

Note technique

Travaux financés par le ministère chargé de l'environnement

MODELISATION DE LA REMISE EN SUSPENSION DES PARTICULES PAR LE TRAFIC ROUTIER - CONTRIBUTION DES OPERATIONS DE SABLAGE/SALAGE

Bertrand BESSAGNET (INERIS)

SYNTHESE

Quand il est possible de quantifier la contribution des opérations de sablage/salage des routes aux niveaux de particules mesurés dans l'air ambiant, la directive européenne sur la qualité de l'air 2008/50/CE¹ permet aux États membres de soustraire cette contribution de la concentration totale des PM₁₀ avant de vérifier la conformité avec les valeurs limites et objectifs de qualité de la législation. Quelques études nationales sur la base de campagnes mesures montrent que la part due au sablage / salage en France est en moyenne faible mais peut-être non négligeable sur certains sites trafic. De façon plus générale, la fraction de PM₁₀ due à la remise en suspension de poussières déposées au sol est non négligeable en fond urbain et très importante dans les rues. L'estimation de la remise en suspension par le trafic est importante pour mieux simuler, à l'aide de modèles de chimie transport comme CHIMERE, les concentrations de particules en zone trafic et même à l'échelle urbaine. Des modèles simples doivent pouvoir être implantés dans des modèles de qualité de l'air à l'échelle de la rue. Localement sur certains sites trafic il a été mis en évidence le rôle des opérations de sablage/salage, néanmoins d'autres études sont certainement nécessaires pour mieux quantifier cet impact dans les régions les plus concernées. En 2011, le guide de la Commission Européenne ne préconisait pas l'utilisation de la modélisation pour déterminer la part du sablage/salage des concentrations en PM₁₀. Depuis, la modélisation à l'échelle de

¹ Directive 2008/50/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe

la rue de la remise en suspension par le trafic routier a été améliorée et le modèle NORTRIP développé par le NILU² permet d'évaluer les concentrations induites par ce processus et d'estimer une contribution imputable au salage/sablage. Néanmoins, les incertitudes semblent encore très importantes et les informations requises en entrée doivent être très précises pour les limiter.

1. INTRODUCTION

Les concentrations de PM₁₀ dépassent parfois les valeurs limites fixées par la législation européenne sur la qualité de l'air ambiant. Le sablage ou salage des routes en hiver peuvent contribuer aux dépassements observés des valeurs limites de PM₁₀, notamment la valeur limite journalière (50 µg m⁻³) en période hivernale. Quand il est possible de quantifier cette contribution, la directive européenne sur la qualité de l'air 2008/50/CE³ permet aux États Membres de soustraire cette contribution de la concentration totale de PM₁₀ avant d'évaluer le respect de la conformité avec la législation.

Selon l'article 21 (1) de la directive 2008/50/CE, «*Les États membres peuvent désigner des zones ou des agglomérations dans lesquelles il y a dépassement des valeurs limites fixées pour les PM₁₀ dans l'air ambiant provenant de la remise en suspension de particules provoquée par le sablage ou le salage hivernal des routes.*»

L'Article 21 (3) exige: «*En informant la Commission conformément à l'article 27, les États membres fournissent les preuves appropriées pour démontrer que tout dépassement est dû à ces particules remises en suspension et que toute mesure utile a été prise pour diminuer les concentrations*». Le 15 Février 2011, la Commission Européenne a publié un document de travail officiel⁴ établissant des méthodes pour définir la part imputable au sablage/salage.

Cette note résume d'une part les principales recommandations de ce document de travail et d'autre part l'état actuel des travaux sur la modélisation de la remise en suspension par le trafic routier incluant la détermination de la contribution du sablage/salage.

2. RESUME DES RECOMMANDATIONS DE LA COMMISSION EUROPEENNE

Les contributions du sablage/salage doivent être déterminées sur une base journalière et peuvent ensuite être soustraites de chaque valeur mesurée des PM₁₀. Lorsque la valeur limite annuelle moyenne est dépassée, une valeur moyenne annuelle réduite peut être calculée en utilisant les valeurs moyennes journalières réduites. Afin d'estimer cette contribution imputable aux opérations de salage/sablage, les méthodes suivantes sont recommandées:

² Institut de Recherche Norvégien sur l'Air (<http://www.nilu.no/>)

³ Directive 2008/50/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe

⁴ COMMISSION STAFF WORKING PAPER establishing guidelines for determination of contributions from the re-suspension of particulates following winter sanding or salting of roads under the Directive 2008/50/EC on ambient air quality and cleaner air for Europe

Analyse chimique de chlorure (pour le salage hivernal)

Dans la plupart des régions non côtières de l'Europe, le salage hivernal est la seule source de chlorure dans les PM. Les autres sources anthropiques de sels - par exemple industrielles - doivent être exclues. Sur la base de la composition chimique du sel utilisé, la concentration totale en sel peut être déterminée par la concentration en chlorure des PM₁₀. Cette méthode nécessite quotidiennement l'analyse de chlorure des PM₁₀ sur la zone d'intérêt pour tous les jours concernés. Dans les zones côtières, les contributions du sablage hivernal doivent être distinguées de la contribution « sel de mer ».

Fraction de particules grossières (pour le sablage d'hiver)

La contribution du sablage hivernal aux concentrations de PM₁₀ peut être approchée par un pourcentage constant de la fraction grossière des particules (PM₁₀-PM_{2.5}), si les critères suivants sont remplis:

- Les activités de sablages hivernaux ont eu lieu et une pellicule de sable est présente sur la route,
- La surface de la route a été sèche,
- Le rapport PM_{2.5}/PM₁₀ est inférieur ou égal à 0.5: Ce critère exclut les contributions élevées de transport à longue distance et sélectionne des jours avec une fraction élevée de particules grossières.

La valeur numérique de **50% de la fraction grossière** due à la contribution du sablage est une estimation d'experts finlandais et la meilleure approximation disponible au moment de la rédaction du document de la Commission Européenne. Par expérience, cette méthode fonctionne dans les pays nordiques et peut-être Baltes. Dans ces pays, des concentrations élevées de la fraction grossière pendant l'hiver et au printemps sont observées. Le rapport PM_{2.5} / PM₁₀ est très différent en Europe Centrale par exemple où les ratios sont nettement plus élevés, dans ces régions l'incrément urbaines et trafic de la fraction grossière est en général inférieur à celui de l'Europe du Nord.

Les États membres peuvent appliquer des valeurs différentes, si celles-ci sont documentées par des études appropriées. L'utilisation de pneus cloutés dans les pays nordiques est assez fréquente pendant l'hiver. La quantification des émissions de l'abrasion de la route par des pneus cloutés et par sablage hivernal est à l'état de recherche, notamment en Suède et en Finlande. Il est attendu que ces études pourront finalement obtenir une estimation plus robuste du pourcentage de la fraction grossière qui peut être attribuée aux activités de sablage en hiver.

Analyse chimique des poussières minérales (pour le sablage d'hiver)

À l'heure actuelle, aucune méthode basée sur l'analyse chimique des poussières minérales dans des échantillons de PM₁₀ n'est recommandée. Une telle méthode nécessite l'identification des propriétés chimiques du sable utilisé (silicate ou carbonate) ainsi que l'analyse chimique de ce matériau minéral dans les échantillons de PM₁₀.

Les contributions provenant d'autres sources de particules minérales aillant des propriétés chimiques similaires à celles du sable utilisé pour le sablage (par exemple abrasion des routes, érosion des bâtiments, activités de construction, dépôt de poussière érodé de toute surface notamment agricole) doivent être exclues.

La modélisation n'est actuellement pas recommandée, d'autres travaux, en particulier le développement de facteurs d'émission fiables et la validation des résultats de la modélisation sont d'abord nécessaires.

3. RESUSPENSION PAR LE TRAFIC ROUTIER - MODELISATION

3.1 Préambule

Avant d'être capable de modéliser la part du sablage/salage, il est primordial de simuler correctement la resuspension des poussières totales présentes sur la route et ayant des origines variées (sablage/salage, poussières naturelles déposées, débris de véhicules, dégradation de la route, etc...). La part du sablage/salage sera liée aux périodes d'épandage de sels et de sables sur les routes et aux quantités épandues.

Comme mentionné par Thorpe et Harrison (2008), les routes constituent des surfaces de dépôt de particules de sources très variées. Une fraction des PM résultant de processus d'abrasion est de taille suffisamment importante pour sédimenter par gravité et se déposer sur la surface de la route : particules d'échappement, matériaux de sablage/salage, particules biogéniques et issues des sols peuvent être émis à proximité et déposés sur la route. En effet, pratiquement toutes les sources anthropiques et naturelles peuvent entraîner un dépôt de PM sur la route (AQEG, 2005) sous forme d'une fine pellicule. La diversité des sources est illustrée par les résultats de Miguel et al. (1999) qui ont signalé la présence d'allergènes dans la poussière des routes dérivés d'au moins 20 sources différentes. Le matériau déposé constitue une importante source d'émissions de particules par le processus de remise en suspension lors du passage d'un véhicule.

En raison de la grande quantité de sources de matières particulaires contribuant au complexe de poussière de la route, **l'identification d'une espèce traceur associée à la remise en suspension est peu probable**. Un problème courant dans le calcul d'inventaire d'émissions est donc le double compte des particules. Il est parfois possible d'attribuer la resuspension à un autre secteur d'activité (AQEG, 2005), mais par exemple il est souvent délicat de séparer les émissions liées à l'usure de la surface de la route de celles correspondant à la remise en suspension de ce qui a été déposé à la surface de la route.

La composition de la poussière de la route est dominée par des éléments et des composés typiquement associés aux matériaux du sol. La composition, reflète donc souvent le type de sol environnant. Une variation avec la saison est très probable, en particulier dans les régions où le sablage/salage des routes est pratiqué et où les pneus cloutés sont utilisés durant les mois d'hiver (Kupiainen et al., 2003; Schauer et al., 2006). Une analyse des échantillons de poussière de route collectés à Pasadena a révélé une composition de 27% en SiO_2 , 11% en Al_2O_3 , 9% en Fe_2O_3 9% et 4% en Calcium. Les espèces organiques représentent 17% d'après Hildemann et al. (1991). Comme le Calcium et le Fer, le carbone organique (OC) est un constituant important dans de nombreux échantillons de sol et de la poussière présente sur la route (Chow et al., 2003). Kupiainen (2007) a défini un schéma général des processus impliqués dans la resuspension (Figure 1). Les paramètres météorologiques sont particulièrement importants pour qualifier les facteurs d'émissions comme le suggère Johansson et al. (2012), montrant des différences importantes entre des jours dits humides et des périodes plus sèches (Figure 2).

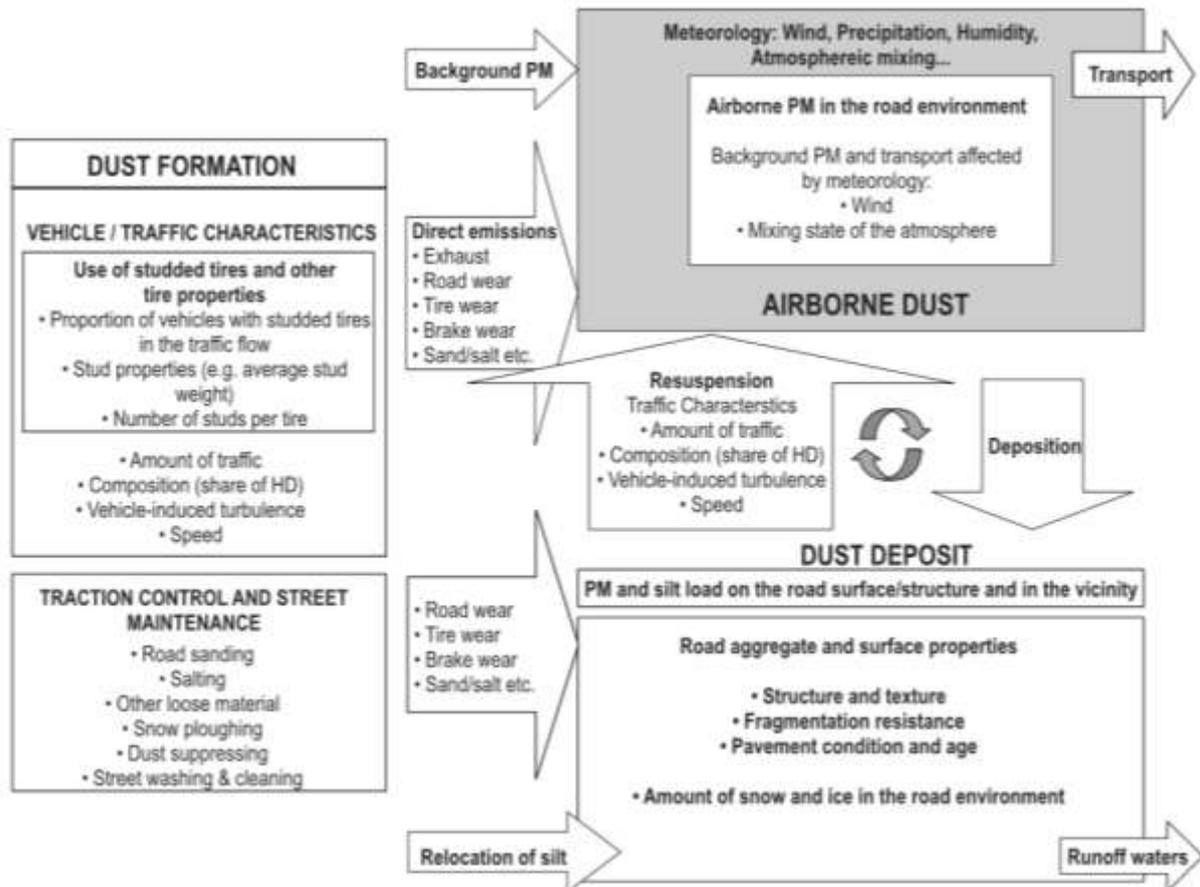


Figure 1 : Schéma général des processus et paramètres impliqués dans la remise en suspension par le trafic routier (Kupiainen, 2007)

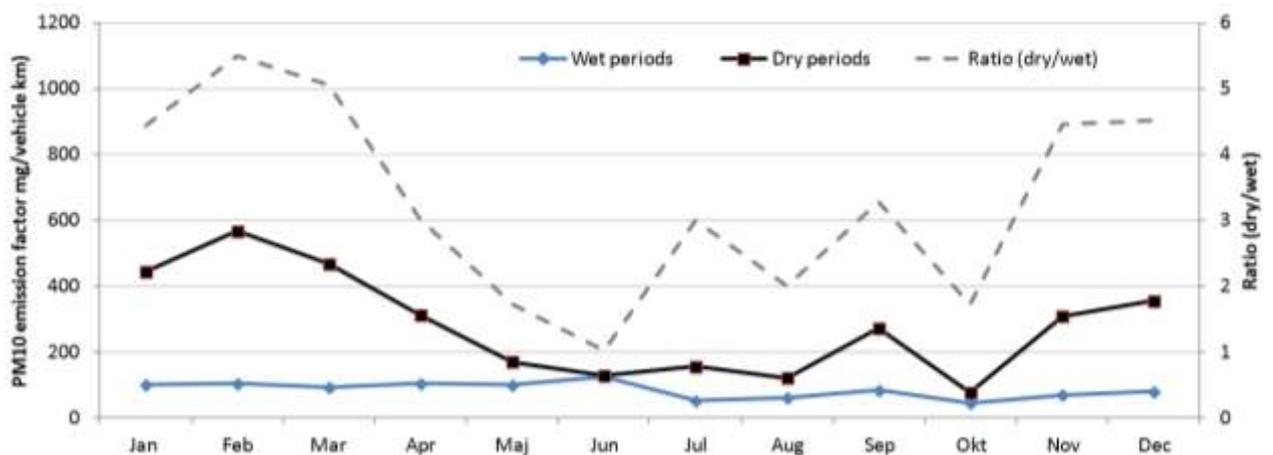


Figure 2 : Facteurs d'émissions totaux en PM10 en moyenne mensuelle sur la base de mesures entre 2006 et 2008 à Hornsgatan (Stockholm) pour des mesures en période humide (courbe bleue) et en période sèche (courbe noire) (Johansson et al., 2012)

Plusieurs études réalisées dans les années 2000 ont montré que près de 50% des PM₁₀ en sites de proximité trafic provenaient de la remise en suspension de particules (Lenschow et al., 2001 ; Luhana et al., 2004). Des pics à 90% de contribution ont été observés à Stockholm au printemps après la fonte des neiges suite aux opérations de sablage/salage hivernaux (Forsberg et al., 2005).

3.2 Quelques études françaises sur la part du sablage/salage

Des travaux LCSQA menés en 2013 ont montré que la part de sablage/salage en France avait globalement un impact limité sur les dépassements de valeur limite de PM (Favez, 2013). Les travaux réalisés en 2013 sur des sites de proximité automobile à Paris, Strasbourg, Roubaix et Besançon n'ont pas permis de conclure à un impact significatif du salage sur les dépassements du seuil journalier fixé pour les PM₁₀ au niveau de ces grandes agglomérations françaises.

L'étude réalisée en 2013 par Air Rhône-Alpes⁵ montre à partir de l'analyse chimique des particules que les concentrations de sel dans l'air sur la station urbaine de Passy sont faibles. Pour les jours de dépassement du seuil de la valeur limite journalière en PM₁₀, la part du sel dans les PM₁₀ représente en moyenne environ 2 % en fond urbain et 9 % en proximité de l'autoroute. Les jours les plus impactés par le sel, la part de celui-ci dans les PM₁₀ est d'environ 10% maximum en fond urbain mais jusqu'à 60% en proximité de l'autoroute. Il apparaît ainsi que:

- sur les 58 jours de dépassements de la valeur limite journalière en 2013 mesurés à la station de fond de Passy, aucun ne peut être attribué à la remise en suspension du sel de route.
- Dans ce secteur, l'impact en proximité routière est également limité, puisque 3 à 5 dépassements sont attribuables à cette source pour l'année 2013.

Les campagnes de salage des routes dans la vallée de l'Arve n'impactent donc pas de manière significative les niveaux de PM₁₀ des stations de fond.

Néanmoins, en proximité de zones trafic l'impact est visible et peut-être localement notable. L'étude Atmo Rhône-Alpes (2012) montre que sur les secteurs de proximité automobile étudiés, le salage des routes contribuait effectivement certains jours aux dépassements de la valeur limite pour les PM₁₀. Cette contribution était faible sur le secteur de la Rocade Sud à Grenoble (3 à 6 dépassements attribuables sur 48 pendant l'hiver 2011-2012), mais beaucoup plus importante sur le site de la Route Blanche près de Chamonix (7 à 9 dépassements attribuables sur 15 pendant la période). Cette étude a permis de déterminer une loi statistique d'estimation de la probabilité d'opération de salage à partir des conditions météorologiques ainsi qu'une estimation de la concentration de sel associée à ces opérations.

⁵ Air Rhône -Alpes- 2014 - PPA de la vallée de l'Arve - Impact du salage sur les concentrations de PM₁₀

Une vaste campagne de mesure à Paris (Amato et al., 2016) a été réalisée pour quantifier des facteurs d'émission par resuspension de différents types de routes dans la ville de Paris, ainsi que leur variabilité et les contributions aux concentrations en PM_{10} dans l'air ambiant observées pendant un an sur un site de surveillance près du boulevard périphérique. Les résultats montrent un accord entre la baisse des flux d'émission de poussière en site trafic (Diamètre < 10 μm : 0,7 à 2,2 $mg\ m^{-2}$) et les facteurs d'émissions (5,4 à 9,0 $mg\ véhicule^{-1}\ km^{-1}$) sur les routes urbaines dans Paris comparés au boulevard périphérique (2,4 $mg\ m^{-2}$ et 17 $mg\ véhicule^{-1}\ km^{-1}$, respectivement), avec les deux paramètres calculés indépendamment. Les valeurs plus élevées sur le boulevard périphérique ont probablement été causées par le mauvais état de la chaussée et par le passage de véhicules plus lourds. Sur la station trafic (Auteuil) du boulevard périphérique (220.000 véhicules/jour), les contributions des émissions de poussière de la route ont été estimées par une modélisation Source Récepteur à 13% des concentrations de PM_{10} en moyenne annuelle, soit 6.3 $\mu g\ m^{-3}$, tandis que la somme des particules émises par les échappements des véhicules et l'usure (des freins et des pneus) représente 47% de ces concentrations. La contribution totale du trafic routier est donc évaluée à 60% des concentrations en PM_{10} . Le salage des routes est une source contributrice minoritaire, environ 1% en moyenne annuelle, et 2% en hiver, la contribution maximale s'établissant à 5 - 6 $\mu g\ m^{-3}$.

3.3 Modélisation à l'échelle locale

Pour une station de proximité au trafic un ensemble de mesures de différents polluants peut permettre d'estimer une contribution de la resuspension par le trafic routier et de la relier à un flux d'émission connu. C'est l'approche utilisée par Kieseewetter *et al.* (2015) qui déterminent l'incrément de PM grossières ΔPM_{coarse} (de tailles comprises entre 2.5 μm et 10 μm) attribuable principalement à la resuspension par :

$$\Delta PM_{coarse} = [PM_{10}]_{road}^{obs} - [PM_{10}]_B^{obs} - \Delta PM_{2.5}$$

où $[PM_{10}]_{road}^{obs}$ est la valeur observée en station trafic, $[PM_{10}]_B^{obs}$ est la valeur de fond observée et $\Delta PM_{2.5}$ l'incrément trafic sur les concentrations en $PM_{2.5}$, ce dernier terme étant directement calculable grâce aux émissions (E) de NO_x et de $PM_{2.5}$:

$$\Delta PM_{2.5} = \Delta NO_x \frac{E_{PM_{2.5}}}{E_{NO_x}}$$

Une approche par modélisation mécanistique a été théorisée par Berger et Denby (2011), l'émission de poussières issues de la route $E(PM)$ s'exprime par :

$$E(PM) = E_{direct}(PM) + E_{turb-road}(PM) + E_{mech-road}(PM) + E_{turb-shoulder}(PM)$$

où $E_{direct}(PM)$ est l'émission directe par la surface de la route des débris de pneu et de frein, $E_{turb-road}(PM)$ est l'émission par remise en suspension due à la turbulence sur la route, $E_{mech-road}(PM)$ est l'émission mécanique par contact des pneus et $E_{turb-shoulder}(PM)$ est l'émission par resuspension des poussières présentes sur le bas côté de la chaussée.

Des pertes de poussières sur la route sont considérées dans le modèle par ruissellement en cas de précipitation, par le vent, par des opérations de déneigement ou de nettoyage des routes. Les différents termes d'émission vont dépendre des conditions météo, de l'instant de la dernière précipitation mais aussi du type de véhicules et de leur vitesse sur la route.

Le modèle développé par Berger et Denby (2011) était une base très générale encore perfectible notamment au niveau de la dépendance à la météorologie et surtout il ne prenait pas en compte à ce stade de développement permettant de déterminer la part de sablage/salage.

Sur la base des travaux précédents et d'autres publications, Denby et al. (2013a,b) ont développé un modèle mécanistique plus opérationnel appelé NORTRIP (Figure 3) permettant de calculer les émissions de PM des véhicules hors échappement. Ils montrent que les sels peuvent représenter entre 1 et 10% en moyenne du flux de particules remis en suspension en Scandinavie.

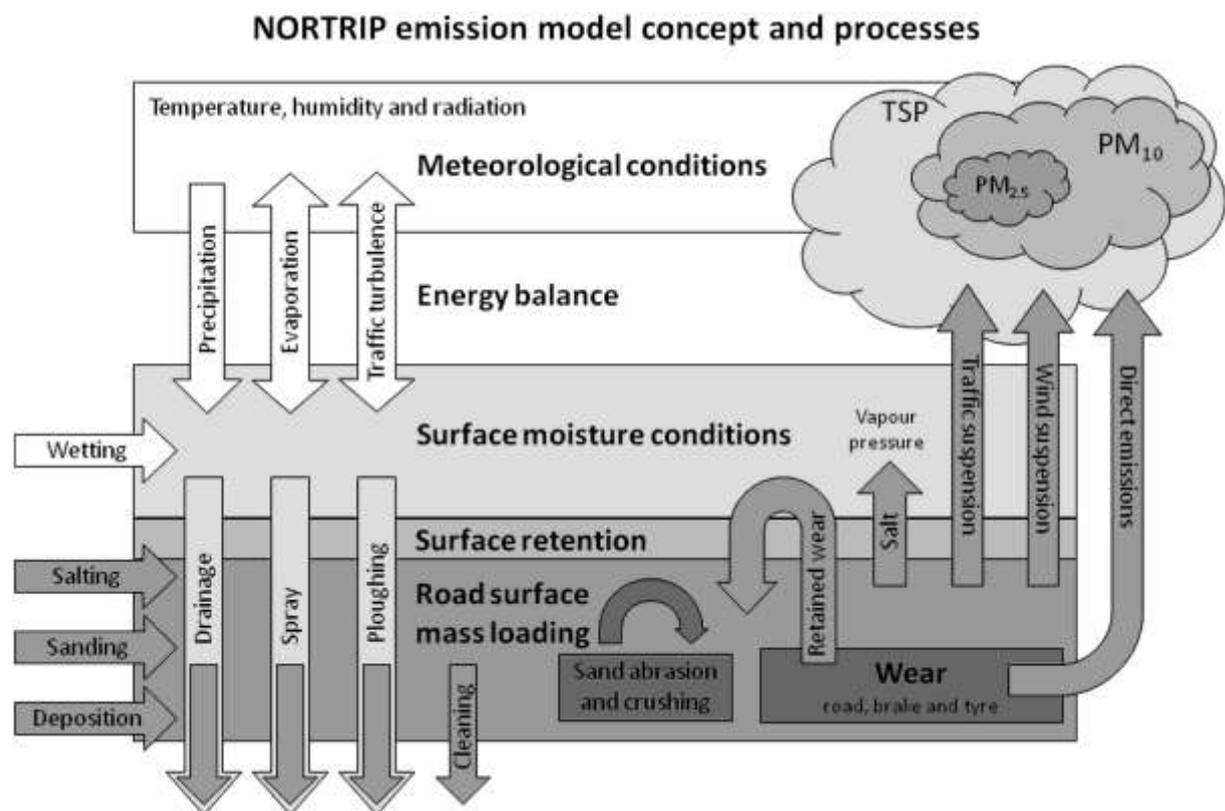


Figure 3 : Fonctionnement général du modèle NORTRIP (Source : Denby et al., 2013a)

Dans le modèle NORTRIP les différents termes d'émissions par resuspension sont calculés à partir de l'équation de conservation de la masse M (g/km) déposée sur la route et un type de particules (poussières minérales ou sels):

$$\frac{\partial M}{\partial t} = P - S$$

avec respectivement P et S les termes de production et perte.

Le détail des paramétrisations de chaque terme de dépôt et pertes est fourni dans Denby et al. (2013a). Par exemple un terme de production de la couche de poussière issue du sablage $P_{sanding}$ est fourni par :

$$P_{sanding} = \frac{M_{sanding}(t_{sanding})}{\Delta t} \cdot 1000 \cdot n_{lane} b_{lane}$$

$M_{sanding}$ est la masse totale de sable épandu au temps $t_{sanding}$, Δt est le pas de temps du modèle et b_{lane} et n_{lane} sont respectivement la largeur et le nombre de voies. Une formulation semblable est utilisée pour la contribution du salage.

Il existe également une dépendance à l'humidité de la route qui impacte fortement la rétention des particules. Cette dépendance est modélisée par un facteur de rétention f_s variant de façon discontinue de 0 à 1 :

$$f_s = \max(0, \min(1, 1 - g_s))$$

avec

$$g_s = \frac{g_{road} - g_{ret\ min,s}}{g_{ret\ th,s} - g_{ret\ min,s}}$$

g_{road} est la « hauteur » d'eau sur la route (représentant l'humidité de la route), $g_{ret\ min,s}$ représente une valeur minimale de g à partir de laquelle la modulation de la resuspension est activée et $g_{ret\ th,s}$ est la valeur limite supérieure pour laquelle f_s est nul (route très humide). La prise en compte de l'humidité est largement reconsidérée dans Denby et al. (2013b) par le développement d'un modèle plus complexe.

La Figure 4 montre un exemple d'une sortie du modèle NORTRIP appliqué à une rue de Stockholm, on peut noter un très bon accord entre mesures et modèles et une augmentation au début du printemps de la masse de particules sur la route prête à être remise en suspension.

Les phénomènes de gel sont également à prendre en compte, la composition et le type de sel épandu (NaCl, MgCl₂) sont particulièrement importants pour définir les points de fusion ou des points eutectiques des mélanges. Pour le sablage, la taille des particules émises est une information importante ; pour les sables utilisés en Suède, 6% de la masse est inférieure à 200 µm (taille critique pour la remise en suspension) et 0.8% de la masse est inférieure à 10 µm.

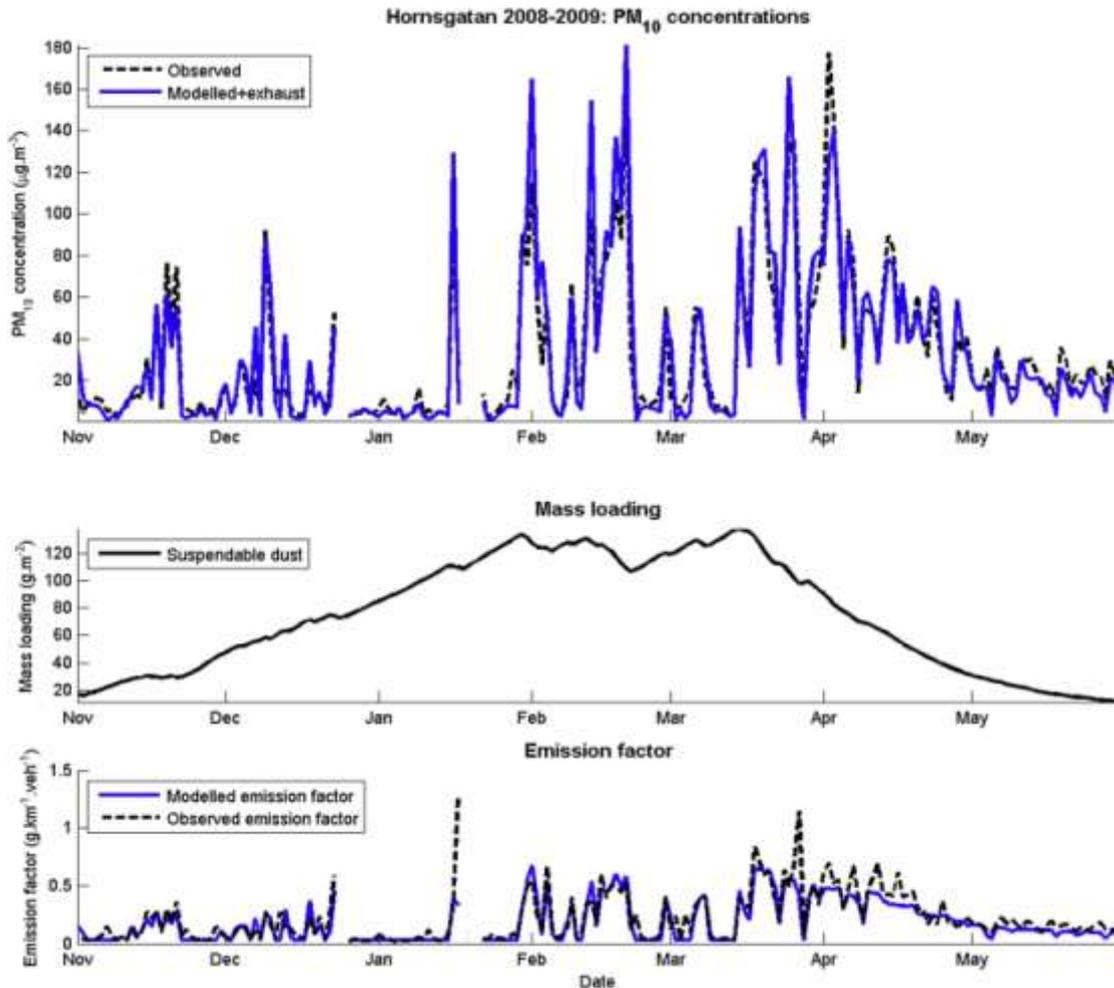


Figure 4 : Résultats du modèle NORTRIP appliqué à la station de proximité Hornsgatan (Stockholm) d'octobre 2008 à juin 2009. Haut : Concentrations journalières moyennes modélisées et observées. Milieu : Masse de particules pouvant être remises en suspension. Bas : facteur d'émission effectif calculé par le modèle et issu d'observations (Source Denby et al., 2013a)

Le modèle NORTRIP fournit un flux d'émissions de particules de resuspension qui peut être converti en concentration par un ratio f_{con} calculé à partir des concentrations en NO_x et du flux d'émission E de cette espèce :

$$f_{con} = \frac{[NO_x]_{trafic} - [NO_x]_{background}}{E_{NO_x}}$$

$[NO_x]_{trafic}$ et $[NO_x]_{background}$ étant respectivement les concentrations de NO_x à proximité de la rue et en fond, E_{NO_x} est l'émissions dans la rue.

Les auteurs estiment qu'une incertitude de $\pm 40\%$ peut être attribuée au calcul du fait de l'incertitude du grand nombre de paramètres d'entrée (type de route, véhicules, météorologie, etc...).

L'utilisation des émissions et concentrations de NO_x est courante pour calculer un flux d'émission à partir d'une concentration de PM (ou vice versa), cette méthode a notamment été utilisée pour définir un flux d'émission de sel à partir des concentrations en sels dans l'étude Atmo Rhône-Alpes (2012) afin d'être utilisé dans un modèle local de dispersion.

Les données d'entrée nécessaire au modèle NORTRIP sont répertoriées dans le Tableau 1.

Tableau 1 : Données d'entrée nécessaire au modèle NORTRIP

Données du site étudié	Trafic	Météorologie (données horaires)	Activité de maintenance
	Volume total du trafic (Veh/jr)	Température (°C)	Masse de sable épandu (g m ⁻² hr ⁻¹)
Nombre de voies	Volume total du trafic des poids lourds (Veh/jr)	Vitesse du vent (m s ⁻¹)	Masse de sel (NaCl) épandu (g m ⁻² hr ⁻¹)
Largeur de la route (m)	Volume total du trafic des véhicules légers (Veh/jr)	Humidité relative (%)	Masse de sel (MgCl ₂) épandu (g m ⁻² hr ⁻¹)
Largeur de rue canyon (m)	Volume total du trafic des poids lourds équipés de pneus d'hiver (Veh/jr)	Précipitation liquide (mm hr ⁻¹)	Mouillage des routes (mm)
Hauteur de rue canyon sud (m)	Volume total du trafic des véhicules légers équipés de pneus d'hiver (Veh/jr)	Précipitation de neige (mm hr ⁻¹)	Fréquence de nettoyage des routes
Hauteur de rue canyon nord (m)	Volume total du trafic des poids lourds équipés de pneus cloutés (Veh/jr)	Radiation (W m ⁻²)	Fréquence de passage des chasse neige
Orientation de la rue (en degré depuis le nord)	Volume total du trafic des véhicules légers équipés de pneus cloutés (Veh/jr)	Couverture nuageuse (octa)	
Latitude/Longitude (en degré)	Volume total du trafic des poids lourds équipés de pneus d'été (Veh/jr)	Humidité de la route (mm ou mV) (paramètre non obligatoire)	
Altitude (m)	Volume total du trafic des véhicules légers équipés de pneus d'été (Veh/jr)	Température de la route (°C) (paramètre non obligatoire)	
Hauteur du vent observé (m)	Vitesse des poids lourds (km hr ⁻¹)		
Hauteur de la température et de l'humidité relative observées (m)	Vitesse des véhicules légers (km hr ⁻¹)		
Albédo de surface (0-1)			
Décalage horaire (hr depuis UTC)			
Pression de surface (mbar)			
Cycle de conduite			
Type de revêtement de route			

3.4 Tentatives de modélisation à l'échelle urbaine/régionale

S'il est possible de caractériser plus finement les émissions par resuspension à l'échelle locale grâce à une multitude de paramètres caractéristiques de la rue (composition de la flotte de véhicules, vitesse, type de route, date d'épandage, etc...) à l'échelle urbaine, régionale voire continentale, le niveau d'information est souvent inférieur et agrégé pour effectuer une modélisation aussi fine. Quelques exemples de prise en compte de la resuspension à l'échelle régionale sont présentés par la suite, cependant ils ne permettent pas de différencier la part due au sablage/salage.

A l'aide d'un couplage entre le modèle de rue OSPM (Operational Street Pollution Model) et le modèle américain de chimie transport CMAQ utilisé à 1km de résolution, De la Paz et al. (2014) ont évalué la contribution de la resuspension sur la région de Madrid. La resuspension par le trafic routier a été évaluée pour différents types de véhicules à partir du recueil de facteurs d'émissions de l'US EPA et d'un facteur global de resuspension de $0.097 \text{ g veh}^{-1} \text{ km}^{-1}$ défini dans Amato et al. (2010) et d'une modulation par les précipitations. Les auteurs trouvent une contribution de 0.5 à $9 \mu\text{g m}^{-3}$ en moyenne annuelle sur l'ensemble du domaine avec une contribution maximale près des axes routiers.

Ces travaux sont en accord avec l'étude de Pay et al. (2011) qui ont réalisé une simulation sur l'Espagne avec le modèle CMAQ dans le cadre du système de prévision CALIOPE. Ils utilisent des facteurs d'émissions par resuspension différenciés par type de véhicule issus de la littérature et incluent le calcul de ces émissions dans leur module d'émission HERMES qui alimente le modèle CMAQ. La modulation par les précipitations s'effectue par le calcul d'un facteur horaire de correction. Si une précipitation dure 48h, la resuspension est considérée comme nulle. En moyenne annuelle, cette étude montre des concentrations de particules de resuspension par le trafic routier pouvant atteindre $7 \mu\text{g m}^{-3}$ en fond urbain dans les grandes agglomérations. Parfois cette contribution durant les heures de pointe peut atteindre $30 \mu\text{g m}^{-3}$.

Denier van der Gon et al. (2010) et Schaap et al. (2009) présentent une paramétrisation du flux d'émission par resuspension F_{trs} due au trafic routier dans le modèle de chimie transport LOTOS-EUROS:

$$F_{trs} = c_{clim} c_{rs} \sum_{veh} \sum_{road} EF_{veh\ road} D_{veh\ road}$$

EF est le facteur d'émission pour un type de véhicule et de route et D est la distance totale parcourue. Les facteurs d'émissions utilisés dans le modèle LOTOS-EUROS sont présentés Tableau 2.

Tableau 2 : Facteur d'émissions (mg km^{-1}) par resuspension fonction du type de véhicule et de route utilisé dans LOTOS-EUROS (HDV : véhicules lourds, LDV : véhicules légers, HW : autoroutes, voies rapides)

	Type de route		
	HW	RUR	URB
HDV	198	432	432
LDV	22	48	48

Les paramètres C_{clim} et C_{rs} sont respectivement des paramètres de climatologie de l'environnement et de sablage des routes. Ces deux paramètres sont très importants car ils décrivent à la fois la climatologie du site et l'activité liée au sablage/salage des routes. Ainsi, il a été observé dans la littérature de réelles disparités sur les facteurs d'émission entre régions dues notamment au caractère plus ou moins sec de l'environnement ; en Espagne, et dans certaines zones désertiques des Etats-Unis, la resuspension est par exemple clairement plus importante. Par ailleurs, en Europe du Nord, les opérations fréquentes de sablage/salage en hiver impliquent aussi des émissions plus importantes. A partir de mesures de particules minérales et d'une cartographie de l'humidité des sols, Schaap et al. (2009) déduisent une relation simple pour déterminer le paramètre C_{clim} (Figure 5). Pour les pays scandinaves un facteur 2 est appliqué de mars à mai pour prendre en compte les opérations de sablage/salage des routes d'après Omstedt et al. (2005), ils ne considèrent pas ce facteur pour les régions alpines.

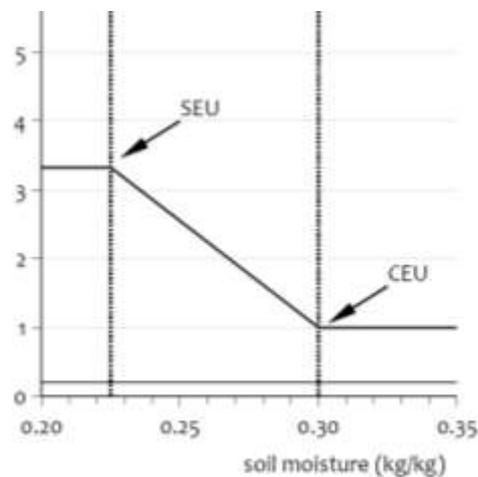


Figure 5 : Détermination du facteur C_{clim} en fonction de l'humidité des sols, SEU : Europe du Sud, CEU : Europe Centrale (Source Schaap et al., 2009)

Thorpe et al. (2007) estiment que, en masse, la fraction fine remise en suspension ($< 2.5 \mu\text{m}$) est égale à 10% de la fraction grossière (comprise entre $2.5 \mu\text{m}$ et $10 \mu\text{m}$).

La Figure 6 montre un exemple de cartographie de concentrations en PM_{10} remises en suspension par le trafic routier simulée par le modèle LOTOS-EUROS. Généralement, les concentrations en moyennes annuelle atteignent de 2 à $5 \mu\text{g m}^{-3}$ dans les grands centres urbains. Loin de ces zones les concentrations sont très inférieures à $1 \mu\text{g m}^{-3}$.

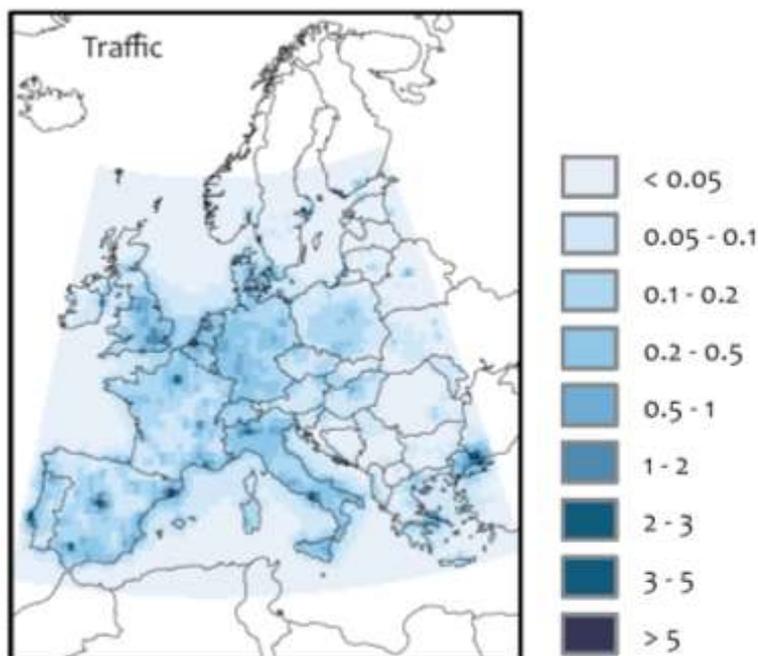


Figure 6 : Concentrations en particules remises en suspension par le trafic routier (moyenne annuelle en 2005) simulée par le modèle LOTOS-EUROS (Source : Schaap et al., 2009)

4. CONCLUSIONS

Quelques études nationales sur la base de campagnes mesures montrent que la part due au sablage / salage en France est en moyenne faible mais peut-être non négligeable sur certains sites trafic. De façon plus générale, la fraction de PM₁₀ due à la remise en suspension de poussières déposées au sol est non négligeable en fond urbain et très importante dans les rues. L'estimation de la remise en suspension par le trafic est importante pour mieux simuler, à l'aide de modèles de chimie transport comme CHIMERE, les concentrations de particules en zone trafic et même à l'échelle urbaine. Des modèles simples doivent pouvoir être implantés dans des modèles de qualité de l'air à l'échelle de la rue.

Localement sur certains sites trafic il a été mis en évidence le rôle des opérations de sablage/salage dans l'occurrence de certains dépassements de la valeur limite journalière de PM₁₀, néanmoins d'autres études sont certainement nécessaires pour mieux comprendre cet impact dans les régions les plus concernées. La fréquence des précipitations sous forme de neige influencera notablement les quantités de sels et de sable épandues sur les routes, la fraction de particules issues du sablage / salage aura donc une forte variabilité inter annuelle.

En 2011, le guide de la Commission Européenne ne préconisait pas l'utilisation de la modélisation pour déterminer la part du sablage/salage qu'il est possible de soustraire d'après l'article prévu dans la directive européenne sur la Qualité de l'air. Depuis, la modélisation de la resuspension par le trafic routier à l'échelle de la rue a été améliorée et le modèle NORTRIP développé par le NILU permet d'évaluer la resuspension et donner certaines contributions dues au salage/sablage pour une route étudiée. Néanmoins, les incertitudes semblent encore très importantes et les nombreuses informations requises en entrée doivent être très précises pour limiter ces incertitudes, ce modèle nécessite une expertise plus élaborée pour être utilisé en opérationnel.

5. REFERENCES

- Atmo Rhone-Alpes (2012) Influence des pratiques de viabilité hivernale sur les concentrations de PM₁₀.
- Amato, F., Nava, S., Lucarelli, F., Querol, X., Alastuey, A., Baldasano, J. M., et al. (2010) A comprehensive assessment of PM emissions from paved roads: real- world emission factors and intense street cleaning trials. *Sci. Total Environ.* 408, 4309–4318. doi:10.1016/j.scitotenv.2010.06.008.
- Amato F., Favez, O., Pandolfi, M., Alastuey, A., Querol, X., Moukhtar, S., Bruge, B., Verlhac, S., Orza, J.A.G., Bonnaire, N., Le Priol, T., Petit, J.-F., Sciare, J. (2016) Traffic induced particle resuspension in Paris: Emission factors and source contributions, *Atmospheric Environment*, Volume 129, March 2016, Pages 114-124.
- AQEG (2005) Particulate matter in the United Kingdom. London: DEFRA.
- Berger, J., Denby, B., 2011. A generalised model for traffic induced road dust emissions. Model description and evaluation. *Atmos. Environ.* 45, 3692-3703.
- Chow JC, Watson JG, Ashbaugh LL, Magliano KL. Similarities and differences in PM10 chemical source profiles for geological dust from the San Joaquin Valley, California. *Atmos Environ.*, 2003;37:1317–40.
- De la Paz D., Borge R, Vedrenne M, Lumbreras J, Amato F, Karanasiou A, Boldo E and Moreno T (2015) Implementation of road dust resuspension in air quality simulations of particulate matter in Madrid (Spain). *Front. Environ. Sci.* 3:72. doi: 10.3389/fenvs.2015.00072.
- Denby, B.R., Sundvor, I., Johansson, C., Pirjola, L., Ketznel, M., Norman, M., Kupiainen, K., Gustafsson, M., Blomqvist, G., Omstedt, G., (2013a) A coupled road dust and surface moisture model to predict non-exhaust road traffic induced particle emissions (NORTRIP). Part 1: Road dust loading and suspension modelling, *Atmospheric Environment*, Volume 77, October 2013, Pages 283-300, ISSN 1352-2310.
- Denby, B.R., Sundvor, I., Johansson, C., Pirjola, L., Ketznel, M., Norman, M., Kupiainen, K. M. Gustafsson, G. Blomqvist, M. Kauhaniemi, G. Omstedt, (2013b) A coupled road dust and surface moisture model to predict non-exhaust road traffic induced particle emissions (NORTRIP). Part 2: Surface moisture and salt impact modelling, *Atmospheric Environment*, Volume 81, December 2013, Pages 485-503, ISSN 1352-2310.
- Denier van der Gon, H., Jozwicka, M., Hendriks, E, Gondwe, M, Schaap M. (2010) Mineral Dust as a component of Particulate Matter. Report 500099003.
- Favez, O. (2013) Synthèse des travaux 2013 du programme CARA, Rapport LCSQA.
- Forsberg, B., Hansson, H.C., Johansson, C., Areskoug, H., Persson, K., Järholm, B., (2005) Comparative health impact assessment of local and regional particulate air pollutants in Scandinavia. *Ambio* 34, 11-19.
- Hildemann LM, Markowski GR, Cass GR. Chemical-composition of emissions from urban sources of fine organic aerosol. *Environ Sci Technol* 1991;25:744–59.
- Johansson, C., Denby, B.C., Sundvor, I., Kauhaniemi, M., Härkönen, J., Kukkonen, J., Karppinen, A., Kangas, L., Omstedt, G., Ketznel, M., Massling, A., Pirjola, L., Norman, M., Gustafsson, M., Blomqvist, G., Bennet, C., Kupiainen, K., Karvosenoja, N. (2012). NORTRIP. Non-exhaust Road Traffic Induced Particle emissions Development of a model for assessing the effect on air quality and exposure. ITM-report 212.

Kiesewetter, G., Borken-Kleefeld, J., Schöpp, W., Heyes, C., Thunis, P., Bessagnet, B., Terrenoire, E., Fagerli, H., Nyiri, A., and Amann, M. (2015) Modelling street level PM10 concentrations across Europe: source apportionment and possible futures, *Atmos. Chem. Phys.*, 15, 1539-1553, doi:10.5194/acp-15-1539-2015.

Kupiainen K, Tervahattu, H, Raisanen, M. (2003) Experimental studies about the impact of traction sand on urban road dust composition. *Sci Total Environ*;308:175–84.

Kupiainen, K. (2007) Road dust from pavement wear and traction sanding. *Monographs of the Boreal Environment Research* 26.

Lenschow, P., Abraham, H.-J., Kutzner, K., Lutz, M., Preuss, J.-D., Reichenbacher, W., 2001. Some ideas about the sources of PM10. *Atmospheric Environment* 35 (Suppl. 1.), S23-S33.

Luhana, L., Sokhi, R., Lynne, W., Mao, H., Boulter, P., McCrae, I., Wright, J., Osborn, D., (2004) Measurement of Non-exhaust Particulate Matter. Deliverable 8 from EU Project PARTICULATES e Characterization of Exhaust Particulate Emissions from Road Vehicles, European Commission 5th Framework Programme 96 p.

Miguel AG, Cass GR, Glovsky MM, Weiss J. Allergens in paved road dust and airborne particles. *Environ Sci Technol* 1999; 33(23):4159–68.

Omstedt, G., Bringfelt, B., Johansson, C. (2005) A model for vehicle-induced non-tailpipe emissions of particles along Swedish roads, *Atmospheric Environment* 39, pp 6088-6097, doi: 10.1016/j.atmosenv.2005.06.037.

Pay, M.T., Jimenez-Guerrero, P., Baldasano, J.M. (2011) Implementation of resuspension from paved roads for the improvement of CALIOPE air quality system in Spain. *Atmos. Environ.* 45, 802-807.

Samaras et al. (2013) Deliverable D1.1.3 Methodology for the quantification of non-exhaust road transport PM emissions. EU project TRANSPHORM Transport related Air Pollution and Health impacts – Integrated Methodologies for Assessing Particulate Matter.

Schaap M; Manders AMM; Hendriks ECJ; Cnossen JM; Segers AJS; Denier van der Gon HAC; Jozwicka M; Sauter F; Velders G; Matthijsen J; Builtjes PJH. (2009), Regional modelling of PM10 over the Netherlands: Technical report, PBL reportnr 50009900, 60 pp, ISSN 1875-2322.

Schauer J. J., Lough G. C., Shafer M. M., Christensen W., Arndt M. F., DeMinter J. T., et al. (2006) Characterization of metals emitted from motor vehicles. *Health Effects Institute*;88.

Thorpe, A., Harrison, R. M., Boulter, P. G., McCrae, I. S. (2007) Estimation of particle resuspension source strength on a major London Road, *Atmospheric Environment* 41, pp. 8007-8020, doi: 10.1016/j.atmosenv.2007.07.006.

Thorpe, A. and Harrison, R. M. (2008) Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review, *Science of The Total Environment*, Volume 400, Issues 1–3, 1 August 2008, Pages 270