



Association Habitat Montréal

Une ville conçue pour ceux qui l’habitent

AHM
Mémoire : Plan d’urbanisme de la Ville de
Montréal

Juin 2004

Résumé exécutif

L’amélioration de la qualité de vie et de l’environnement urbains (et notamment dans les quartiers centraux¹) passe par le réaménagement de Montréal de façon à favoriser les modes de transport collectifs et actifs au détriment de l’usage individuel de l’automobile et de l’expansion sans fin du camionnage.

Plus que n’importe où en Amérique du Nord, ce projet est à la fois possible et nécessaire ici. Les quartiers anciens de Montréal sont densément peuplés, vivants, diversifiés et humains. De plus, à certains endroits et à certaines conditions, ils rendent possible un mode de vie permettant aux résidents de choisir la marche, le vélo ou le transport en commun pour la plus grande partie de leurs déplacements.

Il faut développer en priorité des espaces qui sont pensés en fonction de ces facteurs : ils doivent faciliter, par leur localisation, des choix de vie et de transports qui permettent aux familles de diminuer leur dépendance à l’automobile tout en augmentant leur qualité de vie. Il est injuste de mettre les citoyens dans des positions où ils deviennent dépendants de leur voiture pour ensuite leur reprocher de l’utiliser.

Le succès de ce projet passe par la mise en œuvre de politiques et de projets d’aménagement qui supposent une vision et une volonté politique structurantes. Le laisser-aller et le clientélisme des divers ordres de gouvernement en matière d’aménagement et de transport nous ont mené au bord de la catastrophe environnementale. La planification intégrée des transports et de l’aménagement exige une refonte complète des politiques et des manières de faire en ces matières.

L’Association Habitat Montréal se donne pour mission de participer à ces remises en cause en se faisant la voix des citoyens pour qui ces changements sont nécessaires.

Dans le présent Mémoire, nous argumentons pour que la Ville instaure un objectif quantifiable de réduction de l’automobile et que le Plan impose un moratoire sur toute augmentation des capacités routières à Montréal de façon à permettre le développement de façons de déplacer personnes et marchandises autrement.

¹ Si nous souhaitons souligner la nécessité particulière de ce projet pour les résidents des quartiers centraux, c’est assez simplement parce que ce sont eux qui sont les plus pénalisés par les tendances actuelles: ce sont en effet eux qui souffrent principalement du smog, de la chaleur excessive, de la circulation automobile trop dense, etc.

Un objectif : un double transfert modal

En matière d’aménagement et de transport, la principale force du Plan d’urbanisme qui est l’objet des présentes consultations est la priorité explicite accordée au transport collectif et le souhait clair de réorienter le financement du réseau de transport collectif au détriment du réseau routier. Le Plan est particulièrement clair à ce niveau :

« De fait, la Ville prend résolument position en faveur du transport collectif et le reconnaît comme le mode de transport de l’avenir pour Montréal. »
(page 37)

« À cet égard, la Ville juge opportun que le gouvernement du Québec revoie ses priorités en ce qui a trait à l’utilisation des sommes d’argent provenant du Fonds canadien des infrastructures stratégiques du gouvernement fédéral à des fins de transport collectif plutôt que de réalisation de projets routiers. » (page 37)

Cela est en effet sa principale force car l’expansion du réseau routier a eu un effet d’induction sur l’usage de l’automobile (et du camionnage) comme modes dominants de transport et que vouloir s’éloigner de ce type de réponse comme solution aux problèmes de transport est tout à fait à l’avantage de la Ville et des Montréalais.

En fait, il faut dire que bien qu’il ait d’abord été une réponse à la demande de déplacements automobiles, le réseau autoroutier a fait bien plus (et ceci est vrai à Montréal comme dans beaucoup de villes occidentales): il a stimulé l’usage de l’automobile et du camion au détriment des modes collectifs et actifs. Une des nombreuses études récentes qui confirment ce que l’on appelle maintenant l’effet d’induction est celle qui a été effectuée par Robert B. Noland du « Centre for Transport Studies, Department of Civil and Environmental Engineering » du « Imperial College of Science, Technology and Medicine » à Londres et Lewison L. Lem du « US Environmental Protection Agency, Office of Transportation and Air Quality » aux Etats-Unis. L’objectif de cette étude était de voir comment ces relativement nouveaux savoirs (à propos de l’effet d’induction) étaient intégrés dans les politiques en matière de transport aux Etats-Unis et en Angleterre. C’est dans ce cadre que les deux auteurs ont tout d’abord fait une revue de la littérature qui supporte l’idée que l’augmentation de la capacité autoroutière est de moins en moins vue, à la fois par le public et ceux qui sont responsables de la planification des transports (comme au Québec le MTQ dans son plan de gestion des déplacements et l’AMT dans son plan de développement le reconnaissent d’ailleurs), comme une solution viable ou durable à la congestion automobile. Ce faisant, ils montrent donc que la théorie de l’induction permet de comprendre pourquoi, malgré des efforts importants pour augmenter la capacité routière destinée à l’automobile, la congestion automobile n’a jamais semblé être un problème plus important qu’aujourd’hui :

« The theory of induced travel is consistent with Downs (1992) theory of “triple convergence”. Downs (1992) formulated this theory to explain the difficulty of removing peak-hour congestion from highways. In response to a capacity addition three immediate effects occur. Drivers using alternative routes begin to use the expanded highway, those previously traveling at off-

peak times (either immediately before or after the peak) shift to the peak (rescheduling behavior as defined previously), and public transport users shift to driving their vehicles. Mogridge (1987) extends this idea to the Downs-Thomson paradox whereby road capacity increases can actually make overall congestion on the road worse. » (Noland et Lem, 2000, p.6)

Or malgré le souhait clair de la part de la Ville souligné plus tôt, le Plan d’urbanisme proposé ne lui permettra pas d’atteindre ses objectifs de réduction de l’automobile – et, si l’on suit la théorie de l’induction, il pourrait même aggraver encore la situation. En effet, la volonté affichée de favoriser le réseau de transport collectif au détriment du réseau routier est contrecarrée dans le Plan par les multiples projets d’expansion et/ou de consolidation du réseau routier et autoroutier actuel qui sont aussi inscrites (cf. notamment l’ensemble des mesures visant à faire de Montréal la plaque tournante du transport des marchandises). Cela ne peut que favoriser le camionnage et la circulation automobile en même temps qu’affaiblit le réseau de transport collectif (à la fois parce que son financement, étant donné des ressources limitées, continuera à être déficitaire et parce que l’amélioration de l’offre routière diminuera d’autant sa part modale). En effet, tel qu’implicitement sous-entendu dans le Plan lui-même dans les extraits cités plus tôt, une condition essentielle pour contrer ces mouvements interdépendants (développement des capacités routières et transfert vers des modes de transport comme le camion et l’automobile) est l’arrêt de l’expansion de la capacité routière en même temps que le développement de modes de transport et de déplacement autres: c’est pourquoi il faut hiérarchiser ces priorités et éliminer du Plan tout nouveau projet d’expansion routière.

Nous proposons ci-après des mesures conformes à notre conviction que le plan d’urbanisme de la Ville de Montréal doit planifier l’espace de la ville de façon à incorporer l’objectif double d’augmenter les parts modales des modes de transport autres que l’automobile (pour le transport des personnes) et le camion (pour le transport des marchandises).

Déplacer des personnes autrement (qu’en automobile)

Afin de ne pas répéter indûment des principes et justifications qui sont aujourd’hui largement acceptées, nous dirons simplement que nous faisons nôtres les raisons – économiques, écologiques, de santé et plus largement de qualité de vie - pour lesquelles le plan d’urbanisme souhaite favoriser des modes de transport et de déplacement des personnes autres que l’automobile. À ce chapitre, il est toutefois important de souligner que, après plus de cinquante ans d’efforts pour adapter Montréal à l’automobile (avec pour résultat un net déséquilibre dans la qualité de l’offre en faveur des déplacements automobiles), nous sommes d’avis que la présente conjoncture est favorable à la réalisation d’un meilleur équilibre entre les divers modes et que ce nouvel équilibre est quelque chose de souhaitable et de l’ordre du possible:

- 1) les résidents de Montréal, et en particulier ceux des quartiers centraux, subissent directement les conséquences des épisodes de smog, du bruit, de

- la pollution et de l’insécurité induits par un usage démesuré de l’automobile (toutes raisons pour lesquelles de nombreux groupes réclament une réduction de la circulation à diverses échelles et par divers moyens);
- 2) les coûts de rénovation des infrastructures autoroutières urbaines – dont les pièces majeures ont été construites il y a environ 40 ans - sont prohibitifs et leur état de détérioration avancé s’accélère rapidement;
 - 3) la hausse des coûts de possession et d’utilisation d’une automobile (dont le coût de l’essence n’est qu’un des aspects) provoquent un stress non nécessaire sur les finances publiques (parce que les divers ordres de gouvernement cherchent vainement à répondre à une demande – alors que les investissements dans le développement des infrastructures la stimulent) ET sur les finances des ménages montréalais;

D’autres éléments de conjoncture pourraient justifier et appuyer notre position: nous les laissons de côté pour indiquer simplement quels types d’action sont à notre sens souhaitables. Nous avons identifié les pistes d’action que nous privilégions dans la section ‘principes généraux’ mais nous avons aussi joint une section ‘projets particuliers’ dans les cas où nous sommes particulièrement interpellés par ceux-ci.

Principes généraux :

- a. Le Plan doit préciser un objectif quantifiable et annuel de réduction de l’automobile et d’augmentation d’utilisation des transports collectifs et actifs: nous suggérons un objectif de réduction de 2,5% de la circulation automobile sur l’île et une augmentation des déplacements autres de 5%. Ces objectifs ne pourront être rencontrés que par l’adoption des mesures identifiées ci-après.
- b. Instauration d’un moratoire sur l’augmentation de la capacité automobile de toutes les rues, artères, routes et autoroutes urbaines – sauf lorsque cela se traduit par une canalisation de la capacité vers une voie qui supporte mieux la circulation ET une diminution de la capacité sur la voie que l’on cherche à délester;
- c. Diminution de la capacité artérielle, routière et autoroutière toutes les fois où cela est possible (ex. lors de l’augmentation de l’offre de transport collectif dans un axe de circulation donné, il devrait y avoir diminution systématique de l’offre automobile);
- d. Densification des zones à proximité des modes de transport collectif lourds comme le métro (par exemple, l’instauration systématique de droits aériens pour l’implantation de complexes résidentiels au-dessus des bouches de métro lors de leur rénovation serait une initiative innovatrice et intelligente);
- e. Consolidation ET développement du réseau de pistes cyclables;
- f. Consolidation ET développement des liens piétons;
- g. Instauration de mesures d’apaisement de la circulation pour favoriser la sécurité des cyclistes et piétons sur les voies où cela est nécessaire (i.e. là où des comités de résidents et d’usagers le demandent);
- h. Développement du tramway sur l’île de Montréal et arrêt des projets de développement du métro;

Projets particuliers :

1. Projet de modernisation de la rue Notre-Dame : nous ne soutenons pas a priori le projet de la Ville de Montréal et du Ministère des Transports du Québec car nous croyons que l’on devrait récupérer l’emprise du MTQ en vue d’un redéveloppement résidentiel et commercial en plus de canaliser la circulation par camion sur la voie existante du Port de Montréal – ce qui nécessiterait bien entendu le développement d’alternatives en matière de transport des personnes et des marchandises .

Toutefois, si le projet doit aller de l’avant, nous tenons à rappeler que l’engagement de la Ville est de réduire de manière équivalente la capacité automobile dans le quadrilatère compris entre les rues Dickson, Notre-Dame, Delorimier et Sherbrooke. À l’annonce éventuelle d’un projet, il est du devoir de la Ville d’annoncer précisément quelles rues seront réaménagées de façon à ce que la circulation n’augmente pas dans le quadrilatère en question (les interventions doivent être quantifiées). Ces mesures devraient être inscrites dans le Plan et être contraignantes.

2. Projet Porte Ste-Marie : la volonté du Service de la circulation de la Ville de Montréal d’élargir le boulevard René-Lévesque afin de faciliter la fluidité de la circulation alentour du complexe commercial ET résidentiel (où vivront de surcroît des personnes âgées) est incompréhensible. Les futurs résidents seront déjà exposés à la circulation du Pont Jacques-Cartier et à celle de la rue Notre-Dame : l’effort à fournir est de réduire la capacité de cette voie, et non le contraire.
3. Le boulevard Métropolitain : l’optimisation du boulevard ne doit pas résulter en l’augmentation de la capacité sur les voies de service du boulevard.
4. Le pont de l’A-25 : la réalisation d’un pont sur l’A-25 en direction de Laval est contraire à tous les intérêts des montréalais et le projet devrait être tout simplement rejeté.
5. Les rues Christophe-Colomb et Papineau: le caractère résidentiel de ces rues doit être respecté et la vitesse de circulation doit être réduite à 50 km/hre comme sur toute autre voie résidentielle. C’est donc dire qu’autant la signalisation que la synchronisation des feux doivent être revues là où cela est nécessaire.
6. Tramway sur l’avenue du Parc : c’est un projet qu’il est nécessaire de réaliser pour que les usagers montréalais de la ligne de métro orange puisse répondre à la demande et que les montréalais ne soient pas pénalisés par le prolongement du métro vers Laval. Le projet devrait en même temps permettre de réaménager complètement l’espace de la l’avenue DuParc afin

d’en faire un lieu convivial pour le piétons et les cyclistes. Ce lien devrait être le premier d’un réseau plus étendu.

Transporter les marchandises autrement (que par camion)

La volonté de la Ville de réduire la circulation des camions sur le territoire est nettement moins claire, dans le Plan, que celle de réduire les déplacements automobiles. Bien au contraire, le plan prévoit même plusieurs interventions visant à favoriser les déplacements des camions sur l’île afin de faire de Montréal une « plaque tournante » du transport des marchandises. Sans être contre l’objectif de faire de Montréal une telle « plaque tournante », il nous apparaît clair que cela doit être fait autrement que par le camionnage. En effet, l’augmentation – durable - des prix de l’essence et celle des coûts de réfection des infrastructures autoroutières que la croissance du trafic de camions ne fera qu’accroître sont deux éléments parmi d’autres (la pollution atmosphérique et le bruit en étant d’autres) qui devraient nous faire réviser très rapidement le privilège accordé actuellement au camionnage.

En conséquence, le plan d’urbanisme devrait : 1)accorder explicitement la même priorité au rail et au transport par voie fluviale que celle qu’il accorde très ouvertement au transport en commun et; 2)ouvrir la porte à un mode de gestion du transport des marchandises similaire à celui préconisé par la Ville de Paris (voir document déposé lors de la présentation du Mémoire).



francois gagnon

2004-07-05 15:30

Pour : ocpm@ville.montreal.qc.ca

Objet : [Fwd: Réf. : A reference]

Bonjour,

Lors de notre présentation au cours des audiences sur le projet de plan d'urbanisme, j'ai fait référence à une étude qui suggérait que les résidants à proximité des autoroutes (et des artères principales, aurais-je probablement dû préciser) étaient davantage exposés à certains polluants. Un des commissaires m'a demandé la référence de l'étude en question: voici le texte complet, en pièce jointe et en PDF. Dans le corps du courriel, vous trouverez aussi les coordonnées d'une des chercheuses qui semble tout à fait ouverte à répondre à d'éventuelles questions.

François Gagnon
pour Association Habitat Montréal

**Étude pilote de la variation spatiale des
niveaux de particules associés au
transport routier à une échelle locale à
Montréal**

Audrey Smargiassi

Mary Baldwin

Khalid Berrada

Novembre 2003

Étude pilote de la variation spatiale des niveaux de particules associés au transport routier à une échelle locale à Montréal

Audrey Smargiassi, Ph. D.

Mary Baldwin, M. Sc., S.M. CIH

Khalid Berrada, ing

Novembre 2003

Une réalisation de l'unité Santé au travail et environnementale
Hôpital Maisonneuve-Rosemont, mandataire

© Direction de santé publique
Régie régionale de la santé et des services sociaux de Montréal-Centre (2002)
Tous droits réservés

Dépôt légal : 4^e trimestre 2003
Bibliothèque nationale du Québec
Bibliothèque nationale du Canada

ISBN : 2-89494-396-2

REMERCIEMENTS

Ce projet a été soutenu financièrement par le Ministère de la Santé et des Services Sociaux du Québec (85 %) et par Santé Canada (15 %). Nous remercions la ville de Montréal pour avoir effectué les comptes de véhicules routiers à nos sites de mesures, pour nous avoir donné accès à leurs sites de mesures et à leurs données de polluants et pour nous avoir donné accès au Rôle foncier. Nous remercions la Direction de l'Île-de-Montréal du ministère des Transports du Québec d'avoir fourni les comptes de véhicules routiers sur l'autoroute Métropolitaine et les estimés de circulation de véhicules pour les autres tronçons. Nous remercions Santé Canada pour le prêt de matériel. Nous remercions aussi les participants pour leur implication, ainsi que Sophie Goudreau et Simon Lajeunesse pour leur assistance technique, Maryse Arpin pour le secrétariat et la mise en page et Chuck Pilger pour son aide précieuse pour l'installation des sites et pour le bon fonctionnement des appareils.

AVANT-PROPOS

Cher lecteur et chère lectrice,

La Direction de santé publique a le mandat de surveiller l'état de santé de sa population et de l'en tenir informée. Elle doit également veiller à l'amélioration de la santé du public en agissant sur les facteurs qui l'influencent.

La surveillance et la recherche des impacts qu'occasionnent les problèmes de la qualité de l'air intérieur et extérieur sur la santé de la population ainsi que les changements climatiques sont des cibles prioritaires retenues par le Plan d'action montréalais en santé publique.

Le transport est une source importante de pollution atmosphérique locale pouvant influencer la santé des individus exposés. De plus, le dioxyde de carbone émis par les véhicules routiers contribue de façon importante au phénomène des changements climatiques qui conduisent à augmenter le nombre d'épisodes de chaleur accablante en période estivale.

La présente étude pilote entreprise par la Direction de santé publique de Montréal-Centre avait pour objectif de fournir des informations d'ordre méthodologique pour orienter l'évaluation de l'exposition et l'identification des populations à risque. Cette information est nécessaire à la poursuite du dossier visant à évaluer les impacts sanitaires associées aux émissions du transport routier.

Bonne lecture !



Richard Lessard, M.D.

Directeur
Direction de santé publique de Montréal-Centre



Louis Drouin, M.D.

Responsable de l'unité
Santé au travail et environnementale

SOMMAIRE EXÉCUTIF

L'exposition des populations qui habitent le long d'axes routiers importants est peu connue. Il semble toutefois que ceux habitant le long d'artères routières importantes soient plus à risque d'être hospitalisés pour des problèmes respiratoires. L'objectif premier de cette étude pilote était d'explorer la variabilité spatiale et temporelle des niveaux de particules fines (PM_{2.5}) et du coefficient d'absorption des filtres ayant servi à collecter les PM_{2.5}, à des sites résidentiels urbains soumis à des intensités de circulation différentes à Montréal. Le niveau de coefficient d'absorption est utilisé comme indication des niveaux de carbone élémentaire. Le second objectif de cette étude était d'estimer la proportion de la population potentiellement exposée à des niveaux de polluants plus élevés que les niveaux « bruit de fond » dans la mesure ou une variation spatiale allait être observée. Des mesures journalières de PM_{2.5} et de coefficient d'absorption ont été effectuées à quatre sites résidentiels urbains, de façon simultanée, durant sept semaines. Les niveaux de dioxyde d'azote (NO₂) ont aussi été mesurés comme indicateurs des émissions de polluants provenant du transport routier. Un gradient des niveaux a été noté entre les quatre sites tant pour le coefficient d'absorption que pour le NO₂, reflétant l'importance du trafic comme source locale d'exposition. Les niveaux de PM_{2.5} étaient similaires à chaque site. Les niveaux de coefficient d'absorption des filtres ayant recueilli les PM_{2.5} au site résidentiel urbain (environ 30 000 véhicules par jour) étaient 40 % plus élevés qu'au site urbain « bruit de fond », exprimés comme le pourcentage du site « bruit de fond ». Puisqu'une variation spatiale a été vérifiée pour les niveaux de coefficient d'absorption au sein même de la ville, il serait possible d'estimer l'exposition de la population urbaine au carbone élémentaire en utilisant un modèle simple de régression utilisant des prédicteurs géoréférencés comme la circulation. Un tel modèle a été utilisé dans l'étude TRAPCA pour estimer l'exposition de la population aux émissions de particules émises par le transport routier et ce, à une échelle locale. Puisqu'une variation spatiale des niveaux de coefficient d'absorption a été notée, le nombre de ménages potentiellement exposés à des niveaux plus élevés que les niveaux « bruit de fond » a été estimé. Il semble possible d'entreprendre une étude épidémiologique visant à estimer les risques associés aux émissions du transport routier à Montréal puisque une partie importante de la population demeure sur des rues dont les niveaux de pollution sont potentiellement supérieurs aux niveaux retrouvés à un site « bruit de fond ».

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	i
AVANT-PROPOS.....	ii
SOMMAIRE EXÉCUTIF	iii
TABLE DES MATIÈRES.....	iv
INDEX DES TABLEAUX.....	v
INDEX DES FIGURES	vi
INDEX DES ANNEXES	vii
1. Introduction	1
2. Méthodes	2
2.1 Design	2
2.1.1 Échantillonnage journalier et intermittent des PM2.5	3
2.1.2 Échantillonnage du NO ₂	3
2.2 Sites et positionnement de l'équipement d'échantillonnage.....	3
2.3 Intensité du trafic	5
2.4 Échantillonnage	5
2.5 Analyses.....	7
2.5.1 PM2.5.....	7
2.5.2 Absorption des filtres.....	7
2.5.3 NO ₂	8
2.6 Paramètres météorologiques	8
2.7 Estimation de la population habitant le long d'artères routières importantes	8
3. Résultats	11
3.2 Contrôle et Assurance Qualité (QA/QC)	11
3.3 Intensité de la circulation de véhicules routiers	12
3.4 Variations spatiales et temporelles.....	13
3.5 Comparaison des stratégies d'échantillonnage des particules	19
3.5.1. Comparaison entre échantillonnage intermittent et journalier des particules	19
3.5.2 Échantillonnage simultané des particules à chaque site.....	19
3.6 Estimation de la population habitant le long d'artères routières importantes	20
4. Discussion	25
5. Conclusions	27
RÉFÉRENCES	29
ANNEXES	31

INDEX DES TABLEAUX

Tableau 1 : Moyenne des comptages journaliers (24 heures) de véhicules routiers, de jours de semaines des quatre sites d'un quartier résidentiel urbain à Montréal

Tableau 2 : Moyenne journalière des niveaux de PM_{2.5}, du coefficient d'absorption des filtres ayant recueilli les PM_{2.5} et des niveaux de NO₂ mesurés dans la zone respiratoire à quatre sites de mesures d'un quartier résidentiel urbain à Montréal

INDEX DES FIGURES

- Figure 1 : Localisation des sites d'échantillonnage dans le quartier Rosemont de Montréal
- Figure 2 : Reproduction du patron de déposition des filtres ayant collectés les PM2.5
- Figure 3 : Variation temporelle des niveaux de polluants mesurés dans la zone respirable aux quatre sites résidentiels de Montréal présentant des intensités de circulation de véhicules différentes
- Figure 4 : Niveaux de PM2.5 journaliers ou hebdomadaires mesurés de façon intermittente (quinze minutes à chaque heure). À noter que les semaines sont présentées en ordre croissant d'importance des niveaux
- Figure 5 : Comparaison entre mesures de coefficient d'absorption et valeurs corrigées pour la période
- Figure 6 : Localisation des tronçons de rues présentant une circulation routière importante

INDEX DES ANNEXES

- Annexe 1 : Calendrier et feuille de route terrain et les procédures d'opération standards (SOP)
- Annexe 2 : Estimation de la fréquence d'échantillonnage
- Annexe 3 : Budget et coûts
- Annexe 4 : Consentement

1. Introduction

De nombreuses études de séries chronologiques portant sur la pollution atmosphérique et la santé ont observé de façon consistante que les niveaux journaliers de particules fines plus élevés étaient associés à des taux journaliers de mortalité et d'hospitalisations pour maladies cardiorespiratoires supérieurs. Par particule fines (PM_{2.5}) on entend la masse des particules de diamètre aérodynamique de moins de 2.5 µm dans un volume donné. Les particules fines seraient potentiellement plus nocives pour la santé que les particules de diamètre plus important puisqu'elles peuvent atteindre les profondeurs de l'appareil respiratoire inférieur (Environnement Canada-Santé Canada, EC-SC, 2000).

Selon les inventaires nationaux et régionaux, les émissions du transport routier contribuent de façon importante aux niveaux régionaux et nationaux de particules fines et aux niveaux d'autres polluants atmosphériques et ce, de façon plus marquée en milieu urbain (EC-SC, 2000). Certaines études suggèrent que les personnes habitant le long d'artères routières importantes seraient plus à risque d'être hospitalisés pour des problèmes respiratoires (ex. Edwards et al., 1994 ; Buckeridge et al., 2002). Le risque de mortalité non traumatique serait aussi plus élevé pour les populations habitant le long d'artères routières importantes comparativement à celles habitant le long d'artères moins achalandées (Roemer and van Wijnen, 2001 ; Hoek et al., 2002a).

La majorité des études épidémiologiques qui portent sur l'impact des émissions du transport routier sur la santé, ont utilisé des approches indirectes comme la distance à une rue principale pour représenter l'exposition des individus aux émissions du transport routier. Le niveau d'exposition des individus aux particules fines et à leurs composants (comme le carbone élémentaire) à une échelle locale au sein d'une ville est peu connue.

Pour ce qui est de l'exposition aux particules fines, il est connu que la masse des particules de diamètre de moins de 2.5 µm (pour un volume donné) varie régionalement, des différences étant observées entre les niveaux des milieux urbains, suburbains et ruraux (EC-HC, 2000). Toutefois, les niveaux de PM_{2.5} seraient très uniformes à une échelle locale, au sein d'une même ville. Les particules primaires (diamètre de moins de 0.1 µm) contribuent peu à la masse des PM_{2.5}, et les particules de plus de 10 µm, auraient une variation spatiale plus importante que les particules de 0.1-1 µm (voir Monn, 2001 pour revue).

Pour ce qui est de l'exposition à des composants des particules, le carbone élémentaire a été utilisé pour caractériser l'exposition aux émissions de particules provenant du transport routier (ex.: Brauer et al., 2002; Hoek et al., 2002a,b). Puisqu'il existe une forte corrélation entre le contenu des particules en carbone élémentaire et l'absorption de lumière, l'absorption des particules (aussi appelée « black smoke » ou « soot ») est utilisée comme indicateur des niveaux de carbone élémentaire (ex.: Kinney et al., 2000; Janssen et al., 2001; Rich , 2002).

Dans certaines études, la variation des niveaux d'absorption des filtres ayant recueilli des particules (ex.: Roorda-Knape et al., 1998) et la variation des niveaux de carbone élémentaire (Zhu et al., 2002) a été mesurée en fonction de l'éloignement. Les niveaux de ces derniers diminueraient avec la distance, surtout dans les 150 mètres les plus rapprochés d'une autoroute. Ces études ne montrent toutefois pas dans quelle mesure les niveaux d'absorption mesurés à

150 m d'une autoroute diffèrent de niveaux « bruit de fond ». Des études européennes montrent aussi que les niveaux d'absorption de filtres collectant des particules à proximité d'une route, varient avec l'intensité du trafic. Contrairement aux niveaux d'absorption des particules, les niveaux de PM_{2.5} ne seraient que marginalement influencés par l'intensité du trafic dans ces études (ex. : Janssen et al., 1997; Hoek et al., 2002b) probablement parce que ce sont surtout des particules de faible diamètre qui sont émises par les véhicules routier et que ces dernières contribuent peu à la masse des PM_{2.5}.

Récemment Lena et al. (2002) ont noté des niveaux de carbone élémentaire plus importants au sein d'une communauté de la ville de New-York assujettie à une circulation de véhicules lourds importante. À part cette étude traduisant une situation extrême, la variation des niveaux de carbone élémentaire et de PM_{2.5}, avec l'intensité du trafic, au sein de villes nord-américaines à une échelle locale est relativement peu connue. L'étude californienne MATES-II (The Multiple Air Toxics Exposure Study) a montré la contribution des émissions des véhicules routiers aux variations régionales de carbone élémentaire (<http://www.aqmd.gov/matesiidf/matestoc.htm>) en Californie. À noter que pour ce qui est des polluants gazeux émis par le transport routier (ex. : monoxyde de carbone et dioxyde d'azote), il est connu que ces derniers varient avec l'intensité du trafic à une échelle locale (ex. : Roorda-Knappe et al., 1998; Maynard and Waller, 1999; Rijnders et al., 2001).

L'objectif premier de la présente étude était d'explorer la variation spatiale à une échelle locale et la variabilité temporelle des niveaux de particules fines et de leur absorption, comme indicateur des niveaux de carbone élémentaire à des sites résidentiels de différentes densités de trafic routier au sein d'une grande ville canadienne. Comme objectif secondaire, certaines stratégies d'échantillonnage ont été comparées (échantillonnage intermittent prolongé vs échantillonnage journalier; échantillonnage simultané à chaque site ou non). Le second objectif de cette étude était d'estimer la proportion de la population potentiellement exposée à des niveaux de polluants plus élevés que les niveaux « bruit de fond » dans la mesure ou une variation spatiale allait être observée.

2. Méthodes

2.1 *Design*

Quatre sites résidentiels ont été sélectionnés pour l'échantillonnage des polluants, sur la base de l'intensité du trafic routier à Montréal. Les niveaux de PM_{2.5} et le coefficient d'absorption des filtres ayant recueilli les PM_{2.5} ont été mesurés. La concentration de dioxyde d'azote (NO₂) a aussi été mesurée comme indicateur des émissions de polluants provenant du transport routier.

La localisation des échantillonneurs et l'échantillonnage ont été entrepris selon les procédures d'opération standards (SOP) de l'étude ULTRA (Exposure and risk assessment for fine and ultrafine particles in ambient air) (<http://www.ktl.fi/ultra/adobe/out/sop-abs.pdf>; Cyrus et al., 2003) avec les ajustements présentés plus bas. Les SOP, les feuilles de routes, des exemples de calendrier d'activités de même que les coûts de l'étude sont présentés en Annexes 1 et 2.

2.1.1 Échantillonnage journalier et intermittent des PM_{2.5}

L'échantillonnage des PM_{2.5} a été effectué pendant la même période de 24 heures à chaque jour ouvrable de la semaine, à chaque site en même temps. L'échantillonnage a été effectué de façon simultanée à tous les sites pour contrôler l'impact des facteurs météorologiques sur les concentrations de polluants lors de la comparaison inter-sites. Cet échantillonnage s'est étendu sur une période de sept semaines¹, entre le 6 mai et le 28 juin, durant un bloc de quatre semaines suivi d'un bloc de trois semaines. Nous avons estimé à 40 jours la période minimale pour observer des différences entre les sites (Annexe 3). La période minimale d'échantillonnage, pour observer des différences entre les sites, a été déterminée sur la base des différences de niveaux de polluants observées dans d'autres études entre site « bruit de fond » et site présentant des niveaux de trafic importants. L'échantillonnage des polluants a été effectué à une période où le chauffage des habitations est inhabituel, pour limiter l'émission de polluants provenant de la combustion domestique et ce, malgré que les émissions des véhicules routiers soient plus importantes l'hiver en raison des départs à froid. La collecte d'échantillon s'est limitée aux jours de semaines, afin de capturer la contribution des flux de trafic majeurs. Ce type d'échantillonnage est aussi logistiquement beaucoup plus simple. Ainsi, 140 échantillons devaient être ramassés. À un des sites, un deuxième échantillonneur de PM_{2.5} a aussi été installé durant 25 jours répartis durant les sept semaines, pour collecter des filtres duplicata à des fins de contrôle de qualité.

Durant ces sept semaines d'échantillonnage, un échantillonnage intermittent a aussi été effectué à deux des sites, en plus de l'échantillonnage durant les 24 heures d'une journée. Cet échantillonnage intermittent consistait en un prélèvement durant quinze minutes à chaque heure, et ce, durant une période de cinq jours, pour une collecte totale de 30 heures. L'échantillonnage intermittent (un filtre ayant collecté des particules durant quinze minutes à chaque heure pour cinq jours) a été effectué en même temps que l'échantillonnage journalier (cinq filtres correspondant à cinq périodes de 24 heures) afin de comparer les deux approches. L'échantillonnage intermittent a été utilisé dans l'étude européenne TRAPCA (Traffic Related Air Pollution and Childhood Asthma) (Hoek et al., 2002b) pour simplifier et limiter les coûts de l'échantillonnage des particules. Ainsi, 14 filtres provenant de l'échantillonnage intermittent devaient être récoltés pour comparaison avec les moyennes des valeurs journalières.

2.1.2 Échantillonnage du NO₂

Lors des trois dernières semaines d'échantillonnage des PM_{2.5}, l'échantillonnage journalier du NO₂ a aussi été entrepris au même moment à tous les mêmes sites. La collecte de 60 échantillons était prévue.

2.2 Sites et positionnement de l'équipement d'échantillonnage

Quatre ménages d'un quartier résidentiel urbain montréalais habitant sur des segments de rues d'intensités de circulation différentes et se retrouvant dans un périmètre d'au plus cinq kilomètres (km) ont été invités à participer à l'étude et se sont montrés intéressés. Les ménages recrutés ont été sélectionnés sur la base de l'intensité du trafic routier devant la résidence. De plus, leurs habitations étaient localisées loin de sources de particules, autre que les émissions associées au

¹ L'échantillonnage des particules a en fait été effectué pendant 8 semaines continues mais une boîte de filtres ramassés n'a jamais été reçue et n'a pu être retracée par le laboratoire d'analyse.

transport routier et à au moins 50 m d'un feu de circulation. La lettre de consentement qui a été signée par les participants est présentée en annexe 4. Les participants ont reçu un montant forfaitaire pour les coûts associés à la prise d'électricité et pour tout autre inconvénient et dérangement.

La figure 1 présente la localisation des sites d'échantillonnage (résidences des ménages). Les sites ont été sélectionnés pour représenter l'exposition de la population dans un milieu résidentiel urbain type de Montréal, renfermant surtout des bâtiments de type « duplex » de deux étages. La hauteur des bâtiments était similaire à chaque site. Le Site 1 était localisé sur une artère à sens unique, représentant une rue résidentielle tranquille (« bruit de fond » urbain). Les Sites 2 et 3 étaient localisés le long d'artères routières principales d'un quartier résidentiel urbain. Le Site 2 était localisé à environ 100 m du Site 1. La limite de vitesse des artères routières sur lesquelles étaient installés les sites d'échantillonnage est de 50 km/h. Le Site 4 était aussi localisé le long d'une artère ayant une limite de vitesse de 50 km/h mais était adjacent à l'autoroute Métropolitaine (surélevée) dont la limite de vitesse est de 70 km/h. Ce dernier site fut choisi comme le pire scénario pouvant être observé dans un environnement urbain résidentiel. Les Sites 1, 2 et 3 étaient localisés du côté récepteur de la rue, selon l'impact des vents dominants de l'ouest, sud-ouest à Montréal. Tous les sites étaient localisés à moins de 10 m de la route.

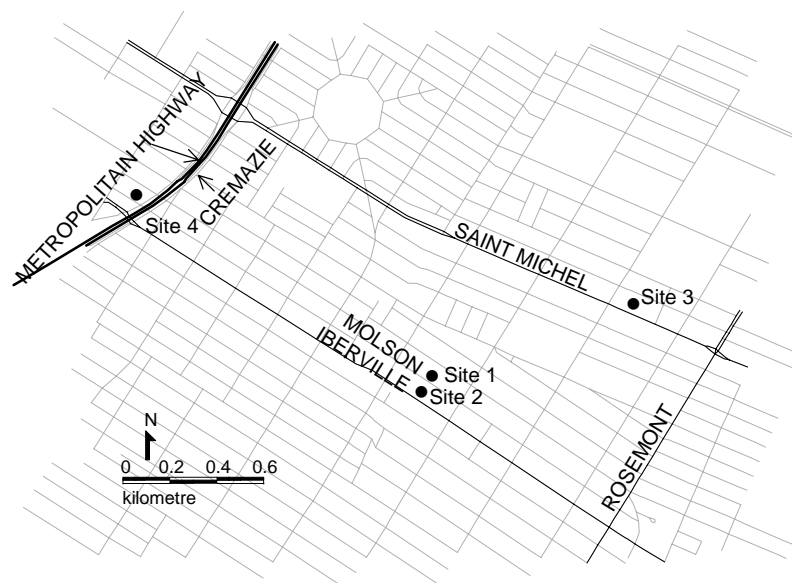


Figure 1. : Localisation des sites d'échantillonnage dans le quartier Rosemont de Montréal

Les équipements d'échantillonnage ont été installés sur les balcons frontaux de premier étage des quatre bâtiments sélectionnés (au moins à un mètre de hauteur de la surface sur laquelle ils ont été installés, à 1 m du bâtiment). Les équipements étaient installés de 2.4 à 2.9 m du sol. Le premier plancher a été considéré dans cette étude à titre de pire scénario.

Pour des raisons de contrôle de qualité, un système d'échantillonnage des particules fines a été installé à une station fixe du réseau d'échantillonnage de la ville de Montréal (Station 12, faisant aussi partie du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA), 1125 rue Ontario est) de façon à comparer le système d'échantillonnage de notre étude (« Harvard Impactor », voir plus bas) à un Partisol, considéré comme méthode de référence. La Station 12 est localisée sur le toit d'un édifice, à une hauteur d'environ 10 m. Cette station est utilisée par la ville de Montréal pour représenter l'exposition moyenne des résidents montréalais. Les prises d'air des deux types d'échantillonneurs ont été installées à la même hauteur. Ce système d'échantillonnage additionnel a été installé à tous les six jours, au moment où les PM_{2.5} étaient mesurées à la station de la ville, lors de notre étude. Dix filtres devaient ainsi être ramassés pour comparaison avec l'échantillonneur du réseau RNSPA.

De la même façon, un système d'échantillonnage pour le NO₂ a été installé à une station fixe de la ville de Montréal (Station 1, située dans le Jardin Botanique). La ville mesure le NO₂ par chémoluminescence de façon continue. Cette comparaison s'est effectuée au début juillet, juste après l'étude et ce, durant 5 jours uniquement pour des fins de contrôle de qualité.

2.3 Intensité du trafic

Des comptages automatiques non différentiel de 24 heures ont été effectués aux quatre sites durant quatre à douze jours, par la ville de Montréal. Un comptage différentiel pour estimer les proportions des divers types de véhicules a aussi été effectué durant 10.5 heures d'un des jours de semaine au quatre sites (de 7 h 00 à 17 h 30). Ces comptages ont été effectués durant l'échantillonnage des polluants atmosphériques. Lors de l'étude, l'intensité du trafic au Site 4 a été mesurée uniquement sur la rue devant le site, rue donnant accès à l'autoroute Métropolitaine. Toutefois, étant donné la proximité très rapprochée de ce site avec l'autoroute surélevée, l'intensité du trafic sur la Métropolitaine a aussi été considérée. Les comptages journaliers moyens sur l'autoroute Métropolitaine durant les 40 jours d'échantillonnages ont été obtenus de la Direction de l'Île-de-Montréal du ministère des Transports du Québec.

2.4 Échantillonnage

Les échantillonneurs « Harvard Impactors » (Marple et al., 1987), loués de la compagnie Air Diagnostics and Engineering Inc. (Naples, Maine, USA), ont été utilisés pour collecter les PM_{2.5} à un flux de 4 litres/minute² (l/min.). Les particules ont été recueillies sur des filtres en téflon pré-pesés de 37 mm, ayant des pores de 2 µm (Pall R2PJ037). À l'intérieur de la cassette le filtre était inséré sur un disque de polyéthylène (37 mm PE, Anachemia Science 230800) pour empêcher la contamination via le support de cellulose.

² Quoique son utilisation n'est pas une méthode de référence selon l'EPA, plusieurs études ont démontré une correspondance excellente avec les méthodes reconnues (Babich et al., 2000, Turner et al., 2000). Nous avons estimé qu'un échantillonnage à 4 lpm permet de recueillir un volume minimal suffisant durant 22 h à un site « bruit de fond » avec des niveaux journaliers de PM_{2.5} moyens de 2 µg/m³ si la limite de détection de la méthode utilisée est de 6 µg. Cette limite de détection a été calculée comme 3 fois l'écart type de la masse des blancs de terrain divisée par le volume d'échantillonnage. Il semble possible d'obtenir une telle limite de détection en utilisant des « Harvard Impactors » à 4 lpm, des filtres de téflon et une balance avec précision de 1 µg (Yanosky et Machintosh, 2001). Nous avons considéré un échantillonnage de 22 heures car un certain laps de temps doit être considéré pour le changement de filtre et la mesure du flux de la pompe.

Comme il a été mentionné précédemment, l'échantillonnage a été effectué durant 24 heures continues et les filtres étaient ramassés tous les jours. Pour ce qui est de l'échantillonnage intermittent des particules, les échantillons étaient ramassés à la fin d'une semaine de cinq jours. Une période d'échantillonnage de 24 heures débutait entre 10 h 00 et 11 h 00 et se terminait à la même heure le jour suivant. L'échantillonnage commençait chaque semaine le lundi matin et se terminait le samedi matin. Puisque tous ces sites se trouvaient dans le même secteur (périmètre de moins de 5 km), une même personne était en mesure de changer les filtres des systèmes d'échantillonnage des quatre sites à l'intérieur de deux heures.

Le début de la période d'échantillonnage était différent pour les échantillonneurs servant à la comparaison avec les échantillonneurs de la ville de Montréal. Pour la comparaison des niveaux de particules fines avec les niveaux mesurés par le réseau d'échantillonnage de la ville de Montréal, la période de 24 heures débutait à minuit afin de correspondre avec la période d'échantillonnage de la ville. Pour ce qui est de la comparaison des niveaux de NO₂ mesurés par la ville de Montréal, l'échantillonnage débutait le matin à 9 h 00 et se terminait le lendemain à la même heure.

Des pompes SKC pour échantillonnage personnel avec contrôle électronique du débit ont été utilisées (PCXR2, SKC Inc.) pour l'échantillonnage journalier. Des pompes Alpha 1 (E.I. DuPont de Nemours & Co., Wilmington, DE) ont été utilisées pour l'échantillonnage intermittent de même que pour la comparaison au réseau RNSPA puisqu'elles ont une minuterie intégrée. Ces deux types de pompes sont peu bruyants. Les pompes, entièrement rechargées avant leur utilisation, étaient connectées à un chargeur lorsqu'elles fonctionnaient. La prise de connexion au chargeur multiple des pompes SKC PCXR2 a été changée pour une prise pour chargeur individuel. Pour les pompes Alpha 1, nous avons dû connecter le chargeur directement à la connexion de la batterie de façon à contourner le circuit intégré qui diminue automatiquement le courant du chargeur après 14 heures. Nous avons aussi modifié la batterie des pompes Alpha 1 pour des batteries de gel acide au plomb qui ont une capacité telle qu'elles peuvent faire fonctionner les pompes pour 24 heures sans arrêt. Le chargeur avait un potentiel plus élevé que celui de la batterie (d'environ 7V pour les SKC PCXR2 et d'environ 15V pour les pompes Alpha 1) mais pas trop élevé pour ne pas que la pompe surchauffe.

Les pompes et chargeurs étaient installés dans des boîtiers étanches à l'eau et insonorisés³. Le débit était mesuré avant et après la période d'échantillonnage avec une burette à bulle (*soap film meter*). Lors de la collecte, le débit ne différait pas de plus de 5 % du débit initial, sauf pour deux filtres dont le débit n'a pas différencié de plus de 7 %. Le volume d'échantillonnage a été calculé comme la moyenne des débits pré et post-échantillonnage, multipliée par le temps d'échantillonnage. Le temps d'échantillonnage n'a pas différencié de plus de 10 % du temps prévu,

³ Si l'échantillonnage avait eu lieu l'hiver, le boîtier aurait été installé dans une boîte de mousse isolante « *styrofoam* ». L'échantillonnage pendant l'hiver est compliqué pour diverses raisons. L'électronique et les diaphragmes de différentes pompes font défaut lors de températures froides. Le mode d'alimentation des pompes ne peut être assuré par une batterie. Quoique l'échantillonnage de cette étude préliminaire n'a pas été effectué lors de conditions météorologiques extrêmes, comme lors de froids intenses, quelques tests ont été effectués par monsieur Chuck Pilger de ALARA à -15°C avec des pompes pour échantillonnage personnel avec alimentation électrique. Dans ces conditions, lorsque les pompes étaient connectées à leur chargeur dans une boîte de mousse isolante « *styrofoam* », qu'une petite ampoule de 7 watts était installée en série et que l'air inspiré était émit à l'extérieur de la boîte grâce à un tube pour ne pas refroidir la pompe, il semblait possible de conserver la température suffisamment élevée dans la boîte pour permettre un fonctionnement adéquat des pièces électroniques et du diaphragme. L'ampoule de même que le chargeur contribuent à maintenir la température adéquate.

sauf pour quatre échantillons dont le temps d'échantillonnage était de 10 à 15 % moindre que le temps prévu.

Le NO₂ a été échantillonné à l'aide de diffuseurs passifs de type Ogawa[™] (Rupprecht & Patashnick Co., Inc.). Ce type d'échantillonneur contient deux filtres imprégnés de triéthanolamine permettant la collecte de duplicata à chaque jour et à chaque site. L'assemblage des échantillonneurs Ogawa[™], leur transport et leur conservation se sont effectués selon les instructions du fabricant.

Afin de collecter des filtres duplicata pour les PM_{2.5}, un échantillonneur a été installé à un des sites durant 25 jours (Site 2). De plus, à chaque jour d'échantillonnage, un filtre blanc pour les PM_{2.5} et le NO₂ était installé à un des sites (voir Annexe 1).

Après l'échantillonnage, les filtres ayant recueilli les PM_{2.5} étaient transférés dans des pétris et conservés à 4°C jusqu'à leur envoi au laboratoire. À chaque semaine, les filtres accumulés étaient envoyés au laboratoire analytique de la Division d'analyse et de qualité de l'air d'Environnement Canada, qui pesait les filtres au plus tard deux semaines après réception.

2.5 Analyses

2.5.1 PM_{2.5}

La pesée des filtres ayant recueilli les PM_{2.5} a été effectuée dans une chambre avec climat contrôlé, à l'aide d'une micro-balance de type Mettler MT5. Lors des jours de pesée, la température était de 23°C ± 3°C et l'humidité relative (RH) de 40 % ± 5, à l'intérieur de la pièce. Le protocole standard d'Environnement Canada a été suivi pour la détermination du poids des filtres, à l'exception du fait que les filtres étaient pesés deux fois après l'échantillonnage des particules. Les deux valeurs n'ont jamais différencié de plus de 4 µg. La moyenne de ces deux valeurs a été utilisée pour les analyses subséquentes. Pour les valeurs de PM_{2.5}, le poids des blancs correspondant à la journée d'échantillonnage a été soustrait de la mesure. Les PM_{2.5} ont été exprimées en terme de microgrammes par mètres cubes (µg/m³) d'air échantillonné.

2.5.2 Absorption des filtres

Après leur pesée, tous les filtres ayant recueilli les PM_{2.5} ont été envoyés au laboratoire de l'École d'hygiène professionnelle et environnementale de l'université de Colombie Britannique, pour la mesure de la réflectance des filtres. La mesure de la réflectance a été effectuée au plus 12 semaines après la collecte des filtres, selon les procédures standards de l'étude ULTRA, à l'aide d'un « Smoke Stain Reflectometer » (EEL model 43; Diffusion Systems Ltd., London). Chaque mesure provient de la moyenne de cinq lectures de chaque filtre, à des points différents. Dix pour cent des filtres ont été analysés deux fois. La réflectance des mesures répétées ne différait pas de plus de 1.2 % du résultat initial. Les filtres blancs ont été utilisés pour fixer la réflectance à 100 %.

Les niveaux de réflectance ont été transformés en un coefficient d'absorption à l'aide de la formule suivante (ISO 9835) :

$$\text{Coefficient d'absorption } (10^5 * \text{m}^{-1}) = (0.5A * \ln(\text{RO} / \text{RF}) / V) 10^5, \text{ où}$$

A = aire du filtre (0.00078 m²)
RO = la moyenne de la réflectance des blancs (%)
RF = réflectance des filtres (%), V = volume d'air échantillonné (m³).

2.5.3 NO₂

Le protocole du fabricant a été suivi pour la manipulation et l'analyse des filtres imprégnés de triéthanolamine ayant recueilli le NO₂. Après l'échantillonnage, les filtres ont été conservés à 4°C jusqu'à l'analyse. Les filtres ayant recueilli le NO₂ ont été envoyés à chaque semaine au Laboratoire de toxicologie du Québec (ancien CTQ), qui analysait le NO₂ au plus deux semaines après réception. Les niveaux de NO₂ ont été mesurés par colorimétrie en utilisant la réaction de Saltzman après extraction avec de l'eau. Les niveaux de NO₂ dans l'air ambiant ont été estimés à l'aide de la loi de Fick et du temps d'échantillonnage. Le coefficient de diffusion a été corrigé pour la température et l'humidité relative journalière moyenne lors de l'échantillonnage. Les niveaux de tous les filtres blancs pour le NO₂, étaient sous la limite de quantification (0.1 µg) et n'ont donc pas été soustraits des niveaux échantillonnés la même journée. Les niveaux des deux filtres d'un même échantillonneur n'ont jamais différencié de plus de 0.09 µg. Ainsi, lors des analyses, la moyenne des deux valeurs a été utilisée. Les niveaux de NO₂ ont été exprimés en terme de microgrammes par mètres cubes d'air échantillonnés (µg/m³).

2.6 Paramètres météorologiques

La température (T) et l'humidité relative (RH) ont été extraites du site Web de la ville de Montréal (<http://services.ville.montreal.qc.ca/air-eau/>). Des valeurs moyennes ont été compilées pour 24 heures à partir de 10 h 00 AM, qui correspond à la période d'échantillonnage.

2.7 Estimation de la population habitant le long d'artères routières importantes

Les systèmes d'information géographique sont utiles pour localiser géographiquement les populations sur un territoire donné. Ainsi, ils ont été utilisés pour répondre à notre second objectif qui visait à estimer la proportion de la population potentiellement exposée à des niveaux de polluants plus élevés que les niveaux « bruit de fond » dans la mesure où une variation spatiale allait être observée. Sur la base des résultats de cette étude, nous avons tenté de localiser la population vivant le long des axes de fort trafic. Pour ce faire, on disposait au départ de trois fichiers issus de trois sources différentes :

- Le fichier du trafic fourni par le Service de la modélisation des systèmes de transport du Ministère des Transports du Québec, en format Mapinfo dans la projection Québec Modified Transverse Mercator (Q MTM) Zone 8 et dans le système géodésique NAD83. Ce fichier s'appuie sur un réseau routier modélisé où chaque direction de circulation d'une route est représentée par un segment directionnel correspondant à un sens de circulation (2 segments associés à une même partie de route si celle-ci est à double sens). La table attributaire qui nous a

été fournie est constituée de sept champs dont un identificateur unique de tronçon⁴, sa longueur, le type de route, le nombre de voies, le volume du trafic automobile et celui du trafic par camions estimés par le modèle de transport de la région de Montréal (MOTREM98) pour la période de pointe du matin (6 h à 9 h) d'un jour ouvrable moyen d'automne 2001.

- La Géobase des tronçons de voies publiques de la nouvelle ville de Montréal Version 3.4 fournie en format Microsoft Access qui contient plusieurs tables dont notamment celleS des Tronçons et celles des Voies publiques. La jointure entre les deux fichiers s'effectue par le biais du champ « Identificateur de Voie ».

- Le Rôle Foncier pour l'île de Montréal 2000 (actualisé en 2002). C'est un fichier de points correspondant aux comptes fonciers sur toute l'île. Le chiffrier contient plusieurs attributs dont le nom de la voie publique sur laquelle se trouve le compte foncier en question, le nombre de logements qu'il abrite, la catégorie des bâtiments, le pourcentage non résidentiel du compte.

Le fichier du trafic fourni par le Ministère des Transports s'appuie sur un réseau modélisé nécessaire au logiciel de simulation EMME/2 utilisé par ce ministère. Il s'agit d'un réseau simplifié et généralisé destiné au logiciel maison qui ne contient que les voies routières collectrices et supérieures, et non pas l'ensemble des rues locales présentes dans la Géobase des tronçons de voies publiques. De plus, il ne reprend pas systématiquement tous les méandres de cette Géobase. Ce fichier a été construit en géocodant les noeuds de début et de fin des liens (tronçons ou segments de route) et en y imposant un décalage de 5 mètres du côté droit du segment de droite imaginaire reliant les deux noeuds, afin que chaque direction de circulation soit visualisable. Une conséquence de cela est qu'il est impossible d'associer un volume de trafic de manière automatique à chaque tronçon de la Géobase de la ville de Montréal. De plus, comme le découpage des tronçons n'est pas le même, certains tronçons de la Géobase se trouvent à cheval entre deux liens du fichier du trafic. Une autre conséquence découlant de la généralisation du fichier du Ministère des Transports est que toute jointure spatiale s'appuyant sur ce fichier peut s'avérer hasardeuse. En effectuant un géocodage de certains comptes fonciers sur la base de l'adresse, on peut constater aisément qu'ils ne sont pas situés du côté de rue inhérent à la parité de leurs bornes.

Puisque seule la Géobase des tronçons de voies dispose d'un lien permettant de retrouver le nom de la voie, nous avons donc décidé de faire l'extraction des tronçons routiers de la Géobase de la ville de Montréal pour lesquels on disposait d'une information de trafic à partir du fichier du Ministère des Transports, pour ensuite extraire les comptes fonciers qui y sont localisés (puisque la Géobase et le Rôle Foncier présentent tous deux le nom de la voie). Différentes étapes préliminaires ont dues être effectuées.

Dans un premier temps, nous avons attribué un nom de voie aux tronçons de rues de la Géobase. Pour ce faire, il a fallu gérer le cas des tronçons pour lesquels les champs ID_V_G_O et ID_V_D_O (Voies de droite et gauche) n'étaient pas égaux. Lorsqu'il y avait ambiguïtés, le nom de voie du Rôle Foncier a été attribué aux tronçons afin de pouvoir sélectionner plus tard les comptes fonciers sur la base du nom de la voie sur laquelle ils sont domiciliés. Le Rôle Foncier a aussi été utilisé pour clarifier le cas d'enregistrements de la table des voies pour lesquels les identificateurs de la voie (ID_V_G_O et ID_V_D_O) étaient identiques mais dont les champs NOM_VOIE étaient différents (doubles entrées).

⁴ L'identificateur unique d'un lien est formé à partir de la concaténation des identificateurs numériques à cinq chiffres de ses noeuds de début et de fin.

Par la suite, pour sélectionner les tronçons de la Géobase correspondant au fichier du Ministère des Transports, nous avons procédé par zone tampon de 15 m. Certaines opérations d'édition manuelle furent nécessaires afin de nettoyer ou de compléter le fichier résultant.

L'étape suivante devait nous permettre d'extraire les comptes fonciers localisés sur les tronçons sélectionnés. Pour ce faire, nous nous sommes assurés que la toponymie des voies dans la Géobase et dans le Rôle Foncier était identique (vérification des erreurs de saisies, fautes d'orthographe, etc.).

Les comptes fonciers ayant au moins un logement et dont la valeur résidentielle est d'au moins 75 % ont ensuite été sélectionnés. De plus, tous les comptes fonciers, dont le centroïde est situé à plus de 150 m de la voie sur laquelle ils sont domiciliés, ont été enlevés puisqu'il est probable que les bâtiments situés sur des terrains profonds soient davantage distants de la route⁵.

⁵ Les bâtiments se trouvant dans la zone tampon de 150 m mais ne faisant pas face aux tronçons sélectionnés ont aussi été exclus.

3. Résultats

3.1 Description de l'étude

En tout, 155 filtres ayant échantillonné les PM_{2.5} durant 24 heures ont été ramassés, sur une possibilité de 175⁶. Ces filtres incluent 17 duplicatas et six filtres provenant de l'échantillonneur localisé à proximité de celui du réseau RNSPA. Vingt filtres ont été perdus, surtout en raison du mauvais fonctionnement des pompes. Le nombre de filtres provenant de l'échantillonneur localisé à proximité de celui du réseau RNSPA était aussi moindre que prévu (six au lieu de dix) pour diverses raisons techniques, un dû à un mauvais fonctionnement de la pompe, deux à cause de problèmes de coordination avec la ville de Montréal et un des filtres du Partisol de la ville de Montréal était endommagé. Tous les filtres ayant échantillonné le NO₂, soit 65, ont été ramassés, incluant les cinq filtres provenant de l'échantillonneur localisé à côté de celui de la station 1 de la ville de Montréal.

Pour ce qui est de l'échantillonnage intermittent des PM_{2.5} (quinze minutes à toutes les heures durant cinq jours), seuls cinq filtres des deux sites ont été ramassés avec succès sur 14. Les pompes qui ont été utilisées pour cet échantillonnage étaient très vieilles et divers problèmes sont survenus avec ces dernières (ex. mal fonctionnement de la minuterie ou de la batterie, surchauffe, etc.). En fait, lors de ce type d'échantillonnage, aucun pépin ne doit survenir pour une période prolongée (cinq jours dans le cas présent). Ainsi, les pompes qui sont utilisées doivent être très fiables.

3.2 Contrôle et Assurance Qualité (QA/QC)

L'écart-type relatif pour les niveaux de PM_{2.5} et de coefficient d'absorption des PM_{2.5} ont été calculés tel que décrit par Hoek et al., (2002b) afin d'évaluer la précision des mesures. Une bonne concordance a été observée entre les niveaux de PM_{2.5} et de coefficient d'absorption des 17 paires de filtres des échantillonneurs co-localisés au Site 2. Pour ce qui est des niveaux de PM_{2.5}, l'écart-type relatif était de 7.26 tandis qu'il était de 8.37⁷ pour les niveaux de coefficient d'absorption des filtres ayant recueilli des PM_{2.5}.

Quoique le nombre d'échantillons était limité, il y avait aussi une bonne correspondance entre les valeurs des six échantillons de PM_{2.5} recueillis avec le Harvard Impactor (1.91-12.69 µg/m³) et ceux obtenus avec le Partisol de la ville de Montréal (2.74-11.51 µg/m³) (r=0.95, pente=1.08, intercepte=0.21µg/m³). Selon le « Code of Federal Regulation » américain (titre 40, partie 53.34), la comparabilité d'une méthode d'échantillonnage, avec un système de référence, est établie lorsque la pente de la relation linéaire entre les deux méthodes est de 0.95-1.05, l'intercepte est de ± 1 µg/m³ et le coefficient de corrélation de Pearson est plus grand ou égal à 0.97.

⁶ Filtres attendus : 140 filtres pour l'échantillonnage journalier, 10 filtres pour la comparaison avec le Partisol de la ville de Montréal et 25 filtres duplicata.

⁷ L'écart-type relatif a été calculé comme suit :

$$[\Sigma (\text{différence entre duplicata})^2 / 2 * \text{nombre de duplicata}]^{1/2} / \text{moyenne} * 100.$$

Le patron de déposition des particules sur les filtres ayant recueilli des PM_{2.5} ne semblait pas homogène (figure 2). Toutefois, les données des duplicatas suggèrent que ce patron de déposition ne semble pas avoir affecté les données de masse et d'absorbance. De plus, la réflectance de 10 % des filtres a été remesurée pour des mesures de contrôle de qualité et la différence était toujours de moins de 1.2 %. Il semble donc que le patron de déposition ait eu un impact minimal.

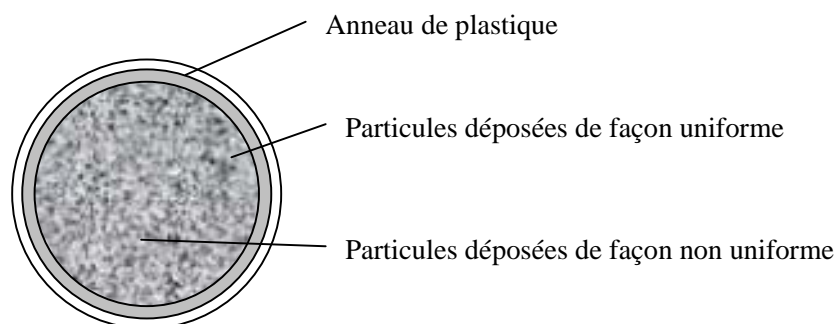


Figure 2. Reproduction du patron de déposition des filtres ayant recueilli les PM_{2.5}.

Les échantillons ayant recueilli le NO₂ provenant d'Ogawa™ (14.89-30.81 µg/m³) correspondaient aussi très bien à la moyenne horaire des résultats obtenus par chémoluminescence à la station 1 de la ville de Montréal (15.13-32.25 µg/m³), hormis les résultats d'un des échantillonneurs qui avait été placé par mégarde au congélateur la veille de l'installation (n =5, r=0.95, slope=1.17, intercept=3.29 µg/m³).

3.3 Intensité de la circulation de véhicules routiers

Le tableau 1 présente l'intensité de la circulation de véhicules mesurée aux quatre sites.

Tableau 1

Moyenne des comptages journaliers (24 heures) de véhicules routiers, de jours de semaine des quatre sites d'un quartier résidentiel urbain à Montréal

	Moyenne des comptages (véhicules/jour)
Site 1	978.3 ± 96.4
Site 2	20 456.5 ± 781.4
Site 3	32 713.0 ± 1 332.7
Site 4	
-sur l'artère collectrice (rue Crémazie)	19 136.8 ± 1 080.4
-sur l'autoroute Métropolitaine	>150 000.0

¹ Les comptages effectués sur l'autoroute Métropolitaine durant les jours d'échantillonnage étaient de 162 237 ± 13 596 véhicules/jour à l'est du Site 4 et 176 771 ± 14 294 véhicules/jour à l'ouest du Site 4.

Le Site 1 correspond à un site « bruit de fond » tel que défini dans l'étude européenne TRAPCA : site qui n'est pas substantiellement influencé par des sources (dans un cercle de 50 m autour du site, moins de 3 000 véhicules automobiles doivent circuler par jour et aucune autre source importante de gaz et particules de combustion ne doit être présente) (Hoek et al., 2002b). La proportion de véhicules lourds variait de 4 % à 7 % ; la plus importante proportion étant observée le long de l'artère collectrice située de façon adjacente à l'autoroute Métropolitaine surélevée. Selon la Direction de l'Île-de-Montréal du ministère des Transports du Québec, de façon générale la proportion de véhicules lourds varie de 7 à 12 % sur le réseau autoroutier de l'île de Montréal.

3.4 Variations spatiales et temporelles

Le tableau 2 présente les niveaux journaliers de PM_{2.5}, les niveaux des coefficients d'absorption des filtres de PM_{2.5} et les niveaux de NO₂ qui ont été mesurés aux quatre sites résidentiels. Les niveaux de PM_{2.5} étaient très homogènes aux sites de mesures. Au contraire, un gradient spatial a été observé entre les sites pour ce qui est des niveaux de coefficient d'absorption des filtres de PM_{2.5} et pour les niveaux de NO₂. Des différences statistiques ($p < 0.05$) ont été notées uniquement entre le Site 1 et le Site 3 et entre le Site 1 et le Site 4.

Tableau 2.

Moyenne journalière des niveaux de PM_{2.5}, du coefficient d'absorption des filtres ayant recueilli les PM_{2.5} et des niveaux de NO₂ mesurés dans la zone respiratoire à quatre sites de mesures d'un quartier résidentiel urbain à Montréal

	PM _{2.5} (µg/m ³)			Coefficient d'absorption (10 ⁵ m ⁻¹)			NO ₂ (µg/m ³)		
	<i>Moyenne (ET)¹</i>	<i>Médiane</i>	<i>Étendue (n)</i>	<i>Moyenne (ET)</i>	<i>Médiane</i>	<i>Étendue (n)</i>	<i>Moyenne (ET)</i>	<i>Médiane</i>	<i>Étendue (n)</i>
Site 1	12.40 (7.85)	10.50	1.85-34.98 (33)	1.18 (0.61)	1.08	0.33-2.95 (33)	37.73 (10.80)	34.66	20.80-59.78 (15)
Site 2	13.72 (8.35)	11.12	3.48-35.81 (30)	1.42 (0.69)	1.21	0.28-3.34 (30)	43.54 (11.56)	41.29	23.82-63.35 (15)
Site 3	13.35 (7.90)	10.67	1.60-32.97 (35)	1.63 ³ (0.66)	1.53	0.67-3.30 (35)	47.20 ² (11.98)	50.56	22.02-64.79 (15)
Site 4	15.36 (9.65)	11.30	3.01-39.54 (34)	2.50 ³ (1.21)	2.39	0.43-4.74 (34)	62.27 ⁴ (18.42)	63.40	33.19-104.93 (15)

¹Écart-type

²Niveaux significativement différents de ceux mesurés au Site 1, p<0.05 (t-test)

³Niveaux significativement différents de ceux mesurés au Site 1, p<0.01 (t-test)

⁴Niveaux significativement différents de ceux mesurés au Site 1, p<0.000 (t-test)

La figure 3 présente la variation temporelle des polluants mesurés durant les jours de semaine. Comme il a déjà été observé par le réseau RNSPA (EC-SC, 2000), les niveaux de tous les polluants sont plus élevés au milieu de la semaine. Quoique la variation temporelle était similaire à tous les sites, un gradient spatial des niveaux de coefficient d'absorption et de NO₂ étaient évident la majorité du temps (figure 3).

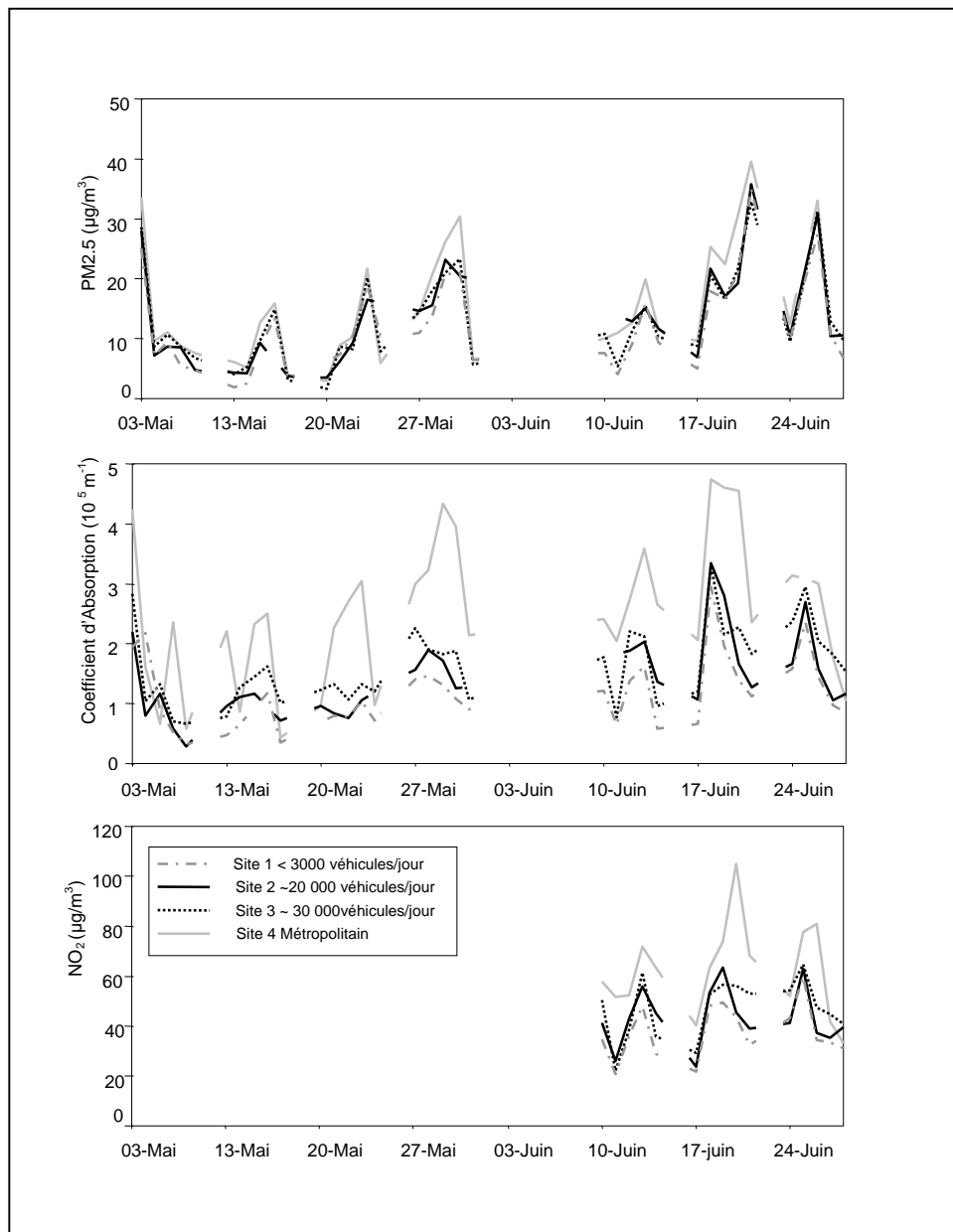


Figure 3. Variation temporelle des niveaux de polluants mesurés dans la zone respirable aux quatre sites résidentiels de Montréal présentant des intensités de circulation de véhicules différentes.

Des analyses de variance montrent que la variation des niveaux de coefficient d'absorption et de NO₂ entre les sites est plus grande que la variation au sein de chacun des sites ($p < 0.0001$). Ceci n'a toutefois pas été observé pour ce qui est des niveaux de PM_{2.5}. La différence entre les sites était plus prononcée pour le coefficient d'absorption. Le ratio de la variance inter-site/intra-site (valeur de F value) était de 16.2 pour le coefficient d'absorption et de 9.0 pour le NO₂.

3.5 Comparaison des stratégies d'échantillonnage des particules

3.5.1 Comparaison entre échantillonnage intermittent et journalier des particules

La figure 4 présente les niveaux de PM_{2.5} obtenus avec l'échantillonnage intermittent (quinze minutes à chaque heure durant cinq jours) et les niveaux de PM_{2.5} des cinq jours correspondant à chacune des semaines de l'échantillonnage intermittent. Des résultats similaires ont été observés avec les niveaux de coefficient d'absorption des filtres de PM_{2.5}.

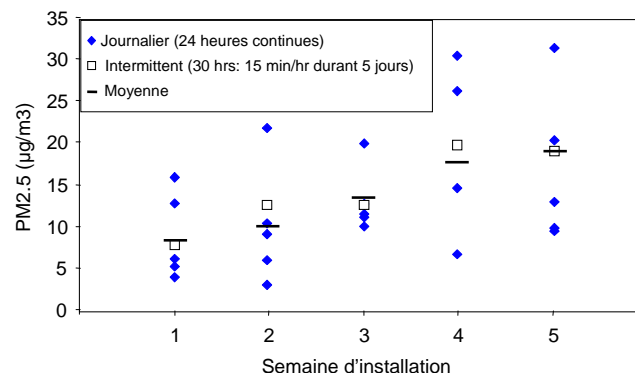


Figure 4. Niveaux de PM_{2.5} journaliers ou hebdomadaire mesuré de façon intermittente (quinze minutes à chaque heure). À noter que les semaines sont présentées en ordre croissant d'importance des niveaux.

Pour les niveaux de PM_{2.5} et pour les niveaux de coefficient d'absorption, la stratégie d'échantillonnage intermittent a produit des valeurs similaires à la moyenne des cinq valeurs journalières correspondant à la semaine d'échantillonnage. La médiane des valeurs journalières des niveaux de PM_{2.5} était de 12.50 (étendue 8.76-19.42) µg/m³ tandis que la médiane des valeurs de l'échantillonnage intermittent était de 13.02 (étendue 7.73-19.74) µg/m³. Les valeurs correspondantes pour les niveaux de coefficient d'absorption des filtres de PM_{2.5} étaient de 2.19 (étendue 2.17-3.47) x 10⁵ m⁻¹ pour l'échantillonnage journalier et de 2.14 (étendue 1.67-3.36) x 10⁵ m⁻¹ pour l'échantillonnage intermittent.

3.5.2 Échantillonnage simultané des particules à chaque site

Puisqu'il est très coûteux d'échantillonner les particules à plusieurs sites en même temps, certains chercheurs ont proposé une approche pour corriger les données pour la variation temporelle, lorsque l'échantillonnage n'était pas simultané à chaque site. Cette approche requiert toutefois qu'au moins un échantillonneur de particules fonctionne durant la période complète de collecte de données (site fixe), de façon à ajuster les valeurs à chaque site aux valeurs de ce site fixe. Un ratio d'ajustement peut être calculé ainsi, pour nos moyennes hebdomadaires de particules:

Ratio d'ajustement : moyenne des niveaux pour une semaine au site fixe
moyenne des niveaux pour l'ensemble de la période au site fixe

Les niveaux mesurés aux différents sites à des périodes différentes sont ensuite divisés par ce ratio, ce qui conduit à l'augmentation de la valeur mesurée si la mesure a été effectuée à une période où les niveaux sont plus faibles que la moyenne de la période, ou à une diminution si l'opposé est vrai.

Puisque nous avons échantillonné à chaque site de façon simultanée, nous avons exploré la validité de cette correction dans la comparaison des niveaux observés entre sites. Cette comparaison a été effectuée pour le coefficient d'absorption puisqu'un gradient a été observé entre les sites pour les niveaux journaliers. La figure 5 présente, pour les niveaux de coefficient d'absorption, les moyennes hebdomadaires mesurées et les moyennes hebdomadaires ajustées aux niveaux hebdomadaires mesurés au Site 1 (site « bruit de fond ») de même que les niveaux bihebdomadaires. Les moyennes des niveaux de PM_{2.5} ne sont pas rapportées puisque les différences entre les sites sont limitées. Il est évident que la variation temporelle est moins grande lorsque la période d'intégration est plus longue (deux semaines vs une semaine).

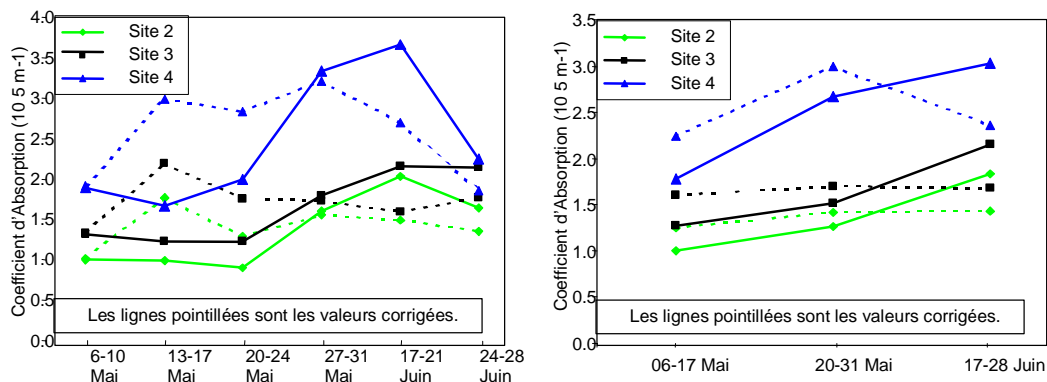


Figure 5. Comparaison entre mesures de coefficient d'absorption et valeurs corrigées pour la période.

3.6 Estimation de la population habitant le long d'artères routières importantes

Puisqu'une variation spatiale des niveaux de coefficient d'absorption a été observée, nous avons tenté d'estimer le nombre de ménages habitant le long d'artères routières d'intensités de circulation importantes et pouvant ainsi être soumis à des niveaux de polluants plus élevés que les niveaux « bruit de fond ». Ainsi, dans un premier temps, nous avons sélectionné tous les tronçons uni- ou bidirectionnels du modèle du Ministère des Transports présentant des estimés d'intensité de circulation, entre 6 h et 9 h AM, de plus de 2 500 véhicules lourds et légers.

Avant de sélectionner les tronçons présentant des estimés d'intensité de circulation de plus de 2 500 véhicules, nous avons dû, pour les routes bidirectionnelles, faire la somme des estimés de l'intensité de circulation des deux segments unidirectionnels parallèles. Pour calculer cette somme, nous avons extrait, pour tous les liens du fichier du Ministère des Transports, les identificateurs des nœuds de début et de fin. Ensuite, nous avons joint les segments bidirectionnels lorsque le nœud de début d'un segment directionnel était identique au nœud de

fin d'un autre segment directionnel et vice-versa pour l'autre noeud. À ces segments bidirectionnels, nous avons associé la somme des estimés des intensités de circulation. Les tronçons unidirectionnels ont, quant à eux, conservé l'estimé de l'intensité de circulation du lien unique les représentant.

La borne de 2 500 véhicules a été fixée afin de sélectionner tous les tronçons où la circulation était supérieure à celle observée à notre Site 2. Au Site 2, l'estimé de l'intensité de circulation du tronçon se dirigeant vers le centre-ville, selon le modèle du Ministère des Transports, est d'environ 1 500 véhicules et d'environ 800 véhicules dans le sens inverse. Ce qui donne un volume total de 2 300 véhicules. Tous les tronçons sélectionnés sur la base de ce critère présentent donc un estimé d'intensité de circulation supérieur à cette valeur.

Nous avons aussi créé une catégorie contenant les tronçons de route dont l'estimé de l'intensité de circulation était supérieure à 8 000 véhicules. Cette catégorie devait se comparer au tronçon sur lequel était localisé notre Site 3 (les estimés des deux tronçons se dirigeant vers le centre-ville et dont la jonction se trouve devant le Site 3 sont de 4 650 et 4 860, selon le modèle du Ministère des Transports). Les sommes des estimés d'intensité de circulation dans les deux directions, à la hauteur de ce site, sont respectivement de 7 500 et 7 980 véhicules.

Par la suite, nous avons récupéré les segments de la Géobase correspondant aux tronçons du fichier du Ministère des Transport sélectionnés. Ceci a été effectué à l'aide d'une zone tampon de 15 m⁸, à partir de notre extrait de la Géobase (voir méthode). Une attention particulière a été accordée aux tronçons des autoroutes puisque la majorité des autoroutes sont constituées de liens construits à partir de nœuds différents. Il est donc impossible de faire automatiquement la somme des estimés d'intensité de circulation de tronçons parallèles⁹.

La figure 6 présente des tronçons routiers en rouge et en vert. En rouge, on retrouve les tronçons dont l'estimé de l'intensité de circulation à l'heure de pointe du matin est supérieure à 8 000 véhicules (estimé par le modèle du Ministère des Transport) dans une ou deux directions. En vert, on retrouve les tronçons dont l'estimé de l'intensité de circulation dans une ou deux directions à l'heure de pointe est comprise entre 2 500 – 8 000 véhicules.

Environ 2 800 comptes fonciers résidentiels¹⁰ sont localisés sur les tronçons en rouge (trafic cumulé >8 000 véhicules), regroupant plus de 14 900 unités de logements. Plus de 12 700 comptes fonciers, soit 61 500 unités de logis, sont sur les tronçons en vert¹¹. Cela représente respectivement 1.7 % et 7,1 % de l'ensemble des unités de logement de la ville de Montréal.

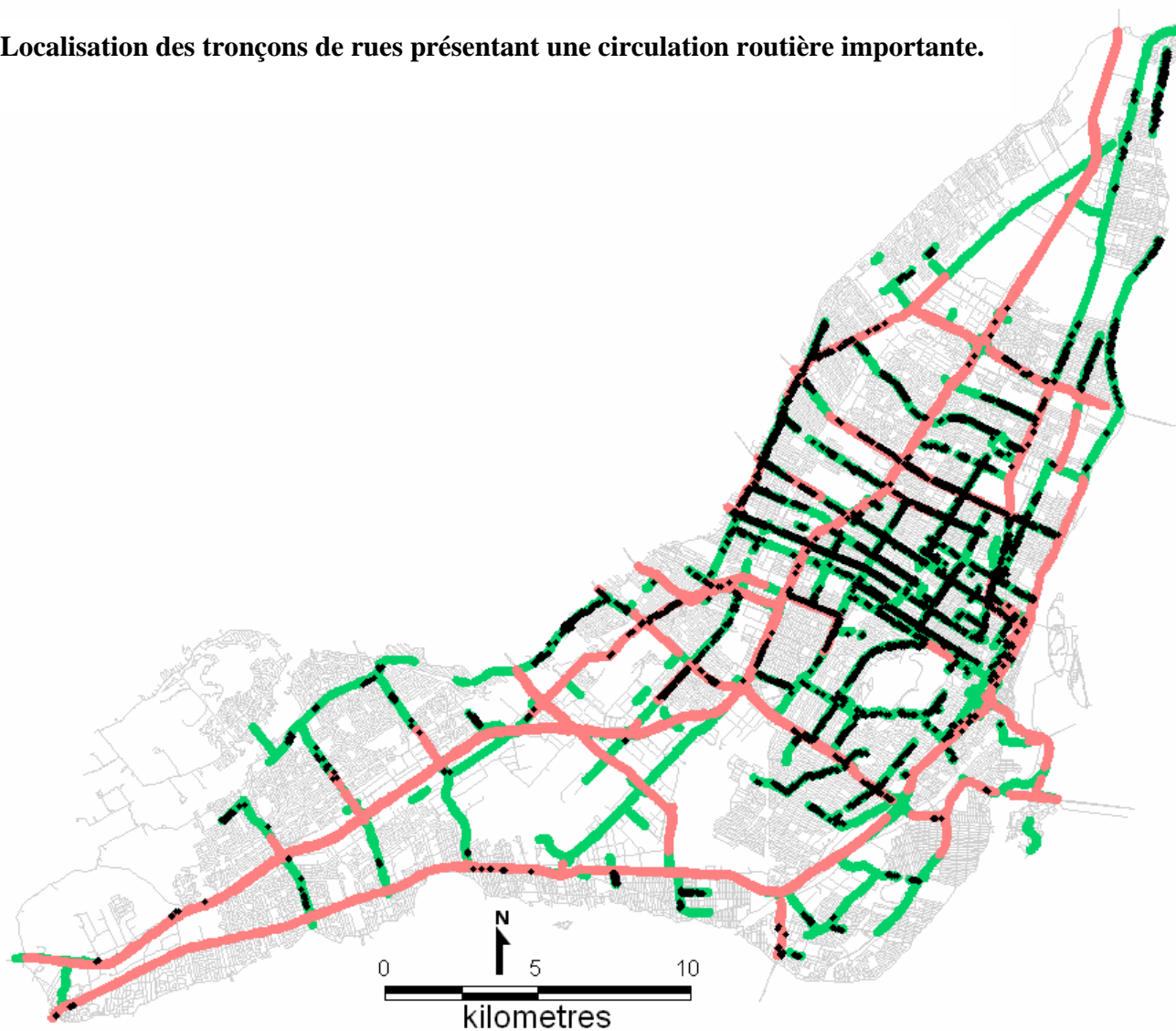
⁸ Certaines opérations d'édition manuelle furent nécessaires afin de nettoyer ou de compléter le fichier résultant.

⁹ Nous nous sommes aussi assurés de ne pas compter deux fois les comptes fonciers localisés le long d'autoroutes.

¹⁰ Au moins 75 % de la valeur monétaire du compte est résidentielle.

¹¹ Il faut noter que seule une proportion de ces ménages habiteront les unités de logement du premier étage soumis potentiellement à des niveaux de polluants plus élevés.

Figure 6. Localisation des tronçons de rues présentant une circulation routière importante.



4. Discussion

Dans la présente étude, l'échantillonnage intégré sur 24 heures des niveaux de PM_{2.5}, du coefficient d'absorption des filtres ayant recueilli les PM_{2.5} et du NO₂ a été effectué à quatre sites résidentiels de la ville de Montréal soumis à des intensités de circulation de véhicules différentes. Un gradient des niveaux a été noté entre les quatre sites tant pour le coefficient d'absorption que pour le NO₂ (tableau 2), reflétant l'importance du trafic comme source locale d'exposition¹². Les niveaux de PM_{2.5} étaient similaires à tous les sites tel qu'attendu. La moyenne des niveaux de PM_{2.5} mesurés à notre Site 1 (« bruit de fond ») et 4 (autoroute) est similaire aux niveaux moyens annuels des sites « bruit de fond » et « trafic » de l'étude TRAPCA récemment mesurés à Munich (Hoek et al., 2002b).

Si on compare les niveaux de coefficient d'absorption de notre étude avec ceux de l'étude TRAPCA, on remarque que les niveaux qui ont été mesurés au Site « trafic » résidentiel urbain (Site 3, environ 30 000 véhicules par jour) étaient 40 % plus élevés qu'au site urbain « bruit de fond » (Site 1), exprimés comme le pourcentage du site « bruit de fond ». Cette valeur est similaire à la différence observée entre site urbain « bruit de fond » et site « trafic » de Munich (31 %) (Hoek et al., 2002b). Par contre, l'intensité de trafic à Munich n'a pas été rapportée. Le gradient de coefficient d'absorption observé à Amsterdam (mesuré au niveau de la rue) entre une rue d'intensité de circulation similaire à notre Site 3 (environ 30 000 véhicules par jour) et un site « bruit de fond » était environ trois fois le gradient observé entre notre Site 3 et notre site « bruit de fond » (Roemer and Wijnen, 2001).

Si on compare les données du présent rapport à celles de Lena et al. (2002) effectuées à New York, on remarque que leur gradient de coefficient d'absorption était plus prononcé que le nôtre. De plus, leurs niveaux de coefficient d'absorption étaient reliés à la proportion de circulation de véhicules lourds. Les sites sélectionnés à New York l'ont été spécifiquement en raison de leur localisation dans un secteur considérablement influencé par les émissions des véhicules au diesel ; la proportion de véhicules lourds étant plus grande que 20 % à trois sites situés sur des itinéraires de camions. De plus à New York, l'échantillonnage a été effectué uniquement durant le jour, ce qui pourrait expliquer en partie la différence plus marquée observée entre les sites.

En excluant les « points chauds » similaires aux sites sélectionnés à New York, on peut penser que le gradient de coefficient d'absorption entre nos Sites 1 et 3 peut représenter l'étendue de l'exposition de la grande majorité de la population de Montréal. Il est intéressant de noter qu'à Montréal, comme en Europe, un gradient de coefficient d'absorption a été noté. Il est toutefois impossible, à partir de nos résultats, d'estimer la contribution des émissions des véhicules au diesel.

Le NO₂ a déjà été utilisé comme un indicateur des émissions de la circulation de véhicules routiers (ex. : Briggs et al., 2000; Rijnders et al., 2001). La différence observée pour les niveaux de NO₂ entre notre Site 4 (autoroute) et notre site « bruit de fond » urbain (Site 1) (environ 80 %

¹² La différence entre les niveaux, au Site 1 et au Site 2, de NO₂ et de coefficient d'absorption des filtres ayant recueilli des PM_{2.5}, n'était pas statistiquement significative. Il est important de mentionner que le Site 1 n'était séparé du Site 2 que d'environ 100 m, par une rangée de maisons. La proximité des émissions de la circulation de véhicules du Site 2 a peut-être influencé les niveaux mesurés au Site 1. Toutefois il est reconnu que les polluants associés aux transport routier présente une variabilité substantielle à une distance de moins de 50 m de la route (Monn, 2001; Roorda-Knape et al., 1998).

de différence entre les médianes) est similaire au gradient observé entre deux sites situés à 15 m et 305 m d'une autoroute des Pays Bas (Roorda-Knappe et al., 1998).

Des modèles de régression utilisant des déterminants avec références spatiales (Regression Mapping) comme la densité de la circulation, ont récemment été utilisés pour estimer l'exposition de la population aux polluants associés à la circulation de véhicules routiers (Briggs et al., 2000; Hoek et al., 2002b). Une telle approche peut être appliquée uniquement s'il existe une variabilité spatiale des niveaux de polluants. Notre étude montre qu'il existe une variabilité spatiale notable pour les niveaux de coefficient d'absorption en fonction de l'intensité de la circulation de véhicules routiers non seulement lorsque la proportion de véhicules lourds est grande, et aussi à une échelle locale au sein d'une ville. Ceci suggère qu'un modèle similaire à celui utilisé dans l'étude TRAPCA (Hoek et al., 2002b) pourrait être utilisé pour estimer l'exposition de la population aux polluants émis par le transport routier à une échelle locale en Amérique du Nord.

Dans un tel modèle, un échantillonnage intermittent sur une période prolongée pourrait être utilisé pour simplifier la collection d'échantillons dans une grande région et les coûts de l'échantillonnage. Ceci, puisqu'il existe une concordance entre l'échantillonnage journalier et intermittent. Une telle concordance a aussi été rapportée par Hoek et al. (2002b). La période d'échantillonnage (intégré) devrait être la plus longue possible si l'échantillonnage n'était pas effectué de façon simultanée à chaque site, pour réduire la variabilité temporelle et permettre d'observer des différences entre sites. Malgré qu'il soit plus simple d'effectuer un échantillonnage intégré sur une longue période, des effets sanitaires pourraient être occasionnés par la fréquence d'exposition à des valeurs très hautes pour une courte période. En raison de l'importance de la variabilité temporelle des mesures journalières des polluants (figure 3), plus d'importance devrait être donnée à la fréquence d'exposition à des niveaux élevés, outre les valeurs moyennes d'exposition, pour prédire l'apparition d'effets chroniques.

La fraction de carbone élémentaire de la matière particulaire est le type principal de particules de diamètre de moins d'un micromètre qui résulte de la combustion (Lighty et al., 2000). Les particules de moins d'un micromètre de même que les niveaux de coefficient d'absorption varient avec l'intensité de la circulation de véhicules routiers (Hoek et al., 2002b; Zhu et al., 2002). Jusqu'à maintenant, les effets cardio-respiratoires aigus associés à une exposition aux particules ont surtout été étudiés à l'aide de séries chronologiques. L'existence d'un gradient spatiale dans les niveaux de coefficients d'absorption avec l'intensité de la circulation de véhicules routiers, comme indicateur d'exposition aux particules émises par les véhicules automobiles, peut aussi permettre l'étude des effets chroniques dans un environnement urbain et aider à la définition de niveaux auxquels des effets aigus et chroniques peuvent être attendus. Les études de séries chronologiques ne permettent pas d'examiner ces aspects.

Bien que nos mesures suggèrent qu'il existe un gradient spatial des niveaux ambiants de pollution dans un secteur urbain, et qu'une proportion importante de la population pourrait être exposée à des niveaux plus élevés que les niveaux retrouvés à un site « bruit de fond », il n'est pas clair si un tel gradient existe aussi pour l'exposition des individus qui ne se retrouvent évidemment qu'une faible fraction de leur temps sur le balcon de leur résidence. Des estimés de niveaux de carbone élémentaire dérivés du coefficient d'absorption étaient plus élevés à l'intérieur de maisons situées le long de routes importantes à Amsterdam (Fischer et al., 2000). Une étude récente effectuée dans quatre villes européennes a aussi observé que les estimés de carbone élémentaires mesurés à l'extérieurs des habitations expliquaient une proportion importante de la variation des niveaux intérieurs (86 %) (Gotschi et al., 2002). Ainsi l'exposition des individus au carbone élémentaire et aux particules de moins d'un micromètre pourrait être plus élevée pour ceux habitant le long d'artères principales.

5. Conclusions

La présente étude pilote a été effectuée en vue de vérifier la faisabilité d'entreprendre une étude à l'échelle de l'île de Montréal pour estimer l'exposition de la population aux particules émises par le transport routier. Puisqu'une variation spatiale des niveaux de coefficient d'absorption a été vérifiée, il serait possible d'estimer l'exposition de la population en utilisant un modèle simple de régression avec prédicteurs géoréférencés (Regression Mapping). L'échantillonnage pourrait être effectué sur une période prolongée puisque l'étude pilote a démontré qu'une mesure intégrée sur une période d'une semaine correspond bien à la moyenne des valeurs journalières. Si l'échantillonnage n'était pas effectué de façon simultanée à chaque site, lorsqu'un site est échantillonné une mesure intégrée sur une période d'au moins deux semaines serait à préconiser puisque la variabilité temporelle se trouve réduite par l'intégration dans le temps.

Finalement, il semble possible d'entreprendre une étude épidémiologique visant à estimer les risques associés aux émissions du transport routier puisqu'une partie importante de la population montréalaise demeure sur des rues dont les niveaux de pollution sont potentiellement supérieurs aux niveaux retrouvés à un site « bruit de fond ».

RÉFÉRENCES

- Babich P, Davey M, Allen G, Koutrakis P. Method Comparisons for Particulate Nitrate, Elemental Carbon, and PM_{2.5} Mass in Seven U.S. Cities. *Journal of the Air & Management Association* 2000; 40:1095-1105.
- Brauer M, Hoek G, Van Vliet P, Meliefste K, Fischer PH, Wijga A, Koopman LP, Neijens HJ, Gerritsen J, Kerkhof M, Heinrich J, Bellander T, Brunekreef B. Air pollution from traffic and the development of respiratory infections and asthmatic and allergic symptoms in children. *Am J Respir Crit Care Med* 2002; 166:1092-8.
- Briggs DJ, de Hoogh C, Gulliver J, Wills J, Elliot P, Kingham S, Smallbone K. A Regression-based Method for Mapping Traffic-related Air Pollution : Application and Testing in Four Contrasting Urban Environments. *Sci Tot Environ* 2000; 253:151-167.
- Buckeridge DL, Glazier R, Harvey BJ, Escobar M, Amrhein C, Frank J. Effect of motor vehicle emissions on respiratory health in an urban area. *Environ Health Perspect* 2002; 110:293-300.
- Cyrys J, Heinrich J, Hoek G, Meliefste K, Lewne M, Gehring U, Bellander T, Fischer P, van Vliet P, Brauer M, Wichmann H-E, Brunekreef B. Comparison between different traffic-related particle indicators: Elemental carbon (EC), PM(2.5) mass, and absorbance. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2003; 13:134-143.
- Edwards J, Walters S, Griffiths RK. Hospital admissions for asthma in preschool children: relationship to major roads in Birmingham, United Kingdom. *Arch Environ Health* 1994; 49:223-227.
- Environnement Canada, Santé-Canada (EC-SC). Liste de substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation: Particules inhalables de 10 microns ou moins, partie 1, 2000.
- Fisher PH, Hoek G, van Reeuwijk H, Briggs DJ, Lebre E, van Wijnen JH, Kingham S, Elliott PE. Traffic-related Differences in Outdoor and Indoor Concentrations of Particles and Volatile Organic Compounds in Amsterdam. *Atmos Environ* 2000; 30:3713-3722
- Gotschi T, Oglesby L, Mathys P, Monn C, Manalis N, Koistinen K, Jantunen M, Hanninen O, Polanska L, Kunzli N. Comparison of black smoke and PM2.5 levels in indoor and outdoor environments of four European cities. *Environ Sci Technol* 2002; 36:1191-1197.
- Hoek G, Brunekreef B, Goldbohm S, Fischer P, van den Brandt PA. Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *Lancet* 2002a; 360(9341):1203-1209.
- Hoek G, Meliefste K, Cyrys J, Lewne M, Bellander T, Brauer M, Fischer P, Gehring U, Heinrich J, van Vliet P, Brunekreef B. Spatial variability of fine particle concentrations in three European areas. *Atmos Environ* 2002b; 36:4077-4088.
- ISO Ambient air-determination of a black smoke index. International Organisation for Standardisation. International Standard 9835-1993 (E), 1993.
- Janssen NAH, van Vliet PHN, Aarts F, Harssema H, Brunekreef B. Assessment of exposure to traffic related pollution of children attending schools near motorways. *Atmos Environ* 2001; 35:3875-3884.

- Janssen NAH, van Mansom DFM, van der Jagt K, Harssema H, Hoek G. Mass Concentration and Elemental Composition of Airborne Particulate Matter at Street and Background Locations. *Atmos Environ* 1997; 31:1185-1193.
- Kinney PL, Aggarwal M, Northridge ME, Janssen NAH, Shepard P. Airborne Concentrations of PM_{2.5} and Diesel Exhaust Particles on Harlem Sidewalks: A Community-Based Pilot Study. *Environ Health Perspect* 2000; 108:213-218.
- Lena TS, Ochieng V, Carter M, Holguin-Veras J, Kinney PL. Elemental carbon and PM(2.5) levels in an urban community heavily impacted by truck traffic. *Environ Health Perspect* 2002; 110:1009-1015.
- Lighty JS, Veranth JM, Sarofim AF. Combustion aerosols: factors governing their size and composition and implications to human health. *J Air & Waste Manage Assoc* 2000; 50:1565-618.
- Marple VA, Rubow KL, Turner W, Spengler JD. Low flow rate sharp cut impactors for indoor air sampling: design and calibration. *J Air Poll Ctrl Assoc* 1987; 37:1303-1307.
- Maynard RL and Waller R. Carbon Monoxide. In: Holgate, ST, Samet, J, Koren, HS and Maynard, RL, eds. *Air Pollution and Health*, Academic Press: San Diego, 1999, pp. 749-796.
- Monn C. Exposure assessment of air pollutants: a review on spatial heterogeneity and indoor/outdoor/personal exposure to suspended particulate matter, nitrogen dioxide and ozone. *Atmos Environ* 2001; 35:1-32.
- Rijnders E, Janssen NA, van Vliet PH, Brunekreef B. Personal and outdoor nitrogen dioxide concentrations in relation to degree of urbanization and traffic density. *Environ Health Perspect* 2001; 109 Suppl. 3:411-417.
- Rich K. An epidemiological analysis and exposure assessment of air pollution in patients with implanted cardiac defibrillators, MSc Thesis, The University of British Columbia, Canada, 2002.
- Roemer WH, van Wijnen JH. Daily mortality and air pollution along busy streets in Amsterdam, 1987-1998. *Epidemiology* 2001; 12:649-653.
- Roorda-Knape MC, Janssen NAH, de Hartog JJ, van Vliet PHN, Harssema H, Brunekreef B. Air Pollution from Traffic in City Districts Near Major Motorways. *Atmosph Environ* 1998; 32:1921-1930.
- Turner WA, Olson BA, Allen GA. Calibration of Sharp Cut Impactors for Indoor and Outdoor Particle Sampling. *Journal of the Air & Waste Management Association* 2000; 50: 484-487.
- Yanosky JD, Machintosh DL. A Comparison of Four Gravimetric Fine Particle Sampling Methods. *Journal of the Air & Waste Management Association* 2001; 51: 878-884.
- Zhu Y, Hinds WC, Kim S, Sioutas C. Concentration and size distribution of ultrafine particles near a major highway. *J Air Waste Manag Assoc* 2002; 52:1032-1042.

ANNEXES

ANNEXE 1

Procédures d'opérations standards (SOP)

Échantillonnage des PM_{2,5} avec « Harvard Impactors »

Équipement et matériel

- Impacteur (base, pied, plaquette, nez, tête d'échantillonnage)
- Plaquettes de surplus
- Adapteur pour calibration
- « O-rings » de surplus
- Pompes et chargeurs
- Cassettes (37 mm)
- « Drain disks » (37 mm PE drain disk; Whatman 230800)
- Support en cellulose pour filtres
- Filtres (37 mm, 2 µm pore size, filtres Andersen en Téflon avec poly anneau de support, no. SA240PR100)
- Burette à bulles (« Bubble flow meter »)
- Équipement pour installer les impacteurs sur le terrain (vis, tournevis, clé à molette, câbles, pinces)
- Papier absorbant
- Coffres à pêche isolés
- Tube « Tygon »
- Pincés
- Cassette test
- Programmeur et câble
- Pétris (diamètre d'au moins 55 mm) pour transporter et entreposer les filtres
- Huile de silicone (Grade 316, pas moins visqueuse pour les plaquettes)
- Pincés à têtes plates (pour insérer les filtres dans les cassettes en laboratoire)
- Réfrigérateur
- Éthanol
- Feuille de terrain pour le terrain
- Montre

Procédures

Préparations avant le terrain (Environnement Canada s'occupe de peser les filtres selon leurs procédures habituelles)

Vérification du contrôle du flux des pompes

- Vérifier qu'il est possible de faire fonctionner les pompes à un flux de 4lpm sans arrêt durant cinq jours consécutifs.

Vérification de l'indicateur du temps d'échantillonnage « elapsed time indicator »

- Comparer le temps de fonctionnement qu'indiquent différentes pompes qui fonctionnent simultanément. Le temps ne doit pas différer de plus de 5 minutes pour une période de 24 heures.

Vérification de la burette à bulles

- Comparer la burette à bulles à une autre burette avant et après la période de deux mois de terrain.

Installation de l'équipement avant le début de l'échantillonnage

- Les sites sont choisis sur la base des critères énoncés au protocole (sauf la distance d'un arbre).
- Les échantillonneurs doivent être placés à 1 m d'un mur, de 1,5 à 3 m du sol et au moins à 1,5 m de la surface sur laquelle ils sont déposés.
- Insérer en ordre un « O-ring » sur la base de l'impacteur, une cassette avec un filtre pré-pesé et un « drain disk ». Le filtre doit avoir face vers le haut par rapport à la base de l'impacteur (face vers l'entrée d'air pour recevoir le flux d'air).
- L'entrée d'air de l'impacteur doit être placée à l'envers (entrée d'air vers le bas, la base de l'impacteur vers le haut, pour limiter la condensation dans l'impacteur)
- Connecter la base de l'impacteur à l'entrée d'air de la pompe.

Au début de chaque semaine et avant l'installation du « Harvard Impactor », pour comparaison « FRM »¹

Programmation des pompes « ALPHA² » pour l'échantillonnage 24 heures pour la comparaison avec le site « FRM » et pour l'échantillonnage intermittent type « TRAPCA » (Total 30 heures, 15 min à chaque heure)³

- Allumer le programmeur et mettre sur « set up mode » avec le bouton gauche. Le programmeur devrait indiquer « EP-1 » (si ce n'est pas ce qui est indiqué, allumer et fermer jusqu'à ce que ce soit ce qui est écrit).
- La petite lumière rouge se situe alors près de « time of day ». Indiquer l'heure (utilisant 24 heures). (si ce n'est pas ce qui est indiqué, allumer et fermer jusqu'à ce que la lumière indique « time of day »). Pousser la flèche vers le bas.
- La lumière rouge indique « start time ». Indiquer 00.00 pour la comparaison avec le site « FRM ». Pour l'échantillonnage type « TRAPCA », indiquer quelques minutes plus tard que l'heure actuelle (ex. : 10 h 15 s'il est 10 h 0). Pousser la flèche vers le bas.
- La lumière rouge indique « set flow rate ». Indiquer 4 000. Pousser les flèches.
- La lumière rouge indique « set run time ». L'écran indique « cont ». Pour la comparaison au site « FRM », indiquer 24.00. Pour l'échantillonnage type « TRAPCA », ne rien modifier. Pousser la flèche vers le bas.
- La lumière rouge indique « set low flow time ». Laisser le « default » de 2:00 min. Pousser la flèche vers le bas.
- La lumière rouge indique « intermittent run » et l'écran indique « cont ». Pour la comparaison au site « FRM », ne rien modifier ; pour l'échantillonnage type « TRAPCA », indiquer 15:00. Pousser la flèche vers le bas.
- La lumière rouge indique « time of day ».
- Allumer la pompe en pressant le bouton « on ». L'écran indique « hold ». Connecter le câble à la pompe et au programmeur.
- Mettre le bouton du programmeur « set up mode » à « send mode ».
- Peser la touche « send » du programmeur. Sur la pompe l'écran doit indiquer « PGrn ».
- Si la pompe n'accepte pas le programme et continue d'indiquer « hold », peser sur le bouton « on » de la pompe. La pompe indiquera « standby ». À ce moment, peser deux fois dans l'espace d'une seconde sur le bouton « reset » de la pompe et essayer d'envoyer le programme du programmeur à nouveau.
- Le problème le plus fréquent avec le programmeur est que les éléments n'ont pas été entrés dans la bonne séquence. Essayer de nouveau. Si ça ne fonctionne pas, changer de batterie.

¹ On utilise l'appellation « FRM » le site de la ville de Montréal qui échantillonne les particules avec un Partisol.

² Si une erreur est faite lors de la programmation, peser le bouton « reset » et entrer la valeur à nouveau.

³ Dans l'étude TRAPCA, l'échantillonnage était effectué 15 minutes à toutes les deux heures et ce, pour une période de deux semaines.

Préparations de la journée avant le terrain (PM)

Placer les filtres et les « drain disks » dans les cassettes

- Utiliser des pinces (nettoyées avec de l'éthanol) pour placer le « drain disk » et le filtre en téflon pré-pesé⁴ dans la cassette. Porter un sarrau. Travailler au dessus d'une feuille d'aluminium.
- Vérifier qu'il n'y a pas de trous sur les filtres.
- Les filtres qui sont insérés dans la cassette doivent avoir été pesés au plus 30 jours avant d'être installés sur le terrain.
- Premièrement, placer le support de cellulose sur une soucoupe de cassette et rincer les pinces à l'éthanol. Ceci peut être fait en série pour plusieurs cassettes.
- Placer ensuite le « drain disk » sur le support de cellulose Les « drain disks » et les supports de cellulose peuvent être réutilisés mais doivent être changés à tous les lundis.
- Placer le filtre en téflon avec l'anneau de support face vers le haut par dessus le « drain disk ».
- Placer ensuite la deuxième soucoupe de la cassette par dessus le filtre et fermer.
- Placer le tout dans un nouveau pétri. Conserver le pétri initial pour le retour des filtres à Environnement Canada.
- Identifier la cassette avec l'identificateur de Environnement Canada sur le dessus, pour s'assurer que la cassette sera insérée correctement dans l'impacteur sur le terrain. Ajouter « dup » (Duplicata), « bl » (Blanc), « FRM » ou « TRAPCA » selon le cas, de même que « A » (Site Iberville), « B » (Site Molson), « C » (Site St-Michel) ou « D » (Site Métropolitain sur Molson).
- Maintenant la cassette peut être transportée sur le terrain dans le pétri.

Nettoyer et huiler les plaquettes

- Utiliser de l'eau chaude savonneuse pour nettoyer les plaquettes (neuves ou déjà utilisées), rincer à l'eau Ultra pure cinq fois puis à l'éthanol une fois.
- Sécher durant plusieurs heures les plaquettes avec le côté poreux face en bas, sur du papier absorbant (il faut enlever les particules mais c'est correct s'il reste de l'huile). Couvrir.
- Déposer UNE goutte d'huile de silicone (Grade 316) sur le côté poreux de la plaquette. La plaquette absorbe l'huile; elle ne sera donc peut-être pas visible après quelques minutes (ne pas ajouter plus d'huile pour en voir parce que s'il y a trop d'huile, elle pourra couler dans l'impacteur).
- Mettre les plaquettes huilées dans un pétri propre pour les transporter sur le terrain.

⁴ Selon les procédures habituelles de Environnement Canada avec modifications mineures : double pesée du filtre qui a échantillonné et rejet du poids si la différence est supérieure à 5µg.

Procédures sur le terrain entre 10 h et 13 h

Matériel nécessaire à chaque jour

- « O-rings » de remplacement
- Vis de remplacement
- « Harvard Impactor » qui est mobile (pour le site « FRM » ou pour le duplicata) et matériel pour l'installer (clé à molette et tournevis)
- Programmeur et câble
- Pompe et chargeur de remplacement pour chaque type de pompe et batteries « SKC »
- Batteries 9V
- « Duck tape »
- Tube « Tygon » de remplacement
- Cassettes contenant les filtres et « drain disks » dans un pétri identifié (huit le lundi et cinq ou six pour les autres jours)
- Pétris contenant les plaquettes huilées (sept le premier jour de la semaine, quatre ou cinq les autres jours)
- Pétris de remplacement
- Cassette test
- Pincés
- Burette à bulle avec adaptateur
- Feuille de terrain

Sites

Il y a quatre sites qui sont visités à tous les jours :

- A. 6XXX Iberville
- B. 6XXX Molson
- C. 6XXX St-Michel
- D. 7XXX Molson

Ces sites sont visités dans cet ordre à tous les jours de la semaine et le samedi pour collecter les filtres. Lorsque le site « FRM » (Station 12 de la Ville) est visité pour une collecte, il est visité en premier; l'installation à ce site se fait en fin de journée.

À la station 12 de la ville de Montréal, il y aura échantillonnage à tous les six jours, de minuit à minuit, la première date étant le 8 mai. Les filtres devront donc être installés la journée avant (soit le 7 mai) et collectés la journée après (soit le 9 mai). La journée d'avant, la pompe devra être programmée pour échantillonner de minuit à minuit.

Le site au 7XXX Molson près de l'autoroute Métropolitaine et le site situé au 6XXX St-Michel, abriteront deux échantillonneurs (un échantillonneur intermittent type « TRAPCA » et un échantillonneur pour collecte journalière).

L'échantillonneur qui sera utilisé pour le duplicata sera installé sur d'Iberville, lorsqu'il n'y aura pas d'échantillonnage au site « FRM ».

Un seul « Harvard Impactor » servira au duplicata et à l'échantillonnage à la station 12 de la ville. Ainsi quoiqu'une deuxième pompe sera laissée de façon permanente à ces deux sites, le « Harvard Impactor » sera déplacé entre ces sites.

Les feuilles de terrain indiqueront les sites à visiter, les filtres à collecter à chaque site, de même que ceux à installer (voir calendrier).

Un blanc sera installé à chaque jour. Celui du lundi sera collecté le samedi matin tandis que ceux du mardi au vendredi seront collectés le jour après. Les blancs seront laissés dans le pétri à un site d'échantillonnage, dans le coffre (voir calendrier) mais ne seront pas laissés dans un échantillonneur par manque d'équipement.

Collecte et préparation des impacteurs pour l'échantillonnage

- 1) À l'arrivée au site, inspecter l'équipement et noter toute irrégularité (ex. : pompe « SKC » qui est arrêtée, tubes déconnectés, travaux de construction comme réparation de toiture près du site, etc.). S'assurer que tous les tubes sont bien fixés par le « duck tape ».

Les points 2)-4) sont répétés à chaque site selon le nombre de pompes.

Le lundi, ou lors de l'installation au site « FRM » ou du duplicata, passer au point 16)

- 2) Ramasser le blanc dans le coffre s'il y a lieu et noter son numéro sur la feuille de terrain. Noter aussi le numéro indiqué sur le pétri pour le filtre d'échantillonnage qui se trouve dans le coffre de la pompe.
- 3) Si une pompe « SKC » est arrêtée, changer de pompe et passer au **point 13)** (il faut s'assurer que la lumière du chargeur est allumée). Noter le numéro de la pompe défectueuse⁵. Si une pompe « ALPHA » est arrêtée, peser les flèches jusqu'à « drun ». Le temps doit être d'environ 6 heures par jour, soit environ 360 minutes pour l'échantillonnage type « TRAPCA » et de 24 h pour l'échantillonnage au site « FRM ». Pour la pompe pour échantillonnage type « TRAPCA », si ce temps est 180 minutes de moins que ce qui est attendu, ramener la pompe à la DSP avec l'impacteur.
- 4) Toucher de la main le chargeur et noter s'il est chaud ou très chaud.

Les points 5)-39) sont effectués sur toutes les pompes « SKC » à chaque jour, de même que sur la pompe « ALPHA » utilisée pour la comparaison des types d'échantillonneurs au site « FRM ». Pour les pompes « ALPHA » utilisées pour l'échantillonnage type « TRAPCA », les points 5 à 15 ne sont effectués que le samedi matin.

- 5) Enlever la « tête » (premier morceau) de l'impacteur et installer l'adaptateur pour la burette à bulles sur le « nez » en tournant délicatement. Il ne faut pas pousser trop fort pour ne pas endommager le « O-ring ».
- 6) Enregistrer sur la feuille de terrain l'heure (hh.mm) et l'indication sur le chronomètre. Pour les pompes « ALPHA » (échantillonnage type « TRAPCA » le samedi ou échantillonnage au site « FRM »), peser sur les flèches jusqu'à « drun » et noter le chiffre. Noter aussi la température moyenne tout au long de la période d'échantillonnage en pesant sur les flèches jusqu'à « degC ». Indiquer si le « time of day (tod) » indiqué sur la pompe est exact. Pour la pompe « ALPHA », peser sur « on ». La pompe sera en « standby ». Si des points qui clignotent apparaissent, peser le bouton « reset » deux fois et répétez, jusqu'à ce qu'ils disparaissent. Si cela prend trop de temps, revenir à ce site plus tard. Peser deux fois sur le bouton « reset » dans l'espace d'une seconde et peser ensuite sur « run ». Laisser la pompe « ALPHA » fonctionner trois minutes avant de mesurer le flux.
- 7) Connecter la burette à bulles à l'adaptateur et faire fonctionner la pompe.

⁵ Bien fixer avec du ruban adhésif « duck tape » la connexion du chargeur à la pompe.

- 8) Allumer la burette à bulles. Attendre que le cadran arrête de clignoter et indique 000.
- 9) Peser sur le bouton noir de la burette jusqu'à ce que des bulles se rendent au haut du tube sans se briser (il faut s'assurer qu'il y a un film de savon au fond de la burette).
- 10) Lorsque les bulles se rendent en haut, la lecture à la première ligne de l'écran devrait être autour de 4.00 (si elle ne l'est pas, presser jusqu'à ce que la lecture soit stable).
- 11) Presser « reset » et lire la moyenne de quatre bulles sur la deuxième ligne; noter la moyenne sur la feuille de terrain (un flux plus faible que 4 lpm peut parfois être causé par une accumulation de particules sur le filtre. Ceci sera vérifié plus loin avec l'ajout d'un nouveau filtre).
- 12) Fermer la pompe avec le bouton « on/off ». Noter que lorsque la pompe « ALPHA » est fermée, elle doit être en mode « charging ». À l'écran on doit lire « chrg » qui alterne avec le temps de chargement qu'il reste. Si des points qui clignotent apparaissent, peser le bouton « reset » deux fois et ce, jusqu'à ce qu'ils disparaissent. Si cela semble prendre trop de temps, revenir à ce site plus tard (au site de la ville, laisser la pompe se charger durant 5 jours, à l'intérieur).
- 13) Prendre le pétri dans le coffre, enlever la cassette contenant le filtre de la base de l'impacteur. Mettre le filtre dans le pétri identifié.
- 14) Enlever les deux parties du « nez » pour prendre la plaquette et la ramener dans un pétri, pour la nettoyer (il est important d'enlever le filtre avant). Regarder la plaquette et noter sur la feuille de terrain s'il semble y avoir une « montagne » de particules.
- 15) S'il faut ramener l'impacteur, attacher le tube pour ne pas que la pluie rentre à l'intérieur.

Le mercredi, mettre un chargeur pour les pompes « SKC » à haut voltage et le changer pour un à bas voltage le jeudi.

Le samedi matin, arrêter ici. Les autres jours, continuer.

- 16) Noter le numéro de la pompe. Dévisser l'impacteur et le déconnecter du tube.
- 17) Au site FRM, faire les manipulations suivantes dans la bâtisse (en amenant la pompe). Déconnecter l'impacteur. Si un blanc doit être installé au site, faire les manipulations 18)-19) avec le blanc en premier, selon les indications suivantes ; ensuite enlever le filtre et le mettre dans son pétri dans le coffre et recommencer avec le filtre pour l'échantillonnage.
- 18) Insérer sur la base de l'impacteur, une cassette avec un filtre pré-pesé et un « drain disk ». Il doit y avoir un support en cellulose sous la cassette. Le filtre fait face vers le haut par rapport à la base de l'impacteur (Face vers l'entrée d'air pour recevoir le flux d'air – partie profonde de la cassette vers le haut).
- 19) Insérer le « corps » de l'impacteur sur sa base.
- 20) Inscrive l'identificateur du pétri sur la feuille de terrain.
- 21) Laisser le pétri identifié dans le coffre, en s'assurant qu'il est bien fermé.
- 22) En tournant délicatement, enlever la deuxième partie du « nez ».
- 23) Placer une plaquette huilée (partie huilée vers l'entrée d'air) dans le « nez ». Une plaquette propre doit être utilisée pour chaque changement de filtre.
- 24) Pousser doucement les parties du « nez » sur le « corps », en tournant délicatement. Il ne faut pas pousser trop fort pour ne pas endommager le « O-ring ».
- 25) Reconnecter l'impacteur à la pompe.
- 26) Enlever la « tête » (premier morceau) de l'impacteur si ce n'est pas déjà fait, en tournant délicatement et la mettre sur le coffre. Il ne faut pas pousser trop fort pour ne pas endommager le « O-ring ». Inspecter les « O-rings » et les changer si endommagés.

- 27) Allumer les pompes. Pour les « SKC », pousser le bouton. Les « ALPHA », devraient être en mode « trickle ». Pour ces pompes, peser sur « on » puis sur « run ».
- 28) Pousser doucement l'adaptateur pour la burette à bulles sur le « nez » en tournant délicatement. Il ne faut pas pousser trop fort pour ne pas endommager le « O-ring ».
- 29) Laissez réchauffer la pompe trois minutes. S'assurer que la lumière du chargeur des pompes SKC est allumée (le noter). Si elle ne l'est pas, vérifier la connexion couverte de ruban adhésif. Si elle ne s'allume pas, changer de pompe. Noter le numéro de la pompe défectueuse (s'assurer que la lumière du chargeur est allumée)⁶.
- 30) Déconnecter le petit tube pour le savon de la burette à bulles afin de connecter la burette à l'adaptateur. Allumer la burette et attendre que l'écran arrête de clignoter et signale « 000 ».
- 31) Peser le bouton noir de la burette à bulle jusqu'à ce que les bulles se rendent au haut du tube sans se briser (s'assurer qu'il y a un film de savon au fond de la burette).
- 32) Lorsque les bulles se rendent en haut, la lecture à la première ligne de l'écran devrait être autour de « 4.000 ». Si elle ne l'est pas, changer de pompe et noter le numéro de la pompe défectueuse (s'assurer que la lumière du chargeur est allumée)⁵.
- 33) Peser sur « reset ». Lire la moyenne de quatre bulles sur la deuxième ligne et la noter sur la feuille de terrain. Le flux doit être de 4 lpm (± 0.2).
- 34) Si le flux est de moins de 3.80 l/min, déconnecter le tube de la pompe et remplacer l'impacteur par la cassette « test ». Connecter le tube qui liait l'impacteur à la burette à bulles, à la cassette et mesurer le flux à l'entrée de la pompe (noter la moyenne de quatre valeurs). Si ce flux est le même (± 0.20 lpm) que celui mesuré avant, avec l'impacteur, changer de pompe (s'assurer que la lumière du chargeur est allumée). Noter le numéro de la pompe défectueuse⁵. Si le flux est plus élevé, ça signifie qu'il y a une fuite dans l'impacteur. Si c'est le cas, démonter, changer les O-rings et remonter. Reconnecter la base de l'impacteur à la pompe et mesurer le flux. Si le problème persiste, ramener l'impacteur et la pompe.
- 35) Après avoir mesuré le flux, enlever l'adaptateur de la burette à bulles.
- 36) Insérer doucement la « tête » de l'impacteur en tournant délicatement. Il ne faut pas pousser trop fort pour ne pas endommager le « O-ring »!
- 37) L'impacteur est maintenant prêt!
- 38) Pour les pompes « ALPHA », fermer en pesant sur le bouton « on ». La pompe doit indiquer « hold ». Envoyer le programme du programmeur en connectant la pompe à ce dernier.
- 39) Noter l'heure (hh.mm) de départ (sauf pour le « FRM »).
- 40) Installer ou désinstaller le « Harvard Impactor » qui sert au duplicata, lorsque nécessaire, au site sur « Iberville » et répéter les procédures 16) à 38) lors de l'installation. Si un « Harvard Impactor » est ramené pour installation au site « Iberville », mettre la pompe dans la bâtisse de la ville au site « FRM » et la connecter pour rechargement. Répéter également les points 16) à 38) le lundi avec les pompes qui fonctionnent de façon intermittente (« TRAPCA »).

⁶ Bien coller la connexion du chargeur à la pompe avec du ruban adhésif.

Transport et conservation des filtres après échantillonnage

Les filtres collectés sont transportés dans la boîte qui a un support avec trous pour les pétris. La boîte est mise dans la glacière. Les filtres sont réfrigérés à 4°C à l'intérieur de 48 heures (normalement l'après-midi après la collecte). Les échantillons sont transportés (de la DSP au site et du site à la DSP) dans les pétris, avec le côté sur lequel les particules sont déposées vers le haut.

Lorsque les échantillons sont amenés à la DSP le samedi matin, la burette est connectée à son chargeur.

Transfert des filtres de la cassette au pétri

- À tous les après-midi de la semaine, vers 14 h 30, les filtres sont enlevés de la cassette et déposés dans leur pétri initial numéroté (pétris de Environnement Canada) avec des pinces à pointes plates lavées à l'éthanol, sans toucher l'aire de prélèvement – côté échantillonné vers le haut (ne toucher que l'anneau de support du filtre).
- Porter un sarrau. Travailler au dessus d'une feuille d'aluminium.
- La cassette et le support de cellulose peuvent être réutilisés. Lorsque nécessaire, nettoyer les cassettes avec de l'éthanol dans un petit bécher et changer le support de cellulose.
- Réfrigérer les filtres et les envoyer à Environnement Canada à toutes les deux semaines (ou afin de permettre au plus 30 jours entre l'échantillonnage et la pesée).

Conservation des filtres après la pesée

Après la pesée par Environnement Canada, les filtres sont conservés à 4°C jusqu'à l'envoi pour la mesure de l'absorbance.

Guide de dépannage « Trouble shooting »

Lorsque qu'on envoie le programme à la pompe « ALPHA », si des points qui clignotent apparaissent, cela signifie que la batterie de la pompe est faible. Recharger la pompe.

Lorsqu'on essaie de recharger la pompe « ALPHA », si des points qui clignotent apparaissent, peser sur le bouton « reset » deux fois à l'intérieur d'une seconde et ce, jusqu'à ce que les points disparaissent.

Si la pompe ne fonctionne pas, regarder le voltage de la batterie.

Procédures d'opérations standards (SOP)

NO₂ avec « Ogawa »

Équipement et matériel

- « Ogawa »
- Boîtier de transport de l'échantillonneur
- Protectors et clips
- Filtres
- Filtres support de cellulose
- Petits grillages
- Bouteilles pour conserver les filtres échantillonnés
- Pincés
- Séchoir
- Eau doublement distillée ou déionisée et distillée (« Ultrapure UHQ » si possible, changer l'eau gardée au frigo une fois par mois)
- Feuille de terrain
- Montre
- Réfrigérateur
- Brosse
- Papier absorbant

Procédures

Préparations avant le terrain

Nettoyage (après-midi avant l'installation)

- Les parties des échantillonneurs (« Ogawa ») sont rincées trois fois avec de l'eau du robinet dans un bécher. Les parties sont ensuite rincées deux fois avec de l'eau « UHQ » dans un bécher. Secouer les pièces et les déposer sur un papier d'aluminium. Mettre au four à 60°C pour 30 minutes. Fermer l'aluminium «en sandwich » et mettre dans un plat de plastic.

Insertion des filtres dans les « Ogawa » (Matin de l'échantillonnage)

- S'assurer que les pièces sont bien sèches avant usage.
- Utiliser des pincés (nettoyés avec de l'eau « UHQ ») pour placer les filtres et grillages dans « l'Ogawa ». Se mettre sur une feuille d'aluminium.
- Placer le cylindre debout et mettre le disque puis l'anneau. Ensuite insérer un grillage (ne pas endommager et s'assurer qu'il est bien à plat sur l'anneau).
- Placer un filtre. Le côté rugueux doit être placé vers le haut (ne pas endommager et s'assurer qu'il est bien à plat sur l'anneau). Les filtres qui sont insérés ont été reçus au plus 90 jours avant d'être installés sur le terrain. Noter le lot des filtres (les premiers 40 filtres = 1^{er} lot).
- Garder la bouteille de filtre légèrement fermée durant ces opérations.
- Mettre un autre grillage. Ajouter le bouchon sans toucher la surface de diffusion (ou toucher avec l'aluminium).
- Répéter de l'autre côté.

- Identifier « l'Ogawa » (inscrire l'identificateur sur la « clip » de « l'Ogawa », correspondant à l'identificateur utilisé pour les filtres collectant des particules de façon journalière – « daily » – Numéro avec lettre pour chaque site ; noter « bl » pour blanc).
- Mettre « l'Ogawa » dans le sac de plastique, enlever l'air et sceller. Transférer dans le boîtier de transport, enrouler de ruban adhésif utilisé pour les fils électriques et identifier. Maintenant « l'Ogawa » peut être transféré sur le terrain.

Installation de l'équipement avant le début de l'échantillonnage

- Les sites sont choisis sur la base des critères énoncés au protocole (sauf la distance à un arbre).
- Les échantillonneurs doivent être placés à 1 m d'un mur, de 1.5 à 3 m du sol et au moins à 1.5 m de la surface sur laquelle il est déposé. Ils doivent être situés à un mètre des « Harvard Impactors ».
- Le protecteur de l'échantillonneur doit être placé de façon à ce que l'ouverture soit vers le bas.

Procédures sur le terrain ENTRE 10 h et 13 h

Matériel nécessaire à chaque jour sur le terrain

- Un « Ogawa » avec deux filtres
- Feuille de terrain
- Montre

Sites

Il y a quatre sites qui sont visités à tous les jours :

- A. 6XXX Iberville
- B. 6XXX Molson
- C. 6XXX St-Michel
- D. 7XXX Molson

Ces sites sont visités dans cet ordre les jours de la semaine et le samedi pour collecter les filtres.

À chaque site il y a un « Ogawa » à installer.

Il y aura aussi un blanc à tous les jours à laisser à l'un des sites.

Les feuilles de terrain indiqueront les sites à visiter, les filtres à collecter à chaque site de même que ceux à installer (voir calendrier).

Collecte et préparation des « Ogawa »

Départ de l'échantillonnage

- Enlever le protecteur.
- Placer un « Ogawa » sur la « clip » et remettre le protecteur.
- L'échantillonnage commence lorsque les échantillonneurs sont sortis du sac de plastique et installés dans le boîtier protecteur.
- Noter l'heure de début de l'échantillonnage sur la feuille de terrain (hh.mm).
- Si un blanc doit être installé, le sortir et le remettre dans son sac et boîtier. Mettre le tout dans la boîte de la pompe qui permet la collecte des particules et noter l'identificateur (s'assurer que le tout est bien fermé).

Fin de l'échantillonnage

- Inspecter l'équipement et noter les irrégularités (ex. : « Ogawa » tombé ou disparu)
- L'échantillonnage est terminé lorsque les « Ogawa » sont mis dans le sac de plastique et le boîtier prévu à cet effet. Enlever le protecteur avant de décrocher « l'Ogawa » (tout l'échantillonneur avec la « clip », sauf le protecteur). Replacer le protecteur.
- Enregistrer le temps d'arrêt de l'échantillonnage (hh.mm).
- Si un blanc est collecté, noter l'identificateur.

Transport, transfert et conservation des filtres après l'échantillonnage

Après exposition les filtres sont transportés dans une glacière et doivent être mis au réfrigérateur dans le noir.

Tous les après-midi, les filtres avec les grillages et les supports de cellulose sont enlevés et mis dans des petites bouteilles à cet effet. Les pinces sont nettoyées au début avec de l'eau « UHQ ». Les filtres sont transférés en partant de ceux qui ont collectés le NO₂ au site le moins exposé vers le plus exposé. S'installer sur une feuille d'aluminium pour enlever les filtres. Pour faciliter le prélèvement des filtres, pencher le cylindre et taper doucement avec les pinces sur le côté. Ne pas toucher les bouchons de diffusion (ou toucher avec l'aluminium).

Les filtres sont conservés ainsi pour un maximum de 14 jours.

Exemple de feuille de terrain pour les PM2.5

29 juin 2002

Site	XX Iberville (A)	
	journalier	duplicata
Collecte		
Numéro du filtre	247A	248 dup A
Heure de collecte		
Lumière du chargeur SKC allumée		
Indication sur le chronomètre à la collecte		
Chargeur chaud ou très chaud		
Mesure avec <i>Bubble flow meter</i> (avec filtre) à la collecte		
Mesure avec <i>Bubble flow meter</i> avec cassette test (si flux de moins de 3.8 lpm) à la collecte		
Collecte de blanc, oui (noter ID) ou non	252 bl A, 228 bl TRAPCA A	
Installation		
Numéro de pompe		
Numéro du filtre	-----	-----
Installation de blanc, oui (noter ID) ou non	-----	
Heure de départ		
Mesure avec <i>Bubble flow meter</i> avec filtre au départ		
Mesure avec <i>Bubble flow meter</i> avec cassette test au départ (si flux de moins de 3.8 lpm)		
Irrégularités		

Signer lorsque tous les filtres ramassés sont dans les pétris _____

Date et heure _____

Exemple de feuille de terrain pour le NO₂

28 juin 2002

Site	XX Iberville (A)	XX Molson (B)	XX St Michel (C)	XX Molson (D)
Collecte				
Numéro du filtre	247A	249B	250C	251D
Heure de collecte				
Collecte de blanc, oui (noter ID) ou non	252 bl A	-----	-----	-----
Installation				
Numéro du filtre	-----	-----	-----	-----
Heure de départ				
Installation de blanc, oui (noter ID) ou non	-----	-----	-----	-----
Irrégularités				

Signer lorsque tous les filtres ramassés sont dans les bouteilles au frigo _____
Date et heure _____

Exemple de calendrier hebdomadaire utilisé pour la description des feuilles terrain journalières

Du lundi 17 juin au vendredi 21 juin (collecte le 22 juin) ID :

Site A (Iberville) : filtres 191, 199, 205, 210, 216; filtres duplicatas 192, 211, 217; Ogawa 191, 199, 205, 210, 216

Site B (Molson) : filtres 193, 200, 206, 212, 218; Ogawa 193, 200, 206, 212, 218

Site C (St-Michel) : filtre TRAPCA 194; filtres 195, 201, 207, 213, 219; Ogawa 195, 201, 207, 213, 219

Site D (Métropolitaine) : filtre TRAPCA 196; filtres 197, 202, 208, 214, 220; Ogawa 197, 202, 208, 214, 220

Blancs : filtre blanc TRAPCA 198, blanc 203, 209, 215, 221; Ogawa blanc 198, 203, 209, 215, 221

Station 12 FRM: filtre 204

Lundi 17 juin installation

Site A : filtre 191, filtre duplicata 192, filtre blanc 198 TRAPCA, Ogawa 191, Ogawa blanc 198

Site B : filtre 193, Ogawa 193

Site C : filtre TRAPCA 194, filtre 195, Ogawa 195

Site D : filtre TRAPCA 196, filtre 197, Ogawa 197

Le 18 juin collecte

Site A : filtre 191, filtre duplicata 192, Ogawa 191, Ogawa blanc 198

Site B : filtre 193, Ogawa 193

Site C : filtre 195, Ogawa 195

Site D : filtre 197, Ogawa 197

Le 18 juin installation

Site A : filtre 199, Ogawa 199; ramener le Harvard Impactor du duplicata pour site FRM

Site B : filtre 200, filtre blanc 203, Ogawa 200, Ogawa blanc 203

Site C : filtre 201, Ogawa 201

Site D : filtre 202, Ogawa 202

Station 12 : installation et programmation de pompe pour FRM, filtre 204

Le 19 juin collecte

Site A : filtre 199, Ogawa 199

Site B : filtre 200, filtre blanc 203, Ogawa 200, Ogawa blanc 203

Site C : filtre 201, Ogawa 201

Site D : filtre 202, Ogawa 202

Le 19 juin installation

Site A : filtre 205, Ogawa 205

Site B : filtre 206, Ogawa 206

Site C : filtre 207, filtre blanc 209, Ogawa 207, Ogawa blanc 209

Site D : filtre 208, Ogawa 208

Le 20 juin collecte

Station 12 : filtre 204, visiter le site FRM en premier pour collecte et amener le Harvard Impactor pour duplicata au site A

Site A : filtre 205, Ogawa 205

Site B : filtre 206, Ogawa 206

Site C : filtre 207, filtre blanc 209, Ogawa 207, Ogawa blanc 209

Site D : filtre 208, Ogawa 208

Le 20 juin installation

Site A : filtre 210, installation Harvard Impactor filtre duplicata 211, Ogawa 210

Site B : filtre 212, Ogawa 212

Site C : filtre 213, Ogawa 213

Site D : filtre 214, filtre blanc 215, Ogawa 214, Ogawa blanc 215

Le 21 juin collecte

Site A : filtre 210, filtre duplicata 211, Ogawa 210

Site B : filtre 212, Ogawa 212

Site C : filtre 213, Ogawa 213

Site D : filtre 214, filtre blanc 215, Ogawa 214, Ogawa blanc 215

Le 21 juin installation

Site A : filtre 216, filtre duplicata 217, filtre blanc 221, Ogawa 216, Ogawa blanc 221

Site B : filtre 218, Ogawa 218

Site C : filtre 219, Ogawa 219

Site D : filtre 220, Ogawa 220

Le 22 juin collecte

Site A : filtre 216, filtre duplicata 217, filtre blanc 221, filtre blanc TRAPCA 198, Ogawa 216, Ogawa blanc 221

Ramener le Harvard Impactor du duplicata pour installation site FRM le lundi 24

Site B : filtre 218, Ogawa 218

Site C : filtre 219, filtre TRAPCA 194, Ogawa 219

Site D : filtre 220, filtre TRAPCA 196, Ogawa 220

ANNEXE 2

Estimation de la fréquence de l'échantillonnage

Il est difficile d'estimer le nombre de jours nécessaires pour observer des différences de PM2.5 entre deux sites de densité de trafic différente en considérant les données du réseau d'échantillonnage de la ville de Montréal. En fait différentes fractions sont mesurées aux stations d'échantillonnage et ce, avec des échantillonneurs différents et les hauteurs à laquelle les polluants sont mesurés ne sont pas non plus comparables (Communauté urbaine de Montréal, CUM, Rapport Annuel 2001 de la qualité de l'air, Site Web : <http://services.ville.montreal.qc.ca/air-eau/>). Quoique quelques études portant sur la variation des niveaux de PM2.5 en fonction de la densité de la circulation de véhicules routiers ont été effectuées en Europe, les variations des concentrations des particules ne sont pas disponibles pour permettre le calcul de la durée d'échantillonnage nécessaire pour déceler une différence de PM2.5 entre deux sites de densités de trafic différentes.

L'étude de Kinney et al. 2000 effectuée aux États-Unis peut être utile au calcul de la durée de l'échantillonnage des PM2.5. Les niveaux de particules mesurés aux différents sites sont toutefois plus élevés que les concentrations journalières qui peuvent être attendues à Montréal (Rapport annuel, 2001). Ceci est en partie occasionné par le type d'échantillonnage. Kinney et al. 2000 ont échantillonné entre 10 h 00 et 18 h 00 et les niveaux de particules diminuent normalement la nuit (Environnement Canada-Santé Canada, EC-SC, 2000). De plus, les différences entre les sites sont potentiellement plus importantes que ce à quoi on pourrait s'attendre et ce, entre autres, pour la même raison que mentionnée ci-haut.

Dans l'étude de Kinney et al. 2000 effectuée à Harlem, les niveaux de PM2.5 ont été mesurés sur une route de densité de trafic relativement importante (18 375 voitures/jour, 1 403 camions/jour et 1 064 autobus/jour), sur une route avec une densité de circulation de véhicules routiers relativement importante (14 229 voitures/jour) mais avec près de la moitié des véhicules étant des véhicules lourds et à un site contrôle avec moins de 1 500 véhicules y circulant par jour. Les niveaux de PM2.5 mesurés pour le site avec densité de véhicules lourds importante et le site contrôle durant 5 jours, entre 10 h et 18 h, étaient de $45.7 \pm 10.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $38.7 \pm 10.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivement. Le nombre de jours d'échantillonnage nécessaire pour observer une différence significative à 0.05 des concentrations de PM2.5 de ces deux sites, avec une puissance de 80 % est de 56 jours.

Les niveaux de coefficient d'absorption de ces deux sites étaient de 6.2 ± 1.9 et $1.5 \pm 0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Le nombre de jours nécessaires pour détecter une différence significative de coefficient d'absorption dans les conditions citées plus haut est de trois jours uniquement. Les niveaux de PM2.5 mesurés au site contrôle et au site avec densité de véhicules lourds plus faible étaient très similaires. Toutefois, les niveaux de coefficient d'absorption étaient de $2.3 \pm 0.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ au site avec densité de véhicules lourds moindre. Ainsi, le nombre de jours nécessaires pour détecter une différence significative de coefficient d'absorption dans les conditions citées plus haut entre le site contrôle et le site avec densité de trafic relativement importante mais de moindre intensité de véhicules lourds est de 21 jours, dans les conditions citées plus haut. Le nombre de jours nécessaires est inférieur lorsque le site contrôle est comparé au site de densité de véhicules lourds plus importante.

Pour ce qui est du NO₂, trois sites du réseau de la ville de Montréal ont été considérés : le poste 1 situé au Jardin Botanique à quelques mètres de la rue Rosemont (avec une circulation d'environ 20 000 véhicules/jour¹), le poste 68 à Verdun (comme poste « bruit de fond » urbain) et le site 99 à Sainte-Anne-de-Bellevue (comme poste suburbain). Les concentrations moyennes annuelles de NO₂, en 2001, observées à ces sites étaient de $42.17 \pm 20.02 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $30.66 \pm 17.89 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $22.18 \pm 16.30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivement. Le nombre de jours d'échantillonnage nécessaires pour observer une différence à 0.05 des concentrations de NO₂ entre les postes 1 et 99 est de 21 jours, avec une puissance de 80 % et de 68 jours entre les postes 1 et 68.

Pour le NO₂, les postes de la ville ne sont pas situés aussi près des artères routières que les habitations des rues proposées. Pour les PM_{2.5}, la densité de la circulation de véhicules routiers des sites d'échantillonnage est plus élevée aux sites « trafic » choisis que celle rapportée dans l'étude de Kinney et al., 2000 mais la densité de véhicules lourds y est moindre (M. Maréchal, ville de Montréal, communication personnelle, avril 2002). De plus, plusieurs routes d'autobus circulaient sur la route à haute densité de circulation de l'étude de Kinney et al., 2000. Toutefois, nous avons supposé que les niveaux de PM_{2.5} au site trafic allaient être similaires aux niveaux observés dans l'étude de Kinney et al., 2000 et les niveaux de NO₂ similaires à ceux observés aux sites 1, 68 et 99 de la CUM. Ainsi, sur la base de l'étude de Kinney et al., 2000, des données disponibles, de considérations techniques et budgétaires, nous avons décidé d'effectuer l'échantillonnage à tous les sites de façon simultanée pendant 40 jours. Nous anticipons donc d'observer des différences de coefficient d'absorption et de NO₂ mais pas de PM_{2.5}.

Références

- Kinney PL, Aggarwal M, Northridge ME, Janssen NAH, Shepard P. Airborne Concentrations of PM_{2.5} and Diesel Exhaust Particles on Harlem Sidewalks: A Community-Based Pilot Study. *Environ Health Perspect* 2000; 108:213-218.
- Environnement Canada, Santé-Canada (EC-SC). Liste de substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation: Particules inhalables de 10 microns ou moins, partie 1, 2000.

¹ Selon la carte de la Ville de Montréal de 1989.

ANNEXE 3

Budget et coûts

<u>Achat de matériel</u>	
<ul style="list-style-type: none"> • Matériel pour l'échantillonnage des PM2.5 (o-rings, tygon, bouteilles pour transport des échantillons de NO₂, 7 cassettes pour filtres de 37mm, 300 filtres Gelman Teflo 37mm avec pores de 2um, supports pour filtres, pétris, pinces, 7 « coolers », gants sans latex, tygon, huile de silicone grade 316, outillage pour fixer les échantillonneurs sur le terrain) • Filtres pour échantillonnage de NO₂ sur support Ogawa 	8 500 \$
Sous-total	12 000
<u>Location d'équipement</u>	
<ul style="list-style-type: none"> • 7 « Harvard Impactors » avec plaquettes de rechange¹ • 8 pompes avec chargeurs et adaptateurs pour calibrage² • Élément de risque si bris ou vandalisme 	4 000 4 000 5 000
Sous-total	13 000
<u>Contrat de services et expertises</u>	
<ul style="list-style-type: none"> • ALARA pour services d'expertises en vérification et installation de l'équipement et autres conseils 	5 000
Sous-total	5 000
<u>Personnel</u>	
<ul style="list-style-type: none"> • Salaire d'un technicien durant 40 jours 	4 000
<u>Dédommagement aux participants</u>	
<ul style="list-style-type: none"> • Dédommagement pour frais d'électricité et autres inconvénient : 4 x 200\$ 	800
<u>Analyses</u>	
<ul style="list-style-type: none"> • BS : 240 x 15 \$ • NO₂ : 230 x 60 \$ • PM2.5 : 240 x 12.5 \$ 	3 600 13 800 3 000
Sous-total	20 400
<u>Envois postaux pour analyses</u>	
<ul style="list-style-type: none"> • 8 envois x 25 \$ • 8 boîtes x 50 \$ 	200 400
Sous-total	600
TOTAL	55 800 \$

¹ Les impacteurs peuvent être achetés pour 10 000 \$ (un peu moins de 900 \$ chacun). Ils ont été loués de Air Diagnostics and Engineering Inc.

² Les pompes ont été louées de l'Institut Polytechnique Ryerson de Toronto.

ANNEXE 4

Formule de consentement

ÉTUDE PRÉLIMINAIRE:

Pollution atmosphérique le long d'axes routiers à Montréal

Je, _____
Domicilié au _____

fais la déclaration suivante :

1. **J'accepte de participer à l'étude préliminaire** portant sur la pollution atmosphérique le long d'axes routiers à Montréal. Cette étude préliminaire vise à documenter les niveaux de polluants qui peuvent être observés dans un quartier résidentiel. Cette étude est entreprise par Dr Audrey Smargiassi, chercheure à la Direction de la Santé Publique de Montréal-Centre.

2. **Je comprends qu'en acceptant de participer, je permets à la Direction de Santé Publique de Montréal-Centre :**

- **D'installer un échantillonneur** de particules et de dioxyde d'azote au devant de ma résidence. Ces échantillonneurs fonctionneront du 6 mai au 30 juin 2002. La pompe pour échantillonner les particules qui sera dans une glacière ou un coffre à outil, sera installée sur ou sous mon balcon tandis que les capteurs de pollution (de la grosseur d'une bouteille de 1 litre) seront attachés à mon balcon.
- **D'utiliser mon électricité** (qui devrait me coûter moins de 1 dollar pour la période)
- **De venir à tous les jours récolter les filtres des échantillonneurs sur mon balcon et ce, pendant les mois de mai et juin.**

3. **Je ne suis pas responsable de bris, perte, vol ou vandalisme des appareils.**

4. **Je peux demander à la Direction de Santé Publique de Montréal-Centre d'enlever l'échantillonneur de mon balcon à n'importe quel moment**, sans obligation de ma part ou préjudice de quelque façon que ce soit de la part de l'équipe de recherche.

5. **Il est entendu que les résultats et observations de cette recherche seront confidentiels** et conservés sous clé par la responsable de l'étude. Chaque participant sera identifié par un numéro.

6. **Les niveaux de pollution qui seront observés chez moi** me seront communiqués de vive voix après la recherche.

7. **Je donne mon accord pour que la Direction de Santé Publique puisse utiliser** les informations obtenues dans le cadre de cette étude à la condition que toutes les composantes de nature confidentielle ne soient pas divulguées de façon à ce que je sois identifié. Seuls les résultats globaux dépersonnalisés pourront être exposés.

8. Je peux rejoindre, en tout temps, la responsable de la recherche au numéro de téléphone et à l'adresse suivante. **La Direction de Santé Publique vous sera reconnaissante d'aviser si vous notez quelque chose d'anormal** (ex. : vandalisme ou vol des appareils) :

Audrey Smargiassi (514) 528 2400 poste 3226 ou (514) 255 1964
Unité SATE
Direction de Santé Publique de Montréal-Centre
1301 Sherbrooke Est
Montréal (Québec) H2L 1M3

Date : _____

Signature du résident : _____

Signature de Audrey Smargiassi, responsable de la recherche, en date du _____

s'engage à faire respecter la confidentialité et autres règles énoncées dans le présent formulaire :



QUANTITÉ	TITRE DE LA PUBLICATION	PRIX UNITAIRE (tous frais inclus)	TOTAL
	Étude pilote de la variation spatiale des niveaux de particules associés au transport routier à une échelle locale à Montréal	10 \$	

NUMÉRO D'ISBN OU D'ISSN
ISBN : 2-89494-396-2

DESTINATAIRE

Nom

Organisme

Adresse

No

Rue

App.

Ville

Code postal

Téléphone

Télécopieur

Les commandes sont payables à l'avance par chèque ou mandat-poste à l'ordre de la Direction de santé publique de Montréal-Centre

Pour information : (514) 528-2400, poste 3646.

Retourner à l'adresse suivante :

Centre de documentation
Direction de santé publique de Montréal-Centre
1301, rue Sherbrooke Est
Montréal (Québec) H2L 1M3
<http://www.santepub-mtl.qc.ca>

**DIRECTION
DE LA SANTÉ
PUBLIQUE**

*Garder notre
monde en santé*



francois gagnon

2004-07-05 15:43

Pour : ocpm@ville.montreal.qc.ca

cc :

Objet : Plan de déplacements de Paris et Effet d'induction

Bonjour,

Tel que demandé par un commissaire lors de notre présentation, voici l'adresse où l'on peut trouver le plan de gestion des déplacements à Paris (Île de France) :

http://www.paris.fr/fr/Deplacements/Plan_de_deplacement

Aussi, au cas où cela vous intéresserait, voici en pièce jointe l'étude qui permet de soutenir la théorie de l'induction à laquelle nous faisons référence dans notre mémoire.

François Gagnon

INDUCED TRAVEL: A REVIEW OF RECENT LITERATURE AND THE IMPLICATIONS FOR TRANSPORTATION AND ENVIRONMENTAL POLICY

Robert B. Noland

Centre for Transport Studies
Dept. of Civil and Environmental Engineering
Imperial College of Science, Technology and Medicine
London, SW7 2BU
Ph: 44-20-7594-6036
Fax: 44-20-7594-6102
Email: r.noland@ic.ac.uk

Lewison L. Lem

US Environmental Protection Agency
Office of Transportation and Air Quality
Mail Code: 6406J
US Environmental Protection Agency
Ariel Rios Building
1200 Pennsylvania Avenue, NW
Washington, DC 20004
Ph: 1-202-564-9415
Fax: 1-202-565-2084
Email: lem.lewison@epa.gov

Revised: October 2, 2000

Presented at the European Transport Conference 2000 and the 2000 Conference of the
Association of Collegiate Schools of Planning

ABSTRACT

This paper reviews recent research into the demand inducing effects of new transport capacity. We begin with a discussion of the basic theoretical background and then review recent research both in the UK and the US. We then proceed to examine the influence that verification of these effects is slowly having on both transport and environmental policy in both countries. Changes in policy and implementation of those policies are still occurring and we provide some suggestions on how to move forward in these areas.

INTRODUCTION

Transportation policy has normally been influenced by the desire to provide mobility and efficient access to alternative destinations primarily by alleviating traffic congestion. In the US this has focused around construction of the Interstate Highway System and provision of capital assistance for public transport systems primarily in urbanized areas. The UK has followed a similar approach with a large expansion of the Trunk Road system.¹ Historically the UK has placed great emphasis on cost benefit assessment of road projects to help prioritize projects. Over the last 30-40 years both countries have seen a reduction in public transport usage despite maintaining very different land use planning systems.

Recently both countries have attempted to move towards more integrated transport policies. This began in the US with enactment of the Intermodal Surface Transportation Efficiency Act (ISTEA) of 1991 and subsequent reauthorization as the Transportation Equity Act for the 21st Century (TEA-21) in 1998. In the UK the central government issued a White Paper in 1998 laying out a strategic direction for transport policy (DETR, 1998). The latter reflected research conducted by SACTRA (1994) on the impacts of induced travel as well as environmental concerns over future growth in travel (Goodwin, 1999). In the US capacity enhancing projects are increasingly being challenged as either ineffective at reducing congestion or as likely to result in the continuation of sprawl development patterns and inefficient land use.

This paper analyzes the policy changes that are occurring due to the increased recognition among the public and policy makers that new or expanded roads are not as likely to relieve congestion as once was believed. We begin with a review of the behavioral relationships underlying the theory of induced travel and review recent research that documents and empirically measures induced travel effects. We then examine how transportation and environmental policy is changing in response to the empirical findings both in the US and the UK. We suggest areas of improvement in the

¹ Trunk roads in the UK are the responsibility of the central government and carry the bulk of long distance and through traffic.

decision making process to fully recognize the consequences of induced travel behavior on both transportation and environmental policy.

INDUCED TRAVEL: THEORY AND DEFINITIONS

The underlying theory behind induced travel is based upon the simple economic theory of supply and demand. Any increase in highway capacity (supply) reduces the cost of travel, especially on congested highways, by reducing the time cost of travel. Travel time is the major component of variable costs experienced by those using private vehicles for travel. When any good (in this case travel) is reduced in cost, demand for that good increases.

Travel supply and demand and the induced travel effect is illustrated graphically in Figure 1. The line S1 is supply before a capacity expansion or other changes that lower the cost of travel. The line S2 is supply after the change in capacity, resulting in a lower cost of travel, associated with a lower travel time cost. The quantity of travel increases from Q1 to Q2 as the change in supply lowers the cost of travel from P1 to P2. Figure 1 assumes no change in underlying demand. For example, population growth is not depicted in Figure 1. The increase in the quantity of travel from Q1 to Q2 represents the induced travel effect.

In measuring the induced travel effect there are many confounding factors that also drive growth in VMT. Population growth, increases in income, and other demographic effects, such as increased numbers of women in the workplace, are often cited. Figure 2 shows how these effects can be graphically illustrated. The demand curve shifts outward from D1 to D2 because more travel is demanded at a given price when population increases in an area. The demand and supply curves shift simultaneously in Figure 2, and the resulting quantity of travel increases even more than in Figure 1 (to Q3). Empirically, it is difficult to isolate these two concurrent effects, and the relative contribution to VMT growth of different factors. In Figure 2, the induced travel effect is measured along the horizontal axis as the difference between Q2 and Q1, while the effect from exogenous growth is the difference between Q3 and Q2.²

² The relative scale of the effects in Figure 2 do not necessarily represent actual magnitudes.

Induced travel naturally assumes some elasticity of demand associated with travel. That is, as the price (or time cost) of travel changes, the amount of travel demanded changes. Goodwin (1992) reviewed a number of studies of the elasticity of travel with respect to fuel prices. He concludes that elasticities of VMT with respect to gasoline prices range from about -0.16 in the short run up to -0.30 in the long run.³ However, traffic engineers have traditionally assumed that travel demand has totally inelastic demand implying that total travel will be constant irrespective of changes in the price (or time cost) of travel. This and the attribution of travel growth to exogenous factors is the source of much of the disagreement over the fundamental existence and nature of induced travel effects.

Another common source of disagreement is how to define induced travel. For example, does this just include new trips or should longer trips also be included? Litman (forthcoming), for example, distinguishes between induced traffic and generated traffic, where the latter includes diverted traffic (from other routes), while induced traffic does not include any diverted traffic. We define induced travel to be an increase in VMT, since VMT growth is one of the primary sources of increased environmental and social costs as well as representing the potential benefits of increased mobility. In the simplest terms induced travel (or VMT) can be broadly defined as the increase in VMT attributable to any transportation infrastructure project that increases capacity.

Hills (1996) and Litman (forthcoming) provide a useful categorization of the various behavioral effects one can expect from highway upgrades or capacity expansions. Immediate behavioral effects include: changes in the timing of departure due to rescheduling of trips (Small, 1982); switching of routes to take advantage of new capacity; switches between transportation modes such as switching to private vehicle use from transit; longer trips; and an increase in total trips taken. The most visible of these effects (as shown by the difficulty of reducing peak period congestion) tends to be rescheduling behavior that results in travelers returning to their preferred peak travel times. However, this effect does not necessarily result in an increase in VMT and so

³ This is distinct from his conclusions on the price elasticity of fuel consumption, which ranges from about -0.25 in the short run up to about -0.8 in the long run.

would not represent induced travel.⁴ However, shifts to the peak that free up capacity at other times of the day can result in new trips being made at those times that are now less congested.

Route switching can result in either shorter or longer distances being traveled. If the net effect is more travel this is clearly defined as induced VMT. If speeds are now faster, some additional long trips (perhaps recreational in nature or to more distant shopping centers) are likely to be taken increasing total VMT.

In addition to these short run effects, various longer run effects are hypothesized to have a significant impact on total VMT growth. One long run effect would be increases in household auto ownership levels. Other long run effects occur due to changes in relative accessibility within an urbanized area and can result in the spatial reallocation of activities. If speeds are higher, many residences, employees, and businesses will tend to relocate over time often resulting in longer distance trips (Gordon and Richardson, 1994).⁵ The concentration of retail activities in “big box” stores or auto-dependent regional shopping centers (rather than centrally located business districts) further increases VMT. Finally, increases in highway capacity may lead to changes in land development patterns within a region.

The theory of induced travel is consistent with Downs (1992) theory of “triple convergence”. Downs (1992) formulated this theory to explain the difficulty of removing peak-hour congestion from highways. In response to a capacity addition three immediate effects occur. Drivers using alternative routes begin to use the expanded highway, those previously traveling at off-peak times (either immediately before or after the peak) shift to the peak (rescheduling behavior as defined previously), and public transport users shift to driving their vehicles.

Mogridge (1987) extends this idea to the Downs-Thomson paradox whereby road capacity increases can actually make overall congestion on the road worse. This occurs when the shift from public transport causes a disinvestment in the mode such that the

⁴ Peak shifting that does not noticeably reduce aggregate travel times does suggest that the benefits of most projects are not accurately assessed. This suggests that rather than assessing benefits based on travel times an assessment based on the ability to travel at a preferred time should be done (Small, 1992).

⁵ While the work of Gordon and Richardson is generally meant to extoll the virtues of suburban land development patterns, their analysis of stability in work travel times while travel speeds increase, provides good empirical evidence for induced travel.

operator either reduces frequency of service or raises fares to cover costs. This shifts additional passengers into cars. Ultimately the system may be eliminated and congestion on the original (expanded) road is worse than before. Arnott and Small (1994) provide a mathematical example of this effect.

Another theoretical framework assumes that total time budgets allocated to travel remain relatively constant over time. This was shown empirically by Zahavi & Ryan (1980) and Zahavi & Talvitie (1980). Gordon and Richardson (1994) show how this has maintained relatively constant average commute travel times. The travel time savings from increased travel speeds tend to be off-set by increased travel distance, rather than actual travel time savings. Thus, individual travel time budgets tend to remain constant. One could argue that full induced travel effects could actually increase the travel time budget if the generalized cost of travel is reduced. However, even without an increase in the travel time budget, a constant travel budget could result in an increase in VMT from capacity additions and the increased travel speeds that are then possible.

Clearly, the theoretical understanding and the potential behavioural characteristics for induced travel effects is well established. Clear empirical evidence has, until recently, remained elusive. This is partly due to the difficulty of statistically separating the many effects that also increase total VMT and establishing clear causal relationships. These issues and a review of the empirical work is presented next.

INDUCED TRAVEL: EMPIRICAL STUDIES AND VERIFICATION OF THE THEORY

Two distinct streams of research on induced travel have been pursued over the last several years. These parallel streams occurred in the UK and the US. We review both strands of research which provide persuasive empirical evidence for the existence of induced travel.

Studies in the United Kingdom

Research on induced travel effects can be found going back several decades. Goodwin (1996) cites a report done for the UK Ministry of Transport in 1938 that evaluated a significant increase in traffic on a new road. Much of the historical literature has been based on observational traffic counts within travel corridors. These studies have

generally not accounted for other exogenous effects that could also contribute to growth in VMT.

The recent spate of empirical work in induced travel was initiated by the SACTRA (1994) investigation and report to the UK Department of Transport. This study included a review of relevant theory and empirical studies. It also included a detailed review of traffic growth within specific corridors that had an increase in capacity, concluding that many corridors had seen greater than expected traffic growth and that this growth was probably not solely attributable to other impacts such as increases in income. In addition, the studies reviewed focused on traffic counts, rather than changes in VMT, which may mask the effect of some trips now be longer than they were previously. On average, actual use during the first year was more than 10% greater than the forecast one year usage. While some of this may simply be due to inaccuracy in the forecasts (other than the lack of accounting for induced travel effects), these studies also showed that traffic flows on parallel routes that the roads were intended to relieve were also either higher or about the same as before.

The SACTRA (1994) report indicates that some of the forecast inaccuracy may be due to underestimates of the rate of increase in GDP (as used by the National Road Traffic Forecast). The UK Department of Transport considered this to be the primary effect of the underestimation of traffic growth on the schemes studied and thus discounted the evidence for induced travel occurring. SACTRA (1994) discounted this argument for several reasons including potential problems with the timing of the measurements (taken only one year after the schemes were completed) and the lack of a broader measurement of total traffic on alternative roads. They also note that forecast traffic on motorways and bypasses was usually larger than for smaller schemes, which would be expected if induced traffic was occurring. The arguments in SACTRA (1994) also hint at the endogeneity of economic growth and highway capacity additions. The latter may have an impact on overall economic growth as we discuss further below. To some extent, however, the potential forecasting errors could be from numerous factors, including lack of accounting for induced travel, therefore it is difficult to draw firm conclusions from this analysis, other than to demonstrate the weakness of current forecasting procedures.

Rodier and Johnston (2001) analyzed errors in various socioeconomic forecasts and the impact on travel forecast error. This was done for the Sacramento, California region. They found that plausible errors in personal income and fuel price forecasts had no significant impact. However, errors in population and employment growth had a significant impact. Therefore it is reasonable to assume that some of the forecast errors reviewed by SACTRA (1994) are from these type of errors, though separating the sources of errors in demographic projections and omission of induced travel effects is questionable.

SACTRA (1994) and Goodwin (1996) derive travel time elasticities with respect to VMT using fuel price elasticities with respect to VMT. This is done for the elasticity range of -0.15 to -0.30 reported by Goodwin (1992). Using an assumption of 6 pence (9 cents) per minute as the value of time, 25 minutes of average time spent traveling and 50 pence (75 cents) spent per day on fuel, he derives an elasticity range of -0.45 to -0.90 (or as he summarizes, nearly -1.00).

While it is not clear how the assumptions on time spent traveling and fuel costs were derived, it is clear that if we use US prices for gasoline, which are about 4 times less than in the UK and assume somewhat lower average vehicle efficiency, we can easily see that elasticity values in the US must be larger. Assuming a gasoline price of \$1.25 per gallon, average speed of 30 mph, and fuel efficiency of 27.5 mpg, then US elasticities would range from -0.56 (short run) to -1.18 (long run).⁶ The key result must be that if fuel prices are low, then more of a behavioural response can be expected from changes in travel speeds. That is, highway capacity effects will be larger if travel time accounts for a greater fraction of the total generalized cost of travel.

The SACTRA (1994) report had been commissioned to answer specific questions regarding induced travel. The first question was whether induced traffic is a “real phenomenon”. They concluded that induced traffic “can and does occur, probably quite significantly, though its size and significance is likely to vary widely in different circumstances.” They also concluded that induced traffic can affect the economic evaluation of a road scheme, i.e., affirmatively answering the question of whether induced traffic does matter. They also conclude that it matters most under conditions

⁶ Other assumptions used by Goodwin (1996) are held to be the same.

where the network is operating close to capacity, where demand elasticity is high, and in cases where a specific scheme is likely to result in large changes in travel costs. They were not able to draw any conclusions on which elements of travel behaviour are affected more or less (i.e., generation, distribution, mode choice, land use, etc.). SACTRA (1994) also included recommendations on how to improve appraisal and forecasting methodologies to account for induced travel. We address issues related to this below in our discussion of policy implementation.

One final piece of evidence for induced travel effects was compiled by Cairns et al. (1998). Their study analyzed the impact of highway capacity reductions on traffic, essentially the reverse of adding new capacity. This study was commissioned in response to changes in the goals of transport policy in the UK on finding ways of supporting alternative modes of travel while reducing total vehicle traffic levels. Improvements in public transport, pedestrian and walking facilities often require the reallocation of road space from motor vehicles. Many proposed projects would be avoided due to fears of “traffic chaos” should this occur. Cairns et al. (1998) reviewed both the theoretical evidence and over 40 specific case studies where road space had been either temporarily or permanently removed. Their overall conclusion was that “traffic chaos” did not occur, though there may be short-term transitional impacts, and that overall traffic volumes were reduced by removal of road capacity.

Studies in the United States

Shortly after the completion of the SACTRA (1994) report, the Transportation Research Board (TRB) (1995) of the National Research Council examined the issue of induced travel and the implications for air quality and energy use. This report provides extensive detail on the behavioral impacts from expanding road capacity. The primary focus of the report was on the capability of analytical models used for forecasting regional transportation growth and emissions of criteria pollutants to adequately account for induced travel effects. The consensus was that most modeling procedures are deficient and probably do not adequately capture induced travel effects or the behavioral and economic development impacts of road projects. Johnston and Ceerla (1996a, 1996b) verified this conclusion by modelling various infrastructure improvements in the Sacramento region and comparing results with and without feedback of initial travel time

changes. They also showed that the lack of fully accounting for feedback effects could result in different rankings of the projects on their congestion reduction potential.

The TRB report was inconclusive on how induced travel may effect air quality. This issue is complicated by the relationship between traffic dynamics (e.g., such as changes in acceleration characteristics) and emissions. However, the report clearly concludes that reductions in travel time or costs will result in both increased highway use and have a decentralizing effect on urban development.

More recent empirical work has attempted to separate the effects of other exogenous variables using econometric techniques. This recent body of work began with the work of Hansen et al. (1993) and Hansen & Huang (1997). They estimated econometric models using time series data on VMT and lane miles for state highways in California, by county and metropolitan area. The key innovation was the use of a fixed

$$\log(VMT_{it}) = \mathbf{a}_i + \mathbf{b}_t + \sum_k \mathbf{I}^k \log(X_{it}^k) + \sum_{l=0}^L \mathbf{w}^l \log(SHLM_{it-l}) + \mathbf{e}_{it}$$

effects model specified as follows, where,

- VMT_{it} is the VMT in region i in year t .
- α_i is the fixed effect for region i ,
- β_t is the fixed effect for year t ,
- X_{it}^k is the value of explanatory variable k for region i and year t ,
- $SHLM_{it-l}$ is state highway lane miles for region i and time $t-l$.
- $\mathbf{I}^k, \mathbf{w}^l$ are coefficients which are estimated,
- \mathbf{e}_{it} is an error term, assumed to be normally distributed.

Fixed effect models with panel data include dummy (0-1) variables for each cross-sectional unit (less one) and sometimes for each year (again, less one). They are then normally estimated using ordinary least squares regression. Other variables included in their analysis are population, personal income, population density, and gasoline prices, all of which are expected to have an effect on VMT growth.

The use of panel data and fixed effects estimation allows estimation of models when the analyst may not have data on all the causal factors that influence the dependent variable (Johnston and Dinardo, 1997). This is of critical importance in the analysis of VMT growth. Many factors have been suggested as drivers of recent growth in VMT.

These include increased female participation in the work force, changing lifestyles amongst individuals, changes in family structure, levels of available public transport, spatial patterns of development, and others which are either unknown or for which data is not easily available. Many of these factors may also be highly correlated with other variables such as per capita income or overall population growth, which can cause problems in estimating standard errors for the coefficients of interest.

As outlined by Johnston and Dinardo (1997), analysis of simple cross-sectional data using ordinary least squares estimation can result in biased estimates due to orthogonality between the independent variables and the time-invariant error term. Panel data allows the time-invariant terms to drop out, thereby removing the bias in estimation. Johnston and Dinardo (1997) point out that “with panel data it is possible to obtain consistent estimates of parameters of interest even in the face of correlated omitted effects when OLS on individuals’ cross sections would fail to do so!”.

Hansen & Huang (1997) estimate statistically significant coefficients on their lane mile variable using panel data and both OLS and a Prais-Winsten regression. The latter was done to correct for autocorrelated error terms that they found using OLS regression. Lane mile elasticities (with respect to VMT) of between 0.3 to 0.7 were found for models using county-level data. Elasticities of between 0.5 to 0.9 were found for models using metropolitan level data. Various lag structures were also tested and a two to four year lag structure resulted in long run elasticities that were greater than those in the unlagged models.

Noland (2001) estimated a number of similar panel regression models using nationwide data at the state level. In general, Noland finds similar elasticity values ranging from 0.3 to 0.6 in the short run and from 0.7 to 1.0 in the long run. The models estimated by Noland include a disaggregation of the data by road facility type (i.e., interstates, arterials, and collector roads by urban and rural road categories). These are estimated using Zellner’s seemingly unrelated regression and with a distributed lag (thereby allowing the derivation of a long run elasticity). Results for one of these models is displayed in Table 1. In addition, Noland (2001) estimates a growth (or difference) model. This has the beneficial effect of removing virtually any multicollinearity in the

independent variables. The resulting lane mile coefficient estimates remain similar, ranging from 0.5 to 0.8, all with high levels of statistical significance.

An analysis of nationwide metropolitan level data by Noland & Cowart (2000) tells the same story. Long run elasticity values of 0.8 to 1.0 are derived using a distributed lag model estimated for VMT and lane miles specific to interstates and arterial road capacity.

One criticism of this work has been that it does not resolve the issue of causality, merely showing a correlation between lane mile expansion and VMT growth. Highway planners argue that since they have accurately forecast where individuals desire to travel they expect roads to fill up with travelers after they are built. However, this ignores the fact that they often become more congested more rapidly than initially planned, as Goodwin (1996) and SACTRA (1994) showed for a sampling of projects in the UK. This may partially be a function of analytical forecasting tools that are not accurately capturing induced travel effects. In any case, many planners discount econometric analyses as merely proving that a correlation has been found and that these studies show that planners are putting highways where people want to travel. On the other hand, these studies certainly do not build a case for rejecting the induced travel hypothesis.

One approach for definitively addressing the issue of causality is to use an instrumental variable in the regression with a two-stage least squares estimation procedure. Noland & Cowart (2000) use a two stage least squares regression testing several instruments to use for lane miles per capita. Results are shown in Table 2. Urbanized land is tested as an instrument in model (A). This variable is not strongly correlated with per capita VMT but is significantly related to total lane miles per capita (increasing urbanized land area results in lower lane miles per capita). Model (A) has coefficient values very similar to ordinary least squares. Model (B) removes population density which tends to interact with the dependent variable which is specified as a per capita variable. This reduces the value of the lane mile coefficient. Model (C) which has population / area as an instrument indicates some instability and lack of robustness in the lane mile coefficient. These results, while relatively weak, do suggest a causal linkage between increasing lane miles and increased VMT.

A study by Fulton et al. (2000) used cross-sectional time series county-level data from North Carolina, Virginia, and Maryland and estimated a two-stage least squares model. Their model is specified as a growth model with growth in VMT as a function of growth in lane miles. As an instrument they find that lane mile growth over either 2 years or 3 years is correlated with 1 year growth in lane miles, but not with 1 year growth in VMT. This is used for individual state models and data combined for all three states. Results are quite robust showing an elasticity between 0.3 to 0.5. This model is reproduced in Table 3. Fulton et al. (2000) do not provide an estimate of long-run elasticities but one would expect these to be somewhat higher.

Cervero & Hansen (2001) estimate a two-stage least squares model with instrumental variables using county level data from California. They estimated a statistically significant lane mile elasticity of 0.559, very similar to the results of Fulton et al. (2000). They used various political and demographic variables to help explain the increase in road supply including the party of the governor (lagged by one year) and the proportion of a county's population that was white. They also found that the supply of lane miles can be explained by VMT, but with a smaller coefficient value of 0.328. Therefore their results suggest that causality may run in both directions but that the effect of lane miles on VMT is greater than the opposite effect. They also conducted a Granger test and found the results consistent with their instrumental variable model. Fulton et al. (2000) also conduct a Granger test with Maryland and Virginia data. While this test is not a basis for causality, they do confirm that VMT growth is preceded by lane mile growth, while the reverse cannot be established.

Overall the results of Fulton et al. (2000) and Cervero & Hansen (2001) are the most persuasive at showing a causal linkage between growth in lane miles and growth in VMT.

Interestingly the work of Noland & Cowart (2000), Fulton et al. (2000) and Cervero & Hansen (2001) using two stage least squares estimation generally produces lower elasticity values than the studies of Hansen & Huang (1997) and Noland (2001), although the latter overlaps at the low end. This may indicate that there is some upward bias in the estimates from the latter two studies.

The studies mentioned above have all used aggregate data to test for statistical significance and to derive elasticity values. This is common practice in the economics literature, but has been criticized by transportation planners. The basis of this criticism is that we need to understand how individuals respond to changes in capacity to truly capture all the behavioural effects that might occur. A disaggregate analysis of this sort would certainly be of interest and is motivated largely by the desire of transportation planners to understand how specific projects may influence the behaviour of specific categories of individuals. This has been a goal of transportation modeling in response to criticisms of using aggregate zonal analysis. However, this does not undermine the benefits of aggregate analysis which is intended to look at aggregate effects and can provide valuable information to policy makers on the overall impact of capacity expansion.

Rodier et al. (2001) use disaggregate data from the Sacramento, California region to examine induced travel effects. Their study uses the integrated land use / transportation model, MEPLAN, to analyze the impact of various scenarios in the Sacramento region. They analyze the effect of holding some modeling elements constant, such as changes in land use and trip distribution. What they find is that allowing these inputs to be endogenous results in an elasticity of VMT with respect to lane miles of 0.8 for a forecast out to 2015 and 1.1 for a forecast out to 2040. If land development is held constant this is reduced to 0.6 and 1.0 respectively. Holding population and employment location constant reduces these values to 0.4 and 0.6 respectively. This latter is equivalent to the state of the art in regional travel demand models where trip distribution is derived through feedbacks and multiple iterations. Without feedback of the trip distribution step, which is more common amongst state of the practice travel demand models, results in inelastic travel demand, i.e. an elasticity of 0.0 (for both future forecast years).

Rodier et al. (2001) make several major contributions. First, the range of elasticity values derived using a disaggregate regional integrated land use and travel demand model gives elasticities similar to the aggregate studies discussed previously. In fact, their elasticities are even higher than those studies that employ two stage least squares to account for causality. Second, they show that state of the art improvements to

regional travel demand models can capture about 50% of the induced travel effect relative to current practice capturing no effect. Obviously, this latter result has important implications for assessment of alternative projects (which is discussed further below). Lastly, their analysis is based on individual behavioural elements establishing a clear causal link between behaviour and induced travel. Rodier et al. (2001) also show that about 50% of the long term induced travel effect is not captured by the use of travel demand models; in order to fully account for induced travel, regions would have to capture both travel and land use changes interactively.

Most recently, Strathman et al (2000) combined the 1995 Nationwide Personal Transportation Survey (NPTS) data for 12,009 households with the Texas Transportation Institute (TTI) data (Schrank and Lomax, 1997) on road capacity in 48 metropolitan areas in order to produce a system of equations that include both a wide range of exogenous variables and four endogenous variables (commute mode, workplace density, residential density, and vehicle miles of travel). In addition they use three instrumental variables (likelihood of payment for parking at work, commute distance, and vehicle ownership). In this study, per capita roadway capacity was found to have a significant effect upon mode choice, residential density, workplace density, and vehicle miles of travel. Given an increase in roadway capacity, the cross-sectional analysis indicated that persons within the metropolitan area tended to be more likely to drive alone to work, live and work at lower densities, and generate higher VMT.

The direct effect of a ten percent increase in per capita roadway capacity is estimated to be a 2.9 percent increase in VMT, when all other variables are controlled for. This elasticity is consistent with the findings of Noland (2001), Noland and Cowart (2000), and Fulton et al. (2000). Interestingly, this value is similar to Barr's (2000) estimate of travel time elasticities using the same nationwide data (see discussion below). In addition to the direct effect of roadway capacity on vehicle miles of travel, Strathman et al. (2000) also found an indirect effect, through residential density and employment density. Interestingly, the estimations showed that reduced residential density results in higher vehicle miles of travel while reduced employment density results in lower vehicle miles of travel. This latter result may appear counter-intuitive unless one considers that lower density employment locations may in some cases be closer to residential areas than

higher density urban cores, though they would also tend to be less accessible by public transit. The net change of these two counteracting forces, was an estimated indirect elasticity of 0.033 between roadway capacity and VMT, which was about one-tenth of the magnitude of the direct effect.

Barr (2000) used disaggregate household data from the 1995 NPTS to examine induced travel effects. His study included 27,409 individuals from the NPTS. His key variable of interest was the amount of time spent traveling by each household. This was calculated by deriving the average travel speeds from the reported length of journeys and their reported duration. The inverse of the speed was used to derive the key variable of interest which was the average travel time. While this study uses only a cross-sectional database it can only describe correlation and not causation. The use of reported measures of time and distance may also introduce potential inaccuracies in the data. However, some interesting observations can be drawn from Barr's study. Travel time elasticities ranged between -0.3 and -0.4. This is below the range suggested by Goodwin (1996). Barr (2000) also shows that elasticities are higher in urbanized areas compared to non-urbanized areas. This could be explained by higher congestion in these areas and greater access to alternative modes. While he states that urbanized areas have a higher elasticity (-0.36), it is really not much higher than for non-urbanized areas (-0.32). This may indicate no significant difference and his result that elasticities do not vary with metropolitan area size would tend to support the insignificance of the difference in these elasticities. He does show interesting elasticity differences for different family life cycles but suggests that much of this difference is due to higher income elasticities. Clearly, Barr's work shows that disaggregate analysis can offer additional information to policy makers on how capacity additions will impact various demographic groups.

A similar result on the effect of metropolitan area size was shown by Noland & Cowart (2000). They forecast the contribution of capacity additions to VMT growth for metropolitan areas of different size and areas with different congestion indexes as ranked by the Texas Transportation Institute (Schrank & Lomax, 1997). The forecasts showed that there was no difference in the contribution of capacity additions to new VMT between the different categories. EEA (1999) analyzed elasticity differences assuming that the ratio of VMT over lane miles was a good proxy for congestion levels (using the

same data as Fulton et al., 2000). They could not show any significant difference in elasticity values for the different models. These results are quite interesting as one would expect more congested areas to have larger elasticities. It is possible that this could indicate that land use and development effects play a larger role than existing congestion in inducing new VMT. Noland & Cowart (2000) suggest that this may be the case by analyzing the difference in the contribution of new capacity to forecast VMT growth between metropolitan areas. They conclude that areas with proportionally greater growth in lane miles can attribute more of their VMT growth to induced travel.

Chu (2000) developed a model to try to estimate elasticity changes for different levels of underlying congestion. In deriving his theoretical model of travel demand and highway supply he determines that incremental expansion in highway capacity will have smaller effects on vehicle travel. In testing this hypothesis, he also uses data from the Nationwide Personal Transportation Survey (NPTS) and estimates the following model:

$$\log(q/C) = \mathbf{b}_0 + \mathbf{b}_1 \log(X^k) + \mathbf{b}_2 \log(C) + \mathbf{b}_3 (\log(C))^2 + \mathbf{e}$$

where q is vehicle travel (VMT), C is a measure of capacity (lane miles), X^k refers to other variables included in the estimation, and \mathbf{e} is an error term. Using a cross-sectional database of metropolitan areas derived from the NPTS, Chu (2000) finds significant coefficients on both the \mathbf{b}_2 and \mathbf{b}_3 terms. He concludes that capacity does influence total traffic albeit with a diminishing effect as specified in his theoretical model.

Not all the studies cited have been able to show that induced travel is larger or more extensive when congestion is present. Chu's (2000) model provides the most convincing evidence of some correlated effects. While the empirical analysis is weak, theoretically we would generally expect more induced travel when congestion is higher and also more induced travel when land use and development controls are weak thereby allowing the market to respond to changes in the highway network. SACTRA (1994) came to the conclusion that when large changes in generalized travel costs occur, induced travel is likely to be significant, based largely on theoretical grounds.

Our conclusion from the relevant literature is that the theory of induced travel can certainly not be refuted and is largely confirmed. Table 4 summarizes the elasticity estimates from the studies discussed above. These coefficient values, while estimated

with different data sets and different techniques, seem to suggest that lane mile elasticities are in the range of 0.3-0.6 with larger elasticities for long run effects.

A major relevant question is how important is this effect compared to other drivers of VMT growth, or as SACTRA (1994) asked, “does it matter?”. Both Noland (2001) and Noland & Cowart (2000) estimate the relative contribution of induced demand to overall VMT growth. Noland (2001) applies the distributed lag model in Table 1 to forecast VMT growth out to 2010. He finds that if current trends in both lane mile increases and demographic variables continue, VMT will grow at about 2.65% annually. If lane mile growth is set to zero, this reduces VMT growth to about 1.9% annually. In other words, the induced travel effect accounts for about 28% of annualized growth in VMT. Noland & Cowart (2000) estimate this effect to average between 15-40% of annualized VMT growth (on interstates and arterials) for metropolitan areas. The lower range is probably more precise as this was the better of the models that they estimated. Heanue (1998) uses data from Milwaukee, Wisconsin to estimate the contribution of induced travel to VMT growth. Using Goodwin (1996) and Hansen & Huang’s (1997) elasticity estimates, Heanue (1998) determines that between 6-22% of VMT growth is due to capacity additions. Still, this result strongly suggests that forecasting VMT growth (and the environmental impacts of that growth) needs to include some measure of transportation infrastructure as a determining factor.

Another issue is the impact of added highway capacity on economic development. Some have argued that public infrastructure (of which highways are a major element) result in larger productivity growth than investments in private capital (e.g. Aschauer, 1989). In essence this is an argument that highway development will generate additional travel which would be a result of new economic development that would not have otherwise occurred. Subsequent analysis, however, challenged the conclusion of Aschauer with regard to the relative magnitude of productivity effects from public versus private capital (e.g. Tatom, 1991; Kelejian & Robinson, 1994). Nadiri & Mamuneas (1998) find that highway capital has a positive effect on total productivity (although less than the effect of private capital). Boarnet (1997) attempts to reconcile the literature on development impacts from highway projects. He suggests that while from a regional perspective highway projects may have little if any growth inducing impacts, they may

have significant impacts within specified corridors or sub-regional areas. The result is that highway projects may simply redistribute existing growth within a metropolitan area. To a large extent, this growth will be in ex-urban areas that are receiving gains in accessibility at the expense of downtown or older suburban areas. The overall welfare impacts of this redistribution are not explored but could be important. Both Boarnet (1998) and Chandra & Thompson (2000) estimate models that demonstrate that the spatial allocation of development is affected by road infrastructure.

The theory of induced travel, whether by immediate behavioural travel adjustments or longer term land use impacts, appears to be clearly justified. Transportation planners have been reluctant to accept this conclusion that essentially challenges the notion that transportation projects can substantially reduce traffic congestion. However, the implication should not be that transportation projects have no benefit. It merely implies that the benefits cannot be attributed to changes in travel time. Going back to basic urban economic theory, induced travel effects imply that the changes in behaviour are translated through changes in land price valuation (i.e., the bid-rent curves of urban economics, see for example, Mills & Hamilton, 1994). This conclusion changes the context of transportation policy from congestion reduction to one of directing the growth of urbanized areas. We turn to a discussion of these issues and changes taking place both in the UK and the US.

INDUCED TRAVEL AND CHANGES IN TRANSPORTATION AND ENVIRONMENTAL POLICY

Transport and Environment Policy in the UK

In 1998 the UK Department of Environment, Transport and the Regions established a new direction for UK transport policy with the publication of the government's transport White Paper, *A New Deal for Transport: Better for Everyone* (DETR, 1998a). One of the key directives of this policy was that the government would no longer attempt to accommodate traffic growth through a strategy of "predict and provide." That is, road construction would not continue to meet forecast traffic growth. The level of forecast infrastructure needed to meet an unconstrained growth assumption was seen as unsustainable both environmentally and financially.

Goodwin (1999) states that this allows the recognition that alternative options, such as increased public transport and non-motorized modes are increasingly important. Integration of all modes of transport was seen as a key goal while simultaneously reducing the need for motorized transport. An emphasis on maintaining existing road infrastructure, rather than increasing its capacity, was another key element. The recognition that some road pricing options would be desirable, both for moderating demand, and for raising revenue for alternatives was another key conclusion.

Goodwin (1999) outlines much of the historical context and incremental changes that preceded the publication of the White Paper. Growing concerns about the environmental impact of road transport were seen as a primary driver. These included concerns about the health costs of air pollutants, climate change impacts, acid rain and ecological impacts. The SACTRA (1994) report on induced traffic played a major role in changing the perspective on whether “predict and provide” was an economically sensible policy and has led to changes in the process of road appraisal in the UK

The new appraisal process seeks to simplify the task for the decision maker by summarizing key information in a tabular format (DETR, 1998b). Price (1999) provides an overview of the new appraisal system, the purpose of which is to more clearly highlight environmental concerns (which tended to be lost in the volume of the detailed environmental impact assessments) against traditional cost benefit approaches which have been used in the UK since the 1970's. The cost benefit approach embodied by the COBA model measures travel time savings, changes in vehicle operating costs, and changes in accident rates. A review of planned trunk road schemes was carried out using the new appraisal methods. Of 68 schemes considered for the Targeted Program of Improvements for trunk roads laid out in DETR (1998c), 37 were withdrawn or deferred for further analysis after the new appraisal methods were applied. Nellthorp & Mackie (2000) analyzed how various appraisal factors affected the decision of whether to withdraw a scheme or not. They concluded that many of the environmental factors (excluding air quality) were influential in the decision. Interestingly, they included that the cost benefit assessment (from COBA) was not significant in the decisions taken.

The SACTRA (1994) reported recommended new procedures of cost benefit analysis of road projects to account for induced travel effects. Interim guidance on this

was published simultaneously with the SACTRA report (DETR, 1994). These procedures were updated in 1997 with an updated section of the UK Design Manual for Roads and Bridges (Highways Agency, 1997). This provided interim elasticity methods to account for induced travel effects; DETR continues to do research on updating four step modeling procedures for more complex schemes.⁷

Some analysis has been conducted on the differences in cost benefit results with and without the inclusion of induced travel effects. Small induced travel effects of 5-10 percent have been found to reduce the benefits of a scheme by anywhere from 20 to nearly 40 percent.⁸ It is not clear whether any specific road schemes have either been abandoned or undergone major design changes in response to changes in the appraisal methods. However, the overall policy approach of abandoning a “wish list” of projects and announcement of a Targetted Programme of Improvements outlined in DETR (1998c) undoubtedly are in response to new qualitative knowledge on induced travel effects.

In the area of land use policy the UK has historically been able to preserve land and avoid the sprawl development patterns of the US (though there are certainly examples of US style sprawl in the UK). Planning Policy Guidance 13 on Transport (Department of the Environment, 1994) was instituted to provide Local Authorities with guidance on better coordinating land use and transport planning. The aim is to reduce reliance on private vehicles, encourage modes with less environmental impact, and reduce both the number and length of motorized journeys. The promotion of development in centralized and accessible areas (by modes other than private cars) is explicitly stated. These sort of policies are certainly consistent with the goals of the White Paper.

Interestingly, if land use policy were completely effective one would expect capacity enhancements to result in less induced travel. This assumes that land use planning can effectively disconnect the response of developers to changes in the transport

⁷ In the US the National Cooperative Highway Research Program (project number 25-21) is conducting similar research geared at looking at the air quality impacts of changes in traffic flow. The proposed methodologies are quite comprehensive and will be equivalent to updating four step travel demand models and integrating them with land use and modal emissions models to account for induced travel effects and changes in vehicle dynamics.

⁸ Parliamentary Record of the House of Commons, Hansard column 808 - 6 December 1996, HMSO: London.

network. Induced travel impacts would then be limited to changes in the number of trips, routes, destinations, and modes. Some relocation of activities could still occur, but one wouldn't expect major sprawl development to occur (unless this is part of the land use plan). In theory, one could argue that effective land use planning would allow capacity enhancements to capture travel time reduction benefits more effectively. As shown previously, Rodier et al. (2001) estimate that 50% of induced travel effects occur if land use does not change in reaction to expanded capacity.

In July 2000 the UK government released a 10 year transport plan (DETR, 2000) following up on many of the policy documents issued in recent years. The plan outlines the proposed investment strategy for surface transport over the next 10 years. While the text of the document is generally consistent with the integrated transport policy of the original 1997 Transport White Paper, an analysis of the actual expenditure plan is not quite consistent with the White Paper's policy. Of about £121 Billion of public expenditure proposed over the 10 year period, over 45% is devoted to trunk and local roads and slightly more devoted to rail and public transport (annex 1 of DETR, 2000). While not all of the road spending is devoted to new capacity, there is an explicit target of widening 5% of the trunk road network, construction of 30 bypasses, and 80 major schemes to reduce congestion. The Transport Plan acknowledges that construction of new road capacity is not the solution to congestion problems, but the overall investment focus appears to disregard potential induced travel effects (including stating that congestion reduction is a specific goal).

Despite this major increase in spending on road projects, the Transport Plan also includes increases in rail and public transport expenditures. Local Authorities will also be required to develop integrated Local Transport Plans, improving of planning that focused around specific schemes. In addition, these Plans provide a mechanism for using transport funding to help address the needs of Air Quality Improvement Plans also required of Local Authorities.

The Transport Plan also allows Local Authorities to plan and implement congestion charging and/or workplace parking schemes. The Greater London Authority has also been empowered to implement a congestion charging scheme for which active

planning is currently in progress. These ideas are consistent with a recognition of the need to price demand to relieve congestion without inducing new travel.

Overall the 10 year Transport Plan attempts to distribute substantial increases in public spending to many beneficiaries. While increases in road spending are significant, public transport and rail systems also are receiving substantial increases. Other than the potential for various congestion charging schemes, the overall plan does not appear to fully integrate much of the knowledge of induced travel effects developed in recent years.

Transportation and Environmental Policy in the US

Within the last decade, the general trend in policies of the US Federal government has been to better integrate transportation policy with environmental policy. This trend began with passage of the Intermodal Surface Transportation Efficiency Act (ISTEA) in 1991. Perhaps the two most significant examples of the integration of transportation and environmental policy has been the establishment of the Congestion Mitigation and Air Quality program which dedicates specific funding for projects that improve air quality. In addition, the Clean Air Act Amendments (CAAA) of 1990 strengthened the requirement that metropolitan transportation investment programs “conform” with state implementation plans for achieving the National Ambient Air Quality Standards. This requires that the mobile source emissions “budget” can not be made worse by the planned transportation system. Naturally this involves forecasting and modeling of transportation systems and has spurred much research into developing models that can actually measure and estimate these effects.

More recently the Transportation Equity Act for the 21st Century (TEA-21) of 1998 has continued both the CMAQ program and the transportation air quality conformity requirements. In addition this legislation required the US Department of Transportation to institute a “streamlined” process for transportation project facilitation and delivery. The Department of Transportation has interpreted these “streamlining” provisions as a means to encourage earlier consideration of environmental issues in the transportation planning and project development process.

Review of the environmental impact of Federal projects is one of EPA’s major roles as specified by the National Environmental Policy Act (NEPA) of 1970.

Environmental Impact Statements (EIS) for Federal projects are developed by the lead

agency (the Federal Highway Administration in the case of highway projects) but reviewed by EPA (as well as the general public). The role of the EIS is to provide information to decision-makers and the public about the environmental impact of projects and possible alternatives. The alternatives analyzed are generally minor (e.g. changes in routing or alternative mitigation strategies). Major decisions on project scope have already been pre-determined at earlier phases of the transportation planning process, often without undergoing significant environmental review. Projects are often delayed due to the inadequacy of early stages of decision making that preclude the consideration of a broad range of alternatives. This is the element that the “streamlining” provisions are aimed at correcting.

Environmental Impact Statements specify and define the goal for the specific project.⁹ The goal of many transportation projects is to reduce congestion; however, the studies cited above strongly suggest that adding highway capacity will not be an effective solution for achieving long-term congestion reduction goals. Alternative approaches may be far more effective than merely adding more capacity. For example, a more realistic approach to actually controlling congestion would be to propose congestion pricing on existing road capacity (as an alternative to new capacity construction). Provision of transit services and redevelopment of existing land (e.g. brownfields and infill development) may also lead to less regional congestion, while also serving the needs of economic development (albeit on different parcels of land).

The research reviewed above suggests that adding highway capacity will facilitate development either on previously undeveloped land or more intensive development near the proposed project. The linkage of development impacts to specific transportation projects requires an analysis of the cumulative and secondary impacts of the project. Regulations promulgated by the Council on Environmental Quality (CEQ, 1987) require the assessment of cumulative impacts. Many Environmental Impact Statements for highway projects currently do not conduct a high quality analysis of cumulative effects (i.e., the land development impacts that are induced by the project). In addition, many highway projects are analyzed in segments, rather than as an entire corridor which would tend to underestimate the potential cumulative effects in the long run.

⁹ EIS terminology defines project goals under the "purpose and need" of an EIS.

Long run development impacts also suggest that project goals should be defined exclusively with regard to land development objectives, not congestion reduction. This type of justification is normally avoided by transportation agencies. An assessment of transportation projects based upon their land development impacts obviously creates more political tension in the promotion of transportation projects. The business community and developers are generally very active in many localities in promoting projects that increase access to undeveloped land and resulting economic development on that land. A more detailed analysis of how transportation projects interact with land development is essential information that is needed to improve decision-making and the environmental outcomes of specific projects.

If congestion relief is not the stated goal of a project this would also imply that alternatives to capacity expansion might be more appropriate. For example, if broad economic development and sustainability goals are stated as goals within a corridor EIS, then the possible range of solutions may expand well beyond the analysis of highway options or even beyond other transport options.

As mentioned previously, the CAAA requires transportation plans to be in conformity with State Implementation Plans for meeting the National Ambient Air Quality Standards (NAAQS). What this means is that states and metropolitan planning organizations must forecast the impact of transportation plans (i.e., a collection of many different projects) on total emissions of criteria pollutants (NO_x, VOC, CO, and PM-10).

Regional transportation planning agencies (or the states) generally maintain a system of models to forecast and evaluate the impact of transportation projects and plans. These models are usually deficient in accurately forecasting emissions (TRB, 1995) partly because they do not adequately account for both short run and long run induced travel effects. This can be partly corrected by building feedback mechanisms into the models to at least account for some of the short-run impacts (Johnston & Ceerla, 1996a). Air quality regulations already require this step for conformity analysis, though actual practice has generally not kept pace with the regulatory requirement.

Some EPA regions are working with metropolitan planning organizations to improve the state of the practice in the modeling of transportation impacts, in particular the impacts on land development. Various modeling packages (none of which are ideal)

are available to provide estimates of land development changes induced by transportation and accessibility changes.¹⁰ Improved modeling of these impacts would provide decision makers with far better information on the short-run and long-run emissions impact of alternative transportation plans and are critical for developing State Implementation Plans that will actually help bring a region into attainment of the NAAQS. Project selection criteria would also be vastly improved, as shown by Johnston and Ceerla (1996a, 1996b).

The Department of Transportation is also incorporating measures of induced travel demand into their Highway Economics Requirement System (HERS) which attempts to determine total financial needs for the US highway system using a cost benefit analysis approach (US DOT, 1999). This model includes travel demand elasticities of 1.0 in the short run and 1.6 in the long run with respect to total user costs. These are used as elasticities for individual links on the highway network and therefore include route shifts that may not represent induced VMT effects. Previously the HERS model had used a short run elasticity of 0.8 and a long run elasticity of 1.0. These adjustments were made in the most recent report after an external review of the model was conducted. US DOT (1999) states that they would expect network elasticities to be lower. The inclusion of these user cost elasticities in the HERS model allows estimated VMT growth to respond to changes in recommended investment levels. For example, average annual VMT growth (over 20 years) for large urbanized areas is estimated to be 1.66% if annual average investments are \$46.3 Billion while an investment level of \$94.0 Billion could result in VMT growth of 2.06% annually. It is unclear, however, how this analysis actually influences the allocation of investment from the Federal government. While TEA-21 authorized spending levels for transportation, subsequent annual appropriations of funds have been linked to annual gasoline tax revenues with no consideration of how investment levels may affect VMT growth. In fact, US DOT (1999) suggests that investment needed to maintain current conditions, estimated using the HERS model, is generally higher than actual investment by both the Federal and State governments.

Therefore, while the theoretical basis of induced travel effects appears to be acknowledged by the US DOT, the actual investment of Federal dollars is still largely

¹⁰ A good review of these models is contained in Parsons Brinckerhoff Quade & Douglas (1999).

driven by political imperatives (such as demands for congestion reduction) and the levels of revenue collected by the Federal gasoline tax. US DOT does not make decisions on specific projects since these are made by state Departments of Transportation and sometimes by local Metropolitan Planning Organizations. However, the availability of funding and the incentives this provides to state governments by providing an 80% match to local funding can certainly bias decision making.

Boarnet & Haughwot (2000) suggest that radical reform of the Federal role in highway funding might be an effective policy for changing urban development patterns. They suggest that if local metropolitan areas spent local money (rather than Federal or even state money), that cost benefit analysis would be conducted and that ultimately local decision-makers would choose better projects.

Even without this type of radical reform, the science and economics of induced travel effects are being recognized at the project level through the requirements of NEPA and the CAAA conformity requirements. These statutory and legal requirements are beginning to have an impact on policy for certain specific projects. While Federal money may currently distort decision-making, Federal regulations may be able to improve decision-making (Downing & Noland, 1998).

The US debate on these issues is fundamentally tied to issues of community livability and sprawl development. Suburban congestion has been linked to sprawl development patterns by those promoting “livability”. It is clear from much of the induced travel research that increasing road capacity tends to encourage sprawl development while also being ineffective at solving congestion problems. Despite this clear linkage, TEA-21 still authorizes tremendous resources to new highway construction, potentially undermining other efforts to achieve “livability” goals.

CONCLUSIONS

The research evidence on induced travel effects clearly shows that behavioural responses are real and can have significant impacts on the congestion reduction benefits of capacity expansion projects. Both in the US and the UK research efforts are underway to improve modeling and assessment tools to measure the impacts of these effects. Transport policy is also gradually changing in both countries. UK policy appears to have been more

influenced by this research, primarily through the abandonment of forecasting based on a “predict and provide” philosophy. In the US, national policy has aimed to be more inter-modal in perspective, but in practice funding incentives and political inertia have made major change difficult. Much of the change in US policy is actually beginning to occur due to more detailed analysis at the project level of induced travel and induced development impacts. In both countries, these changes are being driven by environmental concerns. In the US environmental statutes are enabling much of the change at the project assessment level rather than from directives specified by the Federal government.

Overall, the new knowledge being developed of how infrastructure affects travel behaviour and land use patterns will hopefully lead to actual implementation of improved policies and project selection allowing greater choices for individuals using the transport network.

ACKNOWLEDGEMENTS AND DISCLAIMER

We would like to thank those many individuals who have contributed to the debate on these issues and the insights they have provided. In particular we would like to thank Robert Johnston, Todd Litman, Phil Goodwin, Lewis Fulton and Stuart Porter for providing helpful suggestions for improving this paper. The authors take full responsibility for any errors or omissions. The conclusions and opinions expressed in this paper do not necessarily represent the views of the US Environmental Protection Agency or the US government.

REFERENCES

- Arnott, Richard and Kenneth Small, 1994, The Economics of Traffic Congestion, *American Scientist*, 82: 446-455.
- Aschauer, David A., 1989, “Is Public Expenditure Productive?”, *Journal of Monetary Economics*, 23: 177-200.

- Barr, Lawrence C., 2000, Testing for the Significance of Induced Highway Travel Demand in Metropolitan Areas, forthcoming in Transportation Research Record.
- Boarnet, Marlon, 1997, Highways and Economic Productivity: Interpreting Recent Evidence, *Journal of Planning Literature*, 11: 476-486.
- Boarnet, Marlon, 1998, Spillovers and the Locational Effect of Public Infrastructure, *Journal of Regional Science*, 38(3): 381-400.
- Boarnet, Marlon G. and Andrew F. Haughwot, 2000, Do Highways Matter? Evidence and Policy Implications of Highways' Influence on Metropolitan Development, The Brookings Institution Center on Urban and Metropolitan Policy, Washington, DC.
- Downs, Anthony, 1992, *Stuck in Traffic: Coping with Peak-Hour Traffic Congestion*, The Brookings Institution: Washington, DC.
- Cairns, Sally, Carmen Hass-Klau and Phil Goodwin, 1998, *Traffic Impact of Highway Capacity Reductions: Assessment of the Evidence*, Landor Publishing: London.
- Cervero, Robert and Mark Hansen, 2001, Road Supply-Demand Relationships: Sorting Out Causal Linkages, paper submitted to the 80th Annual Meeting of the Transportation Research Board.
- Chandra, Amitabh and Eric Thompson, 2000, Does Public Infrastructure Affect Economic Activity? Evidence from the Rural Interstate Highway System, *Regional Science and Urban Economics*, 30: 457-490.
- Chu, Xuehao, 2000, Highway Capacity and Areawide Congestion, Paper no. 00-1506, presented at the 79th Annual Meeting of the Transportation Research Board.
- Council on Environmental Quality, 1987, Regulations for Implementing the Procedural Provisions of the National Environmental Policy Act, 40 CFR parts 1500-1508.
- Department of the Environment, 1994, *Planning Policy Guidance: Transport*, PPG 13, HMSO: London.
- DETR, 1994, *Guidance on Induced Traffic*, Guidance Note 1/95, HETA Division, 14th December 1994.
- DETR, 1998a, *A New Deal for Transport: Better for Everyone*, TSO, London.
- DETR, 1998b, *A New Deal for Trunk Roads in England: Understanding the New Approach to Appraisal*, TSO, London.
- DETR, 1998c, *A New Deal for Trunk Roads in England*, TSO, London.
- DETR, 2000, Transport 2010: The 10 Year Plan , TSO, London
(www.detr.gov.uk/trans2010/index.htm).

Downing, Donna, and Robert B. Noland, 1998, Environmental Consequences of Reducing the Federal Role in Transportation: Legal Framework, *Transportation Research Record* 1626

EEA (Energy and Environmental Analysis, Inc.), 1999, Measuring Induced Travel Demand from Roadway Capacity Expansion: An Empirical Analysis of the US Mid-Atlantic Region, Final Report, U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Fulton, Lewis M., Daniel J. Meszler, Robert B. Noland, and John V. Thomas, 2000, A Statistical Analysis of Induced Travel Effects in the US Mid-Atlantic Region, *Journal of Transportation and Statistics*, 3(1): 1-14.

Goodwin, Phil B., 1992, A Review of Demand Elasticities with Special Reference to Short and Long Run Effects of Price Changes, *Journal of Transport Economics and Policy*, 26(2): 155-169.

Goodwin, Phil B., 1996, Empirical evidence on induced traffic, a review and synthesis, *Transportation*, 23: 35-54.

Goodwin, Phil, 1999, Transformation of Transport Policy in Great Britain, *Transportation Research A*, 33: 655-669.

Gordon, Peter, and Harry W. Richardson, 1994, Congestion trends in metropolitan areas. In *Curbing gridlock: Peak-period fees to relieve traffic congestion volume 2*, National Research Council, Washington, DC: National Academy Press: 1-31.

Hansen, Mark, David Gillen, Allison Dobbins, Yuanlin Huang and Mohnish Puvathingal, 1993, The Air Quality Impacts of Urban Highway Capacity Expansion: Traffic Generation and Land Use Change, Institute of Transportation Studies, University of California, Berkeley, ISSN 0192 4095.

Hansen, Mark and Yuanlin Huang, 1997, Road supply and traffic in California urban areas, *Transportation Research A*, 31: 205-218.

Heanue, Kevin, 1998, Highway Capacity and Induced Travel: Issues, Evidence and Implications, *Transportation Research Circular*, no. 481, Transportation Research Board, National Research Council.

Highways Agency, 1997, *Design Manual for Roads and Bridges*, Volume 12, Section 2, Part 2: Induced Traffic Appraisal.
(<http://www.official-documents.co.uk/document/ha/dmrb/index.htm>)

Hills, Peter J., 1996, What is induced traffic?, *Transportation*, 23: 5-16.

Johnston, Jack and John DiNardo, 1997, *Econometric methods*, 4th edition, McGraw-Hill, New York.

- Johnston, Robert and Raju Ceerla, 1996a, The Effects of New High-Occupancy Vehicle Lanes on Travel and Emissions, *Transportation Research A*, 30(1): 35-50.
- Johnston, Robert and Raju Ceerla, 1996b, Travel Modeling with and without Feedback to Trip Distribution, *Journal of Transportation Engineering*, 122(1): 83-86.
- Kelejian, Harry H., and Dennis P. Robinson, 1994, "Infrastructure Productivity: A Razor's Edge", Working Paper No. 94-3, College Park, MD: University of Maryland, Dept. of Economics.
- Litman, Todd, forthcoming, Generated Traffic: Implications for Transport Planning, *ITE Journal*.
- Mills, Edwin S. and Bruce W. Hamilton, 1994, *Urban Economics*, 5th Edition, New York: HarperCollins College Publishers.
- Mogridge, M.J.H., D.J. Holden, J. Bird and G.C. Terzis, 1987, The Downs/Thomson Paradox and the Transportation Planning Process, *International Journal of Transport Economics*, 14(3): 283-311.
- Nadiri, Ishaq and Theofanis P. Mamuneas, 1998, *Contribution of Highway Capital to Output and Productivity Growth in the US Economy and Industries*, report prepared for the Federal Highway Administration, Office of Transportation Policy Studies, <http://www.fhwa.dot.gov/policy/gro98cvt.htm>
- Nellthorp, J. and P.J. Mackie, 2000, The UK Roads Review – A Hedonic Model of Decision Making, *Transport Policy*, 7: 127-138.
- Noland, Robert B., 2001, Relationships Between Highway Capacity and Induced Vehicle Travel, *Transportation Research A*, 35(1): 47-72.
- Noland, Robert B., and William A. Cowart, 2000, Analysis of Metropolitan Highway Capacity and the Growth in Vehicle Miles of Travel, *Transportation*, 27(4): 363-390.
- Parsons Brinckerhoff Quade & Douglas, Inc., 1999, *Report 423A, Land Use Impacts of Transportation: A Guidebook*, National Cooperative Research Program, Transportation Research Board, National Research Council, National Academy Press: Washington, DC.
- Price, Andrew, The New Approach to Appraisal of Road Projects in England, *Journal of Transport Economics and Policy*, 33(2): 221-6.
- Rodier, Caroline J., John E. Abraham, and Robert A. Johnston, 2001, Anatomy of Induced Travel: Using an Integrated Land Use and Transportation Model, Working Paper, submitted to the 80th Annual Meeting of the Transportation Research Board.

Rodier, Caroline J. and Robert A. Johnston, 2001, Uncertain Socioeconomic Projections Used in Travel and Emissions Models: Could Plausible Errors Result in Air Quality Nonconformity?, Working Paper, submitted to the 80th Annual Meeting of the Transportation Research Board.

SACTRA, 1994, *Trunk roads and the generation of traffic*, Department of Transport, Standing Advisory Committee on Trunk Road Assessment, London.

Schrank, David L. and Timothy J. Lomax, 1997, Urban Roadway Congestion – 1982 to 1994, Volume 2: Methodology and Urbanized Area Data, Research Report 1131-9, Texas Transportation Institute, College Station, TX.

Small, Kenneth A., 1992, *Urban transportation economics*, Harwood Academic Publishers, Chur, Switzerland.

Strathman, James G., Kenneth J. Dueker, Thomas Sanchez, Jihong Zhang, and Anne-Elizabeth Riis, 2000, “Analysis of Induced Travel in the 1995 NPTS”, final technical report to the US Environmental Protection Agency, Office of Transportation and Air Quality.

Tatom, John A., 1991, “Public Capital and Private Sector Performance”, *St. Louis Federal Reserve Bank Review*, 73: 3-15.

Transportation Research Board, 1995, *Expanding metropolitan highways: implications for air quality and energy use*, Special report 245, National Research Council, National Academy Press, Washington, DC.

US DOT, 1999, *1999 Status of the Nation’s Highways, Bridges and Transit: Conditions and Performance*, Report to Congress.

Zahavi, Yacov and James M. Ryan, 1980, Stability of Travel Components over Time, *Transportation Research Record*, 750: 19-26.

Zahavi, Yacov and Antti Talvitie, 1980, Regularities in Travel Time and Money Expenditures, *Transportation Research Record*, 750: 13-19.

Table 1
Seemingly Unrelated Regression by Road Type and Urban/rural area: distributed lag model

Dependent variable is log of VMT by road type Lane miles are by road type per capita	urban interstates	urban arterials	urban collectors	rural interstates	rural arterials	rural collectors
LN(VMT, lagged one year)	0.464 (17.981)	0.370 (12.915)	0.528 (20.251)	0.669 (30.774)	0.485 (16.658)	0.649 (21.658)
LN(urban interstate lane miles, per capita)	0.439 (17.136)					
LN(urban arterial lane miles, per capita)		0.498 (18.002)				
LN(urban collector lane miles, per capita)			0.513 (15.097)			
LN(rural interstate lane miles, per capita)				0.234 (6.473)		
LN(rural arterial lane miles, per capita)					0.369 (10.621)	
LN(rural collector lane miles, per capita)						0.407 (6.726)
LN(population)	0.625 (9.561)	0.652 (10.279)	0.690 (6.645)	0.250 (4.057)	0.509 (8.159)	0.307 (2.950)
LN(per capita income)	0.748 (12.227)	0.489 (9.788)	0.328 (3.545)	0.531 (9.858)	0.630 (11.450)	0.313 (4.387)
LN(cost per BTU of fuel)	-0.085 (-4.191)	-0.047 (-2.308)	-0.019 (-0.478)	-0.064 (-3.590)	-0.035 (-1.746)	-0.033 (-1.106)
Constant	-9.149 (-9.479)	-5.908 (-7.864)	-6.219 (-4.907)	-4.702 (-6.574)	-7.349 (-10.093)	-3.350 (-2.786)
N	583	583	583	583	583	583
Long run elasticities						
Lane miles per capita	0.819	0.790	1.087	0.707	0.717	1.160
Population	1.166	1.035	1.462	0.755	0.988	0.875
Personal income	1.396	0.776	0.695	1.604	1.223	0.892
Gasoline price	-0.159	-0.075	-0.040	-0.193	-0.068	-0.094

Table 2
Instrumental Variable (2 Stage Least Squares) Regressions

	(A)	(B)	(C)
LN(vmt per capita)	Instrument = LN(area)	Instrument = LN(area)	Instrument = LN(population / area)
LN(lane miles per capita)	0.760 (18.092)	0.289 (2.873)	1.944 (6.035)
LN(per capita income)	0.315 (6.198)	0.557 (8.051)	-0.135 (-0.798)
LN(fuel cost)	-0.005 (-0.179)	-0.023 (-0.713)	0.135 (2.186)
LN(population density)	-0.160 (-7.077)		
Constant	0.476 (0.887)	-3.193 (-4.701)	3.595 (2.224)
N	1050	1050	1050
Adjusted R ²	0.975	0.967	0.902

Table 3
Instrumental Variable Regressions (with fixed effects)

Dependent Variable: Growth in VMT	<i>All States</i>		<i>Maryland</i>		<i>North Carolina</i>		<i>Virginia</i>	
	Instrument = growth in lane miles over two years	Instrument = growth in lane miles over three years	Instrument = growth in lane miles over two years	Instrument = growth in lane miles over three years	Instrument = growth in lane miles over two years	Instrument = growth in lane miles over three years	Instrument = growth in lane miles over two years	Instrument = growth in lane miles over three years
Growth in Lane Miles	0.505 (4.823)	0.457 (2.796)	0.397 (1.972)	0.290 (0.948)	0.638 (6.491)	0.479 (3.705)	0.288 (4.405)	0.444 (4.958)
Growth in Population	0.031 (0.234)	0.031 (0.214)	0.251 (0.864)	0.219 (0.726)	0.166 (0.589)	0.387 (1.293)	0.120 (1.998)	0.114 (1.694)
Growth in per capita income	0.002 (0.037)	-0.028 (-0.372)	0.255 (1.923)	0.292 (2.047)	0.114 (1.423)	0.133 (1.573)	0.088 (2.232)	0.080 (1.959)
Constant	-0.003 (-0.148)	-0.004 (-0.176)	0.009 (0.451)	0.008 (0.396)	0.038 (1.900)	0.038 (1.824)	0.040 (3.098)	0.043 (3.222)
N	1980	1760	598	575	1000	900	2400	2304
Adjusted R ²	0.031	0.024	0.112	0.089	0.060	0.060	0.172	0.199

T-stats are in parentheses

County and time specific constants are omitted for brevity.

Table 4
Summary of Elasticity Estimates

Citation	Travel time elasticity	Lane mile elasticity	Type of model	Data used
Goodwin (1996); SACTRA (1994)	-0.5 - -1.0			Derived from gasoline price elasticities
Hansen & Huang (1997)		0.3 – 0.7	Time-series cross-sectional fixed effects	California County-level data
		0.5 – 0.9		California Metropolitan-level data
Noland (2001)		0.3 – 0.6 (short-run)	Time-series cross-sectional fixed effects	State-level data
		0.7 – 1.0 (long-run)		
		0.5 – 0.8	Difference model with fixed effects	
Noland & Cowart (2000)		0.8 – 1.0 (long-run)	Time-series cross-sectional fixed effects	Nationwide metropolitan-level data
		0.3	2 stage least squares with weak instrument	
Fulton et al. (2000)		0.3 – 0.5	2 stage least squares with good instrument	County level data from Maryland, Virginia, North Carolina, and DC
Cervero & Hansen (2001)		0.559	2 stage least squares with good instrument	County level data from California
Rodier et al. (2001)		0.8 – 1.1	Disaggregate modeling study	Sacramento regional data and modeling system
Strathman et al. (2000)		0.29	Cross-sectional model	NPTS data, individual-level, nationwide
Barr (2000)	-0.3 - -0.4		Cross-sectional model	NPTS data, individual-level, nationwide

Figure 1
Induced Travel

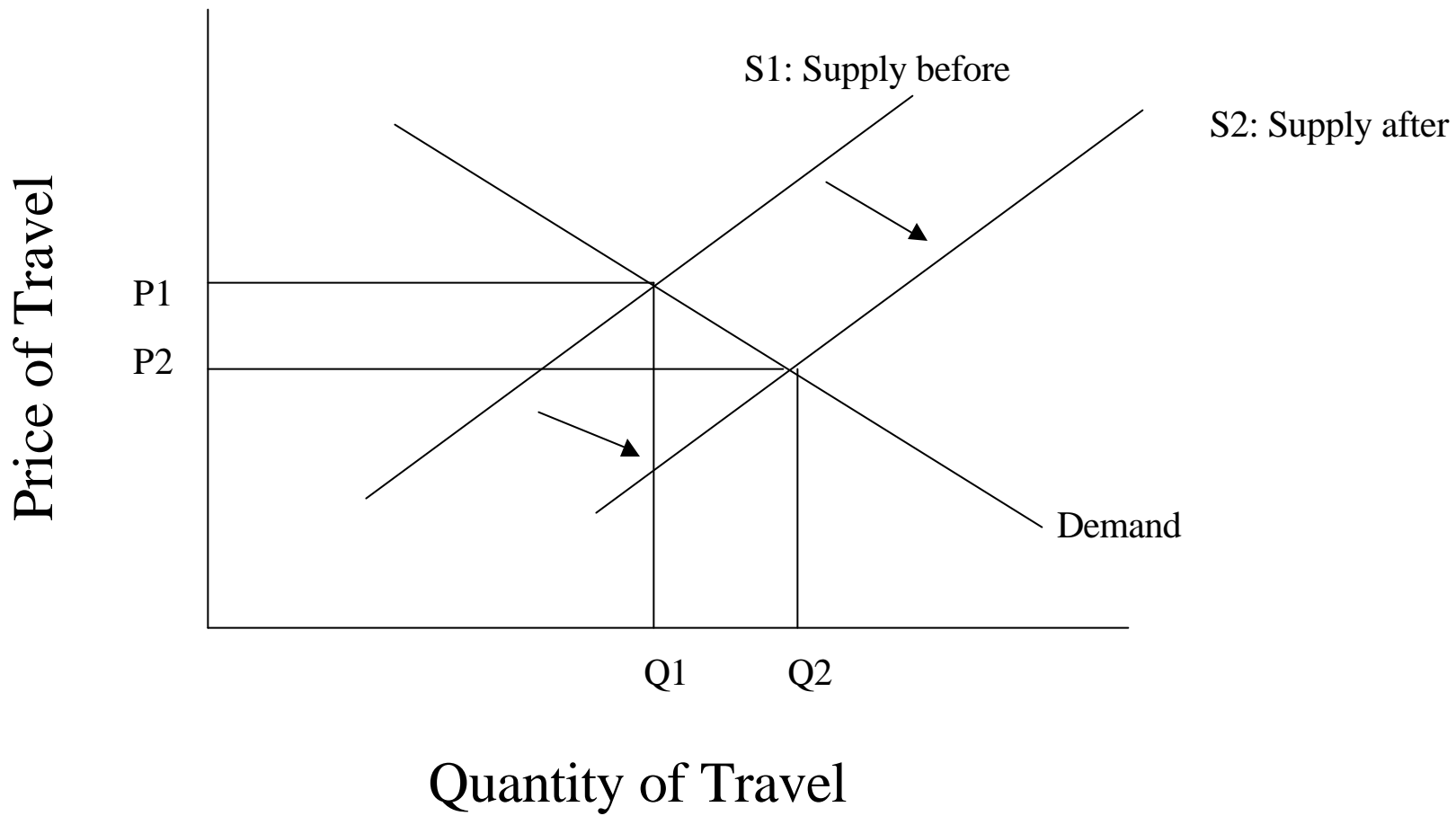
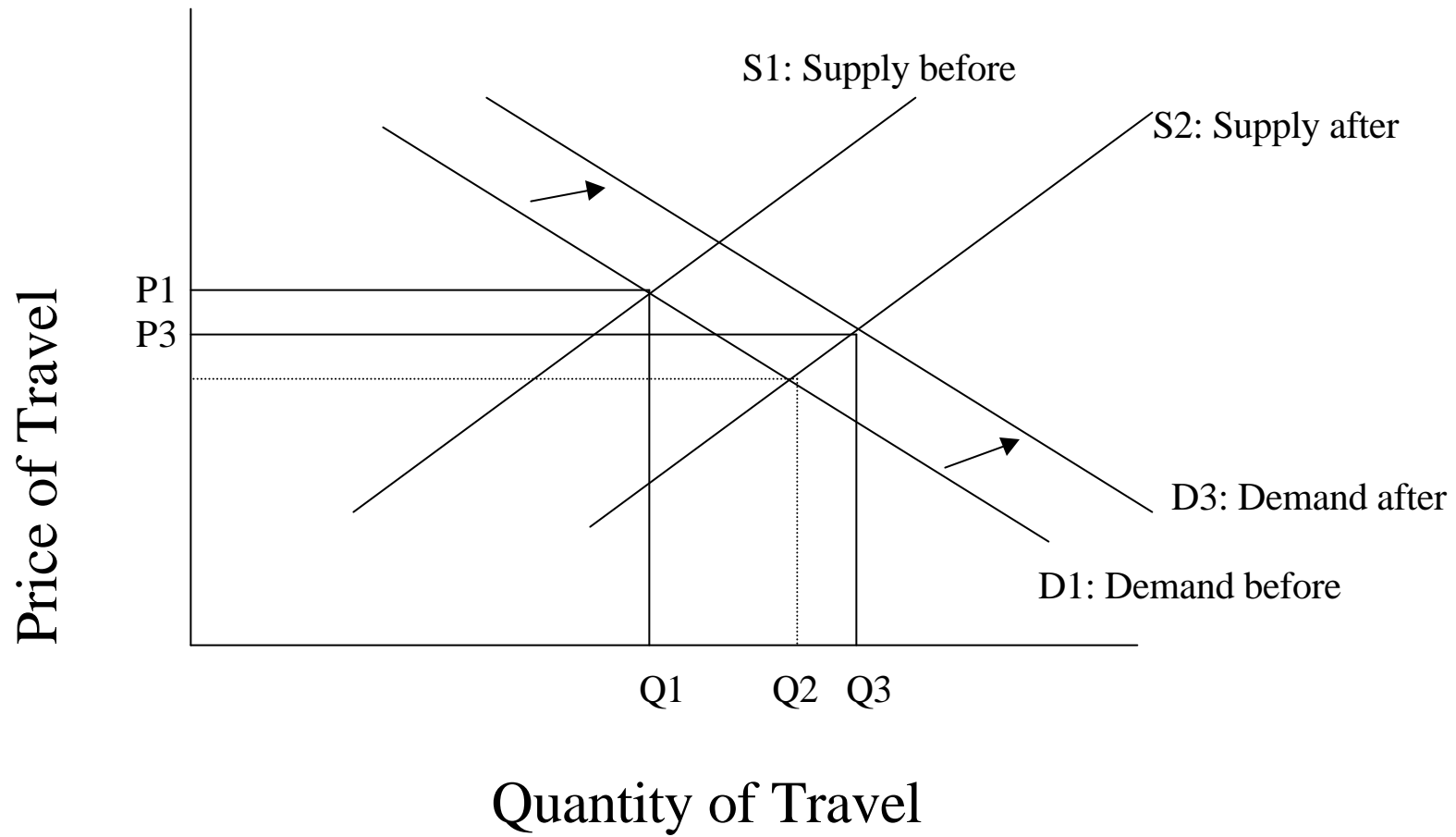


Figure 2

Induced Travel During Period of Underlying Growth in Demand



Depôt (en annexe du mémoire,
 en complément de sa présentation),
 Audiences publiques sur le plan d'urbanisme
 de la Ville de Montréal, 29 juin 2004.

Carte 5
 Espaces vacants et urbanisés et zone agricole décrétée, RMRM

