



OPUR : Observatoire des Polluants Urbains en Île de France

Thème de recherche : Apport de l'atmosphère

Action de recherche : 1.1 – Evaluation des apports atmosphériques
par modélisation

**MODELISATION DYNAMIQUE MULTI-ECHELLE DE LA
POLLUTION ATMOSPHERIQUE EN MILIEU URBAIN**

Fiche de Synthèse

Thèse de doctorat de Laëtitia Thouron



La thèse de Laëtitia Thouron a été réalisée dans le cadre du projet ANR TRAFIPOLLU. Elle a permis de compléter les objectifs de l'action 1.1 :

- Quantifier par modélisation les flux de micropolluants provenant de l'atmosphère dans le bassin versant de Sucy-en Brie en Île de France.
- Identifier les catégories de sources (locales, régionales, nationales et trans-frontières) qui contribuent à ces dépôts.

1 SIMULATIONS RÉGIONALES AVEC LE MODÈLE DE CHIMIE-TRANSPORT « POLAIR3D » EN INTÉGRANT LES EFFETS DU BÂTI SUR LES DÉPÔTS ATMOSPHÉRIQUES

Des mesures en station de fond sur la région francilienne sont réalisées par l'agence régionale de qualité de l'air Airparif. Ces observations constituent des données ponctuelles en des sites géographiques fixes. Malgré leur grand nombre, elles ne permettent pas de restituer une variation spatiale suffisamment fine et régulière, en particulier pour des polluants tels que les métaux et les polluants organiques persistants (POP). La modélisation numérique peut apporter une résolution spatio-temporelle plus fine et, si la performance du modèle est jugée suffisante, elle peut être utilisée pour répondre à des questions scientifiques et traiter des problèmes opérationnels.

Des simulations de dépôts atmosphériques de quelques métaux et POP en milieu urbain ont été effectuées avec un modèle eulérien de chimie-transport (CTM) « POLAIR3D » développé par le CEREAs et intégré à la plate-forme de simulation Polyphemus. La pollution atmosphérique pouvant être transportée sur des longues distances, nous avons choisi de faire démarrer nos simulations à une échelle européenne (résolution horizontale de 50 km x 50 km) afin d'intégrer le plus de sources possibles. Ces simulations sont ensuite réalisées sur trois autres domaines imbriqués par descente d'échelle. Ainsi, les modélisations suivantes concernent, la France (sa partie septentrionale, résolution: 15 km x 15 km), l'Île-de-France (4 km x 4km) et un quartier en banlieue est de Paris (1 km x 1 km), à Le Perreux-sur-Marne. Ce quartier fait référence au quartier défini dans le projet TrafiPollu.

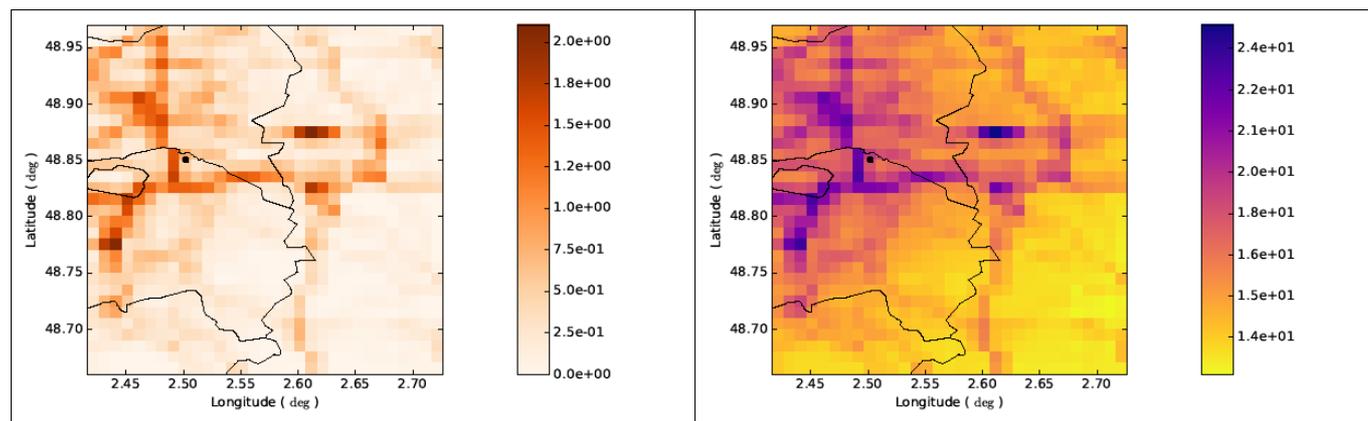
Nous souhaitons déterminer le rôle de la morphologie urbaine sur les simulations de dispersion dans l'air des polluants et leur dépôt. L'impact du bâti a été évalué d'une part à travers la météorologie et d'autre part à travers les dépôts secs.

La dispersion des polluants dans l'atmosphère ainsi que leur niveau de concentrations dans l'air dépendent fortement des conditions météorologiques. Nous avons simulé les champs météorologiques avec le modèle WRF (« Weather Research and Forecasting »). Un traitement particulier de la canopée urbaine a été effectué avec le modèle UCM (« Urban Canopy Model »). Il permet notamment de prendre en compte les effets de la géométrie urbaine sur l'écoulement météorologique et a été mis en place pour les deux derniers domaines (Île-de-France et quartier du projet TrafiPollu).

Dans POLAIR3D les vitesses de dépôt sec sont précalculées avec l'approche standard du modèle de rugosité (Venkatram and Pleim, 1999 and Zhang et al., 2001) et en intégrant la morphologie du bâti de manière implicite en fonction des types de surfaces urbaines (toits, routes et murs), selon la formulation de Cherin et al. (2015). La morphologie du bâti prise en compte ici est similaire à celle des simulations WRF. En détaillant les vitesses moyennes de dépôt sec en fonction des surfaces urbaines, on constate que ces vitesses de dépôt sec sont homogènes entre les surfaces urbaines pour des tailles de particules comprises entre 0,15 et 2,5 μm . Cependant, pour des particules très fines ($< 0,15 \mu\text{m}$) ou des particules grossières ($> 10 \mu\text{m}$), la vitesse de dépôt sur les toits est bien plus importante que celle sur la route ou sur les murs. Lorsque les particules sont plus grossières, celles-ci sont davantage sujettes à la sédimentation et donc à un processus gravitationnel vertical qui influence le dépôt sur les toits et sur la route, et beaucoup moins le dépôt sur les murs.

Les simulations météorologiques WRF ont été comparées à la station de mesures de Météo-France à St Maur, qui est la station la plus proche du site expérimental TrafiPollu. Les résultats des simulations montrent des corrélations journalières satisfaisantes pour la vitesse et la direction du vent à 10 m et la température à 2 m. En ce qui concerne les directions de vent, les directions principales sont reproduites par le modèle. Cependant, un décalage moyen sur l'ensemble de la période de 15° vers l'est est remarqué dans les résultats des simulations. Le modèle semble aussi induire une plus grande fluctuation du vent. Le cumul total des pluies sur la période printanière issu des simulations diffère de 55% par rapport aux observations au site de St Maur. La corrélation avec les observations est très faible, il est donc possible que le modèle sous-estime les dépôts humides.

Les concentrations simulées avec POLAIR3D ont été comparées aux concentrations mesurées sur le site expérimental, excepté pour le cas du zinc qui n'a pas été mesuré. Le cas du cuivre est particulièrement satisfaisant, avec une erreur de 5,4 ng.m⁻³, soit 12% d'erreur par rapport à la valeur moyenne observée.



Flux d'émission moyen de Cu (gauche, en g.h⁻¹) et concentrations moyennes de Cu simulées (droite, en ng.m⁻³) sur le domaine Trafipollu pour la période du 26 March au 29 June 2014.

Pour le benzo[a]pyrène, les concentrations simulées sont surestimées d'environ un facteur 2. Cette surestimation est probablement liée aux conditions aux limites, qui a contrario des autres polluants viennent du domaine supérieur (Île-de-France) en utilisant les concentrations héritées des domaines supérieurs (émissions EMEP et Airparif).

Pour les autres polluants (benzo[b]fluoranthène et de l'indéno[1,2,3-cd]pyrène), les mesures annuelles (de 2012) d'Airparif varient respectivement entre 0,24 – 0,40 ng.m⁻³ et 0,19 – 0,25 ng.m⁻³. La tendance est à une sous-estimation des concentrations (d'un facteur 10) qui peut être attribuée au fait que des conditions aux limites nulles ont dûes être choisies en raison de l'indisponibilité de concentrations de fond.

L'approche classique par hauteur moyenne de rugosité pour calculer les flux de dépôt secs ne permet pas de tenir compte de leur hétérogénéité spatiale dans les zones urbaines. L'approche par canopée urbaine de Cherin et al. (2015) considère les effets du bâti de manière explicite. Les résultats montrent que les dépôts secs sur la route ou les murs sont significatifs dans les zones ouvertes. En revanche, dans les zones denses les dépôts sur la route et sur les murs sont moins importants que ceux au niveau des toits. Ce résultat est à questionner au regard du problème de « dilution numérique » des émissions inhérent à l'utilisation d'un modèle eulérien à l'échelle urbaine. Dans le cas d'une considération des sources à l'échelle de la rue, les rues-canyons sont au contraire sujettes au confinement et à l'accumulation des polluants.

Outre les morphologies urbaines, la distribution en taille des particules affecte les vitesses de dépôt. Les particules grossières (> 10 µm) sont davantage sujettes au dépôt sur des surfaces planes car elles sont affectées par la sédimentation. Par exemple, les dépôts secs de cuivre (émis principalement dans des tailles grossières) se font majoritairement sur les routes, et largement moins sur les murs. En revanche, les dépôts secs de benzo[a]pyrène, principalement émis dans des gammes de taille plus fines (entre 0.15 et 2.5 µm), sont répartis de manière plus homogène entre les surfaces, dont les murs.

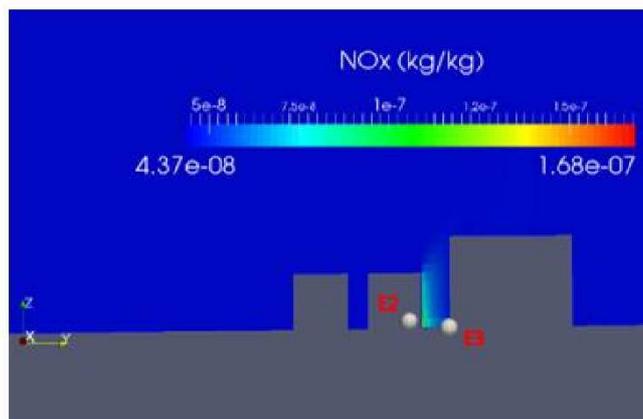
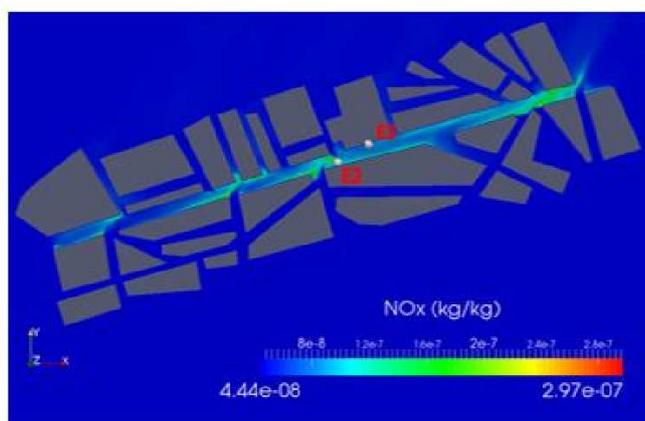
2 SIMULATIONS À L'ÉCHELLE DE LA RUE DES CONCENTRATIONS EN UTILISANT UN MODÈLE DE CHIMIE-TRANSPORT ET UN MODÈLE DE MÉCANIQUE DES FLUIDES TRAITANT EXPLICITEMENT LE BÂTI

La géométrie étriquée des espaces urbains avec des immeubles denses de grande hauteur provoque un écoulement complexe qui peut donner lieu à une répartition inégale des polluants. Dans le présent travail, nous comparons les résultats d'écoulement et de dispersion obtenus à partir d'un modèle de mécanique des fluides (CFD, Code_Saturne) et d'un modèle de qualité de l'air multi-échelle Street-in-Grid (SinG). SinG est un nouveau modèle multi-échelle de pollution de l'air urbain combinant un modèle de chimie-transport (CTM) et un modèle de réseau de rue. Les concentrations simulées sont donc fournies selon les axes routiers définissant chaque rue. Code_Saturne est un modèle CFD qui calcule un champ d'écoulement détaillé et, par conséquent, peut fournir une résolution fine des concentrations dans une rue.

En termes de concentrations moyennes dans le boulevard, SinG et Code_Saturne sont en bon accord avec les observations, avec une tendance de Code_Saturne à sous-estimer plus que SinG, probablement à cause d'un traitement plus complet des concentrations de fond dans SinG. SinG a quelques faiblesses dans la reproduction des niveaux de concentrations lorsque le vent est très faible (<1 m.s⁻¹). De plus, nous avons pu montrer que dans une configuration semi-ouverte de rue-canyon avec un réseau urbain complexe, il peut ne pas être approprié de formuler des zones de recirculation et de ventilation, car les observations ne montrent pas de relation claire entre la direction du vent et par rapport à l'axe du boulevard et aux concentrations.

En dépit des incertitudes (morphologie du bâti, émission, météorologie et des concentrations de fond), nous obtenons des résultats avec Code_Saturne en termes de gradients de concentration transversaux qui correspondent aux angles entre la direction du vent et l'axe du boulevard. Cependant, il semble que Code_Saturne sous-estime ce gradient dans la plupart des cas. Dans un cas, il a été démontré que l'inclusion des émissions des rues secondaires améliorerait l'accord entre Code_Saturne et les observations. Dans un autre cas, une sous-estimation des émissions pourrait expliquer la sous-estimation au moins partiellement. D'autres facteurs tels que le réseau routier et les émissions associées peuvent également jouer un rôle important.

SinG avec sa formulation moyenne de la rue se compare de manière satisfaisante avec les observations moyennes et peut être approprié pour la plupart des applications. En décrivant plus précisément le champ de concentration dans le réseau de rues, il faudrait simuler l'ensemble des rues du quartier avec un modèle CFD tel que Code_Saturne.



Champs de concentration de NOx simulé avec Code_Saturne à 0,5 m du sol (gauche) et en coupe verticale dans la rue canyon (droite).

3 LA RÉÉMISSION DES PARTICULES APRÈS LE PASSAGE DES VÉHICULES A L'ÉCHELLE DE LA RUE

Les émissions directes correspondent aux émissions échappements (polluants émanant du pot d'échappement) et aux émissions liées à l'abrasion du matériel automobile et routier. La réémission est définie comme la remise en suspension des particules par le flux d'air après leur dépôt sur la surface de la route, ce sont donc des émissions secondaires. Ces réémissions ne sont pas encore réglementées par les directives européennes ni françaises, ni comptabilisées dans les inventaires d'émission, pour autant elles peuvent contribuer significativement à augmenter les niveaux de concentrations dans les zones où le trafic est important.

La nécessité de modéliser tous les phénomènes induisant les niveaux de pollution en milieu urbain afin de se rapprocher le plus possible des concentrations observées en bordure de route a amené à considérer à part entière le phénomène de réémission dans la modélisation atmosphérique. Nous nous intéressons ici à deux études de cas ayant des caractéristiques de trafic différentes. MOCOPO est un projet situé près de Grenoble, dans le sud-est de la France étudiant les effets de la voie rapide d'Echirolles (N87) sur les niveaux de pollution à proximité. L'autre projet, Trafipollu, s'intéresse à la pollution près d'un boulevard en zone résidentielle de banlieue parisienne. Nous allons évaluer les émissions liées à la remise en suspension sur ces deux cas d'étude.

Trois modèles issus de la littérature ont été testés. Ces modèles correspondent à trois approches différentes : la méthode empirique de Thorpe et al. (2007), le modèle semi-empirique HERMES (Pay et al., 2011) et le modèle déterministe NORTRIP (Denby et al., 2013). Le but de cette étude est de (1) comparer ces différentes approches (2) mettre en évidence leur sensibilité à certaines données d'entrée et leur opérabilité et (3) quantifier la réémission des particules présentes sur la chaussée pour ces deux études de cas.

Le modèle HERMES a une formulation assez simple qui tient compte du débit et de facteurs de réémission (pour voitures et poids-lourds). Il s'agit d'un modèle semi-empirique développé pour un cas d'étude espagnol. Dans cette formulation, les taux de réémission ne sont pas décomposés selon les sources de particules. Elle ne peut donc pas distinguer les sources de contribution telles que la réémission des particules déposées issues de l'abrasion des pneus, des freins ou de la chaussée. Par ailleurs, elle ne dépend pas de la vitesse du trafic, mais seulement du débit.

Le modèle NORTRIP est un modèle déterministe développé par Denby et al. (2013) qui présente quatre différences majeures avec HERMES: (1) il est basé sur un bilan de masse sur la chaussée des particules déposées au lieu d'un taux de réémission par défaut, (2) la vitesse des véhicules en plus du débit pour calculer le taux de réémission est prise en compte, (3) les précipitations et l'humidité sont incluses dans les processus de réémission ainsi que le type de revêtement de la chaussée et (4) des facteurs de réémissions distincts pour les poussières de pneus, freins et chaussée sont pris en compte. Dans cette approche, la production de particules est due à l'abrasion des freins, des pneus et de la route, mais les dépôts atmosphériques ne sont pas inclus.

Le modèle de Thorpe et al. (2007) est uniquement applicable si des observations sont disponibles (en bordure de route et à des stations de fond). Par conséquent, ce n'est pas un modèle prédictif mais diagnostique. Cette dernière méthode peut donc être contraignante et n'a pu être appliquée qu'au cas de MOCOPO.

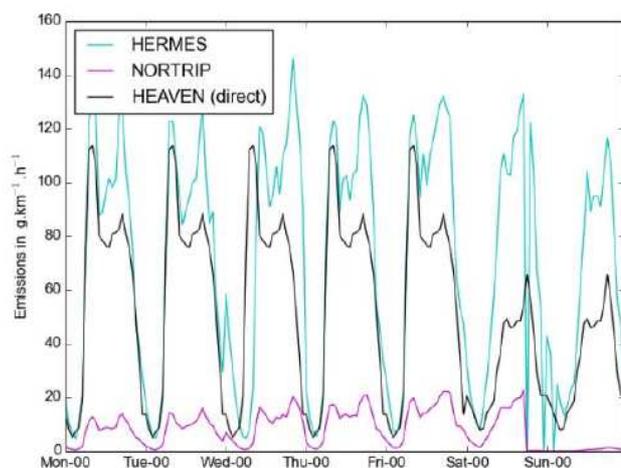
Dans ces trois modèles, c'est la réémission des PM10 (particules $< 10 \mu\text{m}$) qui est estimée parce que les facteurs d'émission ne sont connus que pour cette taille de particule. En revanche, la réémission des particules peut affecter des gammes de taille allant jusqu'à $40 \mu\text{m}$ (au-delà les vitesses de sédimentation sont trop élevées et les particules se déposent presque immédiatement après avoir été mobilisées). Il y a donc un besoin d'estimer les facteurs d'émission pour les particules de taille allant jusqu'à $40 \mu\text{m}$ si l'on veut pouvoir évaluer leur réémission dans l'atmosphère.

La formulation HERMES donne des émissions comparables aux émissions directes (échappement et abrasion) pour le cas d'étude MOCOPO, alors que dans le cas d'étude de Trafipollu, ces émissions sont

largement supérieures (environ deux fois les émissions directes). La formulation de NORTRIP est dans le premier cas d'étude (MOCOPo) comparable aux émissions directes (82%), ce qui est cohérent avec la valeur précédemment trouvée par une méthode statistique (PMF) appliquée à des données expérimentales. Les simulations avec le modèle empirique Thorpe et al. (2007) ne sont réalisées que sur le cas d'étude de MOCOPo et sont en accord avec NORTRIP.

Les sources de contribution des particules remises en suspension sont différenciées entre abrasion des pneus, de la route et des freins et entre les différentes catégories de véhicules (voitures et poids-lourds). L'abrasion de la route possède (toutes catégories de véhicules confondues) le facteur d'émission le plus élevé et par conséquent, la plus importante contribution aux émissions totales (> 75%), l'abrasion des freins et celle des pneus sont moins importantes avec respectivement environ 20% et 3 %.

La contribution du phénomène de réémission aux émissions directes a été évaluée en simulant les concentrations avec cette source ajoutée aux émissions directes pour des simulations des dispersions atmosphériques des émissions liées au trafic routier. Nous avons utilisé deux modèles de dispersion atmosphérique, adaptés à chaque configuration des sites étudiés. Ainsi, le projet MOCOPo étant situé dans une zone semi-ouverte, nous avons simulé les concentrations avec un modèle gaussien de panache paramétré pour les situations de vents calmes (Briant et al., 2011, 2013, Venkatram et al., 2013, Fallah Shorshani et al., 2015). En revanche, pour le projet Trafipollu, situé dans une zone très urbaine et donc entourée de bâtiments, un modèle de rue-canyon avec son réseau de rues connecté a été utilisé. Il s'agit du modèle MUNICH (Kim et al., 2016) développé au CERE. En termes de résultats, la contribution finale de la remise en suspension dans les simulations de la concentration n'apparaît pas clairement du fait d'un signal de fond urbain dominant les concentrations en bordure de route. Dans les deux cas d'étude, le fond urbain contribue à plus de 70% des observations, le reste représentant le signal trafic. De la sorte, les concentrations sur le cas d'étude MOCOPo issues du modèle Gaussien contribuent en moyenne aux concentrations de PM10 en bordure d'autoroute respectivement à 5% pour les concentrations directes, et 6% pour les concentrations provenant du processus de réémission (avec HERMES et NORTRIP).



Emissions de poussières par resuspension simulées avec HERMES et NORTRIP sur le cas du projet Trafipollu (du 31/04/2014 au 07/05/2014) comparées aux émissions directes (échappement et frottements) évaluées par le modèle HEAVEN d'Airparif.

Sur le cas de Trafipollu, le signal est plus contrasté. Les concentrations modélisées avec MUNICH contribuent à 11, 40 et 2%, respectivement pour les concentrations directes et de remise en suspension (HERMES et NORTRIP). Ainsi, la comparaison à des mesures de PM10 en bordure de route ne nous permet pas de conclure en termes de performance des modèles de remise en suspension. La partie fine (PM2,5) compose majoritairement les PM10 en zone urbaine. Les PM2,5 ont un temps de résidence assez long (environ une semaine) en l'absence de précipitations ce qui explique la forte contribution du fond urbain sur les concentrations en bordure de chaussée.

4 PERSPECTIVES

En perspectives de cette thèse, nous estimons que des campagnes de mesures, notamment pour les dépôts (humide et sec), seraient opportunes pour pouvoir évaluer de manière précise (dans une zone géographique représentative) les modèles de dépôt utilisés. Par ailleurs, il peut être envisagé de coupler les modèles trafic/émissions aux modèles de la qualité de l'air à l'échelle d'une agglomération afin de simuler de manière dynamique la pollution liée aux infrastructures routières et de pouvoir prédire et étudier l'effet du trafic et de ses émissions sur la qualité de l'air de manière plus intégrée que celles actuellement utilisées. Au cours de cette thèse, nous avons également pu transférer des données de dépôts (sec et humide) à des laboratoires d'hydrologie. Cependant, il pourrait être intéressant pour la qualité des eaux de ruissellement de pouvoir coupler directement les modèles de la qualité de l'air à des modèles d'hydrologie.