

CELLULE INTERREGIONALE DE L'ENVIRONNEMENT (CELINE)

*Informing you on ambient air quality in the Belgian Regions*

Avenue des Arts 10-11, 1210 Bruxelles

tel: 02/227.57.02 - fax: 02/227.56.99



Site internet : <http://www.irceline.be>

**Estimation de l'impact des émissions du Ring (R0)  
sur la qualité de l'air en Région bruxelloise**

Frans Fierens  
Charlotte Vanpoucke  
Olivier Brasseur

IRCEL-CELINE  
Avenue des Arts, 10-11  
1210 Bruxelles

Juin 2011

## Nederlandstalige samenvatting

In deze studie wordt de impact van het verkeer van de Brusselse Ring (R0) op de luchtkwaliteit in de directe omgeving van de Ring en in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest onderzocht. Hiervoor wordt het 'IFDM-traffic' computermodel gebruikt. Dit model (beschikbaar via <http://ifdmtraffic.rma.vito.be>) kan, met een hoge ruimtelijke resolutie, de impact van het verkeer op de luchtkwaliteit onderzoeken. Om de impact van de Brusselse Ring op de luchtkwaliteit in de onmiddellijke omgeving van de Ring en in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest te onderzoeken werden drie emissiescenario's doorgerekend :

- een scenario waarbij er geen verkeer meer is op de Brusselse ring
- een scenario waarbij het verkeer op de Brusselse ring met 20% toeneemt
- een scenario waarbij het verkeer op de Brusselse ring met 20% afneemt

Een vergelijking van deze drie scenario's met de huidige situatie (een referentiesimulatie) laat toe de impact van de Ring op de luchtkwaliteit te onderzoeken en dit voor drie verschillende luchtvervuilende stoffen :

- PM2.5 (fijn stof met een aërodynamische diameter van 2,5 µm)
- PM10 (fijn stof met een aërodynamische diameter van 10 µm)
- NO2 (stikstofdioxide)

De belangrijkste bevindingen en conclusies van de studie zijn de volgende :

- Het verkeer van de Ring heeft hoofdzakelijk een invloed in de zone die zich tot op 500 m van de snelweg bevindt. In deze zone wonen iets meer dan 60.000 mensen. Het verkeer op de Ring zorgt voor een bijdrage van 10 tot 60 µg/m<sup>3</sup> (of tot 80%) van de jaargemiddelde NO<sub>2</sub> concentraties in deze zone. De impact op de fijnstofconcentraties in deze zone (PM<sub>2,5</sub> en PM<sub>10</sub>) is kleiner en bedraagt 1 tot 9 µg/m<sup>3</sup> (of tot 30%). Uit Amerikaans onderzoek blijkt dat kinderen die opgroeiden op minder dan 500 meter van een drukke snelweg, een significant lagere longfunctie ontwikkelden dan kinderen die opgroeiden op meer dan 1500 meter van een drukke verkeersweg.
- In de zone tussen 500m en 3000m is de impact van het verkeer op de Ring kleiner voor fijn stof, maar ze blijft belangrijk voor NO<sub>2</sub> (gemiddeld wordt daar nog 10% van de NO<sub>2</sub> concentraties bepaald door de verkeersemisies op de Ring). In deze zone wonen 608.000 mensen.
- Verder dan 3000 m van de Ring is de impact klein (nog 5% van de NO<sub>2</sub> concentraties wordt er bepaald door de verkeersemisies op de Ring) en quasi verwaarloosbaar voor fijn stof. De impact van het verkeer van de Brusselse Ring op de luchtkwaliteit in het centrum van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest is dus klein.

*Aan een volledige Nederlandstalige versie van dit rapport wordt gewerkt. Deze zal in de loop van september 2011 beschikbaar zijn.*

## 1. Objectif

La présente étude a pour objectif d'estimer l'impact des émissions polluantes issues des véhicules circulant sur le Ring sur la qualité de l'air en Région bruxelloise. Les polluants pris en considération sont les particules fines (PM10 et PM2.5) et le dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) pour lesquels le respect des valeurs limites fixées par la directive 2008/50/CE demeure problématique dans certains postes de mesures bruxellois.

## 2. Méthodologie

La méthodologie choisie pour cette étude s'appuie sur la modélisation à haute résolution spatiale de la chimie et du transport des polluants. Plus précisément, les concentrations de polluants ont été déterminées en combinant le modèle régional de chimie-transport AURORA (Air quality modelling in Urban Regions using an Optimal Resolution Approach) avec le modèle bigaussien IFDM (Immission Frequency Distribution Model) :

- le modèle AURORA (De Ridder et al., 2004 ; Lefebvre et al., 2004 ; Mensink et al., 2001 et 2006) calcule la qualité de l'air sur les Régions bruxelloise et flamande à une résolution spatiale de 3 km. Pour optimiser la cohérence par rapport aux données d'observation, les sorties du modèle AURORA sont calibrées avec les cartes d'interpolation produites par RIO (Janssen et al., 2008) ;
- le modèle IFDM-Traffic (Bultynck and Malet, 1972 ; Olesen, 1995 ; Lefebvre et al., 2010 ; voir <http://pandora.meng.auth.gr/mds/showlong.php?id=50> pour une liste complète de références) est quant à lui utilisé pour raffiner la contribution du transport routier.

Grâce à une technique permettant d'éviter le double comptage, la combinaison des champs simulés par les modèles AURORA et IFDM-Traffic permet de dresser des cartes à une résolution spatiale de 50 m.

Les données d'émissions fournies en entrée des modèles proviennent du modèle d'émission MIMOSA 4, en accord avec les facteurs d'émissions prescrits dans COPERT IV et les intensités de trafic fournies par le modèle MMM (Multimodaal Model Vlaanderen).

De plus amples informations concernant le modèle IFDM-Traffic sont accessibles à partir du site internet repris ci-contre.

<http://ifdmtraffic.rma.vito.be>

IFDM-Traffic

Welkom bij IFDM-Traffic, de webapplicatie voor het doorrekenen van mobiliteitsscenario's naar luchtkwaliteit voor wegtransport op autosnelwegen, gewestwegen en buitenstedelijke wegen in Vlaanderen.

2007 - Jaargemiddelde NO<sub>2</sub> (µg/m<sup>3</sup>)

IFDM-Traffic werd in 2009-2010 door VITO ontwikkeld in opdracht van de Vlaamse overheid (departement Leefmilieu, Natuur en Energie) ter ondersteuning van de opmaak van milieu-effectrapportages en het Vlaamse luchtkwaliteitsbeleid. De output van IFDM-Traffic bestaat uit indicatoren (jaargemiddelden, aantal overschrijdingen van PM10-dag- en NO<sub>2</sub>-uurnormen, meest belangrijke percentielwaarden) voor PM10, PM2.5 en NO<sub>2</sub>. IFDM-Traffic berekent deze luchtconcentratie-indicatoren op basis van emissies ingeschat door het MIMOSA-model, het referentiemodel van de Vlaamse overheid. De gebruiker kan kiezen uit huidige en toekomstige (2015, 2020) vlootsamenstellingen en achtergrondconcentraties. Op de figuur hierboven ziet u de jaargemiddelde NO<sub>2</sub>-concentratie voor het jaar 2007 in Vlaanderen. Naast de luchtconcentraties levert IFDM-Traffic ook emissies voor de belangrijkste pollutanten voor het totale studiegebied.

© LINE, VITO, 2010

### 3. Scénarios d'émissions

Afin d'évaluer l'impact du Ring sur la qualité de l'air à Bruxelles, trois scénarios ont été considérés :

- **scénario 1** : *suppression complète* des émissions polluantes par les véhicules circulant sur le Ring autour de Bruxelles ; ce scénario permet d'estimer l'impact global du Ring ;
- **scénario 2** : *réduction de 20%* des polluants émis par les véhicules – toutes catégories confondues – circulant sur le Ring ;
- **scénario 3** : *augmentation de 20%* des polluants émis par les véhicules – toutes catégories confondues – circulant sur le Ring.

L'évaluation de scénarios d'émission est généralement réalisée par comparaison entre :

- une simulation de référence ;
- une simulation dans laquelle sont introduites les modifications sur les émissions.

La comparaison par simple différence entre les deux simulations précitées permet de s'affranchir des éventuels biais du modèle utilisé et ne met en exergue que les différences constatées sur les concentrations suite aux modifications imposées aux émissions du trafic sur le Ring.

Les simulations sont réalisées sur une période d'un an, de façon à disposer d'un échantillon représentatif de situations météorologiques. La présente étude a pris en considération l'année 2010.

### 4. Résultats

Les sous-sections suivantes présentent les résultats obtenus pour les trois scénarios d'émissions. En considérant le dioxyde d'azote et les particules fines, l'impact sur la qualité de l'air est estimé sur base des différences de concentrations entre la simulation modifiée au niveau des émissions et la simulation de référence.

Les résultats sont présentés de façon synthétique dans les tableaux, et sous une forme plus détaillée au moyen de cartes.

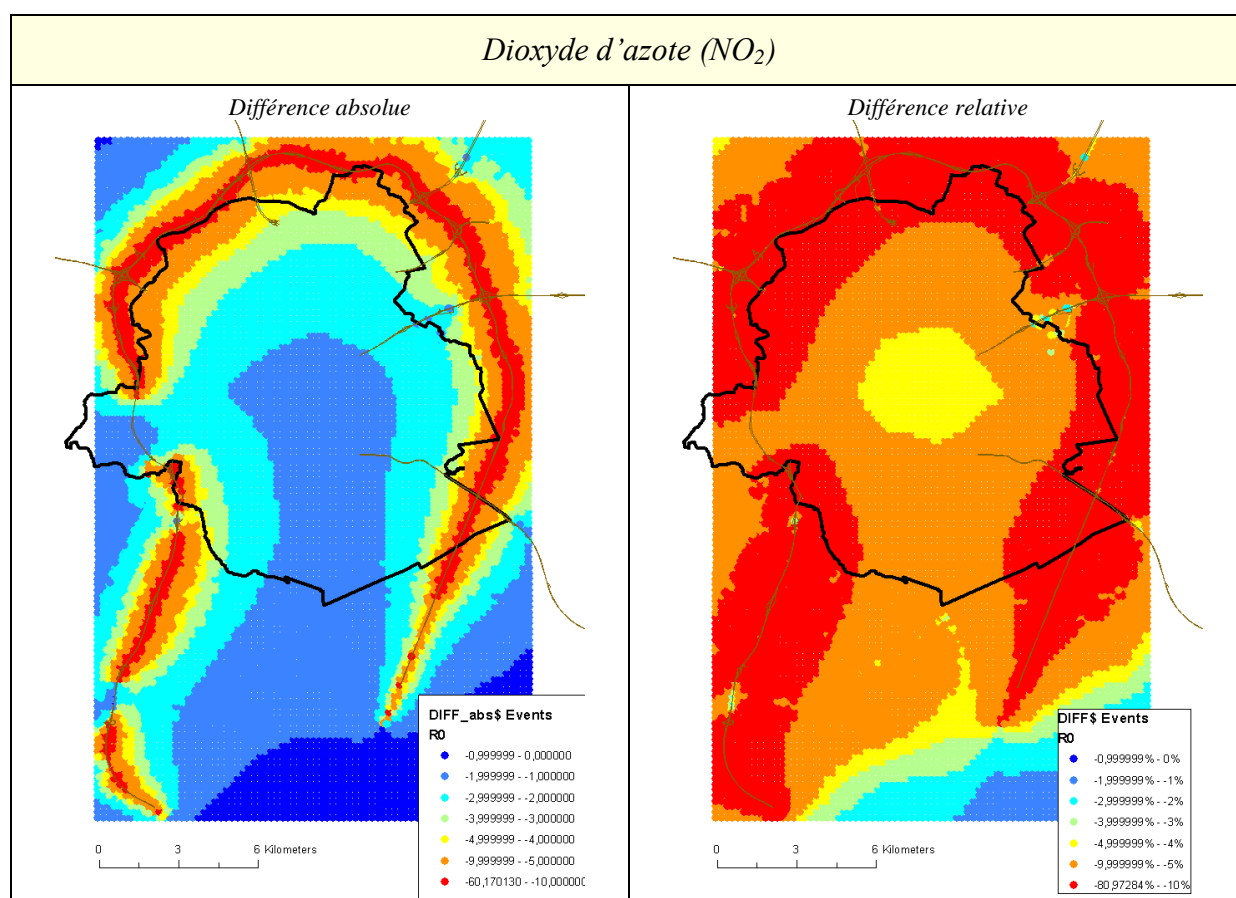
#### 4.a Scénario 1 : suppression totale des émissions du Ring

Le tableau ci-dessous résume l'impact estimé d'une suppression totale des émissions du Ring sur la qualité de l'air. L'estimation est donnée en 3 endroits spécifiques :

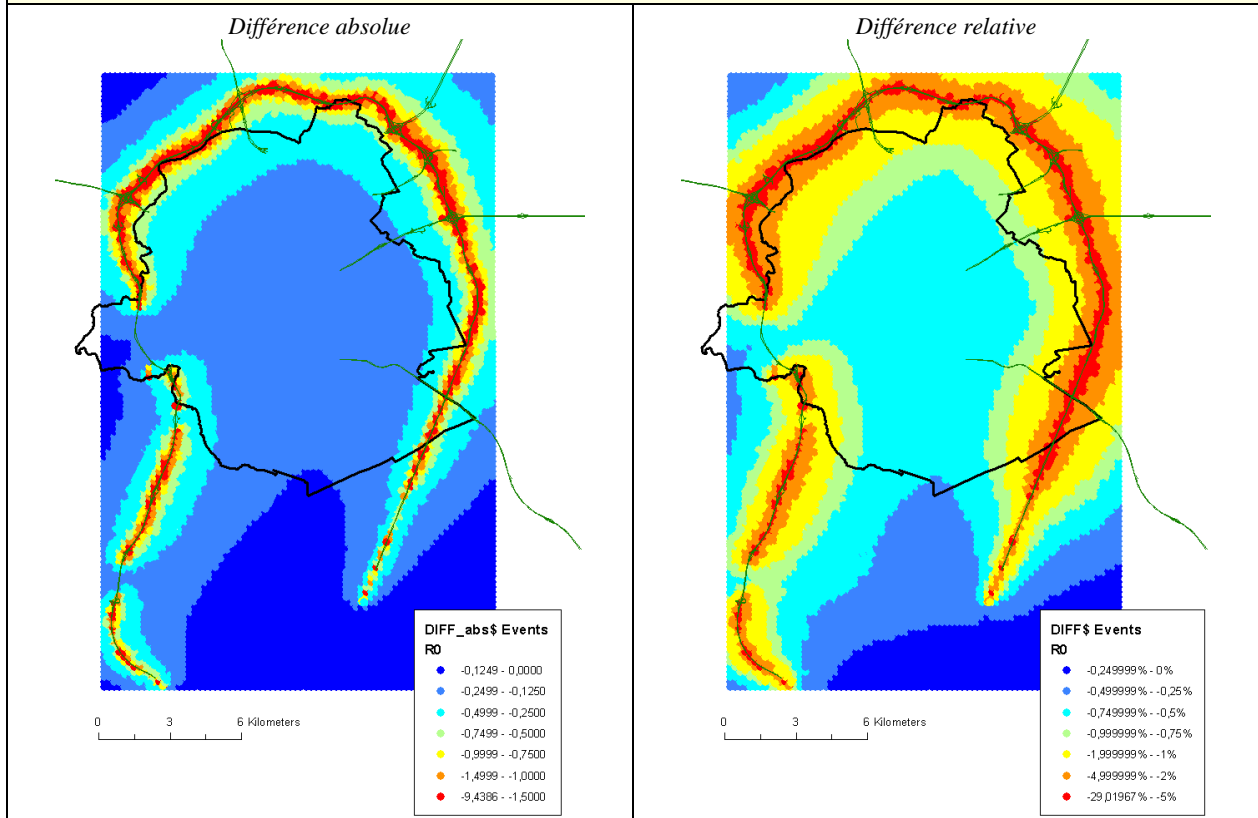
- au niveau du Ring, où l'impact sur la qualité de l'air est maximal ;
- en moyenne sur l'ensemble de la Région bruxelloise ;
- au centre de Bruxelles, dans une zone de 2 km x 2 km centrée sur le quartier européen, où l'impact du Ring est minimal.

	NO <sub>2</sub>	PM10	PM2.5
Ring	jusqu'à -80 % (-60 µg/m <sup>3</sup> )	jusqu'à -29 % (-9.4 µg/m <sup>3</sup> )	jusqu'à -32 % (-7.7 µg/m <sup>3</sup> )
Région bruxelloise	-12.2 % (-3.8 µg/m <sup>3</sup> )	-1.3 % (-0.3 µg/m <sup>3</sup> )	-1.5 % (-0.3 µg/m <sup>3</sup> )
Centre de Bruxelles (2 km x 2 km)	-4.4 % (-1.8 µg/m <sup>3</sup> )	-0.5 % (-0.1 µg/m <sup>3</sup> )	-0.6 % (-0.1 µg/m <sup>3</sup> )

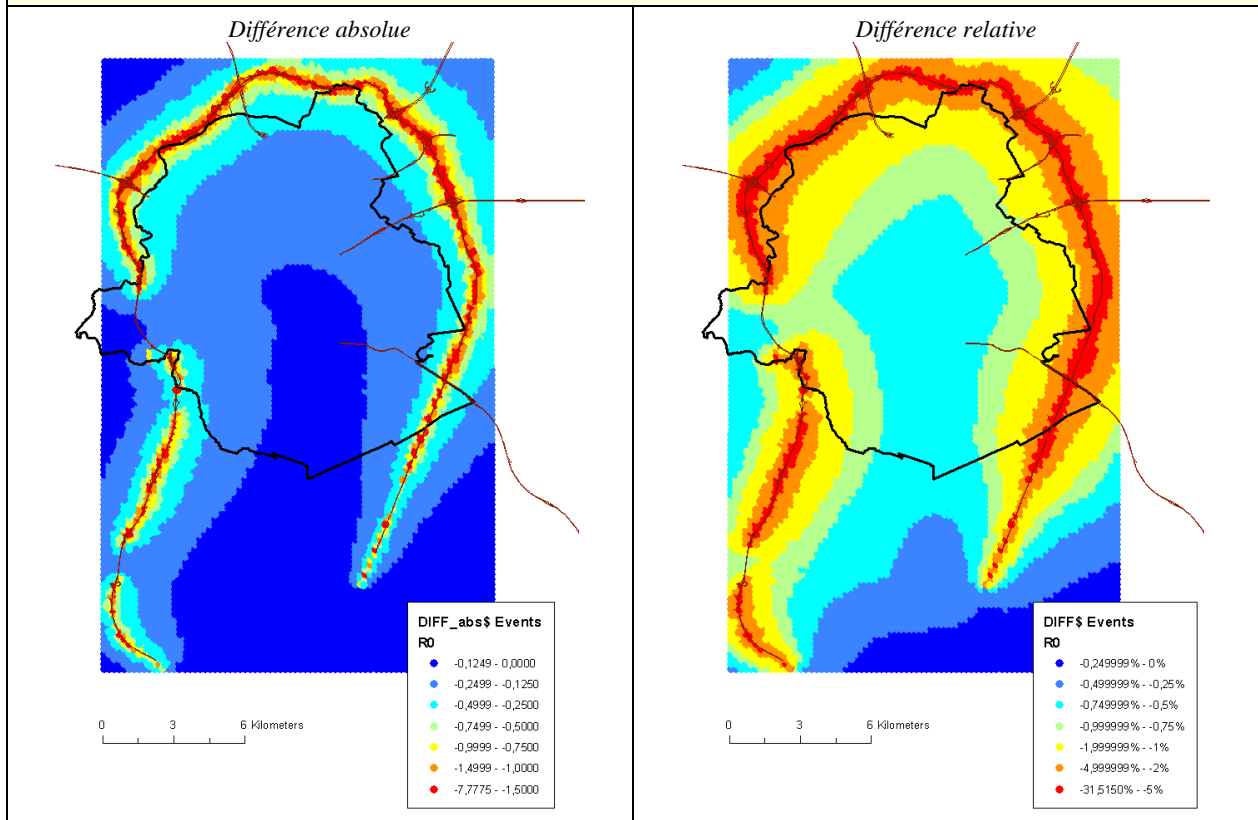
En considérant respectivement le dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) et les particules fines (PM10 et PM2.5), les figures ci-après montrent les différences de concentrations suite à la suppression des émissions du Ring. La figure de gauche représente les différences absolues exprimées en µg/m<sup>3</sup>, la figure de droite correspond aux différences relatives en %. Il est à noter que l'échelle de couleur n'est pas linéaire.



## Particules fines PM10



## Particules fines PM2.5



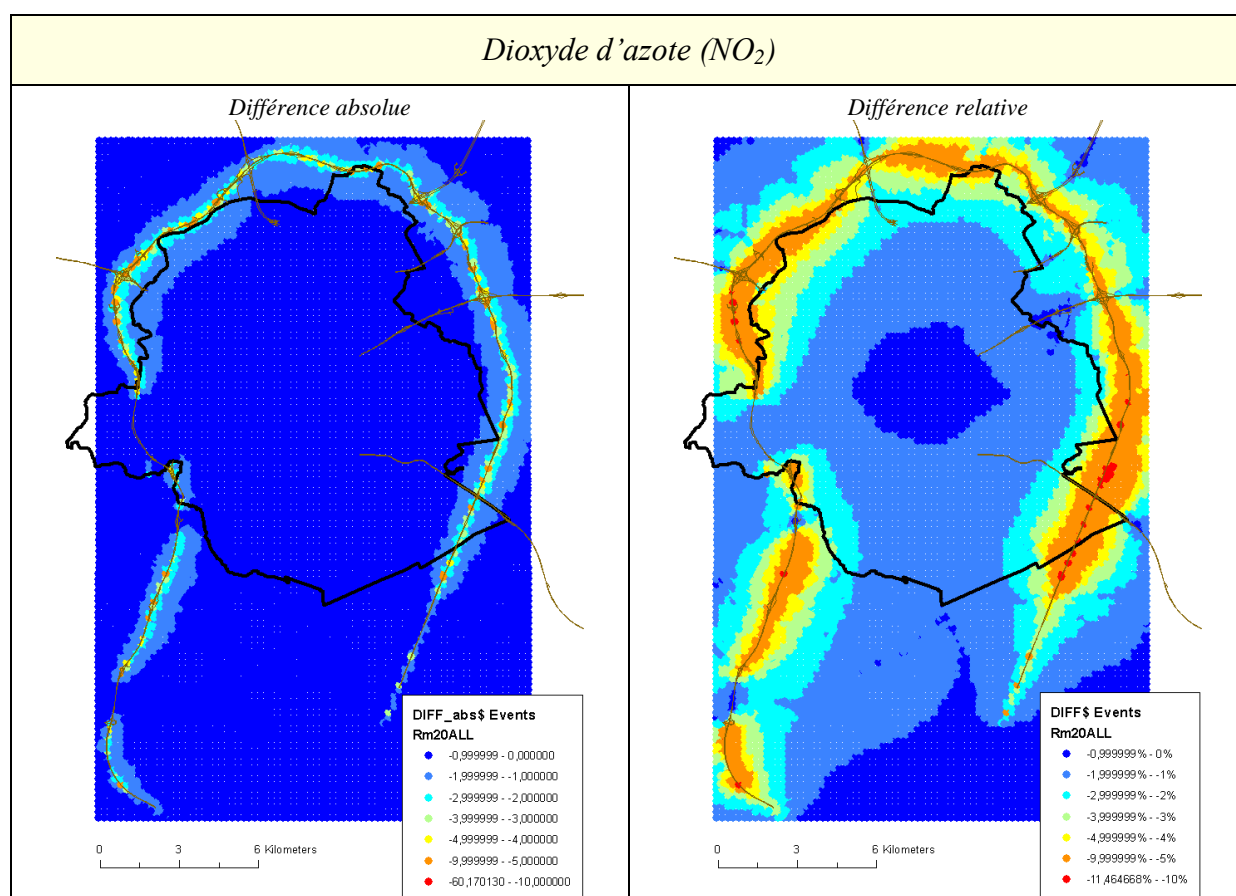
#### 4.b Scénario 2 : réduction de 20% des émissions du Ring

Le tableau ci-dessous résume l'impact estimé d'une diminution de 20% des émissions du Ring sur la qualité de l'air. L'estimation est donnée en 3 endroits spécifiques :

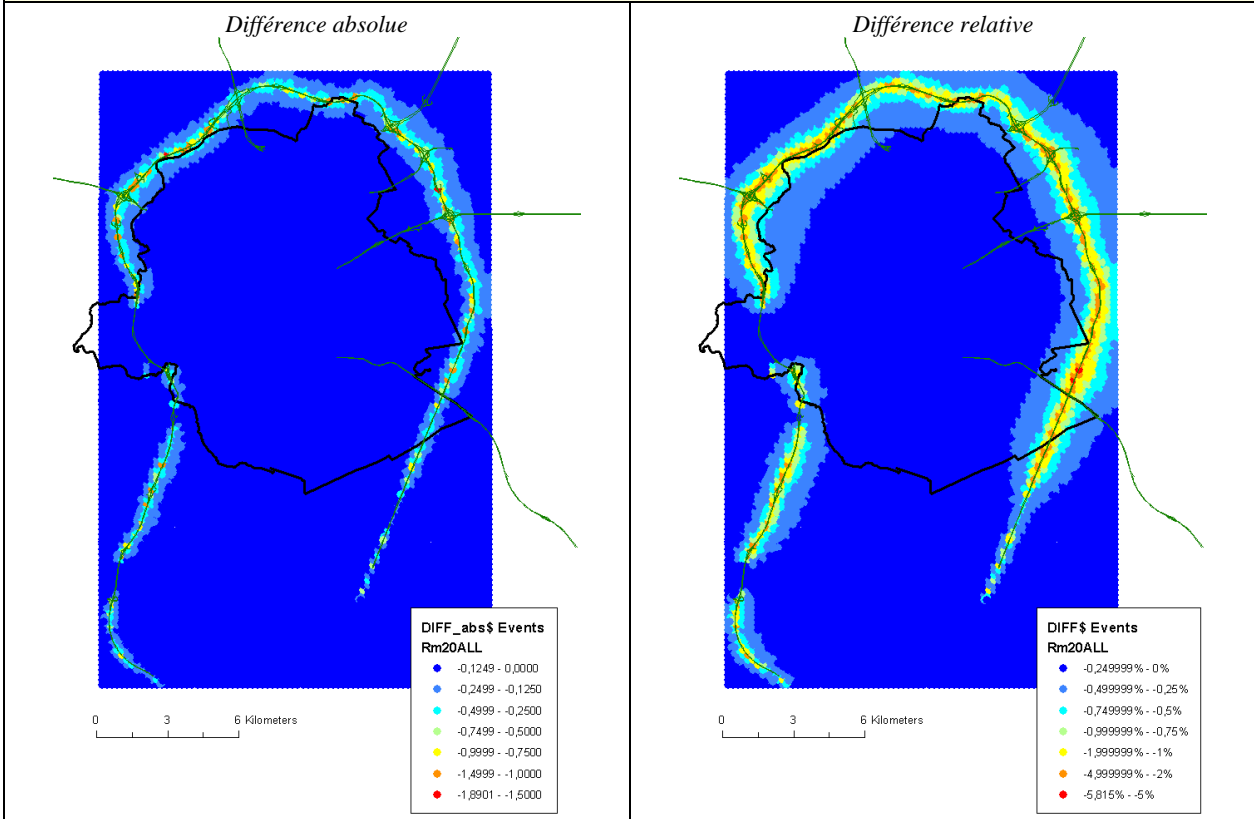
- au niveau du Ring, où l'impact sur la qualité de l'air est maximal ;
- en moyenne sur l'ensemble de la Région bruxelloise ;
- au centre de Bruxelles, dans une zone de 2 km x 2 km centrée sur le quartier européen, où l'impact du Ring est minimal.

	NO <sub>2</sub>	PM10	PM2.5
Ring	jusqu'à -11.5 % (-8.3 µg/m <sup>3</sup> )	jusqu'à -5.8 % (-1.9 µg/m <sup>3</sup> )	jusqu'à -6.3 % (-1.6 µg/m <sup>3</sup> )
Région bruxelloise	-2.3 % (-0.7 µg/m <sup>3</sup> )	-0.3 % (-0.1 µg/m <sup>3</sup> )	-0.3 % (-0.2 µg/m <sup>3</sup> )
Centre de Bruxelles (2 km x 2 km)	-0.9 % (-0.4 µg/m <sup>3</sup> )	-0.1 % (0.0 µg/m <sup>3</sup> )	-0.1 % (0.0 µg/m <sup>3</sup> )

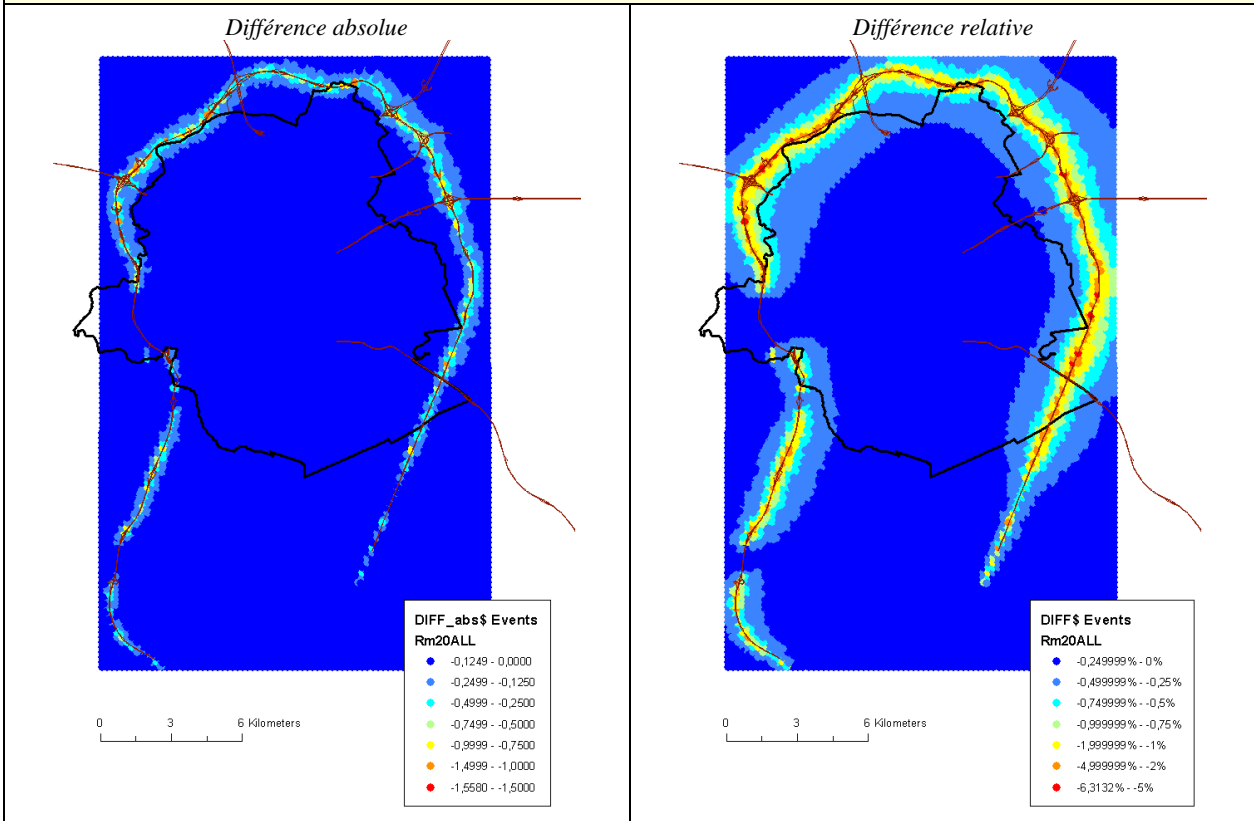
En considérant respectivement le dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) et les particules fines (PM10 et PM2.5), les figures ci-après montrent les différences de concentrations consécutives à une diminution de 20% des émissions du Ring. La figure de gauche représente les différences absolues exprimées en µg/m<sup>3</sup>, la figure de droite correspond aux différences relatives en %. Il est à noter que l'échelle de couleur n'est pas linéaire.



Particules fines PM10



Particules fines PM2.5





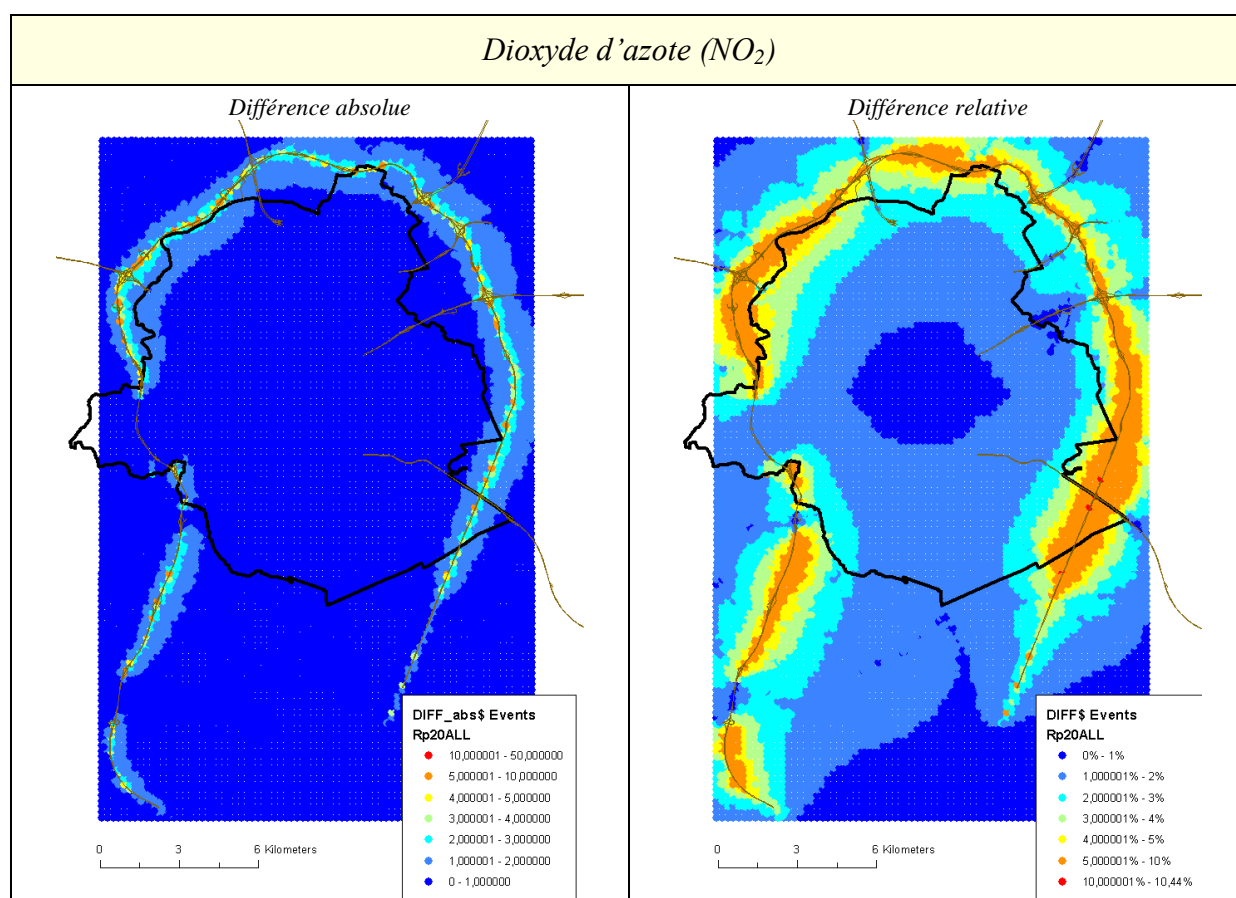
### 4.c Scénario 3 : augmentation de 20% des émissions du Ring

Le tableau ci-dessous résume l'impact estimé d'une augmentation de 20% des émissions du Ring sur la qualité de l'air. L'estimation est donnée en 3 endroits spécifiques :

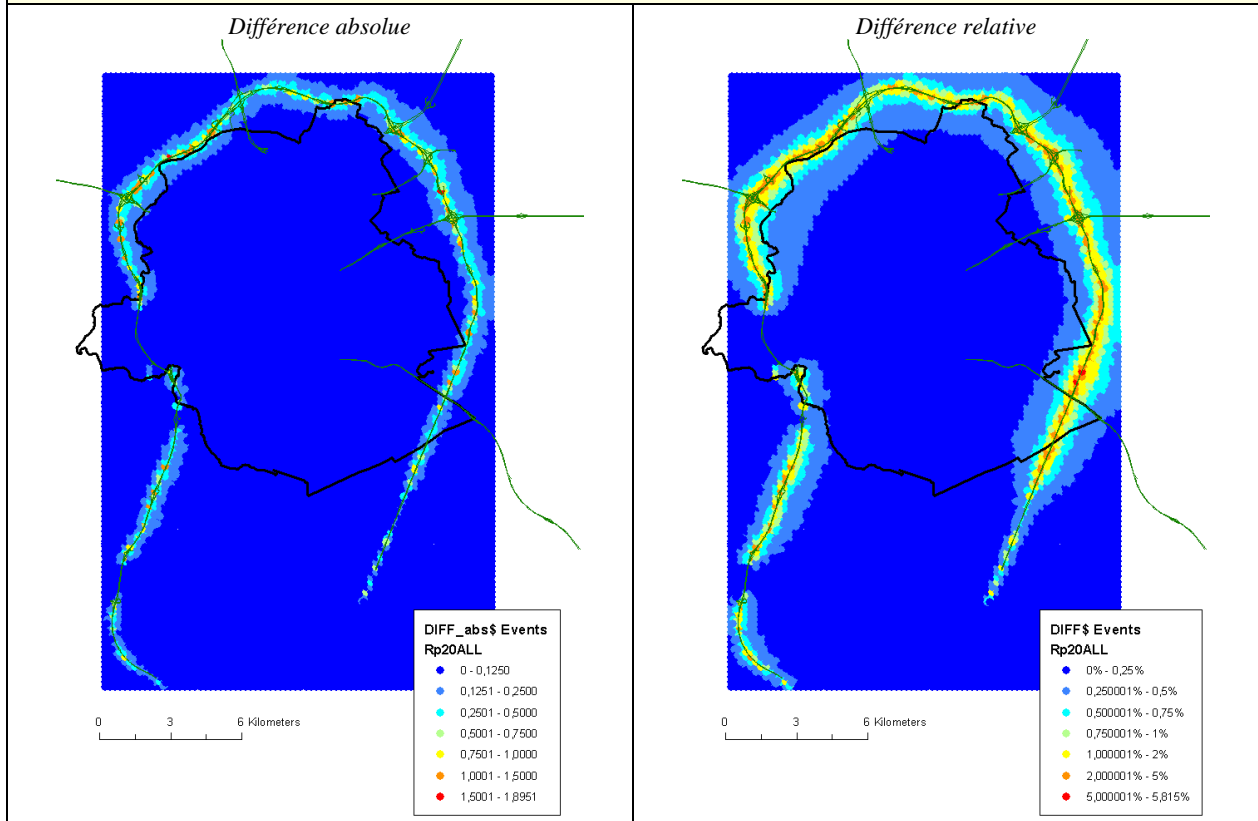
- au niveau du Ring, où l'impact sur la qualité de l'air est maximal ;
- en moyenne sur l'ensemble de la Région bruxelloise ;
- au centre de Bruxelles, dans une zone de 2 km x 2 km centrée sur le quartier européen, où l'impact du Ring est minimal.

	NO <sub>2</sub>	PM10	PM2.5
Ring	jusqu'à +10.4 % (+8.0 µg/m <sup>3</sup> )	jusqu'à +5.8 % (+1.9 µg/m <sup>3</sup> )	jusqu'à +6.3 % (+1.6 µg/m <sup>3</sup> )
Région bruxelloise	+2.2 % (0.7 µg/m <sup>3</sup> )	+0.3 % (+0.1 µg/m <sup>3</sup> )	+0.3 % (+0.2 µg/m <sup>3</sup> )
Centre de Bruxelles (2 km x 2 km)	+0.9 % (0.4 µg/m <sup>3</sup> )	+0.1 % (0.0 µg/m <sup>3</sup> )	+0.1 % (0.0 µg/m <sup>3</sup> )

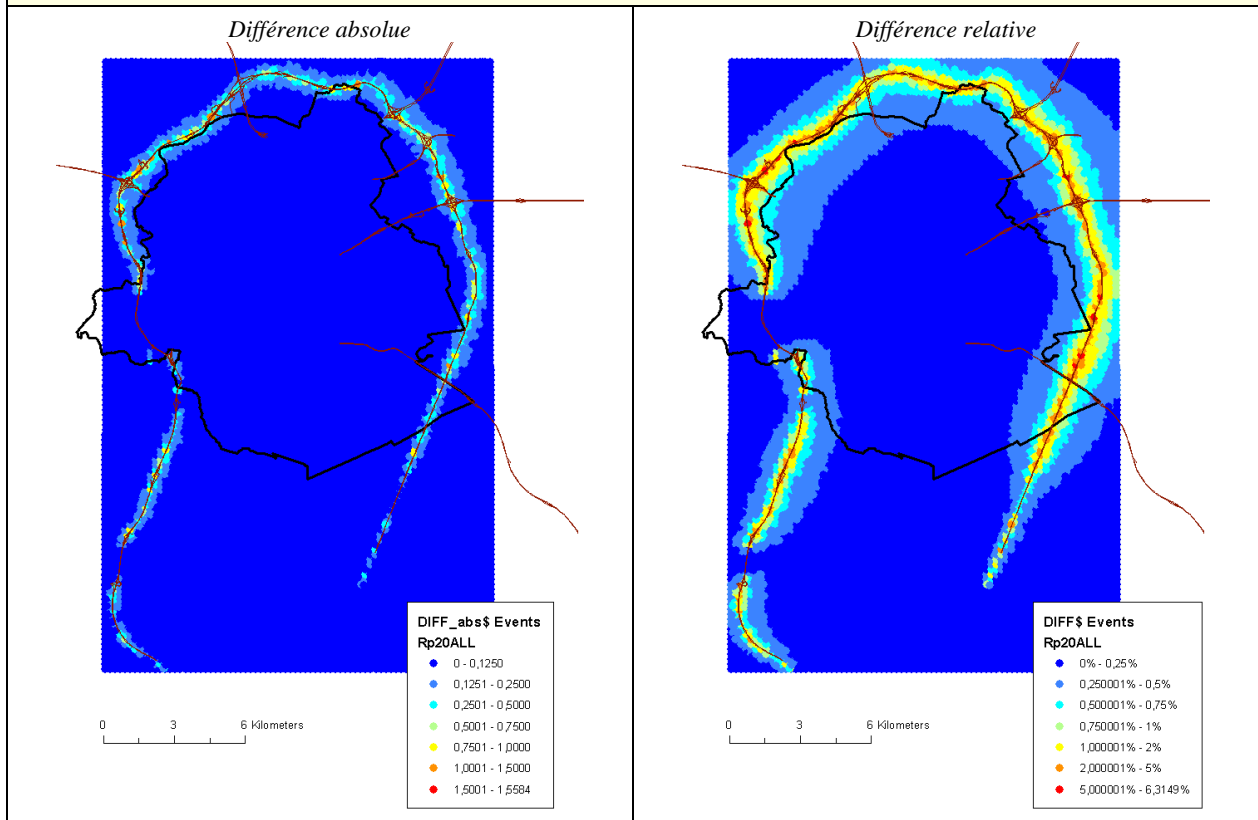
En considérant respectivement le dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) et les particules fines (PM10 et PM2.5), les figures ci-après montrent les différences de concentrations consécutives à une augmentation de 20% des émissions du Ring. La figure de gauche représente les différences absolues exprimées en µg/m<sup>3</sup>, la figure de droite correspond aux différences relatives en %. Il est à noter que l'échelle de couleur n'est pas linéaire.



## Particules fines PM10



## Particules fines PM2.5





Les points de mesures étaient disposés respectivement à 5.6, 22.5, 55.6, 108 et 167.8 m du bord de la route. Le graphique présenté en figure 2 résume les concentrations de monoxyde d'azote (NO) mesurées le 8 décembre 1982. Ces mesures font état d'une décroissance très rapide des concentrations à mesure que l'on s'éloigne de l'autoroute. En ce qui concerne spécifiquement le NO, on constate que l'influence des émissions de trafic devient relativement faible au delà de 100 m d'éloignement de l'axe routier considéré.

L'étude de Rodes et Holland (1980) menée à Los Angeles le long de l'autoroute vers San Diego (200.000 véhicules par jour, 9 bandes de circulation) confirme les résultats obtenus par l'IHE. La figure 3 montre notamment un très bon accord avec les mesures de l'IHE.

Comparativement au NO, le NO<sub>2</sub> est caractérisé par une décroissance plus lente des concentrations en fonction de l'éloignement à la route, ainsi qu'un niveau de fond nettement plus élevé que le NO. Comme en attestent les résultats obtenus par Rodes et Holland en figure 4, c'est à une distance d'environ 500 m par rapport au bord de la route que l'influence du trafic circulant sur l'axe peut être considérée comme faible. Pour des raisons liées aux réactions photochimiques de formation et de destruction de l'ozone, la décroissance des concentrations de NO<sub>2</sub> en fonction de l'éloignement à la route est plus marquée en présence de concentrations élevées en ozone.

La figure 5, traitant des NO<sub>x</sub>, synthétise les résultats obtenus pour le NO et le NO<sub>2</sub>. Elle met en évidence 3 zones :

- à une distance de 0 à 150 m du bord de la route : décroissance très marquée des concentrations de NO<sub>x</sub> en fonction de l'éloignement à la route ;
- à une distance de 150 à 500 m du bord de la route : décroissance plus lente et relativement linéaire des concentrations de NO<sub>x</sub> ;
- au delà de 500 m d'éloignement à la route : l'influence du trafic sur les concentrations de NO<sub>x</sub> est relativement faible.

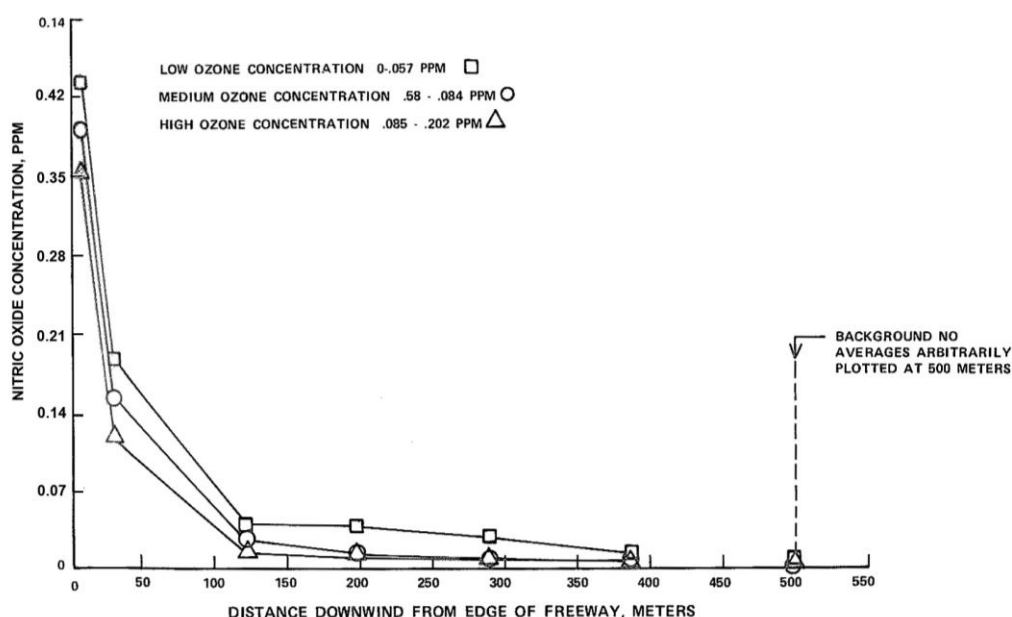


Figure 3 : Evolution moyenne des concentrations de monoxyde d'azote (NO) mesurées du 15 juillet au 1 septembre 1978 en fonction de l'éloignement à de l'autoroute de San Diego. Source : figure 3 de la publication de Rodes et Holland (1980).

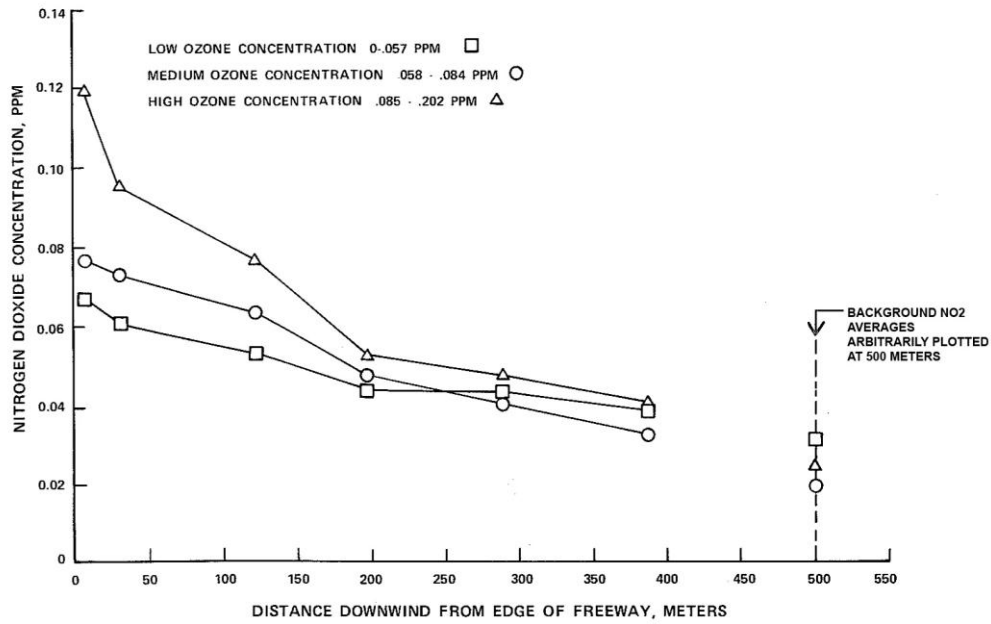


Figure 4 : Evolution moyenne des concentrations de dioxyde d'azote ( $\text{NO}_2$ ) mesurées du 15 juillet au 1 septembre 1978 en fonction de l'éloignement à de l'autoroute de San Diego. Source : figure 4 de la publication de Rodes et Holland (1980).

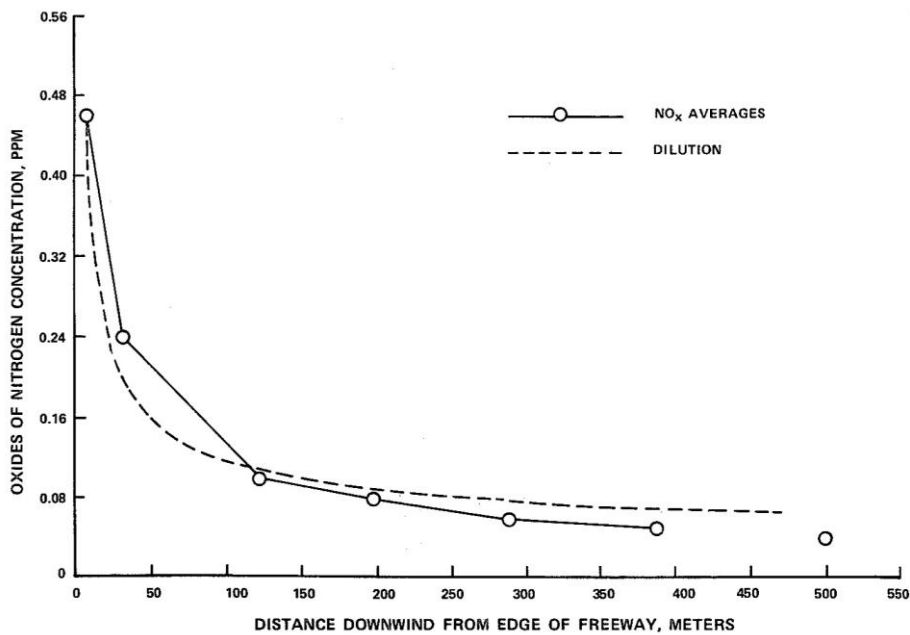


Figure 5 : Evolution moyenne des concentrations d'oxydes d'azote ( $\text{NO}$  et  $\text{NO}_2$ ) mesurées du 15 juillet au 1 septembre 1978 en fonction de l'éloignement à de l'autoroute de San Diego. Source : figure 6 de la publication de Rodes et Holland (1980).

La relation entre l'évolution des concentrations de polluants et l'éloignement à l'axe routier est également confirmée par la campagne de mesures menée par la VMM le long de la E19 à Rumst. Le rapport de cette campagne est disponible à partir du lien suivant : [http://www.vmm.be/pub/Rumst\\_definitief\\_NM\\_TW.pdf/at\\_download/file](http://www.vmm.be/pub/Rumst_definitief_NM_TW.pdf/at_download/file).

## 6. Discussion et conclusions

Bien que la combinaison des modèles AURORA et IFDM compte parmi les meilleurs approches disponibles à l'heure actuelle pour étudier l'impact d'une modification du trafic sur la qualité de l'air à l'échelle régionale, il n'en demeure pas moins que tous les résultats présentés dans cette étude sont entachés d'une incertitude inhérente à la modélisation et aux données fournies en entrée du modèle.

Compte tenu de cette remarque, la présente étude a permis d'aboutir aux conclusions suivantes.

### 6.a Evaluation des scénarios

En considérant le scénario 1, l'impact des émissions du Ring autour de Bruxelles sur la qualité de l'air peut être synthétisé en définissant 3 zones spécifiques :

#### 1. Zone bordant le Ring sur une distance de 500 m (63.000 habitants, figure 6)

Impact du Ring sur la qualité de l'air :

- NO<sub>2</sub> : supplément de 10 à 60 µg/m<sup>3</sup> sur les moyennes annuelles ;
- PM10 & PM2.5 : supplément de 1 à 9 µg/m<sup>3</sup> sur les moyennes annuelles.

Tant la modélisation AURORA-IFDM que les campagnes de mesures confirment qu'un axe routier tel que le Ring affecte significativement la qualité de l'air dans une zone bordant le Ring sur une distance de 500 m. C'est particulièrement le cas pour le NO<sub>2</sub> où la présence du Ring induit, dans cette zone, un supplément d'au moins 10 µg/m<sup>3</sup> sur la moyenne annuelle des concentrations.

Les PM10 et PM2.5 semblent comparativement moins affectés par la présence du Ring. Ceci s'explique par la multiplicité des sources qui affectent l'évolution des PM10 et PM2.5. De plus, on estime que les émissions directes du trafic (suies des motorisations diesel, abrasion des pneus et des freins) expliquent en moyenne 20 à 25% des PM10 mesurés à Bruxelles. Les 75% restants proviennent des autres secteurs d'émission (principalement, chauffage et processus industriels), des particules d'origine naturelle, ainsi que du transport transrégional à moyenne et grande distance (émissions à l'extérieur de la Région bruxelloise).

Pour mettre en évidence le rôle du trafic, il convient de s'intéresser à la sous-catégorie de particules fines appelée « black carbon » (noté BC). Cette dernière est principalement constituée des suies émises par les processus de combustion. Par ailleurs, les BC comptent parmi les particules les plus nocives pour la santé, non seulement en raison de leur composition (résultat d'un processus de combustion), mais aussi à cause de leur très petite taille qui leur permet de rejoindre les alvéoles pulmonaires et de se mélanger au sang. A Bruxelles, les BC sont actuellement mesurés dans 3 postes : Woluwe-St-Lambert, Molenbeek-St-Jean et Ixelles. Les premières analyses montrent que l'évolution des teneurs de BC présente de nombreuses similitudes avec les NOx. Autrement dit, les conclusions obtenues pour les NOx dans le cadre de la présente étude sont donc vraisemblablement transposables aux BC.

Sur le plan de la santé, Gauderman et al. (2007) ont montré que la fonction respiratoire des enfants habitant à moins de 500 m d'une autoroute est, à l'âge de 18 ans, significativement inférieure à celle des enfants vivant à plus de 1500 m de l'axe routier concerné.

## 2. Zone distante de 500 à 3000 m par rapport au Ring (608.000 habitants, figure 6)

Impact du Ring sur la qualité de l'air :

- NO<sub>2</sub> : supplément de 4 à 10 µg/m<sup>3</sup> sur les moyennes annuelles ;
- PM10 & PM2.5 : supplément de 0.25 à 1 µg/m<sup>3</sup> sur les moyennes annuelles.

La contribution du Ring à la présence des particules fines dans l'air ambiant peut être considérée comme faible. Par contre, son influence demeure significative pour le NO<sub>2</sub> : le Ring serait en effet responsable d'un supplément d'au moins 10% sur les concentrations annuelles de NO<sub>2</sub> dans cette zone.

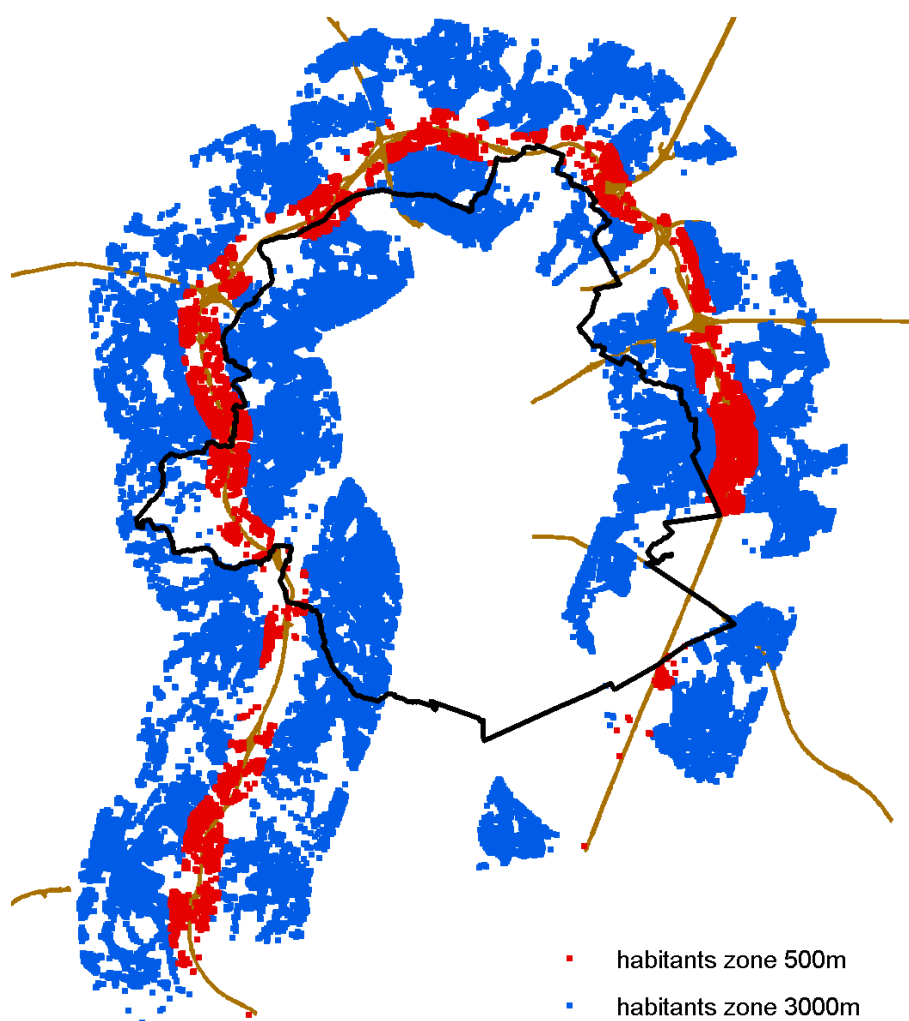


Figure 6 : Emplacement des habitations situées dans les zones distantes de 0 à 500 m (rouge), et de 500 à 3000 m (bleu) par rapport au Ring R0. On dénombre 63.000 habitants dans la zone 0-500 m, et 608.000 habitants dans la zone 500-3000 m.

### 3. Zone distante de plus de 3000 m par rapport au Ring

Impact du Ring sur la qualité de l'air : faible

- NO<sub>2</sub> : supplément de 1.5 à 4 µg/m<sup>3</sup> sur les moyennes annuelles ;
- PM10 & PM2.5 : supplément de moins de 0.25 µg/m<sup>3</sup> sur les moyennes annuelles.

Cette zone, qui englobe le centre de la Région bruxelloise, est relativement épargnée par les émissions du Ring. L'impact sur les concentrations en particules fines est quasiment imperceptible. Pour le NO<sub>2</sub>, les émissions du Ring induisent un supplément de l'ordre de 2 µg/m<sup>3</sup> dans le centre de Bruxelles, soit encore 5% des concentrations annuelles.

Les scénarios 2 et 3 (respectivement -20% et +20% sur les émissions du Ring) modulent l'ensemble des conclusions reprises ci-dessus d'un facteur de l'ordre de 5.

### 6.b Valeur limite annuelle sur le NO<sub>2</sub>

L'impact du Ring étant principalement ressenti sur le NO<sub>2</sub>, il apparaissait utile de vérifier dans quelle mesure sa présence était susceptible de contribuer au dépassement de la norme annuelle sur le NO<sub>2</sub>.

Actuellement, 10 stations mesurent en continu le NO et le NO<sub>2</sub> en Région bruxelloise :

<i>Code</i>	<i>Station</i>	<i>Distance par rapport au Ring</i>
41B011	Maricolles (Berchem-St-Agathe)	1100 m
41MEU1	Parc Meudon (Neder-Over-Hembeek)	1850 m
41N043	Avant-Port (Haren)	3200 m
41WOL1	Gulledelle (Woluwe-St-Lambert)	3300 m
41R012	IRM-KMI (Uccle)	3650 m
41R001	Ecluse 11 (Molenbeek-St-Jean)	3700 m
41B004	Quai aux Briques (Bruxelles)	4700 m
41R002	Couronne (Ixelles)	6150 m
41B006	Parlement EU (Bruxelles)	6500 m
41B005	Eastman-Belliard (Bruxelles)	6700 m

Le tableau ci-dessous reprend les concentrations annuelles de NO<sub>2</sub> mesurées en 2010 dans les 10 postes de mesures bruxellois.



<b>Stations de mesures</b>	<b>2010</b>
Couronne (Ixelles)	<b>54</b>
Avant-Port (Bruxelles/Haren)	<b>44</b>
Ecluse 11 (Molenbeek-St-Jean)	<b>43</b>
Quai aux Briques (Bruxelles)	<b>43</b>
Eastman-Belliard (Bruxelles)	<b>41</b>
Gulledelle (Woluwe-Saint-Lambert)	<b>39</b>
Parlement UE (Bruxelles)	<b>37</b>
Maricolles (Berchem Ste-Agathe)	<b>30</b>
IRM-KMI (Uccle)	<b>28</b>
Parc Meudon (Bruxelles / Neder-Over-Heembeek)	<b>35</b>

Depuis le 1 janvier 2010, les concentrations annuelles de NO<sub>2</sub> ne peuvent plus dépasser la valeur limite de 40 µg/m<sup>3</sup> fixée par la directive 2008/50/CE. On peut noter que, en 2010, la moitié des stations bruxelloises – identifiées par les cases en rouge – n’ont pas respecté pas la valeur limite sur le NO<sub>2</sub>.

Dans l’hypothèse du scénario 1, c-à-d en l’absence d’émissions polluantes provenant du Ring, les concentrations annuelles de NO<sub>2</sub> diminueraient en moyenne de 2 à 6 µg/m<sup>3</sup> en Région bruxelloise. En introduisant les résultats de simulation obtenus pour le scénario 1 dans les moyennes annuelles mesurées en 2010, on en déduit les concentrations annuelles en l’absence de Ring. Ces valeurs estimées sont reprises dans le tableau suivant :

<b>Stations de mesures</b>	<b>2010</b>
Couronne (Ixelles)	<b>52</b>
Avant-Port (Bruxelles/Haren)	<b>41</b>
Ecluse 11 (Molenbeek-St-Jean)	<b>41</b>
Quai aux Briques (Bruxelles)	<b>41</b>
Eastman-Belliard (Bruxelles)	<b>39</b>
Gulledelle (Woluwe-Saint-Lambert)	<b>37</b>
Parlement UE (Bruxelles)	<b>35</b>
Maricolles (Berchem Ste-Agathe)	<b>24</b>
IRM-KMI (Uccle)	<b>26</b>
Parc Meudon (Bruxelles / Neder-Over-Heembeek)	<b>31</b>

Si le scénario 1 permettrait d’éviter ou de limiter le risque de dépassements de la valeur limite annuelle de 40 µg/m<sup>3</sup> dans certains postes de mesures, la plupart des stations de mesures concernées continueraient à dépasser le seuil en question. C’est notamment le cas pour la station d’Ixelles qui est largement influencée par les émissions du trafic local.

De façon générale, le respect de la valeur limite sur le NO<sub>2</sub> pour les stations situées dans la partie centrale de la Région bruxelloise et proches du trafic (Ixelles, Molenbeek-St-Jean, Quai-aux-Briques, Woluwe-St-Lambert) passera par des mesures visant à réduire prioritairement les émissions locales.

### **6.c Variabilité dans le temps**

Les résultats de cette étude sont valables à l'échelle annuelle. A l'échelle journalière, l'impact des émissions du Ring sur la qualité de l'air est susceptible d'évoluer en fonction des situations météorologiques. Il est connu que les émetteurs locaux de polluants gagnent en importance à mesure que les conditions météorologiques deviennent défavorables à la dispersion des polluants, le cas extrême étant le pic de pollution. Un certain nombre d'études traitent déjà de l'impact du trafic sur la qualité de l'air lors d'épisodes de pollution, comme par exemple l'étude SMOG90 réalisée à la demande de la VMM.

## **Annexe 1 : Impact du dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) sur la santé**

Dans la plupart des environnements urbains en Europe, les principales sources de NO<sub>2</sub> sont les NOx provenant du trafic routier et de la production d'énergie.

Parmi les sources d'expositions, il faut également considérer les NOx à l'intérieur des habitations, notamment produits par les cuisinières au gaz et par la consommation de tabac. Ces sources doivent être prises en compte dans l'évaluation des effets sur la santé.

### ***a) Effets à court terme***

Le dioxyde d'azote est un gaz oxydant puissant, qui pénètre facilement dans les poumons.

Un certain nombre d'études expérimentales à court terme de toxicologie ont rapporté des effets aigus sur la santé après exposition pendant 1 heure à des concentrations de NO<sub>2</sub> dépassant 500 µg/m<sup>3</sup>. Bien que la concentration minimale de NO<sub>2</sub> montrant un effet direct sur la fonction pulmonaire des asthmatiques dans plusieurs laboratoires soit de 560 µg/m<sup>3</sup>, les études sur la réactivité bronchique laissent à penser que celle-ci augmente dès que les concentrations dépassent 200 µg/m<sup>3</sup> (valeur limite horaire recommandée par l'OMS).

Cependant, en raison des liens complexes existant entre les différents polluants présents dans l'air ambiant, les études menées à plus grande échelle sur les populations humaines n'ont pas été à même d'isoler les effets aigus du NO<sub>2</sub> sur la santé.

On estime néanmoins que les effets à court terme du NO<sub>2</sub> sont similaires à ceux constatés pour l'ozone, mais à des taux comparativement supérieurs puisque le NO<sub>2</sub> est un oxydant moins puissant que l'ozone. Pour des concentrations dépassant 200 µg/m<sup>3</sup> sur de courtes périodes, et en fonction de la durée d'exposition, de la sensibilité des personnes exposées et de leurs activités, les symptômes suivants peuvent être observés :

- difficultés respiratoires, notamment lors d'efforts physiques importants ;
- éventuelle irritation des yeux et des voies respiratoires supérieures ;
- toux chez les personnes sensibles ;
- augmentation de l'hyperréactivité bronchique chez les personnes asthmatiques.

### ***b) Effets à long terme***

De nombreuses études épidémiologiques se sont servies du NO<sub>2</sub> comme marqueur du cocktail de polluants liés à la combustion, en particulier de ceux émis par la circulation routière ou les sources de combustion à l'intérieur des habitations. Dans ces études, n'importe lequel des effets sur la santé observés pouvait également être associé à d'autres produits de combustion tels que les particules fines et ultrafines, ou le benzène. Bien que plusieurs études – réalisées en extérieur et en intérieur – aient essayé de s'intéresser aux risques que fait courir le NO<sub>2</sub> pour la santé, les effets de ces autres « copolluants » hautement corrélés ont souvent été difficiles à écarter.

Il s'ensuit qu'il n'existe toujours pas de base solide permettant de fixer une valeur indicative moyenne annuelle pour le NO<sub>2</sub> via un effet toxique direct. Cependant, des données récentes font croître les inquiétudes concernant les effets sur la santé associés aux mélanges polluants

atmosphériques contenant du NO<sub>2</sub>. Par exemple, les études épidémiologiques ont montré que :

- les symptômes bronchiques des enfants asthmatiques augmentent chez l'enfant avec la concentration annuelle de NO<sub>2</sub> ;
- le développement de la fonction pulmonaire est ralenti par des concentrations élevées de NO<sub>2</sub> dans les communautés où les concentrations dans l'air ambiant sont déjà celles des régions urbaines d'Amérique du Nord et d'Europe.

Il est désormais bien connu que NO<sub>2</sub> présente une plus grande variabilité spatiale que d'autres polluants de l'air liés à la circulation routière, comme par exemple les particules fines. Ces études publiées récemment ont permis de constater des effets indésirables sur la santé d'enfants vivant dans des agglomérations caractérisées par des concentrations plus élevées de NO<sub>2</sub>, même dans les cas où la concentration globale de NO<sub>2</sub> dans toute la ville était assez faible.

De façon générale, les études épidémiologiques tendent à montrer que l'exposition à long terme au NO<sub>2</sub>, aux niveaux actuellement observés en Europe, peut diminuer la fonction pulmonaire et accroître le risque de symptômes respiratoires. Les personnes asthmatiques et les enfants en général sont considérés comme étant plus vulnérables à l'exposition au NO<sub>2</sub>. Bien que certaines études aient établi des liens entre l'exposition au NO<sub>2</sub> et la mortalité, les preuves existantes ne sont pas suffisantes pour conclure que les effets sur la mortalité peuvent être liés à l'exposition à long terme au NO<sub>2</sub> lui-même.

Parmi les effets constatés, on note aussi une réduction de la résistance aux infections pulmonaires. Des études toxicologiques menées sur des animaux font état de changements au niveau de la structure pulmonaire, du métabolisme pulmonaire et des mécanismes de défense pulmonaire contre les infections chez des organismes exposés pendant 1 à 6 mois à des concentrations de NO<sub>2</sub> de l'ordre de 190 à 950 µg/m<sup>3</sup>.

Enfin, plusieurs études ont démontré que l'exposition au NO<sub>2</sub> augmente les réactions allergiques aux pollens inhalés.

*Sources : OMS, 2000 – OMS, 2003 – OMS, 2005.*

## **Annexe 2 : Impact des particules fines (PM10 et PM2.5) sur la santé**

En regard des différents polluants qui font l'objet d'un suivi continu dans le cadre de la directive européenne 2008/50/CE, les particules fines comptent probablement parmi les plus préoccupants pour la santé. Des études s'appuyant sur de longues séries de mesures effectuées en Europe et aux Etats-Unis montrent en effet que les PM10 sont associés à un risque accru de décès pour des causes respiratoires et cardiaques (Katsouyanni et al. 1997 ; Samet et al. 2000 ; Schwartz 1991, 2000).

Cependant, toutes les particules ne présentent pas toutes un danger équivalent pour la santé. D'une part, les plus fines d'entre elles peuvent être acheminées jusque dans les alvéoles pulmonaires, où le passage de substances dangereuses dans la circulation sanguine est possible. D'autre part, en raison de leur caractère potentiellement mutagène et/ou cancérigène, les suies, les HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques) et les particules contenant du carbone dans la fraction des fines particules présentent certainement un plus grand risque que les particules d'argile et de sable qui appartiennent à la classe de 2,5 à 10 µm.

Dans ce sens, plusieurs études ont mis en évidence une corrélation encore plus significative entre les effets sur la santé et une exposition aux polluants émis plus spécifiquement par le trafic (McCreanor et al. 2007 ; Schwartz et al. 2005). Ces derniers se composent principalement de particules de très petites dimensions, en l'occurrence les particules de carbone élémentaire (suies), ainsi que d'oxydes d'azote. Des effets à long terme de ces polluants sur le système respiratoire des enfants ont été découverts : les enfants davantage exposés aux polluants émis par le trafic subissent en effet une diminution de la fonction respiratoire (Brunekreef et al. 1997 ; Gauderman et al. 2007 ; Wjst et al. 1993). Une relation a également été établie entre l'artériosclérose coronarienne et l'exposition aux polluants émis par un trafic dense (Hoffmann et al., 2007).

En ce qui concerne plus spécifiquement les particules, les émissions directes du trafic et des processus de combustion présentent un risque plus important pour la santé que d'autres types de particules (Hoek et al. 2002 ; Laden et al. 2000 ; Lanki et al. 2006 ; Seagrave et al. 2006). De la même façon, le risque d'admission hospitalière est davantage corrélé à l'exposition aux particules de carbone élémentaire et organiques rejetées par le trafic (Peng et al. 2009 ; Bell et al., 2009).

D'après les récentes analyses de composition des PM10 (par exemple, l'étude Chemkar de la VMM), les particules de carbone élémentaire ne représentent qu'une faible fraction, de l'ordre de 4%, de la masse des PM10. Il n'en demeure pas moins que cette petite fraction des PM10 est probablement celle qui présente le risque le plus élevé pour la santé. Pour les raisons sanitaires évoquées ci-dessus, il apparaît important de mieux caractériser l'évolution continue de la composition des particules, et en particulier de suivre l'évolution des concentrations relatives à la fraction carbonée des particules. Cette évolution peut être suivie en continu à l'aide d'aethalomètres : ces moniteurs mesurent en continu les concentrations de particules de carbone noir (les « black carbon ») qui constituent un bon indicateur du carbone élémentaire (BC ≈ 1.4 EC). L'installation de ce type de moniteur aux côtés des moniteurs de PM10 et PM2.5 permettrait de mieux estimer la fraction carbonée des PM10 et PM2.5. C'est dans ce cadre que l'IBGE a acquis récemment deux aethalomètres qui ont été installés dans les postes de Woluwe-St-Lambert et Molenbeek-St-Jean.

### ***a) Effets de court terme***

Il apparaît que les personnes âgées ou sujettes à des problèmes respiratoires et cardiaques sont les plus susceptibles de subir les effets à court terme des particules. Il a également été montré que, comparativement aux personnes en bonne santé, les asthmatiques présentent davantage de symptômes au niveau des fonctions respiratoires ; en outre, ils recourent plus intensivement à la prise de médicaments. On note aussi une utilisation accrue de broncho-dilatateurs, des admissions plus importantes dans les hôpitaux suite à des problèmes respiratoires chroniques (par ex. bronchites, réduction des fonctions respiratoires), voire une mortalité journalière accrue.

Les études épidémiologiques de court terme suggèrent qu'un certain nombre de sources de particules, en particulier les émissions de moteur et la combustion du charbon, sont responsables d'effets sur la santé. Ceci s'applique pour les particules tant primaires que secondaires. Une étude européenne s'est en particulier focalisée sur la pollution due au trafic et a souligné l'importance de cette source de particules. De plus, les études toxicologiques ont montré que les particules provenant de la combustion interne des moteurs, de la combustion du charbon et du bois ont un potentiel inflammatoire élevé. Comparativement, les particules d'origine naturelle soulevée par le vent représentent une source moins critique pour la santé.

### ***b) Effets de long terme***

Les effets liés à une exposition de longue durée aux particules fines sont notamment :

- l'accroissement des symptômes au niveau des voies respiratoires inférieures ;
- le développement de maladies respiratoires obstructives chroniques ;
- la diminution de la fonction pulmonaire chez les enfants et les adultes ;
- une moindre croissance des poumons chez les enfants ;
- la réduction de l'espérance de vie due principalement à la mortalité cardio-pulmonaire et probablement au cancer des poumons.

Les effets néfastes sur la santé sont particulièrement avérés chez les personnes âgées ou souffrantes d'insuffisances immunitaires, cardiaques ou respiratoires, ainsi que chez les enfants. Etant donné qu'une exposition aux particules à long terme diminue de manière significative l'espérance de vie, il est certain que les effets à long terme (exposition chronique) s'avèrent plus importants pour la santé publique que les effets à court terme (exposition aigue).

Les études effectuées dans la cadre du programme CAFE (Clean Air for Europe) ont démontré que les PM2.5 présentes dans l'atmosphère réduisent actuellement l'espérance de vie des européens de plus de 8 mois en moyenne. En Belgique, cette réduction d'espérance de vie est estimée à 13,6 mois.

Sur le plan social, il semble que les populations défavorisées et d'un faible niveau d'instruction sont davantage exposées et présentent une mortalité plus importante. Aucune différence significative de l'effet des particules sur la santé n'a pu être identifiée entre homme et femme ainsi qu'entre fumeur et non fumeur.

Il faut enfin noter que l'exposition aux particules fines dépend des sources non seulement extérieures, mais aussi intérieures. Les interactions entre les particules présentes dans l'air

ambient (extérieur) et celles produites à l'intérieur des bâtiments (par ex., fumée) ont fait l'objet d'un nombre plus restreint d'études. Toutefois, les particules produites à l'intérieur ne doivent pas pour autant être négligées. Leur prise en compte n'invalide pas les résultats obtenus pour les études de long terme.

*Sources : OMS, 2000 – OMS, 2003 – OMS, 2005.*

## Références

- Bell Michelle L., Keita Ebisu, Roger D. Peng, Jonathan M. Samet, and Francesca Dominici. Hospital Admissions and Chemical Composition of Fine Particle Air Pollution. *Am J Respir Crit Care Med* Vol 179. pp 1115–1120, 2009.
- Brunekreef B, Janssen NA, de Hartog J, Harssema H, Knape M, van Vliet P. 1997. Air pollution from truck traffic and lung function in children living near motorways. *Epidemiology* 8(3):298-303.
- Bultynck, H. and Malet, L., 1972 : « Evaluation of atmospheric dilution factors for effluents diffused from an elevated continuous point source », *Tellus*, Vol. 24, pp. 445-472.
- De Ridder, K., F. Lefebvre, A. Bañuelos, J.M. Pérez-Lacorzana, J.Dufek, V. Adamec, O. Damsgaard, A. Thierry, M. Bruse, M. Bürger, C. Weber, and J. Hirsch, 2004 : « An integrated methodology to assess the benefits of urban green space », *The Science of the Total Environment*, 334-335, 489-497.
- Gauderman WJ, Vora H, McConnell R, Berhane K, Gilliland F, Thomas D, et al. 2007. Effect of exposure to traffic on lung development from 10 to 18 years of age: a cohort study. *Lancet* 369(9561):571-577.
- 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*. 2002;360:1203–1209.
- Hoffmann B., MD, MPH; S. Moebus, PhD, MPH; S. Möhlenkamp, MD; A. Stang, MD, MPH; N. Lehmann, PhD; N. Dragano, PhD; A. Schmermund, MD; M. Memmesheimer, PhD; K. Mann, MD; R. Erbel, MD; K.-H. Jöckel, PhD; for the Heinz Nixdorf Recall Study Investigative Group. Residential Exposure to Traffic Is Associated With Coronary Atherosclerosis. *Circulation*. 2007;116:489-496.
- Janssen, S., G. Dumont, F. Fierens, and C. Mensink, 2008 : « Spatial interpolation of air pollution measurements using CORINE land cover data », *Atm. Env.*, 42, 4884-4903.
- Katsouyanni K, Touloumi G, Spix C, Schwartz J, Balducci F, Medina S, et al. 1997. Short-term effects of ambient sulphur dioxide and particulate matter on mortality in 12 European cities: results from time series data from the APHEA project. *Air Pollution and Health: A European Approach*. *BMJ* 314(7095):1658-1663.
- Laden F, Neas LM, Dockery DW, Schwartz J. Association of fine particulate matter from different sources with daily mortality in six US cities. *Environ Health Perspect*. 2000;108:941–947.
- Lanki T, de Hartog JJ, Heinrich J, Hoek G, Janssen NA, Peters A, Stölzel M, Timonen KL, Vallius M, Vanninen E, Pekkanen J. Can we identify sources of fine particles responsible for exercise-induced ischemia on days with elevated air pollution? The ULTRA Study. *Environ Health Perspect*. 2006;114:655– 660.
- Lefebvre F., K. De Ridder, N. Lewyckyj, L. Janssen, J. Cornelis, F. Geyskens, C. Mensink, 2004 : « Air Pollution Modeling and its Applications XVI », C. Borrego and S. Incecik Eds. (Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York, 2004), 511-519.
- Lefebvre F., W. Lefebvre, T. Op 't Eyndt, N. Smeets en S. Van Looy, 2010 : « IFDM-Traffic: Handleiding », 2010/RMA/R/239, September 2010.
- McCreanor J, Cullinan P, Nieuwenhuijsen MJ, Stewart-Evans J, Malliarou E, Jarup L, et al. 2007. Respiratory effects of exposure to diesel traffic in persons with asthma. *N Engl J Med* 357(23):2348-2358.
- Mensink C., De Ridder K., Lewyckyj N., Delobbe L., Janssen L. and Van Haver Ph., 2001 : « Computational aspects of Air quality modelling in Urban Regions using an Optimal Resolution



Approach », in: S. Margenov, J. Wasniewski and P. Yamalov (Eds.) Large-Scale Scientific Computing, Lecture Notes in Computer Science, 2179, 299-308.

- Mensink, C., F. Lefebvre, L. Janssen and J. Cornelis, 2006 : « A comparison of three street canyon models with measurements at an urban station in Antwerp, Belgium », *Environmental Modelling and Software*, 21, 514-519.
- Olesen H.R., 1995 : « The model validation exercise at Mol: overview of results », Workshop on Operational Short-range Atmospheric Dispersion Models for Environmental Impact Assessment in Europe, Mol, Nov. 1994, published in *Int. J. Environment and Pollution*, Vol. 5, Nos. 4-6, pp. 761-784.
- OMS, 2000 : « Air quality guidelines for Europe », Second Edition, WHO Regional Publications, European Series, n°91.
- OMS, 2003 : « Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide », report on WHO Working Group, Bonn (Germany), 13-15 January 2003.
- OMS, 2005 : « WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide », Global update 2005.
- Peng Roger D., Michelle L. Bell, Alison S. Geyh, Aidan McDermott, Scott L. Zeger, Jonathan M. Samet, and Francesca Dominici. Emergency Admissions for Cardiovascular and Respiratory Diseases and the Chemical Composition of Fine Particle Air Pollution. *Environmental Health Perspectives*, volume 117, number 6, June 2009.
- Rodes C. E., and D. M. Holland, 1980 : « Variations of NO, NO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub> concentrations downwind of a Los Angeles Freeway », *Atm. Env.*, 15, 243-250.
- Samet JM, Dominici F, Curriero FC, Coursac I, Zeger SL. 2000. Fine particulate air pollution and mortality in 20 U.S. cities, 1987-1994. *N Engl J Med* 343(24):1742-1749.
- Schwartz J. 1991. Particulate air pollution and daily mortality in Detroit. *Environ Res* 56(2): 204-213.
- Schwartz J. 2000. Assessing confounding, effect modification, and thresholds in the association between ambient particles and daily deaths. *Environ Health Perspect* 108: 563-568.
- Schwartz J, Litonjua A, Suh H, Verrier M, Zanobetti A, Syring M, et al. 2005. Traffic related pollution and heart rate variability in a panel of elderly subjects. *Thorax* 60(6):455-461.
- Seagrave J, McDonald JD, Bedrick E, Edgerton ES, Gigliotti AP, Jansen JJ, Ke L, Naeher LP, Seilkop SK, Zheng M, Mauderly JL. Lung toxicity of ambient particulate matter from southeastern U.S. sites with different contributing sources: relationships between composition and effects. *Environ Health Perspect*. 2006;114:1387-1393.
- Wjst M, Reitmeir P, Dold S, Wulff A, Nicolai T, von Loeffelholz-Colberg EF, et al. 1993. Road traffic and adverse effects on respiratory health in children. *BMJ* 307(6904):596-600.