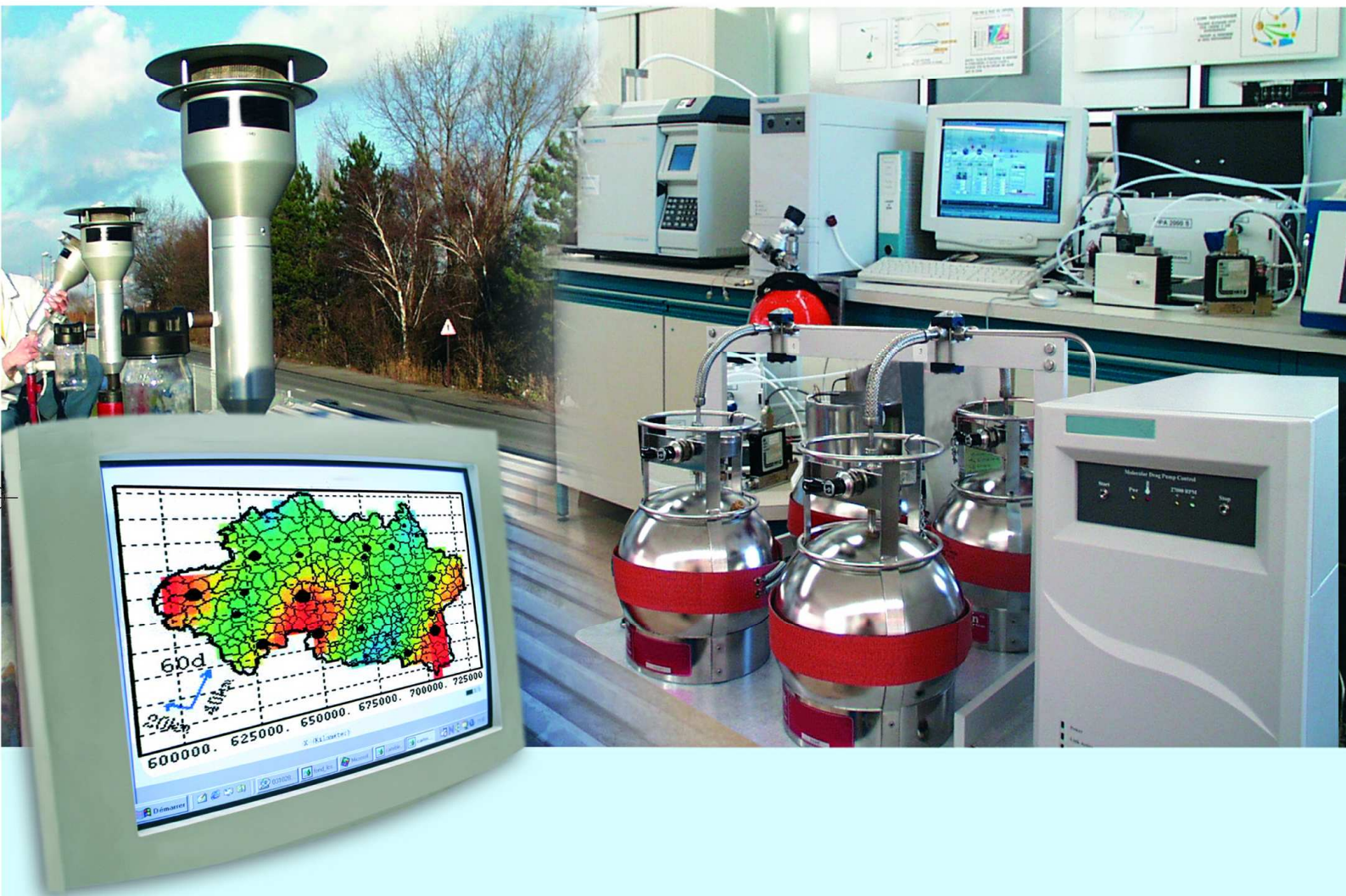




Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air



Traitements numériques

Evaluation de modèles pour la simulation de la pollution à proximité des axes routiers

Novembre 2009

Programme 2009

André WROBLEWSKI, EMD

Laurent LETINOIS, Laure MALHERBE,
INERIS





PREAMBULE

Le Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air

Le Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air est constitué de laboratoires de l'Ecole des Mines de Douai, de l'INERIS et du LNE. Il mène depuis 1991 des études et des recherches finalisées à la demande du Ministère chargé de l'environnement. Ces travaux en matière de pollution atmosphérique supportés financièrement par la Direction Générale de l'Energie et du Climat du Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer sont réalisés avec le souci constant d'améliorer le dispositif de surveillance de la qualité de l'air en France, coordonné au plan technique par l'ADEME, en apportant un appui scientifique et technique aux AASQA.

L'objectif principal du LCSQA est de participer à l'amélioration de la qualité des mesures effectuées dans l'air ambiant, depuis le prélèvement des échantillons jusqu'au traitement des données issues des mesures. Cette action est menée dans le cadre des réglementations nationales et européennes mais aussi dans un cadre plus prospectif destiné à fournir aux AASQA de nouveaux outils permettant d'anticiper les évolutions futures.

ECOLE DES MINES DE DOUAI

DEPARTEMENT CHIMIE ET ENVIRONNEMENT

**Evaluation de modèles pour la simulation de
la pollution à proximité des axes routiers**

Convention : 0005987

André WROBLEWSKI

Novembre 2009



Assistance à l'exploitation de données de campagnes et à la réalisation de cartographies

Laboratoire Central de Surveillance
de la Qualité de l'Air

Traitements numériques

Programme financé par la
Direction Générale de l'Energie et du Climat (DGEC)

2009

L. LETINOIS, L. MALHERBE

	Rédaction	Vérification	Approbation
NOM	L. MALHERBE L. LETINOIS	B. BESSAGNET	M. RAMEL
Qualité	Ingénieurs de l'Unité Modélisation Atmosphérique & Cartographie Environnementale (MOCA) Direction des Risques Chroniques	Responsable de l'Unité Modélisation Atmosphérique & Cartographie Environnementale (MOCA) Direction des Risques Chroniques	Responsable LCSQA/INERIS Déléguée Appui Technique Direction des Risques Chroniques
Visa			

SOMMAIRE

RESUME DE L'ETUDE EMD/INERIS	11
1. INTRODUCTION.....	13
1.1 Contexte	13
1.2 Récapitulatif des travaux de 2007-2008	13
1.3 Programme 2009.....	14
2. SENSIBILITE DES SIMULATIONS AUX DONNEES D'ENTREE.....	15
3. TESTS DES MODELES DE POLLUTION DE PROXIMITE AUTOMOBILE .	20
3.1 Critères de comparaison modèle-mesure.....	20
3.2 Données communes aux trois sites étudiés	21
3.3 Remarques préliminaires.....	23
3.4 Rue de Crébillon (Nantes).....	24
3.4.1 Remarque	26
3.4.2 Statistiques sur la période 2004-2005.....	26
3.4.3 Commentaires.....	30
3.5 Rue de Strasbourg (Nantes).....	31
3.5.1 Statistiques sur la période 2004-2005.....	33
3.5.2 Commentaires.....	36
3.6 Quai de la Fosse (Nantes).....	37
3.6.1 Remarques	38
3.6.2 Statistiques côté bâti sur la période 2004-2005	38
3.6.3 Commentaires.....	42
3.6.4 Statistiques coté Capitainerie sur la période 2004-2005.....	43
3.6.5 Commentaires.....	48
3.7 Bilan des tests	49
4. PRESENTATION SUR LE SITE INTERNET DU LCSQA.....	54
5. CONCLUSION	55
6. REFERENCES.....	57
7. LISTE DES ANNEXES	58

RESUME DE L'ETUDE EMD/INERIS

André WROBLEWSKI (EMD)

wroblewski@ensm-douai.fr ; tel : + 33 (0)3 27 71 26 11

Laurent LETINOIS, Laure MALHERBE (INERIS)

laurent.letinois@ineris.fr ; tel : + 33 (0)3 44 55 64 81

laure.malherbe@ineris.fr ; tel : + 33 (0)3 44 55 62 18

La présente étude, planifiée sur trois ans (2007-2009) porte sur la modélisation de la pollution atmosphérique à proximité des axes routiers. Elle a pour objet la mise à disposition de données, d'informations techniques et de méthodologies de référence qui permettent d'apprécier la qualité des modèles disponibles et d'optimiser leur usage. Depuis 2007, un fond d'informations comprenant un recensement de campagnes de mesure réalisées en France ou à l'étranger, des informations techniques sur les modèles, des résultats de modélisation et un outil Excel de comparaison modèle-mesure a été progressivement constitué. Il est accessible sur le site du LCSQA (<http://www.lcsqa.org/pollution-de-proximite>).

Des jeux de données relatifs à quelques unes des campagnes référencées ont pu être récupérés sur Internet (données du programme européen TRAPOS) ou auprès des AASQA. Depuis 2008, une part importante du travail a été consacrée à l'application de modèles de proximité à certains de ces jeux, afin de s'assurer que les données et méthodologies fournies étaient cohérentes et aisément exploitables, d'offrir des résultats de comparaison entre simulations et mesures et de mieux caractériser le fonctionnement des modèles.

Des modèles d'usage courant ont été sélectionnés : ADMS-Urban, CALINE4, OSPM, SIRANE et STREET. Le modèle CALINE4, testé en 2008 sur les données TRAPOS, n'a pas été conservé pour la suite des évaluations : conçu pour simuler la dispersion autour d'axes interurbains, il s'est révélé inadapté à la modélisation en milieu construit. En 2009, trois rues de Nantes ont été étudiées : une rue canyon très encaissée (rue de Crébillon), une rue canyon classique (rue de Strasbourg) et une rue semi-ouverte (quai de la Fosse). Ces nouveaux calculs ont bénéficié de données d'entrée plus complètes (données d'émissions et de concentrations fournies par AIR Pays-de-Loire) et d'une meilleure connaissance du terrain. Les résultats obtenus, enrichis par des tests de sensibilité, confirment et précisent les remarques émises à l'issue des simulations TRAPOS (Wroblewski et al., LCSQA 2008).

Ils mettent en évidence quelques traits récurrents des modèles :

- Quel que soit le modèle, les résultats sont sensiblement meilleurs pour le NO₂ que pour les NO_x : le biais est plus faible et la dispersion entre modèle et mesure est moindre. Sur l'ensemble des rues et des modèles, la moyenne annuelle modélisée de NO₂ s'écarte d'au minimum 1,3% et d'au maximum 35% de la valeur mesurée.

- La qualité des résultats - notamment la corrélation - est généralement supérieure pour les configurations incluses rigoureusement dans le champ d'application des modèles : rues canyons classiques pour les différents modèles (avec OSPM cependant, aucune amélioration n'est constatée entre la rue de Crébillon et la rue de Strasbourg), axes ouverts pour ADMS-Urban et SIRANE.

ADMS-Urban et SIRANE, qui pour le transport dans l'atmosphère extérieure à la rue canyon, et dans le cas d'axes ouverts, recourent à une formulation gaussienne, produisent des résultats concordants.

- Quel que soit le polluant, ADMS-Urban et en général SIRANE sous-estiment les concentrations, ce qui pourrait s'expliquer par une dispersion accrue liée au couplage modèle de rue-modèle gaussien.
- OSPM est étroitement lié aux données d'émissions ; cela reste vrai pour ADMS-Urban et SIRANE, mais de façon moins sensible. Pour ces deux modèles, l'influence de la météorologie et de la pollution de fond est plus grande, ce qui peut expliquer une meilleure restitution des variations horaires de concentrations et en conséquence, une corrélation modèle-mesure plus élevée.
- Les statistiques sur les périodes de campagnes ne suffisent pas à caractériser les modèles et leur capacité de suivre l'évolution temporelle des concentrations. Les séries temporelles modélisées et mesurées s'écartent parfois l'une de l'autre de façon notable. Seule une analyse approfondie en fonction de la météorologie et des concentrations de fond pourrait permettre d'évaluer le comportement des modèles sur de courts pas de temps.

En ce qui concerne les PM_{10} , les résultats sont plus contrastés. La modélisation demeure satisfaisante pour ADMS-Urban et SIRANE, en dépit d'un biais plus élevé : l'écart entre les moyennes annuelles modélisées et mesurées est inférieur à 40% ; la corrélation est partout supérieure à 0,7. De façon étonnante et pour l'instant inexplicée, la qualité des résultats d'OSPM chute sensiblement.

En 2010, cette évaluation des modèles sera complétée par l'étude de deux situations complexes (axes avec intersections, situés à Poitiers) à partir de données fournies par ATMO Poitou-Charentes.

Une note de synthèse reprenant les principaux résultats de ces travaux sera rédigée et étayée d'éléments bibliographiques.

1. INTRODUCTION

1.1 CONTEXTE

Les AASQA sont de plus en plus sollicitées pour fournir des données qui permettent d'évaluer l'exposition du citoyen à la pollution atmosphérique près des grandes sources (émetteurs industriels, axes routiers, ...). Elles doivent également répondre à un nombre croissant de demandes réglementaires locales (plans de protection de l'atmosphère, plans de déplacement urbain) qui supposent la possibilité de quantifier l'impact de mesures de réduction des émissions. Les modèles numériques (déterministes, analytiques ou géostatistiques) sont les outils les plus appropriés pour l'élaboration de cartographies et, s'agissant de la modélisation déterministe (éventuellement analytique ou empirique), l'approche la plus adaptée à l'étude de situations futures. Cependant des incertitudes subsistent quant à leurs performances qui dépendent grandement des données d'entrée disponibles pour leur calage et leur mise en œuvre, de la résolution spatiale et temporelle considérée et du savoir-faire du modélisateur. Ainsi l'évaluation de l'incertitude liée à ces modèles demeure-t-elle problématique, suscitant le besoin d'approfondir cette question.

La présente étude, planifiée sur trois ans (de 2007 à 2009), porte exclusivement sur la modélisation de la pollution à proximité des axes routiers. Dans le contexte décrit ci-dessus, elle a pour objet d'élaborer une base de données des cas d'étude et modèles existants et de proposer des méthodologies de référence permettant d'apprécier la qualité des modèles et d'initier l'utilisateur à la mise en œuvre de ces derniers. Il s'agit également d'appliquer différents modèles, choisis parmi les plus courants, à quelques jeux de données de la base, afin de contrôler la cohérence des données et méthodologies fournies et d'offrir des résultats quantitatifs de comparaison entre modèles et mesures.

1.2 RECAPITULATIF DES TRAVAUX DE 2007-2008

La consultation des AASQA et une analyse bibliographique approfondie ont permis de recenser un grand nombre de campagnes de mesure de proximité. Celles-ci ont été classées dans deux catégories : la base *exploitable* regroupe les campagnes pour lesquelles les données disponibles ou potentiellement récupérables peuvent faire *a priori* l'objet d'une modélisation ; les autres campagnes sont rassemblées à titre informatif dans la base *complémentaire*.

A la suite d'une étude bibliographique des modèles de proximité, et en s'appuyant sur l'expérience acquise dans ce domaine par le LCSQA (Boudet et Rouïl, 2001 ; Rouïl et Wroblewski, 2002 ; Rouïl, 2004 ; Tognet et al., 2007), des fiches techniques sur les modèles ADMS-Urban, CALINE4, OSPM, SIRANE et STREET ont été rédigées.

Les modèles OSPM, CALINE4, ADMS-Urban et STREET ont été évalués sur trois jeux de données issus du programme européen TRAPOS. Quels que soient le cas d'étude et le modèle, et exception faite de CALINE4 – utilisé ici hors de son domaine de validité-, les résultats sont sensiblement meilleurs pour le NO₂ que pour les NO_x, avec un biais réduit et une dispersion moindre entre modèle et mesure. Dans les cas testés, la concentration moyenne annuelle en NO₂ est généralement sous-estimée ; l'écart entre les moyennes modélisées et mesurées varie entre 9% et 35% selon le jeu de données et le modèle. Pour ADMS-Urban, comme pour OSPM, les

concentrations horaires modélisées et mesurées peuvent différer l'une de l'autre de façon importante. La qualité des données d'émissions, la représentation de certaines situations météorologiques et la prise en compte de la chimie des NOx en sont des causes possibles.

Enfin, des développements informatiques ont été réalisés afin de mettre à disposition sur le site Internet du LCSQA le fond d'informations relatif aux campagnes, aux modèles et aux résultats de simulations, et d'en faciliter l'exploitation.

1.3 PROGRAMME 2009

Les travaux de l'année 2009 sont principalement consacrés à l'évaluation des modèles. Il s'agit de voir si les résultats obtenus pour les campagnes TRAPOS se confirment et de mieux comprendre le fonctionnement des modèles.

Les tests portent sur trois sites de proximité automobile de l'agglomération nantaise ; les jeux de données correspondants ont été fournis par AIR Pays de Loire. Comme en 2008, les modèles ADMS-Urban, OSPM et STREET sont utilisés. Le modèle SIRANE, qui n'a pas été employé en 2008, est également mis en œuvre. Inapproprié en milieu urbain, le modèle CALINE est exclu de ces nouveaux calculs.

A la suite d'une étude de sensibilité (chapitre 2), le chapitre 3 présente et commente les résultats de ces tests. Le chapitre 4 signale les améliorations apportées à la base Internet. Les travaux de l'année 2010, qui clôtureront cette étude, sont mentionnés en conclusion.

2. SENSIBILITE DES SIMULATIONS AUX DONNEES D'ENTREE

Dans cette partie, nous examinons la sensibilité des résultats des simulations annuelles de NO₂ et NO_x aux paramètres de contrôle des modèles ainsi qu'à une variation uniforme de certaines données d'entrée (pollution de fond, émissions). L'objectif est de mieux connaître le comportement des modèles ; il s'agit également d'attirer l'attention des utilisateurs sur les variables et paramètres d'entrée qu'il convient d'évaluer avec précision.

Les modèles ADMS-Urban, OSPM et SIRANE (cf. fiches techniques, <http://www.lcsqa.org/pollution-de-proximite>), qui permettent de simuler les concentrations selon un pas horaire, sont ici considérés.

Le cas test de la rue de Crébillon et l'ensemble des données qui lui correspondent constituent la situation de référence (on trouvera le détail de ces données au chapitre suivant -paragraphes 3.2 et 3.4- et dans l'annexe 3). Le Tableau 1 ci-après indique les paramètres pris en compte dans l'analyse de sensibilité, ainsi que les plages de variation associées. Les simulations couvrent ici deux années complètes : 2004 et 2005. Dans tous les calculs, la chimie des NO_x est traitée de manière simplifiée, selon une représentation propre à chaque modèle.

Tableau 1 : Paramètres d'entrée pris en compte dans l'étude de sensibilité

	ADMS-Urban	OSPM	SIRANE
Concentrations de fond	d'un facteur 0 à un facteur 1	d'un facteur 0.25 à un facteur 1 (valeur 0 non acceptée)	d'un facteur 0 à un facteur 1
Emissions totales	d'un facteur 0 à un facteur 4	d'un facteur 0 à un facteur 4	d'un facteur 0 à un facteur 4
Emissions aux nœuds du brin ^a	Paramètre non utilisé	Paramètre non utilisé	sans et avec
Taux de NO ₂ dans les émissions de NO _x	de 10 à 25%	de 10 à 25%	de 10 à 25%
Hauteur du canyon	sans canyon de 1 à 21 m ^b	- de 1 à 25 m	sans canyon de 1 à 21 m
Largeur de la rue	de 5 à 25 m	de 5 à 25 m	de 5 à 25 m
Orientation de la rue	de 0 à 160°	de 0 à 160°	de 0 à 160°
Rugosité du quartier	de 0.5 à 1 m	Paramètre non utilisé	de 0.5 à 1 m
Epaisseur de déplacement du quartier	Paramètre non utilisé	Paramètre non utilisé	de 5 à 20 m
Hauteur de la mesure météo	de 10 à 25 m	Paramètre non utilisé	de 10 à 25 m

	ADMS-Urban	OSPM	SIRANE
Rugosité à l'endroit de la station météo	de 0.1 à 1 m	Paramètre utilisé non	de 0.1 à 1 m
Epaisseur de déplacement à l'endroit de la station météo	Paramètre utilisé non	Paramètre utilisé non	de 3 à 9 m
Longueur minimale de Monin-Obukhov	de 30 à 90 m	Paramètre utilisé non	de 30 à 90 m

^a : émissions ponctuelles aux intersections

^b : dans ce cas, un module de rue canyon fondé sur la formulation d'OSPM est activé.

Les fichiers détaillés de résultats seront mis en ligne sur le site du LCSQA (<http://www.lcsqa.org/pollution-de-proximite>).

Afin de quantifier de manière synthétique la sensibilité d'un modèle m à un paramètre p , on calcule le quotient suivant pour chaque variation de p :

$$Q_i^{mp} = \frac{\Delta \bar{C} [\%]}{\Delta p [\%]} = \frac{\frac{(\bar{C}_i - \bar{C}_{ref})}{\bar{C}_{ref}}}{\frac{(p_i - p_{ref})}{p_{ref}}}$$

p_{ref} : valeur du paramètre p dans la situation prise pour référence

\bar{C}_{ref} : concentration moyenne sur la période d'étude dans la situation prise comme référence. La période d'étude s'étend ici du 1^{er} mai 2004 au 30 avril 2005.

p_i : valeur modifiée du paramètre p dans le test n° i

\bar{C}_i : concentration moyenne sur la période d'étude dans le test n° i , après modification du paramètre

Un quotient égal à Q signifie qu'une variation de Δp [%] du paramètre p entraîne une variation de $Q \cdot \Delta p$ [%] de la concentration moyenne. La sensibilité est d'autant plus grande que ce quotient est plus élevé.

On prend alors la moyenne $\overline{\{Q_i^{mp}\}_{i=1..n}}$ et le maximum $Max\{Q_i^{mp}\}_{i=1..n}$ de ces rapports (ici dénommés coefficients de sensibilité) sur l'ensemble des n variations effectuées (Tableau 2). Si le modèle répond linéairement à une variation de p , ces deux valeurs sont identiques.

Tableau 2 : Sensibilité des modèles aux données d'entrée. Modélisation des concentrations de NO₂. Valeur moy / Valeur max des coefficients de sensibilité.

	ADMS-Urban	OSPM	SIRANE
Concentrations de fond	0,877 / 0,879	0,316 / 0,610	0,880 / 0,926
Emissions totales	0,299 / 0,375	0,252 / 0,509	0,341 / 0,449
Taux de NO ₂ dans les émissions de NO _x	0,082 / 0,082	0,158 / 0,158	0,050 / 0,050
Hauteur du canyon	0,280 / 0,318	0,297 / 0,523	0,093 / 0,183
Canyon/rue ouverte	0,270		0,349
Largeur de la rue	0,211 / 0,369	0,114 / 0,150	0,370 / 0,743
Orientation de la rue	0,007 / 0,010	0,017 / 0,020	0,026 / 0,037
Rugosité du quartier	0,025 / 0,039		0,030 / 0,034
Epaisseur de déplacement du quartier			0,001 / 0,001
Hauteur moyenne des bâtiments du quartier			0,002 / 0,002
Hauteur de la mesure météo	0,069 / 0,088		0,368 / 0,526
Rugosité à l'endroit de la station météo	0,064 / 0,097		0,128 / 0,211
Epaisseur de déplacement à l'endroit de la station météo			0,476 / 0,532
Longueur minimale de Monin-Obukhov	0,015 / 0,019		0,003 / 0,003

Tableau 3 : Sensibilité des modèles aux données d'entrée. Modélisation des concentrations de NO_x. Valeur moy / Valeur max des coefficients de sensibilité.

	ADMS-Urban	OSPM	SIRANE
Concentrations de fond	0,443 / 0,443	0,164 / 0,314	0,562 / 0,573
Emissions totales	0,505 / 0,551	0,572 / 0,758	0,491 / 0,518
Hauteur du canyon	0,209 / 0,324	0,402 / 0,627	0,135 / 0,276
Canyon/rue ouverte	0,297		0,422
Largeur de la rue	0,360 / 0,687	0,330 / 0,539	0,552 / 1,290
Orientation de la rue	0,008 / 0,010	0,025 / 0,032	0,035 / 0,045
Rugosité du quartier	0,037 / 0,047		0,039 / 0,046
Epaisseur de déplacement du quartier			0,002 / 0,002
Hauteur moyenne des bâtiments du quartier			0,002 / 0,002
Hauteur de la mesure météo	0,088 / 0,109		0,578 / 0,809
Rugosité à l'endroit de la station météo	0,076 / 0,112		0,178 / 0,305
Epaisseur de déplacement à l'endroit de la station météo			0,727 / 0,803
Longueur minimale de Monin-Obukhov	0,020 / 0,028		0,008 / 0,009

De manière générale, les trois modèles sont le plus sensibles :

- aux émissions, avec un impact plus marqué pour les NO_x ;
- à la concentration de fond, avec un impact plus marqué pour le NO_2 ;
- à la géométrie de la rue.

Ils ne réagissent cependant pas identiquement aux variations de ces paramètres et révèlent des sensibilités propres.

On notera ainsi les résultats suivants :

- ADMS-Urban est très sensible aux concentrations de fond, particulièrement pour le NO_2 .
- SIRANE est très sensible aux concentrations de fond, particulièrement pour le NO_2 , aux caractéristiques du site météorologique (hauteur de la mesure, épaisseur de déplacement, rugosité) et à la largeur de la rue.
- Bien que dans ADMS-Urban, la formulation du modèle de rue soit similaire à celle d'OSPM, les sensibilités des deux modèles sont différentes. En particulier, OSPM réagit plus modérément à une variation des concentrations de fond alors qu'il peut se montrer plus sensible à des variations d'émissions. Ce résultat pourrait s'expliquer par le couplage réalisé par ADMS-Urban entre un modèle de rue et un modèle gaussien. A l'inverse de SIRANE, OSPM est ici le plus sensible à la hauteur de rue canyon et le moins sensible à la largeur de rue.

3. TESTS DES MODELES DE POLLUTION DE PROXIMITE AUTOMOBILE

L'objectif est de comparer à des données de mesure, différents modèles couramment employés pour l'évaluation de la pollution de proximité routière. Ont été ici retenus les modèles ADMS-Urban, OSPM, SIRANE et STREET. On en trouvera une description dans les fiches techniques disponibles sur Internet (<http://www.lcsqa.org/pollution-de-proximite>). Rappelons qu'ADMS-Urban, OSPM et SIRANE effectuent des simulations horaires tandis que STREET ne fournit qu'une seule valeur représentative d'une moyenne annuelle ou, dans le cas particulier du NO₂, d'un quantile 98 sur une année.

Des simulations sont réalisées pour trois rues de l'agglomération nantaise (deux rues canyons et un axe ouvert) dans lesquelles l'association Air Pays de Loire a conduit des campagnes de mesure en 2004 et 2005. Les données correspondantes ont été fournies au LCSQA par Air Pays de Loire.

3.1 CRITERES DE COMPARAISON MODELE-MESURE

Il existe de nombreux critères numériques et graphiques pour comparer une série de données modélisées à une série de données mesurées. Nous avons sélectionné des critères d'usage courant qui apportent des informations complémentaires (Tableau 4). L'annexe 2 en fournit la signification. Le fichier Excel permettant de les calculer est accessible sur le site du LCSQA (<http://www.lcsqa.org/pollution-de-proximite>).

Tableau 4 : Graphiques et statistiques de comparaison modèle-mesure

Séries temporelles des concentrations modélisées et mesurées	
Statistiques élémentaires des concentrations modélisées et mesurées	Minimum, maximum, quantiles, moyenne, écart-type
Graphique quantiles – quantiles (Q-Q plot)	<p><i>Abcisses :</i></p> <p>Quantiles de la série mesurée, par exemple quantiles d'ordre 0 (min), 5, 10, ..., 95, 100 (max)</p> <p><i>Ordonnées :</i></p> <p>Quantiles de la série modélisée</p>
Biais moyen [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	$\frac{1}{N} \cdot \sum_{i=1}^N (P_i - O_i)$
Biais fractionnel [%]	$\frac{2}{N} \cdot \sum_{i=1}^N \frac{P_i - O_i}{P_i + O_i}$

Erreur absolue moyenne normalisée [%]	$\frac{1}{N} \cdot \sum_{i=1}^N \left \frac{P_i - O_i}{O_i} \right \cdot 100$
RMSE Racine carrée de l'erreur quadratique moyenne [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	$\sqrt{\frac{1}{N} \cdot \sum_{i=1}^N (P_i - O_i)^2}$
NMSE Erreur quadratique moyenne normalisée [%]	$\frac{1}{N} \cdot \sum_{i=1}^N \frac{(P_i - O_i)^2}{P_i \cdot O_i} \cdot 100$
FAC2	Proportion de valeurs prédites telles que : $0,5 \leq \frac{P_i}{O_i} \leq 2$
Coefficient de corrélation	$r = \frac{\text{cov}(P_i, O_i)}{\sqrt{\text{var}(P_i)} \cdot \sqrt{\text{var}(O_i)}}$

3.2 DONNEES COMMUNES AUX TROIS SITES ETUDIES

Les trois simulations réalisées sur Nantes portent sur les mêmes années de mesure (2004 et 2005); de ce fait, un certain nombre de données d'entrée leur sont communes : elles concernent la pollution urbaine de fond, le parc automobile et la météorologie.

- Les données de pollution de fond sont issues de la station Jardin Botanique pour les NO_x , l'ozone et le SO_2 et de la station Chauvinières pour les PM_{10} (Tableau 5) La station Jardin Botanique est proche des trois rues (moins de 1 km); la station Chauvinières se situe un peu plus au nord de l'agglomération.

Tableau 5 : Statistiques annuelles des valeurs horaires de concentration de fond ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Années 2004 et 2005.

	NO		NO ₂		PM ₁₀ (TEOM 50°C)	
	2004	2005	2004	2005	2004	2005
Min	0	0	2	3	1	1
Max	200	293	103	114	119	98
Médiane	1	3	19	19	14	14
Moyenne	5.3	6.3	22.6	24.0	15.6	15.7

- Le parc automobile est défini à partir d'une étude du CETE de l'Ouest et de données nationales provenant de l'INRETS (Tableau 6). Il se décompose en véhicules légers, utilitaires, poids lourds et bus.

Tableau 6 : Répartition du parc roulant (2005). Source : INRETS et CETE de l'Ouest

vl en %		PRE	ECE CE 15-00/01	ECE 15-02	ECE 15-03	ECE 15-04	Improved Conv	Open Loop	EURO I	EURO II	EURO III	EURO IV
essence	cc:<1.4l	0.00	0.02	0.02	0.26	2.57	0.00	0.00	4.56	6.71	9.56	0.00
	cc:1.4-2.0l	0.00	0.00	0.00	0.08	1.14	0.00	0.00	1.76	4.24	6.56	0.00
	cc:>2.0l	0.00	0.00	0.00	0.01	0.09	0.00	0.00	0.11	2.16	6.06	0.00
		Conventional	EURO I	EURO II	EURO III	EURO IV						
diesel	cc:<2.0l	2.98	6.80	8.42	15.16	0.00						
	cc:>2.0l	0.87	1.52	5.88	12.43	0.00						
vu en %		Conventional	EURO I	EURO II	EURO III	EURO IV						
essence		1.36	0.40	0.47	0.05	0.00						
diesel		11.26	10.84	19.23	56.39	0.00						
pl1 en %		Conventional	EURO I	EURO II	EURO III	EURO IV	EURO V					
	3.5-7.5t	0.89	0.58	1.21	2.36	0.00	0.00					
	7.5-16t	3.81	8.06	13.87	9.56	0.00	0.00					
	16-32t	3.32	2.42	21.01	32.91	0.00	0.00					
pl2 en %		Conventional	EURO I	EURO II	EURO III	EURO IV	EURO V					
	>32t	3.87	8.34	36.31	51.48	0.00	0.00					
bus en %		Conventional	EURO I	EURO II	EURO III	EURO IV	EURO V					
	Urban Buses	13.46	7.56	20.28	15.80	0.00	0.00					
	Coaches	10.89	5.59	14.52	11.90	0.00	0.00					

- Les données météorologiques proviennent de la station Météo France de l'aéroport Nantes Atlantique (Figure 1).

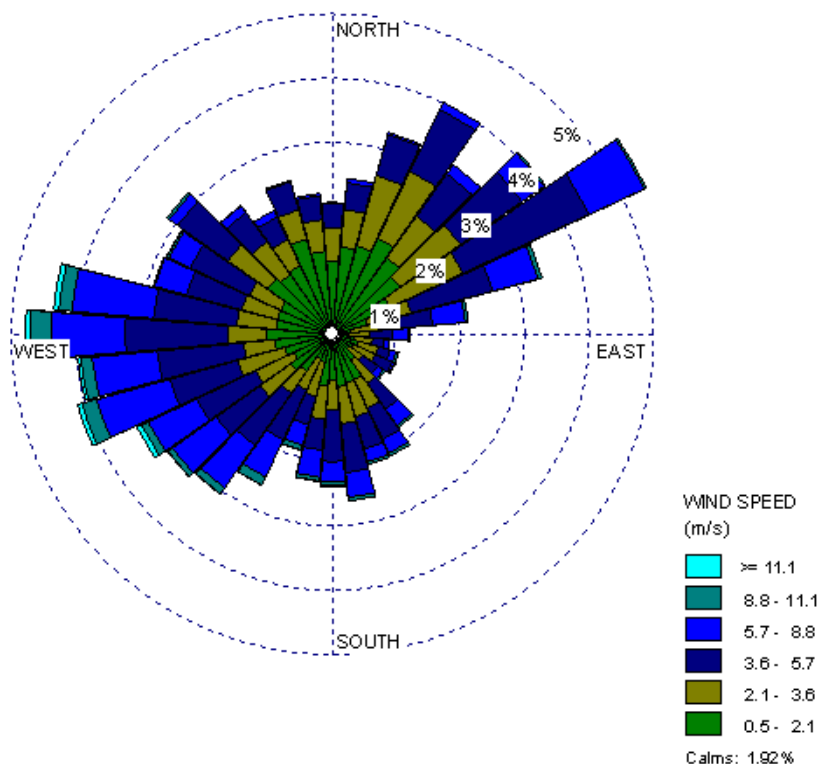


Figure 1 : Rose des vents de la station météorologique Nantes Atlantique pour la période 2004-2005

Les données météorologiques comprennent, selon un pas horaire,

- la vitesse et direction de vent,
- la température,
- le rayonnement solaire global,
- la nébulosité.

Cette dernière variable sert au calcul de la stabilité atmosphérique dans ADMS-Urban et SIRANE. Le rayonnement solaire global intervient avec OSPM dans le calcul de la dispersion et de la chimie.

3.3 REMARQUES PRELIMINAIRES

- **Facteurs d'émission**

L'utilisation des facteurs d'émission COPERT IV (2007) à la place des facteurs COPERT III (2000) entraîne des variations d'émissions sensibles sur les véhicules diesel et principalement sur les poids lourds. Elle a pour effet une légère augmentation des émissions totales de NO_x et une légère diminution des émissions de PM₁₀ qui se répercutent sur les concentrations calculées. S'agissant de la concentration moyenne annuelle (calculée sur la période mai 2004-mai 2005), cet impact est compris entre 0 et +10% pour le NO₂, entre 0 et +16% pour les NO_x et entre 0 et -10% pour les PM₁₀.

Ne sont fournis ici que les résultats correspondant à l'application des facteurs d'émission les plus récents du programme COPERT.

- **Points de calcul**

La définition des points de calcul est propre à chaque modèle.

ADMS-Urban : les points de calcul sont au libre choix de l'utilisateur. Pour chacune des rues étudiées, 5 points de calcul, numérotés de 1 à 5 (ADMS_1, ADMS_2, ADMS_3, ADMS_4, ADMS_5), ont été disposés dans la largeur de la rue, perpendiculairement à celle-ci. Ces différents transects sont présentés en annexe 3 (Figure 28). Dans ce chapitre nous limiterons la présentation des résultats d'ADMS-Urban aux deux points les plus proches du site de mesure (points 1 et 2 ou 4 et 5 selon la rue). Sur les graphiques, l'appellation ADMS_x désignera les valeurs obtenues par ADMS-Urban au point n°x.

OSPM : le modèle simule deux concentrations, chacune associée à un côté de la rue (sans notion de distance par rapport à l'axe). Nous retiendrons la valeur située du même côté que la station de mesure.

SIRANE : le modèle simule une seule concentration, supposée homogène dans la rue.

STREET : le modèle fournit une seule concentration, qui correspond à la valeur maximale simulée dans la rue par le modèle MISKAM^{1.*}

¹ Modèle 3D ayant servi à construire la base de données de simulations sur laquelle est fondé STREET.

- **Résolution temporelle**

Les modèles ADMS-Urban, OSPM et SIRANE effectuent des simulations selon un pas de temps horaire.

Le modèle STREET calcule des statistiques annuelles pour une condition météorologique moyenne. Pour ce qui est du NO₂, rappelons que STREET fournit une concentration représentative d'un quantile 98. La moyenne annuelle de NO₂ est déduite de ce résultat selon une relation linéaire spécifiée par l'utilisateur. Dans cette étude la relation moyenne annuelle – quantile 98 a été établie à l'aide des données 2004-2008 de la station de proximité nantaise Victor Hugo.

Le modèle STREET a été ici appliqué à deux situations de vent fréquemment observées à Nantes (cf. rose des vents, Figure 1) : vent de direction Ouest/Est et vent de direction Nord-Est/Sud-Ouest. A chaque direction, a été attribuée la vitesse moyenne des vents correspondants sur la période d'étude, soit environ 4 m/s pour la direction O-E et 3,5 m/s pour la direction NE-SO.

- **Période d'évaluation**

Pour chacune des rues, **les comparaisons modèle-mesure et les calculs de statistiques ont été réalisés sur les dates pour lesquelles toutes les données de concentrations mesurées et modélisées (ADMS-Urban, OSPM et SIRANE) étaient simultanément disponibles.**

- **PM₁₀**

Les données de fond introduites dans les modèles et les données de proximité auxquelles sont comparées les valeurs modélisées sont des concentrations de PM₁₀ non volatiles mesurées par TEOM 50°C.

- Afin de faciliter la lecture du rapport, les statistiques des concentrations mesurées et modélisées et les statistiques d'erreur de modélisation sont représentées graphiquement pour l'ensemble des modèles, à l'exception de STREET.

Les résultats complets, y compris ceux qui ne figurent pas dans ce rapport, seront publiés sur le site Internet du LCSQA (<http://www.lcsqa.org/pollution-de-proximite>).

3.4 RUE DE CREBILLON (NANTES)

Le site retenu est situé dans le centre de Nantes. Il s'agit d'une rue canyon très encaissée (Figure 2), formée d'une voie de circulation et soumise à un trafic journalier moyen de 10650 veh/jour. La rue est orientée avec un angle de 66° par rapport à l'axe nord-sud. Elle est large de 9,3 m et la hauteur des bâtiments est de 21 m (soit H/L=2,3).

Rue de Crébillon

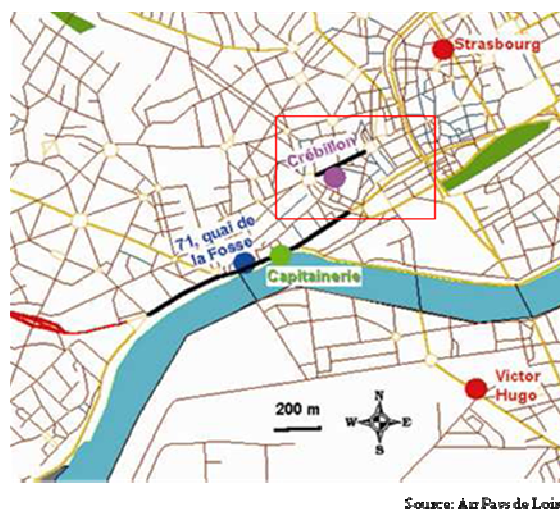
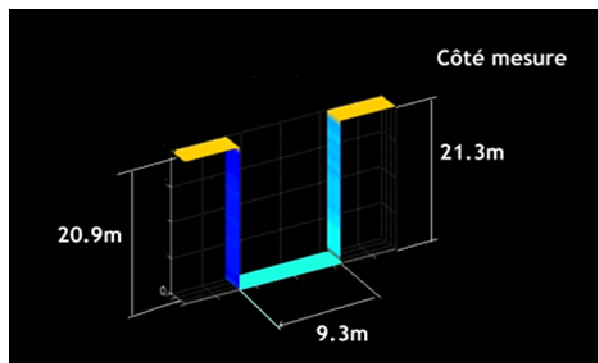


Figure 2 : Vue en coupe et en plan de la rue Crébillon

Les données utilisées pour la simulation s'étendent sur une année de mesure, de **mai 2004 à mai 2005**.

Les mesures de proximité ont été réalisées par analyseurs automatiques sur le côté sud de la rue. Les polluants mesurés sont les NO_x , les PM_{10} et le CO .

Des mesures de pollution urbaine de fond ont été obtenues sur les stations Jardin Botanique et Chauvinières pour les NO_x et les PM_{10} . Aucune donnée de fond de CO n'est en revanche disponible.

Les concentrations de polluants, en proximité comme en fond, sont des moyennes horaires.

Les données météorologiques proviennent de la station Météo France de l'aéroport de Nantes. Elles ont été fournies selon un pas horaire.

Les données de trafic se répartissent selon quatre catégories de véhicules : véhicule léger, véhicule utilitaire léger, camion et bus. Elles représentent le nombre moyen de véhicules de chaque catégorie circulant par heure au cœur de la rue. Elles sont fournies pour trois types de jour : jour de semaine, samedi et dimanche. En accord avec Air Pays-de-Loire, une valeur de 20 km/h a été attribuée à la vitesse moyenne des véhicules dans la rue.

Les valeurs horaires d'émissions de NO_x et de PM_{10} sont calculées en appliquant les facteurs COPERT IV aux différentes classes de véhicules du parc automobile décrit précédemment. Pour ADMS-Urban et SIRANE, ce calcul est effectué par l'utilisateur en amont des simulations. En sont déduites les émissions annuelles requises par le logiciel STREET. Pour OSPM, ce calcul est effectué directement par le logiciel.

Notons que les émissions de NO_2 s'expriment comme un pourcentage des émissions de NO_x .

Les données et valeurs de paramètres utilisées en entrée des modèles sont récapitulées en annexe 3. Les simulations ont été conduites en continu à partir de ces informations.

3.4.1 REMARQUE

Les caractéristiques de la rue de Crébillon (rapport hauteur/largeur >2, 1 seule voie de circulation) ne sont pas référencées dans STREET. Bien qu'éloignée du cas réel, la configuration la plus proche (rapport hauteur/largeur=1 ; 2 voies de circulation) a été adoptée.

3.4.2 STATISTIQUES SUR LA PERIODE 2004-2005

Les figures et tableaux suivants présentent :

- les statistiques de modélisation : statistiques sur les concentrations modélisées et mesurées ; statistiques d'erreur,
- les nuages de corrélation modèle-mesure,

pour les modèles ADMS-Urban, OSPM, SIRANE et lorsque c'est possible, pour STREET.

Exception faite de STREET, les calculs de statistiques reposent sur des données horaires.

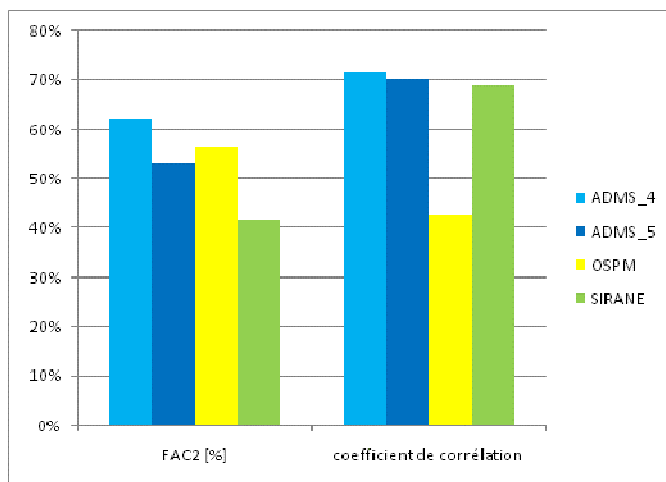
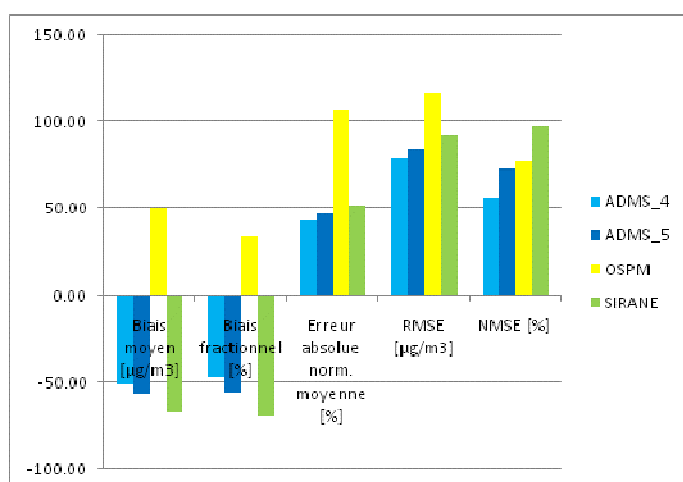
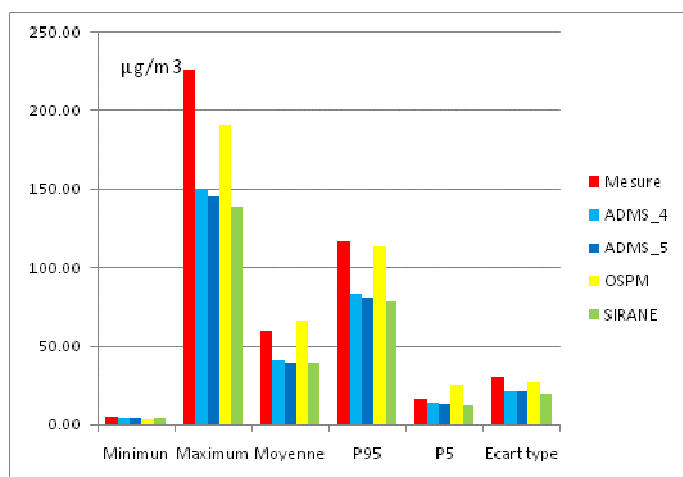


Figure 3 : Statistiques de modélisation. Rue de Crébillon. NO₂. 1^{er} mai 2004-30 avril 2005.

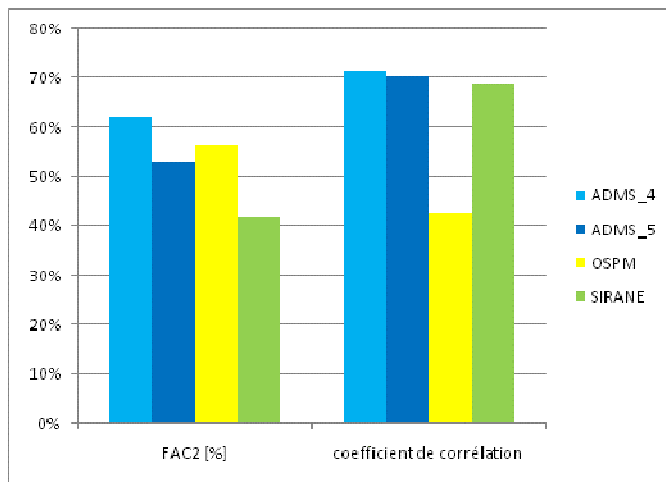
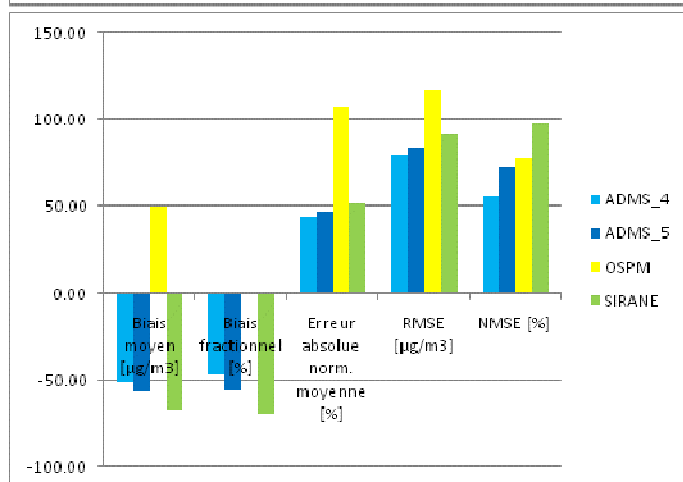
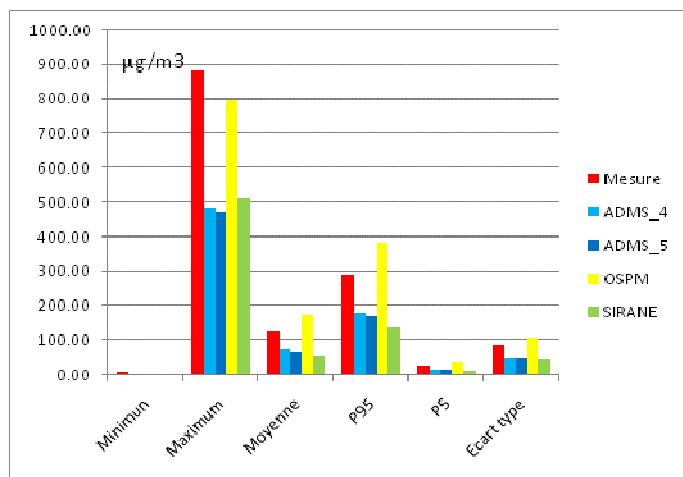


Figure 4 : Statistiques de modélisation. Rue de Crébillon. NO_x. 1^{er} mai 2004-30 avril 2005.

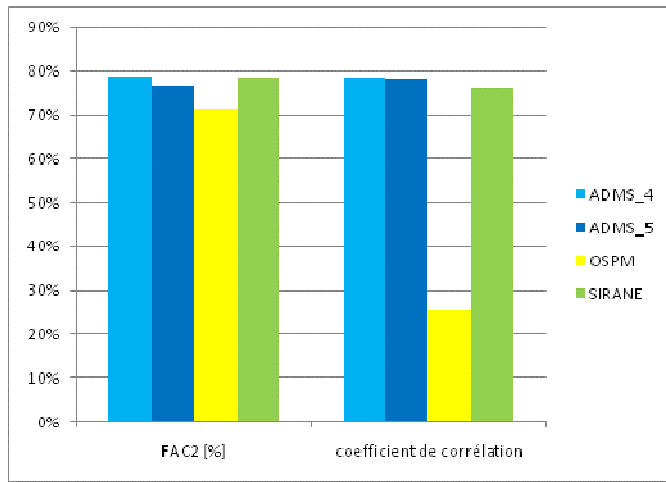
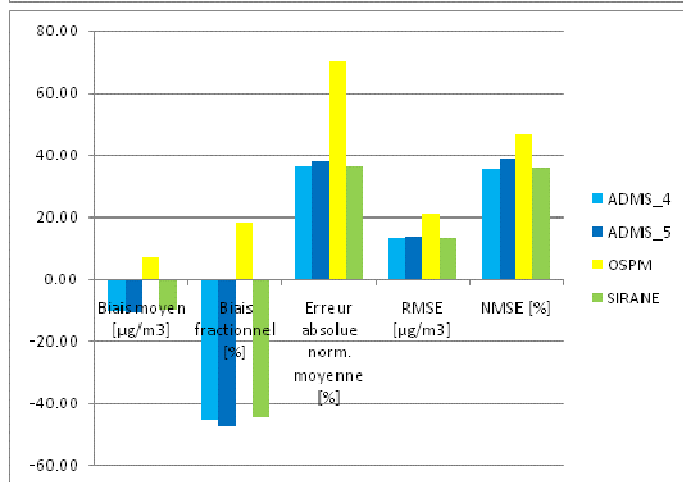
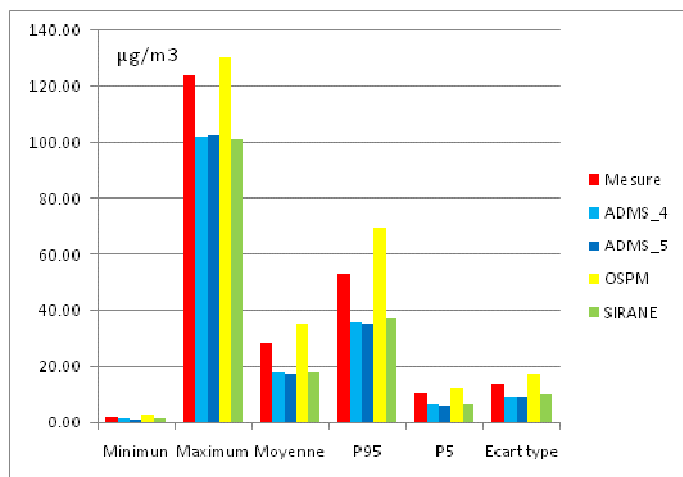
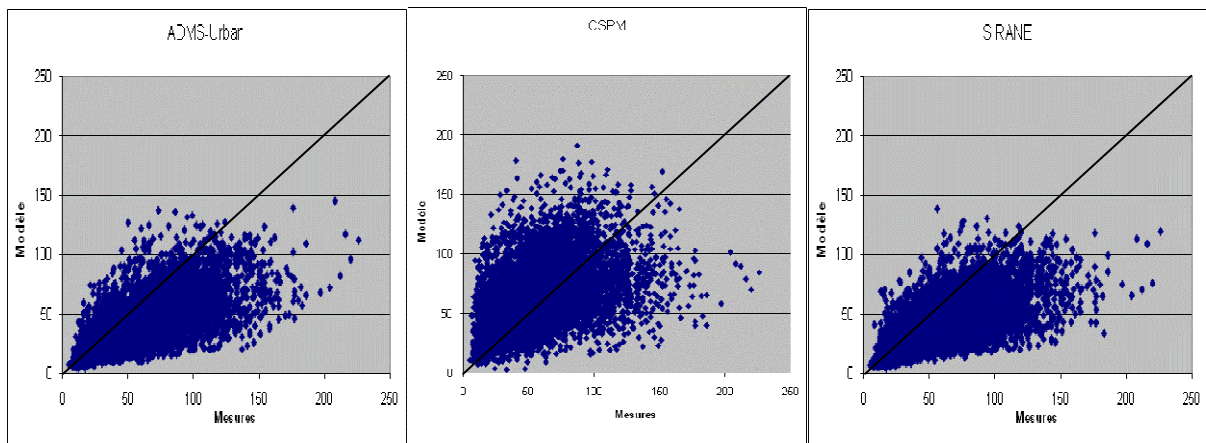


Figure 5 : Statistiques de modélisation. Rue de Crébillon. PM₁₀. 1^{er} mai 2004-30 avril 2005.

Tableau 7 : Concentrations moyennes annuelles modélisées et mesurées par ADMS-Urban, OSPM et SIRANE. 1^{er} mai 2004-30 avril 2005.

		Mesure	ADMS_4	ADMS_5	OSPM	SIRANE
NO ₂	Moyenne annuelle [µg/m ³]	59.6	41.1	38.9	66.1	39.4
	Ecart relatif à la mesure (%)		-31.0	-34.6	10.9	-33.9
NO _x	Moyenne annuelle [µg/m ³]	122.6	72.0	66.5	171.9	56.1
	Ecart relatif à la mesure (%)		-41.3	-45.8	40.2	-54.2
PM ₁₀	Moyenne annuelle [µg/m ³]	28.3	17.9	17.6	35.3	18.2
	Ecart relatif à la mesure (%)		-36.7	-37.9	24.6	-35.6

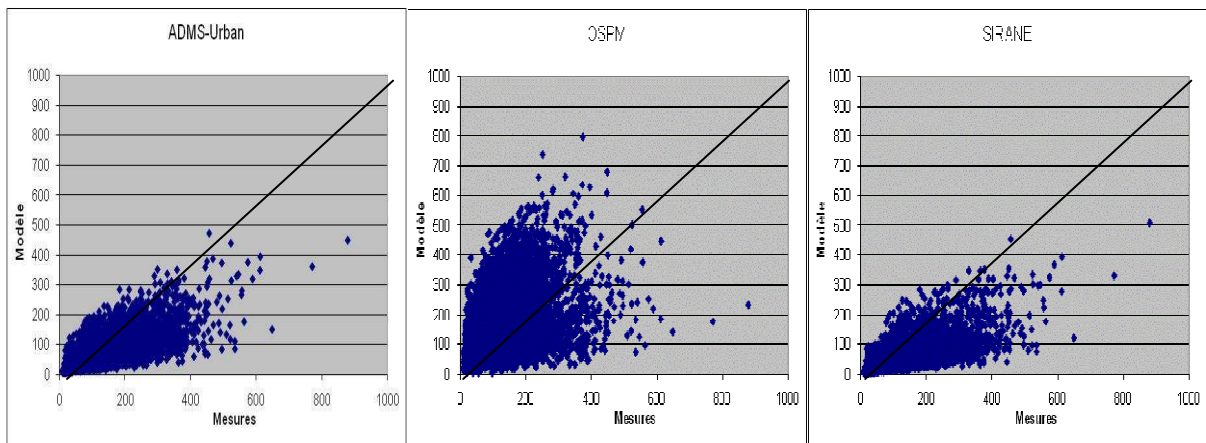


Coef. de corrélation = 0.68

Coef. de corrélation = 0.40

Coef. de corrélation = 0.67

Figure 6 : Nuages de corrélation modèle-mesure. Rue de Crébillon. NO_2 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]. 1^{er} mai 2004 - 30 avril 2005.

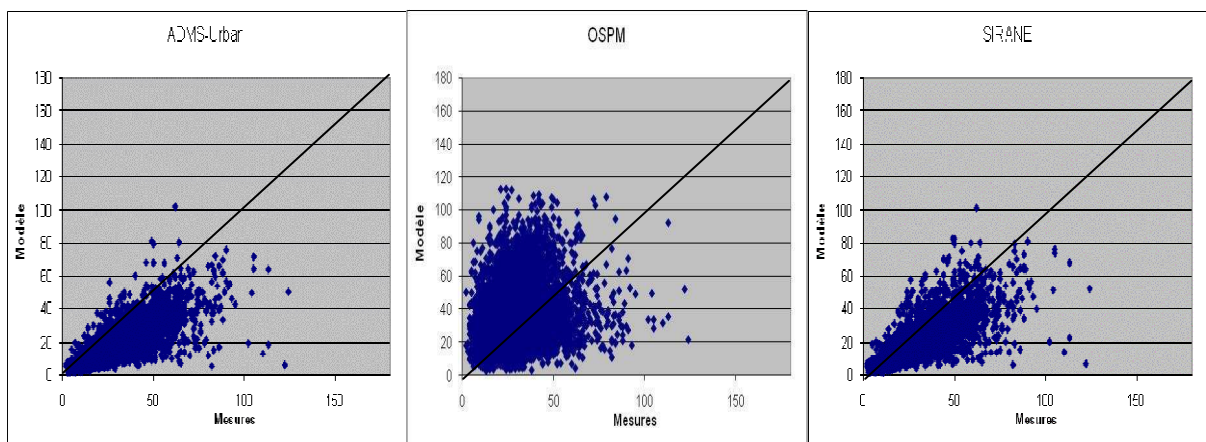


Coef. de corrélation = 0.70

Coef. de corrélation = 0.42

Coef. de corrélation = 0.69

Figure 7 : Nuages de corrélation modèle-mesure. Rue de Crébillon. NO_x [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]. 1^{er} mai 2004 - 30 avril 2005.



Coef. de corrélation = 0.78

Coef. de corrélation = 0.26

Coef. de corrélation = 0.76

Figure 8 : Nuages de corrélation modèle-mesure. Rue de Crébillon. PM_{10} [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]. 1^{er} mai 2004 - 30 avril 2005.

Rem. : pour ADMS-Urban, sont présentés les nuages correspondant au point 5 (le point le plus près du bord extérieur de la rue et le plus proche du site de mesure, cf. Figure 28, annexe 3.)

Tableau 8 : Quantile 98 du NO₂ et concentrations moyennes annuelles modélisées et mesurées par STREET. 1^{er} mai 2004-30 avril 2005.

		Mesure (P98)	STREET (P98) DV : EO	STREET (P98) DV: NE-SO	Mesure (moy. ann.)	STREET (moy. ann.) DV : EO	STREET (moy. ann.) DV: NE-SO
NO ₂	Concentration [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	135.0	97.9	102.1	59.6	39.1	40.1
	Ecart relatif à la mesure (%)		-27.5	-24.4		-34.4	-32.7
NO _x	Concentration [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]				122.6	94.3	110.0
	Ecart relatif à la mesure (%)					-23.1	-10.3
PM ₁₀	Concentration [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]				28.3	18	19
	Ecart relatif à la mesure (%)					-36.4	-32.9

* DV : direction de vent utilisée dans STREET

3.4.3 COMMENTAIRES

La rue de Crébillon présente des caractéristiques de rue canyon particulièrement marquées (rapport hauteur/largeur >2), ce qui crée des conditions de simulation délicates. Les résultats sont assez médiocres pour l'ensemble des modèles ; ADMS-Urban, SIRANE et STREET sous-estiment les concentrations alors qu'OSPM a plutôt tendance à les surestimer ; la dispersion entre les valeurs horaires modélisées et mesurées est grande.

De manière plus détaillée, l'étude des statistiques et des nuages de corrélation met en évidence les points suivants :

NO₂ :

En moyenne sur la période, ADMS-Urban et SIRANE sous-estiment les concentrations de NO₂. Avec ADMS-Urban, cette sous-estimation est légèrement plus prononcée pour le point le plus éloigné du centre de la rue (point 5). A l'inverse, OSPM surestime les concentrations de NO₂, mais de façon moindre. Si OSPM a le biais le plus faible, en moyenne, l'erreur en valeur absolue et l'erreur quadratique sont les plus élevées pour ce modèle.

Le coefficient de corrélation est médiocre pour les trois modèles (< 0,7), voire même assez bas pour OSPM (<0,5). Le nuage de corrélation est très dispersé pour OSPM ; il s'étend à la fois au-dessous et au-dessus de la bissectrice, ce qui explique la faiblesse du biais. Pour ADMS-Urban et SIRANE, les nuages sont plus resserrés ; situés en grande partie sous la bissectrice, ils indiquent une sous-estimation quasi-systématique.

S'agissant de la moyenne annuelle, OSPM reproduit correctement la valeur mesurée, avec un écart par rapport à celle-ci d'environ 10% ; pour ADMS-Urban et SIRANE, cet écart (légèrement supérieur à 30%) se situe à la limite de la réglementation², du fait de la sous-estimation. Il en va de même pour le modèle STREET, qui sous-estime le quantile 98 et la moyenne annuelle de NO₂ d'environ 30%.

NO_x :

Les commentaires précédents s'appliquent encore aux NO_x, sauf en ce qui concerne la moyenne annuelle : si l'écart par rapport à la mesure est relativement faible pour STREET (<25%), en revanche, pour les autres modèles, il excède les limites réglementaires (>40%), du fait de la sous-estimation pour ADMS-Urban et SIRANE, et du fait de la surestimation pour OSPM.

PM₁₀ :

ADMS-Urban et SIRANE sous-estiment les concentrations de PM₁₀ alors qu'OSPM les surestime. L'ampleur de cette sous-estimation ou surestimation est, en moyenne, relativement stable dans le temps, sans lien particulier avec la saison. Le coefficient de corrélation est assez élevé (voisin de 0.8) pour ADMS-Urban et SIRANE mais étonnamment faible pour OSPM.

Le nuage de corrélation d'OSPM est très dispersé. Ceux d'ADMS-Urban et de SIRANE sont plus resserrés et indiquent une sous-estimation quasi-systématique.

STREET sous-estime les concentrations.

En ce qui concerne les moyennes annuelles, l'écart par rapport à la mesure est acceptable pour tous les modèles : il est inférieur à 30% pour OSPM ; à 40% pour ADMS-Urban, SIRANE et STREET².

3.5 RUE DE STRASBOURG (NANTES)

Le site retenu est situé dans le centre de Nantes. Il s'agit d'une rue canyon encaissée (Figure 9), formée de trois voies de circulation soumises à un trafic journalier moyen de 27090 veh/jour. La rue est orientée avec un angle de 150° par rapport à l'axe nord-sud. Elle est large de 14,7 m et la hauteur des bâtiments est de 18 m (soit H/L=1,2).

² D'après la Directive 2008/50/CE (objectifs de qualité pour la modélisation), l'écart relatif à la mesure, en moyenne annuelle, doit être inférieur à 30% pour le NO₂ et les NO_x et à 50% pour les PM₁₀.

Rue de Strasbourg

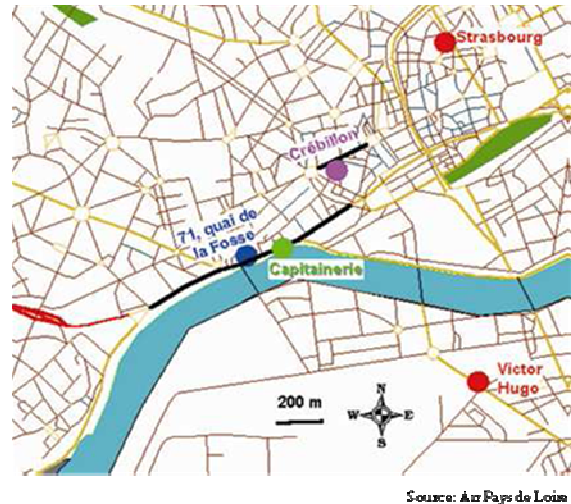
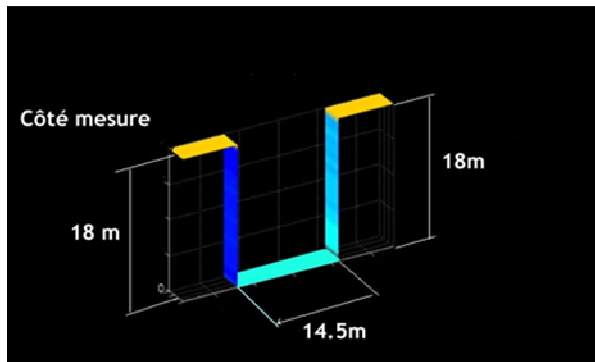


Figure 9 : Vue en coupe et en plan de la rue de Strasbourg

Les données utilisées pour la simulation s'étendent sur une année et demi de mesure, de **janvier 2004 à juillet 2005**.

Les mesures de proximité ont été réalisées par analyseurs automatiques sur le côté sud de la rue. Les polluants mesurés sont les NO_x et le CO.

Des mesures de pollution urbaine de fond ont été obtenues sur la station Jardin Botanique. Aucune donnée de fond de CO n'est en revanche disponible.

Les concentrations de polluants, en proximité comme en fond, sont des moyennes horaires.

Les données météorologiques proviennent de la station Météo France de l'aéroport de Nantes. Elles ont été fournies selon un pas horaire.

Les données de trafic se répartissent selon quatre catégories de véhicules : véhicule léger, véhicule utilitaire léger, camion et bus. Elles représentent le nombre moyen de véhicules de chaque catégorie circulant par heure au cœur de la rue. Elles sont fournies pour trois types de jour : jour de semaine, samedi et dimanche. En accord avec Air Pays-de-Loire, une valeur de 40 km/h a été attribuée à la vitesse moyenne des véhicules dans la rue.

Les valeurs horaires d'émissions de NO_x sont calculées en appliquant les facteurs COPERT IV aux différentes classes de véhicules du parc automobile décrit précédemment. Pour ADMS-Urban et SIRANE, ce calcul est effectué par l'utilisateur en amont des simulations. En sont déduites les émissions annuelles requises par le logiciel STREET. Pour OSPM, ce calcul est effectué par le logiciel.

Notons que les émissions de NO_2 s'expriment comme un pourcentage des émissions de NO_x .

Les données et valeurs de paramètres utilisées en entrée des modèles sont récapitulées en annexe. Les simulations ont été conduites en continu à partir de ces informations.

3.5.1 STATISTIQUES SUR LA PERIODE 2004-2005

Les figures et tableaux suivants présentent :

- les statistiques de modélisation : statistiques sur les concentrations mesurées et modélisées ; statistiques d'erreur,
- les nuages de corrélation modèle-mesure,

pour les modèles ADMS-Urban, OSPM, SIRANE et lorsque c'est possible pour STREET.

Exception faite de STREET, les calculs de statistiques reposent sur des données horaires.

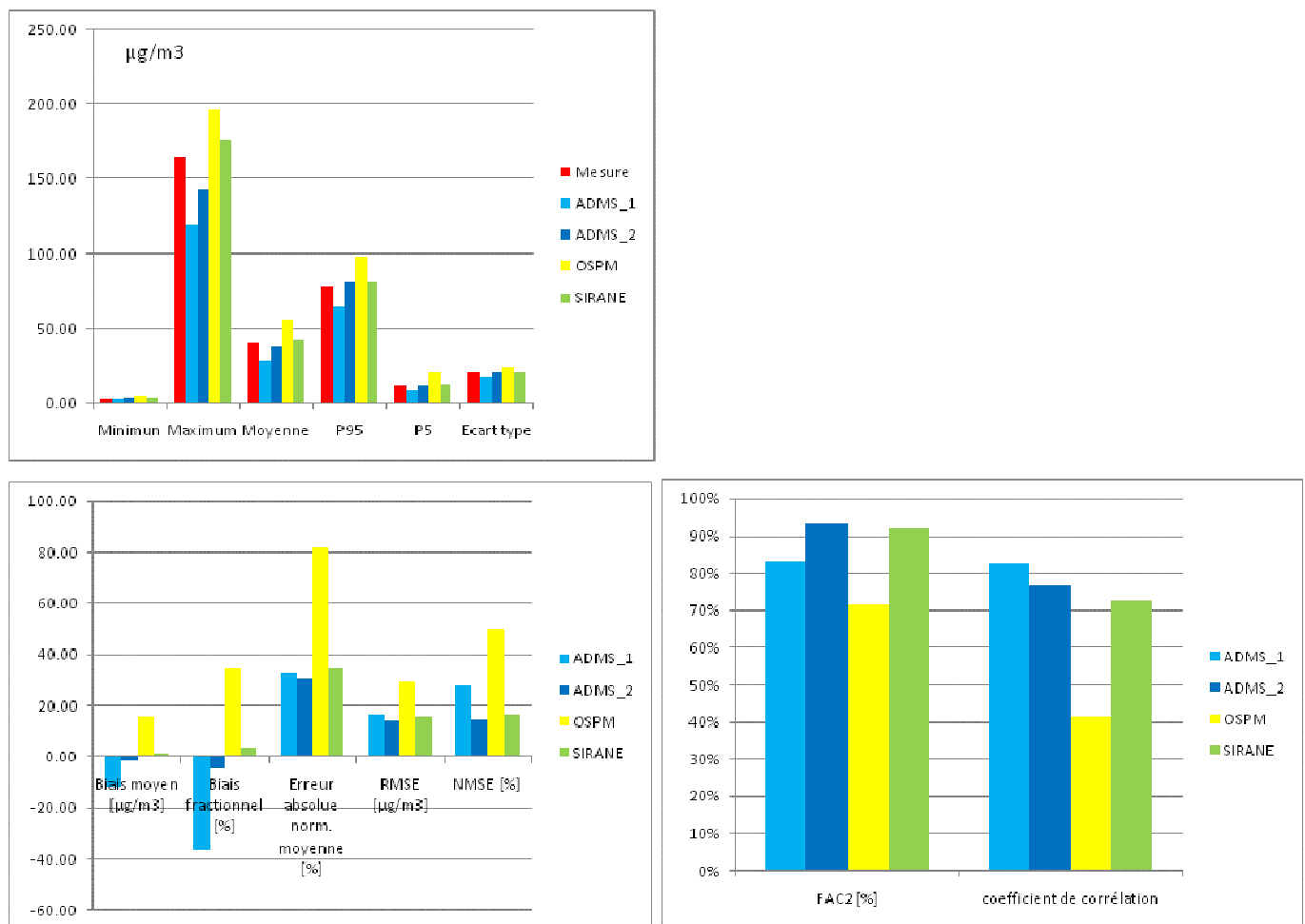


Figure 10 : Statistiques de modélisation. Rue de Strasbourg. NO₂. 1^{er} janvier 2004 – 1^{er} juillet 2005.

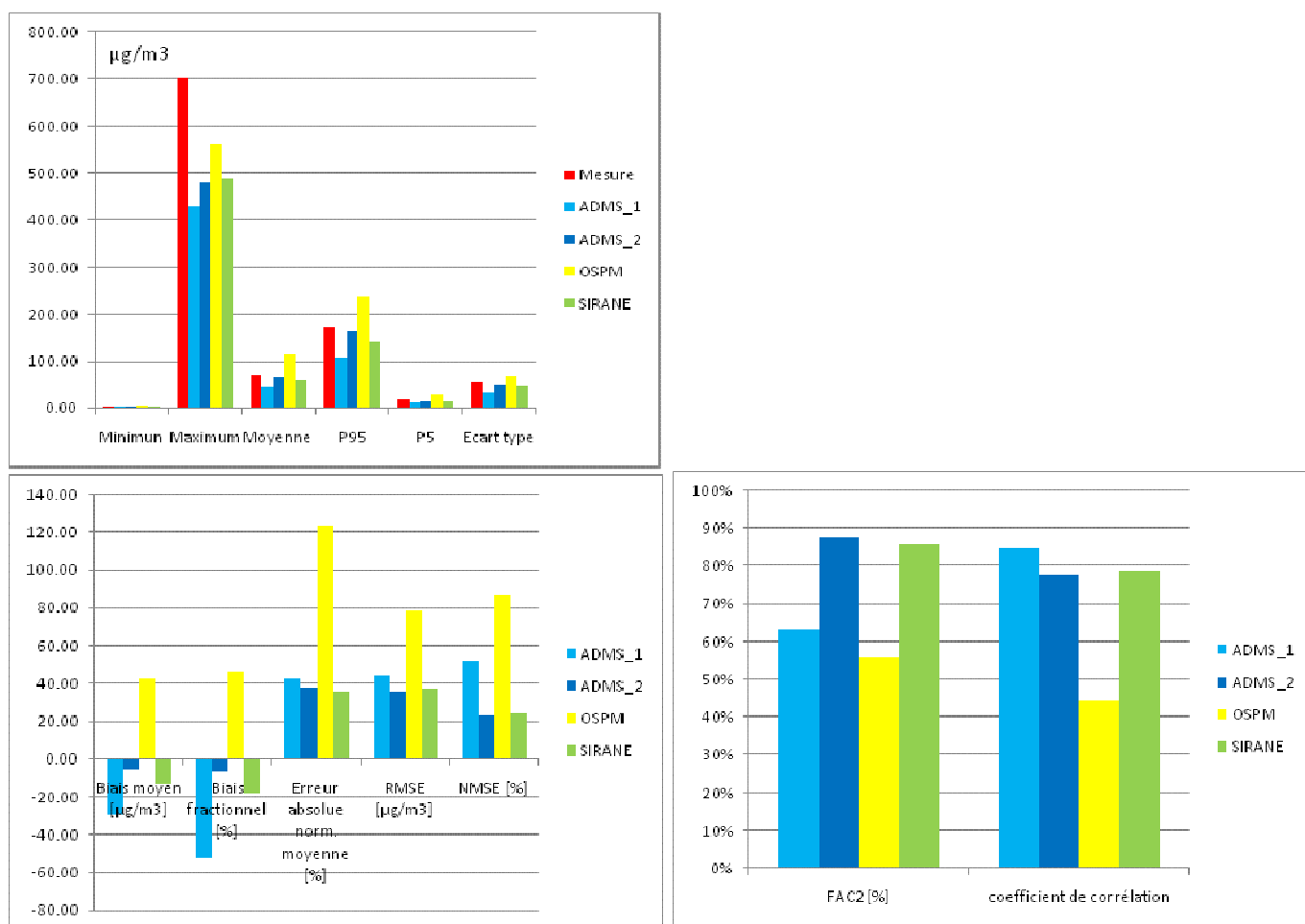


Figure 11 : Statistiques de modélisation. Rue de Strasbourg. NO_x. 1^{er} janvier 2004 – 1^{er} juillet 2005.

Tableau 9 : Concentrations moyennes annuelles modélisées et mesurées par ADMS-Urban, OSPM et SIRANE. 1^{er} mai 2004 – 30 avril 2005.*

		Mesure	ADMS_1	ADMS_2	OSPM	SIRANE
NO ₂	Moyenne annuelle [µg/m ³]	39.9	27.5	37.9	53.9	40.3
	Ecart relatif à la mesure (%)		-30.9	-4.8	35.2	1.3
NO _x	Moyenne annuelle [µg/m ³]	73.4	41.3	66.2	114.7	58.5
	Ecart relatif à la mesure (%)		-43.7	-9.9	56.3	-20.3

* Par similitude avec la rue de Crébillon, ces statistiques annuelles ont été calculées sur la période 1^{er} mai 2004 – 30 avril 2005.

Remarque : les concentrations calculées par ADMS-Urban au point 1 sont sensiblement plus faibles qu'au point 2 et présentent de plus grandes différences avec la mesure. Ce résultat se révèle le fait d'une erreur minime sur la position du point 1 qui, au lieu d'être situé dans la rue, se trouve placé légèrement à l'extérieur de celle-ci. Dans les figures suivantes, sont présentés les nuages correspondant au point de calcul n°2.

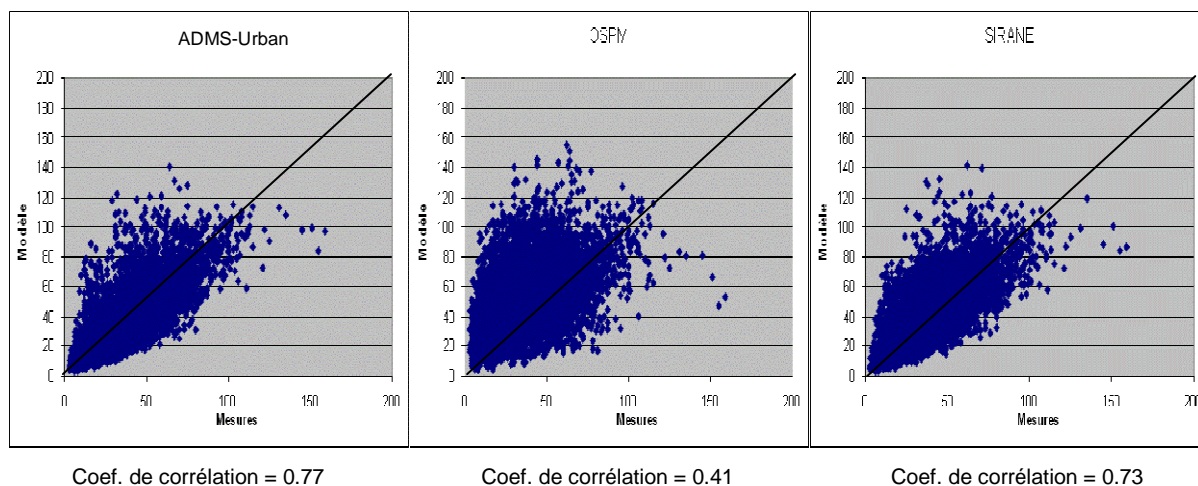


Figure 12 : Nuages de corrélation modèle-mesure. Rue de Strasbourg. NO₂. 1^{er} janvier 2004 – 1^{er} juillet 2005.

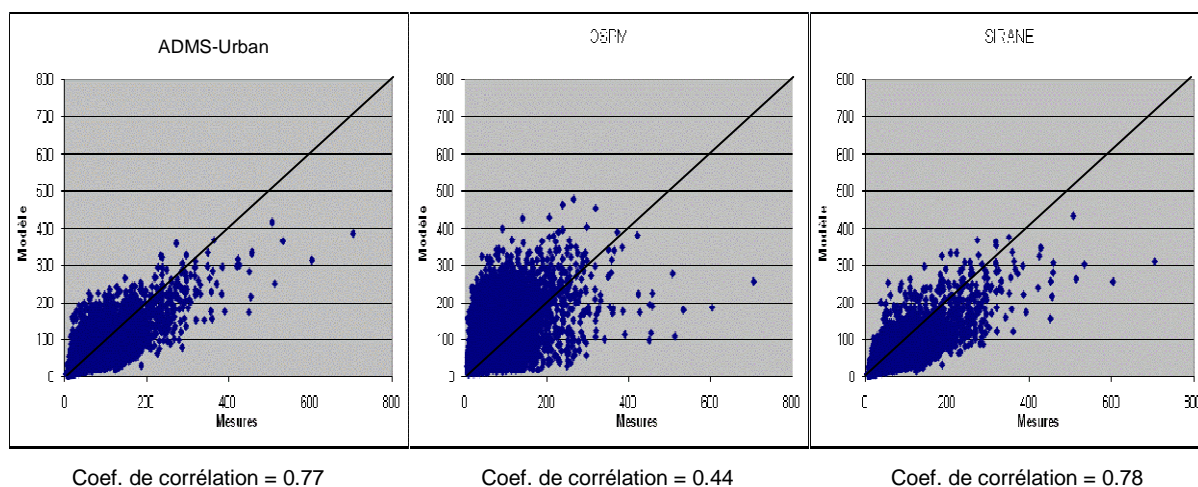


Figure 13 : Nuages de corrélation modèle-mesure. Rue de Strasbourg. NO_x. 1^{er} janvier 2004 – 1^{er} juillet 2005.

Tableau 10 : Quantile 98 du NO₂ et concentrations moyennes annuelles modélisées et mesurées par STREET

		Mesure (P98)	STREET (P98)	STREET (P98)	Mesure (moyenne annuelle)	STREET (moyenne annuelle)	STREET (moyenne annuelle)
			DV : EO	DV : NE-SO		DV : EO	DV : NE-SO
NO ₂	Concentration [µg/m ³]	95.0	103.8	103.4	39.9	40.5	40.4
	Ecart relatif à la mesure (%)		9.26	8.84		1.5	1.3
NO _x	Concentration [µg/m ³]	-	-	-	73.4	108.7	118.7
	Ecart relatif à la mesure (%)					48.1	61.7

3.5.2 COMMENTAIRES

Par sa configuration et ses caractéristiques (rapport hauteur/largeur = 1,24), la rue de Strasbourg est proche d'un cas académique de rue canyon, offrant des conditions de simulations idéales pour les modèles de rue. Si toutefois les résultats d'OSPM ne s'améliorent pas par rapport au cas précédent (rue de Crébillon), ceux d'ADMS-Urban et de SIRANE montrent une meilleure corrélation avec la mesure et un moindre écart par rapport à celle-ci.

L'étude des statistiques fait ressortir les points suivants :

NO₂ :

En moyenne sur la période, ADMS-Urban sous-estime les concentrations de NO₂ alors qu'OSPM et, de façon moindre, SIRANE les surestiment. ADMS-Urban au point 2 et SIRANE présentent les biais les plus faibles ; en moyenne, l'erreur en valeur absolue et l'erreur quadratique sont les plus élevées pour OSPM.

Le coefficient de corrélation est élevé pour ADMS-Urban et SIRANE (0,8-0,9), et médiocre pour OSPM (<0,5). Les nuages de corrélation sont dispersés pour OSPM, avec une majorité de points au-dessus de la bissectrice. Les nuages d'ADMS-Urban (point 2) et de SIRANE sont plus resserrés et mieux centrés sur la bissectrice.

S'agissant de la moyenne annuelle, ADMS-Urban (point 2), SIRANE et STREET reproduisent correctement la valeur mesurée, avec un écart relatif inférieur à 10%. Cet écart est de 35% pour OSPM, ce qui correspond à un léger dépassement de l'objectif de qualité réglementaire.

NO_x :

Les commentaires précédents s'appliquent encore aux NO_x.

Pour ADMS-Urban au point 2 et pour SIRANE, la différence entre les moyennes annuelles modélisées et mesurées reste inférieure à 30%. Elle excède 40% pour les deux autres modèles.

3.6 QUAI DE LA FOSSE (NANTES)

Le site retenu est situé dans le centre de Nantes. Il s'agit d'une rue semi-ouverte en bordure de Loire (Figure 14), formée de quatre voies de circulation soumises à un trafic journalier moyen de 43810 veh/jour. La rue est orientée avec un angle de 69° par rapport à l'axe nord-sud. Elle est large de 30 m et du côté du bâti, la hauteur des bâtiments est de 16m (soit H/L=0.5).

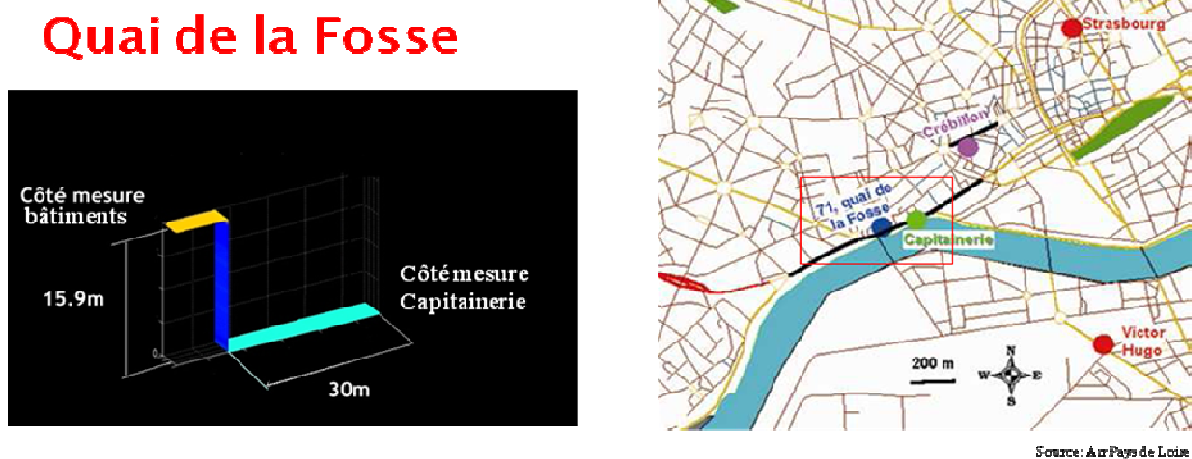


Figure 14 : Vue en plan et en coupe du quai de la Fosse

Les données de mesure utilisées pour la simulation s'étendent d'**octobre 2004 à février 2005** du côté des bâtiments, **et de mi décembre à février 2005**, du côté du quai (Capitainerie).

Les mesures de proximité ont été réalisées par analyseurs automatiques des deux côtés de la rue. Les polluants mesurés sont les NO_x, les PM₁₀ et le CO.

Des mesures de pollution urbaine de fond ont été obtenues sur les stations Jardin Botanique et Chauvinières pour les NO_x et les PM₁₀. Aucune donnée de fond de CO n'est en revanche disponible.

Les concentrations de polluants, en proximité comme en fond, sont des moyennes horaires.

Les données météorologiques proviennent de la station Météo France de l'aéroport de Nantes. Elles ont été fournies selon un pas horaire.

Les données de trafic se répartissent selon quatre catégories de véhicules : véhicule léger, véhicule utilitaire léger, camion et bus. Elles représentent le nombre moyen de véhicules de chaque catégorie circulant par heure au cœur de la rue. Elles sont fournies pour trois types de jour : jour de semaine, samedi et dimanche. En accord avec Air Pays-de-Loire, une valeur de 50 km/h a été attribuée à la vitesse moyenne des véhicules dans la rue.

Les valeurs horaires d'émissions de NO_x et de PM₁₀ sont calculées en appliquant les facteurs COPERT IV aux différentes classes de véhicules du parc automobile décrit précédemment. Pour ADMS-Urban et SIRANE, ce calcul est effectué par l'utilisateur en amont des simulations. En sont déduites les émissions annuelles requises par le logiciel STREET. Pour OSPM, ce calcul est effectué par le logiciel.

Notons que les émissions de NO₂ s'expriment comme un pourcentage des émissions de NO_x.

Les données et valeurs de paramètres utilisées en entrée des modèles sont récapitulées en annexe. Les simulations ont été conduites en continu à partir de ces informations.

3.6.1 REMARQUES

A la différence d'OSPM, les modèles ADMS-Urban et SIRANE ne permettent pas de différencier la hauteur des bâtiments selon le côté de la rue.

Pour ces deux modèles, deux simulations ont été réalisées :

- une simulation pour une hauteur de bâti égale à 16 m ;
- une simulation pour une hauteur de bâti nulle.

Dans ce rapport, nous présenterons :

- pour le côté bâti, les statistiques obtenues dans la première modélisation ;
- pour le côté ouvert, les statistiques obtenues dans la seconde modélisation (Capitainerie).

Les rues semi-ouvertes ne sont pas référencées dans la base de données STREET. La durée de mesure n'étant en outre que de 4 mois (côté bâti), STREET n'a pas été utilisé.

3.6.2 STATISTIQUES COTE BATI SUR LA PERIODE 2004-2005

Les figures et tableaux suivants présentent :

- les statistiques de modélisation : statistiques sur les concentrations mesurées et modélisées ; statistiques d'erreur,
- les nuages de corrélation modèle-mesure,

pour les modèles ADMS-Urban, OSPM, SIRANE.

Les calculs de statistiques reposent sur des données horaires. Du fait que la période de mesure se limite à 4 mois, les statistiques annuelles n'ont pas été calculées.

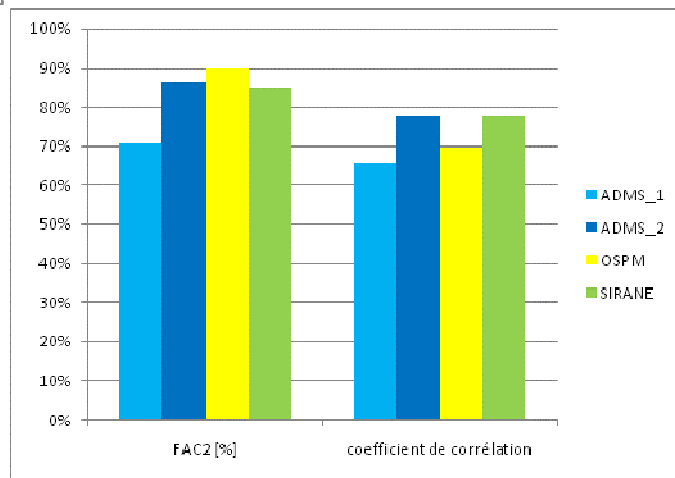
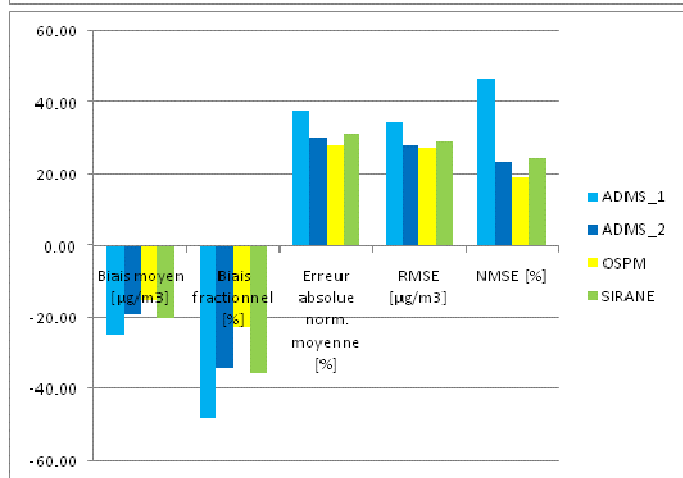
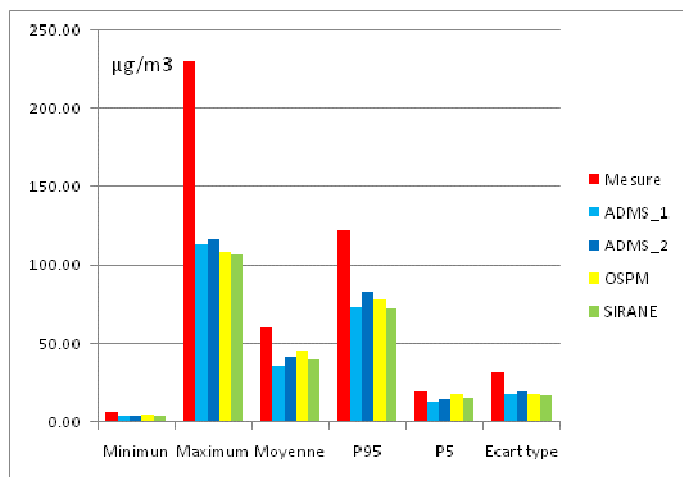


Figure 15 : Statistiques de modélisation. Quai de la Fosse (côté bâti). NO₂. 1^{er} octobre 2004 – 31 janvier 2005.

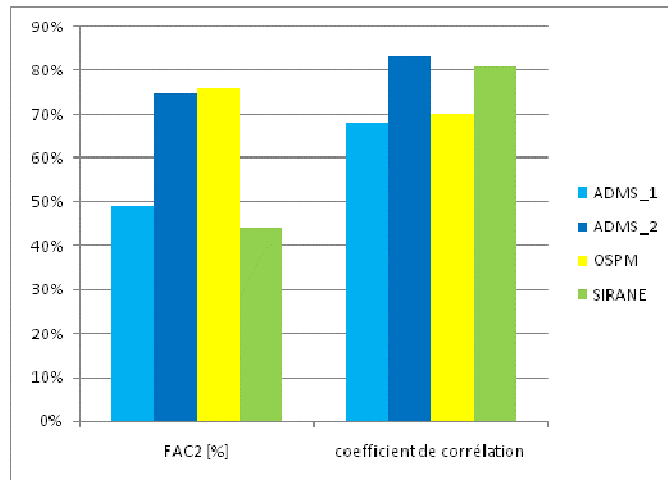
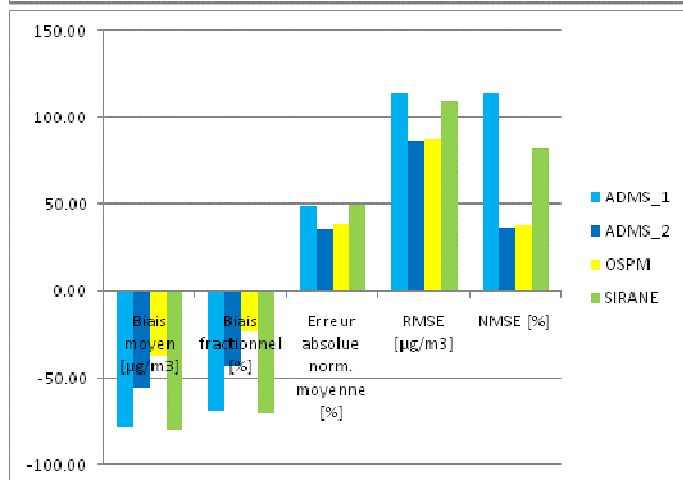
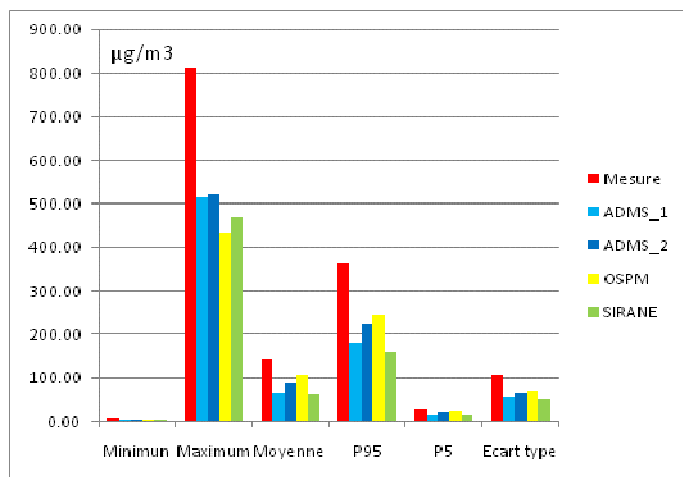


Figure 16 : Statistiques de modélisation. Quai de la Fosse (côté bâti). NO_x. 1^{er} octobre 2004 – 31 janvier 2005.

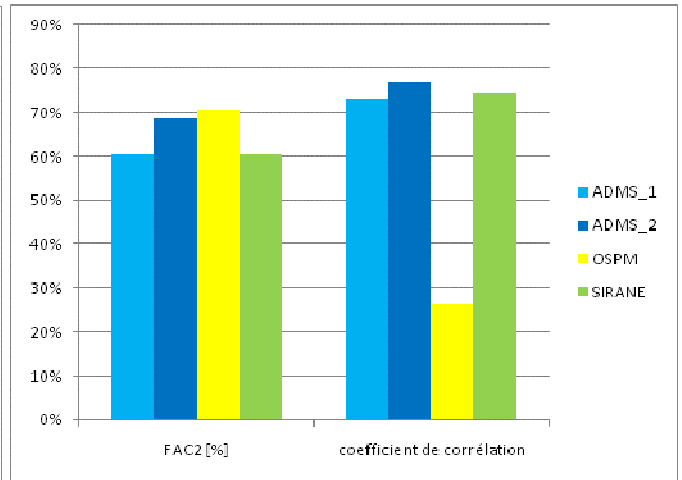
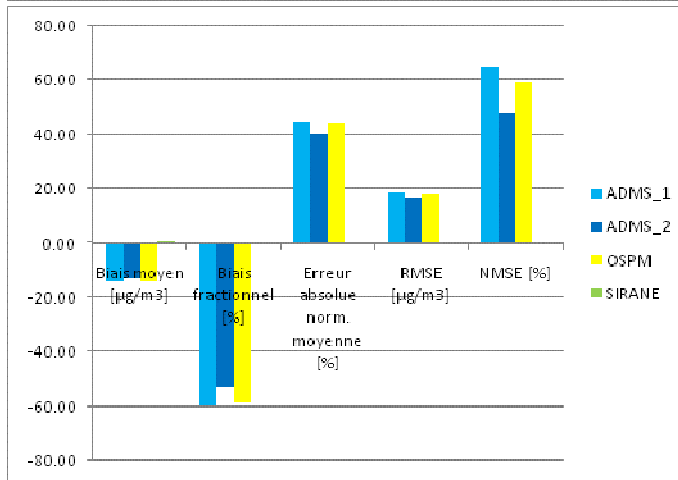
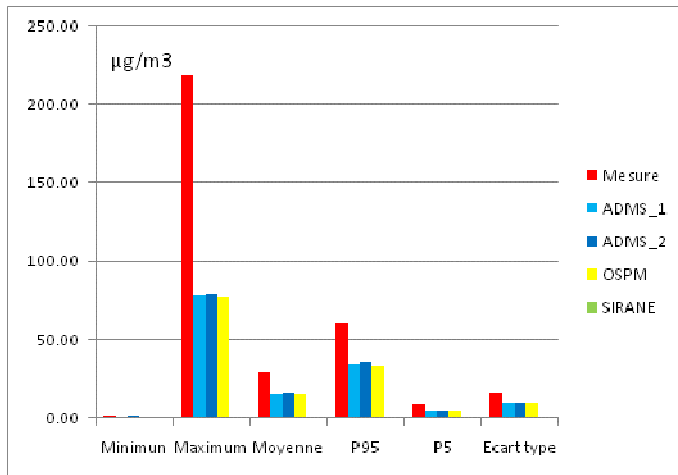
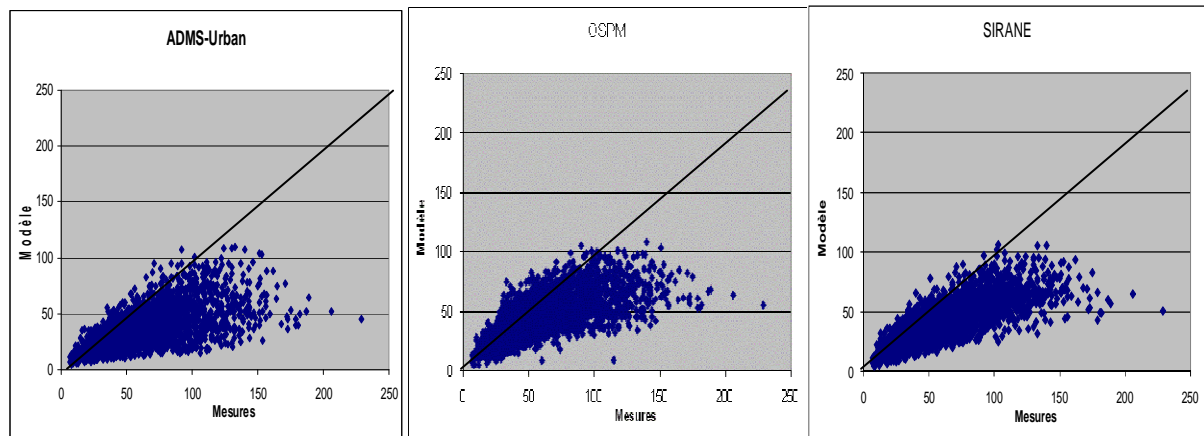


Figure 17 : Statistiques de modélisation. Quai de la Fosse (côté bâti). PM₁₀. 1^{er} octobre 2004 – 31 janvier 2005.

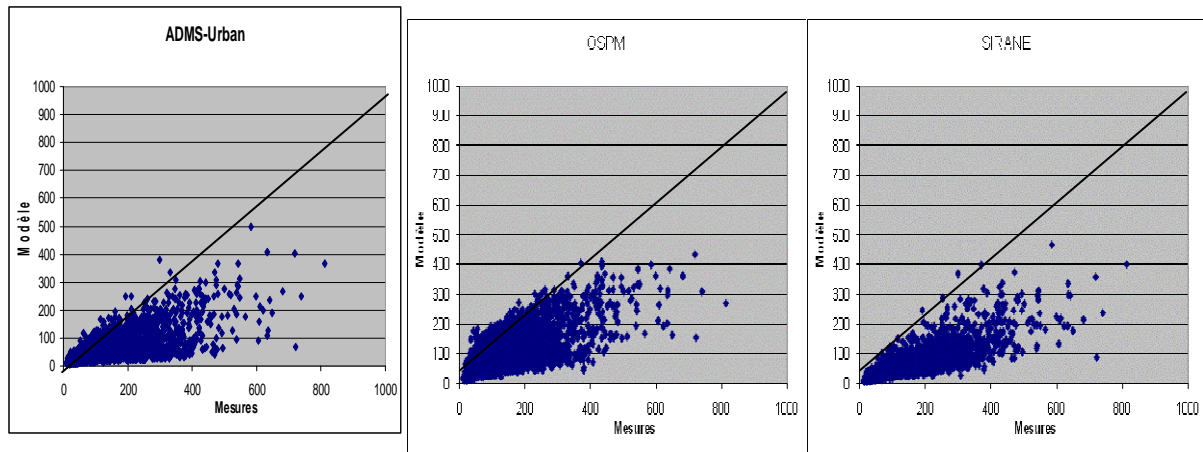


Coef. de corrélation = 0.65

Coef. de corrélation = 0.70

Coef. de corrélation = 0.78

Figure 18 : Nuages de corrélation modèle-mesure. Quai de la Fosse (côté bâti). NO₂. 1^{er} octobre 2004 – 31 janvier 2005.

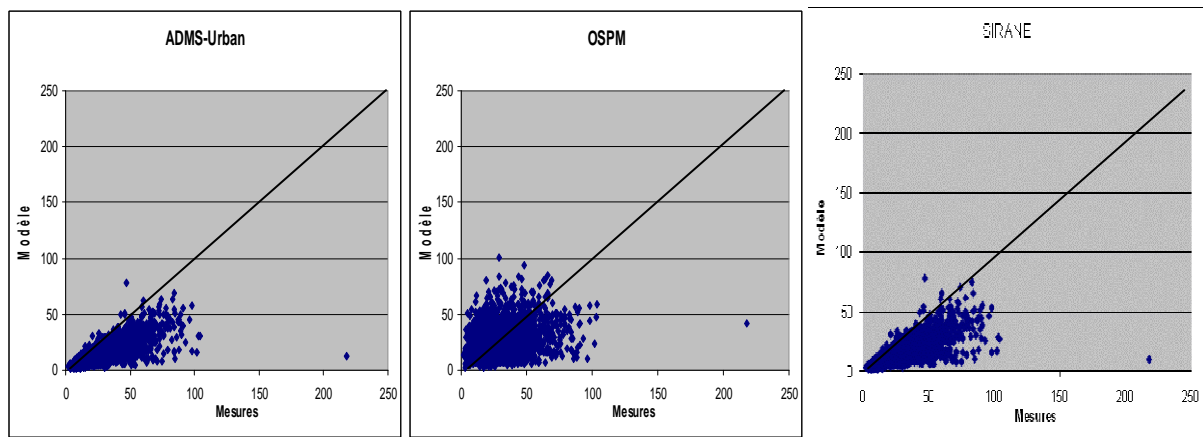


Coef. de corrélation = 0.68

Coef. de corrélation = 0.70

Coef. de corrélation = 0.81

Figure 19 : Nuages de corrélation modèle-mesure. Quai de la Fosse (côté bâti). NO_x. 1^{er} octobre 2004 – 31 janvier 2005.



Coef. de corrélation = 0.73

Coef. de corrélation = 0.27

Coef. de corrélation = 0.75

Figure 20 : Nuages de corrélation modèle-mesure. Quai de la Fosse (côté bâti). PM₁₀. 1^{er} octobre 2004 – 31 janvier 2005.

Rem. : pour ADMS-Urban, sont présentés les nuages correspondant au point 1 (le point le plus en bordure de rue et le plus proche du site de mesure.)

3.6.3 COMMENTAIRES

Le quai de la Fosse a les caractéristiques d'une rue semi-ouverte, ce qui représente des conditions de simulation délicates.

Du côté du bâti, les modèles se comportent de manière assez comparable (exception faite d'OSPM pour les PM₁₀). L'étude des statistiques relatives au côté fermé de la rue fait ressortir les points suivants :

NO₂ :

En moyenne sur la période, les trois modèles sous-estiment les concentrations. Pour ADMS-Urban, cette sous-estimation est plus marquée pour le point 1, situé en bordure de rue. Les statistiques d'erreur ne diffèrent pas notablement d'un modèle à l'autre.

Le coefficient de corrélation est assez élevé pour les trois modèles (0,7-0,8) mais il reste inférieur à 0,8. Notons qu'avec ADMS-Urban, la corrélation est plus faible au point 1 qu'au point 2. Les nuages de corrélation sont plutôt resserrés ; situés majoritairement sous la bissectrice, ils indiquent une sous-estimation fréquente.

NO_x :

Les commentaires précédents s'appliquent encore aux NO_x.

PM₁₀ :

Les trois modèles sous-estiment en moyenne les concentrations de PM₁₀ avec, comme pour la rue de Crébillon, une erreur anormalement élevée dans le cas d'OSPM. Pour ADMS-Urban et SIRANE, la corrélation reste d'environ 0,7-0,8 alors qu'elle chute pour OSPM (<0,3).

3.6.4 STATISTIQUES COTE CAPITAINERIE SUR LA PERIODE 2004-2005

Les figures et tableaux suivants présentent :

- les statistiques de modélisation : statistiques sur les concentrations mesurées et modélisées ; statistiques d'erreur,
- les nuages de corrélation modèle-mesure,

pour les modèles ADMS-Urban, OSPM, SIRANE.

Les calculs de statistiques reposent sur des données horaires. La période de mesure n'étant que de 1,5 mois, les statistiques annuelles n'ont pas été calculées.

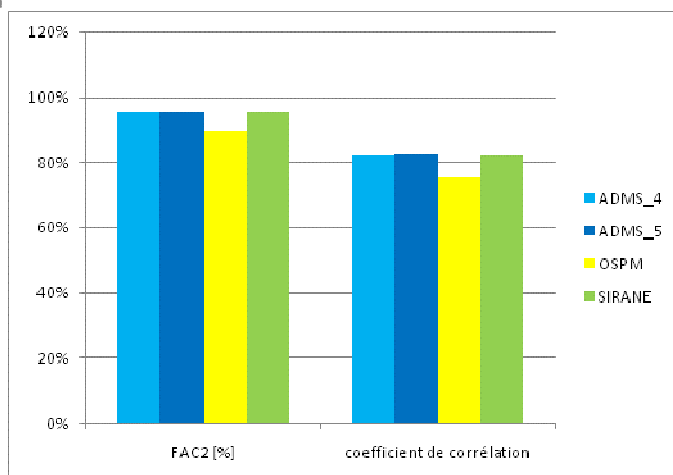
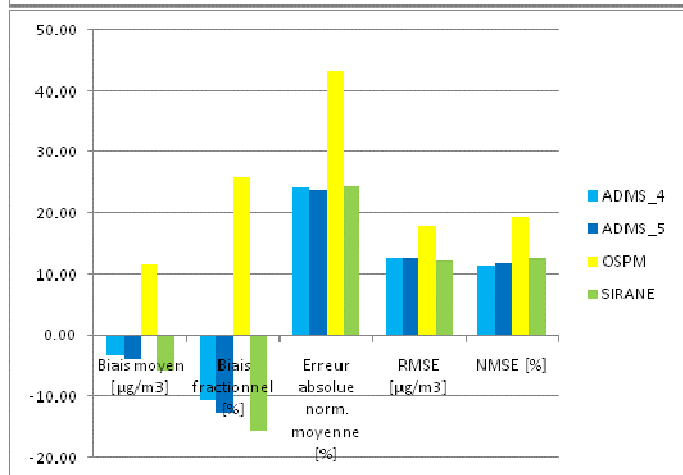
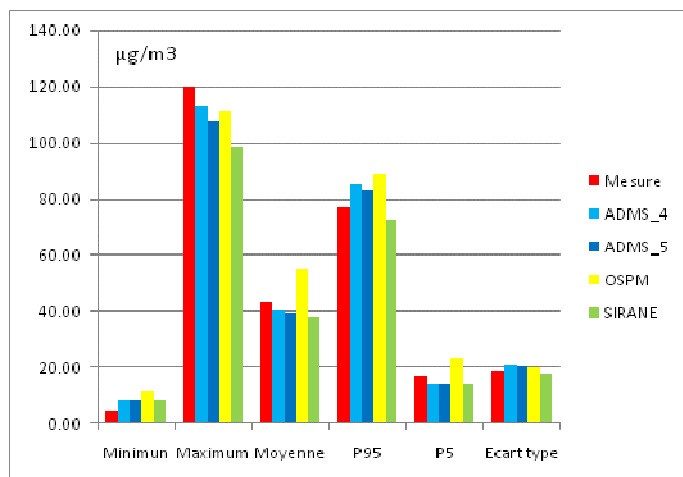


Figure 21 : Statistiques de modélisation. Quai de la Fosse (côté ouvert –Capitainerie-). NO₂. 16 décembre 2004 – 31 janvier 2005.

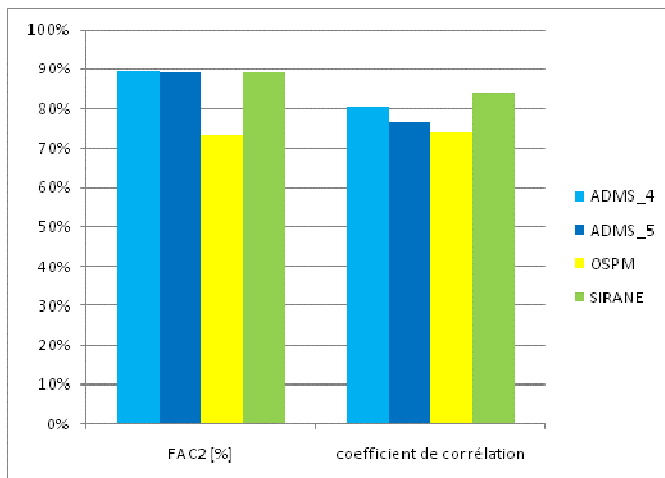
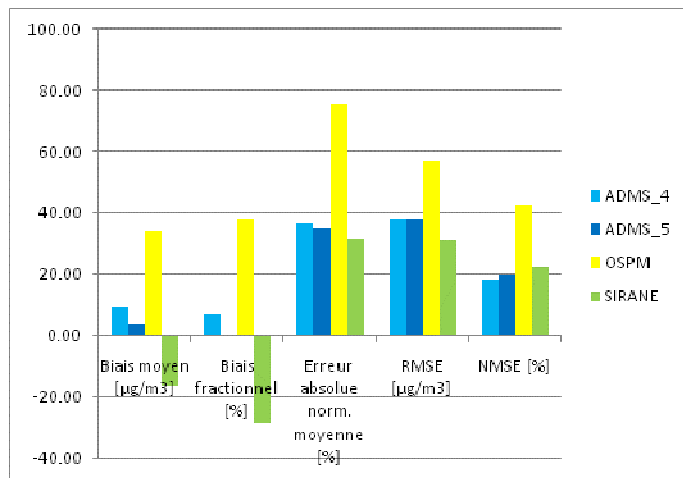
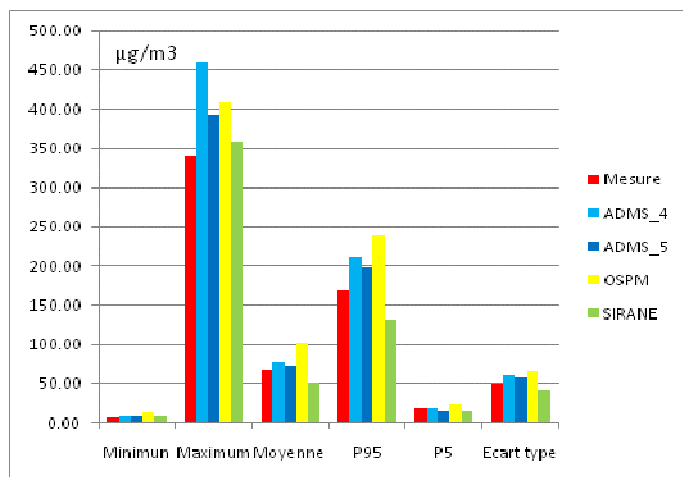


Figure 22 : Statistiques de modélisation. Quai de la Fosse (côté ouvert –Capitainerie-). NOx. 16 décembre 2004 – 31 janvier 2005.

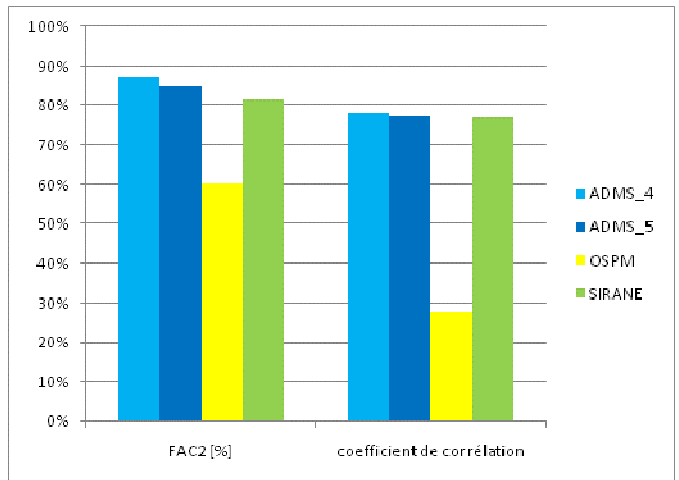
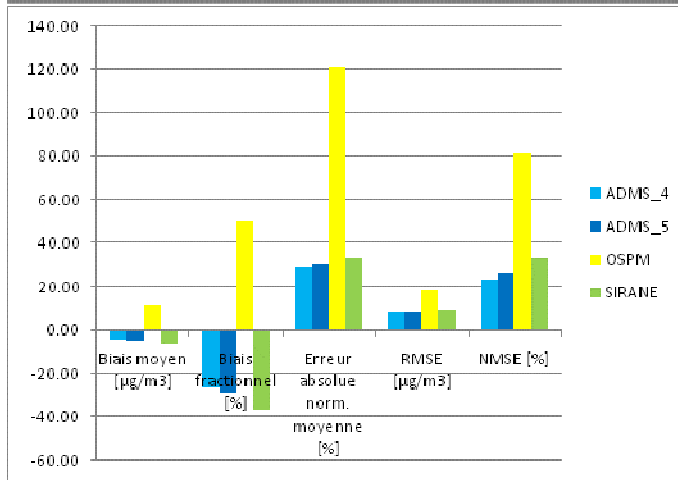
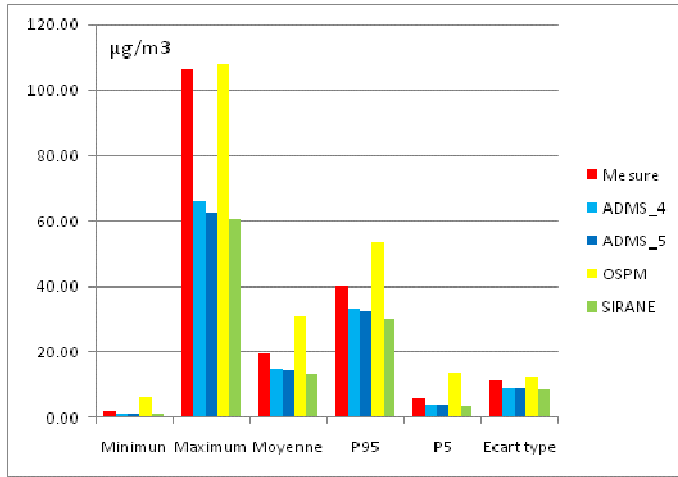
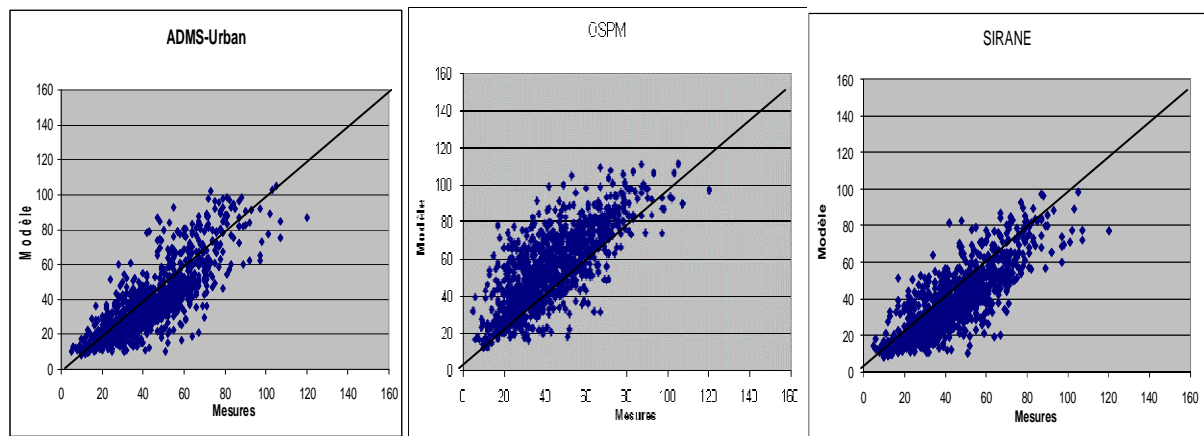


Figure 23 : Statistiques de modélisation. Quai de la Fosse (côté ouvert –Capitainerie-). PM₁₀. 16 décembre 2004 – 31 janvier 2005.

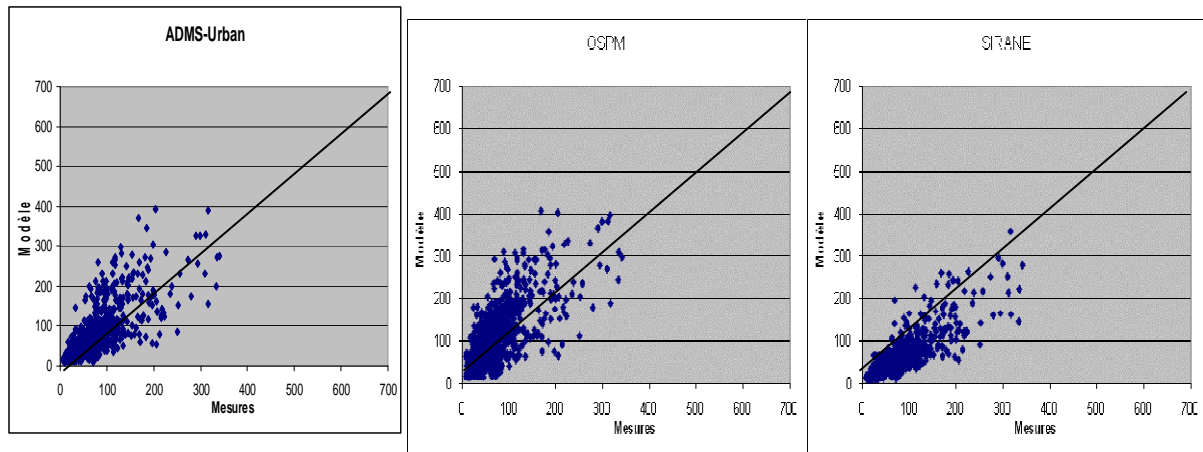


Coef. de corrélation = 0.82

Coef. de corrélation = 0.75

Coef. de corrélation = 0.82

Figure 24 : Nuages de corrélation modèle-mesure. Quai de la Fosse (côté Capitainerie). NO₂. 16 décembre 2004 – 31 janvier 2005.

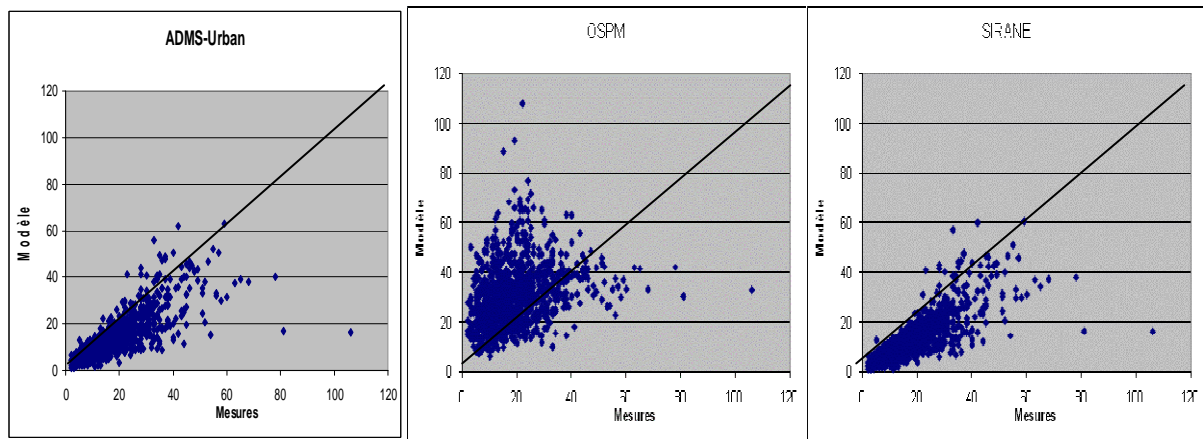


Coef. de corrélation = 0.77

Coef. de corrélation = 0.75

Coef. de corrélation = 0.84

Figure 25 : Nuages de corrélation modèle-mesure. Quai de Fosse (côté Capitainerie). NO_x . 16 décembre 2004 – 31 janvier 2005.



Coef. de corrélation = 0.77

Coef. de corrélation = 0.28

Coef. de corrélation = 0.77

Figure 26 : Nuages de corrélation modèle-mesure. Quai de la Fosse (côté Capitainerie). PM_{10} . 16 décembre 2004 – 31 janvier 2005.

Rem. : pour ADMS-Urban, sont présentés les nuages correspondant au point 5 (le point le plus en bordure de rue et le plus proche du site de mesure.)

3.6.5 COMMENTAIRES

L'étude des statistiques relatives au côté ouvert de la rue met en évidence les points suivants.

NO₂ :

Les modèles ADMS-Urban et SIRANE sous-estiment légèrement les concentrations de NO₂ alors qu'OSPM les surestime. Comme il a été observé lors des précédents tests, les statistiques d'ADMS-Urban et de SIRANE sont comparables. Dans le cas d'une hauteur de bâti nulle, les deux modèles représentent la dispersion des concentrations selon une formulation gaussienne.

Le coefficient de corrélation entre modèle et mesure est proche de 0,8 pour les trois modèles. Les nuages de corrélation sont assez resserrés, avec une majorité de points au-dessous la bissectrice pour ADMS-Urban et SIRANE et au-dessus de celle-ci pour OSPM.

NO_x :

ADMS-Urban et OSPM surestiment les concentrations de NO_x, de façon modérée pour le premier modèle, plus marquée pour le second. Avec SIRANE, on constate une légère sous-estimation.

Les coefficients de corrélation restent relativement élevés (0,75-0,8) par comparaison avec ce qu'on observe dans le cas du NO₂. Les nuages de corrélation sont plus resserrés dans la gamme des faibles valeurs et plus dispersés dans celle des valeurs fortes.

PM₁₀ :

En moyenne sur la période, les modèles ADMS-Urban et SIRANE sous-estiment les concentrations de PM₁₀ alors qu'OSPM les surestime. Là encore, OSPM présente une erreur anormalement élevée. Comme pour les NO_x, ADMS-Urban et SIRANE affichent des statistiques comparables.

Le coefficient de corrélation est assez élevé (0,75-0,8) pour ADMS-Urban et OSPM ; il est faible pour SIRANE (<0,3). Les nuages de corrélation d'ADMS-Urban et de SIRANE se situent majoritairement sous la bissectrice, indiquant une sous-estimation quasi-systématique. Relativement resserrés dans la gamme des faibles valeurs, ils sont plus dispersés dans celle des fortes valeurs. A l'inverse, le nuage d'OSPM se trouve principalement au-dessus de la bissectrice ; il est particulièrement dispersé.

3.7 BILAN DES TESTS

Afin d'offrir un aperçu d'ensemble des tests réalisés, les tableaux ci-après récapitulent quelques-unes des statistiques de comparaison modèle-mesure obtenues pour chaque rue et chaque modèle en 2008 (sites TRAPOS) et 2009 (sites nantais) : biais fractionnel, coefficient de corrélation, écart relatif entre moyennes. Nous en indiquons pour rappel la signification (cf. annexe 2).

- biais fractionnel : comme le biais, il identifie la tendance du modèle à surestimer ou sous-estimer les concentrations ; il est normalisé par les niveaux de concentration, ce qui permet notamment une comparaison entre polluants.
- coefficient de corrélation : il quantifie le caractère plus ou moins linéaire du nuage de points modèle-mesure ; il indique l'aptitude du modèle à suivre l'évolution temporelle des concentrations observées.
- écart relatif entre les moyennes annuelles modélisées et mesurées : il renseigne sur la conformité des résultats par rapport aux objectifs de qualité réglementaires (NB : l'année considérée pour les rues de Nantes n'est pas une année civile mais la période allant du 1^{er} mai 2004 au 30 avril 2005).

Tableau 11 : Biais fractionnel (BF) sur l'ensemble de la campagne, coefficient de corrélation entre les séries modélisées et mesurées (Cor) sur l'ensemble de la campagne, écart relatif (ER) entre les moyennes annuelles modélisées et mesurées (période : 1^{er} mai 2004-30 avril 2005) pour les six rues canyon étudiées en 2008 et 2009. NO₂.

Polluant – Rue canyon	ADMS-Urban (points 1/2 ou 4/5)	OSPM	SIRANE	STREET (vent E-O / vent SE-NO)
NO ₂ – Schildhornstrasse	BF = -0.07 Cor = 0.73 ER = -9%	BF = -0.12 Cor = 0.57 ER = -22%	Calculs effectués non	ER (P98) = - 15%
NO ₂ – Goettinger Strasse	BF = -0.21 Cor = 0.74 ER = -15%	BF = -0.35 Cor = 0.54 ER = -24%	Calculs effectués non	ER (P98) = - 15%
NO ₂ – Jagtvej	BF = -0.44 Cor = 0.75 ER = -35%	BF = -0.54 Cor = 0.52 ER = -27%	Calculs effectués non	ER (P98) = - 0.5%
NO ₂ – rue de Crébillon	BF = -0.34 / -0.40 Cor = 0.68 / 0.68 ER = -31% / -35%	BF = 0.17 Cor = 0.40 ER = 11%	BF = -0.39 Cor = 0.67 ER = -34%	ER (P98) = -28% / -24% ER (moy) = -34% / -33%
NO ₂ – rue de Strasbourg	BF = -0.36 / -0.04 Cor = 0.83 / 0.77 ER = -29% / -2.9%	BF = 0.34 Cor = 0.41 ER = 35%	BF = 0.04 Cor = 0.73 ER = 4.1%	ER (P98) = 9.3% / 8.8% ER (moy) = 1.5% / 1.3%
NO ₂ – quai de la Fosse, côté bâti	BF = -0.48 / -0.34 Cor = 0.65 / 0.78	BF = -0.23 Cor = 0.70	BF = -0.35 Cor = 0.78	Calculs non pertinents
NO ₂ – quai de la Fosse, côté ouvert	BF = -0.11 / -0.13 Cor = 0.82 / 0.82	BF = 0.26 Cor = 0.75	BF = -0.16 Cor = 0.82	Calculs non pertinents

Tableau 12 : Biais fractionnel (BF), écart relatif entre les moyennes annuelles modélisées et mesurées (ER) et coefficient de corrélation entre les séries modélisées et mesurées (Cor) pour les six rues canyon étudiées en 2008 et 2009. NO_x

Polluant – Rue canyon	ADMS-Urban (points 1/2 ou 4/5)	OSPM	SIRANE	STREET (vent E-O / vent SE-NO)
NO _x – Schildhornstrasse.	BF = -0.51 Cor = 0.74 ER = -49%	BF = 0.32 Cor = 0.85 ER = +30 %	Calculs effectués non	ER (moy) = - 54%
NO _x – Goettinger Strasse	BF = -0.66 Cor = 0.69 ER = -54%	BF = 0.13 Cor = 0.18 ER = +58 %	Calculs effectués non	ER (moy) = - 58%
NO _x – Jagtvej	BF = -0.74 Cor = 0.80 ER = -61%	BF = -0.01 Cor = 0.49 ER = -0.0%	Calculs effectués non	ER (moy) = - 49%
NO _x – rue de Crébillon	BF = -0.47 / -0.56 Cor = 0.72 / 0.70 ER = -41% / -46%	BF = 0.34 Cor = 0.42 ER = 40%	BF = -0.70 Cor = 0.69 ER = -54%	ER (moy) = -23% / -10%
NO _x – rue de Strasbourg	BF = -0.52 / -0.07 Cor = 0.84 / 0.77 ER = -41% / -7.5%	BF = 0.46 Cor = 0.44 ER = 56%	BF = -0.19 Cor = 0.78 ER = -18%	ER (moy) = 48% / 62%
NO _x – quai de la Fosse, côté bâti	BF = -0.68 / -0.43 Cor = 0.68 / 0.83	BF = -0.23 Cor = 0.70	BF = -0.71 Cor = 0.81	-
NO _x – quai de la Fosse, côté ouvert	BF = 0.07 / 0.00 Cor = 0.81 / 0.77	BF = 0.38 Cor = 0.74	BF = -0.29 Cor = 0.84	-

Tableau 13 Ecart relatif entre les moyennes annuelles modélisées et mesurées et coefficient de corrélation entre les séries modélisées et mesurées pour les six rues canyon étudiées en 2008 et 2009. PM₁₀

Polluant – Rue canyon	ADMS-Urban (points 1/2 ou 4/5)	OSPM	SIRANE	STREET (vent E-O / vent SE-NO)
PM ₁₀ – Schild.	-	-	-	-
PM ₁₀ – Goett.	-	-	-	-
PM ₁₀ – Jagt.	-	-	-	-
PM ₁₀ – rue de Crébillon	BF = -0.45 / -0.47 Cor = 0.78 / 0.78 ER = -37% / -38%	BF = 0.18 Cor = 0.26 ER = 25%	BF = -0.45 Cor = 0.76 ER = -36%	ER (moy) = -36% / -33%
PM ₁₀ – rue de Strasbourg	-	-	-	-
PM ₁₀ – quai de la Fosse, côté bâti	BF = -0.60 / -0.53 Cor = 0.73 / 0.77	BF = -0.14 Cor = 0.27	BF = -0.59 Cor = 0.75	-
PM ₁₀ – quai de la Fosse, côté ouvert	BF = -0.26 / -0.29 Cor = 0.78 / 0.77	BF = 0.51 Cor = 0.28	BF = -0.37 Cor = 0.77	-

En 2009, trois rues de Nantes ont été modélisées :

- une rue canyon extrêmement encaissée ($h/l=2,3$), en marge du domaine de validité des modèles : rue de Crébillon ;
- une rue canyon « académique » ($h/l=1,2$) : rue de Strasbourg ;
- une rue semi-ouverte : quai de la Fosse.

Pour ces calculs, nous disposons d'une meilleure connaissance des sites (visite des rues, discussions avec AIR Pays-de-Loire) et de données d'entrée plus complètes et mieux maîtrisées que pour les cas TRAPOS :

- données sur le trafic et le parc automobile fournies par Air Pays-de-Loire ;
- données météorologiques de l'ensemble des paramètres requis, y compris de nébulosité (utilisée par ADMS-Urban et SIRANE) et de rayonnement global (utilisé par OSPM pour son module de chimie simplifiée des NO_x) ;
- données de fond de sites choisis par Air Pays-de-Loire ;
- positions précises des points de mesure.

Si cette situation plus favorable n'améliore pas systématiquement les scores, elle accroît la cohérence des résultats. Cette remarque s'applique en particulier aux résultats d'OSPM : les concentrations simulées de NO₂ et de NO_x, discordantes dans les tests TRAPOS, montrent ici une meilleure cohérence (même tendance à la surestimation ou sous-estimation).

Certaines observations de 2008, en revanche, se confirment : une constance dans le comportement d'ADMS-Urban (corrélation satisfaisante, tendance systématique, plus ou moins prononcée selon la rue, à la sous-estimation) ; des résultats plus dispersés et un biais (normalisé par les niveaux de concentration) plus important pour les NO_x que pour le NO₂.

A l'issue de ces nouveaux tests, on relèvera les points suivants :

Remarques préliminaires :

Quel que soit le polluant, ADMS-Urban et SIRANE produisent des résultats relativement similaires. S'ils représentent différemment les concentrations dans la rue canyon, ces deux modèles traitent la météorologie selon la théorie de la similitude de Monin-Obukhov et décrivent la dispersion des concentrations en dehors de la rue par une formulation gaussienne.

Dans les simulations réalisées avec ADMS-Urban, cinq points de calcul disposés perpendiculairement à la rue ont été considérés. Le point le plus en bordure de rue est aussi le plus proche du site de mesure : il s'agit, selon le cas, du point 1 ou 5. L'accord avec la mesure dans une configuration canyon se révèle cependant meilleur pour le point qui, par rapport aux bâtiments, est décalé de quelques mètres (ici de 2 à 7 mètres) vers l'intérieur de la rue (point 2 ou 4).

NO₂ et NO_x

ADMS-Urban et en général SIRANE sous-estiment les concentrations de NO₂ et de NO_x alors que pour les rues de type purement canyon, OSPM les surestime. D'autre part, l'accord entre le modèle et la mesure est toujours meilleur pour le NO₂ que pour les NO_x: le biais et l'erreur quadratique normalisés sont plus faibles ; la corrélation entre les valeurs simulées et observées est plus élevée.

Les écarts par rapport à la mesure ne peuvent être seulement attribués aux données d'entrée (trafic et émissions, météorologie, pollution de fond), puisque celles-ci sont identiques pour les trois modèles. Ils sont donc également imputables aux paramétrisations des modèles.

La sous-estimation des concentrations par ADMS-Urban, déjà constatée sur les cas TRAPOS, pourrait s'expliquer par la dispersion due au couplage modèle de rue-modèle gaussien. Il en va de même pour SIRANE. D'après l'étude de sensibilité, le choix des paramètres aérodynamiques du site météorologique pourrait avoir aussi son importance, notamment en ce qui concerne SIRANE (choix de la rugosité et de l'épaisseur de déplacement). Des tests sont en cours pour approfondir ce point.

En situation ouverte (Capitainerie), ADMS-Urban et SIRANE, qui utilisent tous deux une formulation gaussienne, sont en bon accord avec la mesure. OSPM, qui n'est pas conçu pour ces configurations ouvertes, est en surestimation.

STREET fournit logiquement de meilleurs résultats pour la rue de Strasbourg que pour la rue de Crébillon dont les caractéristiques (rapport hauteur/largeur, nombre de voies) ne sont pas référencées dans la base de données de STREET.

PM₁₀

Dans le cadre de cette étude, la modélisation avec OSPM n'est pas parvenue à reproduire correctement les concentrations mesurées. Cette difficulté n'a pas encore trouvé d'explication.

Les autres modèles sous-estiment assez sensiblement les concentrations. La qualité des données d'émissions de particules en est une cause possible, et en particulier la non prise en compte de la resuspension. Cette dernière peut représenter une part significative des émissions de particules dues au trafic ; ainsi à Barcelone, cette contribution pourrait atteindre 46% pour les PM₁₀, selon les travaux d'Amato et al. (2009).

D'une façon générale, il est important de signaler que les statistiques calculées sur plusieurs mois ne rendent pas compte de l'évolution horaire des modèles. Seul un examen détaillé des séries chronologiques en fonction des émissions, de la météorologie et de la pollution de fond, peut permettre d'évaluer la qualité des modèles sur de courts pas de temps. Conformément aux conclusions de l'étude de sensibilité (cf. §2), les analyses que nous avons conduites sur certaines périodes attestent l'influence plus importante de certains paramètres sur chacun des modèles :

- lien étroit entre les résultats d'OSPM et les émissions ;
- influence de la météorologie et des concentrations de fond sur ADMS-Urban et SIRANE.

Ainsi, des statistiques d'erreur comparables entre les modèles peuvent correspondre à des simulations horaires sensiblement différentes (cf. séries temporelles, annexe 4).

Une interprétation approfondie des résultats de modélisation sur une année complète est de ce fait relativement complexe.

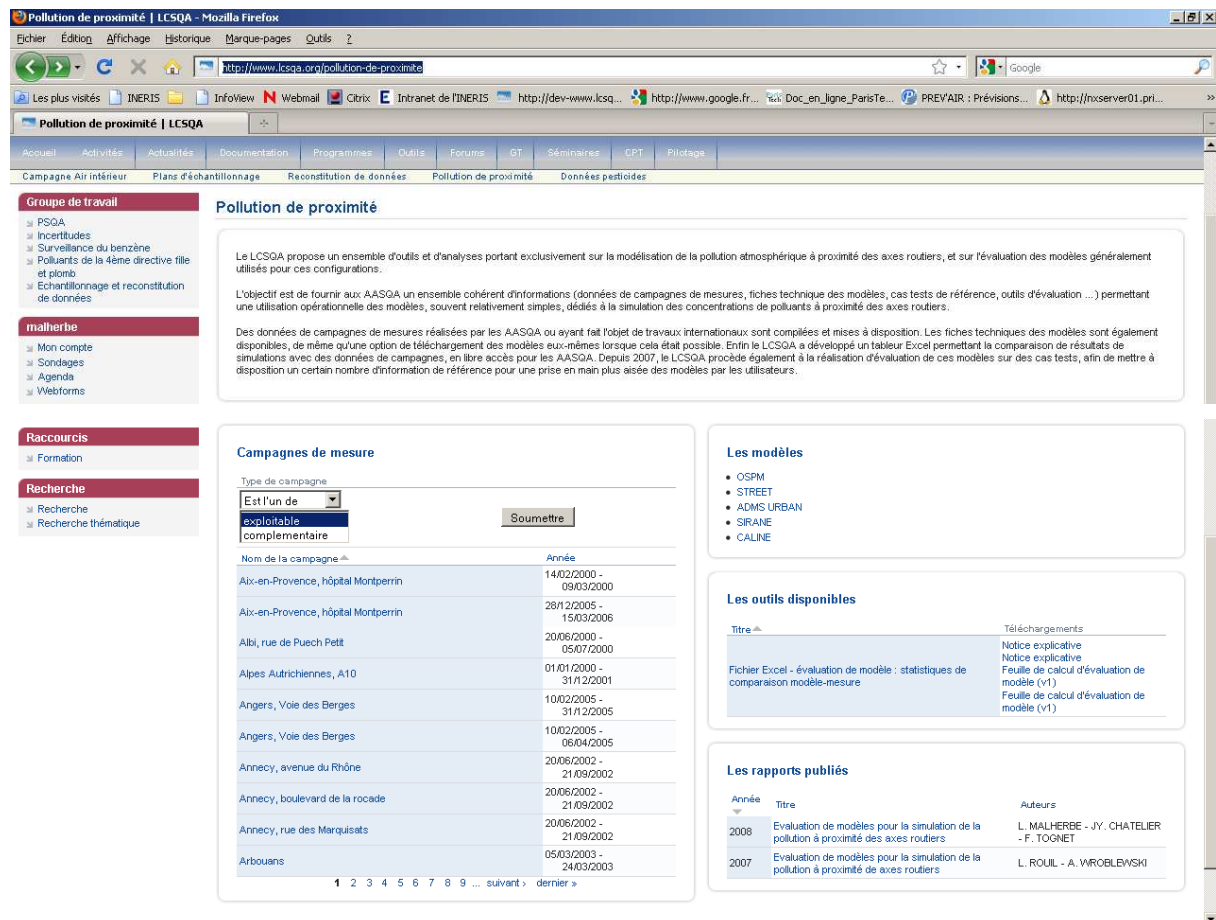
4. PRESENTATION SUR LE SITE INTERNET DU LCSQA

En 2007 et 2008, une architecture informatique a été définie afin de pouvoir abriter sur le site du LCSQA l'ensemble des données numériques et techniques qui ont été collectées ou produites dans cette étude.

Ces données se répartissent dans les quatre rubriques suivantes, désormais accessibles par une même page Internet (<http://www.lcsqa.org/pollution-de-proximite>, Figure 27):

- Recensement de campagnes de mesure conduites à proximité de rues et de routes en France ou à l'étranger, avec, lorsqu'ils ont pu être recueillis, les jeux de données associés ;
- Fiches techniques sur les modèles utilisés ;
- Feuille de calcul Excel permettant de comparer des séries de concentrations modélisées et mesurées et de calculer des statistiques d'erreur ;
- Documentation (rapports d'étude contenant notamment des résultats de modélisation).

Cette base est destinée à s'enrichir au fil du temps à partir des travaux du LCSQA (évaluations complémentaires de modèles, veille scientifique,...), des campagnes de proximité que réaliseront les AASQA et de tout autre outil ou de toute autre information intéressante à diffuser.



Nom de la campagne	Année
Aix-en-Provence, hôpital Montperrin	14/02/2000 - 09/03/2000
Aix-en-Provence, hôpital Montperrin	28/12/2005 - 15/03/2006
Albi, rue de Pusch Pett	20/06/2000 - 05/07/2000
Alpes Autrichiennes, A10	01/01/2000 - 31/12/2001
Angers, Voie des Berges	10/02/2005 - 31/12/2005
Angers, Voie des Berges	10/02/2005 - 05/04/2005
Anney, avenue du Rhône	20/06/2002 - 21/09/2002
Anney, boulevard de la rocade	20/06/2002 - 21/09/2002
Anney, rue des Marquisats	20/06/2002 - 21/09/2002
Arbouans	05/03/2003 - 24/03/2003

Année	Titre	Auteurs
2008	Evaluation de modèles pour la simulation de la pollution à proximité des axes routiers	L. MALLHERBE - JY. CHATELIER - F. TOGNET
2007	Evaluation de modèles pour la simulation de la pollution à proximité de axes routiers	L. ROUIL - A. WROBLEWSKI

Figure 27 : Site Internet du LCSQA. Page consacrée à la modélisation de la pollution de proximité.

5. CONCLUSION

L'étude conduite en 2009 constitue la suite des travaux sur l'évaluation des modèles de proximité engagés en 2007.

En 2007 et 2008, des développements informatiques ont été réalisés sur le site Internet du LCSQA afin de pouvoir accueillir les types d'informations suivants :

- Données sur les campagnes de mesure de proximité ;
- Données sur les modèles ;
- Outils de validation des modèles ;
- Résultats de modélisation.

Le travail accompli depuis 2007 a permis d'enrichir ces différentes rubriques par :

- un recensement de campagnes de mesure conduites en France et à l'étranger et susceptibles d'être exploitées par modélisation ;
- des fiches synthétiques sur des modèles couramment employés pour simuler la pollution près des axes de circulation (ADMS-Urban, CALINE4, OSPM, SIRANE, STREET);
- une feuille de calcul Excel, assortie d'un document explicatif, pour la comparaison de séries temporelles modélisées et mesurées (tracé de séries temporelles, de nuages de corrélation,...) et le calcul d'indicateurs statistiques (biais, RMSE, corrélation, etc.).

En parallèle, une première série de modélisations a été réalisée sur trois rues canyons instrumentées dans le cadre du programme européen TRAPOS (<http://www2.dmu.dk/AtmosphericEnvironment/trapos/datadoc.htm>). Les jeux de données exploités, constitués d'une année de mesures horaires de concentrations, ont permis une première évaluation du comportement de plusieurs modèles (OSPM, CALINE4, ADMS-Urban, STREET).

Ces simulations ont mis en évidence l'importance cruciale d'une bonne maîtrise des données d'émissions automobiles et, en ce qui concerne plus particulièrement ADMS-Urban, celle d'une bonne connaissance des conditions de stabilité atmosphérique. Les simulations réalisées en 2009 sur l'agglomération nantaise, qui bénéficiaient de données d'entrée plus détaillées et d'une meilleure expertise des sites, confirment et précisent cette analyse.

Dans les cas traités, en moyenne sur la période, à condition d'avoir :

- vérifié la cohérence des données d'entrée (émissions, météorologie, pollution) ainsi que la bonne concordance temporelle entre ces dernières,
- défini soigneusement les paramètres de calcul spécifiques à chaque modèle,

Les modèles reproduisent correctement les concentrations de NO₂. Sauf pour OSPM, la modélisation des concentrations de PM₁₀ reste assez satisfaisante, malgré un biais souvent plus élevé.

La qualité des résultats est en outre très dépendante de la configuration du site. Sur la majorité des calculs, elle est meilleure dans les situations pour lesquelles les modèles ont été développés (rue canyon classique ; axe ouvert pour ADMS-Urban et

SIRANE). Dans les cas limites, une analyse fine est indispensable afin de choisir des paramètres d'entrée qui décrivent au plus près la situation.

De façon générale, moyennant un choix précis des variables et paramètres d'entrée, en particulier des plus influents, les modèles apparaissent adaptés à l'évaluation de concentrations moyennes sur de longues périodes. Dans la plupart des cas, les écarts relatifs entre les moyennes modélisées et mesurées de NO₂ et de PM₁₀ respectent les objectifs de qualité réglementaires (<30% pour le NO₂ ; <50% pour les PM₁₀). Dans cette étude, ont été retenues, en concertation avec Air Pays-de-Loire, des données d'entrée et des hypothèses de calcul le plus représentatives possible de la réalité du terrain. Un calage plus fin encore de certains paramètres pourrait être envisagé afin de réduire les écarts entre le modèle et la mesure. Par exemple, le ratio NO₂/NO_x dans les émissions pourrait être réajusté en fonction du type de véhicule (EMEP/EEA, 2009 ; INRETS, 2007). De même, la définition des caractéristiques aérodynamiques du site météorologique (rugosité, épaisseur de déplacement) pourrait tenir compte plus précisément de l'occupation du sol.

D'un point de vue temporel, les nuages de corrélation et les séries temporelles révèlent une dispersion assez importante entre les données modélisées et simulées. Les modèles réagissent en outre différemment aux variations horaires des données d'entrée - émissions, météorologie, concentrations de fond -, le poids de chacune de ces variables dépendant du modèle utilisé.

Le caractère paramétrique des modèles reste une limite pour simuler précisément l'évolution des concentrations sur de courtes périodes. Au vu des séries temporelles, il semble toutefois que la prise en compte par ADMS-Urban et SIRANE des variations horaires de la stabilité atmosphérique et le poids supérieur de la pollution de fond dans ces deux modèles favorisent une meilleure simulation des variations horaires de concentration.

En 2010, des tests complémentaires seront réalisés pour deux cas limites d'utilisation des modèles (axes ouverts ou semi-ouverts avec intersections, Poitiers, données d'ATMO Poitou-Charentes). Ces simulations viendront clore le volet expérimental de l'étude. Ce travail sera complété par une analyse bibliographique. Il débouchera sur la rédaction d'une note de synthèse.

6. REFERENCES

Amato F., Pandolfi M., Escrig A., Querol X., Alastuey A., Pey J., Perez N., Hopke P.K., Quantifying road dust resuspension in urban environment by Multilinear Engine: A comparison with PMF2. Atmospheric Environment, Volume 43, Issue 17, June 2009, Pages 2770-2780.

Boudet C., Rouïl L., 2001. Modélisation de l'exposition à l'échelle de la rue. Rapport LCSQA n° *INERIS DRC-01-27592-LRI-n°123*, www.lcsqa.org.

EMEP/EEA, 2009. Air pollutant emission inventory guidebook. <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009/part-b-sectoral-guidance-chapters/1-energy/1-a-combustion/1-a-3-b-road-transport.pdf>

INRETS, 2007. Emission factor modelling and database for light vehicles. Rapport n° LTEO523.

http://www.inrets.fr/ur/lte/publi-autresactions/fichesresultats/ficheartemis/road3/database32/Artemis_deliverable_3_LTE0523_adobe7.pdf

Rouïl L., Wroblewski A., 2002. Guide méthodologique pour la modélisation déterministe. Rapport LCSQA n° *LCSQA (EMD/2001 . INERIS-DRC/01-27592)*, www.lcsqa.org.

Rouïl L., 2004. Evaluation et contraintes d'application des modèles de rue. Rapport LCSQA n° *INERIS DRC-04-55280-LRo-LCSQA-n10_v1*, www.lcsqa.org.

Tognet F., Rouïl L., Cardenas G., Rebours A., Rios I., Troude F, 2007. Comparison of two modelling approaches for air quality monitoring from the urban scale to the street scale. Proceedings from the 11th conference on harmonisation within atmospheric dispersion modelling for regulatory purposes, Cambridge, UK, July 2-5, 2007.

Wroblewski A., Malherbe L., Tognet F., 2008. Evaluation de modèles pour la simulation de la pollution à proximité des axes routiers. Rapport LCSQA n° *DRC-08-94310-15150A*, www.lcsqa.org.

7. LISTE DES ANNEXES

Repère	Désignation	Nombre de pages
Annexe 1	Fiche descriptive de l'étude	3
Annexe 2	Critères de comparaison modèle-mesures	4
Annexe 3	Evaluation des modèles sur trois rues nantaises. Récapitulatif des données d'entrée.	4
Annexe 4	Exemple de séries temporelles modélisées et mesurées	8

ANNEXE 1

Fiche descriptive de l'étude

THEME 6 : Modélisation – traitements numériques

ETUDE N° 6/1 : EVALUATION DE MODELES POUR LA POLLUTION EN PROXIMITE DES AXES ROUTIERS

Responsables de l'étude : INERIS - EMD

Objectif

Cette étude, qui porte sur la modélisation de la pollution atmosphérique à proximité des axes routiers, a pour objectif d'élaborer une base de données et des méthodologies de référence permettant d'évaluer la qualité des modèles disponibles et d'initier l'utilisateur à la mise en œuvre de ces outils.

Ces travaux reposent sur l'exploitation de campagnes de mesure réalisées en France et à l'étranger. Ils permettront de disposer de données de mesure et de simulation afin d'analyser les modèles les plus employés par les AASQA pour représenter les concentrations des polluants types émis par le trafic routier.

Contexte et travaux antérieurs

Les travaux proposés se justifient par les sollicitations auxquelles doivent répondre les AASQA et qui nécessitent pour certaines d'entre elles des outils capables de fournir des données pertinentes pour l'évaluation de l'exposition du citoyen à la pollution atmosphérique près des grandes sources. Les AASQA doivent également satisfaire à un nombre croissant de demandes réglementaires locales (PPA, PDU) qui supposent la possibilité de quantifier l'impact de mesures de contrôle.

Les modèles numériques (déterministes ou statistiques) sont les outils les plus appropriés pour l'élaboration de cartographies et, s'agissant de la modélisation déterministe, pour l'étude de situations futures. Cependant des incertitudes demeurent quant à leurs performances, fortement dépendantes des données d'entrée disponibles (émissions en particulier), des indicateurs analysés (moyennes annuelles, journalières, percentiles...) et du savoir-faire du modélisateur. Afin de produire des données exploitables dans les contextes évoqués précédemment, il est indispensable que le modélisateur puisse apprécier la qualité des outils qu'il utilise.

Le travail réalisé en 2007 et 2008 a consisté :

- à recenser un grand nombre de campagnes de mesure et à mettre en évidence les campagnes directement exploitables dans une modélisation. Ce recensement a montré une représentation satisfaisante de l'ensemble des situations de proximité routière.
- à mettre au point une première version de la base de données et à y intégrer des données sur les campagnes et les modèles ainsi que des premiers résultats de tests.

Travaux proposés pour 2009

Les travaux proposés sont la phase finale des actions menées en 2007 et 2008. A partir des informations intégrées dans la base de données, nous continuerons l'évaluation des modèles sur les cas tests référencés, et nous mettrons à jour la base de données.

L'échelle ciblée dans cette étude est celle de la rue (rue canyon, ou voie semi-ouverte ou ouverte). Les modèles et polluants concernés sont respectivement les modèles déterministes ou empiriques (modèles gaussiens, modèles de rue) et les polluants traditionnellement liés au trafic routier, notamment les NOx, le benzène, les particules.

Les tâches envisagées pour 2009 sont les suivantes :

- Réalisation de la fin des évaluations sur les modèles ADMS3 (Numtech), CALINE4 (USEPA), OSPM (NERI), ADMS-Urban (Numtech), SIRANE (Ecole Centrale de Lyon) et STREET (Targetting)
- Poursuite de la rédaction des fiches techniques sur les modèles utilisés par le LCSQA . Elles permettront aux AASQA de disposer d'une vue synthétique des concepts développés dans les modèles, de leurs avantages et de leurs limites.
- Mise à jour et enrichissement de l'espace dédié du site web LCSQA qui permettra l'accès aux données d'observation de référence, issues de collaborations avec d'autres organismes européens ou avec les AASQA, aux informations sur les modèles et aux résultats des évaluations effectuées par le LCSQA. Par le site web les AASQA pourront ainsi télécharger des données de campagne, des données d'émissions ainsi que des outils statistiques d'évaluation (dans la logique du « Model validation Kit » européen) pour tester leurs propres modèles.

Ces travaux seront valorisés dans le cadre du GT Modélisation. Ils n'ont pas pour vocation de promouvoir tel ou tel logiciel mais d'offrir aux AASQA, par une analyse détaillée d'études de cas et la constitution d'une base de données de référence, les moyens d'évaluer les possibilités et les limites des modèles qu'elles utilisent.

Par ailleurs, cette étude sera conduite en cohérence avec les travaux réalisés dans le cadre de la Commission européenne par le groupe de travail FAIRMODE. L'objectif de ce groupe est d'homogénéiser les pratiques de modélisation en Europe pour l'évaluation spatialisée des concentrations de polluants de l'échelle régionale à l'échelle locale. FAIRMODE émettra des guides de recommandations pour l'évaluation des modèles auxquelles nous pourrions contribuer et qui seront intégrées dans les travaux du LCSQA.

RENSEIGNEMENTS SYNTHETIQUES

Titre de l'étude		<i>Evaluation de modèles pour la pollution en proximité des axes routiers</i>	
Personne responsable de l'étude		EMD : André Wroblewski ; INERIS : Laure Malherbe	
Travaux	pluri-annuels		
Durée des travaux pluriannuels	3 ans		
Collaboration AASQA	OUI		
Heures d'ingénieur	EMD : 500	INERIS : 650	LNE : -
Heures de technicien	EMD :	INERIS : 150	LNE : -
Document de sortie attendu	Données sur l'évaluation des modèles de rues Rapport final de l'évaluation des modèles ADMS3 (Numtech), CALINE4 (USEPA), OSPM (NERI), ADMS-Urban (Numtech), SIRANE (Ecole Centrale de Lyon) et STREET (Targetting)		
Lien avec le tableau de suivi CPT	Demandes sur l'évaluation de modèles de rue – thème Modélisation et traitements numériques		
Lien avec un groupe de travail	Groupe de travail « Modélisation »		
Matériel acquis pour l'étude			

ANNEXE 2

Critères de comparaison modèle-mesure

Tableau 14 : Critères de comparaison modèle-mesure

Indicateur	Description	Unité	Plage de variation	Valeur pour un modèle parfait	Signification
Superposition sur un même graphe des séries temporelles modélisée et mesurée	<p><i>Abscisses :</i> Le temps ($t_i, i=1\dots N$)</p> <p><i>Ordonnées :</i> Concentrations modélisées ($P_i, i=1\dots N$) et mesurées ($O_i, i=1\dots N$)</p> <p>Résolution temporelle : celle des données de mesure, sans descendre au-dessous du pas horaire</p>	Unité de concentration		Superposition parfaite des séries	Les séries temporelles représentent, sur la période des campagnes, l'évolution dans le temps des concentrations modélisées et mesurées en un site donné. Elles permettent d'apprécier la précision du modèle dans le temps, en particulier son aptitude à prédire des pics de concentration au bon moment.
Comparaison sur la période d'échantillonnage des concentrations minimales, maximales, des centiles 5 et 95, des moyennes, et des écarts-types modélisés et mesurés (tableau à deux colonnes)	<p>Min(P_i), Min (O_i)</p> <p>Max(P_i), Max (P_i)</p> <p>P5(P_i), P5(O_i)</p> <p>P95(P_i), P95(O_i)</p> <p>Moy(P_i), Moy(O_i)</p> <p>Etype(P_i), Etype (O_i)</p>	Unité de concentration		Egalité entre les statistiques	La comparaison des statistiques élémentaires calculées sur les séries modélisées d'une part, sur les séries mesurées d'autre part, indique, sans considération d'ordre chronologique, la capacité du modèle de restituer correctement la distribution statistique des données.

Indicateur	Description	Unité	Plage de variation	Valeur pour un modèle parfait	Signification
Graphique quantiles – quantiles (Q-Q plot)	<p><i>Abscisses :</i> Quantiles de la série mesurée, par exemple quantiles d'ordre 0 (min), 5, 10, ..., 95, 100 (max)</p> <p><i>Ordonnées :</i> Quantiles de la série modélisée</p>	Unité de concentration		Points alignés sur la bissectrice	<p>Le graphique quantiles-quantiles est un complément visuel des statistiques élémentaires. Il compare la distribution statistique des données modélisées à celle des données mesurées, sans considération d'ordre chronologique.</p> <p>La position des points par rapport à la bissectrice indique si, selon la gamme de valeurs considérée, le modèle a tendance à sur ou sous-estimer les concentrations.</p>
Biais moyen	$\frac{1}{N} \cdot \sum_{i=1}^N (P_i - O_i)$	Unité de concentration	Indicateur non borné	0	Le biais moyen quantifie l'écart moyen sur la période entre le modèle et les mesures. Il sert à mettre en évidence une sous-estimation systématique par le modèle (biais négatif) ou une surestimation systématique (biais positif) des concentrations.
Biais fractionnel	$\frac{2}{N} \cdot \sum_{i=1}^N \frac{P_i - O_i}{P_i + O_i}$	Sans unité	[-2, 2]	0	<p>Comme le biais moyen, le biais fractionné permet d'identifier une tendance du modèle à sous-estimer (biais fractionné négatif) ou à surestimer (biais fractionné positif) les concentrations.</p> <p>Mais à la différence du biais moyen il pondère les écarts par les niveaux de concentration.</p> <p>La normalisation par la moyenne des concentrations observée et modélisée, plutôt que par la concentration observée seule, sert à borner l'indicateur et à éviter les instabilités numériques en cas de valeur mesurée proche de 0.</p>
Erreur absolue moyenne normalisée	$\frac{1}{N} \cdot \sum_{i=1}^N \left \frac{P_i - O_i}{O_i} \right \cdot 100$	%	>0	0	L'erreur absolue moyenne normalisée quantifie l'écart relatif moyen entre le modèle et les mesures, sans considération de signe. Elle est utilisée pour décrire le comportement moyen du modèle et la dispersion des résultats par rapport aux mesures.

Indicateur	Description	Unité	Plage de variation	Valeur pour un modèle parfait	Signification
RMSE Racine carrée de l'erreur quadratique moyenne	$\sqrt{\frac{1}{N} \cdot \sum_{i=1}^N (P_i - O_i)^2}$	Unité de concentration	Indicateur non borné	0	La RMSE sert également à mesurer la dispersion des résultats par rapport aux observations. Elle est fréquemment utilisée comme indicateur de la précision du modèle.
NMSE Erreur quadratique moyenne normalisée	$\frac{1}{N} \cdot \sum_{i=1}^N \frac{(P_i - O_i)^2}{P_i \cdot O_i} \cdot 100$	%	>0	0	Comme l'erreur absolue moyenne normalisée, la NMSE renseigne sur l'écart relatif moyen entre le modèle et les mesures.
FAC2	Proportion de valeurs prédites telles que : $0,5 \leq \frac{P_i}{O_i} \leq 2$	Sans unité	0 à 1	1	La statistique FAC2 est une mesure de la capacité du modèle de simuler des valeurs relativement proches des mesures.

Indicateur	Description	Unité	Plage de variation	Valeur pour un modèle parfait	Signification
Nuage de corrélation	<p><i>Abscisses :</i> données de mesure ($O_i, i=1\dots N$)</p> <p><i>Ordonnées :</i> résultats du modèle ($P_i, i=1\dots N$)</p> <p>Même échelle en x et en y et tracé de la bissectrice $y=x$</p>			points alignés sur la bissectrice	<p>Ce graphique permet de détecter rapidement l'existence éventuelle d'un biais : le modèle aura tendance à respectivement sous-estimer ou surestimer les concentrations si les points du nuage se situent respectivement au-dessous ou au-dessus de la bissectrice.</p> <p>La dispersion des points renseigne de plus sur la précision du modèle : le modèle sera d'autant plus précis que les points du nuage seront moins dispersés.</p>
Coefficient de corrélation	$r = \frac{\text{cov}(P_i, O_i)}{\sqrt{\text{var}(P_i)} \cdot \sqrt{\text{var}(O_i)}}$		[-1, 1]	1	<p>Le coefficient de corrélation mesure le caractère plus ou moins linéaire du nuage de points.</p> <p>Son utilisation est exclusivement réservée aux nuages dans lesquels les points sont répartis de part et d'autre d'une tendance linéaire.</p>

P_i : concentrations prédites par le modèle aux temps t_i

O_i : concentrations observés aux temps t_i

D'après notamment :

Chang J.C. et Hanna S.R., 2004. Air quality model performance evaluation. Meteorol. Atmos. Phys. 87, 167–196.

Rouïl L., 2001. Méthodologie d'évaluation des modèles et de l'incertitude. Rapport LCSQA. www.lcsqa.org.

Saporta G. Probabilités, analyse des données et statistique. Edition Technip, Paris, 2006, 617 p.

ANNEXE 3

Evaluation des modèles sur trois rues nantaises. Récapitulatif des données d'entrée

Tableau 15 : Données d'entrée pour la simulation des concentrations rue de Crébillon, rue de Strasbourg et quai de la Fosse à Nantes

	Données d'entrée	ADMS-Urban	OSPM	SIRANE	STREET
Emissions	Trafic	-	Données AIR Pays-de-Loire	-	
	Parc automobile	-	CETE de l'Ouest et INRETS	-	
	Facteurs d'émission	-	COPERT IV	-	
	Emissions (NO _x ou PM ₁₀)	Valeurs horaires calculées à partir des données de trafic (AIR PL), de parc (CETE de l'Ouest et INRETS) et des facteurs d'émission (COPERT IV)	(calcul interne à OSPM à partir des 3 variables précédentes)	Valeurs horaires calculées à partir des données de trafic (AIR PL), de parc (CETE de l'Ouest et INRETS) et des facteurs d'émission (COPERT IV)	Moyenne sur les émissions horaires calculées
	Ratio NO ₂ /NO _x [%] à l'émission	10%	10%	10%	-
	Emissions aux nœuds du brin	-	-	0*	-
Pollution de fond	Concentrations de fond	Données horaires AIR PL : NO, NO ₂ , NO _x , PM ₁₀ O ₃ , SO ₂ (pour la chimie)	Données horaires AIR PL : NO, NO ₂ , NO _x , PM ₁₀ O ₃ (pour la chimie)	Données horaires AIR PL : NO, NO ₂ , NO _x , PM ₁₀ O ₃ (pour la chimie)	Quantile 98 (NO ₂) ou moyenne annuelle (NO _x , PM ₁₀) calculés à partir des données AIR PL
Météorologie	Données de mesure	Données horaires issues de la station Météo France de l'Aéroport de Nantes : direction et vitesse de vent, température,	Données horaires issues de la station Météo France de l'Aéroport de Nantes : direction et vitesse de vent, température,	Données horaires issues de la station Météo France de l'Aéroport de Nantes : direction et vitesse de vent, température,	Statistiques déduites des données horaires de la station Météo France de l'Aéroport de Nantes :

	Données d'entrée	ADMS-Urban	OSPM	SIRANE	STREET
		nébulosité	rayonnement solaire global (pour le calcul de la turbulence dans la rue et la chimie)	nébulosité	direction et vitesse de vent
	Hauteur de la mesure météorologique	10 m (valeur fournie par Météo-France)	10 m (valeur fournie par Météo-France)	10 m (valeur fournie par Météo-France)	-
	Rugosité à l'endroit de la station météo	0.3 (environnement périurbain)	-	0.3 (environnement périurbain)	-
	Epaisseur de déplacement à l'endroit de la station météo**		-	9 m	-
	Longueur minimale de Monin-Obukhov	30	-	30	-
Prise en compte de la chimie		Modèle de chimie simplifiée (NO _x , O ₃ , COV) : Generic Reaction Set (Venkatram, 1994).	Modèle de chimie simplifiée des NO _x .	Modèle de chimie simplifiée des NO _x (Cycle de Chapman).	-
Caractéristiques de la rue et de son environnement Rue de Crébillon	Hauteur du canyon	21 m	21 m	21 m	Rue de type S2GS (2 voies, bâtiments mitoyens, rapport hauteur/largeur=1/1)
	Largeur de la rue	9,3 m	9,3 m	9,3 m	
	Orientation de la rue	définie par les coordonnées de début et de fin de la rue	66°	définie par les coordonnées de début et de fin de la rue	66°
	Rugosité du quartier	1 (environnement urbain)	-	1 (environnement urbain)	
	Epaisseur de déplacement du quartier**	-	-	13	-

	Données d'entrée	ADMS-Urban	OSPM	SIRANE	STREET
Caractéristiques de la rue et de son environnement Rue de Strasbourg	Hauteur du canyon	18 m	18 m	18 m	Rue de type S2GS (2 voies, bâtiments mitoyens, rapport hauteur/largeur=1/1)
	Largeur de la rue	14,3 m	14,3 m	14,3 m	
	Orientation de la rue	définie par les coordonnées de début et de fin de la rue	150°	définie par les coordonnées de début et de fin de la rue	150°
	Rugosité du quartier	1 (environnement urbain)	-	1 (environnement urbain)	
	Epaisseur de déplacement du quartier**	-	-	13	-
Caractéristiques de la rue et de son environnement Quai de la Fosse	Hauteur du canyon	2 modélisations différentes pour les 2 hauteurs suivantes : 0 m, 16 m	2 m côté quai 16 m côté bâti	2 modélisations différentes pour les 2 hauteurs suivantes : 0 m, 16 m	
	Largeur de la rue	30 m	30 m	30 m	
	Orientation de la rue	définie par les coordonnées de début et de fin de la rue	69°	définie par les coordonnées de début et de fin de la rue	
	Rugosité du quartier	1 (environnement urbain)	-	1 (environnement urbain)	
	Epaisseur de déplacement du quartier**	-	-	13	

* Compte tenu de tests préliminaires, cette option a été désactivée. Ne sont retenues que les émissions intérieures à la rue.

** L'épaisseur de déplacement correspond au déplacement des lignes de courant dû à l'effet de couche limite visqueuse. La valeur de 13 m proposée par défaut dans le fichier modèle de SIRANE a été conservée pour la zone d'étude. Elle a été abaissée à 9 m pour le site météorologique (zone plus dégagée).

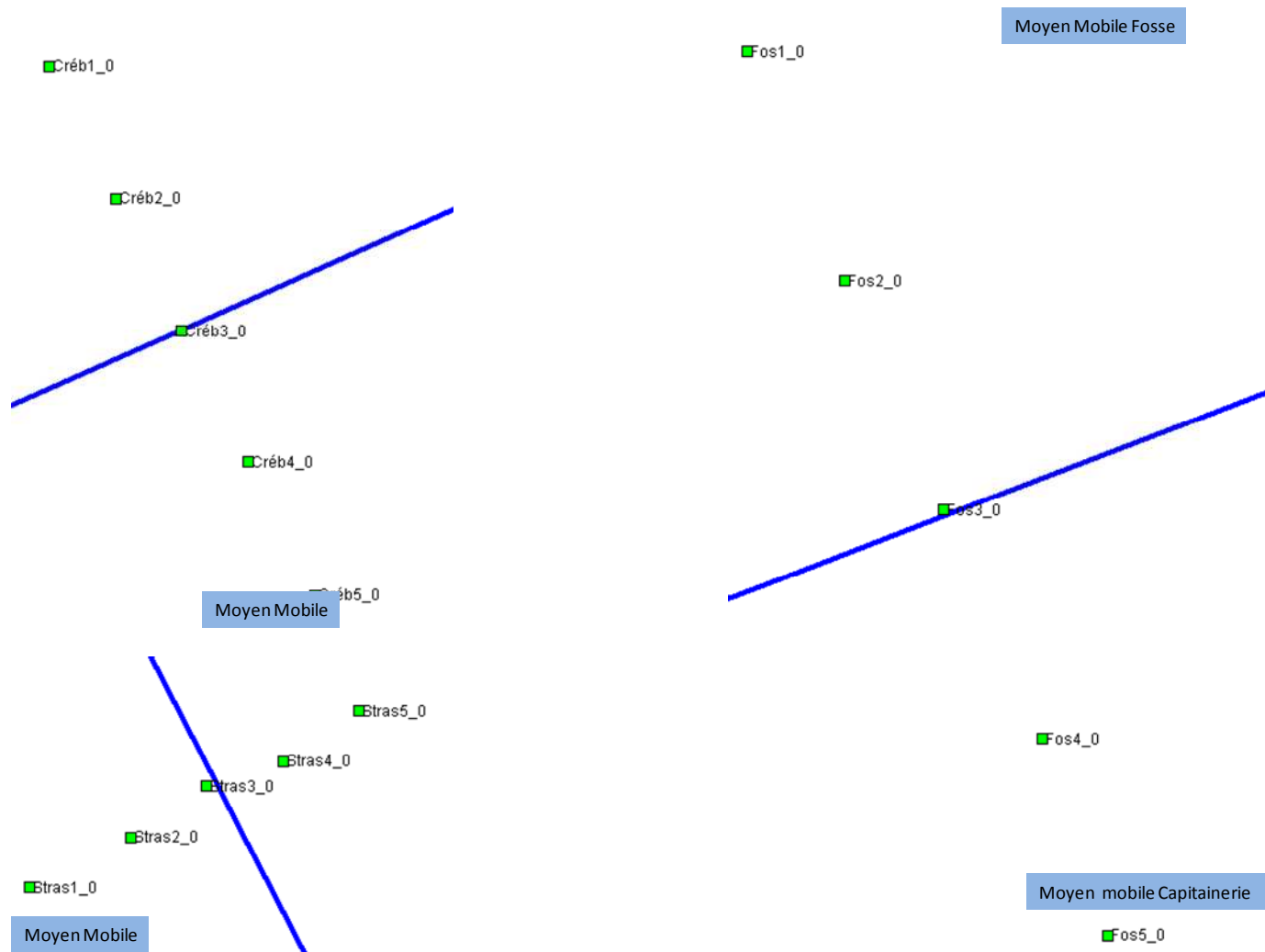


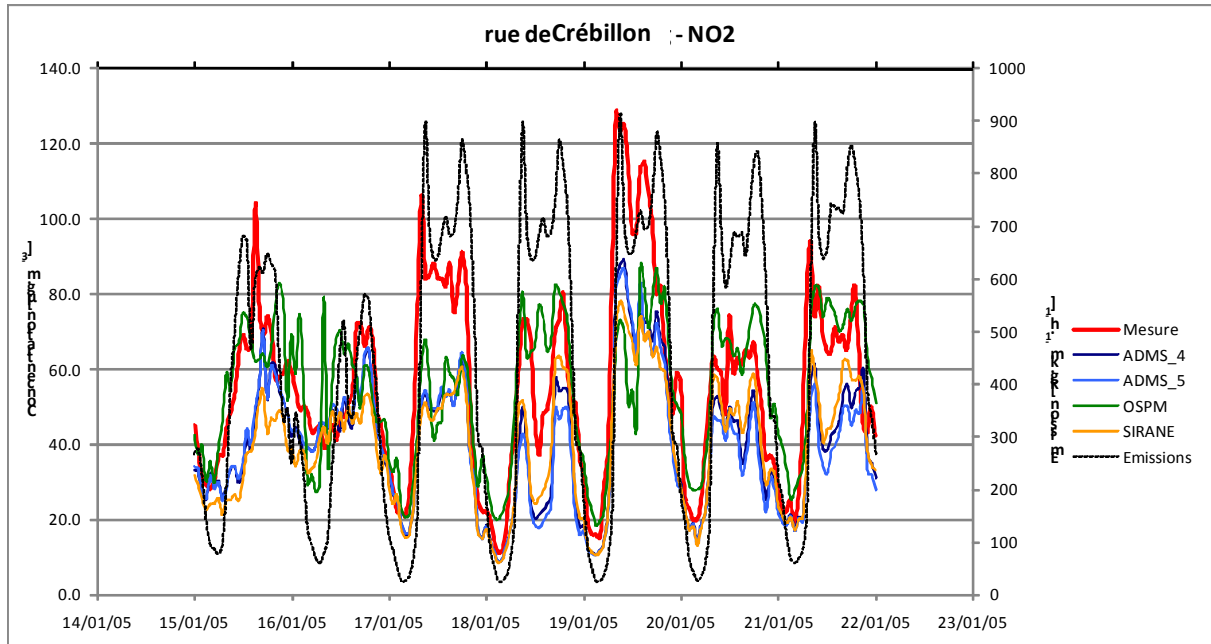
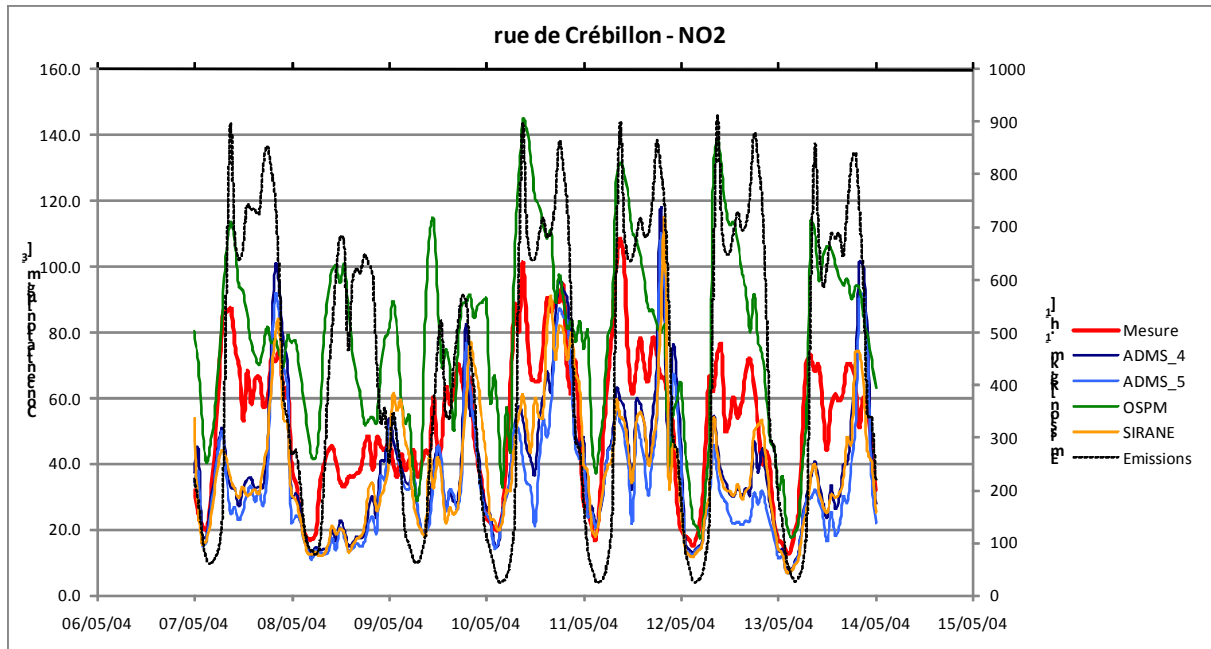
Figure 28 : Localisation des points de calcul dans ADMS-Urban

ANNEXE 4

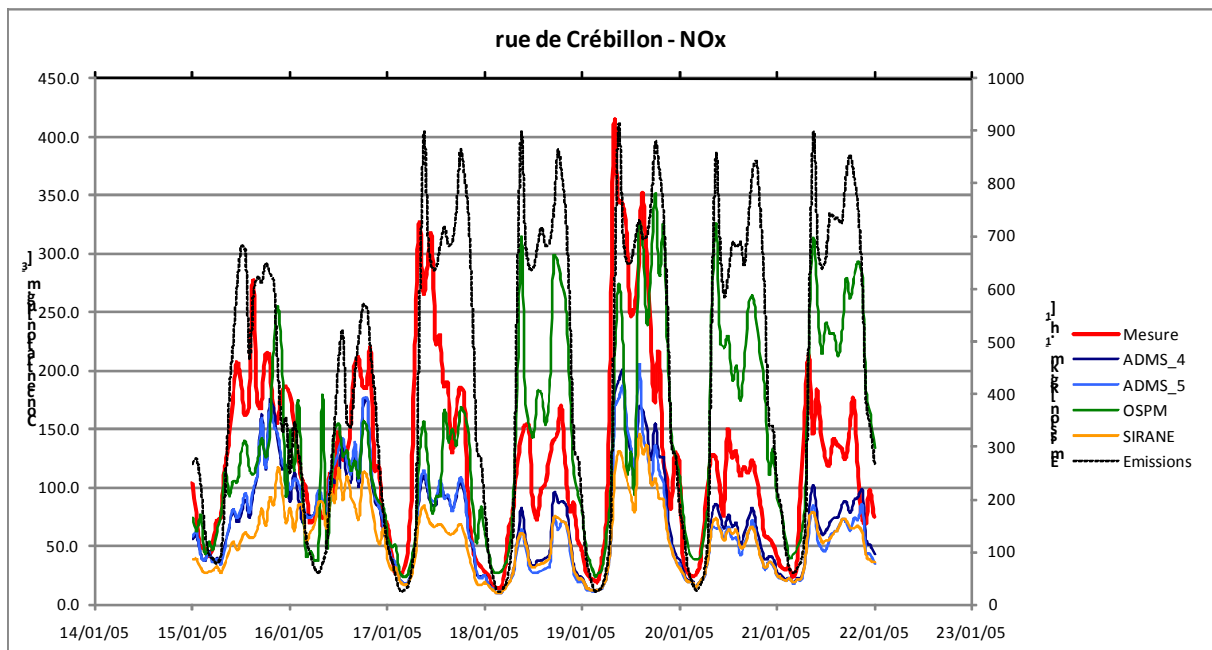
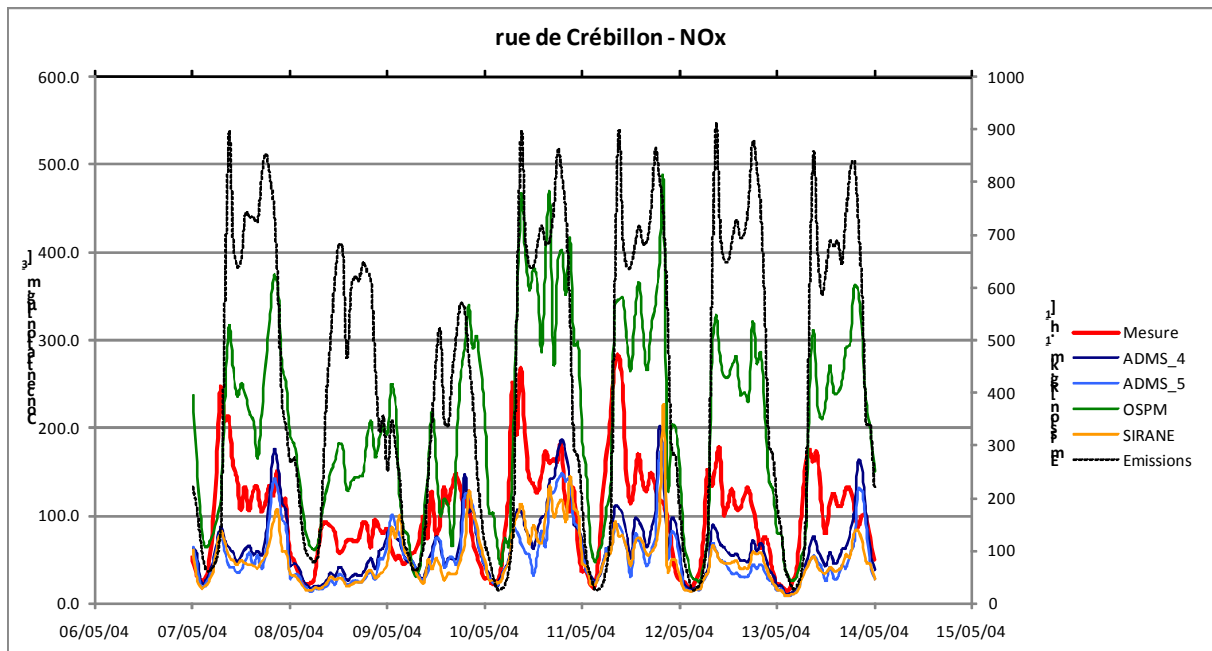
Exemples de séries temporelles modélisées et mesurées

Séries temporelles, rue de Crébillon

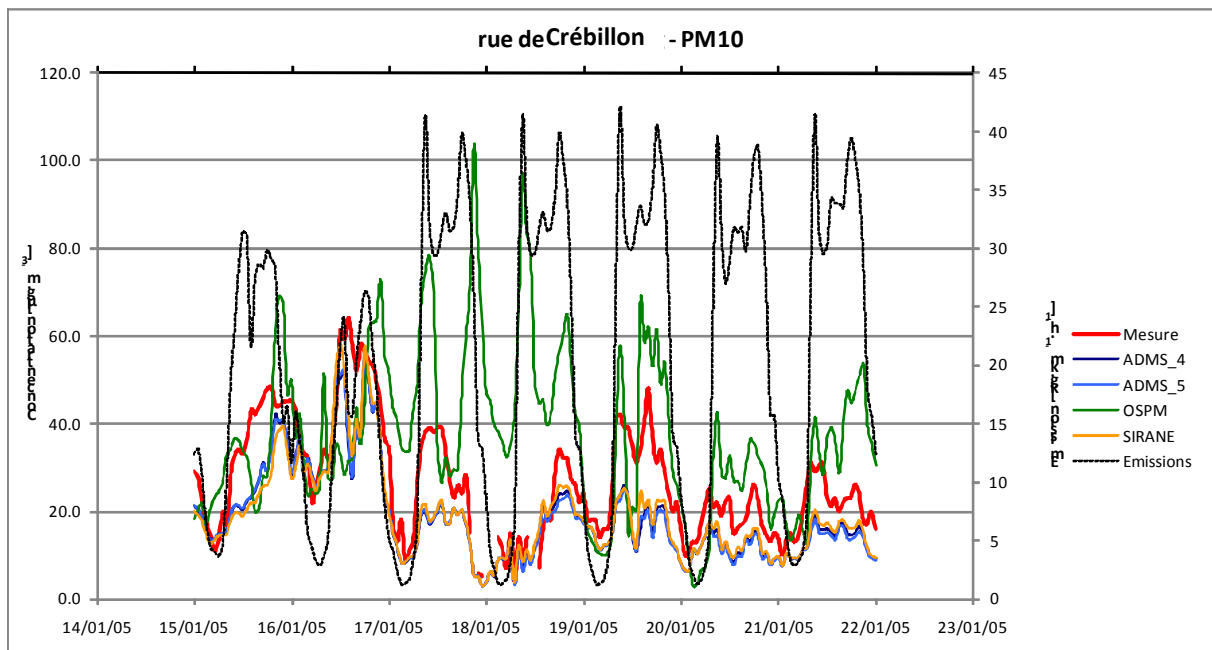
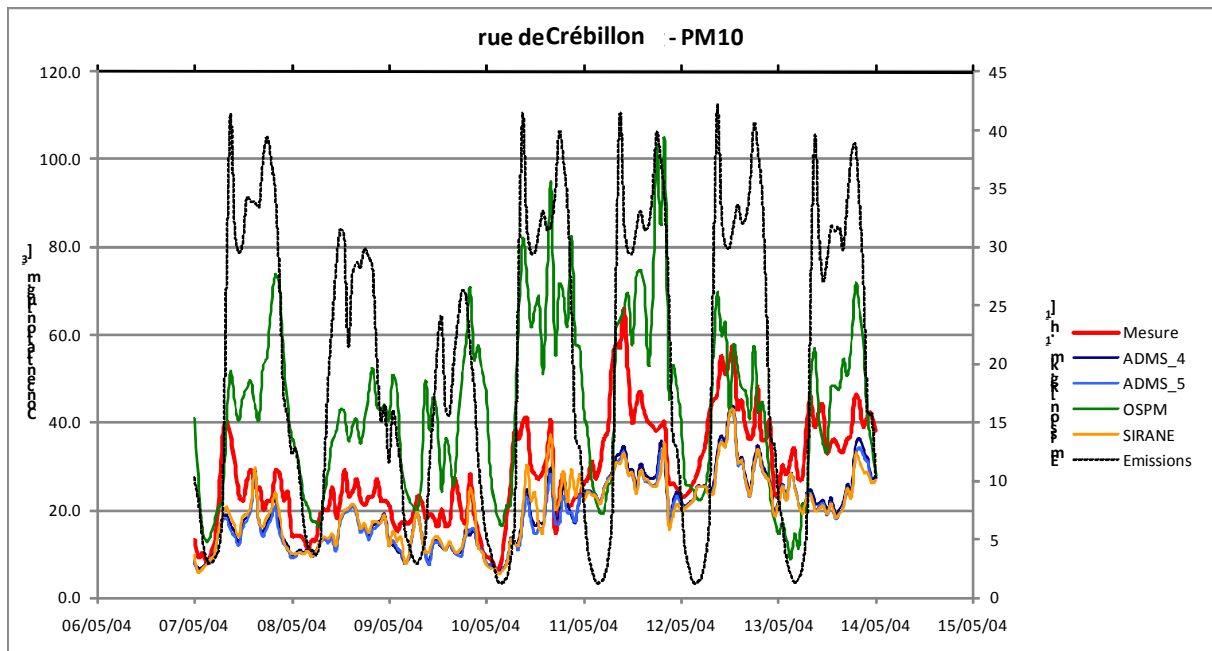
NO₂ du 07/05/04 au 14/05/04 et du 15/01/05 au 22/01/05



NO_x du 07/05/04 au 14/05/04 et du 15/01/05 au 22/01/05

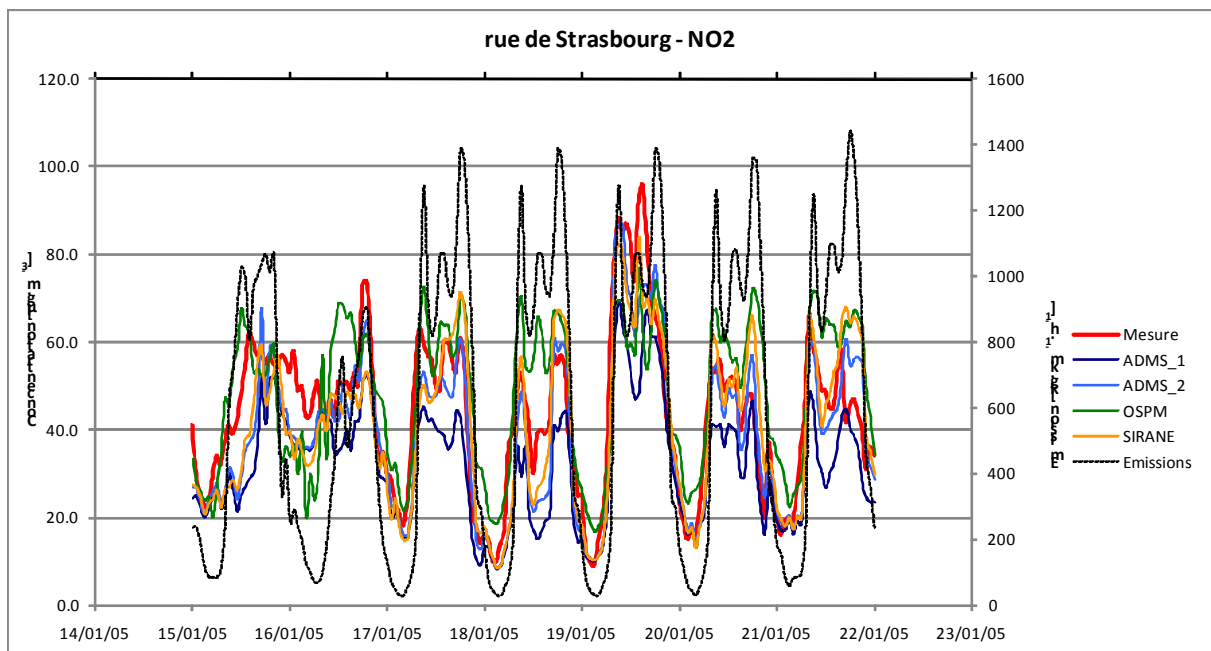
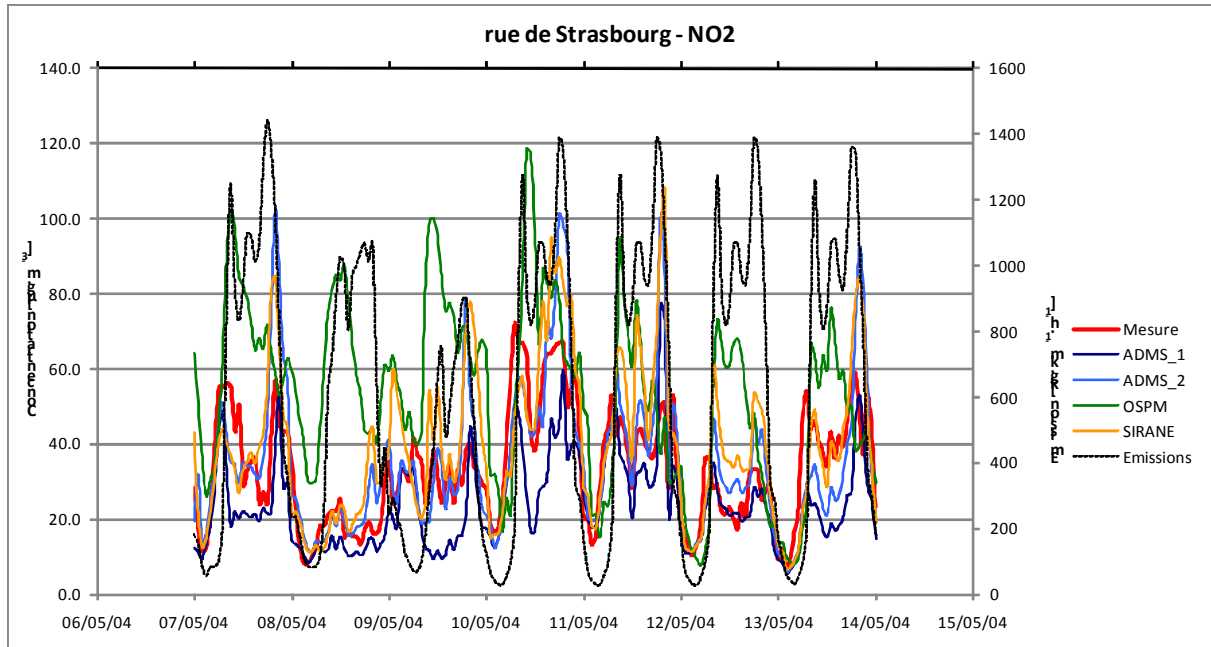


PM₁₀ du 07/05/04 au 14/05/04 et du 15/01/05 au 22/01/05

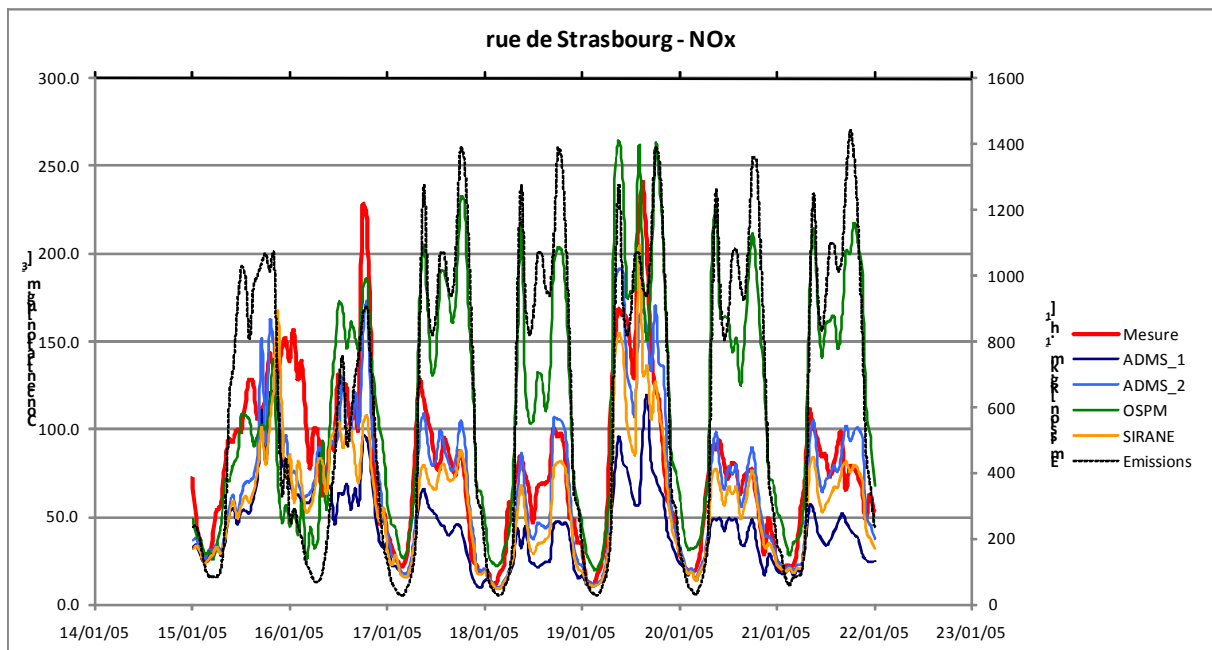
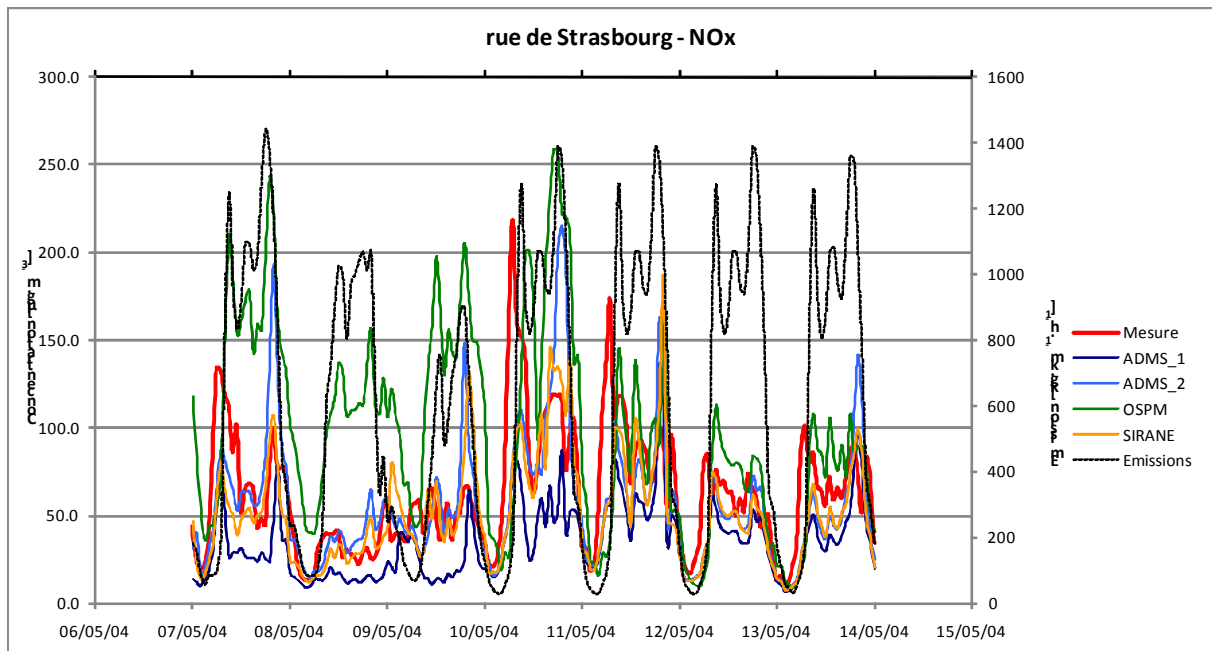


Séries temporelles, rue de Strasbourg

NO₂ du 07/05/04 au 14/05/04 et du 15/01/05 au 22/01/05



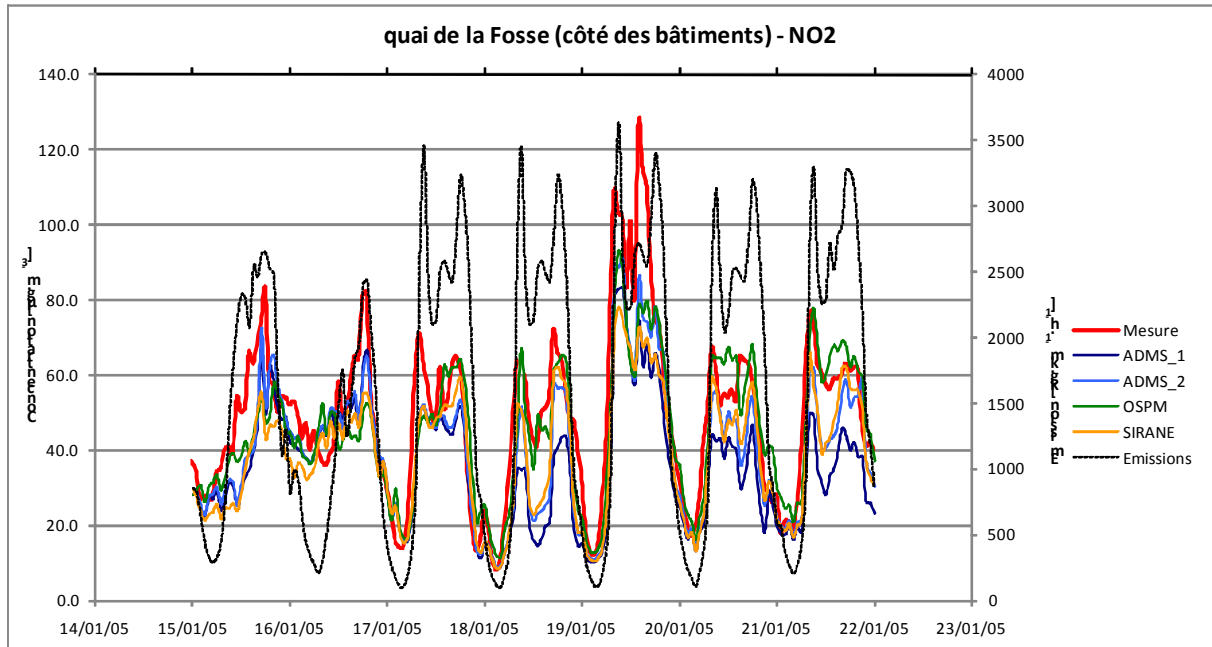
NO_x du 07/05/04 au 14/05/04 et du 15/01/05 au 22/05/05



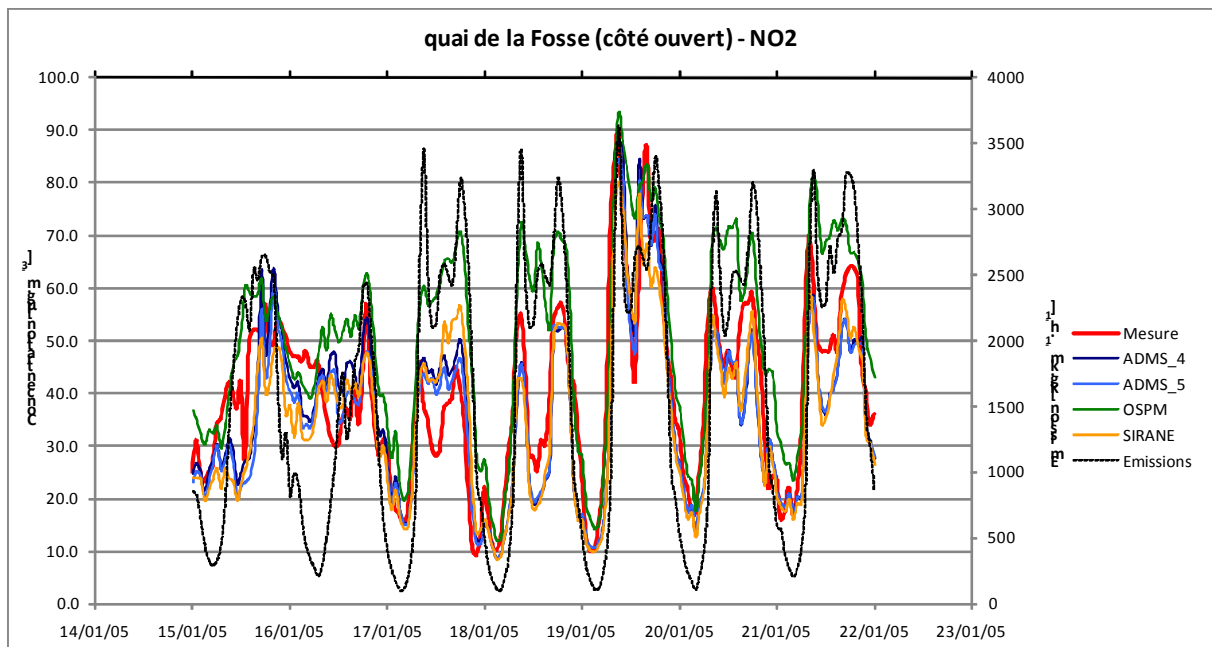
Séries temporelles, Quai de la Fosse

NO₂ du 15/01/05 au 22/01/05

Côté bâti

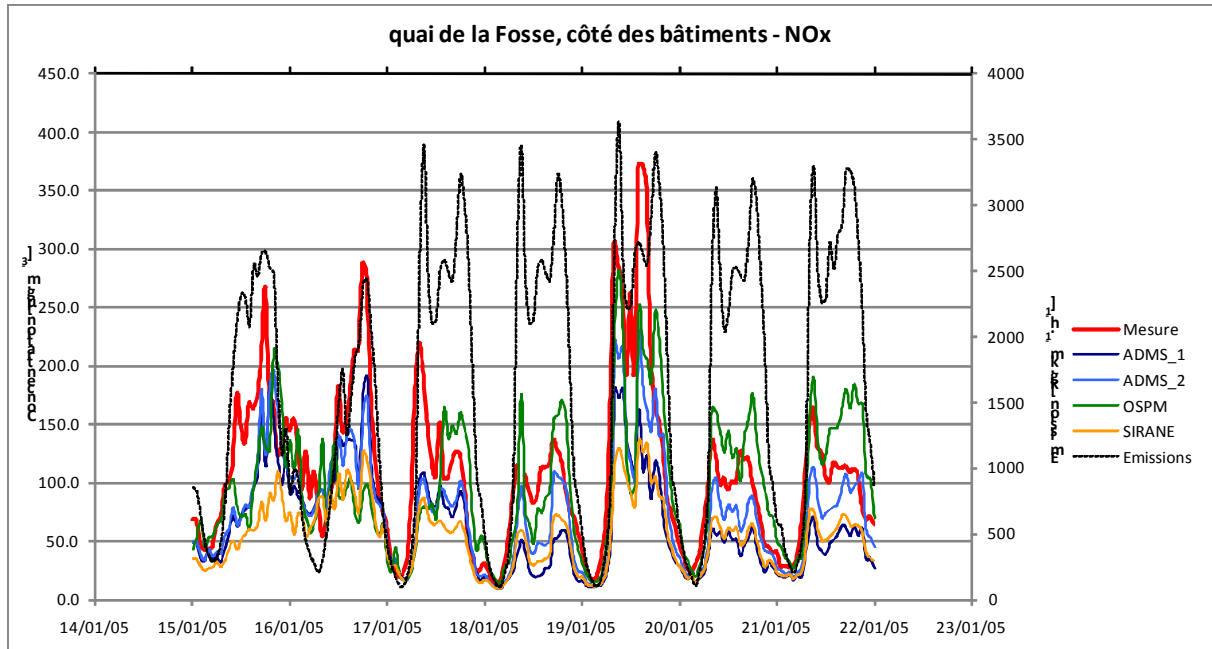


Côté ouvert (Capitainerie)

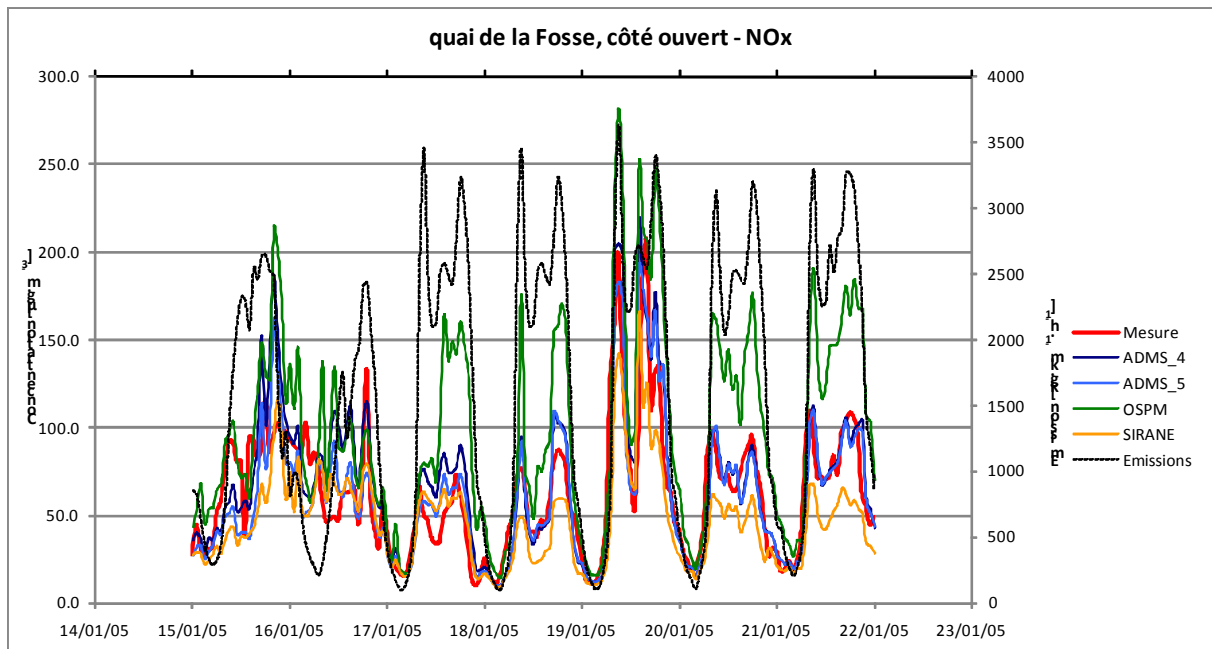


NO_x du 15/01/05 au 22/01/05

Côté bâti

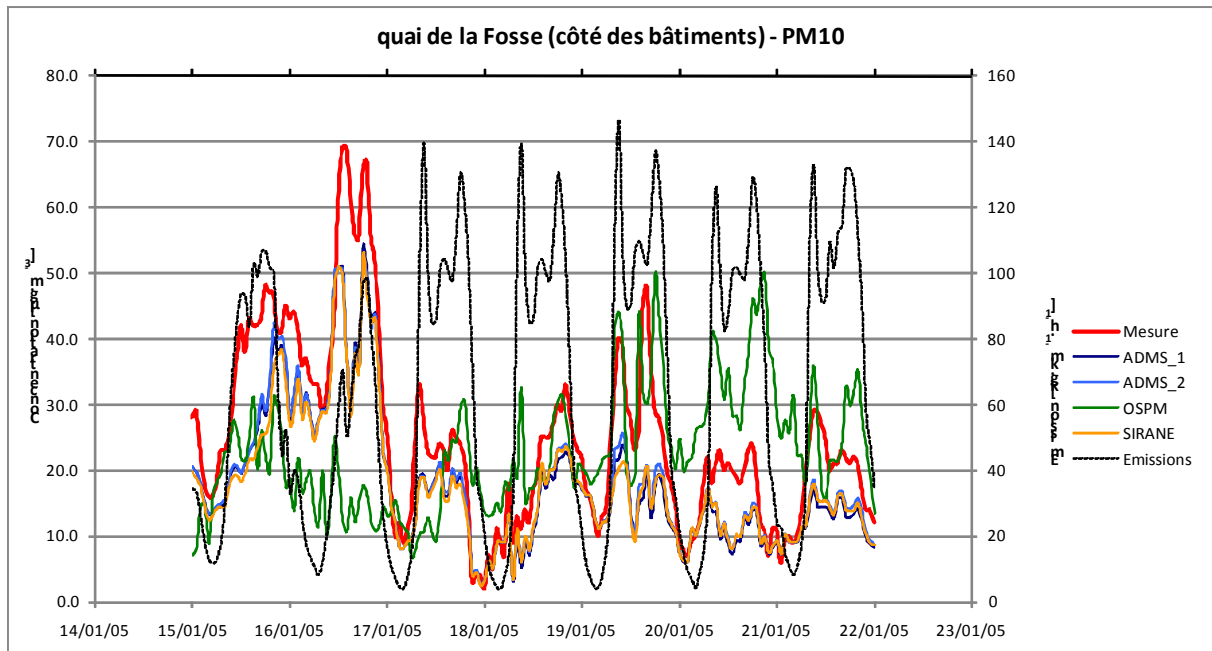


Côté ouvert (Capitainerie)



PM₁₀ du 15/01/05 au 22/01/05

Côté bâti



Côté ouvert (Capitainerie)

