

Mobilité durable en Région Bruxelloise

Partie 2. Analyse des impacts sur l'environnement - Evaluation des externalités physiques et monétaires

Rapport Final



*Plan d'appui scientifique à une politique de développement durable
(PADD I)*

*Programme Mobilité durable
Projet MD/DD/05*

*Plan voor wetenschappelijke ondersteuning van een beleid
gericht op duurzame ontwikkeling (PODO I)*

*Programma Duurzame mobiliteit
Project MD/DD/05*

Contrat/contract MD/11/012

Développement durable | Duurzame ontwikkeling



FEDERALE DIENSTEN VOOR
WETENSCHAPPELIJKE, TECHNISCHE
EN CULTURELE AANGELEGHEDEN

Wetenschapsstraat 8 ■ B-1000 BRUSSEL
Tel. 02 238 34 11 ■ Fax 02 230 59 12
URL : www.belspo.be

SERVICES FEDERAUX DES
AFFAIRES SCIENTIFIQUES,
TECHNIQUES ET CULTURELLES

rue de la Science 8 ■ B-1000 BRUXELLES
Tél. 02 238 34 11 ■ Fax 02 230 59 12
URL : www.belspo.be



D/2002/1191/22

Uitgegeven in 2002 voor de

Federale diensten voor wetenschappelijke, technische en culturele aangelegenheden

Publié en 2002 par les

Services fédéraux des affaires scientifiques, techniques et culturelles

Voor meer informatie / Pour d'autres renseignements :

Mevrouw Hilde Van Dongen

DWTC/SSTC

Wetenschapsstraat 8 rue de la Science

Brussel 1000 Bruxelles

Tel. : + 32-2-238.34.92

Fax. : + 32-2-230.59.12

E-mail : vdgn@belspo.be

Internet : <http://www.belspo.be>

Noch de Federale diensten voor wetenschappelijke, technische en culturele aangelegenheden (DWTC), noch eenieder die handelt in de naam van de DWTC is verantwoordelijk voor het gebruik dat van de volgende informatie zou worden gemaakt.

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een gegevensbestand of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën of enige andere manier zonder de aanduiding van de referentie.

Les Services fédéraux des affaires scientifiques, techniques et culturelles (SSTC) ainsi que toute personne agissant en leur nom ne peuvent être tenus pour responsables de l'éventuelle utilisation qui serait faite des informations qui suivent.

Cette publication ne peut ni être reproduite, même partiellement, ni stockée dans un système de récupération ni transmise sous aucune forme ou par aucun moyens électronique, mécanique, photocopies, enregistrement ou autres sans y avoir indiqué la référence.

SERVICES FEDERAUX DES AFFAIRES SCIENTIFIQUES, TECHNIQUES ET CULTURELLES

**Plan d'appui scientifique à une politique de
développement durable**

**Programme Mobilité durable
Projet MD/DD/05**

Mobilité Durable en Région Bruxelloise

**Partie 2. Analyse des impacts sur l'environnement –
Evaluation des externalités physiques et monétaires**

Rapport Final

Contrat de Recherche n°MD/11/012

Etude réalisée par :

Vincent FAVREL, Thaïs PONS, Kevin MARECHAL, Priscilla CLAEYS et Christian FERDINAND
sous la direction de Dr Walter HECQ (CEESE, ULB)

Coordinateur:

Professeur Ph. VINCKE (Service de Mathématiques de la Gestion, ULB)

Août 2001

CENTRE D'ETUDES ECONOMIQUES ET SOCIALES DE L'ENVIRONNEMENT

UNIVERSITE LIBRE DE BRUXELLES

Avenue Jeanne, 44 – C.P 124
B-1050 Bruxelles

Tél. : +32-(0)2.650.33.78 – Fax : +32-(0)2.650.46.91

Résumé exécutif

1. Contexte général

Ce projet mené au Centre d'Etudes Economiques et Sociales de l'Environnement (CEESE) de l'Université Libre de Bruxelles s'inscrit dans le cadre général du développement de méthodologies visant à évaluer le caractère soutenable des transports dans la perspective de la mise en place de politiques vers une mobilité durable. Dans ce cadre et pour contribuer à la traduction du concept de mobilité durable en termes opérationnels, une approche possible consiste à évaluer les coûts externes dont sont responsables les activités de transport, c'est-à-dire la part des coûts sociaux générés par ces activités et qui ne sont pas supportés par ceux qui les occasionnent mais par des tiers. Ces externalités concernent principalement: la pollution atmosphérique aux échelles locale, régionale et globale; les nuisances sonores; la consommation de ressources (espace et énergie); la congestion et les accidents de la route.

L'étude menée au CEESE dans le cadre du projet «Mobilité durable en région bruxelloise» concerne plus spécifiquement le développement de méthodologies permettant de quantifier et de monétariser les effets externes des transports. Le besoin de disposer de telles méthodologies se manifeste dans deux optiques principalement.

Tout d'abord, dans le cadre d'une politique d'internalisation où la prise en compte des coûts externes se fait souvent par voie réglementaire ou à l'aide d'instruments économiques, l'évaluation monétaire des effets externes des transports permet, pour les différents modes de transport, la détermination du taux d'internalisation à réaliser.

Ensuite, dans le cadre de l'évaluation de projets, de politiques ou de mesures en relation avec les transports, ces méthodologies permettent d'intégrer l'évaluation des bénéfices environnementaux générés que l'évaluation économique traditionnelle a tendance à ignorer.

2. Principaux objectifs

Dans le cadre de ce projet, nous envisageons l'évaluation des coûts externes causés par le trafic automobile, en traitant plus spécifiquement les coûts externes environnementaux (pollution atmosphérique et bruit) et en nous focalisant sur leur évaluation en zone urbaine où les problèmes posés par le trafic automobile se posent avec plus d'acuité et où les impacts environnementaux sont nettement plus importants.

Outre l'approfondissement des connaissances dans ce domaine, un objectif essentiel de cette étude a donc été de développer et d'appliquer un cadre comptable des externalités environnementales liées au trafic routier en région bruxelloise.

Un autre objectif important était de développer un outil d'aide à la décision permettant la prise en compte des coûts/bénéfices environnementaux associés aux mesures en faveur d'une mobilité durable.

3. Impacts liés à la pollution atmosphérique

Concernant l'évaluation des impacts liés à la pollution atmosphérique d'origine automobile en termes d'effets néfastes sur la santé publique, de détérioration des bâtiments ou de réduction des rendements agricoles par exemple, la méthodologie générale adoptée repose sur l'évaluation du coût des dommages. Egalement connue sous le nom d'approche du chemin d'impact, cette méthodologie trace le passage d'un polluant depuis l'endroit où il est émis jusqu'à l'impact final en suivant une série logique d'étapes.

L'évaluation des effets externes générés par les transports est alors le résultat d'une analyse qui comporte quatre étapes principales:

- évaluation des émissions polluantes dont est responsable le trafic routier;
- détermination des concentrations en polluant résultantes dans l'air ambiant (immissions) ;
- calcul des dommages physiques ;
- traduction en termes monétaires.

Cette approche, notamment préconisée dans le cadre du projet européen ExternE, a été adaptée à la situation en région bruxelloise en développant des outils adéquats pour le calcul des émissions et pour la modélisation de la relation émissions-immissions, et en tenant compte des spécificités locales notamment pour le stock de matériaux exposés à la pollution.

D'un point de vue méthodologique, en fonction de l'échelle spatiale considérée – locale, régionale ou globale – des approches spécifiques ont été considérées, principalement pour l'établissement de la relation entre les émissions du transport et les concentrations résultantes ainsi que pour la quantification des dommages.

En ce qui concerne le **calcul des émissions** du trafic routier requis pour l'évaluation des dommages aux différentes échelles, un modèle spécifique a été développé. Il s'agit du modèle AMORTEC (**A**ggregate **M**odel for **R**oad **T**raffic **E**missions **C**alculation) qui, en se basant sur la méthodologie COPERT, permet le calcul des émissions du trafic routier à une échelle agrégée nationale ou régionale sur base annuelle ou mensuelle. Les émissions polluantes et la consommation de carburants associées au trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale ont été calculées sur une base mensuelle pour la période 1990-1999 pour les différentes catégories de véhicules composant le parc automobile et en prenant en compte l'évolution de celui-ci au cours de cette période.

3.1 Evaluation des dommages à l'échelle locale

Afin d'évaluer les impacts à l'échelle locale considérés de façon prioritaire dans l'étude, un modèle spécifique a été développé. Il s'agit du modèle «Bruxelles Air» pour l'évaluation des coûts externes de la pollution atmosphérique en Région de Bruxelles-Capitale. Ce modèle est composé de trois modules. Le premier, dédié au calcul des émissions, établit le lien entre les principales activités économiques responsables de la pollution de l'atmosphère urbaine (trafic et chauffage domestique et des bureaux) et leurs niveaux d'émissions respectifs. Le second module détermine les immissions (concentrations auxquelles les récepteurs sont soumis) résultantes en modélisant la relation entre ces immissions, les émissions calculées précédemment et différentes variables météorologiques pertinentes à l'aide d'un modèle de type économétrique. Le troisième module évalue alors les dommages en termes physiques et monétaires via des fonctions exposition-réponse et des fonctions de dommage appropriées.

Sur base de ce modèle, la situation en Région de Bruxelles-Capitale a été évaluée en terme d'impacts locaux pour la période 1995-1998.

Cette analyse a permis de situer, avec une probabilité de 67%, les coûts des dommages à la santé et aux bâtiments en Région de Bruxelles-Capitale pour l'année 1998 considérée comme année de référence dans une plage d'estimations de 220 à 3.526 M€ avec pour valeur médiane **882 M€**.

De ce montant, 92% (811 M€) sont relatifs aux dommages à la santé, principalement dominés par la mortalité associée aux particules qui représente à elle seule 651 M€. Ces estimations très élevées des dommages en terme de mortalité sont liées à la valeur monétaire importante attribuée à la vie humaine (3,1 M€) et aux années de vie perdues (84 k€ pour la mortalité chronique). En terme de morbidité, les dommages associés à la pollution atmosphérique d'origine automobile sont également importants et s'élèvent à près de 159 M€ dont 62% (98 M€) sont associés aux bronchites chroniques causées chez les adultes par les particules fines, et 24% aux jours d'activités réduites également liés aux particules.

Comparativement beaucoup plus faibles, les détériorations causées aux bâtiments sont évaluées à plus de 70 M€ en 1998 pour la Région de Bruxelles-Capitale. Ces impacts sont largement dominés (98%) par les particules responsables des salissures des bâtiments.

En terme d'évolution, l'analyse a mis en évidence une diminution globale des coûts externes annuels de 14% entre 1995 et 1998 principalement observables à partir de 1997 suite à la diminution importante des émissions de particules et de dioxyde de soufre issues du trafic.

En terme de coût externe par kilomètre parcouru, ces estimations conduisent à des coûts moyens au kilomètre de 300 m€ en moyenne sur l'ensemble du parc automobile. Une analyse plus fine a néanmoins révélé de grandes différences entre différentes catégories de véhicules (voitures, camionnettes, camions et autobus) et différents modes de transports de personnes et de marchandises. Des différences importantes ont également été mises en évidence au sein de chaque catégorie de véhicules suivant les évolutions technologiques.

3.2 Evaluation des dommages associés à la pollution photochimique

Dans ce cadre, une méthodologie d'évaluation basée sur le recours à un modèle déterministe modélisant la météorologie et les processus chimiques intervenant dans la formation de l'ozone a été mise en oeuvre. Le modèle METPHOMOD développé par le groupe de modélisation numérique du Laboratoire de Pollution Atmosphérique et des Sols à l'Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne a été utilisé.

L'utilisation de ce modèle a nécessité l'établissement d'un cadastre d'émissions horaires spécifique à la Belgique pour une série de 36 polluants : méthane, monoxyde de carbone, monoxyde d'azote, dioxyde d'azote, dioxyde de soufre ainsi que 31 espèces de composés organiques volatils non-méthaniques.

En terme de dommages, l'approche développée s'est limitée aux effets à court terme (épisode) pour lesquels des fonctions exposition-réponse étaient disponibles. L'analyse considère spécifiquement les effets sur la santé en termes de mortalité aiguë et d'admissions à l'hôpital pour cause respiratoire au cours d'un épisode de pollution photochimique.

Dans un premier temps, la méthodologie développée a permis de modéliser un épisode de pollution photochimique survenu les 10 et 11 août 1998 considéré comme situation de référence et de calculer les dommages associés à cet épisode sur un domaine de 120 km x 120 km centré sur Bruxelles. L'évaluation a conduit à des coûts externes de **2,2 M€** dont 80% sont associés à la mortalité aiguë.

Dans un second temps, trois scénarios de réduction des émissions de gaz précurseurs (oxydes d'azote et composés organiques volatils) ont été analysés. Les stratégies considérées consistaient à réduire les émissions totales au niveau de la Région de Bruxelles-Capitale de trois façons : uniquement les émissions de NOx de 50% ; uniquement les émissions de COV de 50% ; ou simultanément les émissions de NOx et COV de 50%.

Sur base de cette analyse, il n'est pas aisé de conclure de façon univoque sur la stratégie la plus efficace pour améliorer la situation. En effet, en fonction de la zone géographique ou du critère d'évaluation considérés, des conclusions différentes peuvent être établies quant à la stratégie la plus efficace en terme de réduction de la pollution photochimique.

Si la réduction des émissions de COV seuls en région bruxelloise apparaît comme la stratégie la plus efficace pour la diminution des valeurs de pic observées sur le domaine, c'est la réduction des émissions de NOx seuls qui est la plus efficace en terme de diminution des valeurs moyennes sur 8 heures auxquelles sont associés les effets sur la santé.

Les différents scénarios considérés conduisent tous à des augmentations des concentrations d'ozone dans les principales agglomérations urbaines (Anvers, Bruxelles, Gand, Charleroi et Mons-Borinage) ce qui indique la saturation de ces zones à la fois en NOx et en COV.

Concernant spécifiquement la Région de Bruxelles-Capitale, la stratégie la moins défavorable – c'est-à-dire celle qui conduit à l'augmentation la plus faible des concentrations – est celle de réduction des émissions de COV uniquement.

En terme de dommages à la santé, seul le scénario de réduction des émissions de NOx conduit à une réduction des coûts externes associés à l'épisode par rapport à la situation de référence. Les deux autres scénarios conduisent à de légères augmentations (moins de 1%) de ces dommages, ceci malgré l'effet global des réductions des concentrations d'ozone.

Ceci s'explique par le fait que, d'une part, seuls les dommages sur la santé sont intégrés dans l'évaluation et que, d'autre part, c'est au niveau des grandes agglomérations que se produisent les plus grands accroissements de pollution photochimique. Les effets positifs d'une réduction des précurseurs en région bruxelloise se faisant surtout ressentir dans les zones rurales, l'intégration des effets sur la végétation et les cultures agricoles à long termes pourraient conduire à des conclusions différentes.

3.3 Evaluation des dommages associés au réchauffement climatique

Sur base des émissions de gaz à effet de serre (CO₂, CH₄ et N₂O) calculées par AMORTEC et en considérant une valeur de 2,4€/tCO₂, telle que préconisée par le nouveau modèle FUND 2.0 pour les externalités liées à l'effet de serre, les coûts externes associés au réchauffement climatique dont est responsable le trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale ont pu être évalués à **1,7 M€** pour l'année 1998. Il faut néanmoins signaler que cette valeur est fortement dépendante de nombreuses incertitudes ainsi que de la valeur attribuée aux coûts associés à la tonne de CO₂ émise qui a déjà été revue à plusieurs reprises et qui devrait encore prochainement être revue à la hausse en fonction de l'évolution des connaissances.

Concernant spécifiquement l'évolution de la situation en Région de Bruxelles-Capitale, une augmentation de 9% a pu être mise en évidence entre 1990 et 1999. Par ailleurs, un début de diminution est apparu à partir de 1999 ce qui semble caractéristique de l'évolution des émissions du trafic en zone urbaine par rapport aux trafics sur autoroutes ou en zones rurales où la marge de progression est encore importante.

3.4 Analyse de mesures en faveur de transports soutenables

Afin de répondre à son objectif d'aide à la prise de décision, l'étude des impacts de la pollution atmosphérique d'origine automobile a été complétée par l'évaluation des effets potentiels de différentes mesures en faveur de transports soutenables.

Par rapport à la situation en 1998 considérée comme cas de référence, des mesures de trois types ont été évaluées : des mesures technologiques visant d'une façon générale à l'amélioration des paramètres d'émission du parc de véhicules ; des mesures encourageant le transfert modal vers des modes plus propres et finalement des mesures de réduction de la demande de transport.

L'analyse des impacts potentiels des différentes mesures techniques et non-techniques, a tout d'abord permis de mettre en évidence les réductions importantes des émissions que le rajeunissement du parc automobile (élimination des véhicules antérieurs à 1990) permet en théorie de réaliser. D'autre part, la marge de progression « garantie » par l'évolution des normes européennes limitant les émissions prévues à moyen terme (Euro IV en 2005) est importante – de l'ordre de 80% de réduction – pour les polluants responsables de la pollution locale et régionale. Par contre, ces normes ne garantissent nullement la réduction des émissions des gaz à effet de serre.

Au niveau du réchauffement climatique, nous avons en effet pu mettre en évidence que les technologies traditionnelles de véhicules (essence et diesel) même respectueuses des normes les plus strictes ne semblaient pas pouvoir induire une réduction effective des émissions de CO₂. Au niveau des mesures techniques, seules l'introduction de nouvelles technologies de véhicules (véhicules électriques, hybrides ou à pile à combustible) ou le recours à des

carburants alternatifs tels que le LPG permettraient de réduire les émissions de CO₂ à un niveau acceptable pour rencontrer les objectifs du protocole de Kyoto. Les mesures non-techniques sont également particulièrement intéressantes de ce point de vue.

Les nouvelles technologies de véhicules permettent en outre des gains intéressants au niveau de la réduction de la pollution locale et régionale.

En ce qui concerne les mesures non-techniques, les effets d'un transfert même minime en faveur du vélo s'avèrent particulièrement intéressants en terme de réduction des dommages.

Finalement, l'analyse montre que la réduction du trafic de marchandises par la route ou son report vers des modes plus propres (transports ferroviaire et fluvial) ont des effets potentiels importants sur la réduction de la pollution atmosphérique malgré la part relativement faible du trafic de marchandises dans le trafic global.

4. Coûts externes associés au bruit du trafic routier

Dans le cadre du projet « Mobilité durable en région bruxelloise, l'objectif était d'estimer le coût induit par le bruit routier dans la Région de Bruxelles-Capitale. Dans ce but, deux approches distinctes ont été retenues. Il s'agit, d'une part, de la méthode d'évaluation contingente retenue dans un premier temps et, d'autre part, de l'approche des prix hédonistes qui est venue ensuite offrir une vision plus large de la situation.

4.1 Méthode d'évaluation contingente

Cette méthode d'évaluation vise à déterminer la disposition à payer (DAP) pour recevoir un avantage, la réduction du niveau de bruit en l'occurrence.

L'application de la méthode d'évaluation contingente s'est révélée être adaptée à la situation de Bruxelles-Capitale et les résultats obtenus s'avèrent être riches en enseignements. Non seulement, les habitants de Bruxelles-Capitale, pour les rues soumises à un niveau de bruit supérieur à 55 dB(A), se considèrent comme réellement gênés par le bruit routier, mais de plus, certains d'entre eux sont prêts à offrir une somme parfois loin d'être négligeable pour réduire cette nuisance quotidienne. Les facteurs expliquant les réactions des interviewés ont par ailleurs révélés une grande variabilité tant pour expliquer la gêne exprimée que pour comprendre la raison de l'adhésion au marché contingent.

La mise en oeuvre de cette méthode a permis d'estimer la DAP des personnes interrogées. Pour l'échantillon considéré, le montant moyen de la DAP est de 224 BEF/mois par ménage (2688 BEF/an). Si l'on ventile ce montant par le nombre de membres du ménage, cette moyenne tombe à 114 BEF /mois/hab, soit le montant de 1368 BEF/hab/an (=34 €/hab/an).

4.2 Méthode des prix hédonistes

Dans le cadre de la prolongation du projet de décembre 2000 à juin 2001, il est apparu intéressant de compléter l'analyse des coûts du bruit du trafic routier en Région Bruxelles-Capitale par une étude des prix hédonistes. La méthode dite hédoniste vise à chiffrer le coût du bruit via son impact sur le marché immobilier.

Au terme de l'analyse menée, bien que la régression statistique opérée dans le cadre de cette étude se révèle être globalement cohérente et significative, elle n'a pas permis, dans l'état actuel des données, de tirer des conclusions par rapport à la variable d'intérêt principal à savoir l'influence du niveau de bruit sur le prix des logements.

Il ressort clairement des résultats obtenus, qu'un approfondissement de l'étude serait nécessaire et pertinent. Pour plus de certitudes quant à l'obtention de résultats plus complets, une prochaine étude devrait se baser notamment sur un échantillon constitué en fonction des besoins requis par la méthode et qui devrait contenir, contrairement à celui ayant servi à cette étude, un nombre plus élevé de logements situés sur les artères principales de la ville.

Executive summary

1. General context

This project was carried out at the Centre for Economic & Social Studies of the Environment (CESSE) of the *Université Libre de Bruxelles* and comes under the general heading of the development of methodologies to assess the sustainable aspect of transport with a view to setting up sustainable development policies. One possible approach within this context and in order to contribute to the translation of the concept of sustainable mobility into operational terms consists of assessing the external costs for which the activities of the transport sector are responsible, i.e. the share of the social costs which are generated by these activities, but which are not met by those that occasion them but by others. These externalities mainly involve local, regional and global atmospheric pollution, noise pollution, the consumption of resources (space and energy), traffic accidents and congestion.

This study, carried out by the CESSE as part of the "Sustainable Mobility in the Brussels Region" project is particularly concerned with the development of methodologies to quantify the external effects of the activities of the transport sector and to express them in financial terms. The need for such methodologies is apparent in two main connections.

Firstly, within the context of a policy of internalisation, where external costs are often taken into account via regulations or economic instruments, the assessment in financial terms of the external effects of the activities of the transport sector enables the rate of internalisation to be determined for the various modes of transport.

Secondly, as part of the assessment of projects, policies and initiatives associated with transport, these methodologies make it possible to include the resulting environmental benefits which economic assessments frequently tend to overlook.

2. Objectives

As part of the project we consider the assessment of the external costs of road traffic through looking in particular at the external environmental costs (noise and atmospheric pollution) and focussing on their assessment in urban areas, where the problems posed by road traffic are more acute, and where the effects on the environment are more pronounced.

Apart from increasing our knowledge in this field, an essential aim of the study has therefore been to develop and apply a accounting framework for the environmental externalities connected with road traffic in the Brussels region.

Another important aim has been to develop an aid to decision-making that enables account to be taken of the environmental costs/benefits associated with initiatives in favour of sustainable mobility.

3. The effects of atmospheric pollution

With respect to the assessment of the effects of atmospheric pollution caused by motor traffic in terms of its harmful effects on public health, damage to buildings and the reduction of agricultural yield, for example, the overall methodology employed has as its basis an assessment of the damage costs. Also known as the 'impact pathway' approach, this methodology traces the progress of pollutants from their point of emission to their point of impact by following a series of logical steps.

The assessment of the external effects caused by the transport sector is thus the result of an analysis with four principal stages:

- the assessment of pollutant emissions caused by road traffic;
- the determination of the resulting concentrations of pollutants in the atmosphere (immissions);
- the calculation of the physical damage;
- its expression in financial terms.

The approach, which is particularly favoured by the European ExternE project, was adapted to the situation in the Brussels region through the development of suitable tools to calculate the emissions and to model the emission-immission relationship. Local particularities such as the quantity of material exposed to pollution in the Brussels region were also taken into consideration in this process.

From a methodological point of view specific approaches were considered in function of the levels - local, regional and global - considered. The purpose of these approaches was mainly to establish a relationship between emissions caused by transport and the resulting concentrations, and also to quantify the damage caused.

A specific model was developed for the calculation of emissions from road transport. This calculation was required for the assessment of damage at the different levels. The model in question was the AMORTEC (Aggregate Model for Road Traffic Emissions Calculation) model, which is based on the COPERT methodology and which enables emissions from road traffic to be calculated on either an annual or a monthly basis at aggregated national or regional levels. Air pollutant emissions and fuel consumption associated with road traffic in the Brussels-Capital Region were calculated on a monthly basis for 1990-1999 for the different categories making up the vehicle fleet; its development over the period was also taken into account.

3.1 Assessment of damage at local level

A particular model was developed to assess effects at local level; these effects received priority status in the study. The model in question is the "Brussels-Air" model for the assessment of the external costs of atmospheric pollution in the Brussels-Capital Region. This model consists of three modules. The first, which is devoted to emission calculations, establishes a link between the principal economic activities responsible for the pollution of the urban atmosphere (traffic and domestic and office heating) and their respective emission levels. The second module determines the resulting immissions (the concentrations to which the receptors are submitted) by using an econometric type of model to model the relation between these immissions, previously calculated emissions, and the various relevant weather variables. The third module assesses the damage in physical and financial terms by means of appropriate exposure-response and damage functions.

Using this model, the situation in the Brussels-Capital region was assessed in terms of local effects for the 1995-98 period.

Taking 1998 as a reference year, this analysis enabled the estimated cost of damage to health and buildings in the Brussels-Capital region to be placed within the interval [220; 3,526 M€] , with a median value of 882M€ and a degree of probability of 67%.

Of this amount, 92% (811M€) relates to damage to health, with pride of place going to particle-associated deaths, which alone accounted for 651 M€. This extremely high estimate of damage in terms of deaths is linked to the high monetary value attributed to human life (3.1 M€) and years of life lost (84K€ for chronic mortality). In terms of morbidity, the damage associated with atmospheric pollution caused by vehicles is also considerable and runs to some 159M€, of which 62% (98M€) is connected with chronic bronchitis due to fine particles, and 24% to days of reduced activity, also due to particles.

Comparatively speaking, the damage caused to buildings is lighter and in 1998 was assessed at more than 70 M€ for the Brussels-Capital region. The lion's share of this damage is due to particles soiling buildings.

In terms of developments, the analysis highlights an overall 14% decrease in annual external costs between 1995 and 1998. After 1997, this decrease manifested itself mainly as the result of a considerable decrease in the emissions of sulphur dioxide and particles by traffic.

In terms of external costs per km travelled, these estimates point to an average cost of 300 M€ per km covering the whole of the vehicle fleet. A more detailed analysis nevertheless shows a large difference between different vehicle types (cars, vans, lorries and buses) and different types of passenger and freight transport. Considerable differences have also been shown to exist within each vehicle category in function of technological developments.

3.2 Assessment of damage associated with photochemical pollution

In this context a methodology was used that fell back on a determinist model to model weather conditions and the chemical processes leading to the formation of ozone. Use was made of the METHPHOMOD model developed by the numerical modelling group in the Atmospheric & Land Pollution Laboratory of the Lausanne Ecole Polytechnique Fédérale.

The use of this model required the establishment of a register for Belgium covering hourly emissions for a series of 36 pollutants such as methane, carbon monoxide, nitrogen monoxide, nitrogen dioxide and sulphur dioxide as well as 31 types of non-methane volatile organic compounds.

In terms of damage, the approach was limited to short-term effects (episodes) for which exposure-response functions were available. The analysis pays specific attention to repercussions on health in terms of acute mortality and hospital admissions as the result of respiratory problems during periods of photochemical pollution.

To begin with, the methodology enabled a photochemical pollution episode to be modelled. This episode, which occurred on 10th and 11th August 1998, was taken as reference case, and the methodology enabled the damage associated with it to be calculated over a 120 sq. km. zone centred on Brussels. The assessment produced external costs of 2.2 M€, 80% of which were associated with acute mortality.

Three scenarios involving the reduction of precursory gas emissions (nitrogen oxides and volatile organic compounds) were then analysed. The strategies considered consisted of reducing the total emissions in the Brussels-Capital region in three ways, namely NO_x emissions alone by 50%, COV emissions alone by 50%, and NO_x and COV emissions together by 50%.

On the basis of this analysis it was not easy to decide univocally on the most efficient strategy to adopt with a view to improving the situation. In fact, as far as the most efficient strategy to reduce photochemical pollution is concerned, different conclusions can be arrived at depending on the criterion selected for assessment purposes and the geographical zone involved.

Whereas the reduction of COV emissions in the Brussels region seems to be the most efficient strategy to reduce the peak values observed in the area, the reduction of NO_x is the most efficient approach in terms of decreasing the average values over the 8 hours associated with health effects.

The various scenarios considered all point to increases in ozone concentrations in the major urban areas (Antwerp, Brussels, Gent, Charleroi and Mons-Borinage), a factor which indicates that these areas are saturated in NO_x and COV.

In the case of the Brussels-Capital region, the least deleterious strategy, i.e. the one which leads to the lowest increase in the concentrations, is that of reducing COV emissions alone.

In terms of damage to health, only the scenario involving a reduction in NO_x emission results in a reduction in the external costs associated with the episode in comparison with the reference case. The two other scenarios result in slight increases (less than 1%) in this damage despite the overall effect of reductions in ozone concentrations.

This is explained by the fact that only damage to health is included in the assessment, and that the greatest increases in photochemical pollution occurs in major urban areas. Since the positive effects of a reduction in the precursors in the Brussels region are felt mainly in rural areas, the incorporation of the long term effects on vegetation and crops might well lead to different conclusions.

3.3 Assessment of damage associated with global warming

On the basis of the greenhouse gas emissions (CO₂, CH₄ and N₂O) calculated by AMORTEC and a value of 2.4 €/tCO₂ as favoured by the new FUND 2.0 model for greenhouse-effect-linked externalities, the external costs associated with global warming caused by road traffic in the Brussels-Capital region were evaluated at 1.7 M€ for 1998. It must nevertheless be pointed out that this value is heavily dependent on numerous uncertainties and on the value attributed to the costs associated with each ton of CO₂ emitted. This value has already been revised several times and should be upgraded in the near future in terms of new findings.

A 9% increase could be demonstrated between 1990 and 1999 in connection with changes in the situation in the Brussels-Capital region. Furthermore, a fledgling decrease made its appearance in 1999, a factor which seems to be characteristic of the development of emissions from traffic in urban areas in comparison with traffic on motorways and in rural zones, where the margin on progression is still considerable.

3.4 Analysis of initiatives in favour of sustainable transport

So that it can fulfil its purpose as an aid to decision-making, the study of the effects of atmospheric pollution caused by motor traffic has been complemented by an assessment of the potential effects of various initiatives in favour of sustainable transport.

Three types of initiatives were assessed in comparison with the situation in 1998, which served for reference purposes. These were technological initiatives for general purpose of improving the emission parameters of the vehicle fleet; initiatives encouraging transfers towards cleaner modes of transport; and initiatives to reduce the demand for transport.

To begin with, an analysis of the potential repercussions of the various technical and non-technical initiatives enables to highlight that considerable reductions in emissions can be expected, at least in theory, by the modernisation of the vehicle fleet (the elimination of vehicles dating back to before 1990). Moreover, the margin of progression "guaranteed" by the development of European standards limiting potential emissions in the medium term (Euro IV in 2005) is considerable - a reduction of some 80% for pollutants responsible for local and regional pollution. On the other hand, these norms do not guarantee any reduction in greenhouse gas emissions.

With respect to global warming, we have been able to point to the fact that traditional vehicle technologies (petrol and diesel) do not seem to be able to bring about an effective reduction in CO₂ emissions even when they conform to the strictest standards. With respect to technical initiatives, only the introduction of new vehicle technologies (electric, hybrid or fuel-cell vehicles) or the use of alternative fuels such as LPG seem to be able to reduce CO₂ emissions to an acceptable level to meet the objectives of the Kyoto protocol. Non-technical initiatives are also particularly interesting in this context.

In addition, the new vehicle technologies permit interesting advances to be made in terms of the reduction of local and regional pollution.

As far as the non-technical initiatives are concerned, the effects of a shift, albeit only minimal, towards cycling are particularly interesting in terms of damage reduction.

Finally, the analysis shows that a reduction in freight transport by road or its transfer to cleaner means (waterborne or rail) have a number of potentially significant effects on the reduction of atmospheric pollution despite the relatively small share of freight transport in overall traffic.

4. External costs associated with noise caused by road traffic

In the framework of the "Sustainable Mobility in the Brussels Region" project, the aim was to assess the costs deriving from the noise caused by road traffic in the Brussels-Capital region. Two different approaches were selected for this purpose. On the one hand, there was the initially selected contingent evaluation method and on the other, the hedonic price approach. This latter eventually offered a more extensive view of the situation.

4.1 Contingent evaluation

This method of assessment aims to determine a person's Willingness To Pay (WTP) in order to obtain an advantage, here a reduction in noise levels.

The use of contingent evaluation turned out to be well suited to the situation in the Brussels-Capital region, and the results obtained were rich in lessons. Not only do the inhabitants of Brussels-Capital consider themselves to be seriously incommoded by the noise of the traffic in streets with noise levels above 55 dB(A), but certain of them are ready to pay sometimes far from negligible sums to reduce this daily nuisance. The factors explaining the interviewees' reactions also revealed a large degree of variability in explaining their annoyance and understanding the reasons for their subscribing to the contingent market.

The use of this method enabled the WTP of those questioned to be assessed. In the sample under consideration the average WTP was 224 BEF per month and per household (2,688 BEF per year). If this sum is divided over the members of the household, the average comes out at 114 BEF per month and per person, i.e. 1,368 BEF per person per year (=34€ per person per year).

4.2 Hedonic price method

With the extension of the project from December 2000 to June 2001, it appeared interesting to complement the analysis of the costs occasioned by the noise of road traffic in the Brussels-Capital region by a study of hedonic prices. The so-called hedonic method aims to assess the cost of noise through its repercussions on the property market.

Even though the statistical regression carried out as part of the study showed itself to be generally coherent and significant, because of the current state of the data the analysis, once completed, did not enable any conclusions to be drawn concerning the variable forming the main centre of interest, i.e. the influence of noise levels on housing prices.

It emerges clearly from the results that further study is both necessary and desirable. To be more sure of obtaining more complete results, any subsequent study should be based on a sample which has been constituted in function of the requirements of the method and which, unlike the sample used in the present study, should contained a greater number of dwellings situated along the city's main thoroughfares.

Table des matières

Résumé exécutif.....	I
Executive summary	VI
Table des matières.....	i
Chapitre I : Introduction	1
I.1 Contexte général.....	1
I.1.1 Effets environnementaux des transports	1
I.1.2 Enjeux de l'évaluation économique des effets externes des transports	2
I.1.3 Evaluation des coûts externes en zone urbaine	2
I.2 Principaux objectifs	3
I.3 Organisation du rapport	3
Chapitre II : Evaluation des impacts sur la qualité de l'air.....	5
II.1 La pollution atmosphérique d'origine automobile.....	5
II.2 Les principaux effets de la pollution atmosphérique d'origine automobile	5
II.3 Méthodologie générale pour l'évaluation des impacts de la pollution atmosphérique ..	6
II.4 Evaluation des dommages à l'échelle locale	8
II.4.1 Méthodologie	8
II.4.1.1 Inventaire d'émissions.....	9
II.4.1.1.a Emissions associées au trafic routier	9
II.4.1.1.b Emissions associées au chauffage des bâtiments.....	11
II.4.1.2 Relation Emissions-Immissions	11
II.4.1.3 Impacts physiques et évaluation monétaire	12
II.4.1.3.a Impacts sur la santé	12
II.4.1.3.b Impacts sur les bâtiments	13
II.4.2 Evolution des émissions du trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale depuis 1990	14
II.4.2.1 Monoxyde de carbone.....	14
II.4.2.2 Dioxyde d'azote.....	16
II.4.2.3 Composés Organiques Volatils	16
II.4.2.4 Particules	16
II.4.2.5 Dioxyde de soufre	17
II.4.2.6 Dioxyde de carbone	17
II.4.2.7 Méthane et protoxyde d'azote.....	18
II.4.2.8 Consommation d'essence.....	18

II.4.2.9 Consommation de gazole	18
II.4.2.10 Consommation de GPL.....	18
II.4.3 Contribution du trafic dans les immissions	19
II.4.3.1 Dioxyde de soufre:	19
II.4.3.2 Fumée noire	19
II.4.3.3 Dioxyde d'azote.....	19
II.4.3.4 Monoxyde de carbone.....	21
II.4.4 Coûts externes associés aux dommages locaux.....	21
II.4.4.1 Coûts externes totaux	21
II.4.4.1.a Impacts sur la santé	21
II.4.4.1.b Détérioration des bâtiments	23
II.4.4.1.c Evolution entre 1995 et 1998	23
II.4.4.1.d Marges d'incertitudes	24
II.4.4.2 Coûts externes moyens	24
II.4.4.2.a Comparaison modale	25
II.4.4.2.b Evolutions technologiques	25
II.4.4.2.c Comparaison avec d'autres études	25
II.5 Evaluation des dommages associés à la pollution photochimique	26
II.5.1 Généralités	26
II.5.2 Objectifs	27
II.5.3 Méthodologie d'évaluation	27
II.5.4 Principales caractéristiques du modèle METPHOMOD.....	28
II.5.5 Etablissement des cadastres d'émissions pour la Belgique	29
II.5.6 Quantification des impacts physiques et monétaires.....	30
II.5.6.1 Fonctions exposition-réponse	30
II.5.6.2 Quantification des impacts en termes monétaires	30
II.5.7 Analyse de la situation de référence.....	31
II.5.7.1 Description de l'épisode choisi.....	31
II.5.7.2 Simulations.....	31
II.5.8 Analyse de scénarios de réduction des émissions de précurseurs	33
II.5.8.1 Vers une définition de stratégies de réduction de la pollution photochimique	33
II.5.8.2 Définition des scénarios considérés.....	34
II.5.8.3 Analyse des scénarios	34
II.5.8.3.a Concentrations horaires maximales	35
II.5.8.3.b Concentrations moyennes sur 8 heures	35
II.5.8.3.c Concentrations moyennes sur 24 heures.....	35
II.5.8.3.d Répartition géographique des effets des scénarios de réduction .	36

II.5.8.3.e Dommages à la santé	38
II.5.8.3.f Analyse de la situation en Région de Bruxelles-Capitale.....	38
II.5.8.3.g Conclusions.....	38
II.6 Evaluation des dommages à l'échelle globale	39
II.6.1 Généralités sur les externalités liées aux gaz à effet de serre	39
II.6.2 Coûts externes « effet de serre » du transport routier à Bruxelles	41
II.6.3 Conclusions et discussion	43
II.7 Analyse de scénarios de réduction des émissions du trafic routier	44
II.7.1 Introduction	44
II.7.2 Description des scénarios.....	45
II.7.2.1 Actions sur la technologie des véhicules	45
II.7.2.1.a Ensemble du parc automobile.....	45
II.7.2.1.b Trafic léger	45
II.7.2.1.c Véhicules utilitaires lourds.....	46
II.7.2.1.d Autobus urbains	46
II.7.2.2 Action sur la répartition modale.....	46
II.7.2.3 Action sur la demande	46
II.7.3 Principaux résultats	47
Chapitre III : Evaluation des coûts sociaux associés au bruit des transports	51
III.1 Introduction	51
III.2 Evaluation contingente.....	52
III.2.1 Méthodologie	52
III.2.2 Résultats de la recherche	53
III.2.2.1 Résultats descriptifs	53
III.2.2.2 Niveaux de gêne et leurs déterminants.....	53
III.2.2.3 Analyse de la DAP	54
III.2.2.4 Déterminants de la DAP.....	55
III.3 Méthode des prix hédonistes	56
III.3.1 L'approche hédoniste	56
III.3.2 Détermination des prix implicites	57
III.3.3 Résultats et conclusions	58
Chapitre IV: Conclusions.....	61
IV.1 Développements méthodologiques	61
IV.2 Evaluation de la situation existante	63
IV.3 Soutien à la prise de décision.....	65
IV.4 Développements futurs.....	66
Références	69

Annexe I:	Liste des publications découlant de la recherche.....	I.1
Annexe II:	Méthodologie de calcul des émissions du trafic routier.....	II.1
Annexe III:	Méthodologie d'évaluation des dommages à la santé et aux bâtiments au niveau local.....	III.1
Annexe IV:	Analyse de l'évolution des émissions du trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale depuis 1990.....	IV.1
Annexe V:	Evaluation de la contribution du trafic routier dans les concentrations ambiantes de polluants en Région de Bruxelles-Capitale.....	V.1
Annexe VI:	Coûts externes associés à la pollution atmosphérique d'origine automobile au niveau local: Analyse de la situation actuelle en Région de Bruxelles-Capitale (Scenario Business As Usual).....	VI.1
Annexe VII:	Evaluation des dommages associés à la pollution photochimique autour de la Région de Bruxelles-Capitale.....	VII.1
Annexe VIII:	Les coûts externes liés aux changements climatiques des transports routiers en Région de Bruxelles-Capitale.....	VIII.1
Annexe IX:	Analyse de scénarios de réduction des émissions dans le cadre de la mise en place d'une politique de mobilité durable.....	IX.1
Annexe X:	Estimation du coût social du bruit des transports - Application de l'évaluation contingente au bruit routier dans la Région de Bruxelles-Capitale.....	X.1
Annexe XI:	Estimation du coût social du bruit des transports - Application de la méthode hédoniste au bruit routier dans la Région de Bruxelles-Capitale.....	XI.1

Les annexes II - XI peuvent être téléchargées à partir de la site des SSTC :

www.belspo.be

Chapitre I : Introduction

I.1 Contexte général

Le présent projet de recherche s'inscrit dans le cadre général du développement de méthodologies visant à évaluer le caractère soutenable des transports dans la perspective de la mise en place de politiques vers une mobilité durable. En effet, la notion de mobilité durable, au même titre que le développement durable, en est encore à un stade largement conceptuel et les tentatives de traduction de ce concept en termes opérationnels sont encore rares. Ce constat permet d'expliquer en partie l'absence d'objectifs clairs en direction de la soutenabilité que l'on peut relever actuellement dans les politiques de gestion aux différents niveaux de pouvoir. Dans cette perspective, le développement d'outils appropriés est nécessaire afin de permettre l'opérationnalisation du concept de mobilité durable et son intégration dans les politiques de gestion.

Dans cette tentative de traduire en termes opérationnels le concept de mobilité durable, une approche consiste à évaluer les coûts externes générés par le trafic c'est-à-dire la part des coûts sociaux générés par les activités de transport mais qui ne sont pas supportés par ceux qui les occasionnent mais par des tiers. Ces externalités concernent principalement : la pollution atmosphérique (aux échelles locale, régionale, globale), les nuisances sonores, la consommation de ressources (espace et énergie), la congestion et les accidents de la route.

I.1.1 Effets environnementaux des transports

La satisfaction du besoin de mobilité s'accompagne d'effets indésirables sur l'environnement. Les pressions exercées par le transport sont très diverses de par leur nature et les compartiments de l'environnement qu'elles affectent:

- consommation de ressources naturelles (énergie, espace, matériaux);
- atteintes au patrimoine naturel (écosystèmes);
- atteintes aux milieux (air, eau, sols) : effet de serre, la pollution atmosphérique locale et régionale, pollution de l'eau, pollution du sol;
- atteintes au cadre et au mode de vie : impacts sur le paysage, effets de coupure, congestion;
- risques et santé : bruit, affections dues à la pollution de l'air, insécurité routière;
- vibrations.

Le problème des effets environnementaux des transports s'est accru au cours de ces dernières années, avec le problème particulier des effets des émissions des véhicules sur l'environnement. L'expansion continue du trafic a contribué jusqu'à aujourd'hui à augmenter les émissions du secteur des transports alors même que de nets progrès ont été enregistrés dans d'autres domaines comme l'industrie et le chauffage. Le renforcement des normes d'émissions des véhicules et le renouvellement technologique du parc automobile n'ont permis de compenser que de manière partielle les effets de la croissance du trafic.

Cette pollution atmosphérique générée par les transports a une grande variété d'impacts - notamment sur la santé humaine et les environnements bâti et naturel - auxquels sont associés des coûts importants pour la société. La reconnaissance du besoin de quantifier et de monétariser ces coûts environnementaux, généralement considérés d'un point de vue économique comme des externalités, est à l'origine du développement actuel des méthodes d'évaluation des effets externes des transports notamment en vue de la mise au point de politiques d'internalisation et de l'intégration de ces coûts dans l'évaluation des projets publics.

I.1.2 Enjeux de l'évaluation économique des effets externes des transports

A ces charges environnementales importantes imposées par le trafic routier, sont associés des coûts pour la société (coûts des soins de santé et de la vie humaine, coûts de réparation des dommages aux bâtiments, coûts des pertes de production, ...).

En terme de nuisances, on ne dispose généralement pas d'un prix permettant de mesurer directement le préjudice subi et la logique économique classique se trouve généralement prise en défaut du fait de l'absence de médiation par un marché entre ceux qui génèrent les nuisances et ceux qui les subissent. De plus, rien ne conduit l'émetteur de la nuisance à prendre en compte les conséquences de ses actions. Les coûts ainsi générés sont qualifiés de "externes" en référence au fait que la relation qui s'établit entre l'émetteur et le récepteur a lieu en dehors du marché.

Cet échec du marché et des pouvoirs publics, qui font que les coûts externes de la mobilité ne sont pas suffisamment pris en compte, est à l'origine de l'idée selon laquelle l'homme moderne ne tient pas suffisamment compte, dans ses choix de mobilité, des inconvénients posés par les transports. En effet, le mécanisme des prix dans le secteur des transports n'est pas assez stimulant pour générer une juste évaluation des bénéfices et des coûts liés à l'utilisation des différents moyens de transport. Le choix entre transport collectif et transport individuel, par exemple, en est donc faussé.

Traditionnellement, la solution proposée consiste à évaluer les coûts externes avant de les internaliser. Cette prise en compte se fait souvent par voie réglementaire mais aussi de plus en plus aujourd'hui à l'aide d'instruments économiques. Cette politique d'internalisation des coûts a été préconisée par la Commission Européenne notamment dans son Livre Vert pour une tarification équitable et efficace des transports [Commission Européenne (1995a)].

L'intérêt de l'évaluation monétaire des effets externes des transports ne se limite pas simplement à permettre, dans le cadre d'une politique d'internalisation, la détermination, pour les différents modes de transport, du taux d'internalisation à réaliser. Elle permet également dans le cadre de l'évaluation de projets, de politiques ou de mesures en relation avec les transports d'intégrer l'évaluation des bénéfices environnementaux générés en favorisant, par exemple, le transfert modal et la diminution du trafic de voitures particulières. En effet, l'évaluation économique traditionnelle de tels projets a eu tendance à ignorer ces bénéfices. En conséquence, les bénéfices environnementaux procurés par de telles options ont été considérablement sous-évalués jusqu'à présent.

Dans cette perspective, l'évaluation des coûts externes environnementaux générés le trafic routier intervient donc comme un véritable outil d'aide à la prise de décision.

I.1.3 Evaluation des coûts externes en zone urbaine

Les coûts externes générés par les transports sont particulièrement importants dans les zones urbaines. Ceci s'explique en raison de la conjonction de deux paramètres : d'une part, la densité importante des sources polluantes et, d'autre part, la densité importante et la proximité des récepteurs (population, patrimoine bâti). C'est donc dans ces zones que la quantification des coûts externes s'avère particulièrement intéressante notamment dans la perspective de l'évaluation de politiques en direction de transports plus soutenables.

Certaines études menées notamment dans le cadre du projet européen ExternE [Commission Européenne (1995b)] dédié à l'évaluation des coûts externes dans les secteurs énergétique et des transports [Commission Européenne (1998b)] ont confirmé l'importance des impacts locaux dans l'ensemble des dommages produits par la pollution d'origine automobile. Ces études ont également montré la part prédominante des effets sur la santé dans les dommages locaux.

Comme beaucoup d'autres villes européennes, Bruxelles est lourdement affectée par le problème du trafic routier croissant. La Région de Bruxelles-Capitale doit faire face à une congestion croissante de son réseau routier qui, depuis 1980, est soumise à une intensité de

trafic croissant continuellement. La saturation complète du réseau est prévue pour 2005 [RBC (1995)]. Les raisons de cette évolution préoccupante se situent principalement dans l'exode urbain; l'accroissement de l'emploi à l'intérieur de Bruxelles et dans sa périphérie ; et le taux de motorisation en croissance continue.

1.2 Principaux objectifs

C'est dans ce contexte que s'inscrit l'étude menée par le Centre d'Etudes Economiques et Sociales de l'Environnement dans le cadre du projet « Mobilité durable en région bruxelloise ». Cette étude financée par les Services Fédéraux des Affaires Scientifiques, Techniques et Culturelles dans le cadre du programme « Mobilité durable » concerne plus spécifiquement le développement de méthodologies permettant de quantifier et de monétariser les effets externes du trafic routier en zone urbaine – la Région de Bruxelles-Capitale – dans la perspective de la mise en place de politiques vers une mobilité durable.

Outre l'approfondissement des connaissances dans ce domaine, un objectif essentiel de cette étude a donc été de développer et d'appliquer un cadre comptable des externalités environnementales liées au trafic en région bruxelloise.

Un autre objectif important consiste à développer un outil d'aide à la décision permettant la prise en compte des coûts/bénéfices environnementaux associés aux mesures en faveur d'une mobilité durable.

1.3 Organisation du rapport

Dans le cadre de l'étude menée par le CEESE, deux catégories d'impacts sur l'environnement ont été analysées spécifiquement. Il s'agit, d'une part, des impacts liés à la pollution atmosphérique d'origine automobile et, d'autre part, des effets liés au bruit du trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale.

En ce qui concerne l'évaluation des impacts associés à la pollution atmosphérique, objet du Chapitre II, une distinction est faite suivant l'échelle géographique (locale, régionale ou globale) des impacts considérés. L'étude menée s'est concentrée essentiellement sur les dommages à l'échelle locale. La pollution photochimique qui se manifeste aux échelles locales et régionales est également considérée spécifiquement dans l'analyse. Une estimation des dommages associés au réchauffement climatique a finalement été réalisée. Le Chapitre II présente, d'une part, les approches méthodologiques développées pour l'analyse et l'évaluation de ces différentes catégories d'impacts; et, d'autre part, les principaux résultats obtenus. L'analyse est complétée par l'évaluation, en termes d'amélioration de la qualité de l'air, de différentes mesures en faveur de transports plus soutenables.

Au Chapitre III, sont présentées deux approches méthodologiques visant à évaluer les coûts sociaux du bruit généré par le trafic en Région de Bruxelles-Capitale. Une approche basée sur la méthode d'évaluation contingente a été développée dans un premier temps en tant qu'étude pilote. Afin d'avoir une vision plus large de la problématique, cette approche a ensuite été complétée par l'approche des prix hédonistes. Les principaux résultats et les principales limites de ces deux méthodes sont résumées dans ce chapitre.

Au Chapitre IV finalement, les principales conclusions de l'étude sont résumées. Différentes perspectives de développements futurs des outils développés dans le cadre de ce projet sont également présentées.

D'une façon générale, ce rapport est conçu comme une synthèse de l'étude où seuls sont repris les éléments essentiels. Pour les différents aspects de l'étude menées, des renvois systématiques sont établis vers les Annexes où des analyses plus détaillées et des rapports complets sont présentés.

Chapitre II : Evaluation des impacts sur la qualité de l'air

II.1 La pollution atmosphérique d'origine automobile

Les transports sont à l'origine du rejet dans l'atmosphère d'importantes quantités de produits de combustion. Les principaux polluants atmosphériques émis par les véhicules sont:

- le *dioxyde de carbone* (CO_2) produit par l'oxydation du carbone des carburants;
- le *monoxyde de carbone* (CO) provenant d'une combustion incomplète du carburant;
- les *oxydes d'azote* (NO_x) formés à haute température par oxydation de l'azote de l'air, principalement NO et NO_2 ;
- les *particules* résultant d'une part d'une combustion incomplète du carburant (notamment pour les véhicules diesel) et d'autre part de phénomènes d'usure et de frottement;
- les *composés organiques volatils* (COV) comprenant des hydrocarbures (alcane, alcène, aromatiques monocycliques et notamment benzène et toluène, certains HAP légers...) et des composés oxygénés (aldéhydes, acides, cétones, éthers...). L'évaporation du carburant lors du remplissage du réservoir et au niveau de l'alimentation des véhicules est également une source d'émission, notamment pour l'essence plus volatile que le gazole;
- les *hydrocarbures aromatiques polycycliques* (HAP), tels que le benzo(a)pyrène, le benzo(k)fluoranthène, le benzo(b)fluoranthène, le benzo(g,h,i)pérylène et le benzo(a)anthracène. Ces composés lourds se retrouvent, pour certains à la surface des particules, alors que les plus volatils, émis en moins grande quantité, sont présents dans la phase gazeuse;
- le *dioxyde de soufre* (SO_2) formé à partir du soufre contenu dans le gazole et les essences;
- les *métaux* (plomb notamment) présents initialement dans les huiles et les carburants.

II.2 Les principaux effets de la pollution atmosphérique d'origine automobile

La pollution dont sont responsables les émissions générées par les transports se manifeste à des **différentes échelles géographiques**:

- **à l'échelle locale (urbaine)**: il s'agit principalement des rejets de monoxyde de carbone, de composés organiques volatils et de poussières;
- **à l'échelle locale et régionale**: on peut distinguer, d'une part, la pollution acide dont sont responsables principalement les oxydes d'azote et de soufre et, d'autre part, la pollution photochimique liée aux émissions de monoxyde de carbone, d'oxydes d'azote et de composés organiques volatils qui agissent comme précurseurs;
- **à l'échelle globale**: elle concerne les émissions de gaz à effet de serre (dioxyde de carbone, méthane, protoxyde d'azote,...) et destructeurs de la couche d'ozone (protoxyde d'azote,...).

Les effets directs et indirects sur l'environnement de la pollution induite par les transports constituent un ensemble de phénomènes très divers et souvent complexes (voir Figure II.1).

Certains polluants tels que le dioxyde de carbone sont chimiquement stables et tendent à s'accumuler dans l'atmosphère dont ils modifient les propriétés physiques (effet de serre). D'autres polluants, chimiquement actifs, peuvent réagir avec les corps avec lesquels ils entrent en contact (corrosion des matériaux, toxicité vis à vis des organismes vivants, etc.)

ou également avec d'autres polluants de l'atmosphère pour générer de nouveaux polluants dits secondaires. C'est le cas notamment du monoxyde de carbone, des oxydes d'azote et des composés organiques volatils qui évoluent chimiquement dans la troposphère sous l'effet du rayonnement solaire et sont à l'origine d'une pollution photochimique caractérisée par une production d'ozone et d'autres espèces dangereuses pour la santé et l'environnement (peroxyacéthylnitrates, aldéhydes, acide nitrique, eau oxygénée...).

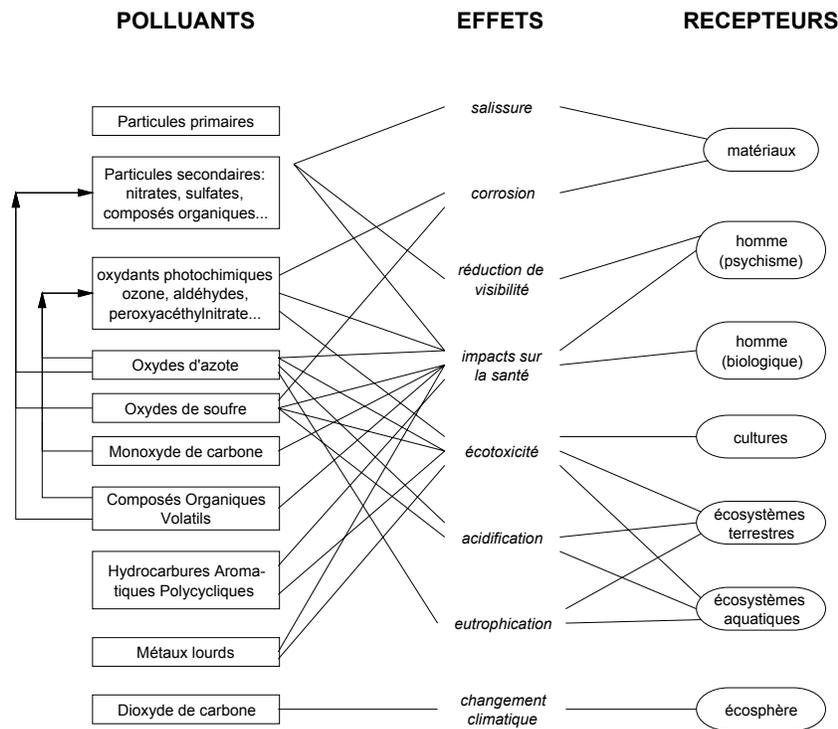


Figure II.1 : Effets de la pollution atmosphérique des transports.

Par différents processus (absorption ou dissolution des gaz, dépôt des particules, etc.), les produits rejetés dans l'atmosphère migrent progressivement vers la surface terrestre où ils sont susceptibles de déplacer l'équilibre biochimique du milieu qui les reçoit (acidification et eutrophisation des écosystèmes, etc.). Par ailleurs, des métaux ou des composés organiques persistants sont véhiculés à travers les chaînes alimentaires et s'accumulent dans certains tissus vivants. Ils peuvent ainsi constituer des poisons pour certains organismes.

Dans l'état actuel des connaissances, la science est loin de saisir complètement l'ensemble de ce système et de ces impacts en cascade. Cependant, dans certains cas il est possible de quantifier la relation entre une augmentation de la concentration d'un polluant dans un milieu et l'effet qu'elle provoque sur certains récepteurs exposés à cette pollution. On exprime de telles relations sous forme de fonction " exposition-réponse " .

II.3 Méthodologie générale pour l'évaluation des impacts de la pollution atmosphérique

Il existe une grande diversité de méthodes d'évaluation et de monétarisation des coûts externes des nuisances générées par les transports routiers. Une première famille de méthodes fait directement référence au marché et à l'évaluation des préférences individuelles avec une distinction supplémentaire selon que ces préférences sont reflétées

sur des marchés existants (préférences révélées; par exemple, méthode des prix hédonistes, méthode du coût du trajet, ...) ou plutôt évaluées sur un marché fictif sur lequel on va demander aux agents de se positionner comme s'il existait réellement (préférences déclarées, évaluation contingente). D'autres méthodes d'évaluation des nuisances établissent quant à elles des valeurs à un niveau global et collectif en faisant là aussi une distinction entre les évaluations *a priori* (par exemple, évaluations du coût des dommages ou des coûts d'évitement) et *a posteriori*.

De par la diversité des points de vue qu'elles adoptent ces méthodes aboutissent généralement à des résultats différents. Suivant le lieu et l'époque pour lesquels elles ont été établies, les estimations peuvent également diverger. Ce constat ne retire en rien l'intérêt d'un effort de valorisation des externalités des transports. Il vient plutôt renforcer la responsabilité collective et le rôle de la fonction politique dans ce domaine.

Afin d'évaluer les impacts de la pollution atmosphérique (en termes d'effets néfastes sur la santé publique, de détérioration des bâtiments ou de changement climatique par exemple), la méthodologie développée dans le cadre de cette recherche repose sur l'évaluation du **coût des dommages**. Egalement connue sous le nom d'approche du chemin d'impact, cette méthodologie trace le passage d'un polluant depuis l'endroit où il est émis jusqu'à l'impact final en suivant une série logique d'étapes. L'évaluation des effets externes générés par les transports est alors le résultat d'une analyse qui comporte quatre étapes principales représentées à la Figure II.2:

- **Emissions:** estimation des quantités de polluants rejetées par les sources sur base de paramètres spécifiques au trafic (intensité, composition du parc de véhicules, fonctions de consommation et d'émission de polluants, etc);
- **Immissions:** calcul de l'accroissement résultant des concentrations en polluants dans les régions affectées à l'aide notamment de modèles de dispersion atmosphérique;
- **Dommages physiques:** caractérisation de la population ou des récepteurs exposés à une augmentation incrémentale de la pollution. Cette étape nécessite l'identification de fonctions «exposition-réponse» adéquates. Il s'agit de fonctions qui mettent en relation les concentrations en un endroit (exposition) avec le dommage physique qui en résulte (par exemple, le nombre de cas d'admission à l'hôpital dus à une augmentation de la concentration en ozone). La forme de cette fonction varie suivant des mécanismes spécifiques aux dommages.
- **Impacts monétaires:** Il s'agit de l'évaluation économique des impacts déterminés précédemment (par exemple, la multiplication par le coût d'une admission à l'hôpital donne le coût du dommage). La méthode d'évaluation des dommages en terme monétaire diffère selon les impacts considérés.

Cette approche classique a notamment été préconisée dans le cadre du projet ExternE («Externalities of Energy») lancé en 1991 par la Commission Européenne pour évaluer les externalités environnementales dans le secteur de l'énergie [Commission Européenne (1995b)] et étendu par la suite aux activités de transport [Commission Européenne (1998a)].

L'approche suivie dans le cadre du projet «Mobilité durable en région bruxelloise» s'inspire de celle qui a été développée dans le cadre du projet ExternE, tout en la complétant par des données mieux adaptées au cas spécifique de Bruxelles (notamment prise en compte d'un stock à risque de bâtiments spécifique) et en proposant des approches alternatives notamment pour la modélisation de la relation émissions-immissions.

En fonction de l'échelle – locale, régionale ou globale – considérée, des approches spécifiques sont développées principalement pour l'établissement de la relation entre les émissions du transport et les immissions résultantes qui nécessite des méthodologies distinctes en fonction de l'échelle spatiale à laquelle on travaille.

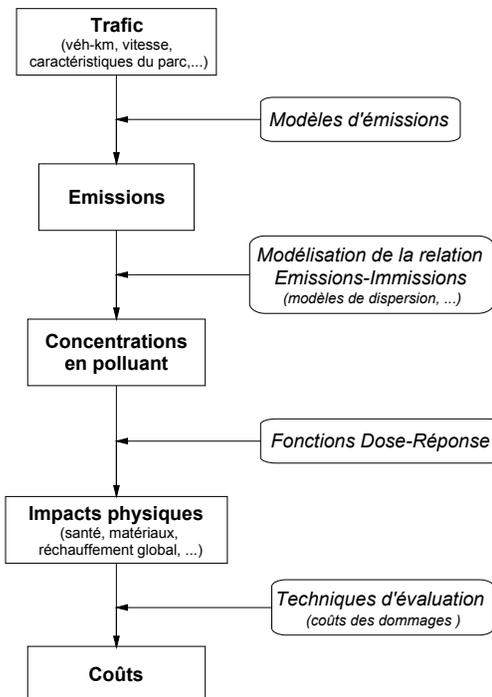


Figure II.2 : Méthode du coût des dommages pour l'évaluation des impacts associés à la pollution atmosphérique.

II.4 Evaluation des dommages à l'échelle locale

II.4.1 Méthodologie

Pour l'évaluation des dommages à l'échelle locale, un modèle spécifique a été développé dans le cadre de ce projet [Favrel & Hecq (1998); Favrel & Hecq (2001)]. Il s'agit du **modèle «Bruxelles Air»** pour l'évaluation des coûts externes de la pollution atmosphérique en Région de Bruxelles-Capitale.

Ce modèle est composé de trois modules. Le premier, dédié au calcul des émissions, établit le lien entre les principales activités économiques responsables de la pollution de l'atmosphère urbaine (trafic et chauffage domestique et des bureaux) et leurs niveaux d'émissions respectifs. Le second module détermine les immissions (concentrations auxquelles les récepteurs sont soumis) résultantes en modélisant la relation entre ces immissions, les émissions calculées précédemment et différentes variables météorologiques pertinentes. Le troisième module évalue alors les dommages en termes physiques et monétaires via des fonctions exposition-réponse et des fonctions de dommage appropriées.

Afin de déterminer la contribution du trafic routier aux concentrations en polluants mesurées dans l'agglomération bruxelloise, le CEESE a développé un modèle de type économétrique basé sur l'analyse en régression multiple non-linéaire [Favrel & Hecq (1998)]. Construit après avoir étudié l'influence de différents paramètres liés aux concentrations en polluant dans l'atmosphère urbaine, le modèle est conçu sous la forme d'une relation statistique entre une variable dépendante – la concentration en polluant mesurée aux stations de mesure de l'agglomération bruxelloise – et les deux types de variables explicatives suivantes:

1. **Variables économiques:** émissions liées aux principales activités économiques dans la zone urbaine (trafic, chauffage domestique et chauffage des bureaux);
2. **Paramètres météorologiques:** vitesse du vent, hauteur de la couche de mélange, précipitations, température, durée journalière d'ensoleillement, etc;

Alors que les données météorologiques sont disponibles directement à partir des mesures effectuées dans la région, les données économiques doivent être évaluées sur une base journalière pour la période considérée.

Le modèle fonctionne à un niveau agrégé en considérant le niveau de pollution moyen pour la zone étudiée. Il estime les émissions et les immissions résultantes pour cette zone sur une base journalière pour la période 1994-1998.

Une telle approche statistique pour la modélisation de la relation émissions-immissions est limitée aux polluants pour lesquels des mesures continues sont disponibles pour des périodes suffisamment longues. En conséquence, dans le cas de la Région de Bruxelles-Capitale, son application est limitée aux oxydes d'azote, aux particules, aux oxydes de soufre et au monoxyde de carbone qui sont les principaux responsables de la pollution de l'atmosphère urbaine. Cette approche a également été testée pour des polluants secondaires tels que l'ozone. Mais dans ce cas, les conclusions qui peuvent être tirées d'une telle analyse doivent être prises avec précaution compte tenu de sa représentativité géographique limitée par rapport aux effets régionaux voire continentaux que la pollution photochimique peut avoir.

Par rapport à une approche déterministe de la modélisation de la pollution atmosphérique qui nécessite la connaissance de nombreux paramètres pour modéliser les phénomènes physiques et chimiques complexes intervenant dans la pollution urbaine et qui est difficile à mettre en oeuvre sans recourir à des ordinateurs puissants, l'approche statistique développée est relativement facile à implémenter et présente un bon niveau de précision. D'autre part, il est évident que ce type d'approche convient bien pour une évaluation à un niveau agrégé mais est d'un intérêt limité pour une évaluation de la pollution atmosphérique au niveau d'une rue ou lorsque qu'une résolution spatiale importante est requise.

Dans les paragraphes qui suivent, nous décrivons brièvement les approches méthodologiques développées au niveau des trois modules de base composant le modèle.

II.4.1.1 Inventaire d'émissions

En ce qui concerne les émissions liées aux principales sources de pollution atmosphérique dans la Région de Bruxelles-Capitale, le modèle évalue spécifiquement les émissions liées au trafic routier, d'une part, et au chauffage domestique et des bureaux, d'autre part. Les émissions associées à l'industrie locale ne sont pas calculées spécifiquement. Elles sont relativement limitées au sein de la région même si elles peuvent s'avérer non-négligeables dans les zones périphériques. Dans la formulation statistique du modèle, les impacts associés aux activités industrielles sont considérés via un terme d'imports extérieurs au même titre que la pollution de fond.

II.4.1.1.a Emissions associées au trafic routier

Dans le cadre du projet « Mobilité durable en région bruxelloise », le Centre d'Etudes Economiques et Sociales de l'Environnement a développé une approche spécifique permettant le calcul des émissions du trafic routier à une échelle agrégée nationale ou régionale sur base annuelle ou mensuelle. Le modèle développé a été baptisé AMORTEC pour « **A**ggregate **M**Odel for **R**oad **T**raffic **E**missions **C**alculation ». Sur base de ce modèle, les émissions polluantes et la consommation de carburants associées au trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale ont été calculées sur une base mensuelle pour la période 1990-1999 pour les différentes catégories de véhicules composant le parc automobile et en prenant en compte l'évolution de celui-ci au cours de cette période. Nous renvoyons à l'Annexe II pour une présentation détaillée du modèle AMORTEC et de la méthodologie de calcul utilisée.

Le modèle AMORTEC permet le calcul des principales **émissions polluantes** associées au trafic routier – CO, NOx, COV (totaux ou désagrégés suivant 43 espèces), SO₂, PM, CO₂,

CO₂, N₂O, CH₄ – ainsi que l'évaluation des consommations d'essence, de gazole et de LPG à l'échelle annuelle ou mensuelle.

AMORTEC distinguent les **types d'émissions** suivants : émissions à chaud, surémissions à froid - émissions supplémentaires lorsque le moteur est encore froid ou lorsque le pot catalytique n'a pas encore atteint sa température de fonctionnement - et les émissions par évaporation – uniquement pour les composés organiques volatils non-méthaniques – avec pour ces dernières une distinction supplémentaire entre les émissions diurnes lors du stationnement du véhicule, les émissions après arrêt du moteur chaud et très chaud et les pertes par évaporation pendant que le véhicule circule.

Le calcul se base sur les **données d'entrées** suivantes :

- La composition du parc de véhicules ;
- Les prestations kilométriques sous forme de véhicule-kilomètres parcourus par les différentes catégories de véhicules sur différentes classes de routes dans la zone géographique considérée;
- Les vitesses des véhicules sur ces classes de routes ;
- Les facteurs d'émission et de consommation adéquats exprimant les quantités de polluants émises par kilomètre parcouru par les différentes catégories de véhicules ;
- La température ambiante et ses variations mensuelles;
- Certaines caractéristiques des carburants.

En ce qui concerne la **composition du parc de véhicules**, le modèle distingue quatre catégories de véhicules principales: voitures particulières, véhicules utilitaires légers, véhicules utilitaires lourds et autobus et autocars. Ces catégories principales sont subdivisées suivant 83 sous-catégories de véhicules définies sur base de la motorisation (essence, Diesel ou LPG), de la cylindrée ou de la masse des véhicules ainsi que de l'évolution des directives européennes limitant les émissions (normes EURO notamment). Pour la période considérée – de 1990 à 1999 – le parc automobile belge a été réparti suivant ces sous-catégories sur base des statistiques disponibles (FEBIAC et INS essentiellement).

Pour la détermination des **prestations kilométriques** des différentes catégories de véhicules en Région de Bruxelles-Capitale, les statistiques fédérales relatives au nombre de kilomètres parcourus sur les différents réseaux routiers (national, régional et communal) chaque année sont utilisées comme données de base. La composition effective du trafic dans la Région de Bruxelles-Capitale, nécessaire pour évaluer les contributions de chaque catégorie de véhicule à l'ensemble du trafic annuel observé sur les différentes classes de route (autoroutes, réseaux régional et communal) est également estimée sur base de données fournies par le Ministère des Communications et de l'Infrastructure.

Les **fonctions d'émission et de consommation** définies dans le cadre de la méthodologie COPERT [Ahlvik *et al.* (1997), Ntziachristos *et al.* (1999)] sont utilisés par le modèle. De par sa structure, ce modèle permet de comparer les émissions de véhicules appartenant aux législations européennes successives en ce compris les futures législations Euro IV et V auxquelles devront satisfaire les véhicules d'ici 2008.

La méthodologie utilisée pour le calcul des **émissions annuelles** consiste à répartir les prestations kilométriques annuelles sur les différentes classes de routes (autoroutes, routes régionales et routes communales) connues comme données statistiques (recensement général de la circulation, Ministère des Communications et de l'Infrastructure) ou estimées par des modèles d'affectation du trafic, entre les différentes catégories de véhicules en fonction de leurs parts relatives dans le trafic. Pour chacune de ces catégories, un facteur d'émission moyen est calculé sur base de la part relative des différentes sous-catégories de véhicules entrant dans cette catégorie pour lesquelles la méthodologie COPERT fournit un facteur d'émission. Ces facteurs d'émission étant définis en fonction d'une vitesse caractéristique, il faut préalablement déterminer les vitesses caractéristiques des différentes catégories de véhicules sur les trois classes de routes. Ces vitesses peuvent être fixées sur base des résultats de modèles d'affectation du trafic ou en se basant sur les valeurs proposées par COPERT pour la Belgique. Pour chaque classe de route, une vitesse

représentative moyenne a été attribuée à chacune des principales catégories de véhicules (voitures particulières, véhicules utilitaires légers, véhicules utilitaires lourds, autobus et autocars).

En vue de leur utilisation dans le cadre du modèle « Bruxelles-Air » et plus particulièrement pour la modélisation de la relation émissions-immissions, les émissions annuelles (ou mensuelles) calculées sont ramenées en **émissions journalières** en utilisant des indices de trafic appropriés. Deux indices sont combinés : un indice journalier – défini en fonction du jour de la semaine – et un indice mensuel – défini en fonction du mois de l'année. Ces indices sont construits à partir de comptages de trafic réalisés à des endroits représentatifs dans l'agglomération bruxelloise de façon à rendre compte des variations de l'intensité du trafic au cours de l'année. Les émissions journalières sont alors obtenues en multipliant les émissions moyennes journalières (càd les émissions annuelles totales divisées par le nombre de jours dans l'année) par les deux indices.

II.4.1.1.b Emissions associées au chauffage des bâtiments

Les **émissions annuelles** de polluants atmosphériques associées au chauffage des bâtiments sont calculées en multipliant la consommation de chaque combustible par un facteur d'émission approprié et en additionnant ensuite les contributions des différents combustibles (gasoil, gaz naturel, charbon). Les émissions annuelles associées au chauffage domestique ou dans le secteur tertiaire sont évaluées séparément.

Les émissions annuelles résultantes sont ensuite converties en **émissions journalières** afin de pouvoir être intégrées dans le modèle. Cette conversion est réalisée en recourant au concept de « degré-jour » DJ qui est défini comme suit :

$$DJ = 16,5^{\circ}C - T_e \quad \text{avec } DJ \geq 0$$

$$T_e = 0,6 T_m + 0,3 T_{m-1} + 0,1 T_{m-2}$$

Avec,

T_m température moyenne du jour m en °C.

Les émissions annuelles sont donc réparties suivant une température journalière équivalente T_e qui tient compte des températures des deux jours précédents. Le concept de « degré-jour » repose sur l'hypothèse que les agents économiques commencent à se chauffer lorsque la température descend en dessous du seuil de 16,5°C. On fait également l'hypothèse que, en dessous de ce seuil, la relation entre la consommation énergétique et la température est linéaire. De telles relations ont en fait été observées sur base de mesures journalières relatives à la distribution annuelle de gaz naturelle par le réseau régional bruxellois [Coussement *et al.* (1989)].

En utilisant une température équivalente T_e qui tient compte d'un certain délai au lieu d'utiliser la température journalière moyenne effective, on fait l'hypothèse que le comportement de chauffage est partiellement influencé par la température des jours précédents. Cette relation a été proposée par la Fédération Belge de l'Industrie du Gaz dans son annuaire statistique pour expliquer la consommation de gaz en Belgique [FIGAZ (1996)].

Les émissions journalières sont alors calculées en deux temps. Dans un premier temps, le nombre de degré-jour sur l'année sont additionnés et les émissions annuelles associées au chauffage des bâtiments sont divisés par cette valeur. Dans un second temps, les émissions journalières sont calculées en multipliant ces émissions par degré-jour par le nombre de degré-jour correspondant au jour considéré.

II.4.1.2 Relation Emissions-Immissions

Chaque polluant est modélisé séparément conduisant à un système d'équations spécifique. Chaque système d'équations comportent autant d'équations qu'il n'y a de données journalières au cours de la période considérée.

La forme générale des équations qui constituent le modèle établit une relation statistique entre trois types de variables décrites précédemment – concentrations en polluant, paramètres météorologiques et variables économiques. Les équations qui doivent être résolues sont de la forme :

$$[POL_i] = [\alpha_i \cdot deh_i + \beta_i \cdot det_i + \gamma_i] \cdot \left(\frac{1}{vel}\right)^{\delta_i} \cdot e^{(\varepsilon_i \cdot preci)} \cdot e^{(\zeta_i \cdot mixh)} \cdot e^{(\eta_i \cdot sun)}$$

[POL_i] représente la concentration moyenne du polluant *i*. **deh_i** et **det_i** représentent les émissions journalières du polluant *i* associées au chauffage et au trafic routier respectivement. Les données météorologiques considérées sont : la vitesse moyenne du vent **vel**, les précipitations **preci**, la hauteur de la couche de mélange à midi **mixh** et la période journalière d'ensoleillement **sun** (considérée uniquement pour les oxydes d'azote). $\alpha_i, \beta_i, \gamma_i, \delta_i, \varepsilon_i, \zeta_i, \eta_i$ sont les coefficients de régression.

A l'examen de l'équation présentée ci-dessus, on voit que la forme générale des équations du modèle repose sur deux types de relation entre les séries temporelles considérées:

- une relation linéaire entre les concentrations en polluant observées et les émissions associées aux différentes sources polluantes;
- une relation de type exponentielle entre les concentrations en polluant observées et les variables météorologiques pertinentes.

La caractéristique originale de cette formulation est qu'elle tient compte simultanément des différentes influences, aussi bien économiques que météorologiques, sur les niveaux de concentration en polluants dans l'air ambiant.

La résolution de ces équations par régression multiple non-linéaire permet d'estimer l'évolution des concentrations pour les différents polluants considérés sur une base journalière pour la période 1994-1998. La résolution des équations de modélisation permet également d'établir la part de responsabilité des différentes activités économiques dans les immissions représentatives de l'exposition des récepteurs (population et bâtiments). C'est sur base de ces résultats qu'est ensuite déterminée la fraction des dommages à attribuer aux différentes activités économiques pour l'évaluation monétaire finale.

II.4.1.3 Impacts physiques et évaluation monétaire

Pour l'analyse des coûts externes générés par le trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale, les effets suivants sont considérés: les effets sanitaires en terme de mortalité et de morbidité, d'une part, et les dommages aux bâtiments, d'autre part.

L'analyse se concentre sur les principaux polluants – particules, dioxyde de soufre et monoxyde de carbone – responsables de ces effets à l'échelle locale. Les effets sanitaires associés au dioxyde d'azote ont également été évalués mais, en accord avec les recommandations formulées dans le cadre du projet ExternE, ils ne sont pas pris en compte dans l'analyse finale en raison de leur dépendance démontrée au concentration de fond en particules [Commissions Européenne (1998a)].

Dans un premier temps, ces dommages sont évalués en termes physiques grâce à des fonctions exposition-réponse exprimant la réponse des récepteurs à un changement dans la concentration en polluant. L'étape finale de l'analyse concerne l'évaluation monétaire proprement dite de ces dommages physiques.

Pour une présentation plus détaillée de la méthodologie développée pour cette partie de la recherche, nous renvoyons à l'Annexe III.

II.4.1.3.a Impacts sur la santé

Pour l'évaluation des impacts sur la santé, nous avons distingué, d'une part, une **analyse principale** basée sur les manifestations sanitaires et les polluants pour lesquels des preuves importantes existent et, d'autres part, une **analyse de sensibilité** basée sur d'autres

polluants ou manifestations sanitaires pour les lesquels les preuves sont moins importantes à l'heure actuelle.

Les **fonctions exposition-réponse** utilisées proviennent principalement du projet ExternE [Commission Européenne (1998a)]. Les dommages sont calculés en faisant le lien entre la population exposée, les concentrations en polluants et les fonctions de dégradation. La population à risque est divisée en groupes d'âge et les asthmatiques sont considérés spécifiquement.

L'analyse principale reprend les manifestations sanitaires et les polluants pour lesquels des preuves importantes existent. Cette analyse intègre les effets sur la mortalité aiguë (PM2.5 et SO₂); la mortalité chronique (PM2.5); les effets aigus chez les asthmatiques; la morbidité chronique (PM2.5); les arrêts cardiaques congestifs (PM2.5 et CO); les admissions en clinique pour causes respiratoires et cardiovasculaires (PM2.5); et le cancer (PM2.5). La population à risque est divisée en groupes d'âge et les asthmatiques sont considérés spécifiquement. Pour toutes ces manifestations sanitaires, des relations causales ont pu être établies entre les niveaux de pollution et le nombre de cas observés et on dispose de fonctions exposition-réponse.

L'analyse de sensibilité est basée quant à elle sur d'autres polluants ou manifestations sanitaires pour les lesquels les preuves sont moins importantes à l'heure actuelle. Cette analyse intègre les effets sanitaires suivants : maladie cardiaque ischémique (PM2.5 et CO) chez les personnes âgées; admission en clinique pour causes respiratoires (NO₂); visites médicales d'urgence pour maladie pulmonaire obstructive chronique pour asthme (PM2.5) et pour croup chez les enfants en âge préscolaire (PM2.5) et la mortalité aiguë (NO₂ et CO). Nous intégrons également dans cette analyse de sensibilité la dépendance du résultat global vis-à-vis de certaines hypothèses relatives au taux d'actualisation ou à la valeur de la vie humaine.

Les fonctions exposition-réponse utilisées pour les différents effets sanitaires considérés dans l'analyse sont présentées à l'Annexe III. Différentes hypothèses ont été faites concernant la **forme des FER**. On peut notamment faire la distinction entre fonctions linéaires et non-linéaires, avec seuil et sans seuil. Nous renvoyons à Externe pour une analyse approfondie de ces fonctions. Les fonctions retenues sont linéaires (effets proportionnels à l'accroissement de la concentration en polluant) et sans-seuil.

Les effets sur la mortalité sont quantifiés suivant l'approche de nombre d'années de vie perdues (« Years Of Life Lost », YOLL) pour les particules et les cancers provoqués par les particules diesel. Si une valeur d'une vie statistique de 3,1 M€ (prix 1995) est considérée, une année de vie perdue est estimée à 98.000 € pour la mortalité aiguë et 84.330 € pour la mortalité chronique si un taux d'actualisation de 3% est considéré pour cette dernière. Pour la valeur du cancer et les effets sur la morbidité, nous nous référons aux estimations économiques proposées dans les rapports ExternE [Commission Européenne (1998a)].

II.4.1.3.b Impacts sur les bâtiments

La dégradation des bâtiments par la pollution atmosphérique s'évalue en terme de réduction de la durée de vie des matériaux employés et donc d'augmentation des coûts d'entretien de ce patrimoine immobilier. L'analyse des effets sur les bâtiments consiste donc à :

1. répertorier les matériaux de construction les plus exposés à l'environnement extérieur, en faire l'inventaire pour l'entité urbaine considérée et en estimer la surface de façon à obtenir ce que l'on appelle le « stock à risque »;
2. déterminer les mécanismes de dégradation des matériaux de construction en fonction des concentrations en polluants et des conditions climatiques (fonctions de dégradation utilisées dans ExternE ou dans la littérature internationale);
3. calculer la dégradation en faisant le lien entre les fonctions de dégradation les plus adéquates, les concentrations en polluant, le stock à risque et les coûts de remplacement des matériaux.

Deux types de dégradation due à la pollution sont considérés: l'attaque par les polluants acides (SO₂) et les salissures dues aux fumées noires.

Les matériaux pris en considération dans le **stock à risque** - inventaire des surfaces des matériaux de construction les plus exposés à l'environnement extérieur – sont les pierres calcaires, le grès, le ciment, le béton, la brique, le zinc, l'acier galvanisé et la peinture. Dans le cadre de cette étude, un stock à risque spécifique pour Bruxelles, établi sur base d'études de terrain menées par le CEESE [Fierens et al. (1998)], a été utilisé de façon à tenir compte des spécificités locales. Pour l'évaluation du stock à risque, la plupart des études actuelles (et notamment ExternE) se basent en effet sur des données définies au départ pour les bâtiments des villes de Cologne et de Dortmund en Allemagne, et des villes de Lincoln et Birmingham en Angleterre. L'utilisation de données propres à la situation bruxelloise est importante pour l'évaluation des dommages menés dans le cadre de cette recherche.

Les **fonctions expositions-réponses** utilisées sont exprimées en termes de taux de perte de matière pour l'évaluation des détériorations par attaque acide et en termes de réduction de la réflectance des surfaces pour l'évaluation de la salissure des bâtiments par les particules.

Pour les détériorations par attaque acide, les fonctions expositions-réponse donnant le taux de perte de matière pour matériaux de construction considérés comme à risque proviennent principalement de Kucera (1994) et Haynie (1986). La formulation donnée par Newby et al. (1991) est quant à elle utilisée comme fonction exposition-réponse pour les salissures par les fumées noires.

L'**évaluation monétaire** des dommages aux bâtiments est basée sur les coûts de réparation ou de remplacement des éléments de construction touchés. Pour les coûts liés aux salissures, un coût de désagrément est considéré dans l'évaluation en plus des coûts de nettoyage.

II.4.2 Evolution des émissions du trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale depuis 1990

Nous résumons dans ce paragraphe les principaux résultats des calculs réalisés à l'aide d'AMORTEC pour la période 1990-1999. Les évolutions observées pour les principales émissions polluantes ainsi que pour les consommations en carburant sont présentées au Tableau II.1. Il s'agit des émissions et des consommations calculées sur base des facteurs d'émissions et consommation repris de COPERT II. L'application des facteurs fournis par COPERT III conduirait à des valeurs légèrement différentes.

Dans le cadre de ce rapport, nous limitons notre analyse aux émissions et aux consommations finales calculées. Pour une analyse détaillée de l'évolution de la situation en Région de Bruxelles-Capitale, nous renvoyons à l'Annexe IV qui, outre l'évolution des émissions proprement-dites, analyse également de façon détaillée l'évolution d'un certain nombre de paramètres explicatifs au cours de cette période. Sont notamment considérés dans l'analyse : les prestations kilométriques, la composition de la flotte de véhicules, la qualité des carburants ainsi que les facteurs d'émission par catégorie de véhicule.

II.4.2.1 Monoxyde de carbone

Nous pouvons constater au Tableau II.1 que les émissions de CO ont diminué de façon relativement importante entre 1990 et 1999. Ceci montre que la croissance du trafic a pu être compensée par l'amélioration des caractéristiques d'émission du parc de véhicules pour ce polluant. On constate que la réduction globale des émissions de CO en Région de Bruxelles-Capitale a atteint près de 54%. Cette diminution est surtout observée au niveau des voitures particulières et des véhicules utilitaires légers pour lesquels les émissions annuelles de CO ont été réduites de plus de 50%. L'amélioration est moindre au niveau des véhicules utilitaires lourds avec 19 % de réduction. Pour les autobus et autocars, on observe même un accroissement des émissions de plus de 2% entre 1990 et 1999.

Tableau II.1 : Evolution des émissions de polluants et des consommations de carburant associées au trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale au cours de la période 1990-1999 telle que calculée par le modèle AMORTEC sur base de la méthodologie COPERT II.

Polluant	Catégories de véhicule	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	99-90 [%]
CO	Voit. Particulières	34 933	32 854	29 808	28 044	25 324	23 349	22 751	19 756	18 004	15 841	-55%
	Véh. Utilitaires Légers	1 444	1 406	1 335	1 282	1 190	1 098	1 059	911	829	716	-50%
	Véh. Utilitaires Lourds	808	771	770	764	754	736	726	703	679	654	-19%
	Autobus et Autocars	69	69	72	73	74	75	74	73	72	70	2%
	Total	37 253	35 101	31 985	30 164	27 341	25 257	24 610	21 443	19 585	17 281	-54%
NOx	Voit. Particulières	4 038	3 746	3 583	3 421	3 210	3 013	2 864	2 584	2 332	2 041	-49%
	Véh. Utilitaires Légers	186	184	186	183	177	166	157	142	131	116	-38%
	Véh. Utilitaires Lourds	1 361	1 363	1 410	1 423	1 415	1 394	1 379	1 344	1 310	1 264	-7%
	Autobus et Autocars	245	248	257	263	266	268	266	263	259	252	3%
	Total	5 831	5 541	5 437	5 291	5 068	4 841	4 667	4 334	4 032	3 672	-37%
COV	Voit. Particulières	4 068	3 833	3 535	3 353	3 067	2 850	2 770	2 465	2 216	1 916	-53%
	Véh. Utilitaires Légers	165	162	155	151	142	134	131	114	106	93	-43%
	Véh. Utilitaires Lourds	283	278	284	286	283	279	277	272	267	259	-8%
	Autobus et Autocars	29	29	30	31	31	31	31	31	30	30	3%
	Total	4 545	4 302	4 005	3 821	3 524	3 295	3 209	2 882	2 619	2 298	-49%
PM	Voit. Particulières	168	167	157	155	149	146	149	134	128	115	-32%
	Véh. Utilitaires Légers	33	36	37	38	37	36	36	32	30	27	-19%
	Véh. Utilitaires Lourds	104	104	108	109	108	106	105	100	96	91	-12%
	Autobus et Autocars	12	12	12	13	13	13	12	12	12	12	-1%
	Total	317	319	314	314	307	301	302	279	266	245	-23%
SO₂	Voit. Particulières	347	351	358	368	355	295	256	115	117	115	-67%
	Véh. Utilitaires Légers	48	50	52	55	53	41	36	12	13	13	-73%
	Véh. Utilitaires Lourds	215	217	226	231	216	159	132	41	42	42	-81%
	Autobus et Autocars	32	33	34	35	33	25	20	6	6	6	-81%
	Total	642	650	671	689	657	520	444	175	178	176	-73%
CO₂	Voit. Particulières	474 871	476 942	486 677	495 668	498 501	500 601	510 569	507 239	509 066	499 067	5%
	Véh. Utilitaires Légers	37 718	37 941	38 880	39 890	40 530	41 302	42 674	43 098	44 128	43 922	16%
	Véh. Utilitaires Lourds	115 320	115 688	120 624	123 199	125 129	126 536	128 766	130 114	131 620	131 642	14%
	Autobus et Autocars	16 937	17 094	17 856	18 436	18 877	19 290	19 529	19 663	19 797	19 663	16%
	Total	644 845	647 665	664 037	677 192	683 037	687 729	701 538	700 114	704 610	694 294	8%
CH₄	Voit. Particulières	153	150	150	150	146	143	143	139	136	129	-15%
	Véh. Utilitaires Légers	4	4	4	4	4	3	3	3	3	2	-41%
	Véh. Utilitaires Lourds	10	10	11	11	11	11	11	11	12	12	15%
	Autobus et Autocars	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	16%
	Total	169	166	166	166	163	160	160	155	153	146	-14%
N₂O	Voit. Particulières	26	31	36	40	45	48	52	56	59	61	135%
	Véh. Utilitaires Légers	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	32%
	Véh. Utilitaires Lourds	5	5	5	5	5	5	6	6	6	6	10%
	Autobus et Autocars	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	17%
	Total	33	38	44	48	53	57	61	64	68	70	109%
GES Totaux [CO₂-équ]	Voit. Particulières	486 146	489 655	501 011	511 348	515 435	518 603	529 790	527 401	530 365	520 739	7%
	Véh. Utilitaires Légers	38 348	38 579	39 543	40 577	41 236	42 023	43 417	43 856	44 896	44 692	17%
	Véh. Utilitaires Lourds	117 110	117 474	122 480	125 090	127 042	128 461	130 719	132 080	133 599	133 615	14%
	Autobus et Autocars	17 152	17 311	18 082	18 670	19 118	19 536	19 778	19 914	20 049	19 914	16%
	Total	658 755	663 019	681 117	695 685	702 830	708 623	723 704	723 250	728 909	718 958	9%
Cons. Essence	Voit. Particulières	110 360	110 369	112 519	114 062	113 304	112 296	113 801	111 508	109 984	106 415	-4%
	Véh. Utilitaires Légers	4 793	4 488	4 324	4 161	3 934	3 649	3 434	3 103	2 739	2 418	-50%
	Véh. Utilitaires Lourds	996	900	859	833	818	792	780	742	704	672	-33%
	Autobus et Autocars	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0%
	Total	116 150	115 757	117 702	119 056	118 057	116 738	118 015	115 353	113 428	109 505	-6%
Cons. Gazole	Voit. Particulières	39 379	40 030	40 952	42 252	43 924	45 616	47 265	48 531	50 660	51 093	30%
	Véh. Utilitaires Légers	7 158	7 539	8 005	8 492	8 926	9 461	10 117	10 588	11 285	11 546	61%
	Véh. Utilitaires Lourds	35 743	35 958	37 573	38 420	39 050	39 525	40 249	40 716	41 235	41 274	15%
	Autobus et Autocars	5 398	5 448	5 691	5 876	6 017	6 148	6 224	6 267	6 310	6 267	16%
	Total	87 679	88 976	92 220	95 039	97 916	100 750	103 855	106 102	109 489	110 180	26%
Cons. LPG	Voit. Particulières	935	774	654	591	553	549	593	655	1 406	1 294	38%
	Véh. Utilitaires Légers	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Véh. Utilitaires Lourds	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Autobus et Autocars	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Total	935	774	654	591	553	549	593	655	1 406	1 294	38%

II.4.2.2 Dioxyde d'azote

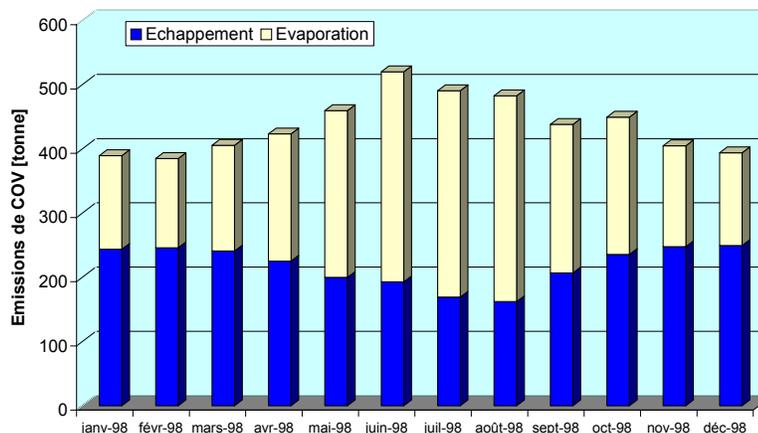
Nous remarquons qu'entre 1990 et 1999 les émissions de NOx associées au trafic en Région de Bruxelles-Capitale ont diminué de 37% passant de 5.831 tonnes en 1990 à 3.672 tonnes en 1999. La réduction la plus importante a été réalisée au niveau des voitures particulières avec près de 50% de réduction sur cette période. Les émissions associées aux véhicules utilitaires légers ont diminué de près de 38% alors que celles relatives aux véhicules lourds ont plus faiblement diminué avec 7% entre 1990 et 1999. Tout comme pour le CO, les émissions de NOx associées aux autobus et autocars ont augmenté de près de 3%. Pour ces véhicules, l'amélioration des caractéristiques d'émissions n'a pu compenser la croissance du trafic observée sur la période considérée.

II.4.2.3 Composés Organiques Volatils

Les émissions de COV associées au trafic en Région de Bruxelles-Capitale présentées au Tableau II.1 ont diminué très nettement (-49%) en passant de 4.545 tonnes en 1990 à 2.298 tonnes en 1999. Les réductions les plus importantes sont observées pour les voitures particulières (-53%) et les véhicules utilitaires légers (-43%). Les gains sont plus limités pour les véhicules utilitaires lourds (-8%). Et comme pour les émissions de CO et de NOx, les émissions des autobus et des autocars se sont accrues de 2,6% au cours de cette période.

Ces remarques concernent les émissions à l'échappement calculées sur toute la période. Dans le cas spécifique des COV, des quantités importantes de polluants sont également émises par évaporation. Comme on peut le remarquer à la Figure II.3 où sont comparées les émissions à l'échappement et les émissions par évaporation calculée uniquement pour l'année 1998 sur une base mensuelle. Nous pouvons voir que ces émissions représentent des quantités importantes du même ordre de grandeur que celles à l'échappement et que, durant les mois d'été, elles peuvent même être largement supérieures à ces dernières.

Figure II.3 : Evolution annuelle des émissions de COV à l'échappement et par évaporation associées au trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale au cours de l'année 1998.



II.4.2.4 Particules

Nous pouvons remarquer au Tableau II.1 que, par rapport aux polluants décrits précédemment, les émissions de particules présentent un profil d'évolution relativement différent marqué, dans un premier temps, par une période de relative stagnation – ou de réduction très faible - des émissions globales voire de légère croissance des émissions pour certaines catégories de véhicules tels que les véhicules utilitaires légers et lourds ou les autobus et autocars.

Cette première période s'étend de 1990 à 1993. Au cours de cette période, les émissions des voitures particulières ont diminué régulièrement ce qui montre que pour cette catégorie de véhicules la croissance observée des prestations kilométriques a été compensée par l'amélioration des facteurs d'émissions moyens sur cette période; ce qui n'a pas été le cas pour les autres catégories de véhicules.

Entre 1993 et 1996, on observe pour l'ensemble des catégories de véhicules des réductions qui restent très limitées et même une légère augmentation en 1996 pour les voitures personnelles ; ce qui aura pour conséquence une croissance, cette année-là, des émissions globales de particules par le trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale. Pour les autres catégories de véhicules, c'est pratiquement le status quo au cours de cette période, les réductions les plus importantes étant observées pour les véhicules utilitaires lourds.

L'entrée en vigueur d'une nouvelle directive européenne en octobre 1996 (étape Euro II) a induit une réduction nette des émissions de particules à partir de 1997.

Si l'on compare les émissions en 1999 par rapport à celles en 1990, on observe finalement une réduction des émissions globales de pratiquement 23% avec des progrès divers suivant la catégorie de véhicules considérée. La réduction la plus importante est observée pour les voitures particulières avec près de 32%. Viennent ensuite les véhicules utilitaires légers et lourds avec des diminutions de respectivement 19 et 12% sur l'ensemble de la période. Contrairement aux polluants présentés précédemment, les émissions associées aux autobus et autocars ont également diminué de l'ordre de 1%.

Nous pouvons également constater pour ce polluant la part importante que représentent les véhicules utilitaires lourds et la part plus limitée – par rapport à ce qui était observé pour les autres polluants - des voitures particulières dans l'ensemble des émissions. Cette dernière a par ailleurs diminué au cours de la période considérée en passant de 53% de l'ensemble des émissions en 1990 à 47% en 1999 au profit essentiellement des véhicules utilitaires lourds qui ont vu leur contribution aux émissions globales passer de 33% en 1990 à 37% en 1999.

II.4.2.5 Dioxyde de soufre

Les émissions de SO₂ sont fortement liées aux évolutions des consommations en carburant (essence et gazole) ainsi qu'aux étapes successives de la législation sur le contenu en soufre des carburants. Ces différentes influences sont bien perceptibles au Tableau II.1 où trois phases distinctes apparaissent.

Entre 1990 et 1993, les émissions de SO₂ ont progressé régulièrement sous l'effet combiné de la croissance des prestations kilométriques et de la croissance des consommations en essence et en gazole. L'entrée en vigueur en octobre 1994 d'une norme plus restrictive sur le contenu en soufre de l'essence et du gazole a permis d'enregistrer une première phase de réduction des émissions entre 1994 et 1996. La restriction encore accrue du contenu en soufre des carburants à partir d'octobre 1996 a conduit à une réduction beaucoup plus importante à partir de 1997 (passage de 444 à 175 tonnes émises). Entre 1997 et 1999, les émissions sont restées à un niveau plus ou moins constant aux environs de 176 tonnes annuelles ce qui représente une réduction de près de 73% des émissions globales sur la période 1990-1999.

Si l'on compare à présent les évolutions aux niveaux des différentes catégories de véhicules considérées, on peut observer que les réductions les plus importantes ont été réalisées au niveau des véhicules utilitaires lourds et des autobus et autocars avec près de 81% de réduction. Les véhicules utilitaires légers ont connu une réduction des émissions de SO₂ de 73% et les voitures particulières de 67%.

La part des véhicules utilitaires lourds dans l'ensemble des émissions a fortement diminué au cours de la période considérée surtout à partir de 1996. En 1999, elle ne représentait plus que 24% du total pour 33% en 1990. La part des voitures particulières a évolué en sens inverse en passant de 54% à 65% du total entre 1990 et 1999.

II.4.2.6 Dioxyde de carbone

Les émissions de CO₂ sont directement liées aux consommations en essence et gazole et leur évolution est donc principalement expliquée par celle de ces consommations pendant la période considérée. Nous pouvons constater au Tableau II.1 que, contrairement aux autres polluants, les émissions de CO₂ ont connu une augmentation globale entre 1990 et 1999.

Ces émissions sont passées de 645.000 tonnes en 1990 à 694.000 tonnes en 1999 ce qui représente une augmentation de 7,7% sur la période. Cette évolution est particulièrement préoccupante compte tenu des engagements de l'Etat belge dans le cadre du protocole de Kyoto selon lequel nous devrions réduire nos émissions de 7,5% par rapport à 1990 entre 2008 et 2012. Remarquons néanmoins qu'en 1999 pour la première fois une légère diminution des émissions de CO₂ peut être observée. En l'absence de valeurs pour les années 2000 et 2001, il est difficile de voir s'il s'agit réellement d'une tendance à la diminution ou simplement d'un palier avant une nouvelle augmentation des émissions.

Les émissions relatives aux différentes catégories de véhicules ont connu des évolutions diverses. Les croissances les plus importantes ont été observées au niveau des véhicules utilitaires légers et des autobus et autocars pour lesquels les émissions ont augmenté respectivement de 16,5% et de 16,1% entre 1990 et 1999. Une croissance de 14,2% a été observée pour les émissions des véhicules utilitaires lourds. Les émissions associées aux voitures particulières ont progressé plus faiblement avec une croissance de 5,1% sur la période.

II.4.2.7 Méthane et protoxyde d'azote

En ce qui concerne les émissions des deux autres principaux gaz responsables du réchauffement climatique, à savoir le méthane et le protoxyde d'azote, nous pouvons observer qu'ils ont connu des évolutions diverses. Les émissions de CH₄ ont diminué de façon relativement régulière au cours de la période 1990-1999 passant de 170 tonnes à 146 tonnes ce qui représente une réduction de 14%. Par contre, les émissions de N₂O, gaz à potentiel de réchauffement global beaucoup plus élevé que le CO₂, ont plus que doublé au cours de la période passant de 33 tonnes en 1990 à 70 tonnes en 1999.

Si l'on exprime les émissions de CH₄ et de N₂O en terme de CO₂-équivalent, on voit que globalement les émissions de CO₂ sont passées de 659.000 tonnes en 1990 à 719.000 tonnes en 1999; ce qui représente une augmentation de plus de 9% en 9 ans.

II.4.2.8 Consommation d'essence

On peut remarquer au Tableau II.1 que, si globalement nous avons une légère diminution de la consommation annuelle d'essence entre 1990 et 1999, l'évolution générale est loin d'être régulière. Nous observons une croissance jusqu'en 1993 où l'on atteint la valeur maximale avec 119.000 tonnes d'essence. Entre 1993 et 1996, nous pouvons observer une relative stagnation de la consommation d'essence. A partir de 1997, la diminution de la consommation d'essence devient régulière pour atteindre 109.500 tonnes en 1999 ce qui représente une réduction globale de 5,7% par rapport à la consommation en 1990.

II.4.2.9 Consommation de gazole

Nous pouvons remarquer que les consommations annuelles de gazole ont connu une croissance régulière entre 1990 et 1999. Après une croissance relativement marquée jusqu'en 1998, on peut observer un ralentissement de cette croissance en 1999. L'augmentation totale sur la période 1990-1999 est de 25,7% avec des croissances différentes suivant les catégories de véhicules. La croissance la plus importante est observée pour les véhicules utilitaires légers avec plus de 61% d'augmentation. Viennent ensuite les voitures particulières avec près 30% d'augmentation de la consommation en gazole. Les consommations annuelles en gazole associées aux véhicules utilitaires lourds et aux autobus et autocars ont connu une augmentation plus limitée respectivement de 15% et de 16% entre 1990 et 1999.

II.4.2.10 Consommation de GPL

Comme nous pouvons le voir au Tableau II.1, seule la consommation de GPL associée aux voitures particulières est considérée. Pour les autres catégories de véhicules, nous ne disposons pas actuellement de facteurs de consommation. La part de cette motorisation

dans les parcs de véhicules utilitaires ou des autobus ou autocars reste encore relativement limitée même si cette technologie est sans doute appelée à se développer ces prochaines années.

Au niveau des voitures particulières, l'évolution observée est liée à l'évolution même de l'importance du parc de véhicules au GPL qui s'est brutalement agrandi les deux dernières années de la période considérée. Les facteurs de consommation ont également évolué vers de plus fortes consommation pour les véhicules les plus récents ce qui permet d'expliquer en partie la croissance observée.

II.4.3 Contribution du trafic dans les immissions

La résolution des équations de modélisation de la relation émissions-immissions décrites au paragraphe II.4.1.2 a permis, d'une part, d'estimer l'évolution des concentrations pour les différents polluants considérés (particules en suspension, dioxyde de soufre, oxyde d'azote, dioxyde d'azote et monoxyde de carbone) sur une base journalière pour la période 1995-1998 ; et, d'autre part, d'établir la part de responsabilité des différentes activités économiques dans les immissions représentatives de l'exposition des récepteurs (population et bâtiments essentiellement). C'est sur base de ces résultats que peut ensuite être déterminée la fraction des dommages à attribuer aux différentes activités économiques pour l'évaluation monétaire finale.

Les résultats détaillés relatifs au calcul des immissions en Région de Bruxelles-Capitale sont discutés à l'Annexe V. Nous résumons ici les principaux enseignements de la modélisation de la relation émissions-immissions. Les principaux résultats obtenus pour les différents polluants considérés – dioxyde de soufre, fumées noires, dioxyde d'azote et monoxyde de carbone – sont résumés aux Figures II.4 à II.7.

II.4.3.1 Dioxyde de soufre:

On peut constater à la Figure II.4 que les immissions de SO₂ sont dominées par le chauffage avec une contribution de 38% en moyenne entre 1995 et 1998. La responsabilité du trafic dans les concentrations ambiantes de SO₂ a fortement diminué en 1997 et 1998 où elle est estimée à 21% en moyenne par rapport à 45% en 1995 et 37% en 1996. Cela peut s'expliquer par les réductions très importantes observées à partir de 1997 pour les émissions associées au trafic routier suite à l'introduction de normes plus strictes sur le contenu en soufre des carburants. Le niveau global des concentrations en SO₂ a connu une diminution globale au cours de la période considérée.

II.4.3.2 Fumée noire

Nous pouvons constater à la Figure II.5 que la contribution principale aux concentrations ambiantes de particules fines est à attribuer au trafic routier qui contribue pour 68% en moyenne sur la période 1995-1998. La pollution de fond contribue quant à elle pour 30% et le chauffage urbain pour 2%. On peut observer une légère diminution de la contribution du trafic routier au cours de la période, surtout marquée à partir de 1997. Celle-ci est passée de 69% en 1995 à 67% en 1998.

II.4.3.3 Dioxyde d'azote

En ce qui concerne les contributions des différentes activités polluantes en Région de Bruxelles-Capitale, nous pouvons observer à la Figure II.6 que, pour le dioxyde d'azote, la pollution de fond importée constitue la principale contribution aux concentrations ambiantes avec 53% pour 40% pour le trafic et 7% pour le chauffage en moyenne sur la période 1995-1998. Concernant l'évolution de la contribution du trafic routier dans les immissions de NO₂ entre 1995 et 1998, on peut mettre en évidence à la Figure II.6 une diminution régulière de celle-ci qui est passée de 43% en 1995 à 38% en 1998. Cette diminution est à mettre en relation avec les réductions d'émissions mises en évidence au paragraphe II.4.2.2.

Figure II.4 : Evolution des contributions des principales activités polluantes en Région de Bruxelles-Capitale aux concentrations ambiantes de SO₂ sur base annuelle de 1995 à 1998.

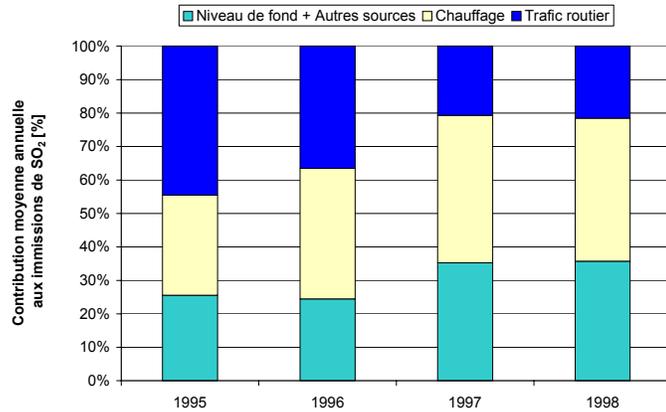


Figure II.5 : Evolution des contributions des principales activités polluantes en Région de Bruxelles-Capitale aux concentrations ambiantes de fumées noires sur base annuelle de 1995 à 1998.

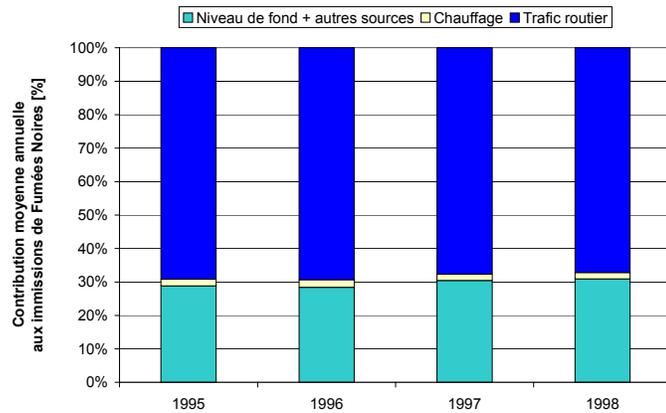


Figure II.6 : Evolution des contributions des principales activités polluantes en Région de Bruxelles-Capitale aux concentrations ambiantes de NO₂ sur base annuelle de 1995 à 1998.

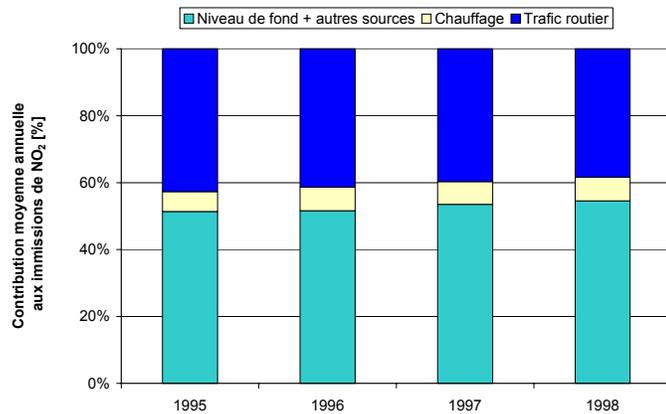
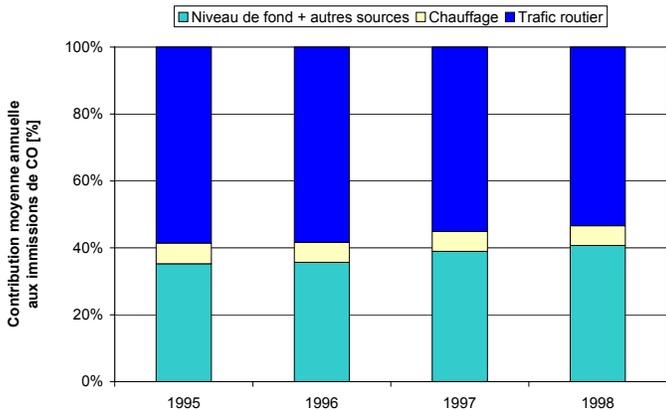


Figure II.7 : Evolution des contributions des principales activités polluantes en Région de Bruxelles-Capitale aux concentrations ambiantes de CO sur base annuelle de 1995 à 1998.



II.4.3.4 Monoxyde de carbone

En ce qui concerne les contributions des différentes activités polluantes en Région de Bruxelles-Capitale, nous pouvons observer à la Figure II.7 que, pour le monoxyde de carbone, le trafic routier constitue la principale contribution aux concentrations ambiantes avec 56% pour 38% pour la pollution de fond et 6% pour le chauffage. Concernant l'évolution de contribution du trafic routier dans les immissions de CO entre 1995 et 1998, on peut mettre en évidence une diminution régulière de celle-ci qui est passée de 59% en 1995 à 53% en 1998. Dans ce cas-ci également, cette diminution est à mettre en relation avec les réductions d'émissions au cours de la période mises en évidence précédemment.

II.4.4 Coûts externes associés aux dommages locaux

La méthodologie développée pour l'évaluation des dommages locaux décrite au paragraphe II.4.1 a été appliquée dans un premier temps à l'évaluation de la situation actuelle en Région de Bruxelles-Capitale (scénario Business As Usual). Dans ce cadre, la proposition de base était de considérer l'année 1996 comme année de référence en vue d'une analyse de différents scénarios alternatifs par la suite. Cette approche, développée dans un premier temps, a ensuite été complétée par une analyse sur une période plus longue grâce notamment à la disponibilité de données plus récentes survenue en cours de projet. Les dommages locaux ont donc été calculés pour les années 1995, 1996, 1997 et 1998 de façon à pouvoir mettre en évidence certaines tendances et à utiliser pour situation de référence pour les divers scénarios considérés une année plus récente (1998) ce qui permettra de tirer des conclusions plus pertinentes au terme de ce projet.

Pour l'estimation des coûts externes générés par la pollution atmosphérique du trafic en Région de Bruxelles-Capitale, nous avons distingué les impacts sur la santé et les dommages aux bâtiments pour les principaux polluants responsables de ces impacts à l'échelle urbaine (particules, dioxyde de soufre, monoxyde de carbone et oxydes d'azote). Nous évaluons les coûts externes annuels totaux exprimés en € de 1995 et les coûts externes moyens exprimés en € (ou en BEF) par véhicule-kilomètre parcouru.

Nous reprenons ici les principaux résultats de l'analyse. Une analyse plus détaillées de ces résultats est fournie à l'Annexe VI.

II.4.4.1 Coûts externes totaux

Le Tableau II.2 reprend, pour l'année 1998, les coûts externes attribuables au trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale dans le cadre de l'analyse principale. Ces coûts sont détaillés suivant les différentes catégories d'impacts (santé et matériaux), les récepteurs considérés (enfants, adultes, personnes âgées, asthmatiques ou population entière) et les polluants responsables du dommage (particules, dioxyde de soufre et monoxyde d'azote).

Comme on peut le remarquer au Tableau II.2, avec 811 M€ les effets sur la santé représente 92% du total des coûts externes estimés à près de 882 M€. Les 8% restants sont associés aux dommages aux bâtiments qui représentent des coûts externes annuels de 70 M€.

II.4.4.1.a Impacts sur la santé

Ces impacts sont dominés par la **mortalité** supplémentaire dont sont principalement responsables les PM2.5 et dans une moindre mesure le SO₂. Les coûts annuels associés à cette mortalité sont estimés à près de 653 M€ (26 Milliards de BEF). La mortalité chronique (diminution de l'espérance de vie des individus exposés pendant une longue période à un accroissement de la concentration en particules) associée aux particules fines représente à elle seule 80% des coûts externes totaux. Cette valeur considérable résulte de la valeur monétaire élevée accordée à la vie humaine et aux années de vie perdues par les individus exposés à un accroissement de la pollution de l'air ambiant. En se basant sur une valeur moyenne pour une large gamme d'études utilisant des approches différentes, nous avons retenu pour l'impact sur la mortalité une valeur de 84 kEUR par année de vie perdue si on

prend un taux d'actualisation de 3%. Cette valeur attribuée à chaque année de vie perdue est donc un paramètre important de l'évaluation dont nous avons évalué l'influence dans le cadre de l'analyse de sensibilité.

Tableau II.2 : Coûts externes associés aux impacts locaux de la pollution atmosphérique d'origine automobile en Région de Bruxelles-Capitale pour l'année 1998.

1998 Catégories d'impacts	Coûts externes totaux	
	[M€]	[%]
Santé		
Particules (PM2.5)		
Mortalité - YOLL	651,36	73,9
Morbidité (Asthmatiques)	6,06	0,7
Morbidité (Personnes âgées)	0,61	0,1
Morbidité (Enfants)	3,57	0,4
Morbidité (Adultes)	136,22	15,5
Morbidité (Population entière)	1,36	0,2
Cancers	10,85	1,2
Sous-total pour PM2.5	810,04	91,9
SO₂		
Mortalité aigüe - YOLL	1,33	0,2
Morbidité (Population entière)	0,04	0,0
Sous-total pour SO₂	1,37	0,2
CO		
Morbidité (Personnes âgées)	0,003	0,0
Sous-total pour CO	0,003	0,0
TOTAL-Santé	811,41	92,0
Bâtiments		
Fumées Noires (Salissures)	68,67	7,8
SO ₂ (Attaque acide)	1,47	0,2
TOTAL-Bâtiments	70,15	8,0
TOTAL- Impacts locaux	881,55	100,0

En ce qui concerne les effets sur la **morbidité** associés à l'augmentation de la pollution atmosphérique dont est responsable le trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale, nous voyons qu'avec près de 159 M€ (6,4 MiaBEF) ces impacts sont très importants même si comparativement beaucoup plus faibles que ceux sur la mortalité. Les bronchites chroniques causées chez les adultes par les particules fines représentent à elles seules 62% de ces coûts totaux liés à la morbidité avec 98 M€. Viennent ensuite les jours d'activités réduites associés aux particules fines qui, avec près de 38 M€ pour l'année 1998, représentent 24% des coûts externes associés à la morbidité. Avec des coûts externes de près de 11 M€, l'augmentation du nombre de cancers produite par les particules diesel représente quant à elle 7% des impacts sur la morbidité. Les différents effets observés chez les asthmatiques sont quant à eux plus limités avec 6 M€ en 1998 et moins de 4% du total.

Si nous comparons ces résultats à d'autres études publiées récemment tels que l'étude de l'Organisation Mondiale de la Santé [OMS (1999)] qui quantifie les coûts pour la santé associés au trafic routier en Autriche, en France et en Suisse, nos résultats montre une distribution comparable pour les principaux effets sanitaires considérés (mortalité, bronchite chronique et jours d'activité réduite). D'autre part, en terme de coût par habitant, nos estimations centrales sont environ deux fois plus élevées que celles établies dans le cadre de cette étude ce qui peut s'expliquer principalement par la valeur comparativement faible (0,9 M€) utilisée dans l'étude OMS pour la valeur pour la prévention d'un décès.

L'analyse de sensibilité qui a été menée, a consisté à déterminer l'influence de différents paramètres sur l'évaluation des effets sanitaires. Il s'agit, d'une part, de fonctions exposition-

réponse supplémentaires et, d'autre part, de différents paramètres de l'évaluation économique tels que le taux d'actualisation et la valeur de la vie humaine.

Les coûts externes supplémentaires associés aux fonctions exposition-réponse (FER) ajoutées dans le cadre de l'analyse de sensibilité pour les PM2.5, le CO et le dioxyde d'azote s'élèvent à un peu plus de 5 M€ au total ce qui représente à peine 0,6% du total des coûts externes imputés aux effets sanitaires.

Le taux d'actualisation – fixé à 3% dans l'analyse principale – a principalement un effet sur l'évaluation de la mortalité chronique et des cancers. Il a donc un effet potentiel relativement important sur l'évaluation finale fortement liée au coût de la mortalité. L'analyse a montré que l'évaluation des coûts externes pour la santé varie entre 626 M€ pour un taux d'actualisation de 10% et 917 M€ pour un taux d'actualisation de 0% soit pratiquement 50% de plus.

Concernant l'influence sur les résultats de la valeur retenue pour la valeur de la vie humaine, dans l'état actuel des connaissances, une valeur comprise entre 0,3 et 4 M€ semble raisonnable. L'analyse montre que les coûts externes liés aux impacts sur la santé s'élèvent à 202 MEUR lorsque l'on prend pour la valeur d'une vie statistique (VSL) une valeur de 0,3 M€ et 981 M€ lorsque l'on prend une valeur de 4 M€ pour la VSL. La fourchette des résultats est donc située dans un rapport 1 à pratiquement 5 entre l'estimation la plus basse et l'estimation la plus haute retenue.

En conclusion, nous voyons donc que, en fonction des hypothèses faites, les résultats globaux pour les impacts sur la santé peuvent varier dans une assez large mesure (rapport 1 à 10) ; ce qui montre l'importance des hypothèses de travail utilisées pour les différents aspects relatifs à la mortalité.

II.4.4.1.b Détérioration des bâtiments

Par rapport aux impacts sur la santé, les dommages aux bâtiments sont beaucoup moins importants. Ils sont néanmoins évalués à plus de 70 M€ soit 2,8 Milliards de BEF en 1998 pour la Région de Bruxelles-Capitale. La plus grande part de ces impacts (environ 98%) sont liés aux salissures des bâtiments par les fumées noires émises par le trafic. Les dommages associés aux attaques acides dont est responsable le dioxyde de soufre sont nettement plus faibles (1,47 M€) ce qui reste néanmoins non négligeables.

Il faut cependant noter que cette évaluation n'intègre pas de façon explicite les dommages aux bâtiments classés et de grandes valeurs architecturales. Les connaissances dans ce domaine sont encore relativement limitées. On peut donc considérer que les coûts calculés sous-estiment les dommages réels compte tenu du nombre de monuments et de maisons à caractère historique que compte l'agglomération bruxelloise.

II.4.4.1.c Evolution entre 1995 et 1998

La Figure II.8 présente les évaluations des coûts externes totaux générés par le trafic en distinguant les impacts sur la santé de ceux sur les bâtiments et les effets des particules de ceux du dioxyde de soufre et du monoxyde de carbone pour les années 1995, 1996, 1997 et 1998 en Région de Bruxelles-Capitale.

Si l'on observe l'évolution des impacts locaux entre 1995 et 1998, on constate que la tendance générale est à une diminution des coûts externes totaux de 14% en passant de 1.021 M€ en 1995 à 882 M€ en 1998 sur la période considérée. On peut néanmoins constater que les coûts externes maximum sont observés pour l'année 1996, ce qui peut s'expliquer principalement par l'augmentation des immissions de particules fines dont est responsable le trafic en Région de Bruxelles-Capitale au cours de cette année. La réduction importante des émissions de particules du trafic à partir de 1997 explique quant à elle la diminution importante des coûts observée depuis 1996. Les coûts externes associés au SO₂ ont quant à eux connu une diminution très importantes entre 1995 et 1998 avec une réduction de 65% en raison principalement de la diminution des émissions du trafic à partir de 1996 et surtout 1997 suite à la réduction de la teneur en soufre des carburants.

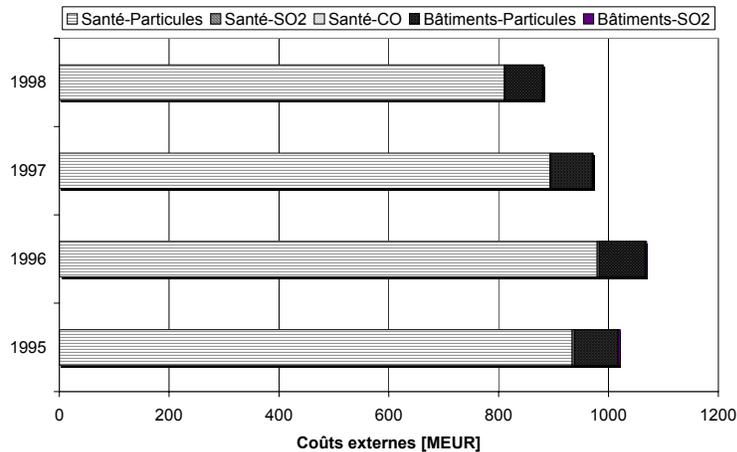


Figure II.8 : Synthèse des coûts externes associés à la pollution atmosphérique locale générée par le trafic en Région de Bruxelles-Capitale au cours de la période 1995-1998.

II.4.4.1.d Marges d'incertitudes

Comme discuté à l'Annexe III, les évaluations réalisées sont entachées d'incertitudes qu'il convient d'intégrer dans le résultat de nos calculs. En suivant l'analyse de Rabl et Spadaro [1998], nous faisons l'hypothèse que les fonctions de dommage ont une distribution lognormale caractérisée par une valeur médiane μ_G égale au coût estimé du dommage et un écart-type géométrique σ_G . Cela signifie que l'intervalle de confiance de 67% de nos estimations est compris entre (μ_G/σ_G) et $(\mu_G \cdot \sigma_G)$.

Les marges d'incertitudes pour les coûts externes sont obtenues en utilisant les intervalles de confiance multiplicatifs avec une valeur de 4 pour σ_G ce qui conduit à l'intervalle [220 M€; 3.526 M€] pour l'évaluation de référence en 1998. Nous nous retrouvons donc non plus en présence d'une estimation unique des coûts externes générés localement par le trafic routier mais il s'agit plutôt d'une fourchette très large d'estimations à laquelle est affectée un certain niveau de confiance. Face à cette réalité, le décideur peut choisir soit de retenir la valeur moyenne, soit de retenir la limite inférieure de l'intervalle de confiance en se disant qu'il s'agit d'un niveau minimale des dommages.

Dans le cadre de notre analyse, nous avons travaillé avec la valeur médiane tout en rappelant, lorsque cela est nécessaire, le niveau d'incertitude et donc la gamme de valeurs potentielles qui peuvent être considérées.

II.4.4.2 Coûts externes moyens

En terme de coûts externes moyens, les estimations conduisent à des coûts de 300 m€ par par véhicule-kilomètre en 1998, soit environ 12 BEF/vkm. Il s'agit d'une valeur moyenne indépendamment du type de véhicule considéré. Une analyse plus détaillée révèle néanmoins qu'en termes de coûts externes par véhicule-kilomètre de grandes différences existent entre les différentes catégories de véhicules reprises dans l'analyse, les coûts externes moyens pouvant varier de moins de 1 m€/vkm pour les voitures particulières à essence à plus de 1700 m€/vkm pour les autobus. Des coûts au kilomètre de 192 m€ caractérisent le trafic léger (voitures et camionnettes) pour 1693 m€/vkm pour le trafic lourds (camions et autobus). Ces estimations étant basées sur les dommages locaux essentiellement dominés par les effets des particules, il faut nuancer cette comparaison entre types de véhicules. L'intégration des effets aux échelles régionale et globale, plus marqués pour les véhicules à essence (via des émissions d'oxydes d'azote, de composés organiques volatils, de dioxyde de carbone et de méthane plus fortes), serait de nature à revoir à la hausse les estimations faites pour les coûts externes moyens des véhicules à essence.

II.4.4.2.a Comparaison modale

Une comparaison des modes de **transport de personnes** privé et public en Région de Bruxelles-Capitale conduit à des coûts externes par passager-kilomètre de 117 m€ pour les voitures particulières et 69 m€ pour les autobus urbains. Ces estimations sont basées sur un taux d'occupation moyen de 1,4 personnes par voiture particulière (INS) et de 25 personnes pour les autobus urbains. Ces chiffres montrent l'intérêt évident des transports publics en terme de réduction des externalités au niveau local.

Concernant le **transport de marchandises**, les coûts externes par tonne transportée pour les véhicules utilitaires légers et lourds ont été estimés en nous référant aux hypothèses de l'étude Infrac (2000) pour le taux de chargement effectif des différentes classes de véhicules utilitaires. Nous obtenons pour les camionnettes - avec un chargement moyen de 0,3 tonne - des coûts externes de 2183 m€/tkm et pour les véhicules utilitaires lourds - avec un chargement moyen de 6,7 tonnes - des coûts de 253 m€/tkm soit près de 9 fois moins. Ceci pose la question du remplacement du trafic lourd très polluant au niveau de chaque véhicule par des camionnettes moins polluantes individuellement mais qui devrait être 22 fois plus nombreuses pour transporter la même quantité de marchandises. Une solution alternative pourrait consister à utiliser la voie fluviale et le rail pour le transport de ces marchandises vers Bruxelles.

II.4.4.2.b Evolutions technologiques

Il est également intéressant de comparer, pour une catégorie de véhicule donnée, les coûts externes au kilomètre en fonction des normes européennes d'émission. Au Tableau II.3, les coûts externes moyens pour des véhicules diesel appartenant aux catégories voitures, camionnettes, camions et autobus sont présentés en distinguant les trois classes : pré-Euro, Euro I et Euro II.

Tableau II.3 : Evolution des coûts externes moyens en fonction des normes d'émissions pour des véhicules diesel en zone urbaine.

Catégories	Voitures	Camionnettes	Camions	Autobus
Pré-Euro	920	1293	2056	2082
Euro I	197	534	1479	1252
Euro II	87	268	652	594
Moyenne	444	804	1743	1720

II.4.4.2.c Comparaison avec d'autres études

Les valeurs estimées dans le cadre de cette étude ont fait l'objet de comparaisons avec celles estimées dans le cadre d'autres études du même type réalisées pour d'autres villes européennes (notamment dans le cadre du projet ExternE Transport) et en utilisant d'autres méthodologies d'évaluation des coûts externes de la pollution atmosphérique (calcul des coûts d'évitement par exemple).

La comparaison des résultats obtenus avec ceux calculés dans le cadre du projet Européen **ExternE Transport** [Commission Européenne (1998b)] pour lequel une méthodologie semblable a été utilisée montre que les estimations faites pour Bruxelles sont assez élevées par rapport à d'autres villes européennes telles que Stuttgart et Barnsley. Elles sont par contre inférieures aux estimations réalisées dans le cadre d'ExternE pour Paris. Ce dernier cas est assez particulier étant donné la densité importante de la population et l'importance également du patrimoine architectural dans cette ville.

L'étude sur les coûts externes des transports réalisée par le bureau d'études suisse **INFRAS** [INFRAS (2000)] a estimé pour le coût externe moyen des voitures particulières en Belgique pour l'année 1995 une valeur de 23,6 m€/pkm. Si l'on compare cette valeur avec les 159 m€/pkm déterminé pour la Région de Bruxelles-Capitale pour la même année, on peut

constater une différence importante entre les deux estimations qui peut trouver différentes explications : la valeur considérée pour la vie humaine (3,4 fois plus petite dans le cas de l'étude INFRAS) ; la représentativité du résultats (un milieu urbain dense, d'un côté ; la Belgique dans son ensemble, de l'autre), d'éventuelles différences méthodologiques telles que le taux d'occupation des voitures particulières qui est de 1,4 pour le cas bruxellois dominé par les navettes quotidiennes (Plan IRIS) et 1,46 dans le cas de l'étude INFRAS (2000).

Les évaluations des coûts externes présentées ont été déterminées par l'approche du coût des dommages. Cette approche complexe conduit généralement à des estimations élevées dans la fourchette des estimations. Nous pouvons comparer les coûts externes moyens calculés avec ceux déterminés par d'autres approches notamment l'approche du coût d'évitement retenue dans le cadre du **compte transport voyageurs** établi pour la Région de Bruxelles-Capitale par l'ULB et le bureau d'études Systra [Delepière-Dramais *et al.* (1998)]. Cette méthodologie aboutissait pour les coûts externes de la pollution atmosphérique aux évaluations suivantes pour l'année 1995 :

- Voiture particulière diesel: 29 mEUR/vkm;
- Autobus : 103 mEUR/vkm.

Ces estimations sont donc respectivement 15 et 17 fois plus faibles que celles déterminées au terme de notre analyse. Signalons toutefois qu'il est reconnu que cette approche sous-estime les coûts puisqu'elle n'envisage que les coûts de mesures permettant de réduire et non de supprimer la pollution générée. Il s'agit d'une borne inférieure de la gamme d'estimation.

II.5 Evaluation des dommages associés à la pollution photochimique

L'évaluation des dommages associés à la pollution photochimique a fait l'objet d'une analyse spécifique dans le cadre du projet « Mobilité durable en région bruxelloise ». Les développements méthodologiques nécessaires pour cette partie du projet ont été menés en synergie avec le projet "Véhicules électriques et hybrides: une mesure pour réduire l'ozone troposphérique?" financé par les SSTC et également mené au CEESE. Une collaboration avec le groupe de modélisation numérique du Laboratoire de Pollution Atmosphérique et des Sols à l'Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne a été mise en place pour pouvoir mener à bien cette partie du projet.

Un rapport complet de l'analyse commune menée se trouve en Annexe VIII. Nous présentons ici les principaux éléments méthodologiques de cette analyse ainsi que les principaux résultats obtenus.

II.5.1 Généralités

L'ozone troposphérique est un **polluant dit secondaire**, ce qui signifie que certains gaz, dits gaz précurseurs - eux-mêmes polluants atmosphériques - sont à l'origine de sa formation. Les principaux précurseurs sont: les oxydes d'azote, les composés organiques volatils, le monoxyde de carbone et le méthane.

Les réactions chimiques à l'origine de la formation de l'ozone troposphérique sont extrêmement nombreuses et complexes. D'une façon simplifiée, on peut dire que la formation de l'ozone résulte de la concurrence entre des réactions de formation et de destruction dirigées par les oxydes d'azote et les composés organiques volatils de telle sorte qu'il est difficile d'évaluer la contribution des différents gaz précurseurs d'ozone à la formation d'ozone.

Les dommages associés à l'ozone apparaissent lors d'**épisodes**, caractérisés par un ou plusieurs jours de hautes concentrations en ozone. L'apparition de des épisodes dépend de facteurs climatiques (ensoleillement, chaleur et vent faible notamment) et des émissions des

précurseurs de l'ozone. La concentration de fond, actuellement de l'ordre de 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, augmente à un rythme de 1% par an, tout en subissant des variations journalières et saisonnières. Cette augmentation entraîne des épisodes plus fréquents et plus intenses.

La présence d'ozone dans la troposphère est à l'origine d'**effets** indésirables pour la santé, les végétaux et les matériaux. Une exposition d'une heure à une concentration d'environ 240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ entraîne des effets visibles, principalement une irritation des yeux et du système respiratoire. Les effets d'une exposition chronique pourraient être plus graves et même mortels. Mais comme les épisodes d'ozone se superposent généralement à des périodes de grandes chaleurs, ces deux facteurs cumulent alors leurs effets sur la mortalité. L'ozone a également des effets négatifs sur la croissance des végétaux et peut être ainsi à l'origine de pertes de rentabilité des cultures agricoles et forestières. En outre, l'ozone fait également fonction de gaz à effet de serre. L'ozone entraîne enfin la dégradation de certains matériaux, comme les plastiques, les textiles, les pigments et les peintures.

Parmi les différentes sources, **les transports** sont de loin les premiers responsables des émissions anthropogènes des précurseurs de l'ozone en Belgique. En zone urbaine, la part des émissions imputables aux transports est particulièrement élevée. En Région de Bruxelles-Capitale, nous avons pu évaluer cette part à près de 75%. Viennent ensuite les activités industrielles avec combustion pour les oxydes d'azote et l'utilisation de solvants pour les composés organiques volatiles à l'exclusion du méthane. Enfin, pour le méthane, l'agriculture est le principal secteur émetteur.

La problématique de l'ozone est complexe et la **définition de stratégies de lutte contre la pollution photochimique** n'est pas simple. Les mesures potentielles à mettre en oeuvre pour réduire la pollution photochimique sont difficiles à évaluer compte tenu de la complexité des réactions chimiques qui interviennent. La non-linéarité des phénomènes conduisant à la formation de l'ozone fait qu'il ne suffit généralement pas de réduire les émissions de précurseurs à un endroit pour y induire une diminution des concentrations d'ozone.

II.5.2 Objectifs

L'objectif principal de cette partie de la recherche était d'éclairer la définition de stratégies de lutte contre la pollution photochimique. Plus que l'évaluation monétaire proprement dite, l'analyse menée visait surtout à développer un outil d'évaluation suffisamment fiable pour pouvoir analyser le phénomène de pollution photochimique et évaluer les effets potentiels de différentes stratégies de réductions des émissions de précurseurs. L'accent a donc surtout été porté sur les développements méthodologiques nécessaires pour aborder sérieusement cette problématique. Dans ce but, les outils à mettre en oeuvre sont en effet relativement lourds et les données requises très nombreuses.

Les principaux objectifs de l'analyse menée dans le cadre de ce projet étaient donc de:

- développer une méthodologie d'évaluation des dommages associés à la pollution photochimique pour une zone géographique centrée sur la Région de Bruxelles-Capitale;
- utiliser cette méthodologie pour évaluer ces dommages pour une situation de référence correspondant à un épisode photochimique de l'année 1998, et ;
- finalement analyser les effets sur cette situation de référence de différents scénarios de réduction des émissions de précurseurs de l'ozone troposphérique.

II.5.3 Méthodologie d'évaluation

L'approche méthodologique suivie pour l'évaluation des impacts de la pollution photochimique est semblable dans ses principes à celle développée pour le calcul des dommages locaux associés à la pollution atmosphérique. Il s'agit de la méthode du coût des dommages décrite précédemment.

S'agissant de suivre la séquence « émissions – immissions - dommages physiques - impacts monétaires », des méthodologies spécifiques ont dû être développées pour chacune des

étapes compte tenu des échelles spatio-temporelles différentes et des processus physiques et chimiques à intégrer dans l'analyse.

En particulier, la modélisation de la relation « émissions-immissions » nécessite une approche assez différente dans le cas de la pollution photochimique qui demande de recourir à des modèles déterministes de dispersion des polluants ainsi qu'à des modèles chimiques pour pouvoir rendre compte des phénomènes physiques et chimiques intervenant aux échelles spatiales et temporelles caractéristiques de la pollution photochimique.

Au terme d'un recensement des modèles existants, notre choix s'est porté sur **le modèle METPHOMOD** (METeorology and PHOtochemistry MODel) [Perego (1996)] développé par le groupe de modélisation numérique du Laboratoire de Pollution Atmosphérique et des Sols (LPAS) à l'Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL). Ce choix a été fait en raison du compromis complexité-précision acceptable de ce modèle ainsi que de sa relative convivialité par rapport aux autres modèles sur le marché. Une collaboration a pu être mise en place avec les responsables du LPAS et un programme de travail a été établi pour la réalisation de simulations d'épisodes photochimiques autour de Bruxelles.

Dans les paragraphes qui suivent nous décrivons brièvement les approches retenues pour chaque étape de la séquence d'évaluation rappelée plus haut en commençant par une description des principales caractéristiques du modèle METPHOMOD qui est l'élément central de l'approche développée. Pour une présentation détaillée de la méthodologie suivie nous renvoyons à l'Annexe VIII.

II.5.4 Principales caractéristiques du modèle METPHOMOD

Le modèle METPHOMOD est un modèle eulérien tridimensionnel de type pronostique qui modélise les phénomènes à l'échelle locale et régionale. Il permet la simulation d'épisodes de smog estivaux et réalise un couplage complet entre les processus météorologiques et la chimie en phase gazeuse. Le modèle comprend des modules spécifiques pour la dynamique de l'atmosphère, la turbulence atmosphérique, le transport des polluants, la chimie en phase gazeuse, les transferts de chaleur radiatifs ainsi que les interactions de surface dont les émissions et la déposition des gaz.

Le module de **calcul de la chimie en phase gazeuse** inclus dans METPHOMOD est basé sur le mécanisme chimique RACM [Stockwell *et al.* (1997)] qui a succédé au mécanisme RADM 2 [Stockwell *et al.* (1990)] largement reconnu. Pour reproduire au mieux la grande complexité des réactions chimiques intervenant dans la formation des composés photochimiques, le mécanisme RACM inclut 73 espèces chimiques et 232 réactions.

La modélisation de la pollution atmosphérique telle que réalisée par METPHOMOD repose sur une discrétisation de l'espace suivant des volumes élémentaires constituant les « mailles » du domaine (ou grille) de calcul considéré. Pour chacune de ces mailles, la résolution des équations de la dynamique des fluides et de conservation des différentes espèces chimiques en présence permet de déterminer les différentes variables météorologiques (température, vent, humidité, pression, etc.) ainsi que les concentrations des différents composés chimiques (plus de 70) considérés.

METPHOMOD utilise la technique du '**multi-nesting**' consistant à définir une grande grille d'étude autour d'un plus petit domaine de calcul centré sur la ville d'intérêt, et ce, afin de s'affranchir des conditions de bords du petit domaine. Dans le cadre de notre étude, nous avons défini deux domaines de calcul centrés sur Bruxelles: un grand domaine de 300 km de côté décomposé en mailles de 6km sur 6km et un petit domaine de 120 km de côté décomposé en mailles de 3km sur 3km.

Seuls les épisodes photochimiques sont analysés. Nous avons, sur base de l'analyse de l'état de la pollution par l'ozone en 1998, mis en évidence 2 épisodes: un premier durant le mois de mai (11, 12 et 13 mai) et un second durant le mois d'août (10, 11 et 12 août). Nous avons choisi d'analyser en priorité ce dernier épisode qui est le plus manifeste.

Une des caractéristiques importantes de ce type de modèles de pollution photochimique est la quantité importante de **données requises** pour leur mise en oeuvre. En effet, pour chacune des mailles définies sur les deux domaines, il s'agit de fournir les différentes données suivantes : des données d'émissions et des données météorologiques horaires ainsi que des données de topographie et d'occupation des sols. Les données météorologiques utilisées pour l'initialisation du modèle et la définition des conditions de bord sont issues des radiosondages effectués deux fois par jour à Zaventem. Pour les données de topographie et d'occupation des sols nécessaires pour le calcul des champs météorologiques sur les deux domaines définis, nous utilisons les données fournies par l'USGS (U.S. Geological Survey) avec une résolution d'un km². En ce qui concerne les données d'émissions, nous décrivons dans le paragraphe suivant la méthodologie mise en oeuvre pour fournir au modèle les données requises au format requis.

II.5.5 Etablissement des cadastres d'émissions pour la Belgique

Il s'agissait dans un premier temps de construire un cadastre d'émissions représentatif de la situation actuelle considérée comme 'cas de référence'. Par rapport à ce cas de référence, différents scénarios alternatifs ont ensuite été construits et analysés de façon à comparer différentes stratégies de réduction des émissions de gaz précurseurs.

Les cadastres d'émissions construits intègrent 36 composés chimiques: le méthane, le monoxyde de carbone, le monoxyde d'azote, le dioxyde d'azote, le dioxyde de soufre ainsi que 31 espèces de composés organiques volatils non-méthaniques.

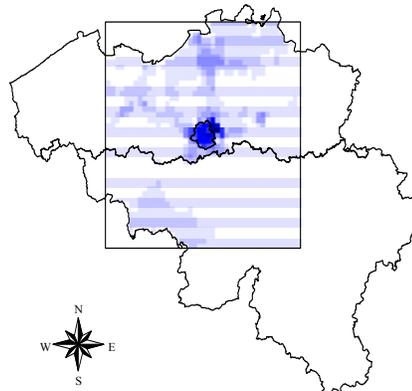
Toutes les sources d'émissions sont prises en compte: trafics routier et aérien, industries (notamment incinérateurs et centrales thermiques), chauffage, agriculture et sources biogéniques (forêts, parcs, etc.) qui ont une contribution très importante en terme d'émissions de COV. La raison de cette exhaustivité réside dans la nature hautement non-linéaire des phénomènes conduisant à la formation d'ozone qui empêche de considérer isolément une source de pollution.

Pour les calculs par METPHOMOD, les données d'émissions doivent être fournies pour chaque heure de l'épisode considéré (3 jours) et pour chaque maille de la grille de calcul (1600 mailles de 3 km de côté pour la petite grille, par exemple).

Afin d'obtenir les émissions horaires souhaitées pour les 36 espèces chimiques considérées par le modèle METPHOMOD sur la grille de calcul requise, un triple traitement a été effectué sur les données d'émissions disponibles :

- un traitement spatial pour convertir les émissions, généralement fournies par entités administratives (communes ou arrondissement par exemple), au niveau de chaque maille d'une grille superposée au domaine étudié;
- un traitement temporel ayant pour but de convertir les émissions annuelles en émissions horaires ;
- une différenciation suivant les espèces chimiques de certaines émissions (NO_x et COV) fournies sous forme agrégée via l'utilisation de 'profils d'espèces' spécifiques à chaque type de source (transport, industrie, biogénique, agriculture, etc.).

Figure II.9 : Emissions de NO associées au transport. Grille d'émissions horaires pour un jour ouvrable d'août 1998 à 10h pour le petit domaine d'étude.



Nous renvoyons à l'Annexe VIII pour une présentation détaillée de la méthodologie mise en oeuvre pour l'établissement du cadastre d'émission au niveau belge. A titre d'exemple nous présentons à la Figure II.9, la grille d'émissions horaires correspondant aux émissions de NO du transport pour la zone d'étude à 10h un jour ouvrable d'août 1998. Cette figure permet également de visualiser l'étendue de la zone géographique considérée pour l'analyse.

II.5.6 Quantification des impacts physiques et monétaires

Comme pour l'évaluation des impacts au niveau local, la quantification des impacts associés à la pollution photochimique nécessite le recours à des fonctions exposition-réponse appropriées ainsi qu'à des évaluations monétaires des effets considérés.

II.5.6.1 Fonctions exposition-réponse

L'évaluation monétaire des effets de la pollution photochimique menée dans le cadre de ce projet s'est limitée aux effets pour lesquels des fonctions exposition-réponse significatives sont disponibles. De plus, s'agissant de l'analyse d'un épisode de pollution photochimique, seuls les effets aigus de l'ozone – c'est-à-dire ceux survenant durant l'épisode ou dans les quelques jours qui suivent - ont été intégrés. L'analyse des effets à long terme, qui sont liés à des concentrations moyennes élevées sur des périodes de temps plus longues, ne peut pas être dérivée des données relatives à l'épisode et des simulations réalisées. Elle nécessite une approche spécifique beaucoup plus complexe encore du point de vue de la modélisation.

En conséquence, l'analyse des dommages s'est limitée au deux **effets sanitaires** suivants:

- **La mortalité à court terme toutes causes confondues** - c'est-à-dire les décès survenant au cours de l'épisode considéré ou immédiatement après celui-ci – pour laquelle une association statistiquement significative a pu être mise en évidence et un risque relatif moyen de 1,027 pour une augmentation de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de la concentration moyenne sur 8 heures a été dérivé de différentes études.
- **Les admissions à l'hôpital pour cause respiratoire**, largement étudiées notamment dans le cadre du projet APHEA qui a permis d'établir des fonctions exposition-réponse exprimées en fonction de la concentration moyenne sur 8 heures [Spix et al. (1998)].

En ce qui concerne les **effets sur la végétation**, seuls les effets à long terme – diminution des rendements agricoles et détérioration des forêts – ont été abondamment étudiés. Leur évaluation sort néanmoins du cadre de l'analyse d'un épisode photochimique telle que proposée ici.

La même remarque vaut également pour les **effets à long terme sur les matériaux** en termes de dégradation des polymères (peintures, plastiques, caoutchouc). Ils ne sont pas comptabilisés dans le cadre de cette analyse.

II.5.6.2 Quantification des impacts en termes monétaires

L'évaluation monétaire des dommages survenant au cours d'un épisode photochimique est, dans un premier temps, réalisée pour chaque maille (1600 au total) individuellement et pour chaque jours de l'épisode considéré. Les effets sont ensuite additionnés sur l'ensemble des mailles couvrant la zone étudiée et pour l'ensemble des jours de l'épisode.

Pour une maille, outre la connaissance de fonctions exposition-réponse adéquates, la quantification des impacts se base sur deux facteurs : la concentration moyenne en ozone calculée sur 8 heures d'une part, et la densité de population, d'autre part. Les concentrations moyennes sur 8 heures sont calculées pour chaque jour de l'épisode sur base des résultats fournis par METPHOMOD. Les densités de population par maille sont calculées à partir des statistiques de population de l'INS réparties par maille via Arcview. Les fonctions exposition-réponse retenues utilisant la population totale comme population de référence, aucune classe d'âges n'a été distinguée pour l'évaluation des dommages sur la santé.

Sur base de l'évaluation du nombre de cas pour les différentes manifestations sanitaires retenues, les **dommages en terme monétaire** sont obtenus en multipliant ceux-ci par le coût qui peut être attribué à chaque effet. En ce qui concerne la **mortalité à court terme**, l'approche du nombre d'années de vie perdue a été adoptée. Une valeur de 98000 € est retenue pour une année de vie perdue. On estime par ailleurs que les décès qui surviennent à la suite d'une exposition à de fortes concentrations en ozone serait survenu naturellement, en moyenne 9 mois plus tard. Le coût lié aux **admissions à l'hôpital** pour cause respiratoire est estimé sur base du coût réel facturé pour ces interventions. ExternE donne la valeur de 7870 € par admission hospitalière.

L'évaluation des dommages en termes monétaires diffère sensiblement selon que l'on fait ou non l'hypothèse de l'existence d'un **seuil** en-dessous duquel on peut considérer les concentrations en ozone dans l'air ambiant comme n'ayant aucun effet sur la santé. Les informations que l'on trouve dans la littérature penchent en faveur de la non-existence d'un seuil. En d'autres mots, cela signifie que l'on pourrait considérer que les effets de l'ozone sur la mortalité et sur les admissions à l'hôpital pour cause respiratoire se font sentir dès les premiers μg d'ozone, c-à-d y compris pour des concentrations « habituelles » d'ozone dans l'air. A titre indicatif cependant, dans nos évaluations, nous présenterons les deux approches. La première considère l'existence d'un seuil sans effet de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La deuxième présente l'évaluation des dommages dans l'hypothèse plus vraisemblable de l'absence de seuil.

II.5.7 Analyse de la situation de référence

II.5.7.1 Description de l'épisode choisi

Avant d'analyser différentes stratégies de réduction des émissions de précurseurs, le modèle a été calibré pour une situation de référence correspondant à un épisode représentatif des maxima de pollution pouvant apparaître sur la région étudiée.

Dans le cadre de cette étude, la situation de référence analysée correspond à l'épisode de pollution photochimique survenu les 10, 11 et, dans une moindre mesure, 12 août 1998. Une description de l'évolution des principales variables météorologiques au cours de cet épisode est fournie en Annexe VII. L'épisode retenu se caractérise par deux jours successifs – les 10 et 11 août – avec des dépassements du seuil de protection de la végétation fixé à $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cet épisode peut être mis en relation avec des températures (et donc un ensoleillement) très élevées – dépassant les 35°C – et des vitesses de vent faibles. La fin de l'épisode, le 12 août, se caractérise par l'apparition d'un vent plus fort et de températures plus faibles qui ramènent les concentrations d'ozone aux alentours des $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

II.5.7.2 Simulations

Les simulations ont été réalisées au Laboratoire de Pollution Atmosphérique et du Sol (LPAS) de l'École Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL) où le modèle METPHOMOD a été développé. La mise en oeuvre de celles-ci a nécessité le séjour de deux mois d'un chercheur du CEESE à l'EPFL pour préparer et calibrer le modèle, calculer les champs météorologiques et la chimie pour le scénario de référence. Pour les calculs chimiques relatifs aux scénarios alternatifs, les données sont préparées au CEESE et les calculs réalisés à l'EPFL.

En ce qui concerne la **modélisation des champs météorologiques**, les simulations ont permis de montrer une bonne correspondance entre les valeurs calculées et celles mesurées aux différentes stations météorologiques couvrant le territoire considéré autour de la Région de Bruxelles-Capitale. La concordance est bonne pour la température et l'humidité. Pour le vent, par contre, la concordance est moins marquée à partir de l'après-midi du deuxième jour (le 11 août) où le vent calculé est plus fort que celui observé.

Le **calcul de la chimie** conduit à un maxima d'ozone de $184 \mu\text{g}/\text{m}^3$ le 10 août et de $182 \mu\text{g}/\text{m}^3$ le 11 août. Comme on peut l'observer à la Figure II.10, ces zones où le seuil

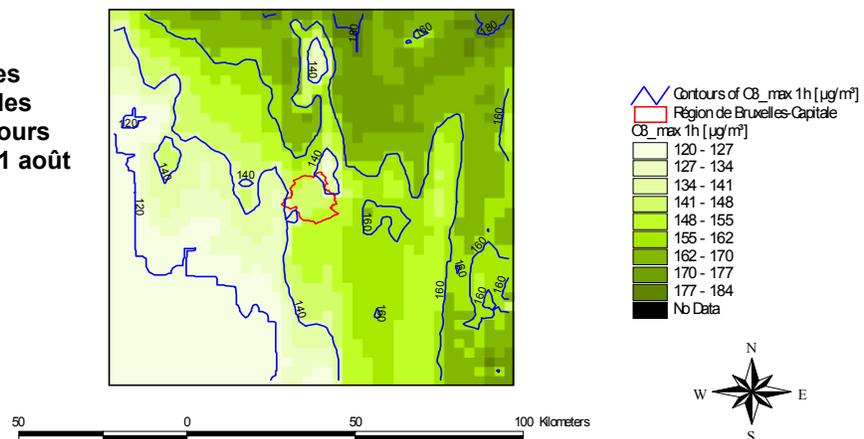
d'information de la population de $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est dépassé se situent au nord-est du domaine à la limite supérieure de celui-ci. Ceci indique que le nuage de pollution généré au-dessus des grandes agglomérations telles que Bruxelles et Anvers a été poussé par les vents dominants de sud-ouest. Les réactions chimiques conduisant à la formation d'ozone nécessitant un certains temps pour se produire, on observe alors la pollution secondaire à quelques dizaines de kilomètres sous le vent par rapport à ces sources importantes d'émissions. Au niveau des ces sources, on observe des concentrations maximales d'ozone plus faibles de l'ordre de $145 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en Région de Bruxelles-Capitale et $133 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à Anvers où l'effet destructeur dominant des polluants primaires apparaît clairement.

Les résultats indiquent que le modèle semble sous-estimer les niveaux d'ozone maximum au niveau de Bruxelles. Ceci peut s'expliquer par les vitesses de vent trop importantes à partir de l'après-midi du deuxième jour mises en évidence au niveau de l'analyse des paramètres météorologiques.

Comme précisé précédemment, le **calcul des dommages** sur la santé est basé sur les concentrations moyennes sur 8 heures. Celles-ci sont représentées à la Figure II.11 pour la journée du 10 août 1998. Les contours iso-concentrations sont représentés. Nous voyons que les valeurs les plus élevées (au-delà des $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne) se situent à l'est et au nord-est du domaine avec des maxima observés au nord-est d'Anvers et un peu plus au sud pour l'agglomération de Liège. En ce qui concerne les grandes agglomérations, nous voyons qu'elles sont exposées à des niveaux moyens sensiblement plus faibles que ces valeurs maximales. Anvers est exposée à des concentrations moyennes situées entre 100 et $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$ alors que la région bruxelloise est soumise à des niveaux un peu plus élevés de 100 à $135 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Toute la partie sud-ouest est exposée à des niveaux moyens inférieurs à $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$, les minima étant observés pour l'agglomération montoise où la moyenne sur 8 heures est inférieure à $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Concentration horaire maximale d'ozone [en $\mu\text{g}/\text{m}^3$] au cours de l'épisode photochimique des 10 et 11 août 1998.

Figure II.10 : Champs des concentrations maximales d'ozone (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) au cours de l'épisode des 10 et 11 août 2001.



En termes de dommages, dans la situation de référence, les coûts associés à la mortalité aiguë et aux admissions à l'hôpital pour causes respiratoires sont résumés au tableau suivant pour les deux hypothèses relatives à l'existence d'un seuil :

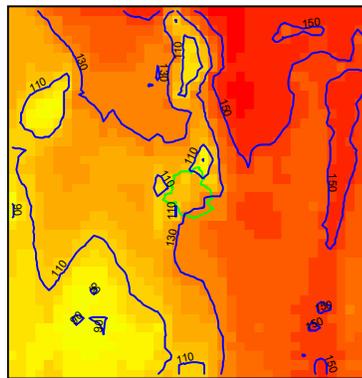
	Sans seuil	Avec seuil de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Nombre total de décès sur l'épisode :	27 cas	5 cas
Coût associé :	2,01 M€	0,35 M€
Nombre total d'admissions à l'hôpital :	22 cas	3 cas
Coût associé :	0,17 M€	0,03 M€
Total :	2,18 M€	0,37 M€

Dans l'hypothèse la plus communément admise d'une absence de seuil, nous voyons que les coûts externes s'élèvent à plus de 2,2 M€ pour 0,4 M€ dans le cas où un seuil d'effet de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est considéré. Nous remarquons également que les coûts des dommages sont nettement dominés par les coûts de mortalité aiguë à plus de 80%. Rappelons que les chiffres présentés au tableau ci-dessus ne se rapportent pas à la Belgique prise dans son entièreté mais se réfèrent à une zone carrée de 120 km x 120 km centrée sur Bruxelles.

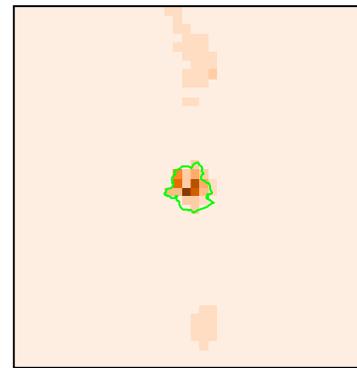
Géographiquement, nous voyons que les dommages sont surtout répartis dans les zones de densité de population importante. Pour le domaine considéré, il s'agit des agglomérations d'Anvers, de Bruxelles et de Charleroi. Les dommages totaux pour la Région de Bruxelles-Capitale sont évalués à 372.704 € pour l'épisode des 10 et 11 août 1998, soit plus de 15 MBEF pour cet épisode. Ces coûts sont loin d'être négligeables surtout si l'on considère que ce type d'épisode peut se multiplier au cours des périodes estivales.

Episode des 10 et 11 août 1998.
Evaluation des dommages pour la situation de référence.

Figure II.11 :
Concentrations d'ozone moyennes sur 8 heures (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) calculées pour le 10 août 1998 et répartition géographique des dommages sur la santé.



a. Concentrations d'ozone moyenne sur 8 heures (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) pour le 10 août 1998.



b. Répartition géographique des dommages associés à la pollution photochimique (Euro).

II.5.8 Analyse de scénarios de réduction des émissions de précurseurs

II.5.8.1 Vers une définition de stratégies de réduction de la pollution photochimique

La recherche de stratégies optimisées visant à réduire les niveaux de concentrations d'ozone se fait souvent par le biais de diagrammes isopleth. Ce type de diagramme repose sur l'évaluation des concentrations d'ozone pour une zone déterminée en fonction des réductions appliquées aux émissions de COV et de NOx sur l'ensemble du domaine considéré. Les concentrations d'ozone sont reportées dans un diagramme NOx-COV par niveau d'iso-concentration. La Figure II.12 présente un diagramme isopleth type.

Ce diagramme met en évidence l'existence de deux régimes. Ainsi, pour des niveaux riches en NOx et pauvres en COV (domaine situé en haut à gauche du diagramme), une diminution des niveaux de NOx à niveau constant de COV induit une augmentation du taux d'ozone. On parle de régime 'limité par les COV'. A l'inverse, pour des niveaux pauvres en NOx et riches en COV (domaine situé en bas à droite du diagramme), le fait de diminuer les NOx à niveau constant de COV induit une diminution des niveaux d'ozone. Ce second régime correspond au régime 'limité par les NOx' et se caractérise par une faible sensibilité des concentrations d'ozone aux sources de COV.

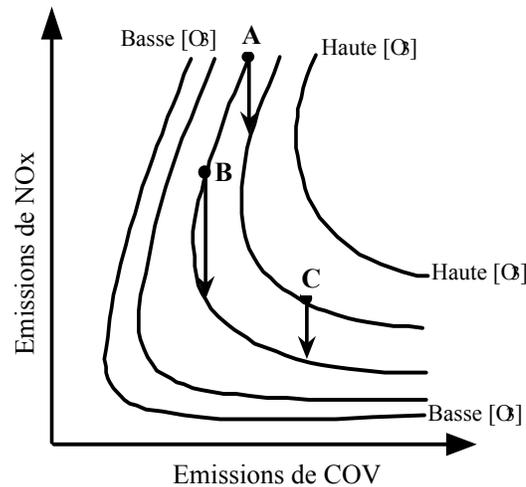


Figure II.12 : Diagramme isopleth

La position d'une zone déterminée dans le diagramme indique en théorie la stratégie à adopter afin de réduire la pollution par l'ozone :

1. réduction des émissions de COV pour un point de référence situé dans le régime limité par les COV ;
2. réduction des émissions de NOx pour un point de référence situé dans le régime limité par les NOx ;
3. réduction simultanée des émissions de COV et de NOx pour un point de référence situé dans la zone de transition entre ces deux régimes.

II.5.8.2 Définition des scénarios considérés

Dans le cadre de ce projet, nous avons donné la priorité à une analyse relativement générale permettant d'évaluer l'impact de politiques globales de réduction des précurseurs d'ozone (NOx et COV) de façon à établir l'efficacité réelle de telles politiques par rapport à la situation existante. Le but était de faire une analyse stratégique générale plutôt que de considérer un scénario très (trop) particulier qui risque de ne pas éclairer utilement les décideurs politiques sur les mesures à prendre pour combattre la pollution photochimique dans et autour de Bruxelles.

Dans ce cadre, les trois scénarios de stratégie générale suivants ont été définis :

- Le scénario 1 considère une réduction de 50% des émissions d'oxydes d'azote dans la Région de Bruxelles-Capitale.
- Le scénario 2 considère une réduction des émissions globales de composés organiques volatils de 50% est considérée.
- Un scénario 3 scénario considère alors une réduction simultanée de 50% des émissions d'oxydes d'azote et de composés organiques volatils.

Ces scénarios ont comme principal objectif de permettre d'identifier les zones contrôlées par les NOx, par les COV ou par les 2, c'est-à-dire se positionner sur le graphe des isopleths de concentrations d'ozone présenté précédemment.

II.5.8.3 Analyse des scénarios

Les effets des différents scénarios de réduction des émissions de gaz précurseurs sur la pollution photochimique peuvent être évalués sur base de différents critères. Le Tableau II.4 reprend ces différents critères d'évaluation et présente pour chacun d'eux : d'une part, les valeurs minimale, moyenne et maximale pour le cas de référence et ; d'autre part, pour les trois scénarios de réduction considérés, les valeurs minimale, moyenne et maximale, sur l'ensemble du domaine, des pourcentages d'évolution par rapport à la situation de référence.

Scénario	[O ₃] _{max} (µg/m ³)			[O ₃] _{moy 8 h} (µg/m ³)			[O ₃] _{moy 24h} (µg/m ³)			C. Ext. [M€]
	Min.	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.	Total
Cas de référence	120	149	184	88	131	162	45	105	134	2,18
1. -50% NOx	-12,6%	-3,3%	+15,5%	-14,3%	-5,3%	23,2%	-7,8%	+5,4%	+106%	-1,0%
2. -50% COV	-12,7%	-3,7%	+19,7%	-11,2%	-4,0%	+21,8%	-7,0%	+5,3%	+108%	+0,6%
3. -50% NOx+COV	-13,9%	-3,7%	+24,6%	-11,3%	-3,6%	+30,2%	-6,7%	+5,8%	+108%	+1,0%

Tableau II.4: Analyse des scénarios de réduction des émissions de gaz précurseurs pour l'ensemble du domaine étudié.

II.5.8.3.a Concentrations horaires maximales

Ce critère caractérise la valeur de pic observée au cours de l'épisode. Cette valeur est notamment utilisée pour définir les seuils d'information (180 µg/m³) et d'alerte (360 µg/m³) de la population ainsi que le seuil de protection de la végétation qui est fixé à 200 µg/m³.

En terme de concentrations horaires maximales observées sur le domaine, les trois scénarios conduisent à des valeurs plus faibles du maxima de concentration sur le domaine étudié. Par rapport aux 184 µg/m³ observés pour le cas de référence, c'est le scénario 2 qui conduit à la réduction la plus importante avec 172 µg/m³ (-6,5%), suivi du scénario 3 avec 174 µg/m³ (-5,4%). Le scénario 1 semble le moins efficace sur base de ce critère avec 177 µg/m³ (-4%).

Si on considère ce qui se passe sur l'ensemble du domaine, on remarque au Tableau II.4 que, en moyenne sur l'ensemble du domaine, c'est les scénarios 2 et 3 qui permettent les diminutions les plus grandes des concentrations maximales horaires avec -3,7% en moyenne, soit légèrement mieux que le scénario de réduction des émissions de NOx qui permet une diminution de 3,3% de ces concentrations maximales.

La réduction des émissions des COV semble avoir un impact légèrement supérieur sur ce critère que la réduction des NOx. La réduction combinée des émissions de NOx et de COV a globalement le même effet que la réductions des émissions de COV seules.

II.5.8.3.b Concentrations moyennes sur 8 heures

C'est sur la concentration moyenne sur 8 heures maximale pour chaque jour - qui dans notre cas est calculée entre 12h et 20h - qu'est basé la définition du seuil de protection de la santé publique fixé à 110 µg/m³. Comme on le voit au Tableau II.4, concernant les concentrations moyennes sur 8 heures, les trois scénarios considérés permettent d'améliorer la situation. Les simulations montrent que le scénario qui apparaît globalement comme le plus favorable à la diminution de ces concentrations est celui des réductions d'émissions de NOx qui permet une diminution de 5,3% en moyenne sur le domaine. Les réductions de 50% des émissions de COV permettraient quant à elles une amélioration de l'ordre de 4%. Les réductions combinées des émissions de NOx et de COV sont moins favorables avec 3,6% en moyenne d'amélioration des concentrations moyennes sur 8 heures.

II.5.8.3.c Concentrations moyennes sur 24 heures

En ce qui concerne ce critère caractéristique des atteintes aux cultures et à la végétation, nous constatons au Tableau II.4 que le seuil de 65µg/m³ est en moyenne largement dépassé dans la situation de référence. Par rapport à cette situation, les trois scénarios considérés conduisent à des valeurs plus élevées de ce paramètre. Les augmentations relatives aux trois scénarios sont relativement proches les unes des autres et varient de 5,3% pour la réduction des émissions de COV à 5,8 % pour la réduction simultanée des COV et des NOx. Le scénario de réduction des NOx seuls conduit à un accroissement concentrations moyennes sur 24h de 5,3% en moyenne sur le domaine.

II.5.8.3.d Répartition géographique des effets des scénarios de réduction

La répartition géographique des effets des scénarios de réduction sur les concentrations moyennes sur 8 heures est présentée pour les trois scénarios aux Figures II.13, II.14 et II.15. Trois zones de couleurs sont mises en évidence :

- Une zone de couleur bleue représentant les zones géographiques pour lesquelles le scénario considéré entraîne des diminutions des concentrations ;
- Une zone de couleur blanche représentant les zones géographiques pour lesquelles le scénario considéré entraîne de faibles (moins de 1%) évolutions positives ou négatives des concentrations ;
- Une zone de couleur rouge représentant les zones géographiques pour lesquelles le scénario considéré entraîne des accroissements de concentrations.

Pour les trois scénarios considérés, on peut observer sur ces figures des zones où les concentrations diminuent et d'autres où elles augmentent. Ces dernières sont principalement centrées sur les zones urbaines et/ou industrielles. On peut notamment mettre en évidence les zones d'Anvers, de Gand et de Bruxelles, l'axe Charleroi-Nivelles ainsi que la zone fortement urbanisée du Centre et de Mons-Borinage. Dans ces zones, les accroissements des pics d'ozone sous l'effet des réductions des émissions de précurseurs à Bruxelles peuvent dépasser les 25% à certains endroits (principalement à Anvers et Bruxelles).

Dans le cas du scénario 1 de réduction des émissions de NO_x à Bruxelles, la Figure II.13 met en évidence les zones où les diminutions des concentrations d'ozone peuvent être décrites comme caractéristiques d'un régime limité par les NO_x. Dans la littérature, ce régime est dit caractéristique des régions rurales ou éloignées, ce qui est confirmé par nos résultats. A l'inverse, les zones où des accroissements de concentration d'ozone sont observés, sont caractérisées par un régime saturé en NO_x, typique des zones urbaines. Enfin, les zones où de faibles variations des concentrations sont observés se trouvent à la limite entre les deux régimes. Cette situation est caractéristique des zones rurales perturbées, que l'on peut également qualifier de péri-urbaines.

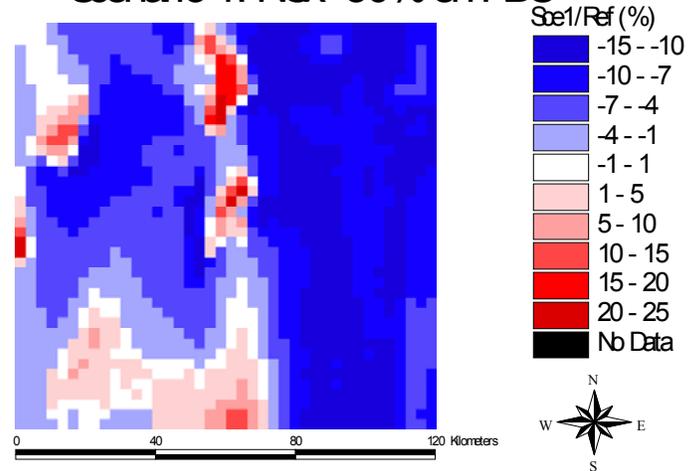
En ce qui concerne le scénario de réduction des émissions de COV, la Figure II.14 met en évidence des zones de diminution et d'accroissement des concentrations d'ozone sensiblement comparables à celles observées pour les réductions de NO_x, ce qui indique que ces zones sont également sous un régime saturé en COV.

Une comparaison des scénarios de réduction entre eux a permis de tirer certaines conclusions concernant l'efficacité comparée de ces mesures de réduction des émissions de précurseurs :

- La comparaison du scénario 1 et du scénario 2 montre que, pour la plus grande partie du domaine étudié, la réduction des émissions de NO_x en Région de Bruxelles-Capitale est plus efficace que celle des COV. Néanmoins, cette constatation ne vaut pas pour une zone – très importante d'un point de vue démographique – située le long de l'axe Bruxelles-Anvers pour laquelle la réduction des COV conduit à des concentrations d'ozone moins élevées mais néanmoins plus importantes que dans la situation de référence au niveau de Bruxelles et d'Anvers.
- La comparaison des scénarios 1 et 3 a révélé à peu près partout des réductions plus importantes lorsque les émissions de NO_x seules sont réduites en Région de Bruxelles-Capitale. Cette stratégie de réduction est particulièrement plus efficace que la réduction simultanée des NO_x et des COV en zones urbaines et périurbaines telles que les zones d'Anvers, Bruxelles et Gand notamment.
- La quasi-totalité du domaine est caractérisée par de très faibles différences entre les champs de concentrations calculés pour les scénarios 2 et 3. Seule la zone située le long de l'axe Bruxelles-Anvers indique que des diminutions de concentration plus importantes sont atteintes en réduisant uniquement les émissions de COV en Région de Bruxelles-Capitale plutôt que les émissions de NO_x et de COV ensemble.

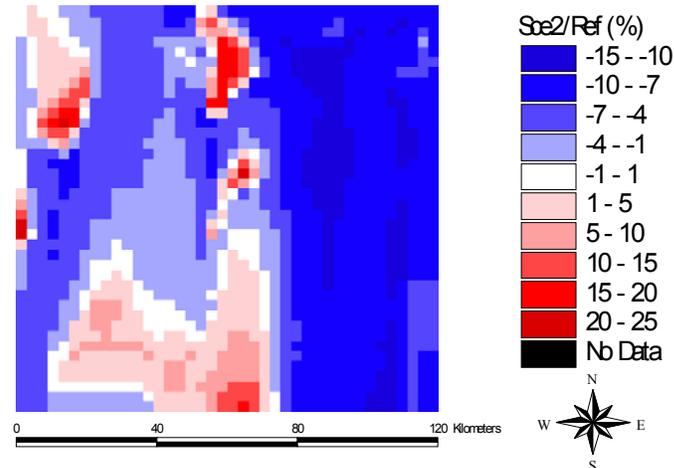
Scénario 1: NOx -50% en FBC

Figure II.13 : Comparaison des concentrations moyennes sur 8 heures pour le scénario 1 et la situation de référence. Les variations sont indiquées en pour cent.



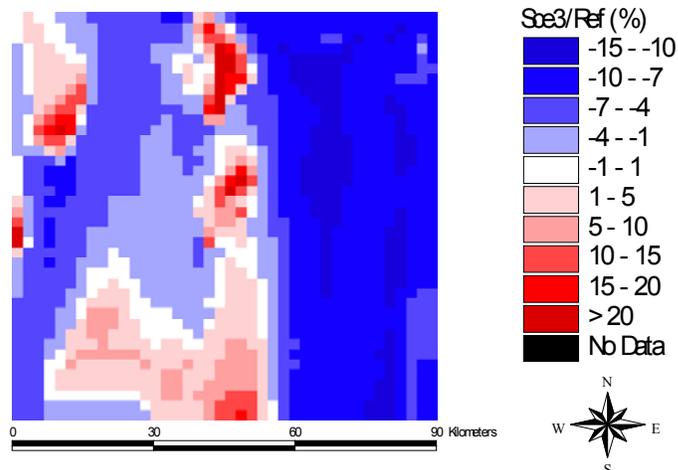
Scénario 2: COV -50% en FBC

Figure II.14 : Comparaison des concentrations moyennes sur 8 heures pour le scénario 2 et la situation de référence. Les variations sont indiquées en pour cent.



Scénario 3: NOx+ COV -50% en FBC

Figure II.15 : Comparaison des concentrations moyennes sur 8 heures pour le scénario 3 et la situation de référence. Les variations sont indiquées en pour cent.



II.5.8.3.e Dommages à la santé

En terme de dommages, nous constatons au Tableau II.5 que seul le scénario 1 de réduction des émissions de NOx en Région de Bruxelles-Capitale conduit à une diminution des coûts externes totaux calculés sur l'ensemble du domaine avec un total de 2,16 M€ soit près de 1% en moins que pour la situation de référence. Les scénarios 2 et 3 conduisent à des dommages totaux respectivement de 2,19 M€ (+0,4%) et de 2,20 M€ (+1%).

Il faut néanmoins rester prudent dans l'interprétation des résultats. En effet, seuls les effets à court terme sur la santé ont été comptabilisés dans ces estimations à défaut de fonctions exposition-réponse exploitables pour les effets à court terme sur la végétation. Ces effets sanitaires sont directement liés à la densité de la population. L'évolution des dommages en fonction des mesures considérées reflète donc principalement les effets de ces mesures au niveau des agglomérations urbaines. Or, pour les trois scénarios considérés, on observe des augmentations des concentrations d'ozone au niveau des zones urbaines et de leurs périphéries c'est-à-dire là où sont principalement émis les précurseurs quelque soit leur source. Il convient donc de se méfier d'une analyse purement monétaire qui dans ce cas-ci conduirait à des conclusions tronquées quant aux mesures à prendre pour améliorer la pollution photochimique autour de Bruxelles.

II.5.8.3.f Analyse de la situation en Région de Bruxelles-Capitale

Si l'on considère spécifiquement les effets des différents scénarios **au niveau de la Région de Bruxelles-Capitale**, nous pouvons constater au Tableau II.5 que les trois scénarios de réduction des émissions locales conduisent à des dommages plus importants que dans la situation de référence. Les dommages les plus importants sont observés pour le scénario 3 de réduction des émissions de NOx et de COV, avec un accroissement de 8% des coûts externes associés à la pollution photochimique. Pour le scénario 1 de réduction des émissions de NOx, un accroissement des dommages de 4% est observé. L'accroissement des dommages le moins important est observé pour le scénario 2 de réduction des émissions de COV uniquement, avec 1,3%.

Scénario	10 Août 1998		11 Août 1998		Episode	
	[O ₃] _{moy 8 h}	Dommages [M€]	[O ₃] _{moy 8 h}	Dommages [M€]	[O ₃] _{max}	Dommages Totaux [M€]
Cas de référence	120	0,18	107	0,16	153	0,34
Scénario 1	121	0,19	112	0,17	165	0,36
Scénario 2	119	0,18	111	0,17	160	0,35
Scénario 3	127	0,19	117	0,18	164	0,37

Tableau II.5: Analyse des scénarios de réduction des émissions de gaz précurseurs pour l'ensemble du domaine étudié

II.5.8.3.g Conclusions

Sur base de cette analyse, il n'est pas aisé de conclure de façon univoque sur la stratégie la plus efficace pour améliorer la situation. Nous pouvons en effet constater que suivant la zone géographique et le critère d'évaluation - concentrations maximales atteintes au cours de l'épisode ou valeurs moyennes sur 8 heures - considérés, des conclusions différentes peuvent être établies quant à la stratégie la plus efficace en terme de réduction de la pollution photochimique.

Nous résumons ici les principaux enseignements de cette analyse :

- La réduction des émissions de COV en région bruxelloise apparaît comme la stratégie la plus efficace pour la diminution des valeurs de pic observées sur le domaine.

- En ce qui concerne la diminution des valeurs moyennes sur 8 heures associées aux effets sur la santé, la réduction des émissions de NOx s'avère plus efficace que celle des COV ou des NOx et des COV combinées.
- Les différents scénarios considérés conduisent tous à des augmentations des concentrations d'ozone dans les principales agglomérations urbaines (Anvers, Bruxelles, Gand, Charleroi et Mons-Borinage) ce qui indique la saturation de ces zones à la fois en NOx et en COV. Des réductions de 50% des émissions de ces polluants s'avèrent donc encore insuffisantes pour permettre une amélioration de la qualité de l'air dans ces zones. Des réductions supérieures à 50% seraient donc nécessaires.
- Dans ces zones, la réduction des émissions de COV conduit comparativement à des concentrations moins élevées qu'une réduction équivalente des NOx.
- La comparaison des stratégies a révélé que la réduction des émissions de NOx seules permet d'atteindre la plus grande réduction des concentrations d'ozone sur l'ensemble du domaine à l'exception des agglomérations bruxelloises et anversoises pour lesquelles la réduction des émissions de COV seules permet d'obtenir des concentrations plus favorables ou moins défavorables puisqu'elle conduit également à une augmentation des concentrations par rapport à la situation de référence.
- Les trois scénarios de réduction des émissions de gaz précurseurs conduisent à des valeurs plus élevées – de l'ordre de 5,5% - des concentrations moyennes d'ozone sur 24 heures, représentatives de l'atteinte aux cultures et à la végétation.
- En terme de dommages à la santé, seul le scénario de réduction des émissions de NOx conduit à une réduction des coûts externes associés à l'épisode par rapport à la situation de référence. Les deux autres scénarios conduisent à de légères augmentations (moins de 1%) de ces dommages, ceci malgré l'effet global des réductions des concentrations d'ozone.
- En ce qui concerne spécifiquement la Région de Bruxelles-Capitale, les trois scénarios considérés conduisent à des augmentations des dommages. Le scénario le moins défavorable est celui de réduction des émissions de COV uniquement pour lequel l'accroissement des dommages est limité à 1,3%, pour 4% dans le cas de la réduction des émissions de NOx et 8% pour la réduction simultanée des émissions de NOx et de COV. C'est également la stratégie de réduction des émissions de COV seuls qui conduit aux pics d'ozone les moins élevés sur la Région.

II.6 Evaluation des dommages à l'échelle globale

Un rapport complet relatifs aux coûts externes liés aux changements climatiques des transports routiers en Région de Bruxelles-Capitale rédigé dans le cadre de ce projet est repris en Annexe IX. Outre des généralités relatives aux changements climatiques et au Protocole de Kyoto et à ses implications en Belgique, cette annexe fournit une synthèse de la politique belge en matière de changements climatiques et discute la contribution du secteur des transports aux émissions belges de gaz à effet de serre.

Dans le cadre de ce rapport de synthèse, nous présentons, tout d'abord, un certain nombre de généralités relatives aux externalités liées aux gaz à effet de serre et à leur évaluation. Nous nous concentrons, ensuite, sur l'évaluation des coûts externes associés aux changements climatiques du transport routier en Région de Bruxelles-Capitale.

II.6.1 Généralités sur les externalités liées aux gaz à effet de serre

Le projet européen de recherche ExternE (Externalités liées à l'Energie) reprend les meilleures estimations actuelles relatives aux coûts externes des émissions de gaz à effet de serre [Tol R. *et al.* (2000)]. Deux modèles existants sur les changements climatiques ont été

utilisés pour ce faire : le modèle FUND et le modèle Open Framework. Avant de passer en revue les principaux résultats de cette étude, rappelons qu'une série de choix méthodologiques effectués par les auteurs peuvent grandement affecter les résultats. Il s'agit du taux d'actualisation (les modèles actualisent pour 1990 les dommages qui se produiront en 2100), de la valeur de la vie humaine, des hypothèses relatives aux changements socio-économiques des sociétés futures, du traitement des incertitudes, de l'équité intra-générationnelle (valeur de la vie humaine dans et hors pays développés), du choix du scénario climatique « moyen » pour 2100, et des difficultés à évaluer en termes monétaires la biodiversité et les écosystèmes.

Les résultats des modèles FUND et Open Framework sont résumés au Tableau II.6. Il est remarquable de constater une très faible différence de résultats entre ces 2 modèles. Malheureusement, cette similitude est purement fortuite. L'analyse des incertitudes indique une très forte amplitude des résultats¹.

Tableau II.6 : Coûts marginaux des émissions de gaz à effet de serre .

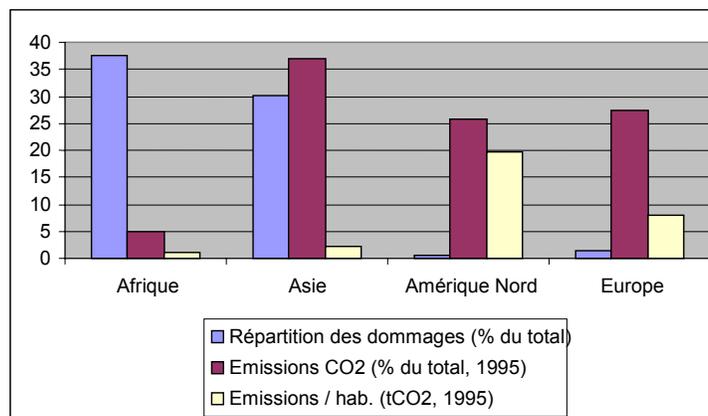
Gaz à effet de serre	Unité de dommage	Dommage marginal selon le modèle et le taux d'actualisation utilisés			
		FUND		Open Framework	
	Taux actualisation	1%	3%	1%	3%
CO ₂	EUR/tC	170	70	160	74
	EUR/tCO ₂	46	19	44	20
CH ₄	EUR/tCH ₄	530	350	400	380
N ₂ O	EUR/tN ₂ O	17000	6400	26000	11000

Source : FUND v1.6 et Open Framework v2.2

Base : IPCC scenario IS92a (Medium) ; « equity weighed », émissions 1995-2005, horizon des dommages porté à 2100 avec prise en compte d'un doublement de la concentration de CO₂éq. N.B. : depuis la publication de ces études, les valeurs de coûts externes ont été revues à la baisse mais ceci ne change rien aux explications qui suivent concernant la répartition géographique des dommages et le types de dommage.

Il est important de souligner l'un des problèmes majeurs des changements climatiques : les pays principaux responsables des émissions de gaz à effet de serre (les pays industrialisés en général) ne sont pas les pays qui subiront les principaux dommages liés aux changements climatiques. Pour illustrer ce constat, nous avons regroupé les résultats de l'étude ExternE (répartition des dommages par région) avec les niveaux d'émissions de CO₂ (en % du total d'émissions et en émissions par habitant). La Figure II.16 montre à quel point les pays qui souffriront le plus des changements climatiques sont ceux qui aujourd'hui y contribuent le moins, si on classe les pays en émissions par habitant.

Figure II.16 :
Comparaison mondiale
entre la répartition des
dommages et la
répartition des
émissions de CO₂



¹ Il y a une incertitude sur la précision des résultats mais aussi sur leur exactitude. L'intervalle souvent cité dans les anciens rapports du GIEC – 5\$/tC à 125\$/tC - (Pearce et al., 1996) est fréquemment mal interprété comme une estimation de l'incertitude, alors qu'en fait il s'agit seulement des « meilleures estimations moyennes » des études citées [Commission Européenne (1999a)].

Une étude récente [Tol *et al.* (2000)] actualise les données du modèle FUND (version 1.6) avec une nouvelle version 2.0 dont l'horizon est 2100 (au lieu de 2200 pour FUND1.6). Cette nouvelle version tient notamment compte des aspects positifs des changements climatiques comme la réduction de la consommation énergétique (diminution du chauffage) et l'augmentation de la productivité agricole, et actualise les données économiques. Les résultats sont bien entendu très différents. Les coûts marginaux estimés avec FUND2.0 sont environ 5 à 7 fois inférieurs aux valeurs de FUND1.6 (ou celles d'Open Framework).

Tableau II.7 : Coûts marginaux recommandés pour Externe par FUND2.0²

EUR/t	faible	Moyen ³	élevé
CO ₂	1,4	2,4	4,1
N ₂ O	440,2	748,3	1272,1
CH ₄	28,2	44,9	71,5

Le modèle FUND 2.0 recommande des valeurs d'externalité beaucoup plus faibles, aussi parce qu'il tient compte du nombre d'années de vie perdues⁴, ce qui n'était pas le cas pour les modèles Open Framework et FUND1.6. Bien, entendu ces chiffres ne sont pas définitifs et ne prennent pas en compte de possibles événements climatiques extrêmes comme une perturbation rapide des courants océaniques sur l'Atlantique Nord. Il est évident que ces externalités seront à nouveau modifiées à l'avenir⁵, avec probablement des valeurs supérieures pour la prochaine évaluation suite aux nouvelles prévisions de réchauffement climatique publiées par le GIEC⁶ (+1,4°C à +5,8°C au lieu de +1°C à +3,5°C). De nouvelles valeurs d'externalités sont attendues avant la fin de l'année 2001.

II.6.2 Coûts externes « effet de serre » du transport routier à Bruxelles

Le trafic routier en milieu urbain est appelé à se développer de façon moins soutenue - le réseau étant déjà engorgé - que le trafic en Province ou sur les autoroutes. Les estimations pour la Belgique, faites par Borken J. *et al.* (2000), calculées d'après le modèle TREMOD utilisé pour le réseau routier allemand, montrent des différences très nettes sur ce point.

Selon cette étude, le transport routier en ville augmentera beaucoup moins qu'en sites périurbains. L'étude précise aussi que l'évolution totale de trafic (+20% entre 2000 et 2020) pourrait être réduite à +13% par une politique active en matière de mobilité : télé-travail, car pooling, augmentation du transport public, des vélos et des deux roues motorisés, etc.

Cette étude montre également que les émissions dues au transport routier augmentent progressivement jusqu'en 2020, sauf en milieu urbain où elles commencent à diminuer à partir de 2000.

Pour la Région de Bruxelles-Capitale, les émissions de gaz à effet de serre calculées par le CESE-ULB pour la période 1990-1999 ont été discutées au paragraphe II.4.2. Ces émissions de CO₂, CH₄ et N₂O ont été calculées sur base du modèle AMORTEC développé dans le cadre de projet. Les évolutions des émissions sont présentées à la Figure II.17.

Les émissions totales exprimées en CO₂-équivalent ont progressé de 9% entre 1990 et 1999. Cette évolution n'aurait été que de +8% si l'on n'avait pas tenu compte de l'augmentation importante des émissions de N₂O sur cette période (+109%).

² Sur base du scénario IPCC IS92a, taux d'actualisation de 1%.

³ Valeur centrale mondiale moyenne. Les valeurs faibles et élevées couvrent 67% de l'intervalle de confiance.

⁴ Or, pour les pays riches la mortalité associée aux pics de chaleur touche davantage les personnes âgées.

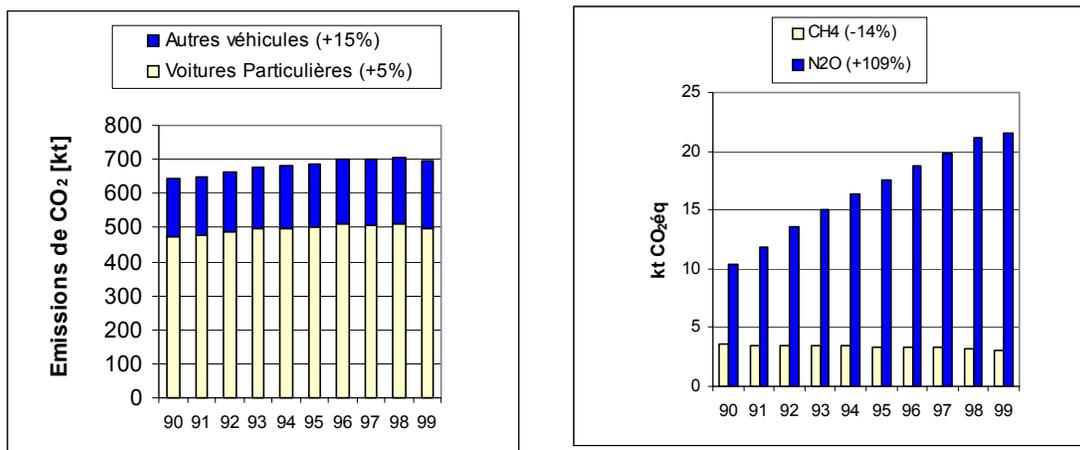
⁵ Les estimations de coûts externes des changements climatiques ont déjà changé souvent et dans des proportions importantes (1 à 27 EUR/tCO₂ en 1996, puis 18 à 46 EUR/tCO₂ en 1998 et maintenant 1,4 à 4,1 EUR/tCO₂). Mais les nouvelles prévisions du GIEC risquent bien de faire à nouveau évoluer ces valeurs à la hausse.

⁶ GIEC : (en anglais IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, site Internet: <http://www.ipcc.ch>) Groupe constitué d'environ 2500 experts intergouvernemental sur l'évolution du climat.

On peut observer à la Figure II.17 que, si les émissions globales de CO₂ associées au trafic ont progressé à Bruxelles depuis 1990, cette progression s'est surtout réalisée au niveau des véhicules utilitaires légers et des véhicules lourds. L'augmentation des émissions des voitures particulières a en effet été limitée à 5% entre 1990 et 1999. Le graphique permet également de mettre en évidence une diminution des émissions entre 1998 et 1999, surtout marquée pour les voitures particulières. Ceci peut signifier le début d'une tendance ou un simple pallier avant une nouvelle augmentation des émissions. En l'absence de valeurs calculées pour les années 2000 et 2001, il convient de rester prudent.

Comparativement aux émissions de CO₂, les émissions de N₂O et CH₄ sont négligeables. Elles représentent seulement 3,5% du total des émissions de gaz à effet de serre dus aux transports routiers à Bruxelles. On constate cependant une forte augmentation des émissions de N₂O pour toute la période 1990–1999. Cette évolution est à peu de chose près la même que celle constatée au niveau belge dans l'étude de Borcken J. *et al.* (2000) : de 1990 à 2010, les émissions de N₂O auront augmenté de +108% et celles de CH₄ auront diminué de -35%.

Figure II.17 : Evolutions des émissions de CO₂, de CH₄ et de N₂O associées au trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale entre 1990 et 1999.



L'évolution des coûts externes « climat » pour le transport routier à Bruxelles est présentée au Tableau II.8. Nous pouvons remarquer que les coûts externes du transport routier en Région de Bruxelles-Capitale, liés aux changements climatiques calculés à partir des valeurs du modèle FUND 2.0, ont augmenté d'une dizaine de % entre 1990 et 1999. Cette évolution suit celle observée précédemment pour les émissions des trois gaz à effet de serre. Le tableau différencie les estimations « moyenne », « faibles » et « élevées » de façon à rendre compte des marges d'incertitudes importantes inhérentes à l'évaluation de ces externalités.

Tableau II.8 : Evolution des coûts externes « climat » (en M€) pour le transport routier en Région de Bruxelles-Capitale.

C. Ext. [M€]	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	99 vs 90 [%]
Faibles	0,922	0,928	0,954	0,974	0,984	0,992	1,013	1,013	1,021	1,007	109%
Moyens	1,580	1,590	1,634	1,669	1,686	1,700	1,736	1,735	1,749	1,725	109%
Elevés	2,698	2,716	2,790	2,850	2,879	2,903	2,965	2,963	2,986	2,946	109%

Les coûts externes « moyens » totaux (CO₂, N₂O et CH₄) s'élèvent à presque 2 millions d'euros à la fin des années 90, avec des valeurs relativement stables pour la période 1995 - 1998. Cela signifie aussi, toujours avec les dernières estimations issues du modèle FUND2.0, que les voitures du parc actuel - qui émettent en site urbain autour de 220

gCO₂/km (moteur chaud) ou 290g (moteur froid, càd à peu près 40% des déplacements en ville) - génèrent des externalités « effet de serre » respectivement de l'ordre de 0,021 BEF/km et 0,028 BEF/km, soit environ 0,3 BEF/l pour une voiture consommant 10l/100 km.

Mais n'oublions pas que les valeurs de coûts externes « effet de serre » ne comptabilisent pas tous les dommages. Certains dommages, comme la perte de biodiversité, ne sont pas estimés. Par ailleurs, des taux d'actualisation plus faibles impliqueraient des coûts externes nettement plus élevés.

Il faut aussi rappeler que ces chiffres ne sont pas définitifs et que les externalités « effet de serre » seront à nouveau modifiées dans un proche avenir, avec probablement des valeurs supérieures pour la prochaine évaluation suite aux nouvelles prévisions de réchauffement climatique publiées par le GIEC (+1,4°C à +5,8°C au lieu de +1°C à +3,5°C).

La fourchette d'incertitudes de ces valeurs est très grande comme on peut le remarquer au Tableau II.8. Les valeurs reprises entre les coûts externes faibles et les coûts externes élevés couvrent un intervalle de confiance de 67%. Un intervalle de confiance plus élevé (par exemple 95%) signifierait une fourchette de valeur encore nettement plus large.

II.6.3 Conclusions et discussion

Réduire les émissions de gaz à effet de serre constitue un défi environnemental et international sans précédent. Si le Protocole de Kyoto est ratifié en 2002, cela signifiera pour la Belgique la nécessité de changer radicalement sa politique, en particulier en matière de transports routiers. Ceci impliquera de mettre rapidement en œuvre des nouvelles politiques énergie durable/mobilité durable, dont par exemple: le projet de taxe CO₂, mais aussi la recherche d'une harmonisation fiscale au niveau européen, une surveillance accrue du respect des limites de vitesse, et de nombreuses autres mesures dont celles provenant du nouveau Plan national de mobilité. Les émissions de CO₂ liées au transport sont celles qui connaissent la progression la plus alarmante, en Europe comme en Belgique. Cette progression devrait néanmoins être moins marquée en milieu urbain.

Avant toute discussion sur les valeurs à retenir en matière de coûts externes « effet de serre », il faut se rappeler que celles-ci ont évolué fortement et sont encore susceptibles d'évoluer considérablement dans les années à venir car de grandes incertitudes existent à tous les niveaux (modèles climatiques, réponse des écosystèmes, évaluations monétaires des dommages, prise en compte de dommages non quantifiables sur les plans écologique ou financier, détermination du « bon » taux d'actualisation, etc. Il reste en effet difficile d'estimer avec précision les projections d'augmentation de température ou de relèvement du niveau des océans. Il est encore plus délicat d'estimer les projections de dommages physiques associés et, dans ces conditions, la traduction de ces dommages en termes monétaires devient un exercice scientifique pour le moins périlleux. Il s'agit en effet, contrairement aux dommages liés à la pollution de l'air sur la santé, de dommages estimés pour l'horizon 2100 et actualisés à nos jours avec des taux d'actualisation dont le choix va lourdement conditionner les résultats finaux.

Moyennant cette mise en garde et selon nos estimations, les coûts externes totaux moyens (CO₂, N₂O et CH₄) pour Bruxelles s'élèvent à près de **1,725 millions d'euros** par an à la fin des années 90, avec des valeurs relativement stables pour la période 1995-1998. Ces chiffres sont à mettre en relation avec les 3,03 milliards de kilomètres parcourus dans la Région de Bruxelles-Capitale.

Les externalités liées à l'effet de serre pour les transports routiers à Bruxelles sont de l'ordre de 2 à 3 centimes par km parcouru ou environ 20 à 30 centimes par litre de carburant, c'est-à-dire faibles par rapport au prix des carburants routiers. Ce faible coût externe s'explique essentiellement par les nouvelles valeurs d'externalités effet de serre (2,4 EUR/tCO₂), très faibles, reprises dans le cadre de notre étude à partir du nouveau modèle FUND 2.0.

Ce coût eut été nettement plus élevé s'il avait été calculé fin des années 90, lorsqu'on utilisait des externalités « effet de serre » élevées, comprises entre 18 et 46 EUR/tCO₂

(valeur utilisée pour ExternE jusqu'en 1999). Le coût moyen des dommages « effet de serre » par litre de carburant serait alors situé autour des 3 à 4 BEF par litre de carburant !

On notera qu'en Belgique, comme dans d'autres pays développés, le coût des mesures de réduction de gaz à effet de serre, par des mesures domestiques s'élève généralement à quelques dizaines d'EUR/tCO₂. Il est donc du même ordre de grandeur que les coûts externes chiffrés par les modèles FUND 1.6 ou Open Framework. Mais n'oublions pas que ce coût de la mesure de réduction est très variable en fonction de la méthode de calcul utilisée, des hypothèses prises, du secteur d'activité considéré et de la mesure spécifique préconisée⁷.

Ce coût eut été également nettement plus élevé si l'on avait pris la méthode des coûts évités⁸ au lieu de la méthode du coût des dommages telle que développée dans le projet ExternE. Une valeur de 135 EUR/tCO₂, censée représenter une moyenne fondée sur les études scientifiques disponibles, impliquerait ainsi des coûts évités de l'ordre de 11 à 15 BEF par litre de carburant non consommé.

Les nouvelles estimations du GIEC en matière d'augmentation de températures (jusqu'à +6°C en 2100 !) associées au principe de précaution justifient toute l'importance qu'il faut accorder à ces externalités, actuellement imprécises et peu fiables. En outre, malgré les imprécisions, ces externalités sont aujourd'hui considérées avec beaucoup plus d'exactitude que par le passé. On sait que les conséquences écologiques, sanitaires, sociales et économiques seront très importantes à l'échelle mondiale et les doutes sur le caractère anthropique du réchauffement ont pratiquement disparu.

Bien entendu, en milieu urbain, il est assez logique de s'attendre à ce que les externalités liées aux émissions de gaz à effet de serre soient relativement moins importantes que les externalités liées aux polluants classiques de l'air. En effet, la densité élevée de population à Bruxelles explique en partie pourquoi les externalités liées à l'effet de serre y soient proportionnellement plus faibles. De plus, selon Borken J. *et al.* (2000), contrairement aux transports sur sites extra-urbain, les transports en milieu urbain ne devraient augmenter que très légèrement de 2000 à 2020 en nombre de kilomètres parcourus, tandis que les émissions de CO₂ devraient même diminuer progressivement (d'environ 7,5% entre 2000 et 2020 et 0,1% entre 1990 et 2010). Le début de diminution mis en évidence dans notre étude à partir de 1999 semble confirmer cette tendance.

II.7 Analyse de scénarios de réduction des émissions du trafic routier

II.7.1 Introduction

Si l'objectif principal du projet « Mobilité durable en région bruxelloise » concerne le développement d'une méthodologie d'évaluation des coûts externes environnementaux associés au trafic routier en région bruxelloise, un objectif important est également de fournir un outil d'aide à la prise de décision permettant d'évaluer les bénéfices (ou les coûts) environnementaux associés à différentes mesures ou politiques de transport dans la zone urbaine considérée.

Dans cette perspective, différents scénarios ont été évalués. Pour cette évaluation, la situation réelle pour l'année 1998 est considérée comme cas de référence (scénario Business As Usual). Par rapport à cette situation, les bénéfices environnementaux potentiels

⁷ De nombreux exemples de coûts des mesures de réduction de CO₂ – y compris dans le secteur des transports – sont donnés dans l'étude du CEERE – ULB [Ferdinand C. et Hecq W. (2001)].

⁸ Dans une étude récente, l'INFRAS avait estimé les coûts du changement climatique en se fondant sur les études scientifiques qui ont évalué les coûts que devraient supporter les pays développés pour atteindre l'objectif de réduction recommandé par les scientifiques (réduction préconisée par le GIEC de 50% des émissions de CO₂ dans les pays européens d'ici à 2030 par rapport aux niveaux de 1990).

résultant de différentes mesures alternatives en faveur de transports plus soutenables sont évalués.

D'une façon générale, les mesures en faveur de transports soutenables peuvent être classées en trois catégories principales:

- ✓ **Mesures «technologiques»** visant à l'amélioration des paramètres d'émission du parc de véhicules circulant en introduisant de nouvelles technologies de véhicules (GPL ou électriques, par exemple), en encourageant le remplacement des véhicules les plus anciens ou en introduisant des carburants plus propres;
- ✓ **Mesures encourageant le transfert modal** vers des modes plus propres (transport en commun, vélo ou marche à pied);
- ✓ **Mesures réduisant la demande de transport** en agissant à long terme sur les options en matière d'aménagement du territoire, en développant le télétravail ou en limitant le trafic de certaines catégories de véhicules (transport de marchandises par exemple).

L'analyse des scénarios de réduction des émissions a été menée en référence à ces trois familles de mesures. Des mesures appartenant à chacune des catégories ont été évaluées du point de vue de leurs impacts sur les niveaux d'émissions. Dans le cadre de ce rapport, nous présentons, tout d'abord, brièvement les différents scénarios retenus pour l'analyse avant d'en discuter les principaux résultats. Nous renvoyons à l'Annexe IX pour une analyse détaillée de ces scénarios.

II.7.2 Description des scénarios

II.7.2.1 Actions sur la technologie des véhicules

Pour le calcul des émissions relatives aux différentes technologies de véhicules, nous nous basons : d'une part, sur les facteurs d'émissions définis dans le cadre de la méthodologie COPERT III pour les technologies traditionnelles et leurs évolutions en fonction des normes; et, d'autre part, sur les facteurs d'émissions fournis dans le cadre du projet européen MEET [Commission Européenne (1999b)] et du programme Auto-Oil II [Commission Européenne (2000)] pour les nouvelles technologies de véhicules et les carburants alternatifs.

Nous décomposons notre analyse en considérant spécifiquement la part du parc automobile visé par les mesures envisagées.

II.7.2.1.a Ensemble du parc automobile

Dans ce cadre, nous analysons un scénario destiné à évaluer la marge de progression potentielle maximale qui peut être attendue d'une mise à niveau de l'ensemble de la flotte de véhicules aux normes les plus sévères prévues à moyen terme, à savoir la norme Euro IV prévue à partir de 2005 pour l'ensemble du parc. Nous considérons donc que l'ensemble du parc est mis en conformité avec cette norme Euro IV.

II.7.2.1.b Trafic léger

Pour cette catégorie de véhicules, nous avons fait la distinction entre des scénarios relatifs aux véhicules thermiques de motorisation essence, diesel ou LPG ; et des scénarios relatifs à l'introduction de véhicules électriques de diverses natures (purement électriques, hybrides ou à pile à combustible).

Véhicules thermiques

Trois scénarios sont considérés dans l'analyse :

- Remplacement des véhicules pré-Euro (antérieurs à 1990) du parc – qui contribuent le plus aux émissions totales - par des véhicules respectant la norme Euro II (norme d'actualité pour l'année de référence 1998) ;
- Remplacement du parc de voitures et de camionnettes diesel par des modèles répondant à la norme Euro III entrée en vigueur depuis le 1^{er} janvier 2000 ;

- Introduction de 10% de véhicules au LPG dans les flottes de véhicules légers.

Véhicules électriques

Dans ce cadre, nous envisageons les deux scénarios suivants:

- Introduction de 10% de véhicules purement électriques dans les flottes de véhicules légers de façon uniforme dans la Région ;
- Scénario « 50-20-5 » : Introduction de véhicules purement électriques de façon différenciée suivant l'éloignement du centre de la Région grâce à des mesures d'accompagnement (réseau de location des véhicules, restriction d'accès de certaines zones aux véhicules thermiques, etc.). Le scénario retenu considère que la « part de marché » des véhicules électriques est de 50% dans le centre ville (pentagone), 20% dans une zone intermédiaire entre la petite ceinture et la grande ceinture et 5 % à l'extérieur de cette dernière.

Véhicules hybrides

Nous considérons une introduction de 10% de véhicules hybrides à essence dans la flotte de véhicules légers en Région de Bruxelles-Capitale.

Véhicules à pile à combustible

Nous considérons une introduction de 10% de véhicules à pile à combustible dans la flotte de véhicules légers en Région de Bruxelles-Capitale. Les facteurs d'émissions utilisés sont relatifs à des véhicules utilisant le méthanol comme carburant pour la production d'hydrogène.

II.7.2.1.c Véhicules utilitaires lourds

Le scénario considéré est celui relatif à l'introduction dans la flotte de véhicules utilitaires lourds de 10% de véhicules au gaz naturel comprimé (GNC).

II.7.2.1.d Autobus urbains

Deux scénarios ont été analysés :

- Introduction de 10% de véhicules au GNC ;
- Introduction de 10% de véhicules à pile à combustible.

II.7.2.2 Action sur la répartition modale

Pour cette famille de mesures, deux scénarios relatifs au transport de voyageurs ont évalués spécifiquement:

- Transfert de 10% des passager-kilomètres actuellement effectués en voitures particulières vers les autobus urbains.
- Transfert de 1% des passager-kilomètres effectués habituellement en voiture ou en autobus vers les modes non-motorisés vélo ou marche à pied.

II.7.2.3 Action sur la demande

Pour cette dernière famille de mesures, nous avons envisagé les deux scénarios suivants :

- Réduction de la demande de transport de passagers de 10% par divers moyens (télétravail, aménagement du territoire, meilleure localisation des activités, etc.) ;
- Réduction du transport routier de marchandises de 10% via l'interdiction de certaines zones, la limitation du trafic de transit, etc.

II.7.3 Principaux résultats

L'ensemble des scénarios considérés et leurs effets sont résumés au Tableau II.9 pour les mesures techniques et au Tableau II.10 pour mesures relatives au transfert modal et à la réduction de la demande. Dans ces tableaux, les émissions des principaux polluants pour la situation en 1998 sont repris comme situation de référence. Il s'agit des émissions calculées sur base de la méthodologie COPERT III qui propose également des facteurs d'émission pour les normes Euro III et IV. Ces émissions sont regroupées par type d'effet. Sont distingués : les effets locaux (particules, SO₂ et CO) ; la pollution photochimique (NO_x et COV) ; l'acidification (SO₂ et NO_x) et le réchauffement global (CO₂, CH₄ et N₂O). Pour les effets locaux et le réchauffement global, les émissions sont complétées par des estimations des coûts externes associés. Par rapport à cette situation de référence, les effets des différents scénarios considérés sont exprimés en % de différence.

Pour une discussion détaillée de ces résultats nous renvoyons à l'Annexe IX. Nous reprenons ici uniquement les principales remarques qui peuvent être formulées au terme de l'analyse menée.

L'analyse des impacts potentiels des différentes mesures techniques et non-techniques, a tout d'abord permis de mettre en évidence les réductions importantes des émissions - et donc des effets observés aux niveaux local et régional – que le **rajeunissement du parc automobile** permet en théorie de réaliser. Dans ce cadre, l'élimination des véhicules pré-Euro (antérieurs à 1990) qui ne représentent que 37% du parc de véhicules légers mais qui sont responsables pour plus de 65% des émissions de ces véhicules s'avère être une mesure efficace pour l'amélioration de la qualité de l'air locale et régionale.

D'autre part, la marge de progression « garantie » par **l'évolution des normes européennes** limitant les émissions prévues à moyen terme (Euro IV en 2005) est importante – de l'ordre de 80% de réduction – pour les polluants responsables de la pollution locale et régionale. Par contre, ces normes ne garantissent nullement la réduction des émissions des gaz à effet de serre.

Au niveau de la réduction des **émissions de gaz à effet de serre**, nous avons en effet pu mettre en évidence que les technologies traditionnelles de véhicules (essence et diesel) même respectueuses des nouvelles normes les plus strictes ne semblaient pas pouvoir induire une réduction effective des émissions de CO₂. Au niveau des mesures techniques, seules l'introduction de nouvelles technologies de véhicules (véhicules électriques, hybrides ou à pile à combustible) ou le recours à des carburants alternatifs tels que le LPG permettraient de réduire les émissions de CO₂ à un niveau acceptable pour rencontrer les objectifs du protocole de Kyoto. Les mesures non-techniques sont également particulièrement intéressantes de ce point de vue.

En ce qui concerne spécifiquement le **trafic léger**, l'analyse a pu mettre en évidence que l'introduction de véhicules électriques, hybrides ou à pile à combustible avait des effets potentiels importants en terme de réduction des dommages au niveau local, régional et global. Si au niveau local, les trois technologies offrent des avantages comparables, les véhicules hybrides et à pile à combustible s'avèrent plus intéressants en terme de réduction des émissions de gaz précurseurs d'ozone et responsables de la pollution acide alors que les véhicules électriques ont, dans l'état actuel du développement des technologies, un bilan plus favorable en terme de réchauffement climatique. Une introduction plus importante des véhicules purement électriques – notamment dans le centre-ville – grâce à une politique d'accompagnement efficace permettrait de réaliser des bénéfices environnementaux encore plus importants comme le montre les résultats du scénario « 50-20-5 » au Tableau II.9.

Tableau II.9 : Evaluation des mesures techniques en terme de réduction de la pollution atmosphérique.

Actions sur la technologie des véhicules												
Cas de référence 1998	Parc total	Trafic léger (voitures particulières et camionnettes)								Autobus		Camions
	Euro IV	Thermiques			Electriques		Hybrides	PAC*	GNC	PAC*	GNC	
		Rempl. Pré-Euro	Diesel Euro III	LPG 10%	10%	50-20-5	10%	10%	10%	10%	10%	
Effets locaux												
Emissions [tonnes]												
Particules	288	-83,6%	-29,1%	-37,1%	-4,7%	-6,3%	-8,6%	-6,3%	-6,3%	-0,4%	-0,4%	-2,1%
SO ₂	183	1,6%	1,6%	-1,4%	-6,1%	-7,4%	-10,0%	-7,4%	-7,4%	-0,3%	-0,3%	0,0%
CO	18.286	-86,9%	-55,7%	-0,8%	-5,2%	-9,6%	-14,0%	-9,6%	-9,6%	0,0%	0,0%	-0,1%
Coûts externes [M€]	882	-83,4%	-29,0%	-37,0%	-4,7%	-6,3%	-8,6%	-6,3%	-6,3%	-0,4%	-0,4%	-2,1%
Pollution photochimique												
Emissions [tonnes]												
NOx	4.167	-76,9%	-31,5%	-4,8%	-5,0%	-5,7%	-7,3%	-6,2%	-6,3%	-0,5%	-0,6%	-1,3%
COV	2.200	-90,9%	-65,4%	-2,4%	-7,5%	-8,5%	-13,4%	-16,3%	-16,4%	-0,1%	-0,1%	-0,3%
Total précurseurs	6.367	-81,7%	-43,2%	-4,0%	-5,8%	-6,7%	-9,4%	-9,7%	-9,8%	-0,4%	-0,4%	-1,0%
Acidification												
SO ₂	183	1,6%	1,6%	-1,4%	-6,1%	5,6%	7,9%	-7,4%	-7,4%	-0,3%	-0,3%	0,0%
NOx	4.167	-76,9%	-31,5%	-4,8%	-5,0%	-5,7%	-7,3%	-6,2%	-6,3%	-0,5%	-0,6%	-1,3%
Réchauffement global												
Emissions [tonnes]												
CO ₂	719.619	2,9%	2,9%	-1,1%	-6,7%	-5,8%	-7,9%	-3,5%	-3,4%	0,0%	-0,1%	0,0%
CH ₄	172	-58,6%	-23,9%	0,0%	-0,2%	-9,2%	-13,7%	-9,0%	-9,0%	0,0%	-0,1%	0,0%
N ₂ O	68	23,7%	23,7%	0,0%	-2,8%	-9,0%	-11,7%	-8,6%	-8,6%	0,0%	0,0%	-12,1%
Total [CO ₂ -eq]	744.208	3,2%	3,4%	-1,1%	-6,5%	-5,9%	-8,0%	-3,6%	-3,6%	0,0%	-0,1%	0,0%
Coûts externes	1,8	3,2%	3,4%	-1,1%	-6,5%	-5,9%	-8,0%	-3,6%	-3,6%	0,0%	-0,1%	0,0%

*PAC : Pile à combustible.

En ce qui concerne les mesures non-techniques envisagées, nous pouvons remarquer au Tableau II.10 que l'accroissement, même limité, de la part de marché du **vélo** dans le transport de voyageurs est susceptible d'avoir des effets très intéressants en terme notamment de réduction des coûts externes locaux. L'étude montre qu'un accroissement de 1% de cette part permettrait de réduire ces coûts de 0,6% ce qui correspond à plus de 200 MBEF si nous nous basons sur notre estimation pour l'année 1998. Ce dernier chiffre, particulièrement, est intéressant à souligner car il peut constituer un argument important en faveur du développement d'une politique cyclable parfois freiné par des impératifs budgétaires.

Le **transfert modal** de la voiture vers les bus a quant à lui un effet plus limité compte tenu de l'effort nécessaire pour induire un tel transfert massif (10%). Son impact le plus marqué concerne la réduction des émissions de gaz à effet de serre (-5,5%).

Finalement, l'analyse montre que la **réduction du trafic de marchandises** par la route ou son report vers des modes plus propres (transports ferroviaire et fluvial) a des effets potentiels importants sur la réduction de la pollution atmosphérique malgré sa part relativement faible dans le trafic global.

Tableau II.10 : Evaluation des mesures non-techniques en terme de réduction de la pollution atmosphérique.

	Cas de Référence 1998	Transfert modal		Action sur la demande		
		VP vers Bus 10%	Vélo +1%	Personnes -10%	Marchandises -10%	
Effets locaux						
Emissions [tonnes]						
Particules	288	-2,4%	-0,6%	-5,6%	-31,4%	
SO ₂	183	-4,3%	-0,7%	-7,0%	-19,5%	
CO	18.286	-8,9%	-0,9%	-9,2%	-5,9%	
Coûts externes [M€]	882	-2,4%	-0,6%	-5,6%	-31,4%	
Pollution photochimique						
Emissions [tonnes]						
NO _x	4.167	-1,6%	-0,6%	-6,2%	-26,6%	
COV	2.200	-7,3%	-0,8%	-8,4%	-12,2%	
Total précurseurs	6.367	-3,5%	-0,7%	-7,0%	-21,6%	
Acidification						
Emissions [tonnes]						
SO ₂	183	-4,3%	-0,7%	-7,0%	-19,5%	
NO _x	4.167	-1,6%	-0,6%	-6,2%	-26,6%	
Réchauffement global						
Emissions [tonnes]						
CO ₂	719.619	-5,4%	-0,8%	-7,6%	-16,0%	
CH ₄	172	-8,1%	-0,9%	-9,2%	-6,5%	
N ₂ O	68	-8,5%	-0,9%	-8,8%	-7,4%	
Total [CO ₂ -équat]	744.208	-5,5%	-0,8%	-7,6%	-15,7%	
Coûts externes [M€]	1,8	-5,5%	-0,8%	-7,6%	-15,7%	

Chapitre III : Evaluation des coûts sociaux associés au bruit des transports

III.1 Introduction

Il apparaît que dans nos sociétés et à l'heure actuelle, le bruit et plus particulièrement le bruit routier constitue une des premières causes de détérioration de la qualité de vie et de l'insatisfaction environnementale des riverains. La croissance généralisée du trafic, tous modes confondus, de même que son étalement dans l'espace et dans le temps, annulent en grande partie les effets des mesures prises pour traiter ce problème.

Le bruit désigne « tout son désagréable, gênant, indésirable ». Le son quant à lui est défini comme un phénomène physique dû à une variation rapide de la pression atmosphérique qui se propage sous forme d'ondes. Le bruit est classé en fonction des activités humaines qui l'engendrent : le trafic routier, ferroviaire, aérien, l'industrie, le génie civil et construction, les activités de loisirs et l'équipement de plein air.

Contrairement à la pollution atmosphérique, la pollution sonore est un phénomène ponctuel, après cessation du bruit, il n'y a pas de pollution rémanente, pas de trace. A cette particularité s'ajoute le fait que cette pollution est strictement liée à la perception du phénomène physique par l'individu. Les aspects physiologiques et psychologiques du bruit, encore qu'imparfaitement connus, mettent en avant le fait que les hommes qui, s'ils supportent difficilement le silence total ou le bruit intense, sont moins sensibles au fond sonore (si celui-ci reste constant) qu'aux écarts entre ce bruit de fond et le bruit de crêtes. Or, le bruit en milieu urbain est d'abord un problème de crêtes, surtout lorsque la circulation est faible.

Cette pollution peut engendrer deux grandes catégories d'effets : les effets sur l'audition, pouvant faire l'objet de mesures quantitatives objectives et précises et des effets plus généraux, d'ordre physiologique, psychologique et sociologique, qui s'assimilent davantage à une sensation de gêne beaucoup plus subjective et difficilement mesurable. C'est la notion de qualité de vie des habitants dont il est principalement question et qu'il est nécessaire de protéger.

Le bruit lié au trafic routier est devenu un problème aigu et pourtant peu évalué jusqu'ici. Les décideurs ont souvent considéré ce sujet comme étant secondaire. Il s'agirait pourtant d'intensifier les recherches sur le bruit et les coûts externes qui y sont liés, et ce en dépit de son caractère local et des difficultés liées à la mesure objective de la gêne qu'il engendre. Les coûts externes relèvent à la fois d'enjeux écologiques, économiques et sociaux. Traduire les nuisances sonores en termes monétaires s'avère nécessaire pour orienter les décisions des pouvoirs publics en faveur de la préservation ou de l'amélioration de l'environnement sonore des citoyens. Le bruit ou plus exactement l'absence de bruit constitue un bien public dont la valeur doit être mesurée.

Il existe différentes méthodes permettant d'évaluer le coût du bruit. Dans le cadre du projet « Mobilité durable en région bruxelloise, l'objectif était d'estimer le coût induit par le bruit routier dans la Région de Bruxelles-Capitale. Dans ce but, deux approches distinctes ont été retenues. Il s'agit, d'une part, de la méthode d'évaluation contingente (MEC) retenue dans un premier temps et, d'autre part, de l'approche des prix hédonistes qui est venue ensuite offrir une vision plus large de la situation.

Nous présentons dans les paragraphes qui suivent les deux approches qui ont été développées successivement en résumant les principaux aspects méthodologiques ainsi que

les résultats obtenus. Les rapports complets de ces études sont repris in extenso aux Annexes X (évaluation contingente) et XI (prix hédonistes).

III.2 Evaluation contingente

Outre l'estimation du coût induit par le bruit routier dans la Région de Bruxelles-Capitale à l'aide d'une enquête contingente, cette partie de l'étude visait également à déterminer les facteurs explicatifs du niveau de gêne sonore et de la disposition à payer (DAP) des individus pour réduire cette pollution.

III.2.1 Méthodologie

L'évaluation contingente est une méthode directe qui consiste à demander aux acteurs sociaux ce qu'ils sont disposés à payer (DAP/WTP⁹) pour recevoir un avantage et/ou ce qu'ils sont disposés à accepter (DAA/WTA¹⁰) en guise de compensation financière pour tolérer un dommage.

Cette méthode d'évaluation économique permet ainsi par voie d'enquête et auprès d'un échantillon déterminé d'estimer quelle somme les agents sont disposés à payer en échange d'un bien ne faisant pas partie d'un marché au sens classique. A cet effet, les agents se trouvent dans un marché hypothétique qui leur offre la possibilité d'acheter le bien en question.

L'application de cette méthode nécessite de passer par un certain nombre d'étapes qui exigent une grande rigueur dans leur application au vu des nombreux biais qui ont été identifiés et largement discutés par les utilisateurs de la méthode¹¹. Ces différentes tâches peuvent être résumées comme suit :

- | | | |
|---|---|--|
| <ol style="list-style-type: none"> 1. Etude de l'objet de l'enquête 2. Réalisation d'un questionnaire pilote 3. Réalisation de l'enquête principale 4. Traitement des données recueillies 5. Analyse des résultats | } | <p>Phase préparatoire / orientation qualitative</p>

<p>Phase d'exécution / orientation quantitative</p> |
|---|---|--|

Pratiquement, la phase préparatoire a permis de délimiter le champ de l'étude et d'élaborer une première version d'un questionnaire. Pour ce faire, une étude exploratoire de la théorie existante a été réalisée, de même que quelques protocoles verbaux ont été menés, permettant de déterminer la qualité du questionnaire et d'évaluer de façon générale la manière dont les individus perçoivent le problème de pollution sonore à Bruxelles.

Suite à ces préparatifs, la phase d'exécution à proprement parler a pu être entamée. Après la sélection rigoureuse de l'échantillon, ce sont 6 enquêteurs, préalablement formés, qui ont mené l'enquête principale par entretiens téléphoniques. L'enquête a été réalisée auprès d'un échantillon de 610 bruxellois de la mi-mars à début avril 2000.

L'échantillon de la population interrogée a été établi à partir du cadastre de bruit disponible pour 1991. Les individus ont été sélectionnés aléatoirement selon les cinq plages de bruit suivantes : 55-60 dB(A)¹² ; 60-65 dB(A) ; 65-70 dB(A) ; 70-75 dB(A) ; >75 dB(A).

⁹ « Willingness to pay » est la formule la plus souvent utilisée dans la littérature.

¹⁰ « Willingness to accept »

¹¹ Voir à cet égard le rapport final qui développe cette question

¹² Le choix de notre échantillon s'est porté sur les personnes soumises à un niveau de bruit supérieur à 55 dB(A) pour plusieurs raisons :

- la base de données concernant l'exposition des riverains est peu fiable pour le seuil inférieur à 55 dB (A) ;
- les chiffres fournis par les différentes études sont en général supérieurs au seuil de 55 dB (A) ;
- cette sélection nous permet de viser une population plus restreinte que la population bruxelloise dans son entièreté et par là même de s'intéresser aux personnes peut-être plus touchées par le problème du bruit.

Il importe de préciser que notre échantillon n'est pas représentatif de la population mère qui est composée de 352.000 Bruxellois (nombre de personnes soumises à un niveau de bruit supérieur à 55 dB(A)).

Quant au questionnaire, il a été construit à partir des informations obtenues lors de la phase exploratoire, ainsi qu'à l'aide d'autres questionnaires du même type utilisé dans différents pays. Il compte 30 questions et se structure en trois grandes parties :

1. Evaluation de la sensibilité de l'individu aux problèmes environnementaux et au bruit;
2. Scénario contingent et disposition à payer;
3. Caractéristiques socio-économiques de l'interrogé, ainsi que les caractéristiques de son habitat.

Pour ce qui est de la partie centrale du questionnaire, le choix a été fait de fonder le scénario d'échange sur une variation de gêne et d'ainsi demander, à l'appui d'une redevance mensuelle un consentement à payer pour la réalisation d'un programme de réduction du bruit à un niveau qui ne serait plus gênant et ainsi vivre dans un endroit calme. Il est également précisé que le montant accordé réduit d'autant le budget disponible. Il existe différentes manières de poser la question qui doit fournir la valeur accordée à un bien environnemental. Dans notre cas, nous avons procédé au jeu des enchères montantes et descendantes. Un prix initial est proposé au répondant – « Consentiriez-vous à payer 600 BEF par mois pour participer à ce programme? » si la réponse est positive, un montant supérieur est proposé, si la réponse est négative un montant inférieur est proposé. Ce processus est appelé choix dichotomique itératif. Ce montant de 600 BEF/mois correspond à la moyenne obtenue lors du prétest, ainsi qu'à celui utilisé dans une récente étude italienne [Masaero *et al.* (198)].

Ce n'est qu'après un travail de sélection, d'encodage, de toilettage, que le traitement des données a pu être réalisé à l'aide du programme statistique SPSS¹³.

III.2.2 Résultats de la recherche

III.2.2.1 Résultats descriptifs

Notre échantillon est composé pour 61,6 % de femmes, la taille moyenne des foyers est de 2,4 personnes, avec 31% des ménages qui ne sont composés que d'un seul individu. L'âge moyen est de 47 ans (minimum 19 ans et maximum 93 ans), toutes les classes d'âge sont bien représentées, avec un léger surnombre des 30-39 ans. La répartition des interrogés en fonction des zones d'exposition a été respectée, les cinq strates de bruit sont couvertes uniformément.

Le plus grand nombre des non-réponses se retrouve à la question concernant les revenus du ménage, avec 11,5% de l'échantillon qui a refusé de fournir cet élément de réponse.

III.2.2.2 Niveaux de gêne et leurs déterminants

Pour ce qui est du niveau de gêne exprimé par les répondants, il a été nécessaire de créer un indice de gêne défini par une échelle verbale à quatre échelons : « pas gêné », « faiblement gêné », « gêné notablement », « fortement gêné ». Suite à cet indice, il est possible de dire que plus de la moitié des individus sont gênés par le bruit, de façon notable (35%) ou forte (16%). Ajoutons que 60% des répondants ont désigné le trafic routier comme étant la source la plus gênante.

Ce sont trois facteurs expliquant la variation du sentiment de gêne qui ont été identifiés:

- **L'énergie acoustique du bruit et son contexte d'apparition** : Il apparaît de manière générale, que plus le bruit est élevé, plus les personnes s'en plaignent. Cependant, cette concordance entre le niveau de gêne et de bruit auquel les

¹³ Statistical Package for the Social Sciences

individus sont soumis n'est pas parfaite, la dispersion des indices individuels est en effet marquée quelque soit le niveau de bruit auquel les agents sont soumis.

- **Les facteurs propres aux individus** (les attentes par rapport à l'environnement, les différences sociales, l'âge, la composition du ménage etc.) : En ce qui concerne la composition des ménages, une donnée paraît assez significative, les couples en activités, ayant de jeunes enfants se disent plus concernés par le bruit que les personnes seules plus âgées ou que les ménages qui ne sont constitués que de personnes adultes. Ce sont les individus qui ont entre 30 et 49 ans qui se disent être particulièrement gênés par le bruit. Enfin, les répondants moins sensibles aux problèmes environnementaux sont deux fois moins nombreux à se déclarer « fort gênés ».
- **Certaines caractéristiques de l'habitat**, telle que la disposition des pièces par rapport à la source de bruit concernée, ont également été observées.

III.2.2.3 Analyse de la DAP

L'application des analyses psychométrique et économétrique nous a permis d'une part de mettre en évidence des déterminants pouvant expliquer la variable dichotomique DAP ou non DAP et d'autre part de comprendre la variation du montant proposé. C'est ainsi que par delà l'estimation du coût social infligé à la collectivité, il ressort notamment de l'application de la MEC que de nombreuses variables peuvent expliquer les consentements à payer obtenus.

Les réponses concernant la DAP ont été analysées en suivant la méthode préconisée par N.Soguel (1994) et l'OCDE (1994), à savoir, créer différentes catégories en fonction du profil des répondants. Les 610 ménages ont été répartis entre les SENSIBLES (78,4%) et les INDIFFERENTS (21,6%). Cette dernière catégorie comprend les individus qui se sont déclarés non intéressés par le marché contingent et n'éprouvent aucune désutilité. Les ménages intéressés par le marché proposé, représentent le groupe des SENSIBLES. Parmi ceux-ci, on peut distinguer les CLANDESTINS (21,6%) et les VOLONTAIRES (56,7%). Le premier groupe est composé de personnes considérées comme des « free riders », qui offrent une DAP nulle alors qu'elles bénéficieraient volontiers des mesures engagées, elles considèrent en effet que ce n'est pas à elles de payer, mais à ceux qui sont responsables de la nuisance ou encore à l'Etat. La valeur avouée est nulle, alors qu'en réalité elle devrait être supérieure à zéro. Dans un deuxième groupe, on trouve les VOLONTAIRES, personnes qui désirent participer au marché, leurs réponses sont révélatrices d'une DAP véritable compte tenu de leurs contraintes budgétaires. Parmi eux, on trouve les ARGENTES (47,2%), c'est-à-dire les répondants qui offrent une DAP supérieure à zéro. Enfin, bien qu'intéressés, certains enquêtés n'ont pu offrir qu'une enchère nulle en déclarant ne pas avoir les moyens de payer, ce sont les DESARGENTES (9,5%). Le Tableau III.1 reprend le pourcentage de chaque profil identifié, ainsi que le montant minimum proposés par chacun d'eux, le montant maximum, la médiane, la moyenne et l'écart-type.

Pour tout l'échantillon, le montant moyen est de **224 BEF/mois** par ménage (**2688 BEF/an**). Si l'on ventile ce montant par le nombre de membres du ménage, cette moyenne tombe à **114 BEF /mois/hab**, soit le montant de **1368 BEF/hab/an** (= 34 €/hab/an). Dans des études étrangères [INRETS (1996)], comme celle menée en Suisse, le montant obtenu par méthode hédoniste est de 150FS/hab/an, équivalant à 3900 BEF/hab/an, celle réalisée en Allemagne obtient un montant plus proche du nôtre à savoir 65DM/hab/an soit 1300BEF/hab/an en estimant le coût d'isolation engendré.

Tableau III.1 : Aperçu statistique des DAP mensuelles (BEF) par ménage pour réduire le niveau de bruit

	N	%	Min.	Max.	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Enquêtés	610	100	0,0	1800	0,0	224	327
Indifférents	132	21,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sensibles	478	78,4	0,0	1800	150	287	345
Clandestins	132	21,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Volontaires	346	56,7	0,0	1800	300	397	348
Désargentés	58	9,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Argentés	288	47,2	50	1800	500	477	327

III.2.2.4 Déterminants de la DAP

Les variables expressives de la sensibilité de l'individu au bruit ou encore celles traduisant les caractéristiques socio-économiques du ménage ont un poids non négligeable dans la variation des résultats obtenus.

Il est en effet apparu que plus les individus se déclarent être gênés par le bruit routier et plus ils sont enclins à accepter le programme de réduction du bruit proposé. Le montant offert augmente avec le niveau de gêne comme cela est illustré par le tableau suivant.

Tableau III.2 : Disposition à payer des ménages en fonction du niveau de gêne exprimé

Indice de gêne	DAP /ménage/mois	Ecart-type
Pas gênés	134 BEF	263 BEF
Faiblement gênés	196 BEF	297 BEF
Gênés notablement	240 BEF	344 BEF
Fortement gênés	360 BEF	372 BEF

A ce déterminant vient s'en greffer d'autres. Les ménages composés de plus d'un individu et dont le niveau de revenu et d'étude est élevé, auront tendance à offrir une DAP positive et proportionnellement plus importante que les répondants ne correspondant pas à ce profil.

Par ailleurs, l'influence de l'agencement des pièces par rapport à la source de bruit a pu être montrée, de même que le fait de posséder un véhicule motorisé, qui incite plus volontiers les répondants à accepter de payer la redevance mensuelle présentée.

Il a en outre été découvert que certains répondants offraient une DAP supérieure à zéro alors qu'ils n'étaient pas gênés. Ces comportements s'expliquent en partie par les diverses dimensions que revêt aujourd'hui le logement cocoon et/ou par les conséquences d'une action collective engagée par un groupe latent. A l'opposé, nous avons aussi observé que certains individus, pourtant gênés, refusaient de participer à l'action collective en recourant à la défection et d'ainsi bénéficier de ses avantages sans frais. C'est le comportement typique du passager clandestin. Cette hypothèse du recours à la défection vient en complément des justifications liées aux contraintes budgétaires du ménage.

Enfin, les analyses LOGIT binaire et TOBIT ont largement confirmé ces résultats et ont ainsi pu offrir une fonction logistique pertinente. Les variables les plus significatives qui sont ressorties de l'analyse LOGIT sont dans l'ordre : GENE, ETUDE, COUPLE, REVENU et ce avec une erreur de 1^{ère} espèce de 10% ($\alpha = 10\%$). Ce qui signifie que le niveau de gêne et l'acceptation de la DAP sont corrélés, que plus le niveau d'étude est élevé et plus les répondants seront enclins à payer, que le fait de ne pas habiter seul détermine le fait d'accepter le programme proposé, enfin, que plus le revenu du ménage est élevé et plus les répondants se rallieront au marché contingent.

Retenons en conclusion, que l'application de la méthode d'évaluation contingente s'est révélée être adaptée à la situation de Bruxelles-Capitale et que les résultats obtenus s'avèrent être riches en enseignements. Non seulement, les habitants de Bruxelles-Capitale, pour les rues soumises à un niveau de bruit supérieur à 55 dB(A), se considèrent comme réellement gênés par le bruit routier, mais de plus, certains d'entre eux sont prêts à offrir une somme parfois loin d'être négligeable pour réduire cette nuisance quotidienne. Les facteurs expliquant les réactions des interviewés ont par ailleurs révélés une grande variabilité tant pour expliquer la gêne exprimée que pour comprendre la raison de l'adhésion au marché contingent.

Nous avons également voulu montrer à travers cette enquête et cette approche transdisciplinaire, que le calme est un bien qui a un prix qui devrait être intégré dans l'évaluation globale des coûts externes liés aux transports routiers et ce dans un souci du respect du cadre de vie des citoyens.

III.3 Méthode des prix hédonistes

Dans le cadre de la prolongation du projet de décembre 2000 à juin 2001, il est apparu intéressant de compléter l'analyse des coûts du bruit du trafic routier en Région Bruxelles-Capitale par une étude des prix hédonistes. L'intérêt de cette étude complémentaire relative au coût du bruit du trafic routier était multiple.

1. Le cadastre du bruit utilisé pour l'application de la MEC date de 1991, ce qui n'offre pas des données des plus récentes. L'actualisation de ce cadastre prévue pour l'année 2001 était donc susceptible de fournir une meilleure base de travail.
2. La méthode d'évaluation contingente a certes donné des résultats sociologiques et économiques intéressants, mais il est en général conseillé de confronter les résultats de plusieurs méthodes.
3. La MEC présente certains biais et se base avant tout sur l'opinion des acteurs sociaux. Compléter les résultats obtenus par une étude des prix hédonistes pouvait ainsi apporter un complément plus objectif.

La méthode dite hédoniste vise à chiffrer le coût du bruit via son impact sur le marché immobilier. On considère l'environnement sonore comme un des facteurs expliquant les différences de prix entre les logements. Il est raisonnable de penser qu'une maison située dans un quartier « tranquille » se vendra plus chère qu'une maison possédant les mêmes caractéristiques mais se trouvant dans un environnement bruyant. C'est cette hypothèse qui est à la base de la méthode des prix hédonistes (HPM) appliquées au marché immobilier.

III.3.1 L'approche hédoniste

Etant donné qu'il n'existe pas de marchés pour les actifs environnementaux, certaines méthodes recourent à des marchés de substitution pour évaluer leur valeur. La méthode des prix hédonistes (HPM) fait partie de ces méthodes.

La HPM est dérivée de la théorie du consommateur de Lancaster (1966) et part du principe que l'utilité qu'un individu accorde à un bien est fonction des caractéristiques (ou attributs) que ce bien possède. Pour autant que les individus préfèrent une maison avec cheminée qu'une maison sans, le prix sur le marché d'une maison dotée d'une cheminée sera supérieur à celui d'une maison similaire sans cheminées. Ces caractéristiques peuvent également être des caractéristiques environnementales. Par exemple, un logement situé dans une zone calme se vendra (ou se louera) plus cher que le même logement situé dans une zone soumise à des niveaux de bruit élevés.

Il est possible, sous certaines conditions, de séparer les effets des différentes caractéristiques et de montrer comment des changements marginaux de la valeur des attributs influencent l'utilité des individus. La HPM utilise les techniques statistiques de régression et détermine la disponibilité à payer des individus pour chaque caractéristique comme étant une fonction du niveau de cette caractéristique contenu dans le bien étudié.

Une fonction de prix hédonique décrit la relation entre le prix d'équilibre d'un bien et ses multiples attributs.

Sous certaines conditions et dans un marché équilibré, la fonction de prix englobe à la fois les influences de l'offre (les coûts de production sont fonction de la variété de biens fournis) et de demande (l'utilité est dérivée des caractéristiques contenues dans le bien). En fait, les interactions entre les consommateurs et les producteurs sur le marché d'un produit différencié, déterminent le prix d'équilibre.

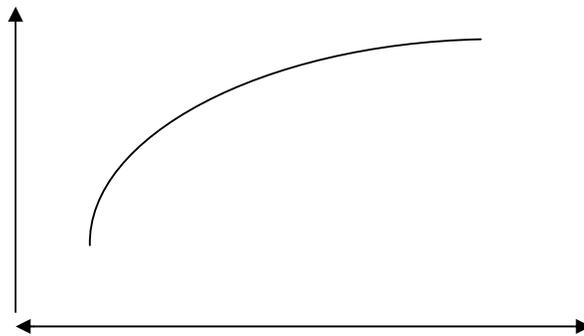
L'application la plus courante de la HPM, dans le cadre d'évaluations de l'environnement, est sans aucun doute l'étude du marché immobilier. Elle part du principe qu'un logement se distingue par son ensemble d'attributs qui détermine le prix qu'un acheteur ou locataire potentiel est prêt à payer pour ce logement. La théorie du consommateur nous dit que ce prix est fonction de la large gamme de caractéristiques que possède le logement.

On peut les classer en trois catégories :

- Les caractéristiques structurelles (nombre de chambres, surface du terrain, chauffage central, etc.)
- Les agréments locaux comprenant les caractéristiques d'accessibilité (aux services, au réseau de communication, etc.) et la qualité de l'environnement (par ex : la tranquillité)
- Les attributs locaux d'ordre socio-économique ou relevant du secteur public, appelées également variables de voisinage (taux de chômage, composition raciale, différentiels de salaires, etc.)

Le coût marginal de la pollution sonore est donc décroissant. Plus le niveau de tranquillité est élevé, moins une réduction de la pollution sonore aura d'impact sur la valeur du bien immobilier. Plus le niveau de tranquillité est élevé, moins le consentement à payer (CAP) d'un individu pour une réduction additionnelle de la pollution sera élevé.

Valeur du bien immobilier



Degré de pollution sonore

Niveau de tranquillité

Figure III.1 : Valeur du bien immobilier en fonction du niveau de tranquillité

III.3.2 Détermination des prix implicites

Le prix d'un logement est fonction de ses caractéristiques de structure et de localisation. On peut donc, pour chaque logement L, écrire la fonction de prix hédonistes comme suit :

$$P_L = P(CS_L, AL_L)$$

où P_L = le loyer du logement

CS_L = le vecteur des caractéristiques structurelles du logement, de l'immeuble et du terrain

AL_L = le vecteur des attributs de localisation du logement

Ensuite, à l'aide de techniques statistiques (régression multiple), on peut, en observant les caractéristiques et les prix de ventes, estimer la fonction hédoniste. Le prix marginal implicite d'un attribut particulier (par exemple la tranquillité) correspond à la dérivée partielle de la fonction hédoniste par rapport à cet attribut.

On a donc :

$$\partial P_L / \partial T_L = P_{TL}$$

où T_L = la qualité de l'environnement sonore d'un logement, sa tranquillité (T_L fait partie des attributs de localisation du logement (AL_L))

P_{TL} correspond à la pente de la fonction hédoniste (Figure III.1) et mesure l'accroissement du prix nécessaire à l'obtention d'une unité additionnelle de tranquillité (une réduction unitaire du niveau de bruit). De par notre spécification double-log, cette dérivée s'écrit :

$$P_{TL} = \alpha_n (P_L \setminus T_L)$$

Le prix marginal implicite de la tranquillité dépend donc à la fois du prix et du niveau de tranquillité.

Il nous reste maintenant à incorporer une mesure de la tranquillité dans la fonction hédoniste. Il est clair que les choix de logements des individus, en fonction de l'environnement sonore, dépendent étroitement de la manière dont ils ressentent la gêne occasionnée par le bruit.

Malgré le caractère hautement subjectif de cette perception des problèmes liés à la pollution sonore, Nelson (1978) a montré que l'on pouvait estimer la gêne ressentie sur base du bruit réellement mesuré (ou calculé) de la manière suivante :

$$T_L = \lambda_0 \cdot e^{\lambda_1 \cdot Ba} \cdot \varepsilon_{L2}$$

où T_L = niveau de la gêne ressentie due au niveau de bruit

Ba = niveau de bruit mesuré ou calculé exprimé en dB(A)

ε_{L2} = terme d'erreur stochastique

Après avoir inséré cette nouvelle valeur de T_L dans l'équation de la fonction hédoniste et après simplification et regroupement, on se retrouve avec l'équation suivante :

$$\ln P_L = \beta_0 + \beta_1 \ln CS_L + \beta_2 \ln AL_L + \beta_3 Ba + \varepsilon_{L2}$$

Cette formulation nous permet d'introduire une mesure objective du bruit dans la fonction hédoniste tout en tenant compte, malgré tout, des perceptions individuelles qui fondent les choix des locataires.

III.3.3 Résultats et conclusions

Bien que la régression statistique opérée dans le cadre de cette étude se révèle être globalement cohérente et significative, elle ne nous permet pas, dans l'état actuel des données, de tirer des conclusions par rapport à la variable d'intérêt principal à savoir l'influence du niveau de bruit sur le prix des logements.

En effet, les résultats s'avèrent bons (c à d. statistiquement significatifs et présentant le signe attendu) pour toutes les variables à l'exception d'une des variable structurelle (présence ou

non d'une salle de bain), du groupe de variables se référant à la localisation des logements au sein des différentes zones et de la variable mesurant le niveau de bruit.

Plusieurs raisons peuvent être à l'origine des résultats anormaux pour ces variables. Les deux principales sont le manque d'information apportée par les variables utilisées dans ce modèle ainsi qu'un possible biais d'échantillonnage.

Concernant la première, il est évident que l'impossibilité, dans les temps impartis à cette étude complémentaire, d'identifier les logements et par conséquent toute une série de variables structurelles importantes (comme la superficie, le nombre d'étages, etc.) pose un sérieux problème. Cependant, elle ne peut, à elle seule, justifier les résultats incomplets de cette étude.

Pour en être certain, (et voir si effectivement ces variables n'étaient pas tellement essentielles à la cohérence statistique du modèle que leur omission biaisait les coefficients obtenus) nous avons tenté d'estimer l'influence du nombre d'étages d'un logement sur son prix. Le nombre d'étages a été estimé, selon l'avis de l'expert immobilier, en fonction du nombre de salles de bain qu'un logement possède.

L'inclusion de cette « proxy » du nombre d'étages n'a rien changé aux résultats. Le coefficient attaché au niveau de bruit est même étonnamment stable. Et il le restera après toutes les manipulations statistiques tentées pour améliorer les résultats. Cela nous a amené à nous pencher un peu plus sur la deuxième possibilité (savoir le problème d'échantillon) et ce d'autant plus que le R^2 de la régression, sensé mesurer la variation expliquée par le modèle, est quand même de 0,6 (60% de la variation est expliquée par le modèle).

Contrairement à la majorité des études précédentes ayant utilisé la HPM, la base de données qui a servi à cette étude n'a pas été sélectionnée en fonction des besoins de la méthode mais provient d'une base de données répertoriant l'intégralité des transactions immobilières ayant eu lieu en région bruxelloise pour une période donnée. La collecte des données ne s'est donc pas faite dans un souci d'obtenir un échantillon représentatif et non biaisé au niveau des variables importantes du modèle et surtout concernant les niveaux d'exposition au bruit.

Lors de la phase « attribution des niveaux de bruit », qui s'est faite en collaboration avec l'IBGE, il s'est avéré que seulement une faible partie de l'échantillon était située dans les zones « conflictuelles » en bord de voiries, les autres étant quasiment toutes situées en zones « homogènes » à exposition modérée ou faible.

Cela réduit bien évidemment les erreurs de mesure dues à la localisation insuffisamment précise des logements¹⁴ mais cela comporte également un risque important. Le risque que le nombre élevé de valeurs moyennes, pour lesquelles la relation prix-niveau de bruit est moins marquée, n'interfèrent et viennent perturber les résultats.

Pour tester cette hypothèse, nous avons procédé à un élagage de notre échantillon en supprimant, suivant les conseils de l'expert acousticien de l'IBGE, tous les logements exposés à des valeurs situés dans l'intervalle 49 – 61 dB(A). De nouveau les résultats ne se sont pas améliorés et le coefficient bruit est plus ou moins équivalent plaidant toujours pour la présence d'un biais interne à notre étude.

Nous avons donc exploré une troisième piste sur base des conclusions de l'étude de la pollution de l'air à Boston [Michaels & Smith (1990)]. Il est probable que des consommateurs soient dans l'impossibilité de choisir leur panier optimal d'attributs du logement. Plus particulièrement, il n'est pas incertain que bon nombre de personnes habitant en zone I (correspondant au centre-ville de Bruxelles) aient décidé de sacrifier la tranquillité pour la proximité des diverses aménités situées dans le centre-ville étant donné l'impossibilité de trouver un logement cumulant ces deux qualités.

¹⁴Les coordonnées fournies initialement faisaient référence aux milieux d'îlots et non pas aux bâtiments. Il existe donc un risque d'erreur de mesure des niveaux de bruit.

Nous avons, sur base de cette hypothèse, effectué une nouvelle régression sans les logements situés à Bruxelles (pour lesquels cette hypothèse de choix restreint est la plus plausible). Le R^2 s'améliore légèrement mais le caractère significatif des coefficients a diminué, sous entendant que le problème vient d'autre part.

C'est la conclusion à laquelle nous sommes arrivés étant donné qu'aucune des manipulations effectuées dans le but d'améliorer la cohérence des résultats, ni même la régression contenant les trois manipulation à la fois (avec la proxy du nombre d'étages, sans les valeurs moyennes et sans les logement situés à Bruxelles) n'a apporté de changements significatifs des résultats globaux.

Pour résumer, il ressort clairement des résultats obtenus, qu'un approfondissement de l'étude est nécessaire et pertinent. La seule identification des logements pourrait résoudre une partie (ou l'entièreté) du problème de par l'information supplémentaire qu'elle apporterait mais également de par l'inclusion d'une série de variables continues faisant contrepois au nombre élevé de variables dichotomiques.

Pour plus de certitudes quant à l'obtention de résultats plus complets, une prochaine étude devrait se baser sur un échantillon constitué en fonction des besoins requis par la méthode. Cet échantillon devrait contenir, contrairement à celui ayant servi à cette étude, un nombre plus élevé de logements situés sur les artères principales de la ville. Les logements situés en bordure de petites et grandes « ceintures » ainsi que ceux situés sur les « pénétrantes » sont ceux pour lesquelles les problèmes posés le bruit du trafic routier sont les plus criants. Il est important qu'ils soient bien représentés dans l'échantillon.

Chapitre IV: Conclusions

L'évolution préoccupante des activités de transport - qu'elles concernent les personnes ou les marchandises - constatées aux niveaux international, fédéral et régional fait peser sur l'environnement des charges importantes aussi bien au niveau de la qualité de l'air, du bruit ou de l'utilisation de ressources qu'elles génèrent. Au niveau de leur extension géographique, ces effets néfastes sur l'environnement se manifestent depuis le niveau local jusqu'au niveau global de la planète en passant par les échelles régionale et continentale.

Outre l'intensification du trafic, les choix modaux qui s'imposent de plus en plus au profit du transport individuel (au détriment des transports collectifs) pour le transport de personnes et du transport routier (au détriment du rail ou du transport fluvial) pour les marchandises renforcent ces préoccupations et appellent la mise en place de politiques susceptibles d'inverser ces tendances.

L'internalisation des coûts externes des transports par voie réglementaire ou à l'aide d'instruments économiques apparaît comme un des moyens à mettre en oeuvre pour arriver à cet objectif.

L'intégration de ces coûts dans l'évaluation qui est faite de projets ou de politiques en matière de transport constitue également un outil allant dans la direction d'un système de transports plus soutenables.

Le développement de ces outils nécessite, en première instance, de disposer de méthodologies appropriées pour l'évaluation monétaire des effets environnementaux des transports. Pour éclairer les décideurs politiques et leur faciliter l'intégration des problèmes environnementaux dans leur choix, il est nécessaire de leur fournir une idée de la valeur monétaire à attribuer à ces coûts externes non pris en compte par le marché. C'est l'évaluation monétaire des effets externes.

Les travaux réalisés au Centre d'Etudes Economiques et Sociales de l'Environnement à l'Université Libre de Bruxelles dans le cadre du projet « Mobilité durable en région bruxelloise » visaient principalement au développement de méthodologies d'évaluation des coûts externes associés au trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale en se focalisant sur deux catégories d'effets sur l'environnement - la pollution atmosphérique et le bruit - et en considérant plus spécifiquement le milieu urbain, où les effets néfastes des activités de transport se manifestent avec plus d'acuité.

Outre la mise en place et le développement de réseaux de collaboration scientifique au niveau national et européen, nous pouvons au terme de cette recherche situer ses acquis à trois niveaux :

- approfondissement des connaissances et développements méthodologiques ;
- évaluation de la situation existante ;
- soutien à la prise de décision.

Nous développons ici ces différents aspects avant d'énoncer quelques voies pour des développements ultérieurs.

IV.1 Développements méthodologiques

Dans le cadre du projet « Mobilité durable en région bruxelloise », les activités menées au CEESE ont permis de développer différents outils nécessaires pour l'évaluation des externalités environnementales associées au trafic routier. Qu'il s'agisse d'outils pour le

calcul ou l'inventaire des émissions, de modèles permettant de calculer les concentrations ambiantes de polluant ou d'instruments d'évaluation des dommages en termes physiques et monétaires, les outils développés dans le cadre de cette recherche continueront à être développés, mis à jour et exploités dans le cadre des activités futures du CESE.

IV.1.1 Modèle AMORTEC

En ce qui concerne le calcul des émissions du trafic routier requis pour l'évaluation des dommages aux différentes échelles, un modèle spécifique a été développé. Il s'agit du modèle AMORTEC (**A**ggregate **M**odel for **R**oad **T**raffic **E**missions **C**alculation) qui, en se basant sur la méthodologie COPERT, permet le calcul des émissions du trafic routier à une échelle agrégée nationale ou régionale sur base annuelle ou mensuelle. Les émissions polluantes et la consommation de carburants associées au trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale ont été calculées sur une base mensuelle pour la période 1990-1999 pour les différentes catégories de véhicules composant le parc automobile et en prenant en compte l'évolution de celui-ci au cours de cette période.

IV.1.2 Cadastre d'émissions pour la Belgique

Sur base des inventaires réalisés au niveau des trois régions et sur base des calculs d'émissions réalisés par AMORTEC pour la Région de Bruxelles-Capitale, les émissions de 36 polluants contribuant à la formation d'ozone troposphérique (monoxyde d'azote, dioxyde d'azote, monoxyde de carbone, dioxyde de soufre, méthane et les composés organiques volatils regroupés suivant 31 espèces différentes) provenant des principales sources (trafic, industrie, agriculture, chauffage et biogéniques) ont été inventoriées par entités géographiques (communes ou arrondissements) et réparties sur une grille régulière de 120 km de côté centrée sur Bruxelles et composée de cellules de 3km x 3km. Le recours à des indices temporels appropriés en fonction de la source considérée a permis de générer des cadastres d'émissions horaires tels que requis pour la simulation d'un épisode de pollution photochimique.

IV.1.3 Modèle « Bruxelles-Air »

Afin d'évaluer les impacts à l'échelle locale, le modèle «Bruxelles Air» pour l'évaluation des coûts externes de la pollution atmosphérique en Région de Bruxelles-Capitale a été développé dans le cadre de ce projet. Ce modèle est composé de trois modules. Le premier, dédié au calcul des émissions, établit le lien entre les principales activités économiques responsables de la pollution de l'atmosphère urbaine (trafic et chauffage domestique et des bureaux) et leurs niveaux d'émissions respectifs. Le second module détermine les immissions (concentrations auxquelles les récepteurs sont soumis) résultantes en modélisant la relation entre ces immissions, les émissions calculées précédemment et différentes variables météorologiques pertinentes à l'aide d'un modèle de type économétrique. Le troisième module évalue alors les dommages en termes physiques et monétaires via des fonctions exposition-réponse et des fonctions de dommage appropriées.

IV.1.4 Modélisation de la pollution photochimique

L'analyse des impacts associés à un épisode de pollution photochimique autour de Bruxelles, a nécessité l'adaptation du modèle METPHOMOD développé par le groupe de modélisation numérique du Laboratoire de Pollution Atmosphérique et des Sols à l'Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne. Il s'agit d'un modèle déterministe modélisant la météorologie et les processus chimiques intervenant dans la formation de l'ozone. Une fois calibré pour un épisode représentatif de la situation bruxelloise, ce modèle a pu être utilisé pour différents scénarios de réduction des émissions de précurseurs en Région de Bruxelles-Capitale. L'application d'un tel modèle sort néanmoins du cadre strict de la pollution d'origine automobile en région bruxelloise mais permet d'analyser des stratégies plus générales de réduction des émissions de gaz précurseurs au niveau régional.

IV.1.5 Modules d'évaluation des dommages liés à la pollution atmosphérique

Qu'il s'agisse des dommages aux échelles locale, régionale ou globale, des modules spécifiques pour l'évaluation des dommages en termes physiques et monétaires ont été développés dans le cadre de ce projet en recourant notamment à des fonctions exposition-réponse appropriées pour les différentes catégories de dommages considérées. Celles-ci concernent : les effets sur la santé et les détériorations des bâtiments au niveau local ; les effets sur la santé à court terme associés à la pollution photochimique ; et finalement les effets associés au réchauffement climatique au niveau global.

IV.1.6 Méthodologies d'évaluation du coût du bruit

Afin d'estimer le coût induit par le bruit routier dans la Région de Bruxelles-Capitale, deux approches distinctes ont été retenues.

La **méthode d'évaluation contingente** qui vise à déterminer la disposition à payer (DAP) pour recevoir un avantage, la réduction du niveau de bruit en l'occurrence, a été mise en oeuvre dans un premier temps et a permis d'obtenir des résultats intéressants pour la région bruxelloise.

Cette première analyse a ensuite été complétée par l'approche des **prix hédonistes** qui vise, pour sa part, à chiffrer le coût du bruit via son impact sur le marché immobilier. Bien que la régression statistique opérée dans le cadre de la mise en oeuvre de cette approche se soit révélée être globalement cohérente et significative, elle n'a pas permis, dans l'état actuel des données, de tirer des conclusions par rapport à la variable d'intérêt principal à savoir l'influence du niveau de bruit sur le prix des logements. Une analyse complémentaire serait intéressante à ce niveau.

IV.2 Evaluation de la situation existante

IV.2.1 Evaluation des dommages à l'échelle locale

La situation en Région de Bruxelles-Capitale a été évaluée en terme d'impacts locaux pour la période 1995-1998.

Cette analyse a permis de situer, avec une probabilité de 67%, les coûts des dommages à la santé et aux bâtiments en Région de Bruxelles-Capitale pour l'année 1998 considérée comme année de référence dans une plage d'estimations de 220 à 3.526 M€ avec pour valeur médiane **882 M€**.

De ce montant, 92% (811 M€) sont relatifs aux dommages à la santé, principalement dominés par la mortalité associée aux particules qui représente à elle seule 651 M€. Ces estimations très élevées des dommages en terme de mortalité sont liées à la valeur monétaire importante attribuée à la vie humaine (3,1 M€) et aux années de vie perdues (84 k€ pour la mortalité chronique). En terme de morbidité, les dommages associés à la pollution atmosphérique d'origine automobile sont également importants et s'élèvent à près de 159 M€ dont 62% (98 M€) sont associés aux bronchites chroniques causées chez les adultes par les particules fines, et 24% aux jours d'activités réduites également liés aux particules.

Comparativement beaucoup plus faibles, les détériorations causées aux bâtiments sont évaluées à plus de 70 M€ en 1998 pour la Région de Bruxelles-Capitale. Ces impacts sont largement dominés (98%) par les particules responsables des salissures des bâtiments.

En terme d'évolution, l'analyse a mis en évidence une diminution globale des coûts externes annuels de 14% entre 1995 et 1998 principalement observables à partir de 1997 suite à la diminution importante des émissions de particules et de dioxyde de soufre issues du trafic.

En terme de coût externe par kilomètre parcouru, ces estimations conduisent à des coûts moyens au kilomètre de 300 m€ en moyenne sur l'ensemble du parc automobile. Une

analyse plus fine a néanmoins révélé de grandes différences entre différentes catégories de véhicules (voitures, camionnettes, camions et autobus) et différents modes de transports de personnes et de marchandises. Des différences importantes ont également été mises en évidence au sein de chaque catégorie de véhicules suivant les évolutions technologiques.

IV.2.2 Evaluation des dommages associés à la pollution photochimique

En terme de dommages, l'approche développée s'est limitée aux effets à court terme (épisode) pour lesquels des fonctions exposition-réponse étaient disponibles. L'analyse considère spécifiquement les effets sur la santé en termes de mortalité aiguë et d'admissions à l'hôpital pour cause respiratoire au cours d'un épisode de pollution photochimique.

La méthodologie développée a permis de modéliser un épisode de pollution photochimique survenu les 10 et 11 août 1998 considéré comme situation de référence et de calculer les dommages associés à cet épisode sur un domaine de 120 km x 120 km centré sur Bruxelles. L'évaluation a conduit à des coûts externes de **2,2 M€** dont 80% sont associés à la mortalité aiguë.

IV.2.3 Evaluation des dommages associés au réchauffement climatique

Sur base des émissions de gaz à effet de serre (CO₂, CH₄ et N₂O) calculées par AMORTEC et en considérant une valeur de 2,4€/tCO₂, telle que préconisée par le nouveau modèle FUND 2.0 pour les externalités liées à l'effet de serre, les coûts externes associés au réchauffement climatique dont est responsable le trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale ont pu être évalués à **1,7 M€** pour l'année 1998. Il faut néanmoins signaler que cette valeur est fortement dépendante de nombreuses incertitudes ainsi que de la valeur attribuée aux coûts associés à la tonne de CO₂ émise qui a déjà été revue à plusieurs reprises et devrait encore prochainement être revue à la hausse en fonction de l'évolution des connaissances.

Concernant spécifiquement l'évolution de la situation en Région de Bruxelles-Capitale, une augmentation de 9% a pu être mise en évidence entre 1990 et 1999. Par ailleurs, un début de diminution est apparu à partir de 1999 ce qui semble caractéristique de l'évolution des émissions du trafic en zone urbaine par rapport aux trafics sur autoroutes ou en zones rurales où la marge de progression est encore importante.

IV.2.4 Coût social du bruit

L'application de la méthode d'évaluation contingente s'est révélée être adaptée à la situation de Bruxelles-Capitale et les résultats obtenus s'avèrent être riches en enseignements. Non seulement, les habitants de Bruxelles-Capitale, pour les rues soumises à un niveau de bruit supérieur à 55 dB(A), se considèrent comme réellement gênés par le bruit routier, mais de plus, certains d'entre eux sont prêts à offrir une somme parfois loin d'être négligeable pour réduire cette nuisance quotidienne. Les facteurs expliquant les réactions des interviewés ont par ailleurs révélés une grande variabilité tant pour expliquer la gêne exprimée que pour comprendre la raison de l'adhésion au marché contingent.

La mise en oeuvre de cette méthode a permis d'estimer la DAP des personnes interrogées. Pour l'échantillon considéré, le montant moyen de la DAP est de 224 BEF/mois par ménage (2688 BEF/an). Si l'on ventile ce montant par le nombre de membres du ménage, cette moyenne tombe à 114 BEF/mois/hab, soit le montant de **1368 BEF/hab/an** (=34 €/hab/an).

IV.3 Soutien à la prise de décision

IV.3.1 Analyse de mesures en faveur de transports soutenables

Afin de répondre à son objectif d'aide à la prise de décision, l'étude des impacts de la pollution atmosphérique d'origine automobile a été complétée par l'évaluation des effets potentiels de différentes mesures en faveur de transports soutenables.

Par rapport à la situation en 1998 considérée comme cas de référence, des mesures de trois types ont été évaluées : des mesures technologiques visant d'une façon générale à l'amélioration des paramètres d'émission du parc de véhicules ; des mesures encourageant le transfert modal vers des modes plus propres et finalement des mesures de réduction de la demande de transport.

L'analyse des impacts potentiels des différentes mesures techniques et non-techniques, a tout d'abord permis de mettre en évidence les réductions importantes des émissions que le rajeunissement du parc automobile (élimination des véhicules antérieurs à 1990) permet en théorie de réaliser. D'autre part, la marge de progression « garantie » par l'évolution des normes européennes limitant les émissions prévues à moyen terme (Euro IV en 2005) est importante – de l'ordre de 80% de réduction – pour les polluants responsables de la pollution locale et régionale. Par contre, ces normes ne garantissent nullement la réduction des émissions des gaz à effet de serre.

Au niveau du réchauffement climatique, nous avons en effet pu mettre en évidence que les technologies traditionnelles de véhicules (essence et diesel) même respectueuses des normes les plus strictes ne semblaient pas pouvoir induire une réduction effective des émissions de CO₂. Au niveau des mesures techniques, seules l'introduction de nouvelles technologies de véhicules (véhicules électriques, hybrides ou à pile à combustible) ou le recours à des carburants alternatifs tels que le LPG permettraient de réduire les émissions de CO₂ à un niveau acceptable pour rencontrer les objectifs du protocole de Kyoto. Les mesures non-techniques sont également particulièrement intéressantes de ce point de vue.

Les nouvelles technologies de véhicules permettent en outre des gains intéressants au niveau de la réduction de la pollution locale et régionale.

En ce qui concerne les mesures non-techniques envisagées, les effets d'un transfert même minime en faveur du vélo s'avèrent particulièrement intéressants en terme de réduction des dommages.

Finalement, l'analyse montre que la réduction du trafic de marchandises par la route ou son report vers des modes plus propres (transports ferroviaire et fluvial) ont des effets potentiels importants sur la réduction de la pollution atmosphérique malgré la part relativement faible du trafic de marchandises dans le trafic global.

IV.3.2 Stratégies de réduction des gaz précurseurs d'ozone

Dans le cadre de l'analyse des impacts liés à la pollution photochimique, l'approche développée a été utilisée dans le cadre de l'évaluation de stratégies de réduction des émissions de gaz précurseurs. Trois scénarios de réduction des émissions d'oxydes d'azote et de composés organiques volatils ont été analysés. Les stratégies considérées consistaient à réduire les émissions totales au niveau de la Région de Bruxelles-Capitale de trois façons : uniquement les émissions de NO_x de 50% ; uniquement les émissions de COV de 50% ; ou simultanément les émissions de NO_x et COV de 50%.

Sur base de cette analyse, il n'est pas aisé de conclure de façon univoque sur la stratégie la plus efficace pour améliorer la situation. En effet, en fonction de la zone géographique ou du critère d'évaluation considérés, des conclusions différentes peuvent être établies quant à la stratégie la plus efficace en terme de réduction de la pollution photochimique.

Si la réduction des émissions de COV seuls en région bruxelloise apparaît comme la stratégie la plus efficace pour la diminution des valeurs de pic observées sur le domaine, c'est la réduction des émissions de NOx seuls qui est la plus efficace en terme de diminution des valeurs moyennes sur 8 heures auxquelles sont associés les effets sur la santé.

Les différents scénarios considérés conduisent tous à des augmentations des concentrations d'ozone dans les principales agglomérations urbaines (Anvers, Bruxelles, Gand, Charleroi et Mons-Borinage) ce qui indique la saturation de ces zones à la fois en NOx et en COV.

Concernant spécifiquement la Région de Bruxelles-Capitale, la stratégie la moins défavorable – c'est-à-dire celle qui conduit à l'augmentation la plus faible des concentrations – est celle de réduction des émissions de COV uniquement.

En terme de dommages à la santé, seul le scénario de réduction des émissions de NOx conduit à une réduction des coûts externes associés à l'épisode par rapport à la situation de référence. Les deux autres scénarios conduisent à de légères augmentations (moins de 1%) de ces dommages, ceci malgré l'effet global des réductions des concentrations d'ozone.

Ceci s'explique par le fait que, d'une part, seuls les dommages sur la santé sont intégrés dans l'évaluation et que, d'autre part, c'est au niveau des grandes agglomérations que se produisent les plus grands accroissements de pollution photochimique. Les effets positifs d'une réduction des précurseurs en région bruxelloise se faisant surtout ressentir dans les zones rurales, l'intégration des effets sur la végétation et les cultures agricoles à long termes pourraient conduire à des conclusions différentes.

IV.4 Développements futurs

Au terme de ce projet, il est possible d'identifier différents éléments susceptibles d'améliorations et proposer des voies pour l'application et le développement des outils mis en oeuvre dans le cadre de l'analyse menée.

Nous pouvons mentionner les principaux aspects suivants :

- **Extension du champ d'application.** Comme les études de cas réalisées ont pu le montrer, les outils développés dans le cadre de ce projet sont susceptibles d'être utilisés avec des finalités diverses dans le cadre de la mise en place de politiques pour des transports soutenables. La diversité des situations considérées permettra d'améliorer ces outils en mettant en évidence d'éventuelles difficultés de mises en oeuvre dans certains cas spécifiques.
- **Qualité des données de base.** Il paraît indéniable que la disponibilité de données de base de meilleure qualité constitue un élément susceptible d'améliorer les méthodologies développées dans le cadre de ce projet. En effet, un manque de données fiables, suffisamment détaillées ou comparables d'une Région à une autre est souvent apparu au cours de la recherche. Nous pouvons, par exemple, mentionner les données relatives au trafic telles que les prestations kilométriques sur les différentes catégories de routes et pour les différentes catégories de véhicules, la composition du parc automobile à Bruxelles ainsi que la composition du trafic sur différents types de route. On peut également regretter un manque d'uniformité entre les données disponibles au niveau des différentes Régions du pays, notamment en ce qui concerne les émissions.
- **Actualisation des outils développés.** Qu'il s'agisse des fonctions d'émission, des fonctions exposition-réponse ou de l'évaluation monétaire des dommages, des progrès importants peuvent encore être attendus dans les prochaines années, et les modèles devront nécessairement être mis à jour pour tenir compte de l'évolution de l'état des connaissances.

- **Dommmages associés à la pollution photochimique.** La méthodologie développée, principalement centrée sur l'évaluation des dommages à court terme sur la santé provoqués par un épisode de pollution photochimique, pourrait être complétée par une analyse des effets à long terme sur la végétation et sur les cultures. Ce type d'analyse implique une modélisation à l'échelle annuelle des phénomènes ; ce qui nécessiterait des développements importants par rapport l'approche actuelle.
- **Extension de la séquence de modèles.** Il serait intéressant de compléter la séquence de modèles développée dans le cadre de ce projet (émissions-concentrations-dommages) par des outils permettant de modéliser les processus situés en amont de cette séquence de façon à faire le lien entre la localisation des activités et la mobilité, d'une part, et entre les principaux processus socio-économiques et la mobilité, d'autre part. Ceci nécessite le développement de modèles spécifiques encore insuffisamment développés à l'heure actuelle.
- **Evaluation du coût du bruit suivant l'approche des prix hédonistes.** L'approche développée dans le cadre de ce projet n'a pas permis d'aboutir à des résultats satisfaisants concernant l'influence du niveau de bruit sur le prix des logements. Il ressort clairement des résultats obtenus, qu'un approfondissement de l'étude serait nécessaire et pertinent. Pour plus de certitudes quant à l'obtention de résultats plus complets, une prochaine étude devrait se baser notamment sur un échantillon constitué en fonction des besoins requis par la méthode et qui devrait contenir, contrairement à celui ayant servi à cette étude, un nombre plus élevé de logements situés sur les artères principales de la ville.

Références

- Ahlvik, P., S. Eggleston, N. Gorißen, D. Hassel, A.-J. Hickman, R. Joumard, L. Ntziachristos, R. Rijkeboer, Z. Samaras and K.-H. Zierock (1997), '*COPERT II: Methodology and Emission Factors*', Draft Final Report, European Environment Agency, European Topic Centre on Air Emission, Copenhagen, Denmark, 89 p.
- Borken, J., W. Knorr, U. Hopfner (2000) « Energy consumption and pollutant emissions from road transport in Belgium 1980 to 2020 », commissioned by Fédération belge de l'industrie de l'automobile et du cycle (FEBIAC), Heidelberg, Brussels, March 2000.
- Commission Européenne (1995a). Vers une tarification équitable et efficace dans les transports : Options en matière d'internalisation des coûts externes des transports dans l'Union Européenne, *Livre vert de la Commission Européenne, COM(95) 691 final, 1995*.
- Commission Européenne (1995b). *ExternE: Externalities of Energy*, EUR16520, Vol. 1-5, Luxembourg.
- Commission Européenne (1998a), Directorate-General XII, Science, Research and Development, JOULE (1998), '*Externalities of Fuel Cycles 'ExternE' Project. Report number 7, Methodology, 1998 update*', EUR16521, Luxembourg, 518 p.
- Commission Européenne (1998b). *External costs of transport, Technical final report*. R. Friedrich, P. Bickel, W. Krewitt (Eds), Stuttgart, 127 p., April 1998.
- Commission Européenne (1999a). *ExternE - Externalities of Energy* » - vol. 8 Global warming damages, EUR 18836, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, ISBN 92-828-6419-7, 94p 1999,
- Commission Européenne (1999b). *MEET – Methodology for calculating transport emissions and energy consumption*, Transport Research, Fourth Framework Programme, ISBN 92-828-6785-4, Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities, 362 pp.
- Commission Européenne (2000). *The Auto-Oil II Programme, Final Report, Volume II : Alternative Fuels*, A Technical study on fuels Technology related to the the Auto-Oil II Programme, Commission Européenne, DG Energy, Prof. C. Arcoumanis, Décembre 2000, 152 pp.
- Coussement, C., W. Hecq, J. Kretzchmar, C. Debever, J.-M. Dupierreux and J. Del Favero (1989). *Les rejets atmosphériques provoqués en Belgique par le chauffage des locaux et leurs effets sur la santé*, pp. 58-60, Brussels : Etude réalisée pour le Comité d'Hygiène et Confort-CRANT.
- Delepière-Dramais, C., A. Avenel et H. Saisset (1998). 'Le compte transport voyageurs pour la Région de Bruxelles-Capitale', Etude réalisée par l'Université Libre de Bruxelles et SYSTRA à la demande du Ministre de la Région de Bruxelles-Capitale chargé des transports, ULB, Groupe Transport, Section économie des transports, 104 p.
- Favrel V. & W. Hecq (1998), 'A model for the assessment of the contribution of road traffic to air pollution in the Brussels urban area', Proceedings First International Symposium on "Technological, Energy and Environmental Topics in Transports – Externalities in the Urban

Transport: Assessing and Reducing the Impacts”, Milan, Italy, 27-29 October 1998, 14 p. Published on ‘<http://www.feem.it/gnee/libr.html>’.

Favrel V. and W. Hecq (2001). ‘External cost of air pollution generated by road traffic in the Brussels urban area’, Int. J. Vehicle Design. To be published.

Ferdinand, C. et W. Hecq (2001), « Les implications du Protocole de Kyoto pour la Belgique : Analyse des mécanismes flexibles et comparaison entre les mesures nationales de réduction et celles envisagées », Rapport final, Convention CEESE – ULB / Producteurs belges d’électricité (Projet « Connaissance des émissions de CO2 » (phase 3), CEESE – ULB, Bruxelles, février 2001.

Fierens, A., C. Ferdinand & W. Hecq (1998). Evaluation des coûts externes liés à la pollution de l’air produite par le chauffage des logements en Belgique: Application au gaz naturel, au charbon et au gasoil – Utilisation de la méthodologie ExternE, Supplément au rapport intermédiaire de Mai 1998: Impact de la pollution sur les bâtiments, Convention CEESE-ELECTRABEL, Bruxelles, 60 p., Juin 1998.

FIGAZ (1996). Annuaire statistique 1996, Fédération de l’Industrie du Gaz, pp. 49.

Friedrich, R., P. Bickel and W. Krewitt (1998), ‘*External costs of transport*’, Technical Final Report, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart, Stuttgart, 127 p.

Haynie, F. H. (1986), ‘*Atmospheric Acid Deposition Damage due to Paints*’, US Environmental Protection Agency Report EPA/600/M-85/019.

INFRAS, IWW (2000). ‘External Costs of Transport: Accident, Environmental and Congestion Costs of Transport in Western Europe’. Zürich/Karlsruhe, ISBN 2-7461-0184-X, March 2000, 305 p.

INRETS (1996). Evaluation monétaire des impacts des transports sur l’environnement, France, 1996.

Kucera, V. (1994), ‘*The UN ECE International Cooperative Programme on Effects on Materials, Including Historic and Cultural Monuments*’, Report to the working group on effects within the UN ECE in Geneva, Swedish Corrosion Institute, Stockholm, 1994.

Lancaster K. (1966). "A new approach to consumer theory", *Journal of Political Economy*, vol. 74, 1966

Ministère des Communications et de l’Infrastructure (2000) : « Recensement de la circulation en 1999, n°17, Bruxelles, Août 2000.

Masaero, M., D. Papi et S. Sergi (1998), ‘Social acoustic investigation into motorways and their noise pollution’, politecnico di Torino, 1998.

Michaels R. & V. Smith, "Market segmentation and valuing amenities with hedonic models: the case of hazardous waste sites", *Journal of Urban Economics*, vol. 28, 1990

Nelson J. (1978). *Economic analysis of transportation noise abatement*, Balinger, Cambridge (Ma), USA, 1978

Newby P.T., Mansfield T.A., Hamilton R.S. (1991), ‘Sources and economic implication of building soiling in urban areas’, *The Science of the Total Environment*, 100, pp.347-365.

- Ntziachristos L. (LAT/AUTH), Z. Samaras (LAT/AUTH), S. Eggleston (AEA Technology), N. Gorißen (UBA), D. Hassel (TÜV Rheinland), , A.-J. Hickman (TRL), R. Joumard (INRETS), R. Rijkeboer (TNO), Zierock (UBA) (1999). *COPERT III, Computer Program to Calculate Emissions from Road Transport - Methodology and Emission Factors (Final Draft Report)*, European Environment Agency, European Topic Centre on Air Emission.
- OCDE (1994). *Evaluation des projets et politiques : intégrer l'économie et l'environnement*, Paris, 1994.
- O.M.S., Organisation Mondiale de la Santé (1999), '*Health costs due to road traffic-related air pollution, An impact assessment project of Austria, France and Switzerland, Synthesis report*', n°801.633^e, Federal Department of Environment, Transport, Energy and Communications, Bureau for Transport Studies, Bern.
- Pearce, D. W., W. R. Cline, A. N. Achanta, S. Fankhauser, R. K. Pachauri, R. S. J. Tol, P. Vellinga (1996). The social costs of Climate Change : Greenhouse Damage and the Benefits of Control. In : *Climate Change 1995 – Economic and Social Dimensions of Climate Change. Contribution of WG III to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, pp. 179-224.
- Perego, S. (1996). 'Ein numerisches Modell zur Simulation des Sommersmogs', Vol. G47, *Geographica Bernensia*, Bern, Suisse, ISBN 3-906151-05-0.
- Rabl, A., Spadaro, J.V. (1997). 'The "for sensitivity only" E-R functions'. Working paper ExternE Core - Task 1.3 Uncertainty. Ecole des Mines, Paris, 1997
- RBC, Région de Bruxelles-Capitale (1995), '*Plan Régional de déplacements – Plan IRIS, Rapport (u): Rapport Final*', Bruxelles, 91 p.
- Soguel N. (1994). *Evaluation monétaire des atteintes à l'environnement*, Neuchâtel, 1994.
- Spix C., Anderson R., Schwartz J., Vigotti M. A., Le Tertre A., Vonk J., Touloumi G., Balducci F., Pierkarski T., Bacharova L., Tobias A., Ponka A., Katsouyanni K. (1998). 'Short term effects of air pollution on hospital admissions of respiratory diseases in Europe : a quantitative summary of APHEA study results', *Archives of Environmental Health*, Vol. 53, No 1, February 1998.
- Stockwell, W. R., Middleton, P., Chang, J. S. and Tang, X. (1990). 'The second generation regional acid deposition model chemical mechanism for regional air quality modeling', *J. Geophys. Res.*, 95(D10), 16343-16367.
- Stockwell, W. R., Kirchner, F., Kuhn, M. and Seefeld, S. (1997). 'A new mechanism for regional atmospheric chemistry modeling', *J. Geophys. Res.*, 102(D22), 25847-25879.
- Tol, R.S.J., Dowing T.E. (2000). « The marginal costs of climate changing emissions », Institute for Environmental Studies D99/3, Vrije Universiteit Amsterdam and Environmental change unit, University of Oxford, United Kingdom, September 2000.

Annexe I:

Liste des publications découlant de la recherche

Journaux et revues internationales

Favrel V., and W. Hecq (2000). 'External cost of air pollution generated by road traffic in the Brussels urban area', *Int. J. Vehicle Design*. To be published.

Gilson B., V. Favrel and W. Hecq (1999a). *Overview and analysis of the links between models of mobility and models of pollutant emissions from transport*, in Methods of Estimation of Atmospheric Emissions from transport: European scientist network and scientific state-of-the-art, Action COST 319, Final Report of the Action, Transport Research, European Commission, EUR 18902, Luxembourg, ECSC-EEC-EAEC, Office for Official Publication EC.

Congrès internationaux

Favrel V. & W. Hecq (1998). 'A model for the assessment of the contribution of road traffic to air pollution in the Brussels urban area', Proceedings First International Symposium on "Technological, Energy and Environmental Topics in Transports – Externalities in the Urban Transport: Assessing and Reducing the Impacts", Milan, Italy, 27-29 October 1998, 14 p. Published on '<http://www.feem.it/gnee/libr.html>'.

Favrel V. & W. Hecq (2001). *External costs of air pollution generated by road traffic in the Brussels urban area*, 9th International Scientific Symposium Transport and Air Pollution, Avignon, France, 5-8 June 2000, , pp 199-206, INRETS, R. Jourmard (ed.).

Gilson B., V. Favrel and W. Hecq (1999b). *Links between the Mobility and Emission Models*. Posters Proceedings of the 8th International Symposium «TRANSPORT AND AIR POLLUTION» including COST 319 Final Conference, 31 May– 2 June 1999, Graz, Austria, Report of the Institute for Internal Combustion Engines and Thermodynamics, Volume 76, pp. 41-46.

Safonov P., V. Favrel and W. Hecq (1999a). *Environmental Impacts of Mobility and Urban Policy Options: A Case Study of the Brussels-Capital Region*, International Symposium on Ecosystem Health, Session «Transportation Corridors and Ecosystem Health», Sacramento, CA, USA, August 1999.

Safonov P., V. Favrel and W. Hecq (1999b). *Modelling Impacts of Mobility on Urban Air Quality: Scenario Analysis for the Brussels-Capital Region*, Abstracts of the Fourth International Conference of the Russian Chapter of the International Society for Ecological Economics (ISEE) – Nature and Society of the Next Millennium: Globalisation and Regional Problems of Ecological Economics. Publishing House: Parokhod, Saratov, Russia. July 5-9, 1999.

Safonov P., V. Favrel and W. Hecq (2000a). *Urban Transport Policies and Greenhouse Gas Emissions in Brussels*, 6th International Society for Ecological Economics Meeting (ISEE 2000), Canberra, Australia, July 2000.

Safonov P., V. Favrel and W. Hecq (2000b). *Sustainable Mobility Scenarios for the Brussels-Capital Region: Socio-Economic Factors and Air Pollution Analysis*, 3rd European Society for Ecological Economics Conference (ESEE 2000), Vienna, Austria, May 2000.

Congrès nationaux

Favrel V. and W. Hecq (1998b). *Les coûts de la pollution atmosphérique d'origine automobile*, Communication at the conference « Environnement et Transport », 13 November 1998, Université Libre de Bruxelles, 10 p.