

10ème Congrès Français d'Acoustique

Lyon, 12-16 Avril 2010

Utilisation de données acoustiques pour l'estimation des polluants liés au trafic routier

Arnaud Can¹, Michael Rademaker², Vinit Mishra³, Martine Van Poppel³, Jan Theunis³, Timothy Van Renterghem¹, Bernard De Baets², Dick Botteldooren¹.

¹Department of Information Technology, Ghent University, St. Pietersnieuwstraat 41, 9000 Gent, Belgium, arnaud.can@intec.ugent.be,

²Department of Applied Mathematics, Biometrics and Process Control, Ghent University, Coupure Links 653 9000 Gent,

³VITO NV, Boeretang 200, 2400 Mol.

La mesure en temps réel de la pollution liée au trafic routier en milieu urbain (bruit, NO_x, Particules Ultra Fines (UFP), etc.) est indispensable pour une évaluation pertinente de la qualité de vie des citoyens, et pour le développement de stratégies de réduction de l'exposition à cette pollution (proposition d'itinéraires appropriés, etc.). L'Université de Gand et VITO, dans le cadre du projet IDEA financé par l'IWT Vlaanderen, réfléchissent à l'optimisation de réseaux de mesures pour évaluer cette exposition. En particulier, le coût de certaines mesures (en particulier la mesure des UFP, polluant très nocif mais dont la mesure est onéreuse), souligne le besoin de mesures de substitution, utilisables dans le cadre d'un réseau de mesures. Les mesures acoustiques semblent pouvoir être utilisées dans cet objectif. Il est nécessaire pour cela de s'intéresser dans un premier temps aux liens qui existent entre les différents polluants, le bruit, et les débits observés en un point du réseau. Ces données ont été mesurées de manière simultanée à Anvers (quartier de Borgerhout). Une réflexion a été menée sur les indicateurs acoustiques pouvant être utilisés pour une estimation des polluants observés, qui permet d'affiner l'information donnée par l'utilisation seule du L_{Aeq} . Il s'avère néanmoins que l'utilisation des données seules de trafic ou acoustique ne permet pas d'approximer de manière convenable les quantités de polluants observées. La possibilité d'associer des éléments météorologiques simples tels que la vitesse et direction du vent, à une mesure du flux de véhicules ou des niveaux de bruit, pour accéder à une estimation des UFP et de NO_x observés, est étudiée.

1. Introduction

Les environnements urbains sont caractérisés par un fort trafic routier, entraînant des niveaux de bruit élevés et de fortes concentrations en polluants atmosphériques. Leur impact sanitaire a fait l'objet de nombreuses études [1]. Il est nécessaire de mesurer ces polluants pour estimer précisément l'exposition des citoyens et formuler des stratégies efficaces afin de réduire cette exposition. Une haute résolution spatio-temporelle est indispensable compte tenu du caractère très dynamique de certains polluants, tels que les Particules Ultra Fines (UFP) [2]. Cette haute résolution peut être atteinte grâce à un réseau dense de capteurs, mais ceci est rendu impossible pour certains polluants, en raison du coût élevé des appareils de mesure. En particulier, la mesure des fractions les plus petites d'UFP (particules de taille inférieure à 50nm) est particulièrement onéreuse, ce qui est dommageable puisque ces particules sont connues pour être parmi les plus nocives [3].

L'objectif de ce travail est de réfléchir à un réseau basé sur une juxtaposition d'un nombre limité de capteurs de haute qualité (UFP) et d'un nombre important de capteurs à coût modéré (NO_x par exemple) et très bon marché (microphones ou comptages de trafic). L'objectif est de permettre une bonne résolution spatiale à un coût raisonnable. Cependant, les caractéristiques du trafic (débits, cinématique des véhicules) et la météorologie locale influencent différemment la production et la dispersion de chaque polluant. Une analyse de corrélation

est effectuée dans cet article pour identifier les grandeurs et indicateurs pouvant être utilisés dans un tel réseau.

Des études récentes ont montré de bonnes corrélations entre UFP et NO ou NO_x [4][5][6][7]. Dans [8], il est montré que ces corrélations dépendent des conditions météorologiques et du site étudié. Certaines études rapportent également une corrélation modérée entre niveaux de bruit et concentrations en NO_x [9][10], ou entre niveaux de bruit et nombre de particules [11][12]. Cependant, la plupart de ces analyses proviennent d'études épidémiologiques, et se concentrent donc sur des corrélations à long terme. En outre, dans l'ensemble de ces études, les niveaux de pression acoustique équivalents L_{Aeq} ont été utilisés comme indicateur du bruit. Ainsi, des informations potentiellement utiles telles que le contenu spectral ou les variations temporelles des niveaux de bruit, n'ont pas été prises en considération. De plus, les liens entre niveaux de bruit et UFP de différentes tailles (de [20-30nm] à [200-500nm]), restent inexplorés.

L'objectif de ce papier est de déterminer quelle combinaison de paramètres météorologiques et de paramètres liés au trafic, tels que les débits de trafic, les niveaux de bruit, les concentrations en polluants atmosphériques, est adaptée pour estimer les concentrations d'UFP de différentes tailles. La modélisation détaillée de la production et de la propagation des polluants n'est pas abordée. Une campagne de mesure a eu lieu dans une rue en U (Wolfstraat, Antwerpen, Belgique) à trafic modéré. Une analyse de corrélation est réalisée, ainsi qu'une analyse en composantes principales. Différents indicateurs de bruit

sont testés. Des informations sur la génération et la propagation des polluants considérés, et une brève description de la campagne de mesure, sont données dans la section 2. La section 3 est consacrée à l'analyse des corrélations observées et aux combinaisons de paramètres mesurés pertinents pour évaluer les concentrations d'UFP. Enfin, la section 4 conclut l'article.

2. Background

2.1 Influence des caractéristiques du trafic sur les émissions

Le bruit émis par un véhicule augmente avec sa vitesse et son accélération [13]. La cinématique affecte également le contenu spectral du son émis : le bruit de moteur et les basses fréquences correspondantes (autour de 100 Hz) prédominent à basse vitesse et lors des phases d'accélération, tandis que le bruit de roulement et les fréquences autour de 1 kHz correspondantes, prédominent pour des vitesses supérieures à 50 km/h. De plus, le niveau de congestion, la vitesse moyenne, ou encore le style de conduite, ont une influence significative sur la quantité de bruit émis. La composition du trafic influe fortement sur les niveaux de bruit, le bruit émis variant considérablement d'un type de véhicule à l'autre. Enfin, la qualité du revêtement influence également les émissions. Le L_{Aeq} est l'indicateur le plus couramment utilisé. La pondération A atténue en particulier les basses fréquences, très présentes en milieu urbain mais auquel l'oreille humaine est peu sensible.

Les NO_x sont émis pendant la combustion. Les NO sont émis majoritairement, mais sont rapidement oxydés en NO_2 dans l'atmosphère. Les émissions de NO_x sont plus importantes à vitesse élevée. Elles sont aussi importantes lors des phases de décélération en raison d'une combustion incomplète du carburant [14]. Par conséquent, les conditions de circulation influencent les émissions de NO_x . Toutefois, l'impact du style de conduite et les effets des démarrages à froid sont modérés par rapport à d'autres polluants atmosphériques [15]. À l'inverse, l'impact de la composition du trafic est plutôt important. Pour un nombre fixe de véhicules, la proportion de véhicules diesel ou de véhicules équipés d'un système catalytique influence sensiblement les émissions [16]. Enfin, la proportion des bus a un fort impact sur les émissions, puisqu'ils produisent 30 fois plus de NO_x que les voitures particulières.

Les UFP sont produites pendant la combustion [17]. Leur production est augmentée pendant l'accélération, à haut régime, et lors des démarrages à froid. Les moteurs diesel génèrent beaucoup plus de particules que les moteurs à essence. La majorité des particules émises ont un diamètre compris entre 20 et 130 nm pour un moteur diesel et entre 20 et 60 nm pour un moteur à essence. Enfin, un camion lourd ou un autobus à moteur diesel émet de l'ordre de 10 fois plus de particules qu'un véhicule léger [18].

2.2 Influence des conditions météorologiques sur les émissions et la propagation

La propagation du bruit n'est que peu sensible aux conditions météorologiques en milieu urbain, où les récepteurs sont toujours proches de la route. Au contraire, les conditions météorologiques influent sur les émissions de bruit. Une augmentation de la température ambiante de

10°C peut entraîner une réduction du bruit émis à 1dB(A) [13]. Les précipitations peuvent également modifier le contenu spectral du son, puisqu'une route mouillée induit de nombreuses hautes fréquences.

L'impact des conditions météorologiques sur les concentrations de NO_x est plus fort. En particulier, le vent influence fortement le fait que les NO_x s'accumulent ou se dispersent. La vitesse du vent mais aussi sa direction sont importants en milieu urbain, en raison de la complexité de la canopée urbaine. Des tourbillons peuvent par exemple se produire dans les rues en U [19]. Le vent peut également apporter des polluants provenant des autres rues.

L'influence des conditions météorologiques sur les concentrations en UFP est complexe, puisque le processus de formation des UFP intervient. La majorité des particules émises sont très petites, mais elles s'agglomèrent sur des particules plus grosses avec une vitesse qui dépend de la concentration de ces particules dans l'atmosphère, qui dépend elle-même des conditions météorologiques. Par conséquent, la réponse des particules aux conditions météorologiques dépend de leur taille [20]. Par exemple, la pluie peut entraîner une diminution du nombre de particules présentes dans l'atmosphère, ayant pour effet des concentrations élevées en très petites particules [21]. Le vent affecte aussi la répartition des particules, les plus petites particules coagulant sur les plus grosses au cours de leur transport. En conséquence, les temps de séjour dans l'atmosphère varient aussi avec la taille des particules : elles sont maximales pour des particules entre 100nm et 1µm (jusqu'à 10 jours), et plus faible (15 min à 1 h) pour des particules autour de 10nm [21]. Par ailleurs, les concentrations en UFP diminuent plus rapidement avec la distance et la vitesse du vent que les NO_x [22].

2.3 Méthodologie

Des mesures simultanées des niveaux de bruit, des concentrations en polluants atmosphériques, des débits de trafic et des principaux paramètres météorologiques, ont été réalisées entre le 25/07/2009 et 16/08/2009. Les données ont été enregistrées dans la rue "Wolfstraat", à Anvers (Belgique). C'est une 2*1 voies, d'une largeur $W=10m$, et d'une hauteur $H=10m$. La rue mesure 150m de long et est orientée 10° NW. Elle est assez peu passante durant l'expérimentation, avec des débits moyens de 520 veh/h. Le nombre de bus est relativement important (40 bus/h pendant les heures de pointe). La rue est délimitée au sud par un rond-point connecté à des rues calmes, et au nord par des feux de signalisation liés à Plantin Moretuslei (P&M), une rue passante (débits atteignant 6000 veh/h).

Les mesures de bruit ont été effectuées vers le milieu de la rue, à 50m de l'intersection avec P&M. Les niveaux de pression sonore par bande de 1/6 d'octaves ont été mesurés toutes les 1s, ce qui permet le calcul d'indicateurs acoustiques raffinés. Les concentrations de NO_x ont été mesurées toutes les 1min. Les UFP suivantes ont été collectées toutes les 15 min avec un UFP Monitor 3031 : [20-30nm], [30-50nm], [50-70nm], [70-100nm], [100-200nm], [200-500nm] et le nombre total de particules en suspension (TSP). Enfin, la vitesse, la direction du vent, et l'humidité relative H ont été mesurées avec une résolution de 1min.

Les relations entre les polluants sont déterminées par le biais d'une analyse de corrélation, à partir des données échantillonnées avec une période de 15min. Les 1% de

valeurs les plus élevées ont été filtrées pour chaque variable, de manière à éviter que certains pics n'amènent des corrélations anormalement élevées.

3. Résultats

3.1 Influence des conditions météorologiques sur les polluants atmosphériques

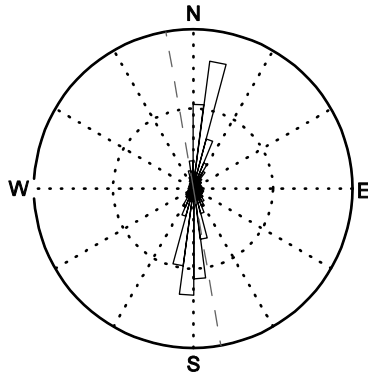


Figure 1. Rose des vents, rue Wolfstraat. La ligne grise représente la direction de la rue Wolfstraat.

La rue Wolfstraat forme un angle de 30° avec les vents dominants, comme l'illustre la Figure 1. Ainsi, une fraction des polluants émis par le trafic dans P&M peut être transportée dans Wolfstraat. Les trois indicateurs suivants sont utilisés pour décrire les conditions de vent : la vitesse moyenne du vent WS , sa projection sur l'axe de la rue WS_{wolf} , et sa projection orthogonale WS_{orth} . Les faibles corrélations entre vitesse du vent et polluants, montrées par le Tableau 1, s'expliquent par le fait que l'effet de la vitesse du vent est combiné à sa direction (provenant d'une rue polluée ou non). Par conséquent, l'influence de la vitesse moyenne du vent ne peut pas être facilement captée à partir de corrélations simples. De plus, l'influence du vent semble varier selon la taille des particules. Elle est plus importante pour des particules de 30 à 100nm. Les particules plus grandes, qui ont un temps de séjour plus long que 1h dans l'atmosphère, sont moins sujettes aux effets du vent, car leur concentration varie moins d'une rue à l'autre. Les très petites particules sont également peu sensibles aux effets du vent, leur temps de séjour étant plus faible. Enfin, l'humidité relative est corrélée négativement aux particules, ce qui a déjà été observé dans [23].

3.2 Corrélations

Les corrélations entre les oxydes d'azote et de l'UFP sont présentées dans le Tableau 1. Les oxydes d'azote semblent être un meilleur traceur des concentrations en UFP que les débits mesurés, ce qui confirme de précédents résultats [7]. Les coefficients de corrélation entre NO_x et TSP atteignent $r^2=0,68$. Une prédiction de l'exposition aux UFP sur la base de mesures de NO_x semble donc possible. Cette étude confirme donc dans le cas d'une petite rue avec des débits modérés, les conclusions de [6], obtenues à proximité d'une route très passante. De plus, les corrélations entre NO_x et UFP dépendent de la taille des particules. Celles-ci sont plus faibles pour des particules dépassant 100nm, car ces particules ont un temps de séjour dans l'atmosphère plus important que les NO_x , et ont donc une

dynamique moindre. Les coefficients de corrélation diminuent aussi pour les particules inférieures à 30 nm, qui coagulent rapidement aux particules plus grosses, et ont un temps de séjour dans l'atmosphère plus court que les NO_x . Cette corrélation la plus faible est regrettable, étant donné les effets néfastes de ces petites particules sur la santé.

Les niveaux sonores sont très bien corrélés aux débits de véhicules ($r^2_{L_{Aeq}-\log(O_{\text{wolf}})}=0,86$). Les corrélations entre les débits et les NO_x ou UFP sont moins importantes, ce qui est dû au fait que les polluants atmosphériques sont beaucoup plus influencés par les conditions météorologiques que la propagation du son. Le niveau de corrélation diminue lorsque la taille des particules croît ($r^2_{O_{\text{wolf}}-UFP [20-30nm]}=0,32$, et $r^2_{O_{\text{wolf}}-UFP [200-500nm]}=0,04$) [24]. Cela n'est pas surprenant dans la mesure où les plus petites particules sont directement formées en sortie des pots d'échappements.

Les corrélations entre les niveaux de bruit et les concentrations en polluants atmosphériques sont étudiées dans un premier temps à partir du L_{Aeq} . Les niveaux de bruit sont un peu plus corrélés aux concentrations en polluants atmosphériques que les débits, probablement parce que les événements qui provoquent des niveaux de bruit élevés (passages de vieux véhicules ou autobus, fortes accélérations, etc.) causent souvent également des émissions importantes de polluants atmosphériques. De plus, les particules les plus petites [20-30nm] sont les plus corrélées aux niveaux sonores. Ceci est particulièrement intéressant sachant qu'elles sont les plus coûteuses à mesurer et parmi les plus nocives. Les corrélations entre UFP [20-30nm] et L_{Aeq} sont même comparables à la corrélation entre UFP [20-30nm] et NO_x . Néanmoins, ces corrélations ne sont pas assez fortes pour utiliser de façon convaincante les niveaux de bruit pour améliorer l'estimation des concentrations en polluants atmosphériques. Ceci peut être dû en partie au fait que le L_{Aeq} n'est pas assez sensible à l'évolution des paramètres du trafic influençant fortement les émissions de polluants atmosphériques.

3.3 Indicateurs acoustiques avancés

L'utilisation du L_{Aeq} comme indicateur pour traduire les quantités de polluants atmosphériques a trois défauts importants: (i) la pondération A atténue les basses fréquences typiques du bruit de moteur, (ii) le L_{Aeq} étant fortement influencé par les pics de bruit, sa valeur est davantage liée aux quelques véhicules bruyants qu'au nombre total de véhicules, (iii) différentes conditions de circulation peuvent aboutir à une même valeur de L_{Aeq} , et générer une quantité différente de polluants atmosphériques [17]. L'utilisation du niveau de pression acoustique non pondéré L_{eq} est proposé pour remédier au défaut (i). L'utilisation de la médiane non-pondérée L_{50} est proposée pour remédier également au défaut (ii). En effet, la présence d'un seul véhicule très bruyant entraînera une augmentation significative du L_{Aeq} , et négligeable du L_{50} . L'introduction d'un indicateur concernant le spectre du bruit du trafic est nécessaire pour remédier au défaut (iii). En effet, différentes conditions de circulation peuvent être associées à une même valeur de L_{Aeq} même si les spectres de bruit diffèrent. En outre, les basses fréquences sont surtout produites par les véhicules lourds ou les redémarrages, qui correspondent à des émissions élevées de polluants atmosphériques. L'utilisation du $L_{2kHz-125Hz}$, qui représente la différence entre niveaux de pression

acoustique des bandes d'octave 2 kHz et 125 Hz, est

proposée pour remédier au défaut (iii).

	L_{Aeq}	NO_x	Q_{wolf}	$Q_{P\&M}$	[20-30nm]	[30-50nm]	[50-70nm]	[70-100nm]	[100-200nm]	[200-500nm]	TSP
L_{Aeq}	1.00	0.42	0.78	0.81	0.35	0.27	0.20	0.19	0.23	0.07	0.36
TSP	0.25	0.32	0.13	0.18	0.11	0.17	0.25	0.27	0.28	0.23	0.32
NO	0.42	0.93	0.26	0.36	0.33	0.42	0.40	0.39	0.31	0.09	0.55
NO_2	0.30	0.79	0.29	0.26	0.32	0.49	0.49	0.49	0.46	0.23	0.66
NO_x	0.42	1.00	0.29	0.36	0.39	0.52	0.49	0.50	0.43	0.16	0.68
WS	0.28	0.00	0.25	0.41	0.11	0.01	-0.05	-0.04	-0.02	-0.02	0.02
W_{wolf}	-0.17	-0.19	-0.07	-0.26	-0.14	-0.19	-0.16	-0.14	-0.11	-0.12	-0.23
W_{orth}	0.16	0.20	0.07	0.24	0.12	0.18	0.16	0.14	0.14	0.14	0.23
H	-0.48	-0.05	-0.66	-0.60	-0.16	-0.03	0.07	0.02	-0.11	-0.03	-0.06
Q_{wolf}	0.78	0.29	1.00	0.88	0.32	0.24	0.14	0.12	0.26	0.04	0.32
$Q_{P\&M}$	0.81	0.36	0.88	1.00	0.33	0.23	0.15	0.16	0.20	0.02	0.32

Tableau 1. Corrélations entre UFP et différent paramètres

Il s'avère que le L_{eq} est mieux corrélé aux débits que le L_{Aeq} ($r^2_{L_{Aeq}-\log(Q_{wolf})}=0.86$ et $r^2_{L_{eq}-\log(Q_{wolf})}=0.93$). En particulier, le L_{Aeq} semble saturer pour des débits élevés. Cela s'explique par le fait qu'une augmentation du débit entraîne la formation de files d'attente, associées à de nombreuses basses fréquences, et remontant jusqu'au droit du récepteur. Ces fréquences étant atténuées par la pondération A, l'indicateur traduit assez mal l'augmentation du débit, par rapport aux niveaux non pondérée. Enfin, le L_{50} offre encore une meilleur estimation des débits ($r^2_{L_{Aeq}-\log(Q_{wolf})}=0.94$). Néanmoins, le L_{50} n'est pas davantage corrélé aux UFP que le L_{Aeq} , comme l'indique le Tableau 2. En effet, cet indicateur n'améliore pas significativement la description des conditions de circulation, qui jouent un rôle important dans la quantité de polluants atmosphériques émis. La combinaison du L_{50} et du $L_{2kHz-125Hz}$ devrait améliorer les corrélations, comme le $L_{2kHz-125Hz}$ est censé être plus sensible aux variations de vitesse ou du nombre d'autobus. Toutefois, cela ne s'est pas révélé être le cas. Ceci s'explique par le fait que les conditions météorologiques, qui n'ont qu'une très faible influence sur les indicateurs de bruit, ont une forte influence sur les concentrations en polluants atmosphériques. Ainsi, l'amélioration de l'information qu'apportent les indicateurs de bruit raffinés semble masquée par les variations dues aux conditions météorologiques. Malheureusement, cette influence est trop compliquée pour être capturée grâce à des modèles de régression linéaire simple (voir Section 2.2). La section suivante compare l'influence combinée du trafic et les conditions météorologiques sur les concentrations de polluants.

3.4 Analyse en Composantes Principales

Une analyse en composantes principales (ACP) est réalisée pour analyser les relations entre les polluants, et déterminer les facteurs influençant les concentrations. Les composants sont classés dans la Figure 2a en fonction de leur influence. Les poids relatifs à chaque polluant pour les composants PC1 et PC2 sont donnés dans la Figure 2b :

- Le premier composant (PC1) a un poids positif pour chacun des polluants : il traduit l'effet du trafic. Il n'explique néanmoins que 41% de la variabilité, les débits étant limités dans la rue.
- Le deuxième composant (PC2) favorise les polluants qui ont un temps de séjour bref, comme le bruit et les UFP [20-30nm], et a un poids négatif pour les autres polluants atmosphériques. Ceci suggère que PC2 est un

facteur temporel qui correspond à la faculté des polluants à se disperser. Il est donc étroitement lié aux conditions météorologiques. En outre, les poids pour les deux indicateurs de bruit sont du même ordre, suggérant que le $L_{2K-125Hz}$ pourrait aider à décrire les polluants atmosphériques émis une fois le facteur de dispersion connu.

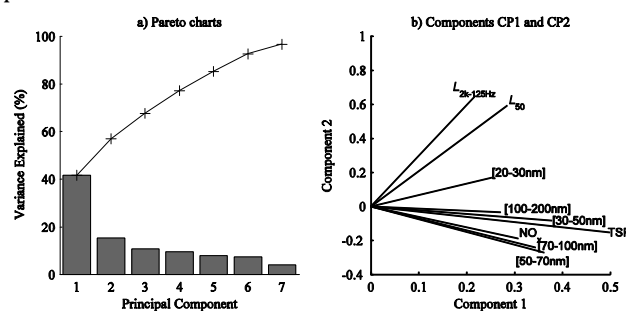


Figure 2. Resultat de l'ACP: (a) Pareto charts, (b) Facteurs pour les composants 1 and 2.

3.5 Approche combinant acoustique et conditions météorologiques

L'ACP a montré la forte influence des conditions météorologiques sur les variations des polluants. Dans cette section, les données sont réparties en 4 groupes en fonction de la vitesse du vent et des valeurs d'humidité relative, afin de tenir compte de la dynamique complexe des polluants atmosphériques. La méthode de regroupement offre une amélioration sensible des prévisions d'UFP de toutes tailles, même si le L_{50} est utilisé seul. La plus grande amélioration est constatée pour la gamme UFP de 30 à 200nm, c'est-à-dire la gamme de particules pour laquelle la composante PC2 oppose les particules aux indicateurs de bruit. Par exemple, les coefficients de corrélation entre les plages prévues et mesurées pour les UFP de [50-70nm] sont $r^2=0.41$ après le regroupement, contre $r^2=0.19$ avant. Pour le TSP, ces coefficients de corrélation sont $r^2=0.56$ et $r^2=0.37$, après et avant le regroupement (voir Tableau 2). Il semble que le L_{50} offre une amélioration après le regroupement par rapport au L_{Aeq} . Ceci peut s'expliquer par le fait que la méthode de regroupement diminue l'impact des conditions météorologiques (PC2), donnant ainsi plus d'importance aux indicateurs corrélés aux émissions du trafic. Fait intéressant, le regroupement n'améliore pas les corrélations entre les NO_x et l'UFP, en partie parce que ces deux polluants atmosphériques sont tous deux sensibles aux

conditions météorologiques. Le L_{50} permet in fine de meilleurs résultats après groupement que le NO_x , pour les particules de taille [20-30nm], avec $r^2=0,41$. Il s'agit d'un résultat très intéressant compte tenu de la différence de coûts de ces capteurs. En outre, les améliorations apportées par l'ajout d'un second indicateur restent très limitées, peut être car le groupement effectué est assez grossier et autorise

des variations météorologiques au sein de chaque groupe, qui masquent l'utilité d'une définition plus précise de l'état du trafic. Des tests préliminaires sur des groupes plus petits ont montré par exemple que, pour des situations où les vents sont très faibles, l'ajout du $L_{2k-125Hz}$ permet une amélioration significative des corrélations avec les TSP.

		[20-30nm]	[30-50nm]	[50-70nm]	[70-100nm]	[100-200nm]	[200-500nm]	TSP
no grouping	NO_x	0.32	0.49	0.49	0.49	0.46	0.23	0.66
	L_{Aeq}	0.35	0.27	0.20	0.19	0.23	0.07	0.36
	L_{50}	0.35	0.27	0.19	0.20	0.24	0.07	0.37
	$L_{2kHz-125Hz}$	0.23	0.21	0.17	0.14	0.13	0.01	0.25
	$L_{50} \& L_{2kHz-125Hz}$	0.35	0.27	0.20	0.20	0.25	0.08	0.37
4 groups model	NO_x	0.37	0.49	0.50	0.53	0.47	0.25	0.67
	L_{Aeq}	0.41	0.38	0.38	0.36	0.36	0.17	0.52
	L_{50}	0.42	0.41	0.41	0.41	0.39	0.18	0.56
	$L_{2kHz-125Hz}$	0.28	0.27	0.30	0.27	0.23	0.13	0.35
	$L_{50} \& L_{2kHz-125Hz}$	0.43	0.42	0.43	0.41	0.40	0.20	0.57

Tableau 2. Correlations between UFP distribution and predictions

4. Conclusion

L'objectif de ce travail est de réfléchir à un réseau non-homogène de capteurs de polluants, basé sur une juxtaposition d'un nombre limité de capteurs de haute qualité et onéreux (UFP) et d'un nombre important de capteurs à coût modéré (NO_x par exemple) et très bon marché (microphones ou comptages de trafic). L'objectif est de permettre, à un coût raisonnable, un suivi des concentrations des UFP avec une bonne résolution spatiale. À cet effet, une analyse de corrélation a été effectuée sur la base d'une campagne de mesure réalisée dans la rue en U Wolfstraat, à Anvers (Belgique). L'étude s'est focalisée sur les capteurs à faible coût que sont les microphones, les capteurs de trafic et les capteurs météorologiques.

Le simple usage des débits de véhicules ou du L_{Aeq} ne permet pas l'estimation des concentrations en UFP avec une précision suffisante. La forte influence des conditions météorologiques sur les cycles de vie des particules explique ces faibles corrélations. Les corrélations sont plus élevées pour les plus petites UFP mesurées (de 20 à 30nm), qui sont moins sensibles aux conditions météorologiques en raison de leur temps de vie plus court. Ce résultat est particulièrement intéressant, compte tenu du fait que ces particules sont parmi les plus nocives et donc le sujet de nombreuses recherches épidémiologiques, et d'autre part celles dont la mesure est la plus onéreuse.

L'utilisation combinée des deux indicateurs de bruit L_{50} et $L_{2kHz-125Hz}$, qui représentent respectivement la médiane des niveaux de pression acoustique non-pondérés et la différence des niveaux de pression acoustique entre les bandes d'octave 125Hz et 2kHz, a été étudiée. Ces indicateurs sonores sont censés refléter avec précision l'incidence des caractéristiques du trafic sur les émissions de polluants atmosphériques. Malheureusement, les corrélations ne sont pas améliorées, en partie à cause de la forte influence des conditions météorologiques. Cette influence est confirmée par une analyse en composantes principales, qui met en évidence une composante liée au trafic PC1, mais également une composante météorologique PC2 importante.

Enfin, un modèle est construit, qui prend en compte les deux indicateurs de bruit spécifiques, et qui classe les données en 4 groupes, en fonction des conditions de vent et d'humidité. Ce modèle offre une amélioration sensible des prédictions d'UFP. Par exemple, l'estimation des UFP dans la gamme [20-30nm] atteint $r^2 = 0,48$, contre $r^2 = 0.35$ si le L_{Aeq} est utilisé seul, offrant de meilleurs résultats que les NO_x dans cette gamme de taille, ce qui est particulièrement intéressant compte tenu de la différence de coût de ces capteurs. L'amélioration de l'estimation des TSP est encore plus prononcée, atteignant $r^2 = 0.58$, par rapport à $r^2 = 0.36$ si le L_{Aeq} est utilisé seul. L'explication proposée est que les polluants atmosphériques ont, après regroupage, un comportement similaire au sein de chaque groupe, ce qui facilite leur estimation.

Ces résultats montrent le potentiel d'utiliser une combinaison de données météorologiques et de mesures reliées au trafic pour réaliser un suivi des concentrations d'UFP. Ces résultats doivent maintenant être validés dans des contextes différents, avec des conditions météorologiques plus variées, des conditions de trafic différentes, et une géométrie de rue différente. Un travail sur les méthodes statistiques à employer doit également être fait, dans la mesure où l'approche statistique de ce premier travail reste sommaire. Enfin, l'objectif final étant l'utilisation d'un réseau de capteurs pour effectuer le suivi des concentrations en polluants atmosphériques, il convient de mentionner que la dimension spatiale du réseau n'a pas été considérée dans cette première étude. Ceci pose la question de la façon dont les données des capteurs à proximité peuvent être utilisées. D'autres recherches devront être réalisées pour prendre cet aspect en compte.

5. Références

- [1] WHO Working Group, 2003. Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide. EUR/03/5042688, 1-94.
- [2] Morawska, L. Ristovski, Z., Jayaratne, E.R., Keogh, D.U., Ling, X. Ambient nano and ultrafine particles from motor vehicle emissions: Characteristics, ambient processing and implications on human

- exposure. *Atmospheric Environment*, 2008, 42, p.8113–8138.
- [3] Nel, A. Air pollution-related illness: effects of particles. *Science*. 308, 2005, p.804-806.
 - [4] Ketzel, M., Wahlin, P., Berkowicz, R., Palmgren, F. Particle and trace gas emission factors under urban driving conditions in Copenhagen based on street and roof-level observations. *Atmospheric Environment*, 2003, 37 (20), p.2735–2749.
 - [5] Sardar, S.B., Fine, P.M., Mayo, P.R., Sioutas, C. Size-fractionated measurements of ambient ultrafine particle chemical composition in Los Angeles using the NanoMOUDI. *Environmental Science and Technology*, 2005, 39, p.932-944.
 - [6] Hagler, G.S.W., Baldauf, R.W., Thoma, E.D., Long, T.R., Snow, R.F., Kinsey, J.S., Oudejans, L. and Gullett, B.K. Ultrafine particles near a major roadway in Raleigh, North Carolina: downwind attenuation and correlation with traffic-related pollutants, *Atmospheric Environment*, 2009, 6, p.1229-1234.
 - [7] Janhall, S. Jonsson, A.M., Molnar, P., Svensson, E.A., Hallquist, M. Size resolved traffic emission factors of submicrometer particles, *Atmospheric Environment*, 2004, 38, p.4331–4340.
 - [8] Paatero, P., Aalto, P., Picciotto, S., Bellander, T., Castano, G., Cattani, G., Cyrys, J., Kulmala, M., Lanki, T., Nyberg, F., Pekkanen, J., Peters, A., Sunyer, J., Forastiere, F., 2005. Estimating time series of aerosol particle number concentrations in five HEAPSS cities on the basis of measured air pollution and meteorological variables. *Atmospheric Environment*, 39, p.2261-2273.
 - [9] Klaeboe, R., Kolbenstvedt, M.-A., Clench-Aas, J., Bartonova, A. Oslo traffic study - Part 1: an integrated approach to assess the combined effects of noise and air pollution on annoyance. *Atmospheric Environment*, 2000, 34, p.4727-4736.
 - [10] Davies, H.W., Vlaanderen, J.S.M. Correlation between co-exposures to noise and air pollution from traffic sources. *Occupational and Environmental Medicine*, 2009, 66(5), p.347-350.
 - [11] Boogaard, H., Borgman, F., Kamminga, J., Hoek, G. Exposure to ultrafine and fine particles and noise during cycling and driving in 11 Dutch cities. *Atmospheric Environment*, 2009, 43, p.4234-4242.
 - [12] Weber, S. Spatio-temporal covariation of urban particle number concentration and ambient noise. *Atmospheric Environment*, 2009, doi:10.1016/j.atmosenv.2009.055, 1-8.
 - [13] Sandberg, U., Ejsmont, J.A. Tyre/Road Noise, Reference Book, Informex Ejsmont & Sandberg Handelsbolag, Sweden, 2002.
 - [14] Artemis. Assessment and reliability of transport emission models and inventory systems- Final Report. October 2007.
 - [15] Weilenmann, M. Favez, J.Y., Alvarez, R. Cold-start emissions of modern passenger cars at different low ambient temperatures and their evolution over vehicle legislation categories, *Atmospheric Environment*, 2009, 43, p.2419-2429.
 - [16] Joumard, R., Jost P., Hassel, D. Hot passenger car emissions modeling as a function of instantaneous speed and acceleration, *The science of the Total Environment*, 1995, 169, p.167-174.
 - [17] Kittelson, D. Engines and nanoparticles: a review *J. Aerosol Sci.*, 1998, 29 (5/6), p.575-588.
 - [18] Morawska, L., Jamriska, M., Thomas, S., Ferreira, L., Mengersen, K., Wraith, D., Mc Gregor F. Quantification of particle number emission factors for motor vehicles from on-road measurements, *Environ. Sci. Technol.*, 2005, 39, p.9130-9139.
 - [19] Vardoulakis, S., Fisher, B., Pericleou, S.K., Gonzalez-Flesca, N. Modelling air quality in street canyons: a review. *Atmospheric Environment*, 2003, 37, p.155-182.
 - [20] Jamriska, M. Morawska, L. K. The effect of temperature and humidity on size segregated traffic exhaust particle emissions *Atmospheric Environment*, 2008, 42, 2369–2382.
 - [21] Harrison, R. M. (1996) Airborne particulate matter in the United Kingdom, third report of the quality of urban air review group, The University of Birmingham, Edgbaston, England.
 - [22] Beckerman, B. Jerrett, M. Brook, J. Verma, D. Arain, M. Finkelstein, M. Correlation of nitrogen dioxide with other traffic pollutants near a major expressway, *Atmospheric Environment*, 2008, 42, p.275-290.
 - [23] Weichenthal, S., Dufresne, A., Infante-Rivard, C., Joseph, L. Determinants of ultrafine particle exposures in transportation environments: findings of an 8-month survey conducted in Montreal, Canada. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 2008, 18 (6), p.551-563.
 - [24] Kumar, P., Fennel, P. Langley, D., Britter, R., Pseudo-simultaneous measurements for the vertical variation of coarse, fine and ultrafine particles in an urban street canyon, *Atmospheric Environment*, 2008, 42, 4304–4319.
 - [25] Charron, A. Harrison, R. Primary particle formation from vehicle emissions during exhaust dilution in the roadside atmosphere, *Atmospheric Environment*, 2003, 37, 4109–4119.