le coefficient de variation (CV) qui est le rapport de l'écart type à la moyenne.

Pour le 20/05/92, la corrélation moyenne est de 0,45 avec un écart type de 0,35, ce qui donne un CV de 0,75. Pour le 11/04/95, les résultats sont similaires : corrélation moyenne de 0,60, écart type de 0,33 et CV de 0,55. La variabilité est assez élevée notamment pour la première date. La corrélation est donc fortement dépendante de la combinaison choisie. Nous pouvons noter que la quasi-totalité des corrélations est positive : 90% des cas pour la première date et 93% pour la seconde.

Malheureusement, à cause du faible nombre de mesures disponibles, nous n'avons pas pu mener cette expérience pour le 27/01/00 et la ville de Naples.

D'autres changements de signe de la corrélation ont été observés pour d'autres polluants.

Finzi et Lechi (1991) ont trouvé un changement de signe de la corrélation selon que la date correspondait à une journée polluée ou non, le polluant étudié était le SO₂ (tab. 5.6). Les concentrations journalières estimées sont de 317 µg/m³ pour la journée polluée et de 96 µg/m³ pour la journée non polluée. Pour le SO₂, la valeur limite à respecter est de 125 µg/m³ (à ne pas dépasser plus de 3 fois par an en 2005). Les corrélations sont de -0,84 pour la journée polluée et 0,48 pour l'autre journée.

Ville	Rome*	Milan†	Milan†	Milan‡	Milan‡	Milan‡	Nantes 20/50/92	Nantes 11/04/95	Nantes 27/01/00	Nantes 27/01/00
Nombre de mesures	5	10	10	20	20	20	3	7	7	7
Donnée Satellitale	TM6	TM6	TM6	AVHRR	AVHRR	AVHRR	TM6	TM6	ETM6	ETM9
Type de polluant	SO ₂	SO ₂	SO ₂	SO ₂						
Concentration moyenne (µg/m ³)	68	317	96	29	34	63	13	19	16,71	16,71
Corrélation	-0,37	-0,84	0,48	0,47	0,21	-0,19	1,00	0,67	0,13	0,15
Niveau de confiance %	46	99	83	96	65	57	100	90	22	25

Tableau 5.6. Tableau récapitulatif des coefficients de corrélation calculés entre les données infrarouges thermiques satellitales et les concentrations en SO₂. La dernière ligne présente les niveaux de confiance atteints. Le nombre de mesures étant insuffisant, l'étude sur Naples ne figure pas dans le tableau. * : Poli *et al.* 1994. † : Finzi et Lechi 1991. ‡ : Brivio *et al.* 1995.

Finzi et Lechi (1991) expliquent la corrélation négative par le fait que la présence d'aérosols opacifie l'atmosphère dans la bande infrarouge thermique. 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. Cependant, les phénomènes radiatifs sont très complexes, et c'est probablement une combinaison des deux processus qui conduira à une corrélation négative. Cette corrélation négative se retrouve chez Poli *et al.* (1994) et Brivio *et al.* (1995) pour une concentration de SO₂ assez élevée. Wald et Baleynaud (1999) ont

montré, par simulation, que le premier processus est prépondérant. Ils 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).

La corrélation positive reste à expliquer. Finzi et Lechi (1991) estiment que ce changement de signe montre que la capacité d'absorption des polluants augmente proportionnellement à leur concentration.

N'étant pas familier de ce type de problème, nous n'y répondrons pas dans ces lignes. La question reste posée. Les futures études entreprises sur le sujet permettront sans doute d'y répondre.

5.3.4 Conclusion

Nous avons observé une corrélation significative entre les concentrations en particules mesurées au sol et les mesures effectuées par le capteur TM6 du satellite Landsat-5.

En admettant que la principale cause de changement de température mesurée soit due à la présence de particules, une relation liant la concentration aux données TM6 peut être déduite par régression linéaire entre les mesures au sol et les pixels de l'image correspondants. Cette relation empirique est dépendante de la date, du site d'étude et de la concentration des polluants. Pour obtenir des cartes de la distribution spatiale des particules au-dessus de l'agglomération, il suffira d'appliquer la relation empirique à tous les pixels de l'image.

5.4 CARTOGRAPHIE DES FUMÉES NOIRES SUR LA VILLE DE NANTES

Avant d'étudier la possibilité de cartographier la distribution spatiale des champs de concentration des particules en suspension avec des images TM6, nous allons nous intéresser aux méthodes standards.

Nous appelons « méthodes standards », les méthodes de spatialisation de la pollution atmosphérique n'utilisant pas les données satellitales. Nous pouvons citer les méthodes d'interpolation et les méthodes basées sur la modélisation. Dans le dernier cas, les moyens mis en œuvre sont beaucoup plus importants. En effet, si, comme nous allons le voir par la suite, l'interpolation ne nécessite la connaissance de la pollution qu'en certains points, la modélisation, au contraire, nécessite un grand nombre de paramètres en entrée (cartes des flux radiatifs, carte topographique, carte d'occupation des sols, carte de rugosité, données météorologiques, etc.). Le nombre et le type de paramètres seront fonction du modèle utilisé.

Dans un souci de valider les cartes obtenues, nous n'avons pris que la moitié des valeurs disponibles pour construire ces cartes, l'autre moitié servant à la validation. En raison du faible nombre de mesures disponibles pour Naples, seul le cas de Nantes a été traité.

5.4.1 Cartographie par interpolation / extrapolation des mesures

Les méthodes d'interpolation sont largement utilisées pour connaître la distribution spatiale des champs de concentration des polluants. Par exemple, Frangi *et al.* (1996) ont créé, pour Paris, des cartes de la distribution spatiale des oxydes d'azote (NO_x) avec les mesures effectuées par le réseau AIRPARIF. Un exemple est présenté figure 5.3. La méthode utilisée est basée sur le krigeage (Djamdji 1993, Matheron 1970). Ces cartes sont d'ores et déjà un outil de travail pour comprendre l'évolution et la répartition des zones polluées.

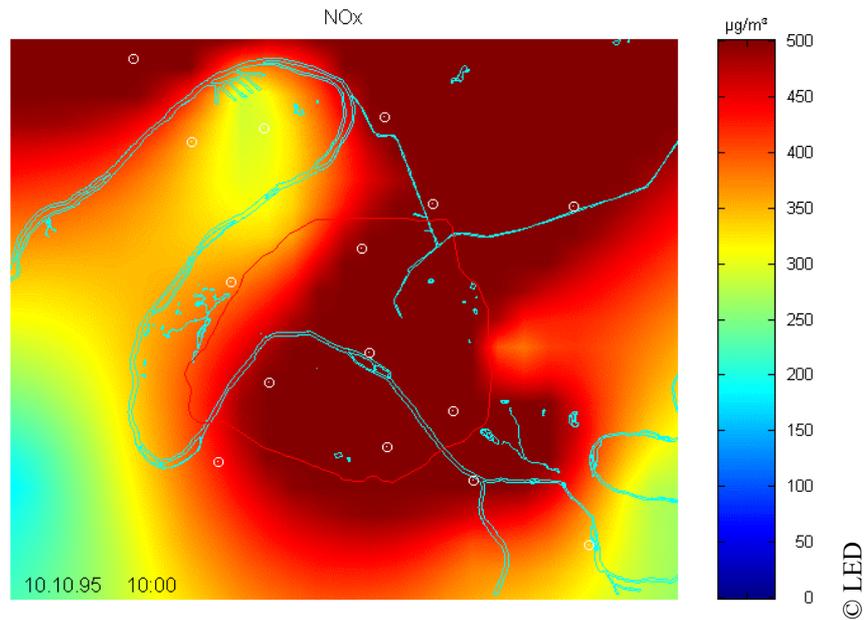


Figure 5.3. Carte de concentration en oxydes d'azote (NO_x) obtenue par interpolation de mesures effectuées par 15 stations du réseau AIRPARIF le 10 octobre 1995 à 10h00.

Sur la figure 5.3, nous pouvons remarquer que la distribution spatiale en NO_x est pratiquement uniforme sur Paris intra muros (délimitation rouge), et qu'elle ne tient compte ni des zones en eaux ni des grandes structures urbaines.

Un autre exemple tiré des travaux du groupe « Qualité de l'air » du projet REKLIP (Regio-Klima-Projekt) est montré sur la figure 5.4 (REKLIP3 1999). Il s'agit d'une carte régionale de la moyenne annuelle de la concentration en NO₂ pour l'année 1988 et pour la zone du fossé rhénan méridional. Cette carte a été obtenue par des méthodes de régression linéaire utilisant les mesures fournies par 87 stations disposées dans toute la zone, une carte d'occupation des sols, un modèle numérique de terrain, un cadastre des émissions et un cadastre des immissions³.

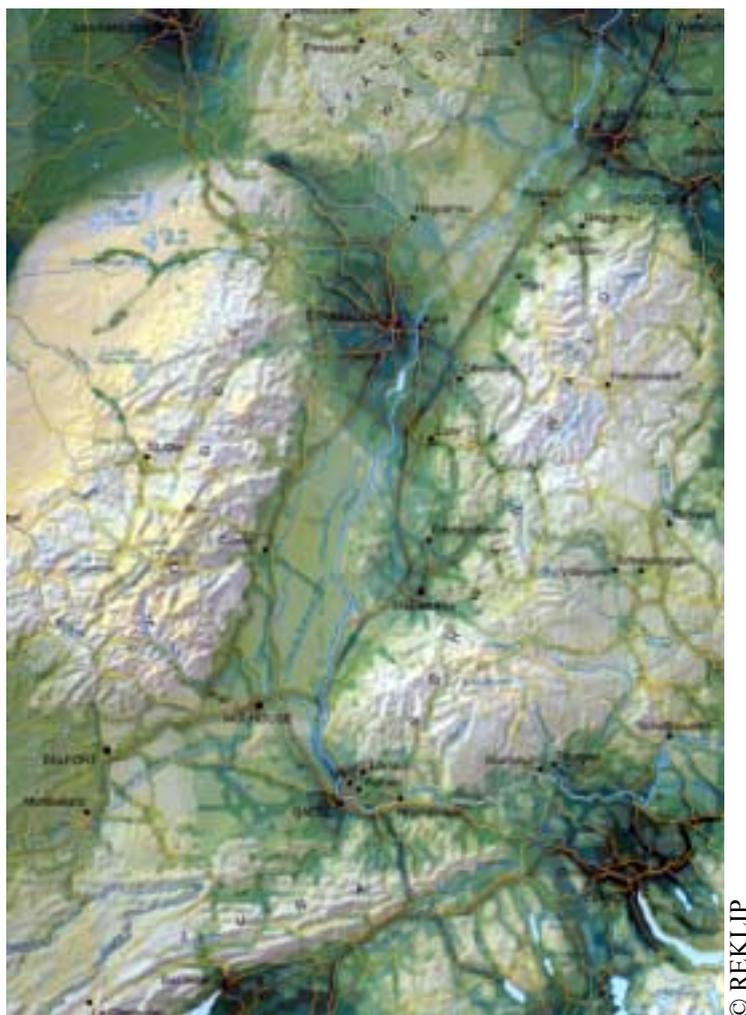


Figure 5.4. Carte de la moyenne annuelle de la concentration en NO₂ pour l'année 1988 pour le fossé rhénan méridional.

Nous pouvons remarquer comment l'interpolation a été forcée pour que la distribution spatiale du polluant suive le tracé des principaux axes routiers. Ce forçage est provoqué par l'emploi du cadastre d'émissions. En effet, le transport routier est un des principaux

³ Le cadastre d'immission se différencie du cadastre d'émission car il ne tient pas uniquement compte des sources connues de pollution.

émetteurs de NO₂. Bien que semblant représenter correctement la situation réelle, ce type de carte reste très difficile à produire. La méthode utilisée (qui nous est inconnue dans son principe à ce jour) a nécessité l'emploi d'un grand nombre de données coûteuses à obtenir sur de telles superficies.

Pour ce qui est des méthodes classiques d'interpolation, les recommandations divergent. En effet, contrairement à Frangi *et al.* (1996), Ionescu *et al.* (1996) préconisent l'utilisation de la méthode des plaques minces, déconseillant même l'utilisation du krigeage pour les données fournies par AIRPARIF, à cause de la non-corrélation spatiale des valeurs mesurées. Des études, menées à l'ASPA (Association pour la Surveillance et l'étude de la Pollution atmosphérique en Alsace) par Gilles Perron, montrent que, selon la surface du domaine géographique à étudier, les résultats diffèrent selon la méthode employée et la superficie de la zone d'étude. Les erreurs entre valeurs prédites et mesurées sont plus faibles avec la méthode du krigeage lorsque la surface d'étude est importante et comporte des disparités ville/campagne prononcées (surface supérieure à 200 km²).

Il est à noter que l'utilisation d'un outil d'interpolation ne prend pas en compte l'altitude à laquelle ont été effectuées les mesures. De même que l'interpolation ne tient pas compte du relief et des structures géométriques. La carte obtenue sera donc représentative des concentrations en polluants à une altitude qui est celle des stations de mesures. L'apparition de structures dépendra du nombre de points de données et de la méthode employée.

5.4.1.1 METHODES EMPLOYEES

Disposant de logiciels permettant l'application de plusieurs méthodes d'interpolation (Blanc 1999), nous avons décidé de les tester sur les données mises à notre disposition par Air Pays de la Loire. Nous n'utiliserons pas la méthode du krigeage compte tenu de la surface de notre zone d'étude qui ne comprend que la ville de Nantes et son environnement proche.

Le problème qui se pose à nous et qu'il convient de résoudre est le suivant : nous ne connaissons le taux de polluants qu'en un certain nombre de points disséminés sur une surface et nous voulons connaître la valeur du taux de polluant en tout point de cette surface. De plus, nous supposons qu'il existe une fonction, F , liant les points selon leur emplacement sur la surface. La solution de notre problème est de trouver une fonction d'interpolation G approchant au mieux la fonction F . Dans notre cas F et G sont bi-dimensionnelles, et les méthodes permettant d'approcher F sont des méthodes de reconstruction de surface.

5.4.1.1.1 METHODE POLYNOMIALE

L'espace des surfaces est l'ensemble des polynômes à deux variables et de degré d . Chaque polynôme dispose de M degrés de liberté avec :

$$M = \frac{(d+1)(d+2)}{2} \quad [5-2]$$

Le degré du polynôme est généralement choisi afin que le nombre de points donnés, N , soit très supérieur à M . Dans le cas où $N \gg M$, la surface construite serait dite sur-contrainte *i.e.* elle n'assure qu'une reconstruction des basses fréquences donc des variations lentes des données, il y a donc un effet de lissage. Si N est voisin de M , la surface respecte mieux les données et le lissage disparaît. Pour s'adapter parfaitement, il faudrait que $M=N$. Cependant, l'adaptation entraîne un comportement turbulent loin des points de données ce qui conduit à des écarts incontrôlés.

5.4.1.1.2 METHODE DES PLAQUES MINCES (PM)

Cette méthode permet la génération de surfaces de rigidité contrôlable permettant ainsi de suivre les variations hautes fréquences sans pour autant avoir des effets de bords et des écarts importants loin des points de données, ou au contraire de trop lisser la surface. Le paramètre permettant de régler la rigidité est le facteur de régularité noté λ . C'est une méthode de type régional car tout point calculé est fonction des distances le séparant des points donnés. Dans l'espace bi-dimensionnel, le degré de liberté est égal à $N+2$. La marge de 2 degrés de liberté permet l'adaptation aux données.

L'application de cette méthode est, en pratique, applicable à un nombre de points inférieur à mille. Elle permet toutefois la génération de fonctions continues et dérivables quel que soit le facteur de régularité choisi.

5.4.1.1.3 METHODES POLYNOMIALES PAR MORCEAUX

Cette méthode est basée sur des polynômes définis par morceaux sur un pavage triangulaire supporté par les points donnés. Le pavage est défini par une triangulation de Delaunay, qui ne génère un pavage du plan qu'à l'intérieur de la zone délimitée par les points donnés, cette zone est appelée l'enveloppe convexe. Par conséquent, la fonction G ne sera pas définie à l'extérieur de cette enveloppe. Ces méthodes ne peuvent donc pas fournir une extrapolation de F .

Un moyen de palier à cette limitation est d'ajouter des points supplémentaires de façon à ce que la nouvelle enveloppe convexe englobe les limites de la surface recherchée. L'espacement entre les points supplémentaires devra être choisi comme étant l'espacement moyen des points donnés. A chaque point supplémentaire correspondra une estimation extrapolée de F déterminée par une autre méthode de reconstruction de surface autorisant l'extrapolation. Nous pouvons choisir, par exemple, la méthode polynomiale avec un degré faible (1 ou 2).

5.4.1.1.4 METHODE LINEAIRE PAR MORCEAUX

Avec cette méthode, la valeur en un point d'un triangle est fonction de la moyenne des valeurs des sommets du triangle pondérée par les coordonnées barycentriques du point considéré. Cette méthode est locale, elle a l'avantage d'être simple et rapide mais ne génère que des fonctions continues et non dérivables.

5.4.1.1.5 METHODE HSIEH-CLOUGH-TOCHER (HCT)

Cette méthode définit pour chaque triangle, les trois autres triangles ayant une arête commune et associe à chacun d'eux un polynôme de degré 3. Théoriquement, nous disposons de 30 degrés de liberté pour chaque triangle afin de construire la surface G .

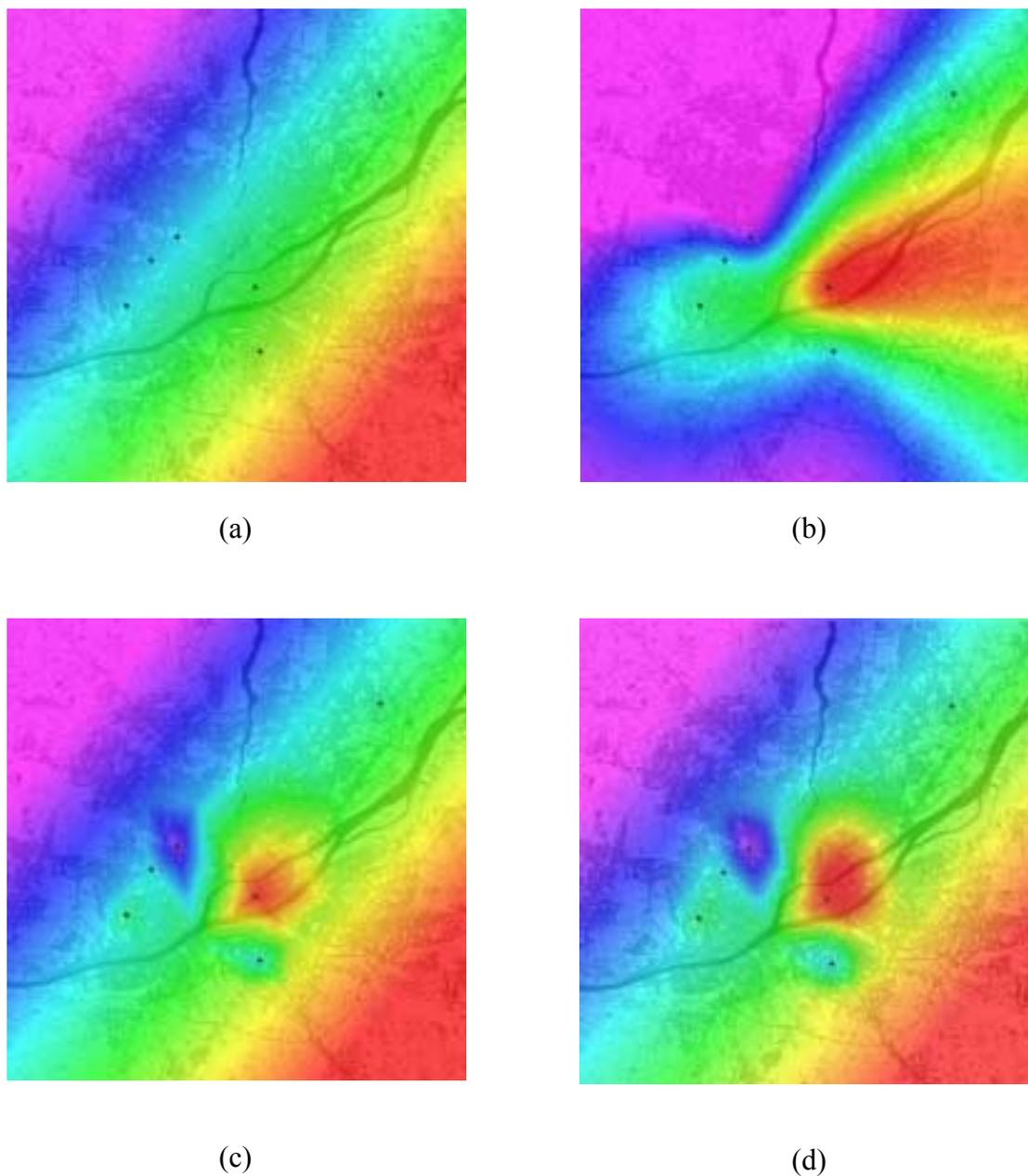
Les fonctions générées sont continues et dérivables. La méthode HCT est beaucoup plus rapide que PM étant donné le caractère local des calculs. Elle offre, de plus, la possibilité de définir un facteur de régularité local. L'inconvénient est que les discontinuités des surfaces générées ne correspondent pas aux surfaces à reconstruire mais à la triangulation. Cela peut être gênant si la fonction à approcher présente localement des variations de très hautes fréquences. De même que précédemment, les fonctions ne sont pas définies à l'extérieur de la zone convexe.

5.4.1.2 RESULTATS

Nous avons calculé les cartes de la distribution spatiale de FN pour le 20/05/92. Nous n'avons utilisé que les méthodes permettant l'interpolation/extrapolation, c'est-à-dire celles capables d'estimer la concentration au-delà de l'enveloppe convexe délimitée par les points de mesures. Rappelons qu'ici nous n'utiliserons pas d'information provenant du satellite. Les cartes obtenues sont présentées sur la figure 5.5.

Nous remarquons d'emblée que selon la méthode utilisée, la distribution spatiale de FN varie énormément. Pour la méthode PM (fig. 5.5 (b)), il semblerait que le panache de pollution se disperse vers l'est. Or, un vent léger vient de cette direction, c'est donc vers l'ouest que le panache devrait se disperser. Les cartes ne semblent pas représenter le même phénomène. Seules les méthodes linéaires et HCT donnent, visuellement, un résultat semblable. Ce qui est normal car elles sont toutes deux basées sur la triangulation. Par contre, pour la méthode linéaire, la triangulation apparaît nettement autour des valeurs extrêmes. Compte tenu du faible nombre de points utilisés, aucune structure de l'agglomération n'apparaît.

Quelle que soit la méthode utilisée, nous pouvons voir l'influence de la station Hugo qui a mesuré la concentration la plus élevée. Cette station est une station de proximité routière. Cette forte valeur risque d'introduire un biais important lors de la validation.



0 34
Concentration journalière en Fumées Noires en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

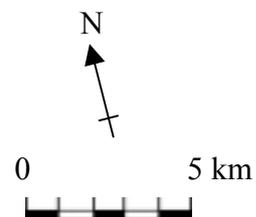


Figure 5.5. Cartes de la distribution spatiale du champ de concentration de Fumées Noires obtenues par les différentes méthodes d'interpolation pour Nantes le 20/05/92. (a) Méthode polynomiale de degré 1. (b) Méthode des plaques minces. (c) Méthode linéaire par morceau et extrapolation par polynôme d'ordre 1. (d) Méthode HCT et extrapolation par polynôme d'ordre 1. L'échelle des concentrations est linéaire.

La validation des cartes obtenues a été effectuée en comparant les 6 mesures non utilisées avec les valeurs estimées par interpolation. En plus des méthodes citées ci-dessus, nous avons effectué des calculs en utilisant une méthode plus simple qui est l'interpolation par gravité. Il s'agit d'associer à un point, une valeur de concentration pondérée par la distance le séparant des points de données. Les résultats sont présentés dans les tableaux 5.7 et 5.8.

Nantes 20/05/92	Polynôme degré 1	PM	Linéaire et polynôme	HCT et polynôme	Gravité
Nombre de valeurs	6	6	6	6	6
Corrélation	0,11	0,25	0,46	0,31	0,32
Moyenne en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	19,27	21,15	19,79	20,15	19,43
Ecart type en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	1,71	5,58	4,66	8,70	3,07
Ecart type erreur en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	6,48	7,40	5,98	9,07	6,29
Biais en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	-6,60	-8,48	-7,12	-7,49	-6,76
Biais en %	-52,14	-66,97	-56,24	-59,10	-53,37
RMSE en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	9,25	11,25	9,30	11,76	9,23
RMSE en %	73,04	88,85	73,41	92,87	72,89
Niveau de Confiance	0,16	0,36	0,64	0,45	0,46

Tableau 5.7. Résultats de la validation des valeurs estimées par des méthodes d'interpolation pour Nantes le 20/05/92. Les disparités entre concentration mesurée et estimée sont exprimées par le biais et l'erreur quadratique moyenne (RMSE).

Nantes 11/04/95	Polynôme degré 1	PM	Linéaire et polynôme	HCT et polynôme	Gravité
Nombre de valeurs	5	5	5	5	5
Corrélation	-0,24	-0,49	-0,20	-0,34	0,83
Moyenne en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	23,20	31,43	25,64	31,60	21,91
Ecart type en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	3,94	6,73	1,89	7,18	4,55
Ecart type erreur en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	9,00	10,59	6,17	10,44	3,07
Biais en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	-13,20	-21,43	-15,64	-21,60	-11,91
Biais en %	-131,97	-214,26	-156,38	-216,01	-119,09
RMSE en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	15,97	23,90	16,81	23,99	12,30
RMSE en %	159,75	238,98	168,10	239,94	122,99
Niveau de Confiance	0,31	0,59	0,25	0,42	0,92

Tableau 5.8. Résultats de la validation des valeurs estimées par des méthodes d'interpolation pour Nantes le 11/04/95. Les disparités entre concentration mesurée et estimée sont exprimées par le biais et l'erreur quadratique moyenne (RMSE).

Quelle que soit la date, les méthodes d'interpolation/extrapolation surestiment les valeurs de FN. Des biais et des RMSE très élevés sont parfois obtenus (jusqu'à 240% de RMSE pour la méthode polynôme+HCT le 11/04/95 !). Les erreurs sont plus importantes pour la deuxième date. Dans tous les cas, la variabilité des concentrations prédites est inférieure aux observations. Les corrélations sont généralement faibles, cependant le signe varie selon la date. Pour le 20/05/92, les corrélations sont positives, pour le 11/04/95, elles sont en majorité négatives, sauf pour la méthode de gravité. De plus, cette méthode, très simple, offre les meilleurs résultats pour le 11/04/95 !

En résumé, aucune méthode d'interpolation ne se détache réellement si ce n'est la méthode par gravité pour le 11/04/95. Les erreurs obtenues restent très élevées.

La précision des résultats obtenus dépend tout d'abord de la précision de la mesure effectuée par la station. Ensuite, elle dépend de la représentativité de la mesure de la station dans son environnement. En effet, la valeur mesurée peut varier de façon importante selon l'endroit. La pollution atmosphérique est loin d'être spatialement homogène. La distribution va être influencée par le réseau de rues, les conditions météorologiques (notamment la vitesse locale du vent) et les conditions de trafic routier (Croxford *et al.* 1996). Des rues voisines pourront présenter des concentrations en polluants très différentes. Ainsi, Scaperdas et Colvile (1999) ont montré, dans une étude faite à Londres, qu'un changement dans la direction du vent pouvait introduire une variation de $\pm 80\%$ de la quantité de CO mesurée, ceci pour des conditions météorologiques et des émissions dues au trafic identiques. Croxford et Penn (1998), qui avaient également travaillé sur Londres, ont mesuré, sur certains sites, des concentrations jusque trois fois supérieures selon le côté de rue étudié. Enfin, pour une précision raisonnable, avec un niveau de confiance de 95%, une erreur de 20% ne pourrait être obtenue que par utilisation d'au moins quatre points de mesure par $2,5 \text{ km}^2$ (Sifakis 1992). Pour Nantes et ses environs, il faudrait au moins 65 stations de mesures. Autant dire qu'avec 6 points, voire

douze, la cartographie de la distribution spatiale de polluants avec des méthodes standards restera une tâche difficile. De plus, les cartes ainsi obtenues ne sont pas représentatives de la qualité de l'air, car elles ne tiennent pas compte de la réalité physique de l'environnement des stations.

Si l'augmentation du nombre de mesures peut, pour des polluants tels que les NO_x , être en partie résolue avec l'utilisation de tubes passifs peu coûteux, pour les particules le problème reste entier. A ce jour, aucun matériel passif et peu onéreux n'est capable de fournir des mesures de concentrations de particules. Sauf débauche de moyens, l'accroissement de la densité du réseau de mesure des particules. Par conséquent, l'amélioration des cartes obtenues par interpolation, n'est, pour l'instant, pas envisageable.

Dans ce contexte, l'utilisation de l'imagerie satellitale pourrait s'avérer fort utile. D'un point de vue économique, les cartes obtenues permettront une plus grande efficacité dans le dimensionnement et l'organisation des réseaux de mesure. De plus, le fait de pouvoir rapidement situer des zones à risque permettra de diminuer l'impact sur la santé des populations. D'un point de vue social, ces cartes serviront à prévoir et à quantifier les effets des mesures prises pour diminuer les émissions polluantes sur la qualité de l'air. Elles seront donc une aide à la sauvegarde d'une meilleure qualité de vie pour les citoyens.

5.4.2 Cartographie des fumées noires par imagerie satellitale infrarouge thermique

5.4.2.1 METHODE

En admettant que la présence de FN soit la principale cause de modification de la valeur numérique des pixels, une relation peut être trouvée par une régression linéaire (méthode des moindres carrés). Bien sûr, la relation liant le contenu en aérosol à la mesure satellitale est hautement non linéaire. Cependant, l'intervalle des mesures, satellitales et terrain, étant relativement faible, nous avons opté pour une approximation linéaire.

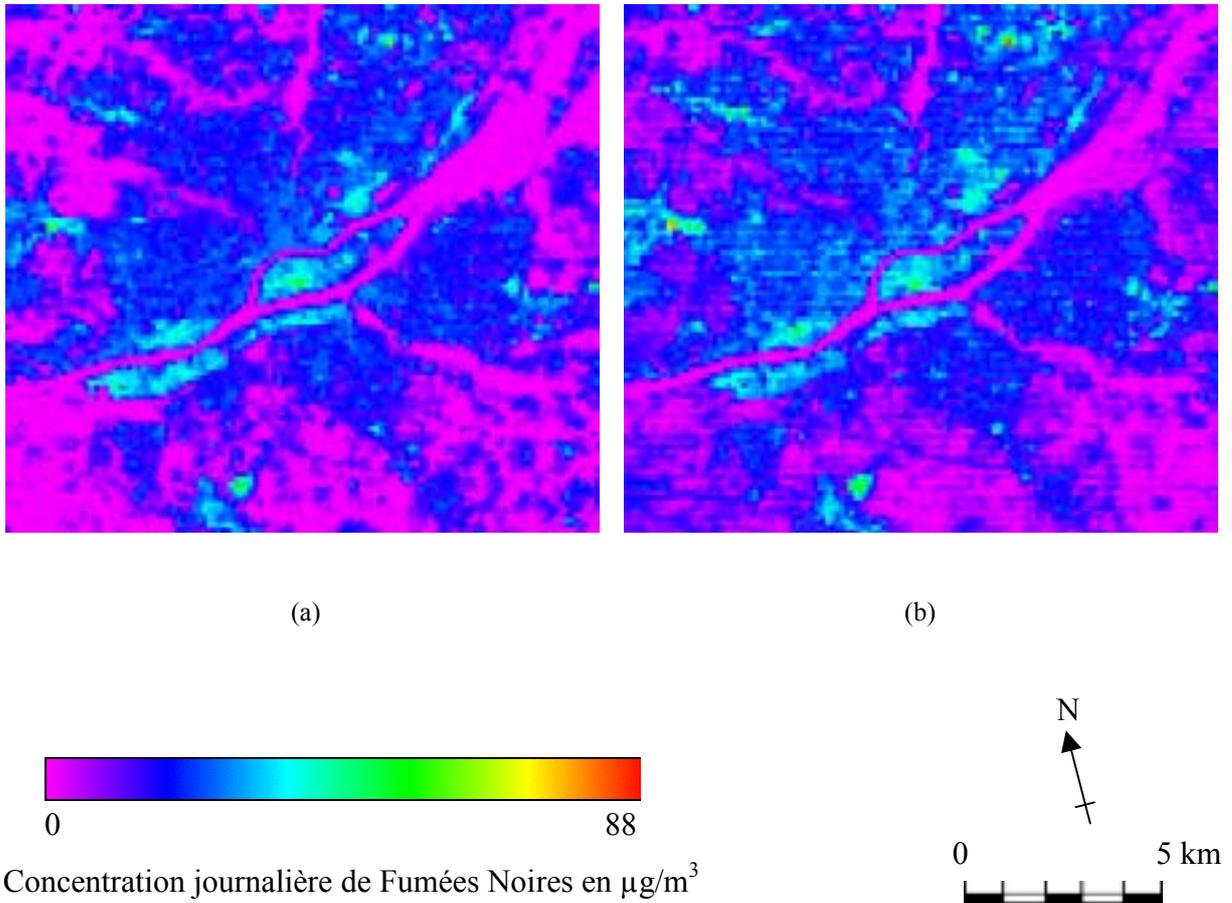
$$[FN] = a \cdot TM6 + b \quad [5-3]$$

Avec $[FN]$, concentration en FN, $TM6$, mesure effectuée par le canal thermique, a , pente de la droite et b , ordonnées à l'origine de la droite. Les paramètres des régressions linéaires sont présentés dans le tableau 5.9.

Date	20/05/92	11/04/95
Nombre de valeurs	6	5
Moyenne CN TM6	158,83	124,60
Ecart type CN TM6	5,08	4,41
Moyenne mesures ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	19,67	20,60
Ecart type mesures ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	7,41	13,15
Coefficient de corrélation	0,94	0,75
Variance expliquée	0,89	0,64
Pente	1,37	2,36
Ordonnée à l'origine	-198,49	-272,59
Niveau de confiance (%)	0,99	0,86

Tableau 5.9. Paramètres de la régression linéaire entre la concentration en fumées noires et les comptes numériques de TM6 pour Nantes aux deux dates étudiées.

Les niveaux de confiance étant élevés, nous supposons la relation entre FN et TM6 suffisamment forte pour pouvoir appliquer les paramètres de régression à tous les pixels de l'image. Si la concentration de polluants calculée est négative, celle-ci est mise à zéro. Le résultat est une cartographie de FN sur Nantes et son agglomération pour les deux dates (Fig. 5.6).



Concentration journalière de Fumées Noires en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Figure 5.6. Cartographie de la concentration en FN dans l'atmosphère nantaise à partir d'images Landsat-5 TM6, (a) pour le 22 mai 1992, (b) pour le 11 avril 1995. L'échelle de concentration est linéaire. Nous remarquons que les concentrations maximales sont rencontrées au-dessus des zones industrielles, des gares et de l'aéroport.

Globalement, les deux cartes sont assez proches. Les zones indiquant une concentration élevée de polluants sont toutes situées en zones urbanisées. Le principal défaut est la présence marquée de toutes les structures urbaines des images TM6 originales. A priori, il n'y a aucune raison que ces structures représentent la distribution de FN. Les dynamiques des images et les paramètres de régression étant différents, les niveaux maximums atteints par les valeurs estimées diffèrent selon la date. Ainsi, le maximum de concentration est de $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ le 20/05/92, il est de $88 \mu\text{g}/\text{m}^3$ le 11/04/95. Reste à savoir si les valeurs prédites par les relations trouvées sont proches de celles mesurées.

L'altitude à laquelle correspond cette cartographie de FN ne peut être connue précisément. Cependant, il est vraisemblable que la pollution émise reste confinée relativement près du sol, les concentrations maximales étant enregistrées dans le premier kilomètre (Niu *et al.* 1997, Sifakis 1992). Des études traitant du profil vertical de la concentration de certains

polluants⁴ (particules, CO) montrent des décroissances quasi-exponentielles des concentrations avec l'altitude (Micallef et Colls 1998, Rubino *et al.* 1996, Rubino *et al.* 1998).

5.4.2.2 VALIDATION DES CARTES DE POLLUTION

La validation des cartes s'est effectuée en utilisant les valeurs de concentration mesurées n'ayant pas servies aux calculs des paramètres de régression linéaire. Nous avons pu vérifier la précision des résultats en comparant, pour chaque date, les valeurs observées et estimées (Tab. 5.10).

Date	20/05/92	11/04/95
Nombre de valeurs	6	5
Corrélation	-0,01	0,53
Moyenne CN TM6	159,00	125,40
Ecart type CN TM6	2,24	1,01
Moyenne mesure ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	12,67	10,00
Ecart type mesure ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	6,45	5,51
Moyenne prédiction ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	19,90	22,96
Ecart type prédiction ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	3,07	2,27
Ecart type erreur ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	3,07	4,69
Biais ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	-7,23	-12,96
Biais (%)	-57,07	-129,57
RMSE ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	10,18	13,78
RMSE (%)	80,40	137,81
Niveau de Confiance (%)	0,01	0,64

Tableau 5.10. Préviation FN avec données Landsat-5 TM6. Validation des cartes de pollution établies pour le 20/05/92 et le 11/04/95 à Nantes.

Le tableau 5.10 montre que les concentrations sont surestimées surtout pour le 11/04/95 avec une erreur presque deux fois plus importante en moyenne. L'erreur RMS est très élevée dans les deux cas, elle approche les 80 % pour le 20/05/92 et dépasse 100 % pour le 11/04/95. Bien que mieux corrélées, les valeurs estimées pour la seconde date sont moins précises. Quoiqu'il en soit, les corrélations ne sont pas significatives.

⁴ Tous les polluants ne sont pas concernés. En effet, une étude faite à Air Pays de la Loire (Air Pays de la Loire 2000) montre que la concentration en ozone tend, sous certaine conditions, à augmenter avec l'altitude. Cette augmentation peut ainsi atteindre 96% entre 3 et 300 m d'altitude. Cela s'explique, en partie, par la haute volatilité des NO_x qui par transformation photochimique vont donner de l'ozone. Cette transformation intervenant pendant le transport et l'ascension des NO_x conduit à une augmentation avec l'altitude de la concentration en O₃.

Comparativement aux méthodes utilisant l'interpolation, bien que certaines structures de l'agglomération nantaise soient présentes, l'amélioration des résultats de la validation reste mitigée.

En analysant les tableaux 5.7, 5.8 et 5.10, nous notons que :

- pour le 20/05/92 les résultats restent relativement proches hormis la corrélation qui est quasi-nulle,
- pour le 11/04/95, la corrélation est améliorée par rapport aux méthodes PM, polynôme+HCT et polynôme+linéaire. Le biais et la RMSE sont plus faibles que ceux trouvés avec PM et polynôme+HCT. Par contre, le polynôme d'ordre 1 et la méthode par gravité offrent de meilleurs résultats.

Dans les deux cas, la corrélation finale reste faible et non significative. Rappelons que ce même type de corrélation est également obtenue avec des méthodes d'interpolation. Quoiqu'il en soit, bien que, pour une erreur similaire aux méthodes usuelles, la cartographie des fumées noires semble possible sur toute une agglomération, les faibles corrélations entre les données de validation excluent, pour l'instant, son utilisation opérationnelle.

5.4.2.3 CORRECTION DES CARTES DE POLLUTION PAR AJOUT DES RESIDUS

Une manière simple de tenter d'améliorer les résultats est de corriger les cartes obtenues par des cartes de résidus. En effet, la méthode de régression linéaire par moindres carrés, bien qu'étant à biais nul, ne fait pas passer la droite par tous les points. Ce type de correction, par ajout des résidus, a été utilisé pour l'amélioration des cartes de rayonnement solaire obtenues par satellite (Beyer et Wald 1996, D'Agostino et Zelenka 1992). La zone géographique concernée était l'Europe. Le fait de fusionner les résidus avec les données satellitales a diminué l'erreur sur l'estimation par rapport à une interpolation simple des mesures au sol.

La méthode a consisté à calculer les résidus pour les points ayant servi à la régression, puis de les interpoler/extrapoler afin d'obtenir une carte des résidus. Nous avons essayé toutes les méthodes dont nous disposions. Les meilleurs résultats ont été obtenus avec la méthode PM. Nous avons alors additionné à la carte de pollution, la carte de résidus correspondante. Cette procédure permet de retrouver la valeur exacte aux points de mesure. La figure 5.7 montre les deux cartes de pollution corrigées par les cartes de résidus.

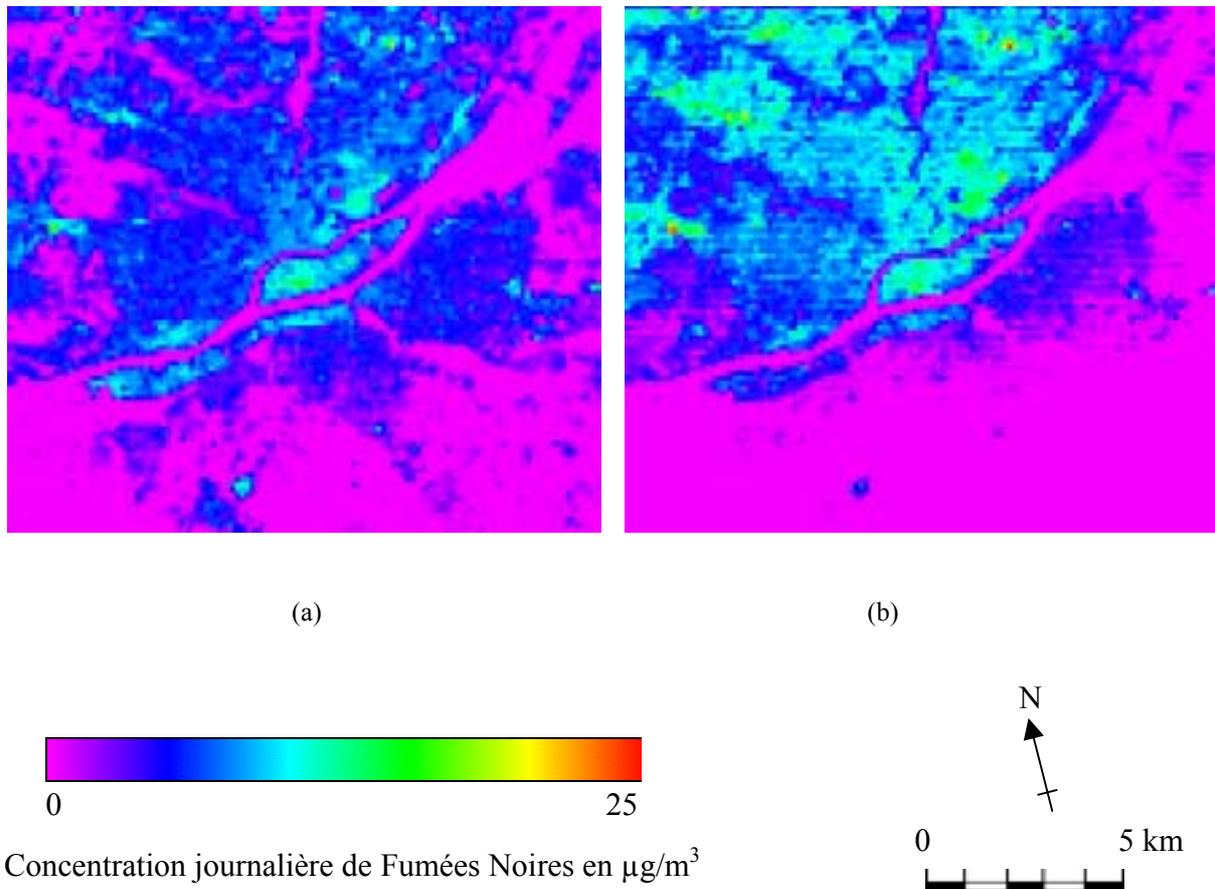


Figure 5.7. Cartographie de la concentration en FN dans l'atmosphère nantaise à partir d'images Landsat-5 TM6 corrigées par les résidus interpolés. (a) pour le 22 mai 1992, (b) pour le 11 avril 1995. L'échelle de concentration est linéaire.

Visuellement, la carte corrigée du 20/05/92 est très proche de la carte initiale, nous retrouvons les mêmes structures, contrairement à celle du 11/04/95. Cette différence est en partie due aux valeurs prises par les résidus interpolés/extrapolés. Dans le premier cas, la dynamique est faible, les valeurs sont comprises entre -16 et 6 alors que dans le second elles sont comprises entre -69 et 25.

Le fait d'avoir corrigé les cartes a augmenté la valeur maximale atteinte pour le 20/05/95 et diminué celle du 11/04/95. Par contre dans le second cas, la répartition des fortes valeurs de concentrations est localisée sur les zones urbanisées situées au nord de la Loire. Au sud de la Loire, la carte des résidus, à cause de valeurs fortement négatives, a uniformisé la distribution, faisant disparaître les structures.

Comme dans le cas non corrigé, les cartes ne sont pas visuellement satisfaisantes. Soit les structures sont quasi-identiques aux images TM6 d'origine, soit elles disparaissent par une correction trop importante.

5.4.2.4 VALIDATION DES CARTES DE POLLUTION CORRIGÉES PAR LES RÉSIDUS

Les résultats de la validation sont présentés dans le tableau 5.11.

Date	20/05/92	11/04/95
Nombre de valeurs	6	5
Corrélation	-0,13	0,35
Moyenne CN TM6	159,00	125,40
Ecart type CN TM6	2,24	1,01
Moyenne mesure ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	12,67	10,00
Ecart type mesure ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	6,45	5,51
Moyenne prédiction ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	23,39	31,83
Ecart type prédiction ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	3,92	3,91
Ecart type erreur ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	7,98	5,52
Biais ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	-10,72	-21,83
Biais en %	-84,66	-218,33
RMSE ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	13,36	22,52
RMSE %	105,51	225,21
Niveau de Confiance	0,19	0,44

Tableau 5.11. Préviation FN avec données Landsat-5 TM6 corrigées par les résidus interpolés. Validation des cartes de pollution établies pour le 20/05/92 et le 11/04/95 à Nantes.

Le fait de corriger les cartes n'a pas la même influence sur la corrélation selon la date. Pour le 20/05/92, la corrélation est légèrement améliorée, alors qu'elle est diminuée pour le 11/04/95. Dans les deux cas, les biais et RMSE sont augmentés. Dans le second cas, la surestimation est plus évidente avec un biais multiplié par deux.

La correction par les résidus n'a donc pas amélioré les résultats des cartes obtenues par utilisation des données Landsat-5 TM6.

Les mauvais résultats des validations ont plusieurs origines. Tout d'abord, en ce qui concerne le choix du type de régression et les erreurs commises sur les paramètres de régression. Ensuite, du point de vue physique de la mesure, une zone observée peut être vue « froide » sans pour autant qu'il y ait un panache de polluants. Cela peut être causé par la faible émissivité des matériaux présents dans la zone. N'oublions pas que la valeur portée par un pixel est une moyenne non-linéaire des luminances émises par les éléments présents : trottoir, rue, bâtiments (mur, toit, différents matériaux, etc.), végétation, véhicules, etc. Cette valeur n'est pas forcément représentative d'une mesure ponctuelle (au sens surface), particulièrement si la station se trouve sur le « bord » d'un pixel. La zone peut aussi contenir une rue très ventilée, donc de température de surface plus faible que son environnement. La prise en compte du réseau de rues pourra éviter de prévoir des concentrations importantes là, où en fait, c'est l'émissivité qui est faible.

Par conséquent, la méthode consistant à appliquer directement les paramètres de régression à tous les pixels des images TM6 n'est pas satisfaisante. Cette cartographie est basée sur l'hypothèse que l'émissivité mesurée est pratiquement constante sur la zone observée, ce qui est loin d'être le cas en zone urbanisée. La principale difficulté va résider dans la distinction des pixels pour lesquels le compte numérique est réellement corrélé avec les mesures d'indicateur de pollution, et les pixels dont le compte numérique est principalement dû à l'émissivité des objets. Pour tenir compte de ces considérations, nous avons envisagé une méthode de cartographie après sélection des pixels.

5.4.3 Cartographie combinant informations satellitaires et interpolation

Les endroits où sont localisées les stations de mesure répondent à certaines caractéristiques physiques d'occupation du sol. Les stations sont situées en zones urbanisées, avec, pour la plupart d'entre elles, un couvert végétal faible. La relation trouvée ne devrait être appliquée qu'aux zones de l'image répondant aux mêmes caractéristiques. Nous rechercherons les pixels de l'image TM6 qui sont spectralement similaires aux pixels correspondant aux stations. Cette sélection de pixels est basée sur l'information multibande fournie par les six autres bandes du capteur Landsat-5 TM (TM1 à TM5 et TM7). Nous appellerons les pixels retenus des pseudo-stations. Nous leur affecterons une valeur de FN calculée par application de la relation liant les luminances aux mesures tests au sol. L'imagerie satellitaire sera utilisée, ici, comme guide à l'interpolation.

A ce stade, nous disposerons d'un nombre plus important de points de mesures. La cartographie se fera ensuite par interpolation de ces pseudo-stations par interpolation/extrapolation. Pour des raisons de temps de calcul, la méthode employée dépendra du nombre de pseudo-stations. Si ce nombre est inférieur à 1000, la méthode des plaques minces sera utilisée sinon nous utiliserons la méthode HCT. Le plus grand nombre de points de données va accroître la résolution des cartes obtenues. Nous évaluerons ensuite l'incidence de la méthode sur les résultats.

5.4.3.1 CARTOGRAPHIE DES FUMÉES NOIRES AVEC LES PSEUDO-STATIONS

L'obtention des pseudo-stations commence par le choix de la combinaison de canaux de Landsat TM qui vont nous servir à obtenir les spectres à comparer. Plus le nombre de canaux sera élevé et moins nous aurons de pseudo-stations. En effet, la probabilité de trouver des points similaires spectralement décroît lorsque la longueur du spectre augmente. Au contraire, moins nous prendrons de canaux, et plus nous trouverons de points similaires. Toutefois, un très grand nombre de points nous rapprocherait des résultats obtenus avec TM6 seul, ce qui n'est pas intéressant. Comme précédemment, les cartes obtenues seront représentatives de la pollution contenue dans la troposphère, pour des altitudes correspondant à celles des stations de mesures.

Nous avons pris pour les combinaisons les canaux TM1, 2 et 3 car ils représentent bien les caractéristiques des sols nus. Nous avons ensuite fait de nombreux essais de combinaisons avec les canaux TM4, 5 et 7. Chaque fois, le nombre et la position des pseudo-stations variaient avec la combinaison choisie.

Trois combinaisons, pour lesquelles les résultats étaient les meilleurs, ont retenu plus particulièrement notre attention. Il s'agit des combinaisons des canaux TM1 à TM4, TM1 à TM3 et TM5 et TM1 à TM3 et TM7. Le nombre de pseudo-stations obtenues est respectivement de 37, 24 et 42. Les cartes obtenues par interpolation sont présentées ci-après pour la date du 20/05/92 (Fig. 5.8).

L'influence des points de mesures sur la méthode d'interpolation est encore démontrée ici avec ces trois cartes d'aspect fort différent. Elles ont en commun un faible taux de particules sur la zone du parc de Procé, et des taux plus importants localisés sur et autour du centre ville.

Pour TM1234 (Fig. 5.8.a), les maxima de pollution se trouvent sur le sud-ouest de l'île de Nantes et la zone industrielle de la Haute île, mais également sur une zone entourant le pont de Cheviré. A ce sujet, nous remarquons que cette zone de forte concentration forme un panache s'étirant vers le sud-ouest, or nous rappelons que ce jour là, le vent dominant est un vent de nord-est donc il semblerait que ce panache « suive » le vent. De plus, cette zone coïncide avec la centrale électrique de Cheviré, sur la rive sud de la Loire, et une zone industrielle sur la rive nord de la Loire. La variabilité spatiale du taux de FN de la carte TM1235 (Fig. 5.8.b) est moins importante que celle des deux autres cartes. Les maxima sont localisés aux mêmes endroits que la carte TM1234, mais sont beaucoup moins prononcés. Nous retrouvons également le fort minima lié au parc de Procé, au nord-ouest du centre ville nantais. Sur la carte TM1237 (Fig. 5.8.c), le taux de pollution est assez élevé pour les deux maxima citées précédemment, mais un autre maximum est atteint sur la zone de la gare. Nous retrouvons aussi la zone de Procé.

Les cartes montrent la même localisation pour les maxima de pollution. Une d'entre elle présente une troisième zone de forte teneur. Les cartes diffèrent essentiellement par les limites des zones de faibles concentrations, bien que la zone de Procé soit toujours présente.

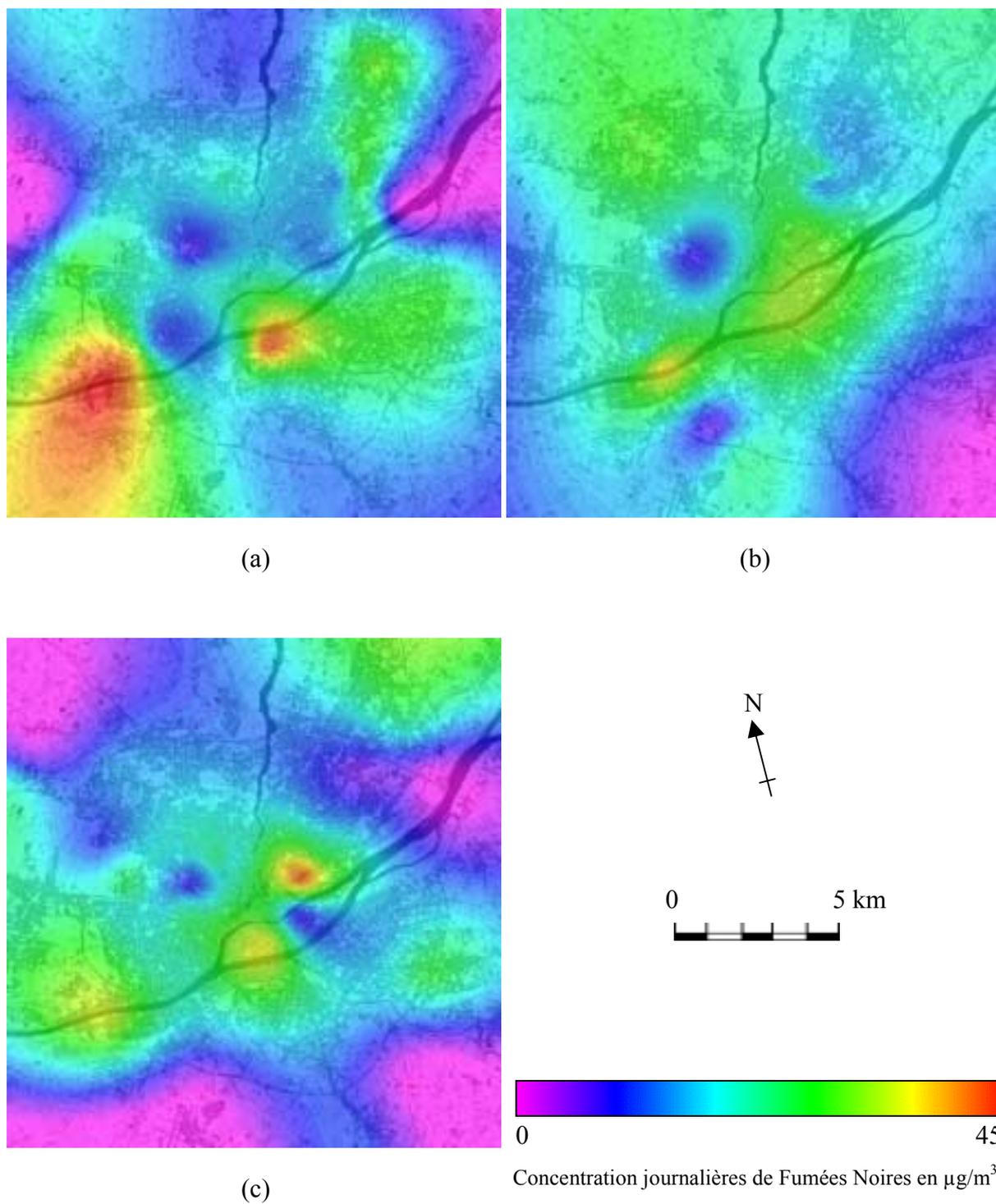


Figure 5.8. Cartes de pollutions obtenues avec l'utilisation de pseudo-stations pour le 20/05/92. (a), (b) et (c) cartes obtenues avec, respectivement, TM1234, TM1235 et TM1237.

5.4.3.2 VALIDATION DES CARTES DE POLLUTION

Les résultats sont présentés dans le tableau 5.12.

Combinaison	TM1234	TM1235	TM1237
Nombre de valeurs	43	30	48
Corrélation	0,70	-0,32	0,31
Moyenne mesure ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	12,67	12,67	12,67
Ecart type mesure ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	6,45	6,45	6,45
Moyenne prédiction ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	16,88	21,35	22,73
Ecart type prédiction ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1,33	3,48	7,27
Ecart type erreur ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	5,60	8,25	8,07
Biais ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	-4,01	-8,69	-10,06
Biais en %	-31,66	-68,59	-79,43
RMSE ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	6,89	11,98	12,90
RMSE %	54,39	94,61	101,82
Niveau de Confiance	0,88	0,46	0,45

Tableau 5.12. Prédiction FN avec pseudo-stations pour le 20/05/92. Résultats de la validation de la méthode utilisant les pseudo-stations pour Nantes le 20/05/92.

L'analyse du tableau 5.12 nous montre la variabilité des résultats lorsque la combinaison de canaux change. Les meilleurs résultats sont obtenus, et de loin, avec la combinaison de canaux TM1 à TM3 et TM4. La corrélation est élevée avec un niveau de confiance proche de 0,9.

En comparant ces résultats avec ceux obtenus par les méthodes d'interpolation (voir Tab. 5.7), nous constatons que la corrélation est augmentée, le biais divisé par deux et la RMSE est diminuée de près de moitié. Par conséquent, la nouvelle méthode améliore la cartographie de la distribution spatiale de FN.

Nous avons renouvelé l'expérience sur la deuxième date.

Le nombre de pseudo-stations est inférieur à celui du 20/05/92, et ceci, quelle que soit la combinaison de canaux utilisée. Ainsi, neuf pseudo-stations sont obtenues pour la combinaison TM1, 2, 3 et 4. Les résultats de validation sont également les meilleurs, excepté pour la corrélation qui est supérieure lorsque c'est la combinaison TM1, 2, 3 et 5 qui est utilisée (7 pseudo-stations). Cependant, en comparaison avec les méthodes classiques, les résultats sont, une nouvelle fois, améliorés.

Bien entendu, bien que très nettement améliorée (-45% en moyenne sur la RMSE), l'erreur commise sur les prédictions reste élevée. L'importance de l'erreur commise par l'utilisation de notre méthode dépendra surtout des incertitudes tolérées pour les études d'impacts des polluants.

Contrairement aux méthodes classiques de cartographie du taux de polluants dans l'atmosphère, la méthode utilisant l'imagerie satellitale offre une meilleure visualisation de la distribution spatiale du champ de concentration qui est couplée aux caractéristiques géographiques du site d'étude.

5.4.3.3 INFLUENCE DU CHOIX DES STATIONS SUR LES RESULTATS

Au § 5.3.3, nous avons évalué l'influence du choix de la combinaison sur le signe de la corrélation. Ici, nous allons évaluer l'influence de ce choix sur la qualité des résultats. Nous entendons par qualité, une erreur quadratique moyenne (RMSE) la plus faible possible avec une corrélation valeurs prédites/valeurs mesurées la plus élevée possible.

Les résultats qui suivent ont été obtenus pour les combinaisons de stations offrant un coefficient de corrélation avec un niveau de confiance d'au moins 95%. Nous avons ensuite utilisé la méthode d'interpolation plaques minces des pseudo-stations issues de la combinaison des canaux TM 1, 2, 3 et 4. Pour le 20/05/92 (respectivement le 11/04/95), nous avons étudié les combinaisons de 6 (5) stations parmi 12 (10) et 9% (23%) des combinaisons de stations présentant une corrélation significative ont été conservées.

Nous avons ensuite calculé pour chaque combinaison les coefficients de régression et les avons appliqué aux stations n'appartenant pas aux combinaisons. Nous avons alors entamé la procédure de validation pour chaque combinaison. Les résultats sont résumés dans le tableau 5.13.

Date	20/05/92	11/04/95
Corrélation moyenne	0,40	0,35
Ecart type	0,50	0,57
Coefficient variation	1,23	1,61
% Corrélation significative	18	21
% Corrélation négative	21	32
RMSE moyenne %	72,49	98,62
Ecart type RMSE %	36,20	59,67

Tableau 5.13. Influence du choix des stations sur la validation. Chiffres moyens des résultats de validation obtenus sur l'ensemble des combinaisons de stations présentant une corrélation significative entre les données satellitales et les mesures de FN au sol.

Les corrélations moyennes sont faibles et fortement variables, le coefficient de variation (rapport écart type sur moyenne) nettement supérieur à 1 le montre bien. Dans les deux cas, les corrélations sont majoritairement positives.

Concernant la RMSE, elle est, en moyenne, très élevée et descend rarement en dessous de 30% pour le 20/05/92 et 20% pour le 11/04/95.

La variabilité des résultats est grande. De plus, les combinaisons de stations offrant les corrélations les plus élevées n'offrent pas les RMSE les plus basses (et vice versa). Par conséquent, en émettant l'hypothèse que les stations sont équivalentes, du point de vue validité de la mesure au sol et satellitale, le choix d'une combinaison pour effectuer la cartographie ne sera pas aisé. Des paramètres externes, tels que l'emplacement de la station ou la facilité de positionnement dans l'image satellitale, sont nécessaires.

Une autre source d'influence possible sur les résultats est l'exclusion des stations de proximité. Ce problème a été abordé lors d'une discussion avec M. Gilles Perron de l'ASPA. En effet, l'utilisation de stations de proximité induirait un fort biais dû, justement, aux valeurs élevées qu'elles fournissent car proches des sources d'émission. Dans notre cas, il s'agit de voir l'influence de la station Hugo en refaisant nos validations sans elle.

5.4.3.4 INFLUENCE DES STATIONS DE PROXIMITE SUR LES RESULTATS

Après exclusion de la station de proximité du jeu de données, une première influence est visible. En effet, le pourcentage de corrélations significatives avant validation passe de 9 à 1 % pour le 20/05/92 et de 23 à 10 % pour le 11/04/95 (voir § 5.4.3.3). Concernant la validation, les résultats sont présentés dans le tableau 5.14.

Date	20/05/92	11/04/95
Corrélation moyenne	0,87	0,20
Ecart type	0,13	0,62
Coefficient variation	0,15	3,1
% Corrélation significative	83	7,69
% Corrélation négative	0	38,46
RMSE moyenne %	56,93	90,09
Ecart type RMSE %	6,26	46,09

Tableau 5.14. Influence de l'exclusion des stations de proximité sur la validation. Chiffres moyens des résultats de validation obtenus sur l'ensemble des combinaisons de stations présentant une corrélation significative entre les données satellitales et les mesures de FN au sol.

L'influence de la station de proximité sur les résultats de validation est contrastée.

Pour le 20/05/92, la variabilité du coefficient de corrélation est considérablement diminuée et la moyenne très élevée. Près de 85 % des corrélations sont significatives et la RMSE moyenne est améliorée. De plus, la combinaison offrant la corrélation maximale (0,96) donne en validation la corrélation maximale également (0,99). Mais la RMSE est légèrement supérieure à la moyenne (69 %). Comparés aux résultats obtenus avec la combinaison de départ (Tab. 5.12, 1^{ère} colonne), hormis la RMSE, les résultats de validation sont améliorés.

Par contre pour le 11/04/95, seule la RMSE moyenne est légèrement améliorée, les autres résultats sont détériorés.

Dans les deux cas, l'exclusion de la station de proximité diminue le nombre de combinaisons de stations susceptibles de répondre à nos exigences de qualité. Par contre, l'influence diffère grandement selon la date. Les raisons de cette variation ne sont pas simples à déterminer. Les disparités peuvent, en partie, s'expliquer soit par la plus grande variabilité des mesures au sol le 11/04/95, soit par la moins bonne qualité de l'image. Toujours est-il qu'il faille exclure les stations de proximité sous peine d'augmenter nettement les erreur d'estimation.

5.5 CONCLUSION

Nous avons montré que les données satellitales et les concentrations de polluants étaient corrélées. Dans notre cas, c'est la concentration en fumées noires qui est fortement corrélée avec les données infrarouges thermiques de Landsat-5.

Nous avons mis à profit cette relation pour cartographier ce type de polluant à l'aide d'images satellitales, dans l'intention d'améliorer les cartes actuellement obtenues avec des méthodes classiques d'interpolation/extrapolation. Bien que la précision soit faible, une première cartographie de la concentration en fumées noires a été possible par l'utilisation d'images Landsat TM6. L'intérêt de telles cartes est indéniable ; elles apportent une information nouvelle aux organisations chargées de la qualité de l'air.

Afin d'améliorer la précision des cartes obtenues soit par des méthodes classiques, soit avec l'image satellitale seule, nous avons envisagé une nouvelle méthode combinant l'information satellitale à des méthodes classiques d'interpolation.

L'étude a été menée sur deux images Landsat-5 TM6 et les résultats des validations diffèrent. Ce qui est normal, car la méthode tient compte de la réalité physique du site. Dans tous les cas, les résultats de validation des cartes de pollution sont meilleurs que ceux obtenus avec des méthodes avancées d'interpolation/extrapolation.

Nous avons également évalué l'influence du choix des stations de travail servant à obtenir la relation données satellitale/concentration de polluant. Nous avons montré qu'il doit être fait judicieusement car son impact n'est pas négligeable surtout avec un nombre de mesures faible. Nous avons également confirmé la nécessité d'exclure les stations de proximité avant toute tentative de cartographie.

Chapitre 6

Influence de la résolution spatiale et du capteur sur la cartographie de la pollution

6.1 INTRODUCTION

Dans le chapitre précédent, nous avons concentré notre étude sur la cartographie des particules en suspension à l'aide d'images infrarouges thermiques Landsat-5 TM6. Nous étudierons dans ce chapitre si la bande spectrale, la résolution spatiale ou encore le capteur ont une influence sur la corrélation entre la concentration de polluants au sol et la luminance mesurée par satellite.

Nous étudierons tout d'abord l'influence de la résolution spatiale en dégradant des images en infrarouge thermique de Landsat-5 et Landsat-7. Nous évaluerons ensuite l'influence de la bande spectrale en analysant les relations entre polluants et données issues des bandes du visible et de l'infrarouge de Landsat-5 et 7. Finalement, nous regarderons l'influence du capteur en utilisant une image panchromatique et multibande du capteur HRV (Haute Résolution dans le Visible) de SPOT. Pour les calculs de corrélation, nous nous limiterons dans notre étude aux cas où le nombre de mesures est assez élevé.

6.2 INFLUENCE DE LA RESOLUTION SPATIALE

6.2.1 Cas du canal infrarouge thermique de Landstat-5

Nous avons, pour les dates du 20 mai 1992 et 11 avril 1995, synthétisé une image TM6 ayant une résolution spatiale de 960 m, notée TM6_BR. Cette opération a été effectuée par analyse multirésolution utilisant la transformée en ondelettes (voir chapitre 4). Nous avons choisi cette résolution pour nous rapprocher de celle de capteurs basse résolution existants, tel que AVHRR (Advanced Very High Resolution Radiometer) embarqué sur les satellites américains NOAA (National Oceanographic and Atmospheric Administration) qui fournit des images de 1 km de résolution spatiale. Le tableau 6.1 montre les coefficients de corrélation obtenus entre TM6_BR, TM6 et les indicateurs de pollution.

Pour le 20/05/92 (Tab. 6.1), le changement de résolution spatiale n'a réellement affecté que la corrélation avec FN, elle est ainsi plus faible avec TM6_BR. La détérioration de la corrélation entre FN et les TM6_BR laisse à penser que la distribution spatiale de FN est hétérogène. Les corrélations très élevées obtenues avec NO_x sont à attribuer, en partie, au faible nombre de mesures ; aucune conclusion ne peut être tirée. Pour SO₂, la corrélation ne varie pas avec le changement de résolution, le gaz doit être réparti de façon plus uniforme. Pour AF même remarque, cependant les corrélations sont très faibles.

Date	20/05/92	11/04/95	11/04/95
Polluants	FN	NO	NO ₂
Nombre de mesures	6	7	7
TM6 (120 m)	0,94	0,57	0,73
TM6_BR (960 m)	0,73	0,69	0,77
Concentration moyenne ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	16	15	30
Corrélation limite	0,81	0,75	0,75

Tableau 6.1. Coefficients de corrélation entre les mesures de pollution au sol et la température apparente mesurée dans TM6 et TM6_BR. La dernière ligne montre la corrélation minimale pour avoir un niveau de confiance de 95%.

Nous observons que la corrélation avec FN diminue lorsque la résolution est dégradée. Les observations, faites par les personnes en charge des mesures au sol, indiquent que la distribution spatiale de FN est très hétérogène. Ceci pourrait expliquer la baisse de la corrélation. Pour NO_x, au contraire, la corrélation est améliorée. Ceci est dû à l'homogénéité de la distribution spatiale. En effet, d'une part en milieu urbain la principale source de NO_x est la voiture qui est présente partout dans la ville, et d'autre part, les NO_x sont très volatils.

6.2.2 Cas des canaux thermiques de Landsat-7

Les deux bandes thermiques de Landsat-7, ETM6 et ETM9, ont une résolution spatiale de 60 m, donc deux fois plus fine que celle de TM6. Nous avons également dégradé la résolution spatiale de ces bandes, d'abord à 120 m puis à 960 m, pour se rapprocher respectivement des données Landsat-5 TM6 et AVHRR. Les images dégradées seront notées ETMn_120 et ETMn_960, n indiquant la bande concernée 6 ou 9. Les tableaux 6.2 et 6.3 présentent les résultats de l'étude des corrélations entre les données infrarouges thermiques aux différentes résolutions spatiales et les indicateurs de pollution.

27/01/00	NO ₂	O ₃	SO ₂
Nombre de mesures	9	7	7
ETM6 (60 m)	0,06	-0,21	0,13
ETM6_120 (120 m)	-0,29	0,36	0,43
ETM6_960 (960 m)	0,63	0,06	0,09
Concentration moyenne (µg/m ³)	75	21	18
Corrélation limite	0,67	0,75	0,75

Tableau 6.2. Coefficients de corrélation entre les mesures de pollution au sol et la température apparente mesurée dans ETM6, ETM6_120 et ETM6_960 pour le 27/01/00.

27/01/00	NO ₂	O ₃	SO ₂
Nombre de mesures	9	7	7
ETM9 (60 m)	0,25	-0,24	0,15
ETM9_120 (120 m)	-0,30	0,26	0,57
ETM9_960 (960 m)	0,45	0,10	0,33
Concentration moyenne (µg/m ³)	75	21	18
Corrélation limite	0,67	0,75	0,75

Tableau 6.3. Idem tableau 6.3 mais pour ETM9.

Pour ETM6 (Tab. 6.2) ou ETM9 (Tab. 6.3), contrairement aux observations précédentes, les corrélations de NO₂ sont faibles et changent de signe. La concentration en NO₂ est également plus élevée et le nombre de mesures est encore augmenté. Que ce soit pour NO₂ ou les autres polluants, les corrélations sont généralement très faibles et le nombre de mesures peu élevé ; aucune réelle conclusion n'est possible.

6.3 INFLUENCE DE LA BANDE SPECTRALE

Pour les trois dates du 20/05/92, du 11/04/95 et du 27/01/00 nous avons conduit une étude de la corrélation entre les bandes du visible, de l'infrarouge et les indicateurs de pollution. Des travaux ont déjà étudié la possibilité d'utiliser de telles bandes spectrales pour étudier la pollution atmosphérique (Sifakis 1992, Sifakis *et al.* 1992, Sloane 1988), mais sans chercher une relation directe entre luminance et concentration de polluant. Nous avons également utilisé le canal panchromatique de Landsat-7. Les longueurs d'onde des bandes spectrales des satellites Landsat sont présentées dans le tableau 6.4. Les résultats sont présentés dans les tableaux 6.5 à 6.7.

Bande	Bande passante en μm	« Couleur »
Bande 1	0,45 – 0,52	Bleu
Bande 2	0,52 – 0,60	Vert
Bande 3	0,63 – 0,69	Rouge
Bande 4	0,76 – 0,90	Proche infrarouge
Bande 5	1,55 – 1,75	Infrarouge moyen
Bande 7	2,08 – 2,35	Infrarouge moyen
Bande 8	0,52 – 0,90	Panchromatique

Tableau 6.4. Longueurs d'onde utilisées par les satellites Landsat-5 et Landsat-7.

Le tableau 6.5 montre les corrélations entre NO_x et les différentes bandes de Landsat-5 et Landsat-7 pour les trois dates. Le nombre de mesures diffère pour chacune des dates. Les bandes du visible sont faiblement corrélées avec NO_x quelle que soit la date. Nous observons également des changements de signes de corrélation : pour NO , bande 7, pour NO_2 , bandes 1, 2 et 7. Cependant, nous ne pouvons pas les relier aux changements de concentrations car le nombre de date est faible. Plus généralement, nous pouvons difficilement interpréter l'évolution des corrélations selon la date pour chacune des bandes.

Polluants	NO	NO₂	
Dates	11/04/95	11/04/95	27/01/00
Nombre de mesures	7	7	9
Bande 1	0,08	-0,38	0,03
Bande 2	-0,26	-0,67	0,00
Bande 3	-0,18	-0,63	-0,25
Bande 4	-0,32	-0,58	-0,18
Bande 5	-0,21	-0,59	-0,21
Bande 7	-0,28	-0,67	0,05
Bande 8	-	-	-0,13
Corrélation limite	0,75	0,75	0,67
Concentration moyenne ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	15	30	75

Tableau 6.5. Corrélation entre NO_x et les différentes bandes spectrales (visible et infrarouge) de Landsat-5 et Landsat-7 pour les trois dates d'étude.

Le tableau 6.6 présente les résultats obtenus pour le FN, PM₁₀ et SO₂. Pour le FN, les concentrations moyennes sont identiques aux deux dates et les nombres de mesures assez proches. Nous remarquons que le FN n'est pas corrélé avec les bandes du visible et de l'infrarouge. Les changements de signe pour les bandes 2, 3 et 7 sont imputables, en partie, au nombre de mesures différent. En effet, il est relativement faible, par conséquent le moindre changement de valeur a une influence importante.

Pour PM₁₀, les corrélations sont extrêmement élevées sauf pour la bande 2. Cependant, comme dans le cas des canaux thermiques (ETM6/9) le nombre restreint de mesures ne permet pas de conclure.

Pour SO₂, des corrélations significatives sont obtenues avec les bandes 2, 3 et 7, le 11/04/95. La plus forte corrélation l'est avec la bande 2. Ceci n'est pas étonnant, des expériences ont montré que le SO₂ et ses dérivés, notamment l'ion sulfate, font partie des principales sources d'extinction de la lumière par diffusion, et plus particulièrement dans le vert (0,55 µm) (Waggoner *et al.* 1981). Par contre, pour les deux autres dates, les corrélations sont nettement inférieures, même le 27/01/00 où la concentration est plus élevée. Le signe négatif des corrélations indique que le rayonnement n'est pas diffusé vers le capteur. De plus, pour ces deux dates, le maximum n'est pas atteint avec la bande 2, et les corrélations sont faibles. Des changements de signe apparaissent pour les bandes 1, 2, 3 et 7, ils ne semblent pas liés aux différences de concentration.

Polluants	FN		SO ₂	
	20/05/92	11/04/95	11/04/95	27/01/00
Dates	20/05/92	11/04/95	11/04/95	27/01/00
Nombre de mesures	12	10	7	7
Bande 1	0,06	0,14	-0,51	0,39
Bande 2	-0,03	0,12	-0,81	0,46
Bande 3	-0,12	0,13	-0,78	0,51
Bande 4	-0,45	-0,10	-0,65	-0,57
Bande 5	-0,08	-0,11	-0,54	-0,48
Bande 7	0,25	-0,03	-0,75	0,03
Bande 8	-	-	-	-0,59
Corrélation limite	0,58	0,64	0,75	0,75
Concentration moyenne (µg/m ³)	16	16	11	18

Tableau 6.6. Corrélation entre FN, SO₂ et les différentes bandes spectrales (visible et infrarouge) de Landsat-5 et Landsat-7 pour les trois dates d'étude.

Polluants	AF	CO	O₃
Dates	20/05/92	11/04/95	27/01/00
Nombre de mesures	9	4	7
Bande 1	0,57	0,31	-0,67
Bande 2	-0,02	0,01	-0,53
Bande 3	-0,03	0,21	-0,58
Bande 4	0,17	-0,28	-0,48
Bande 5	0,26	0,53	-0,65
Bande 7	0,24	0,37	-0,75
Bande 8	-	-	0,27
Corrélation limite	0,67	0,95	0,75
Concentration moyenne (µg/m³)	15	746	21

Tableau 6.7. Corrélation entre AF, O₃ et les différentes bandes spectrales (visible et infrarouge) de Landsat-5 et Landsat-7 pour les dates d'étude.

Les corrélations avec les autres indicateurs de pollution, AF et O₃, sont présentées dans le tableau 6.7. AF n'est corrélé avec aucune bande spectrale. Par contre, O₃ est significativement corrélé avec la bande 7 de Landsat-7, le 27/01/00. Pourtant, le spectre d'absorption de l'ozone ne présente pas de pic pour cette longueur d'onde (Anthes 1997). L'analyse d'autres données satellitales est requise pour confirmer l'existence d'une relation.

Pour conclure ce paragraphe, l'étude menée n'a pas révélé de relation privilégiée entre d'une part, une bande spectrale du visible ou de l'infrarouge des satellites Landsat, et d'autre part, un indicateur de pollution. Seules les bandes thermiques semblent être liées au contenu en poussières de l'atmosphère.

6.4 INFLUENCE DU CAPTEUR

Afin d'analyser l'influence du capteur sur la relation entre données satellitales et pollution, nous avons utilisé des données de SPOT HRV. Le capteur HRV fournit une image multibande, à 20 m de résolution spatiale, dans trois bandes : le vert (0,50 – 0,59 µm), le rouge (0,61 – 0,68 µm) et le proche infrarouge (0,78 – 0,89 µm), notées respectivement XS1, XS2 et XS3. Il fournit également une image en mode panchromatique (0,51 – 0,73 µm) à 10 m de résolution spatiale. Nous disposons de deux images : une, en mode multibande, du 24 juin 1999 prise à 10h55 TU et une, en mode panchromatique, du 9 juillet 1999 prise à 11h37 TU.

Les conditions météorologiques pour le 24/06/99 étaient les suivantes : ciel clair, vent modéré d'est à nord-est et température supérieure à 20 °C. Pour le 09/07/99, le ciel était clair à peu nuageux, il y avait un vent faible à modéré de nord-est et la température était d'environ 28 °C. Les conditions de vents des deux dates excluent l'influence de la centrale thermique de Cordemais sur les niveaux de pollution. Les taux étant en deçà des seuils limites, la journée peut-être considérée comme peu polluée.

Nous avons étudié les corrélations entre les mesures satellitales du 24/06/99 et les mesures de NO₂, NO, O₃ et SO₂ (Tab. 6.8). Le 09/07/99, ce sont SO₂, NO₂ et O₃ qui sont concernés (Tab. 6.9). CO, FN et PM₁₀ ne sont pas mentionnés car peu de mesures étaient disponibles.

24/06/99	NO ₂	NO	O ₃	SO ₂
Nombre de mesures	8	8	6	7
XS1	-0,22	-0,14	-0,67	0,37
XS2	-0,23	-0,14	0,21	0,56
XS3	0,10	-0,18	0,31	-0,75
Corrélation limite	0,71	0,71	0,81	0,75
Concentration moyenne (µg/m ³)	28	12	125	3

Tableau 6.8. Coefficients de corrélation entre les mesures de pollution au sol et les luminances mesurées dans les bandes du visible et de l'infrarouge par le capteur HRV de SPOT pour le 24/06/99. La dernière ligne montre la corrélation à obtenir pour avoir un niveau de confiance de 95%.

09/07/99	NO ₂	O ₃	SO ₂
Nombre de mesures	8	6	7
PAN	-0,25	0,17	-0,40
Corrélation limite	0,71	0,81	0,75
Concentration moyenne (µg/m ³)	26	125	5

Tableau 6.9. Coefficients de corrélation entre les mesures de pollution au sol et les luminances mesurées dans la bande panchromatique par le capteur HRV de SPOT pour le 09/07/99.

NO_x et O₃ sont faiblement corrélés. Seul SO₂ est significativement corrélé avec XS3, bien que les concentrations soient faibles. Contrairement aux deux autres bandes, la corrélation pour XS3 est négative, ce qui indiquerait que le rayonnement du proche infrarouge n'est pas diffusé vers le capteur. Pour toutes les bandes, la corrélation avec NO_x est très faible. En comparant les corrélations obtenues avec les données panchromatiques du 27/01/00, nous remarquons une évolution du signe/polluant identique. Pour SO₂, pour lequel le

nombre de mesures est identique aux deux dates, nous remarquons que la corrélation devient plus négative, de $-0,40$ à $-0,59$. Une nouvelle fois, en considérant les résolutions spatiales comme identiques, cette différence pourrait être due à la concentration qui a augmenté de 5 à $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

D'autres investigations sont nécessaires pour vérifier les relations éventuelles entre XS3 et SO_2 .

6.5 CONCLUSION

L'influence de la résolution spatiale sur la relation entre données infrarouges thermiques Landsat et polluants n'est pas clairement définie pour tous les polluants. Deux indicateurs se distinguent : FN et NO_2 . Pour deux dates, l'évolution de la corrélation entre FN et les mesures satellitales est identique, à savoir, une diminution de la corrélation lorsque la résolution spatiale se dégrade. Cette tendance, qui n'a pas pu être confirmée sur une troisième date, impliquerait une dispersion hétérogène de FN dans l'agglomération nantaise. Pour NO_2 , aux trois dates étudiées, la corrélation ne varie pas ou diminue quand la résolution est modifiée, ce qui serait significatif d'une distribution homogène de ce polluant sur la ville.

L'analyse des corrélations, avec les bandes du visible et de l'infrarouge (TM et ETM+) des satellites Landsat, n'a pas révélé de relation privilégiée bande spectrale/polluant. Les corrélations maximales varient selon la date d'acquisition, même si les concentrations sont voisines. Notons que la ville de Nantes n'est pas une ville fortement polluée. Or, il semblerait que pour le NO_2 , l'absorption du rayonnement bleu et vert soit prononcée lors de la présence de panaches et faible si l'atmosphère est bien mélangée (Sifakis 1992). Par conséquent, une évaluation du taux de NO_2 par utilisation d'un capteur satellital ne sera possible que si la zone d'étude est fortement polluée. Dans le cas contraire, il sera difficile de trouver de fortes corrélations entre les mesures de luminance faites dans le visible et les concentrations de NO_2 mesurées au sol.

L'étude menée avec les données acquises par le capteur HRV de SPOT montre une corrélation significative entre XS3 et SO_2 . Ne disposant que d'une seule image, nous ne pouvons pas tirer de conclusions définitives quant à la relation pouvant lier les images SPOT aux indicateurs de la qualité de l'air.

Chapitre 7

Conclusion générale et perspectives

7.1 CONCLUSION GENERALE

Nous reportons ici les principaux apports scientifiques de la thèse.

Nous avons décrit et précisé les conditions de détection d'objets urbains par le RSO imageur des satellites ERS. Nous avons établi que ces conditions sont inhérentes à l'ensemble capteur+plate-forme et/ou aux objets à détecter. Nous avons également mis en évidence l'influence des paramètres météorologiques sur la qualité de la détection.

Nous avons mentionné l'intérêt d'utiliser l'imagerie RSO pour cartographier la rugosité aérodynamique. Nous avons montré qu'il fallait utiliser une source optique en complément pour augmenter la fiabilité des cartes.

Nous avons développé une méthode semi-automatique et rapide de cartographie de la rugosité aérodynamique ne nécessitant pas l'emploi de moyens lourds et coûteux. Néanmoins, des efforts restent à fournir pour la valider complètement et la rendre opérationnelle. Par rapport aux méthodes existantes, cette méthode offre les principales caractéristiques suivantes :

- automatisme,
- facilité de mise en œuvre,
- rapidité d'obtention de la carte,
- applicabilité à tout point du globe (sauf très haute latitude), incluant les sites pour lesquels n'existe pas de base de données cartographique.

Nous avons mis en évidence des relations entre taux de polluants mesurés au sol et mesures de luminances effectuées par satellite. Plus particulièrement, de fortes corrélations ont été trouvées entre les particules en suspension (fumées noires) et la bande infrarouge thermique du satellite Landsat-5. Nous avons montré comment l'imagerie satellitale pouvait améliorer des cartes de pollution obtenues par interpolation des mesures.

Nous avons développé plusieurs méthodes de cartographie automatique des fumées noires. Bien qu'elles offrent de meilleurs résultats que les méthodes conventionnelles d'interpolation/extrapolation, aucune n'est encore réellement concluante. En effet, le nombre de mesures au sol disponibles est insuffisant, ce qui limite la portée des résultats.

Nous avons montré que la résolution spatiale influe sur la qualité des relations entre luminance et donnée de pollution, mettant ainsi en évidence l'hétérogénéité de la distribution spatiale des fumées noires. Cette influence n'est pas clairement définie pour les autres polluants.

Nous avons analysé les corrélations entre les divers polluants et les données satellitales du visible et de l'infrarouge. La variabilité temporelle des résultats ne nous permet pas de définir une relation privilégiée entre une bande spectrale et un polluant.

En définitive, cette thèse à vocation exploratoire a démontré que les données satellitales, aussi bien optiques que radar, présentaient un potentiel indéniable pour la connaissance et

la modélisation de la dispersion des polluants atmosphériques. Beaucoup de questions restent cependant sans réponse, essentiellement à cause des difficultés à valider tous nos résultats : manque de référence, absence de mesure, variabilité spatio-temporelle des phénomènes, complexité des processus dont résulte la qualité de l'air. Quelques pistes méthodologiques ont été ouvertes, elles devraient être explorées par une autre thèse. Néanmoins, et malgré le fort soutien des acteurs du domaine, le chemin restant à parcourir pour arriver à une phase d'exploitation totalement opérationnelle est encore long.

7.2 PERSPECTIVES

7.2.1 ROS

Toutes les images utilisées ont été obtenues en phase descendante (visée est-ouest). Nous avons vu que la géométrie et la façon dont était illuminée la surface avaient un impact non négligeable sur la perception de cette surface dans l'image. Il conviendrait d'utiliser conjointement des images en phase ascendante (visée ouest-est) afin de pouvoir compenser les effets d'ombrages, ce qui permettrait une meilleure vision des structures de la ville (Dousset 1997, Lortic 1998). Cela n'a pu être fait au cours de cette étude car malheureusement aucune donnée de type ascendant n'était disponible. L'ESA nous avait offert l'opportunité de bénéficier de données provenant du satellite japonais JERS-1, mais aucune donnée n'était disponible sur la zone d'intérêt.

Un moyen de validation des cartes obtenues avec les données satellitales serait d'appliquer la méthode à une ville dont la carte de rugosité aurait été établie par une campagne de mesures aérodynamique. De telles campagnes sont rares, et ne concernent souvent qu'un quartier des villes voire une rue. L'accès aux résultats de ces campagnes est assez difficile. De telles campagnes ont été effectuées sur des villes japonaises ou nord-américaines. En France, quelques expérimentations ont eu lieu, ou vont avoir lieu, notamment à Nantes et Marseille. L'une des difficultés à surmonter dans cette validation sera la différence d'échelle entre les deux types d'observation. Une autre technique serait d'intégrer les cartes dans un système de modélisation numérique. Cela permettrait de comparer les sorties du modèle avec celles obtenues avec des données existantes. Cette validation permettrait également de montrer quel type de donnée RSO, PRI ou SLC, convient le mieux.

L'utilisation de la méthode élaborée permettra la cartographie de la rugosité de nombreuses agglomérations quel que soit le pays, notamment pour ceux ne possédant pas de base de données géographique. La couverture géographique des satellites ERS comprend pratiquement tout le globe. De plus, la résolution temporelle étant d'environ un mois, les cartes pourront être renouvelées deux fois par an (la méthode utilisant cinq à six images). Cette fréquence de mise à jour s'avère utile pour les agglomérations de pays en voie de développement dont l'évolution est rapide, et qui ne sont pas, en général, épargnés par les problèmes de pollution atmosphérique.

7.2.2 Optique

Concernant la cartographie des particules en suspension avec l'imagerie en infrarouge thermique, une possibilité d'amélioration de la méthode consisterait à utiliser une référence simulée de la signature thermique de la zone. Cette référence serait établie au moyen d'une carte d'émissivité permettant la simulation de la carte thermique pour une atmosphère non polluée et pour des conditions données (ensoleillement, météorologie, etc.) (Jaloustre-Audouin 1998). Les anomalies thermiques, obtenues par comparaison de la carte de référence avec les images prises par Landsat, seraient alors mises en correspondance avec les mesures de polluants au sol. Cette méthode permettrait de ne s'intéresser qu'aux zones de l'image potentiellement affectées par la pollution.

Pour les dérivés du soufre (dioxyde et sulfates), les expériences doivent être poursuivies, bien qu'en Europe occidentale les émissions aient sévèrement diminué. Ces polluants sont, avec les particules, les plus à même d'être étudiés par télédétection compte tenu de leur forte capacité de diffusion et d'absorption dans les bandes spectrales actuellement utilisées par les capteurs spatioportés.

D'autres investigations sont nécessaires pour montrer une éventuelle relation entre la pollution atmosphérique et les images prises dans le visible et le proche infrarouge. Cette relation serait la démonstration de l'importance de la pollution sur la diminution du rayonnement émis et réfléchi par la surface terrestre. Une conséquence pratique serait la nécessité de prendre en compte la pollution atmosphérique avant toute classification utilisant la télédétection optique.

Des travaux devront être entrepris pour vérifier l'influence de la date d'acquisition des images sur les résultats de la cartographie de la pollution. Les futures études devront pallier le problème du faible nombre de mesures au sol. Des campagnes de grandes envergures sont donc nécessaires. L'utilisation conjointe des diverses techniques de mesure des polluants (camion laboratoire, sodar¹, lidar², doas³, etc.) et de toutes les images satellitales disponibles du lieu d'étude permettrait une connaissance plus précise de la distribution spatiale des polluants. De plus, la prise en compte des paramètres microclimatiques, voire des différents flux radiatifs, propres aux lieux où se trouvent les stations de mesures, permettront de déterminer, de manière plus précise, les différentes contributions aux rayonnements mesurés par les capteurs aéro- ou spatioportés. Ceci pourrait d'ailleurs être lié aux travaux de thèse en cours à Alcatel Space Industries et à l'École des Mines de Paris, faisant suite à la thèse de Jaloustre-Audouin (1998), devant créer un simulateur 3D en infrarouge thermique.

¹ Le sodar (sound detection and ranging) est un instrument mesurant le vecteur vent par émission d'ultrasons. Il peut servir à caractériser le transport des polluants et leur diffusion dans l'atmosphère.

² Le lidar (Laser infrared detection and ranging) utilise des impulsions laser pour mesurer les constituants atmosphériques comme les particules, la vapeur d'eau ou les gaz.

³ Le doas (differential optic absorbing spectrometer) mesure le spectre d'absorption d'un rayon lumineux émis à une certaine distance. L'analyse de ce spectre indique quels sont les polluants, et en quelle quantité, présents sur le chemin optique.

Les nouveaux capteurs qui seront envoyés dans l'espace (par exemple avec ENVISAT) et l'utilisation de spectromètres imageurs, à largeur de bande fine et à haute résolution spatiale, devront améliorer l'étude des aérosols contenus dans la troposphère. Il est également envisageable d'utiliser des avions et des drones⁴ emportant des capteurs appropriés, notamment pour le suivi d'épisodes de pollution ponctuels.

Le développement d'une méthode utilisant les données satellitales afin d'élaborer des contraintes sur l'interpolation des mesures est possible. Ces contraintes pourraient être fonction de paramètres extérieurs (conditions météorologiques, vent, réseau de rues, etc.). Cette méthode permettrait l'obtention d'un modèle de la spatialisation de la concentration du polluant pour des conditions données. A terme, ce modèle permettra, pour des facteurs extérieurs similaires, de n'utiliser que les données mesurées au sol. Le modèle ne sera réactualisé avec de nouvelles données satellitales que si les conditions environnementales subissent de forts changements.

Les cartes dérivées des observations de la Terre seront une nouvelle source d'information permettant une meilleure compréhension de la pollution atmosphérique. Elles permettront la conception, le paramétrage, l'amélioration et la validation de modèles numériques de dispersion de polluants. Les cartes pourront, à terme, être automatiquement intégrées dans des systèmes d'aide à la décision afin d'améliorer les études d'impacts sur la population et l'environnement.

⁴ Aéronef téléguidé.

Références bibliographiques

-
- ABBATE G., 'Heat island in the area of Rome by integrated use of ERS-SAR and Landsat TM', in : European Space Agency ed., Proc. of the 3rd ERS Symposium ESA-SP414 : Space at the service of our Environment, Florence, Italy, 17-21 March 1997, pp. 305-310 (1997).
- ABBATE G., KOWALESKA H., BORFECCHIA F et DELLA ROCCA B, 'Land cover characteristics of Rome urban and countryside area as observed by Landsat TM (bands 1-4) and ERS-1 SAR', in : proceedings of the 7th URSI, Ahmedabad, India, 20-24 November 1995.
- ADEAN, *Nantes Saint-Nazaire Faits et chiffres*, plaquette de Agence de Développement Economique de l'Agglomération Nantaise, 2000, 4 p.
- AIR PAYS DE LA LOIRE, note interne, 2000.
- ALBUISSON M., 'Optimisation des traitements des images multi-sources', in : LE BEGUE ed., Proc. 1^{er} Colloque international, L'Imagerie Scientifique et le Traitement d'Image, organisé par l'Association Aéronautique et Astronautique de France et l'Association Pôle Spatial Côte d'Azur, Cannes, 4-6 avril 1995, Paris : AAAF (1996), pp. 8-17.
- ALBUISSON M., *Analyse de texture et lissage optimal des images thermographiques par satellite*, thèse de doctorat pour l'obtention du titre de statisticien, Université P. et M. Curie, Paris VI, Institut de Statistique des Universités de Paris, (1976).
- ANONYME, 'Le stade de France', *Revue française du génie civil*, Vol. 1, 1 (1997).
- ANTHES R.A., *Meteorology*, 7ème édition, Upper Saddle River (NJ) : Prentice Hall (1997), 214 p.
- ASCHBACHER J. et LICHTENEGGER J., 'Complémentarité des données SAR et des données optiques. Une étude de cas dans les tropiques', *Observation de la Terre*, pp. 4-8 (1991).
- ATKINSON P.M., 'The effect of spatial resolution on the experimental variogram of airborne MSS imagery', *Int. J. Remote Sensing*, 14, 5, pp. 1005-1011 (1993).
- ATKINSON P.M., 'On estimating measurement error in remotely-sensed images with the variogram', *Int. J. Remote Sensing*, 18, 14, pp. 3075-3084 (1997).
- ATKINSON P.M et CURRAN P.J., 'Choosing an appropriate spatial resolution for remote sensing investigations', *Photogrammetric Engineering & Remote sensing*, 63, 12, pp. 1345-1351 (1997).

BASLY L., CAUNEAU F., RANCHIN T. et WALD L., '*ERS SAR imagery for urban climate studies*', in : European Space Agency ed., Proc. of the 3rd ERS Symposium ESA-SP414 : Space at the service of our Environment, Florence, Italy, 17-21 March 1997, pp. 233-236 (1997).

BASLY L., CAUNEAU F., COUVERCELLE C., RANCHIN T. et WALD L., *Capabilities of ERS Data Applied to Urban Climate Studies*, Ecole des Mines de Paris, Centre d'Energétique (Sophia Antipolis), Rapport final pour le projet AO2.F113 de l'Agence Spatiale Européenne (ESA), TM/98/R/1 (1998), 37 p.

BASLY L., BALEYNAUD J.M. et WALD L., '*Satellite Data for the Air Pollution Mapping*', in : Proc. Of the 18th EARSeL Symposium on Operational Remote Sensing for Sustainable Development, Enschede, Netherlands, 11-14 May 1998, pp. 133-139 (1999).

BASLY L., CAUNEAU F., COUVERCELLE C., RANCHIN T. et WALD L., '*SAR Imagery for Urban Air Quality*', in : Proc. Of the 18th EARSeL Symposium on Operational Remote Sensing for Sustainable Development, Enschede, The Netherlands, 11-14 May 1998, pp. 165-170 (1999).

BASLY L., CAUNEAU F., RANCHIN T., and WALD L., '*SAR Imagery in Urban Area*', in: Proc. 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 (2000).

BASLY L. et WALD L., '*Remote Sensing and Air Quality in Urban Area*', in : Proc. of TeleGeo'2000, the 2nd international workshop on telegeoprocessing, Sophia Antipolis, France, May 10-12, 2000, pp. 213-219 (2000).

BESSEMOULIN P., '*Urbanisation et météorologie*', *La Météorologie VI^e série*, 23, pp. 51-67 (1980).

BEHA H.D., PARLOW E. et SCHERER D., '*Land-use classification of the urban agglomeration of Basel/Switzerland combining multisensoral satellite data from Landsat-TM and ERS-1*', in : E. Parlow ed., Proc. 15th Symposium of EARSeL, Progress in Environmental Research and Applications, pp. 77-82 (1996).

BEYER H. et WALD L., '*Merging ground-measurements and satellite-derived data for the construction of global radiation maps*', in : Thierry Ranchin and Lucien Wald eds., Proc. of the conference "Fusion of Earth data: merging point measurements, raster maps and remotely sensed images", Cannes, France, February 6-8 1996, Nice (France) : SEE/URISCA (1996), pp. 37-43.

BECKMAN P. et SPIZZICHINO A., *The scattering of electromagnetic waves from rough surface*, Norwood (MA, USA) : Artech House (1987), 497 p.

BLANC P., *Développement de méthodes pour la détection de changement*, thèse de doctorat, Ecole des Mines de Paris, spécialité "Informatique temps réel - Automatique - Robotique", 132 p. (1999).

-
- BLAY-FOLDEX, *Nantes et son agglomération*, cartes-plans-guides Blay-Foldex, Montreuil : Blay-Foldex (1995).
- BONN F., *Précis de Télédétection*, Saint-Foy (Québec, Canada) : Presses de l'université de Québec/AUPELF (1996), 633 p.
- BORNSTEIN R.D. et JOHNSON D.S., 'Urban Rural Wind Velocity differences', *Atmos. Environ.*, 11, pp. 597-604 (1977).
- BOTTEMA M., 'Urban roughness modelling in relation to pollutant dispersion', *Atmos. Environ.*, 31, pp. 3059-3075 (1997).
- BOUBEL R.W., FOX D.L., TURNER D.B. et STERN A.C., *Fundamentals of Air Pollution 3rd ed.*, San Diego (CA) : Academic Press (1994), 574 p.
- BOURBOULON I., 'Des villes asphyxiées par l'automobile', *Le monde Diplomatique*, Décembre 1997, p.18 (1997).
- BOUSCAREN R., *Tentative d'inventaire des émissions de poussières en France*, journée d'études du 17 décembre 1996, CITEPA.
- BRIVIO P.A., GENOVESE G., MASSARI S., MILEO N., SAURA G. et ZILIOLI E., 'Atmospheric pollution and satellite remotely sensed surface temperature in metropolitan areas', in : Proc. EARSeL symposium : Advances in Remote Sensing : pollution monitoring and geographical information systems, Paris :EARSeL (1995), pp. 40-46.
- BRUCE J.P., LEE H. et HAITES E.F., *Le changement climatique. Dimensions économiques et sociales*, Paris : Multimondes (1996), 544 p.
- CARLOTTO J.M., 'Detecting Man-Made Features in SAR Imagery', in : Proc. IGARSS'96 Symposium vol. 1, Piscataway (USA, NJ) : IEEE (1996), pp. 34-36.
- CARNAHAN W. H. et LARSON R.C., 'An analysis of an urban heat sink', *Remote Sensing of Environ.*, 33, pp. 65-71 (1990).
- CCT, *Cours tuteur de télédétection du Centre Canadien de Télédétection*, <http://www.ccrs.nrcan.gc.ca/ccrs/eduref/tutorial/tutorf.html> (1998).
- CHANDLER T.J., *Urban Climatology and its Relevance to Urban Design*, Technical Note No. 149, Genève : WMO (1976).
- CHARLSON R.J., SCWARTZ S.E., HALES J.M., CESS R.D., COAKLEY J.A. Jr., HANSEN J.E. et HOFMANN D.J., 'Climate forcing by anthropogenic aerosols', *Science*, vol. 255, pp. 423-430 (1992).
- CHAUVEAU L., 'La voiture hors la ville !', *Science et vie*, 963, pp. 150-156 (1997).

CHIEN S., FISHER F., MORTENSEN H., LO E. et GREELEY R., 'Using artificial intelligence planning to automate science data analysis for large image databases', in : Proc. Conference on knowledge discovery and data mining, Newport Beach, CA, 1997.

CIVEROLO K.L., SISTLA G., RAO S.T. et NOWAK D.J., 'The effects of land use in meteorological modeling: implications for assessment of future air quality scenarios', *Atmospheric Environment*, 34, pp. 1615-1621 (2000).

COAKLEY J.A. Jr., CESS R.D. et YURVITCH F.B., 'The effect of tropospheric aerosols on the Earth's radiation budget: a parametrization for climate models', *Journal of atmospheric sciences*, vol. 40, pp. 116-138 (1983)

CONGALTON R.G. et ODERWALD R.G., 'Assessing landsat classification accuracy using discrete multivariate analysis statistical techniques', *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 49, 12, pp. 1671-1678 (1983).

CONGALTON R.G., 'A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data', *Remote Sensing Environ.*, 37, pp. 35-46 (1991).

COULOIGNER I. *Reconnaissance de formes dans des images de télédétection du milieu urbain*, Thèse de Doctorat "Propagation, Télécommunications, Télédétection", Université de Nice - Sophia Antipolis, 21 septembre 1998, 130 p.

CROXFORD B. et PENN A., 'Siting consideration for Urban Pollution Monitors', *Atmos. Env.*, 32, 6, pp. 1049-1057 (1998).

CROXFORD B., PENN A. et HILLIER B., 'Spatial distribution of urban pollution: civilizing urban traffic', *The Science of the Total Environment*, 189/190, pp. 3-9 (1996).

CURTISS P.S., HERNANDEZ B., PONS A., RABL A., DREICER M., TORT V., MARGERIE H., et LANDRIEU G., 'Environmental Impacts and their costs: the nuclear and the fossil fuel cycles', Final report version 2.0, ARMINES, CEPN, and INERIS (1995).

D'AGOSTINO V. et ZELENKA A., 'Estimating solar global irradiance by integration of satellite and network data: the cokriging approach', *Science de la Terre, Serie Informatique*, 31, pp. 461-465, (1992).

DALLEMAND J.F., LICHTENEGGER J., KAUFMANN V., PAUDYAL D.R. et REICHERT P., 'Combined Analysis of ERS-1 SAR and Visible / Infrared Remote Sensing Data for Land Cover / Land Use Mapping in a Tropical Zone : a Case Study in Guinea', in : ESA SP-359, Proc. of the First ERS-1 Symposium : Space at the service of our Environment, Cannes, France, 4 - 6 November 1992, Noordwijk : ESA-ESTEC (1993), pp. 555-561.

DANIEL M. et HAMEON J., 'Un logiciel de création de cartes de rugosité', *Le courrier du CNRS*, 82, pp. 95-97 (1995).

-
- D'AGOSTINO V. et ZELENIKA A., 'Estimating Solar Global Irradiance by Integration of Satellite and Network Data: the Cokriging Approach', *Science de la Terre, Série Informatique*, 31, pp. 461-465 (1992).
- DEROIN J.P., COMPANY A. et SIMONIN A., 'An empirical model for interpreting the relationship between backscattering and arid land surface roughness as seen with the SAR', *IEEE Transaction on Geoscience and Remote Sensing*, 35, 1, 86-92 (1997).
- DJAMDJI J.P., *Analyse en ondelettes et mise en correspondance en télédétection*, Thèse de doctorat en sciences de l'ingénieur, Université de Nice - Sophia Antipolis, Nice, France, 265 p. (1993).
- DONG Y., FORSTER B. et TICEHURST C., 'Radar backscatter analysis for urban environments', *Int. J. of Remote Sensing*, 18, 6, pp. 1351-1364 (1997).
- DOUSSET B., 'Surface Temperature Statistics over Los Angeles: the Influence of Land Use', in : Proc. IGARSS'91, IEEE Catalogue Number 91CH2971-0 (1991), pp. 367-371.
- DOUSSET B., FLAMENT P. et BERNSTEIN R., 'Los Angeles Fires Seen from Space', *EOS Transactions*, 74, 3, pp. 33-38 (1993).
- DOUSSET B., 'Interpretation of ERS-SAR Images over Urban Surfaces', in : ESA SP-414, Proc. of the 3rd ERS Symposium : Space at the service of our Environment, Florence, Italy, 17-21 March 1997, Noordwijk : ESA-ESTEC (1997), pp. 53-57.
- DRUCKER J., *Surveillance Air & Santé*, préface du rapport de l'Institut de Veille Sanitaire, Unité Santé Environnement, mars 1999, 148 p.
- DURAND P., HAKDAOUI M., CHOROWICZ J., RUDANT J.P., SIMONIN, A., 'Caractérisation des textures urbaines sur images radar VARAN par approche morphologique et statistique : Application à la ville du Luc (sud est de la France)', *Int. J. of Remote Sensing*, 15 (5), pp. 1065-1078 (1994).
- ECOIFFIER M., 'L'air pollué est certifié mortel', *Libération*, 19 avril 1999.
- EEA, *Europe's Environment: The Dobris Assessment*, Copenhagen (Denmark) : European Environment Agency (1995), 676 p.
- EEA, *Europe's Environment: The Second Assessment*, Copenhagen (Denmark) : European Environment Agency (1998), 293 p.
- ERPURS, *Trois analyses pour approfondir l'étude des liens entre la pollution atmosphérique et santé*, Paris : Observatoire régional de la santé d'Ile-de-france (1997), 162 p.
- ESA, SP-1148, *ERS User Handbook*, Noordwijk : ESA-ESTEC (1993), 129 p.

FELLAH K., BESNUS Y., CLANDILLON S., ETTAJANI A., MEYER C., et FRAIPONT P., 'Multi-temporal ERS-1 SAR data in environmental studies : researching a quantitative approach for soil moisture retrieval', in : ESA SP-365, Proc. of the 1st ERS Pilot Project Workshop, Toledo, Spain, 22-24 June 1994, Noordwijk : ESA-ESTEC (1997), pp. 85-92.

FEHRENBACH U., SHERER D. et PARLOW E., 'Improvement of land-use classification by combining landsat-5 TM and ERS-2 data', in : proceedings of the 20th EARSeL symposium, Dresden, juin 2000, à paraître.

FEIGENWINTER C., VOGT R. et PARLOW E., 'Vertical structure of selected turbulence characteristics above an urban canopy', *Theoretical and Applied Climatology*, 62, pp. 51-63 (1999).

FINZI G. et LECHI G. M., 'Landsat images of urban air pollution in stable meteorological conditions', *Il Nuovo Cimento*, 14C, pp. 433-443 (1991).

FRASER R.S., KAUFMAN Y.J., et MAHONEY R.L., 'Satellite Measurements of Aerosol Mass and Transport', *Atmos. Environ.*, 18, 12, pp. 2577-2584 (1984).

FRANGI J.P., JACQUEMOUD S., PUYBONNIEUX-TEXIER V. et LAZAR H., 'Suivi spatio-temporel de la concentration en NO_x en île de France', C.R. Acad. Sci. Parist. 323, série II a, pp. 373-379 (1996).

FUNG A.K. et ULABY F.T., Matter-Energy Interaction in the Microwave Region, in : Colwell R.N., Simonett D.S , and Ulaby F.T. eds, *Manual of Remote Sensing 2nd ed*, Falls Church (Va.) : American Society of Photogrammetry (1983), pp. 115-164.

FUSTER J.J.N., *Des changements dans le climat de la France : histoire de ses révolutions météorologiques*, Paris : Capelle (1845), 503 p.

GAFFNEY J.S. et MARLEY N.A., 'New directions : uncertainties of aerosol effects in global climate model', *Atmospheric Environment*, 32, 16, pp. 2873-2874 (1998).

GAUSSORGUES G., *La thermographie infrarouge*, 3^{ème} édition, Paris : Technique et Documentation Lavoisier (1989), 560 p.

GEOMATICS, *Radar Distance Learning Program with Radarsat Imagery*, CDROM, Geomatics Int. et Centre Canadien de Télédétection, <http://www.geomatics.com> (1998).

GEORGHII H.W., *The Effects of Air Pollution on Urban Climates*, in : WMO Technical Note No. 108, Urban Climates, Genève : WMO (1970), pp. 214-237.

GILLI J., *Analyse numérique de l'image radar du secteur Port - Gentil Azingo, Lambarene ouest : contribution à l'étude géologique du bassin sédimentaire gabonais*, thèse de doctorat, université de Nice, laboratoire de géologie, géochimie, 238 p. (1985).

GILLON Y., *Les appareils de mesure des polluants de l'atmosphère*, Loirestu'Air, novembre 1992.

-
- GODARD V., 'Apport de l'analyse variographique pour déterminer la taille et l'espacement des unités d'échantillonnage lors d'un inventaire d'occupation du sol en milieu naturel', *Bul. S.F.P.T.*, 136, 4, pp.33-44 (1994)
- GODOWITCH J.M., 'Characteristics of Vertical Turbulent Velocities in the Urban Boundary Layer', *Boundary Layer Met.*, 35, pp. 387-407 (1986).
- GOFFREDO S., *Automatic generalization of satellite-derived land cover information*, European Commission, EUR 18127 EN, 236 p. (1998).
- GOUINAUD C., *Traitement des images satellitaires pour la détection d'agglomérations*, Thèse de Doctorat, Ecole Nationale Supérieure des Télécommunications (96E035), Paris, 243 p. (1996).
- GREELEY R., GADDIS L., LANCASTER N., DOBROLVSKIS A., IVERSEN J., RASMUSSEN K., SAUNDERS S., VAN ZYL J., WALL S., ZEBKER H. et WHITE B., 'Assessment of aerodynamic roughness via airborne radar observations', *Acta Mechanica*, 2, pp. 77-88 (1991).
- GUERRE L.F., 'Systèmes satellites radar d'observation de la Terre : quelles applications, quels marchés ?', *Bul. SFPT*, 138, p. 15 (1995).
- GUYOT G., *Signatures spectrales des surfaces naturelles*, Télédétection satellitaire n°5, Caen : Paradigme (1992), 177 p.
- HASAGER C.B., *Surface Fluxes in Heterogeneous Landscape*, Risø-R-922 (EN), Roskilde (Denmark) : Risø National Laboratory (1997).
- HENDERSON F.M. et XIA Z-G, 'Sar Application in Human Settlement Detection, Population Estimation and Urban Land Use Pattern Analysis : A Status Report', *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 35, 1, pp. 79-85 (1997).
- HENRY J.A., DICKS S.E., WETTERQUIST O.F. et ROGUSKI S.J., 'Comparison of satellite, ground-based, and modelling techniques for analysing the urban heat island', *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 55, pp. 69-76 (1989).
- HOEK G., FORSBERG B., BOROWSKA M., HLAWICZKA S., VASKÖVI E., WELINDER H., BRANIS M., BENES I., KOTESOVEC F., HAGEN O.L., CYRYS J., JANTUNENE M., ROEMER W. et BRUNEKREEF B., 'Wintertime PM10 and black smoke concentrations across Europe: results the peace study', *Atmospheric Environment*, 31, 21, pp. 3609-3622 (1997).
- HORVATH H., KREINER I., NOREK C. et HABENREICH T., 'Temporal and Spatial Variation of the Vienna Aerosol', *Sc. Total Env.*, 83, pp. 127-159 (1989).
- HORVATH H., CATALAN L. et TRIER A., 'A Study of the Aerosol of Santiago de Chile III : Light Absorption Measurements', *Atmos. Env.*, 31, 22, pp. 3737-3744 (1997).

IFEN, *L'Environnement en France*, Institut Français de l'Environnement, Paris : La Découverte (1999), 480 p.

IFEN, *L'Ozone, un polluant voyageur*, Les données de l'environnement n°29, avril/mai 1997, Institut Français de l'Environnement.

IFEN, *La voiture particulière, principale responsable de la pollution de l'air des agglomérations*, Les données de l'environnement n°2, février 1994, Institut Français de l'Environnement.

IONESCU A., MAYER E. et COLDA I., 'Méthodes mathématiques pour estimer le champ de concentration d'un polluant gazeux à partir des valeurs mesurées aux points dispersés', *Pollution Atmosphérique*, janvier-mars 1996, pp. 78-89 (1996).

JACOVIDES C.P., STEVEN M.D. et ASIMAKOPOULOS D.N., 'Spectral solar irradiance and some optical properties for various polluted atmospheres', *Solar Energy*, 3, pp. 215-227 (2000).

JALOUSTRE-AUDOUIN K., *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, 18 mai 1998.

JO, Loi n° 96-1236 du 30 décembre 1996 sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie, n°1, Journal Officiel de la République Française, 1^{er} Janvier 1997.

JO a, Décret n°98-360 du 6 mai 1998 relatif à la surveillance de la qualité de l'air et de ses effets sur la santé et sur l'environnement, aux objectifs de qualité de l'air, aux seuils d'alerte et aux valeurs limites, Journal Officiel de la République Française, n°110, 6 mai 1998.

JO b, Loi n° 98-535 du 1er juillet 1998 relative au renforcement de la veille sanitaire et du contrôle de la sécurité sanitaire des produits destinés à l'homme, Journal Officiel de la République Française, n°151, 2 Juillet 1998.

JO CE, directive 1999/30/CE du conseil relative à la fixation de valeurs limites pour l'anhydride sulfureux, le dioxyde d'azote et les oxydes d'azote, les particules et le plomb dans l'air ambiant, Journal officiel des communautés européennes, JO L 163, 22 avril 1999.

JUPP D.L.B., STRAHLER A.H. et WOODCOCK C.E., 'Autocorrelation and Regularization in Digital Images, I. Basic Theory', *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 26, 4, pp. 463-473 (1988).

JUPP D.L.B., STRAHLER A.H. et WOODCOCK C.E., 'Autocorrelation and Regularization in Digital Images, II. Simple Image Models', *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 27, 3, pp. 247-258 (1989).

-
- KARL T. et JONES P., 'Urban Biases in Area-Averaged Surface Air Temperatures Trends', *Bull. Am. Meteorol. Soc.*, 70, p. 265 (1989).
- KASTENDEUCH P., *Analyse à plusieurs échelles et modélisation des régimes de vents d'été dans le Fossé Rhénan méridional*, thèse de doctorat de l'université Louis Pasteur (Strasbourg I), 175 p. (1996).
- KIM H.H., 'Urban heat island', *Int. J. of Remote Sensing*, 13, pp. 2319-2336 (1992).
- KOU-FANG LO A., 'Determination of zero-plane displacement and roughness length of a forest canopy using profiles of limited height', *Boundary-Layer Meteorology*, 75, pp. 381-402 (1995).
- KUPLICH T.M., FREITAS C.C. et SOARES J.V., 'The study of ERS-1 SAR and Landsat TM synergism for land-use classification', *Int. J. Remote Sensing*, 21, 10, pp. 2101-2111 (2000).
- LE H.Y., 'An Application of NOAA/AVHRR Thermal Data to the Study of the Urban heat Islands', *Atmos. Env.*, 27B, pp. 1-13 (1993).
- LILLESAND T.M. et KIEFER R.W., *Remote sensing and image interpretation*, New York (USA) : John Wiley & Sons Inc. (1994), 750 p.
- LETTAU H., 'Note on aerodynamic roughness-parameter estimation on the basis of roughness element distribution', *J. of Appl. Meteorol.*, 8, pp. 828-832 (1969).
- LO C.P., QUATTROCHI et LUVALL J.C., 'Application of High-Resolution Thermal Infrared Remote Sensing and GIS to Assess the Urban Heat Island Effect', *Int. J. Remote Sensing*, 18, 2, pp. 287-304 (1997).
- LOIRESTU' AIR, *La pollution de l'air à Nantes et dans l'estuaire de la Loire en 1994*, Rapport de Loirestu'Air, Nantes (1995), 121 p.
- LORTIC B. et COURET D., *Abidjan 5 étoiles. L'image radar, un luxe inutile ou un recours nécessaire ?*, ORSTOM, (1998).
- MACDONALD R.W., GRIFFITHS R.F. et HALL D.J., 'An improved method for the estimation of surface roughness of obstacle arrays', *Atmospheric Environment*, 32, 11, pp. 1857-1864 (1998).
- MAIRIE DE NANTES, site internet de la mairie de Nantes mis à jour en mai 1999, <http://www.Mairie-Nantes.fr/>
- MATHERON G., *La théorie des variables généralisées et ses applications*, Les cahiers du Centre de Morphologie Mathématique, Ecole des Mines de Paris, fascicule 5 (1970).

MATHIEU P., DIRAT L., DUPUIS X. et BARLAUD M., 'Speckle reduction with edge preserving', in : ICASSP'97 proceedings, Munich, Germany, April 21-24 1997, Vol. 4, pp. 2785-2788.

MATTIA F., LE TOAN T., SOUYRIS J.C., DE CAROLIS G., FLOURY N., POSA F. et PASQUARIELLO G., 'The effect of surface roughness on multifrequency polarimetric SAR data', *IEEE Transaction on Geoscience and Remote Sensing*, 35, 4, pp. 954-966 (1997).

MAYER H., 'Air pollution in cities', *Atmospheric Environment*, 33, pp. 4029-4037 (1999).

MC LELLAN A., 'Remote sensing of atmospheric turbidity variations by satellite', *J. of Spacecrafts and Rockets*, 10, 11, pp. 743-747 (1973).

MEIER A., 'Editorial : Special issue on urban heat islands and cool communities', *Energy and Building*, 25, 2, pp. 95-97 (1997).

MESTAYER P. and ANQUETIN S., 'Climatology of cities', in : Gyr A. and Rys F.-S. eds., Diffusion and transport of pollutants in atmospheric mesoscale flow fields, ERCOFTAC Series, Kluwer Academic Publishers (1995), pp. 165-190.

MEYNARD R. et GEE D., *Air and Health*, Copenhagen : WHO (1997).

MIKAMI M., TOKIYOSHI T. et NOBUHISA Y., 'An analytical method for the determination of the roughness parameters over complex regions', *Boundary Layer Meteorology*, 79, pp. 23-33 (1996).

MICALLEF A. et COLLS J.J., 'Variation in airborne particulate matter concentration over the first three meters from ground in a street canyon: implication for human exposure', *Atmospheric Environment*, 32, 21, pp. 3795-3799 (1998).

MICHELSON D.B., LILJEBERG B.M. et PILESJÖ, 'Comparison of algorithms for classifying Swedish landcover using Landsat TM and ERS-1 SAR data', *Remote Sensing Environment*, 75, pp. 1-15 (2000).

MILLS G., 'An urban canopy-layer climate', *Theor. and Appl. Climatology*, 57, pp. 229-244 (1997).

MIRANDA F.P., FONSECA E.N. et CARR J.R., 'Semivariogram textural classification of JERS-1 (Fuyo-1) SAR data obtained over a flooded area of the Amazon rainforest', *Int. J. Remote Sensing*, 19, 3, pp. 549-556 (1998).

MONIN A.S. et YAGLOM A.M., *Statistical Fluid Mechanics : Mechanics of Turbulence*, Cambridge (Massachusetts) : the MIT press (1971), 769 p.

MOORE R.K., CHASTANT L.J., PORCELLO L. et STEVENSON J., 'Imaging Radar Systems', in : Colwell R.N., Simonette D.S et Ulaby F.T. eds., Manual of Remote Sensing 2nd Edition, American Society of Photogrammetry (1983), pp. 429-474.

- MORAWSKA L., THOMAS S., GILBERT D., GREENAWAY C. et RIJNDERS E., 'A study of the horizontal and vertical profile of submicrometer particles in relation to a busy road'
- MUIR D., 'PM₁₀ particulates in relation to other atmospheric pollutants', *Environmental Monitoring and assessment*, 52, pp. 29-42 (1998).
- NAIR P.R. et MOORTHY K.K., 'Effect of physical properties of atmospheric aerosols on path radiance', *Atmospheric Research*, 43, pp. 139-155 (1997).
- NEUSCH T. et STIES M., 'Application of the Dubois-model using experimental synthetic aperture radar data for the determination of soil moisture and surface roughness', *ISPRS J. Photogrammetry & Remote Sensing*, pp.273-278 (1999).
- NEVALAINEN J. et PEKKANEN J., 'The effect of particulate air pollution on life expectancy', *The Science of the Total Environment*, 217, pp. 137-141 (1998).
- NICHOL J.E., 'Visualisation of Urban Surface Temperatures Derived from satellite Images', *Int. J. Remote Sensing*, 19, 9, pp. 1639-1649, (1998).
- NIU J.G., SAKURADA Y, KUZE H. et TAKEUCHI N, 'Measurement of atmospheric NO₂ column density with Kitt peak solar flux atlas as a reference', *Optical Review*, 4, 1, pp. 240-245 (1997).
- OKE T.R., 'Urban climates and global environmental change', in : Thompson R.D. et Perry A.H. eds., *Applied Climatology: principles and practice*, Routledge : Londres (1997), pp. 273-287.
- OLIVER C. et QUEGAN S., *Understanding synthetic aperture radar images*, Norwood (MA, USA) : ArtechHouse (1998), 479 p.
- OWEN T.W., CARLSON T.N. et GILLIES R.R., 'An Assessment of Remotely-sensed land cover parameters in quantitatively describing the climatic effect of urbanization', *Int. J. Remote Sensing*, 19, 9, pp. 1663-1681, (1998).
- PARLOW E., 'Net Radiation of Urban areas', in : Gudmansen P. ed., *Future trends in remote Sensing*, Rotterdam : Balkema Publishers (1998), pp. 221-226.
- PARLOW E., SHERER D., BEHA H.D., GOSSMANN H. et BRAUN H.M., '*Urban climatological parameters derived from multisensor satellite data of ERS-1 and Landsat-TM*', in : proceedings of the second ERS applications workshop, London, UK, 6-8 December 1995, ESA SP-383, pp. 173-178 (1996).
- PENEAU J.P., 'Des densité aux rugosités : Les modalités instrumentales d'une transposition', *Les Annales de la Recherche Urbaine*, 65, pp.128-134 (1995).
- PEREZ M., 'Les villes européennes asphyxiées par la voiture', *Le Figaro*, 19-20 juin 1999, p.14 (1999).

PERLANT F., 'Example of SPOT/ERS-1 complementarity', in : proceedings of the first ERS-1 symposium, Cannes, France, 4-6 November 1992, ESA SP-359, pp. 563-568 (1993).

PETIT-COVIAUX F., PERSON A., LE MOULLEC Y., COURTOIS Y., FESTY B., DUFOUR G. et BROCHARD P., 'Connaissance des particules atmosphériques en milieu urbain : représentativité biologique et difficultés météorologiques', *Pollution Atmosphérique*, n°125, pp. 21-30 (1990).

PETITNICOLAS C., 'L'explosion des allergies respiratoires', *Le Figaro*, vendredi 14 janvier 2000, p.16 (2000).

POLI U., PIGNATORO F., ROCCHI V. et BRACCO L., 'Study of the heat island over the city of Rome from Landsat-TM satellite in relation with urban air pollution', in : R. Vaughan ed., Proc. 13th EARSeL Symposium, Remote sensing - From research to operational applications in the new Europe, Dundee, Scotland, UK, 28 June - 1st July 1993, Springer Hungarica (1994), pp. 413-422.

POLIDORI L., *Cartographie radar*, Amsterdam : Gordon and Breach Science Publishers (1997), 287 p. (L'univers de la télédétection ; 1).

PRENDEZ MARGARITA M., EGIDO M., TOMAS C., SECO J., CALVO A. et ROMERO H., 'Correlation between Solar Radiation and Total Suspended Particulate Matter in Santiago, Chile - Preliminary Results', *Atmospheric Environment*, 29, 13, pp. 1543-1551 (1995).

PRICE J.C., 'Assessment of the urban heat island effect through the use of satellite data' *Monthly Weather Review*, 107, pp. 1554-1557 (1979).

QUATTROCHI D.A. et RIDD M.K., 'Measurements and analysis of thermal energy responses from discrete urban surfaces using remote sensing data', *Int. J. of Remote Sensing*, 15, pp. 1991-2022 (1994).

QUENEL P., LE GOASTER C., CASSADOU S., EILSTEIN D., FILLEUL L., PASCAL L., PROUVOST H., SAVIUC P., ZEGHNOUN A., LE TERTRE A., MEDINA S. et JOUAN M., 'Surveillance des effets sur la santé de la pollution atmosphérique en milieu urbain : étude de la faisabilité dans 9 villes françaises. Objectifs et principes.', *Pollution Atmosphérique*, octobre-décembre 1997, pp. 88-95 (1997).

QUENEL P., LE GOASTER C., CASSADOU S., EILSTEIN D., FILLEUL L., PASCAL L., PROUVOST H., SAVIUC P., ZEGHNOUN A., LE TERTRE A., MEDINA S. et JOUAN M., *Surveillance épidémiologique, Air & Santé : Surveillance des effets sur la santé liés à la pollution atmosphérique en milieu urbain*, Institut de veille sanitaire (InVS) et Observatoire Régional de santé Nord/Pas de Calais, Rapport Air & Santé (1999), 148 p.

RABL A., 'Mortality Risks of Air Pollution : the Role of Exposure-Response Functions', *J. Hazardous Materials*, 61, 1-3, pp. 91-98, (1998).

-
- RABL A. et EYRE N., 'An estimate of regional and global O₃ damage from precursor Nox and VOC emissions', *Environment International*, 24, 8, pp. 835-850 (1998).
- RABL A. et SPADARO J.V., *Les Coûts Environnementaux de l'Energie*, Ecole des Mines de Paris, Centre d'Energétique, rapport final ADEME (action EP3) et Commission Européenne DG12 (contrat JOS3-CT95-0010 (ExternE National Implementation)) (1997), 48 p.
- RABL A. et SPADARO J.V., 'Damages and costs of air pollution: an analysis of uncertainties', *Environment International*, 25, 1, pp. 29-46 (1999).
- RANCHIN T. et CAUNEAU F., 'Speckle reduction in synthetic aperture radar imagery using wavelets', Proc. SPIE 2034, Mathematical Imaging : Wavelet Applications in Signal and Image processing, San Diego, 15-16 July 1993, pp. 432-441 (1994).
- RANCHIN T. et WALD L., 'Fusion of high spatial and spectral resolution images, the ARSIS concept and its implementation', *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 66, 1, pp. 49-61 (2000).
- RANEY R.K., 'The Canadian SAR Experience', in : T.D. Allan/Ellis Horwood Limited eds, *Satellite Microwave Remote Sensing*, Chapitre 13, pp. 223-234, 1983.
- REKLIP, *Atlas Climatique du Fossé Rhénan Méridional*, Strasbourg : Coprur (1995), 212 p.
- REKLIP3, *Qualité de l'air et climat régional*, REKLIP, Projet Climatique Régional, rapport final volume 3, Strasbourg : Coprur (1999), 200 p.
- RENOUX A., *L'aérosol atmosphérique : ses origines ; quelques notions sur les principales propriétés physiques des aérosols*, CITEPA, journée d'études du 17 décembre 1996.
- RETALIS A., CARTALIS C. et ATHANASSIOU E., 'Assessment of the distribution of aerosols in the area of Athens with the use of Landsat Thematic Mapper data', *Int. J. Remote Sensing*, 20, 5, pp. 939-945 (1999).
- ROTACH M.W., 'On the influence of the urban roughness sublayer on the turbulence and dispersion', *Atmospheric Environment*, 33, pp. 4001-4008 (1999).
- ROTH M. et OKE T.R., 'Satellite-derived urban heat islands from three coastal cities and the utility of such data in urban climatology', *Int. J. of Remote Sensing*, 10, pp. 1699-1720 (1989).
- RUBINO F.M., FLORIDIA L., TAVAZZANI M., FUSTINONI S., GIAMPICCOLO R. et COLOMBI A., 'Height profile of some air quality markers in the urban atmosphere surrounding a 100m tower building', *Atmospheric Environment*, 32, 20, pp. 3569-3580 (1998).

RUBINO F.M., COLOMBI A., FLORIDIA L., TAVAZZANI M. et OCCHIPINTI E., 'Time and spatial dependence of the concentration of automotive-related pollutants in the urban atmosphere surrounding "grattacielo pirelli" of Milano', *Annali di Chimica*, 86, pp. 565-575 (1996).

SADLER L., JENKINS N., LEGASSISCK W. et SOKHI R.S., 'Remote sensing of vehicle emissions on British urban roads', *The Science of the Total Environment*, 189/190, pp. 155-160 (1996).

SARRAT D., *Analyse de la texture des images de réflectances terrestre*, Thèse de doctorat, Université Paul Sabatier, Toulouse, 248 p (1977).

SCAPERDAS A. et COLVILE R.N., 'Assessing the representativeness of monitoring data from an urban intersection site in central London', *Atmospheric Environment*, 33, pp. 661-674 (1999).

SCHERER D., FEHRENBACH U., PARLOW E. et BEHA H.-D., 'Determination of aeral types from a Landsat-TM and ERS-1 based land-use classification for the agglomération of Basel/switzerland', in : E. Parlow ed., Proc. 15th Symposium of EARSeL, Progress in Environmental Research and Applications, pp. 197-200 (1996 a).

SCHERER D., PARLOW E. et BEHA H.-D., 'Roughness parameters derivation from ERS-1 and Landsat-TM satellite data for the agglomeration of Basel / Switzerland', in : E. Parlow ed., Proc. 15th Symposium of EARSeL, Progress in Environmental Research and Applications, pp. 325-329 (1996 b).

SEMPREVIVA A.M., LARSEN S.E., MORTENSEN N.G. et TROEN I, *Roughness change effects for small and large fetches*, Risø-M-2749, Risø National Laboratory Denmark, October 1988, 49 p.

SEMPREVIVA A.M., LARSEN S.E., MORTENSEN N.G. et TROEN I, 'Response of Neutral Boundary Layers to Changes of Roughness', *Boundary-Layer Meteorology*, 50, pp. 205-225 (1990).

SIFAKIS N., SOULAKELLIS N.A. et PARONIS D.K., 'Quantitative Mapping of Air Pollution Density Using Earth Observations : a New Processing Method and Application to an Urban Area', *Int. J. Remote Sensing*, 19, 17, pp. 3289-3300 (1998).

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

SIFAKIS N., BILDGEN P. et GILG J.P., 'Utilisation du canal 6 (thermique) de Thematic Mapper pour la localisation de nuages de pollution atmosphérique. Application à la région d'Athènes (Grèce)', *Pollution Atmosphérique*, 34, pp. 96-107 (1992).

-
- SIFAKIS N., *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 & physique de l'environnement, université de Paris VII (1992), 287 p.
- SLOANE C.S., 'Contribution of NO₂ and Soot to the discoloration of Urban Skies', *Atmos. Env.*, 22, pp. 2021-2032 (1988).
- STEHMAN S.V., 'Estimating the kappa coefficient and its variance under stratified random sampling', *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62, 4, pp. 401-407 (1996).
- STROOBANTS W., LEDEZ C., PENICAND C., VALLET P. et RUDANT J.P., 'Une approche pragmatique de la fusion multitemporelle des images ERS-1', in : Thierry Ranchin and Lucien Wald eds., Proc. of the conference "Fusion of Earth data: merging point measurements, raster maps and remotely sensed images", Cannes, France, February 6-8 1996, Nice (France) : SEE/URISCA, pp. 131-142 (1996).
- STROZZI T., DAMMERT P., WEGMÜLLER U., MARTINEZ J.M., BEAUDOIN A., ASKNE J. et HALLIKAINEN M., 'Forest mapping with SAR interferometry', in : ESA ed., *Earth Observation Quarterly*, n°62, pp. 17-20 (1999).
- TAHA H., 'Urban Climates and Heat Islands : Albedo, Evapotranspiration, and Anthropogenic Heat', *Energy and Buildings*, 25, 2, pp. 99-103 (1997).
- TAKET N.D., HOWARTH S.M. et BURGE R.E., 'A model for the imaging of urban areas by synthetic aperture radar', *IEEE Transaction on Geoscience and Remote Sensing*, 29, 3, pp. 432-443 (1991).
- TERJUNG W. et O'ROURKE P., 'Influence of physical structures on urban energy budgets', *Boundary-Layer Meteorol.*, 19, pp. 421-439 (1980).
- THOMMES W. et FIEDLER F., Le climat facteur de planification, in : Coprur ed., *Atlas Climatique du Fossé Rhénan Méridional*, Strasbourg : Coprur (1995) pp. 207-212.
- TISSOT S., *Toxicité des particules émises par la circulation automobile : Suivi et Synthèse bibliographique*, Rapport Final, Fiche X, INERIS, décembre 1999, 30 p.
- TROEN I. et PETERSEN E. L., *European Wind Atlas*, Roskilde : Risø National Laboratory (1989), 656 p. (Commission of the European Community).
- TUPIN F., GOUINAUD C., MAITRE H. et CRETTEZ J.P., 'Détection du réseau routier sur des images radar ERS-1', *RFIA AFCET 96 (Rennes)*, pp. 43-52 (1996).
- VACHON P., 'One deck or three ?', *Canada Centre of Remote Sensing Newsletter*, 25 (1), p 7 (1997).

VALVERDE A., DE LA VEGA R., GARCIA R., MORENO V. et KYUN I.A., 'Preliminary results of landcover analysis of Calanda area using ERS-1/2 SAR and Landsat-TM data', in : European Space Agency ed., Proc. of the 3rd ERS Symposium ESA-SP414 : Space at the service of our Environment, Florence, Italy, 17-21 March 1997, pp. 289-293 (1997).

WACKERNAGEL H., 'Changement de maille et changement de support', note interne N-15/90/G, Centre de Géostatistique Fontainebleau, Ecole des Mines de Paris, juillet 1990, 15 p.

WAGGONER A.P., WEISS R.E, NORMAN C.A., COVERT D.S., WILL S. et CHARLSON R.J., 'Optical characteristics of atmospheric aerosols', *Atmospheric Environment*, 15, 10/11, pp. 1891-1909 (1981).

WALD L. et BALEYNAUD J.M., 'Observing Air Quality over the City of Nantes by Means of Landsat Thermal IR Data', *Int. J. Remote Sensing*, 20, 5, pp. 947-959 (1999).

WALD L., 'Some examples of the use of structure functions in the analysis of satellite images of the ocean', *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 55, pp. 1487-1490 (1989).

WEBER C., *Images satellitaires et milieu urbain*, Paris : Hermès (1995), 185 p.

WHO, *Climate change and human health*, Mc Michael A.J., Haines A., Slooff R. and Kovats S. eds, Geneva : World Health Organization (1996), 297 p.

WOODCOCK C.E., STRAHLER A.H. et JUPP D.L.B., 'The use of Variograms in Remote Sensing: II. Real Digital Images', *Remote Sensing of Environment*, 25, pp. 349-379 (1988).

XIA Z.G. et HENDERSON F.M., 'Understanding the relationships between radar response patterns and the bio- and geophysical parameters of urban areas', *IEEE Transaction on Geoscience and Remote Sensing*, 35, 1, pp. 93-101 (1997).

ZAPPI S., 'Une étude de l'APPA précise l'impact de la pollution sur la mortalité et la morbidité', *Le Monde*, jeudi 3 décembre 1998, p. 10 (1998).

ZMIROU D., DAB W., LABBE A., LAFUMA J., LAMELOISE P., PETIT-COVIAUX F., STROEBBEL R., THIROUIN I., *Particules en suspension dans l'atmosphère : effets sur la santé et proposition pour une révision des valeurs limites*, Conseil supérieur d'hygiène publique de France section "Evaluation des risques de l'environnement sur la santé", Ministère des affaires sociales, de la santé et de la ville (1993), 82 p.

Annexes

Annexe A

Catalogue des images RSO utilisées

2.1 IMAGES ERS SLC

Les images présentées ci-dessous ont été rectifiées géométriquement en prenant comme référence une image PRI.

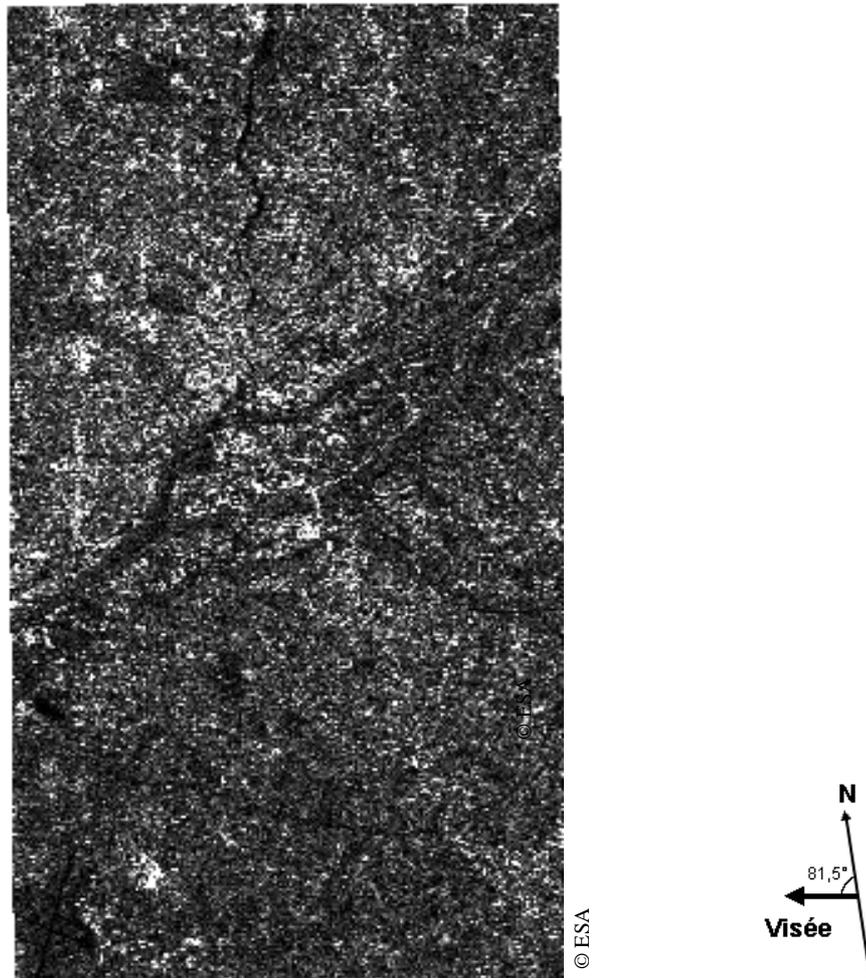


Figure 2.1. Image du 16 octobre 1994. Caractéristiques météorologiques : pas de précipitations ni de trouble de la visibilité (brume ou brouillard); vent faible de secteur nord-est avec rafales jusqu'à 11 m.s^{-1} , ciel clair, sol sec.

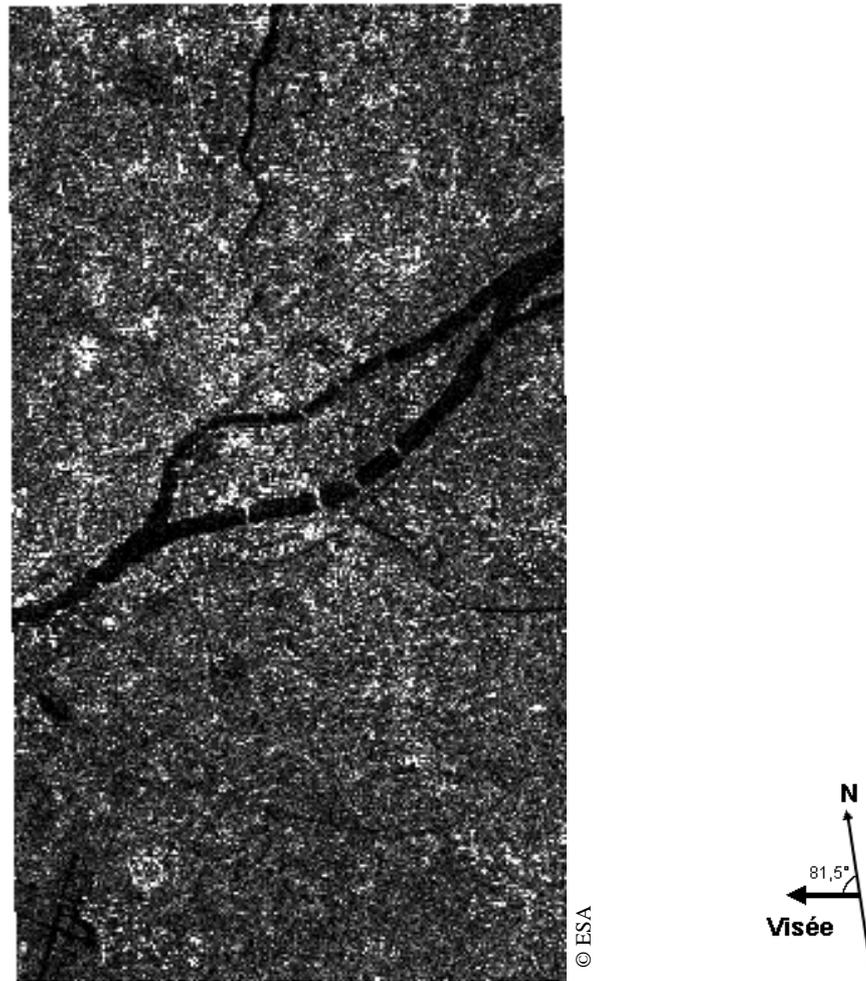


Figure 2.2. Image du 5 novembre 1994. Caractéristiques météorologiques : pluie continue, ciel très couvert, vent faible de secteur nord-ouest avec rafales jusqu'à 6 m.s^{-1} , sol mouillé.

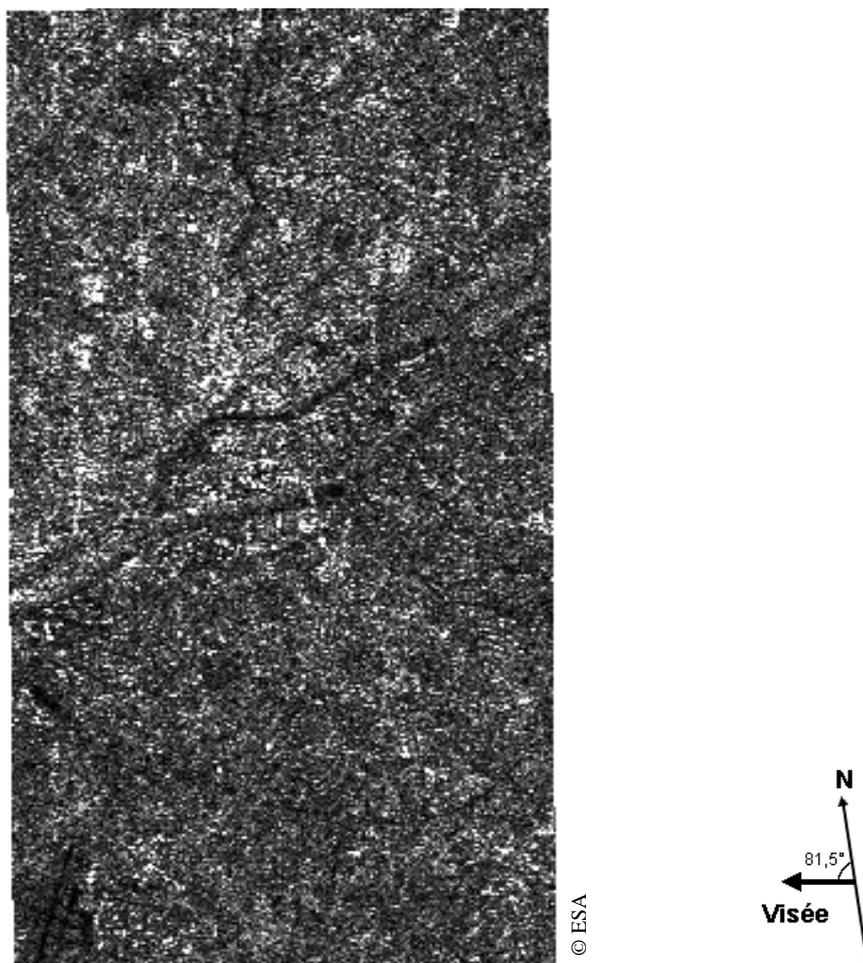


Figure 2.3. Image du 4 février 1995. Caractéristiques météorologiques : pluie continue, ciel très couvert, vent faible à modéré de secteur sud-ouest avec rafale jusqu'à 11 m.s^{-1} , sol mouillé.

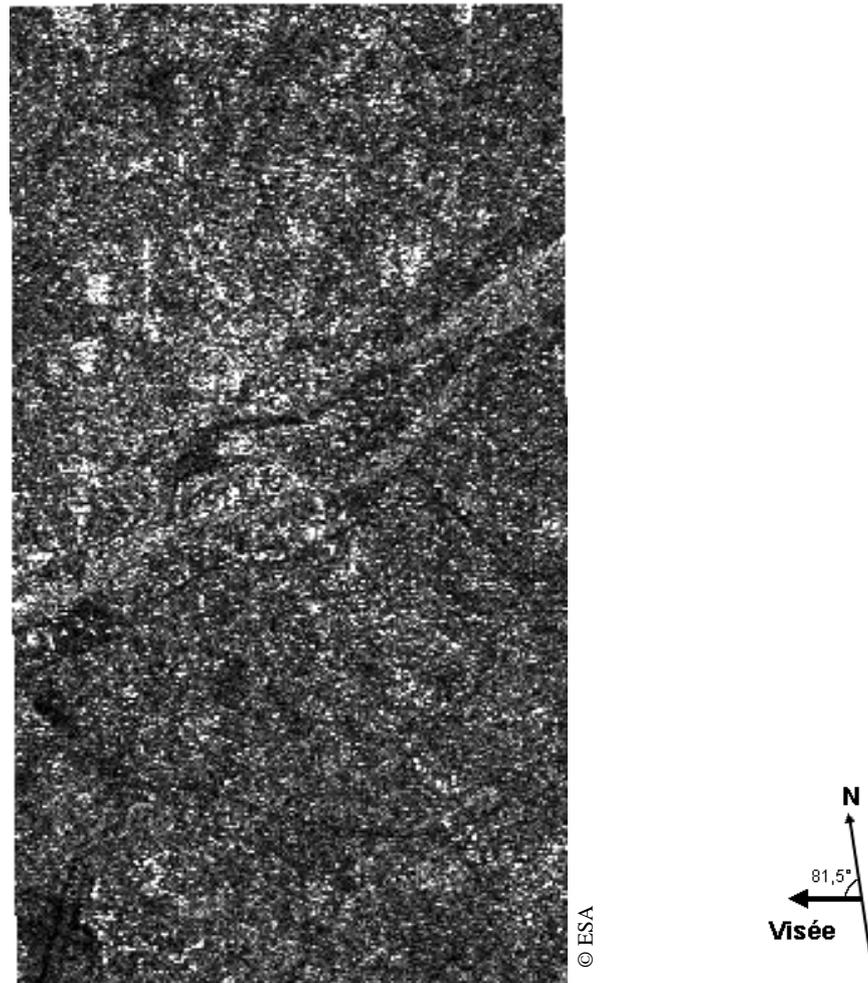


Figure 2.4. Image du 28 mars 1995. Caractéristiques météorologiques : pas de précipitations, ciel très couvert, vent modéré de secteur sud-ouest avec de fortes rafales jusqu'à 19 m.s^{-1} , sol sec.

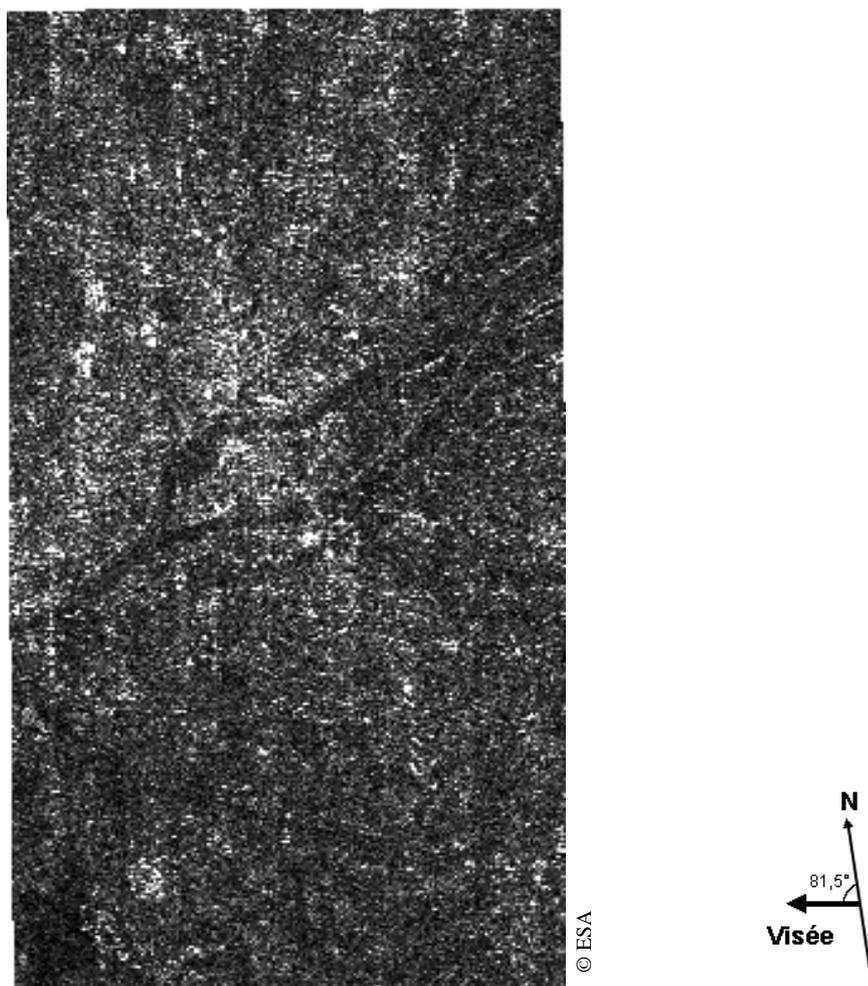


Figure 2.5. Image du 13 avril 1995. Caractéristiques météorologiques : pas de précipitations, ciel peu nuageux, vent modéré à fort avec rafales jusqu'à 15 m.s^{-1} , sol sec.

2.2 IMAGES ERS PRI

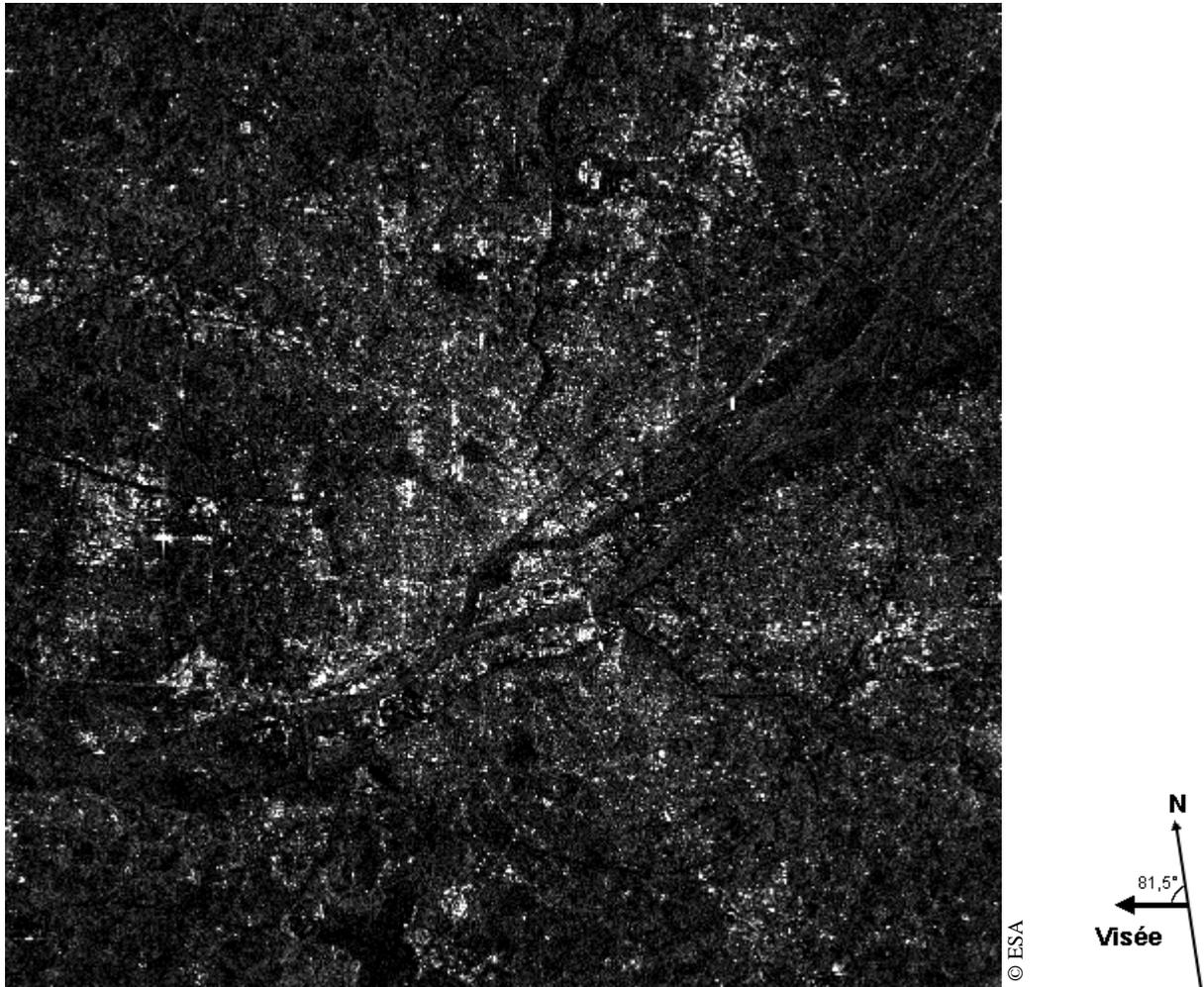


Figure 2.6. Image du 22 juin 1995. Caractéristiques météorologiques : pas de précipitations, ciel clair, vent faible de secteur nord à nord-est avec rafale jusqu'à 12 m.s^{-1} , sol sec.

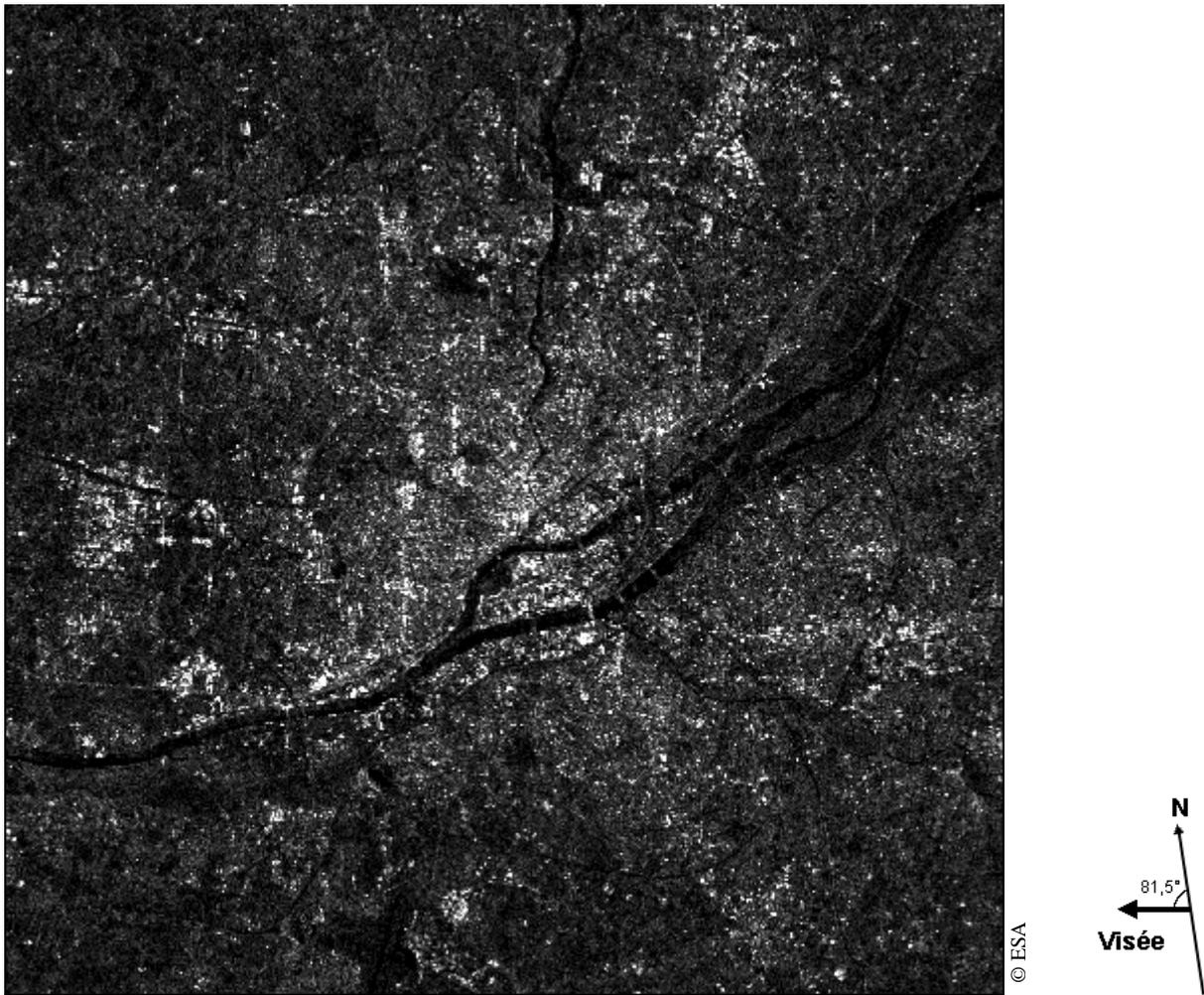


Figure 2.7. Image du 1^{er} septembre 1995. Caractéristiques météorologiques : très nuageux en début de journée, pas de pluie, vent faible de secteur nord à nord-est avec rafales jusqu'à 6 m.s^{-1} , sol sec.

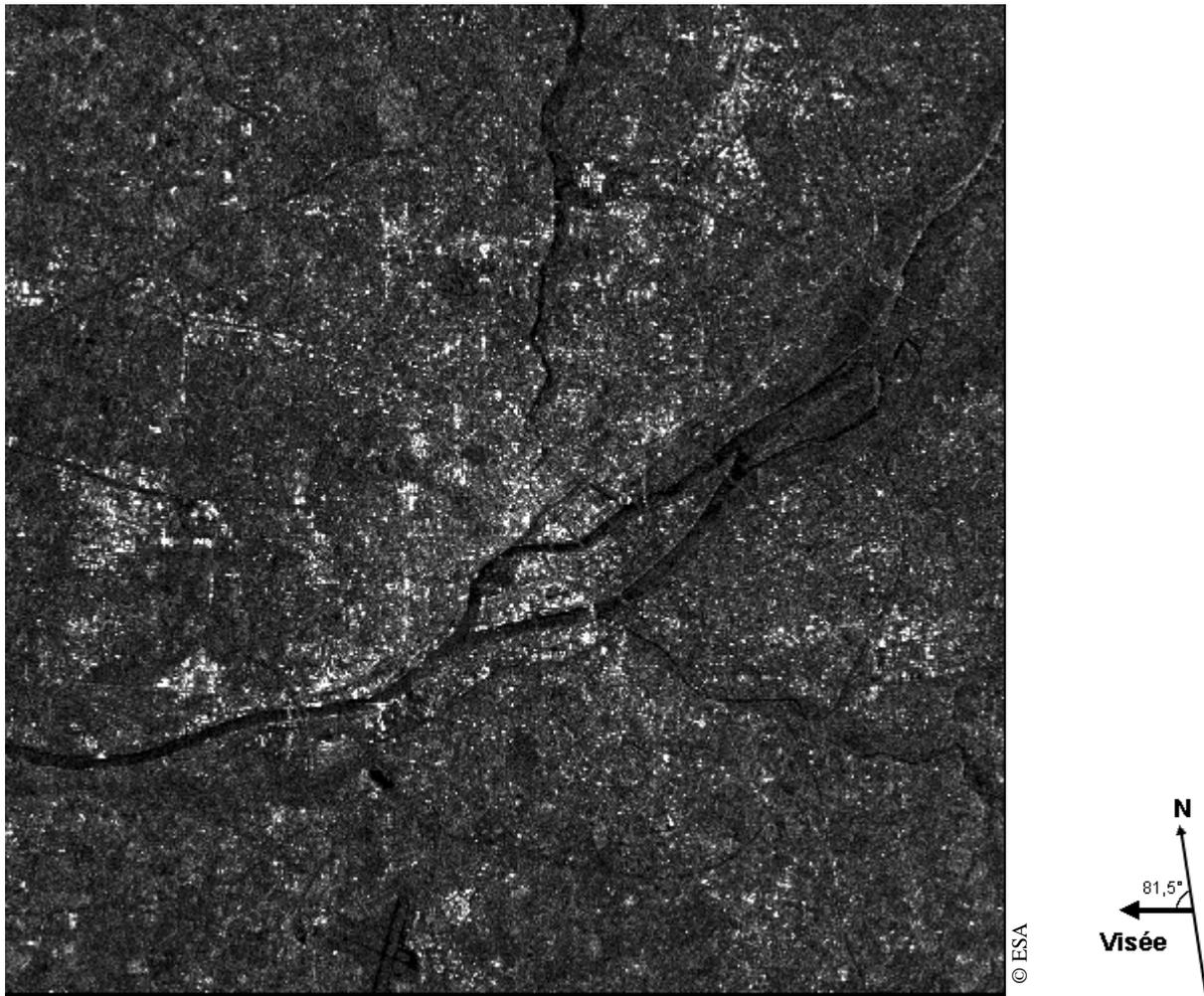


Figure 2.8. Image du 5 octobre 1995. Caractéristiques météorologiques : ciel clair, pas de pluie, vent faible avec rafales jusqu'à 7 m.s^{-1} , sol mouillé.

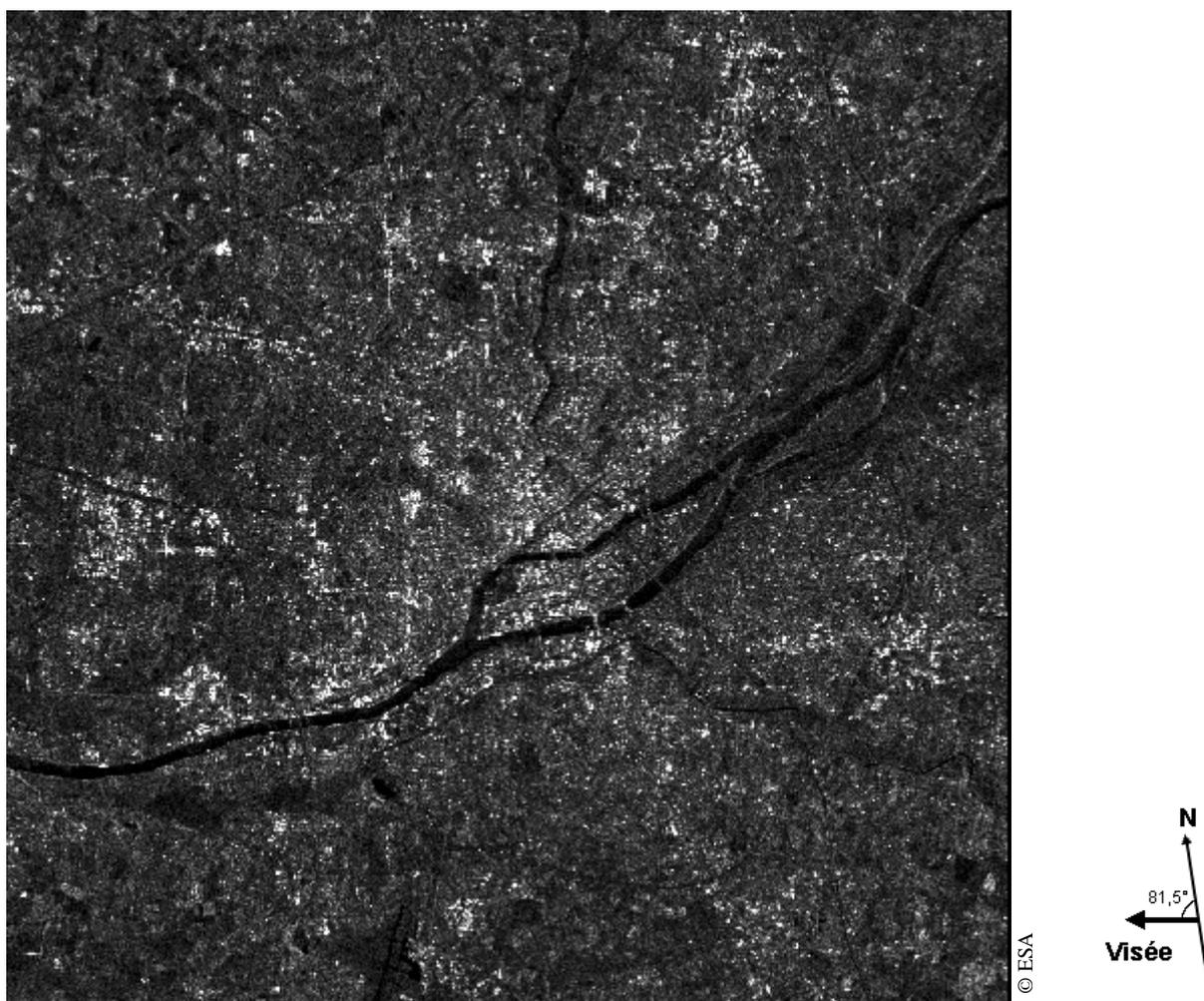


Figure 2.9. Image du 2 mai 1996. Caractéristiques météorologiques : ciel très couvert avec averses et pluies passagères, vent modéré de secteur sud-est à sud avec rafales jusqu'à 13 m.s^{-1} , sol mouillé.

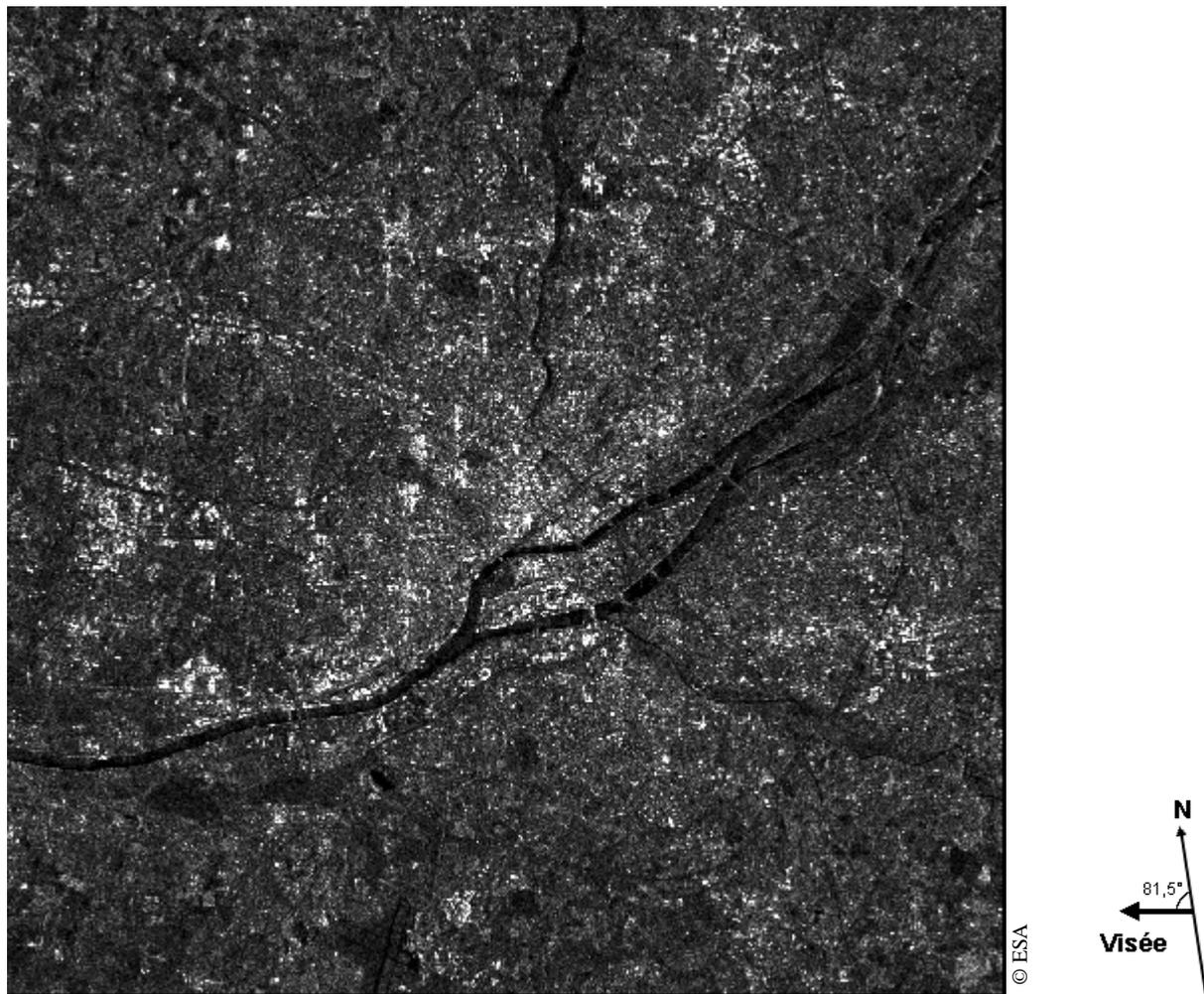


Figure 2.10. Image du 3 mai 1996. Caractéristiques météorologiques : ciel couvert, très peu de précipitations, vent faible de secteur nord-ouest avec rafales jusqu'à 7 m.s^{-1} , sol mouillé.

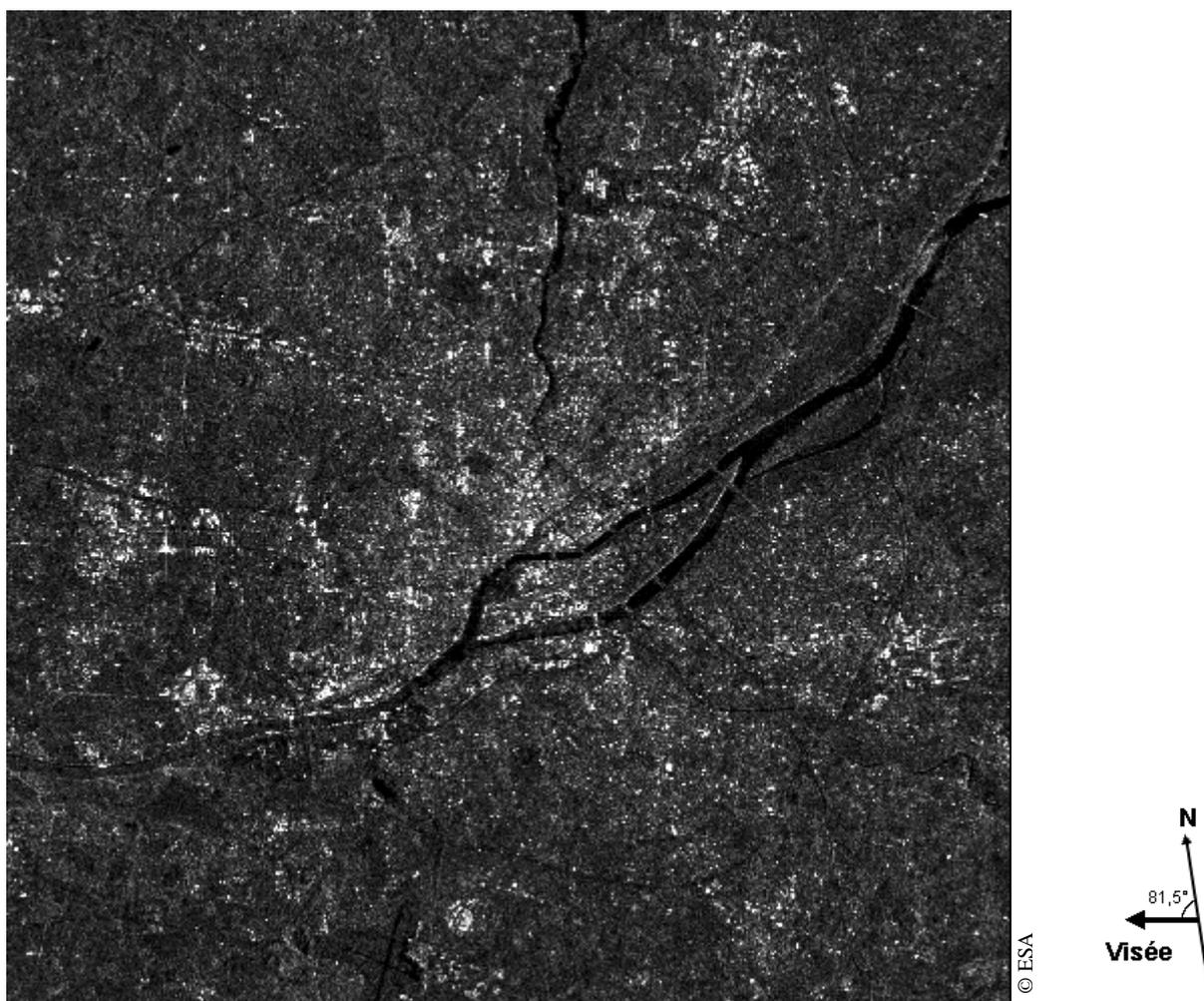


Figure 2.11. Image du 24 octobre 1996. Caractéristiques météorologiques : ciel peu couvert, pas de précipitations, vent faible à modéré de secteur sud avec rafales jusqu'à 5 m.s^{-1} , sol sec.

Annexe B

Table de rugosité de l'European Wind Atlas

Nous allons rappeler, brièvement, comment ont été calculées les valeurs de rugosité aérodynamique employées dans l'European Wind Atlas (Troen et Petersen 1989) et à quelles catégories d'occupation du sol elles ont été attribuées.

Tout d'abord, rappelons quel est le but de cet Atlas.

L'European Wind Atlas ou atlas européen des vents, vise à établir les bases météorologiques pour l'estimation des ressources en énergie éolienne. Il fournit des données et des repères sur les aspects météorologiques concernant le placement de petites et grandes éoliennes.

Cet atlas est le résultat de longues recherches statistiques sur de très nombreuses données relatives au vecteur vent, ceci pour un grand nombre de stations de mesures météorologiques à travers l'Europe (plus de deux cents stations). Les études menées visaient à développer des méthodes de transformation des statistiques de vitesse de vent afin de rendre les résultats indépendants du site de mesure.

Pour chaque station, l'environnement est pris en compte :

- classe de terrain, c'est-à-dire zones en eau, terre agricole, forêt, etc.
- obstacles pouvant créer un effet d'abri tels que bâtiments, haies, etc.
- variations altimétriques du terrain (orographie).

Ces trois éléments vont caractériser les effets de la topographie sur le vent. Pour une étude approfondie il est nécessaire de connaître ces trois éléments. Nous ne nous intéresserons, ici, qu'à la rugosité.

L'ensemble des effets associés à l'état de surface d'un terrain et aux obstacles, conduisant à un retardement du vent près du sol, est appelé la rugosité du terrain. Elle est déterminée par la taille et la distribution des éléments rugueux sur la surface ; pour la surface terrestre ce sont typiquement la végétation, les zones construites, etc. Dans l'atlas les différents terrains ont été divisés en quatre types caractérisés par leurs éléments rugueux. Chaque type de terrain est appelé une classe de rugosité. La classe 0 comprend les zones en eau telles que la mer, les lacs, etc. La classe 1 est constituée par les zones ouvertes, planes avec peu de haies coupe-vent ; il peut y avoir quelques arbres ou bosquets épars. La classe 2 regroupe les terres agricoles avec de nombreuses haies coupe-vent séparées d'au moins 1000 m, de nombreux bâtiments et arbres. La classe 3 correspond aux zones urbaines, aux forêts aux terres agricoles avec de très nombreuses haies coupe-vent séparées de moins de 1000 m.

La rugosité d'un terrain est communément paramétrée une échelle de longueur appelée longueur de rugosité z_0 .

Une relation empirique simple entre les éléments rugueux d'une surface et la longueur de rugosité a été donnée par Lettau (1969). Un élément rugueux est caractérisé par sa hauteur h et la surface faisant face au vent S . De plus, pour un nombre d'éléments distribués aléatoirement sur une surface, la densité peut être décrite par l'aire moyenne horizontale, A_H , disponible pour chaque élément. Alors :

$$z_0 = 0.5 \cdot \frac{h \cdot S}{A_H} \quad [2-1]$$

Cette relation donne une estimation raisonnable de z_0 si $A_H \gg S$. Par contre elle surestime z_0 dans le cas où A_H serait de l'ordre de S . En effet, si les éléments rugueux sont proches l'un de l'autre, le flux d'air passe « au-dessus », donc seule une fraction de S et de h contribuent à la rugosité. Le soulèvement du flux requiert la mesure de la hauteur entre la moitié de la hauteur des éléments et le haut des éléments. Cette nouvelle hauteur s'appelle la longueur de déplacement z_d . Elle doit être prise en compte sur des sites tels que forêts, villes et grande végétation. En fait, l'équation [2-1] suppose une porosité nulle c'est à dire que les éléments rugueux sont solides. Dans le cas contraire, l'expression de z_0 doit être divisée par la porosité.

La figure 2.1 montre la relation entre la longueur de rugosité, les caractéristiques de terrain et la classe de rugosité. Notons que généralement, la rugosité doit être considérée comme un paramètre météorologique car la rugosité d'une zone peut varier avec la foliation, la végétation, etc. De plus, la rugosité peut varier avec la vitesse du vent : végétation pliant sous le vent ou vagues formées par le vent.

z_0 [m]	Terrain surface characteristics	Roughness class
1.00	city forest	3
0.50	suburbs	
0.30	shelter belts	
0.20	many trees and/or bushes	2
0.10	farmland with closed appearance	
0.05	farmland with open appearance	1
0.03	farmland with very few buildings, trees <i>etc.</i> airport areas with buildings and trees	
0.01	airport runway areas mown grass	0
$5 \cdot 10^{-3}$	bare soil (smooth)	
10^{-3}	snow surfaces (smooth)	
$3 \cdot 10^{-4}$	sand surfaces (smooth)	0
10^{-4}	water areas (lakes, fjords, open sea)	

Figure 2.1. Longueur de rugosité, caractéristiques des surfaces et classe de rugosité. Les classe de rugosité sont indiquées par les barres verticales. Le point central donne la valeur de référence et la longueur de la barre indique l'intervalle de variation de l'incertitude sur l'estimation de la rugosité (d'après Troen et Petersen 1989).

TELEDETECTION POUR LA QUALITE DE L'AIR EN MILIEU URBAIN

Résumé

La qualité de l'air en milieu urbain fait désormais partie des préoccupations des autorités responsables des grandes agglomérations. Les décideurs ont besoin d'outils permettant la surveillance de la pollution atmosphérique. Actuellement, il est impossible de connaître précisément la distribution spatiale des polluants. Les associations en charge de la qualité de l'air sont donc très intéressées par tous les moyens susceptibles d'affiner cette connaissance. La télédétection est un de ces moyens, aussi nous sommes attachés, au cours de cette thèse, à apporter des éléments de réponse utiles aux praticiens. L'analyse d'images-radar à synthèse d'ouverture (RSO), de l'agglomération nantaise, nous a permis de définir les facteurs influençant la perception de l'environnement urbain dans les images-radar. De cette analyse a découlé une étude pour cartographier la rugosité aérodynamique sur toute la ville. Ce paramètre, caractérisant la morphologie locale, est nécessaire à la modélisation de la dispersion des polluants au-dessus des villes. Nous avons utilisé pour cette cartographie des images-radar seules ou employées conjointement à l'imagerie optique. Une autre étude a été menée visant à obtenir une méthode innovante, faisant usage des données optiques en infrarouge thermique, pour cartographier la distribution spatiale du champ de concentration des particules en suspension (fumées noires). Des facteurs pouvant influencer les interactions entre les polluants et les autres bandes spectrales, du visible et de l'infrarouge, ont été étudiés. Dans un souci d'opérationnalité, que ce soit avec l'imagerie radar ou optique, les résultats des nouvelles méthodes ont été comparés avec ceux obtenus avec des méthodes conventionnelles.

Mots clés : environnement urbain, fumées noires, infrarouge thermique, pollution, qualité de l'air, radar à synthèse d'ouverture, rugosité aérodynamique, télédétection

SATELLITE IMAGERY FOR URBAN AIR QUALITY

Abstract

Air quality in urban environment is one of the major concerns of the authorities responsible of cities. Decision-makers need tools allowing the air quality surveillance. Currently, it is impossible to precisely know the spatial distribution of the atmospheric pollutants. Organizations in charge of the air quality stress that there is a need of means to refine this knowledge. Satellite imagery is one of these means; therefore we undertook Ph.D. works in order to bring useful information to practitioners. The analysis of synthetic aperture radar images (SAR), of Nantes city and its suburbs, allows us to determine factors influencing the urban perception in SAR images. From this analysis was derived the idea to map the aerodynamic roughness over the whole city. This parameter, characterizing the local morphology, is necessary to model the dispersion of the pollutants above cities. To do that mapping, we have used the radar imagery alone or used conjointly with the optical imagery. We have undertaken another study focussed on obtaining an innovative method, making use of optical data in the thermal infrared band, in order to map the spatial distribution of the concentration field of suspended particles (black smoke). Factors affecting interactions between pollutants and other spectral bands, visible and infrared, have also been studied. Being concerned about operational methods, with both the radar or optical imagery, the results of the innovating methods are compared to those obtained with conventional ones.

Keywords: aerodynamic roughness, air quality, black smoke, pollution, remote sensing, synthetic aperture radar, thermal infrared, urban environment

Laboratoire d'accueil :

Centre d'Energétique, Groupe T&M – Ecole des Mines de Paris
Rue Claude Daunesse – B.P. 207 – 06904 Sophia Antipolis Cedex

Thèse présentée par :

BASLY Ludovic **le :** 28 novembre 2000

Discipline :

Electronique – Université de Nice-Sophia Antipolis
