Coordination scientifique
Robert JOUMARD

Environnement & Transports
Environment & Transport

1er colloque / *1st Symposium*
Avignon, 19-20 juin / *June* 2003

Actes INRETS n°93
Juin 2003

Coordinateur scientifique / *editor*:

Robert JOUMARD est directeur de recherche au Laboratoire Transports et Environnement (LTE)
Robert JOUMARD is a Senior Researcher at the Laboratory Transport and Environment (LTE)

L'unité de recherche :

LTE : Laboratoire Transports et Environnement, INRETS, case 24, 69675 Bron cedex, France
Téléphone : +33 (0)4 72 14 23 00 - Télécopie : +33 (0)4 72 37 68 37
Email : joumard@inrets.fr

Comité scientifique / *Scientific Committee*:

Richard	Ballaman	OFEFP, CH
Jacques	Beaumont	INRETS, F
Kevin	Bennett	Univ. Cape Town, SA
Denis	Bouyssou	CNRS Lamsade, F
Christian	Brodhag	ENSMSE, F
Bruno	Costes	PSAPeugeot Citroën, F
Asif	Faiz	The World Bank, Nepal
Robert	Joumard	INRETS, F
Mario	Keller	INFRAS, CH
Michel	Legret	LCPC, F
Jean-Pierre	Orfeuil	Univ. Paris XII, F
Dieter	Schott	Univ. Leicester, UK
Andreas	Skouloudis	JRC (I)
Paul	Tomlinson	TRL, UK

INRETS INSTITUT NATIONAL DE RECHERCHE SUR LES TRANSPORTS ET LEUR SÉCURITÉ

N°ISBN : 2-85782-589-7 N°ISSN : 0769-0266

© Les collections de l'INRETS
PRIX : 15,24 € (TVA 5,5 %)

Les commandes doivent être adressées à l'INRETS - services publications - 2, av. du Général Malleret-Joinville - 94114 ARCUEIL CEDEX, et être accompagnées d'un chèque bancaire ou postal à l'ordre de : l'Agent Comptable de l'INRETS. Déduire la TVA pour l'étranger hors Union Européenne. Pour les pays de l'Union Européenne se reporter à la réglementation intercommunautaire en matière de TVA.

Fiche bibliographique

1 UR (1er auteur) INRETS-LTE		2 Projet n°	3 Actes INRETS n°93
4 Titre 1er colloque "Environnement & Transports"			
5 Sous-titre			6 Langue F/E
7 Auteur(s) JOUMARD Robert			8 Rattachement ext.
9 Nom adresse financeur, co-éditeur			10 N° contrat, conv.
			11 Date de publication juin 2003
12 Remarques			
13 Résumé Ces actes du 1er colloque organisé par l'INRETS à Avignon les 19 et 20 juin 2003 regroupent les communications orales ou sous forme d'affiches sur des sujets aussi variés et complémentaires que l'analyse du système de transport, la perception de l'environnement, l'impact des nuisances, le concept de développement durable, les indicateurs environnementaux, l'aide à la décision, ou les scénarios de mobilité durable.			
14 Mots clés Transports, environnement, perception, impact, développement durable, indicateur, aide à la décision, scénarios, mobilité		15 Diffusion libre	
16 Nombre de pages 260	17 Prix 15,24 €	18 Confidentiel jusqu'au	19 Bibliographie oui

Publication data form

1 Unit (1st author) INRETS-LTE	2 Project n°	3 INRETS proceedings n°93
4 Title 1st Symposium "Environment & Transport"		
5 Subtitle		6 Language E / F
7 Author(s) JOUMARD Robert		8 Affiliation INRETS
9 Sponsor, co-editor, name and address		10 Contract, conv. n° 11 Publication date June 2003
12 Notes		
13 Summary These proceedings of the 1st Symposium organised by INRETS in Avignon from 19 to 20 June, 2003, include the oral communications and posters presented and cover a great variety of items such as evolution of the transportation system, perception of the environment, transport-related nuisance impact, concept of sustainable development, environmental indicators and decision-making tools, scenarios of sustainable transportation policies.		
14 Key Words Transport, environment, perception, impact, sustainable development, indicators, decision-making tools, scenarios		15 Distribution statement free

16 Nb of pages 260	17 Price 15.24 €	18 Declassification date	19 Bibliography yes

Table des matières / *Content*

Introduction 9

COMMUNICATIONS ORALES / *ORAL COMMUNICATIONS*

SYSTEME DE TRANSPORTS / *TRANSPORT SYSTEM*

Greenhouse Gas Emissions From The European Passenger Car Fleet From 2000 To 2020 11
N. Metz - BMW Group (D)

Monitoring the EU strategy on CO2 emissions from passenger cars 19
L. Govaerts, E. Cornelis & I. De Vlieger - Vito (B)

Environmental impact of ship traffic 27
C. Trozzi - Techne (I)

Choix logistiques et consommation d'énergie 35
C. Rizet - INRETS (F)

PERCEPTION

Les habitants face à leur environnement : une préoccupation mobilisatrice, les déplacements ; une inquiétude abstraite, la pollution atmosphérique 43
S. Frère, I. Roussel & P. Ménerault - Appa, Inrets (F)

Mécanismes de légitimation de l'expertise socio-économique dans le domaine des transports et de l'environnement - Acceptabilité institutionnelle et sociale de la méthode d'évaluation contingente 51
G. Faburel - Univ. Paris XII (F)

IMPACT DES NUISANCES / *NUISANCE IMPACT*

Influences du changement de la circulation automobile sur la qualité de l'air du centre-ville de Nuremberg 59
W. Balzer - Ville Nuernberg (D)

A preliminary assessment of the distribution of trace elements emitted by road traffic 63
M. Legret & C. Pagotto - LCPC (F)

Géographie des risques environnementaux liés aux transports routiers en montagne. Incidences des émissions d'oxydes d'azote en vallées d'Aspe et de Biriatou (Pyrénées) 71
G. Délétraz - CNRS - Set (F)

DEVELOPPEMENT DURABLE / *SUSTAINABLE DEVELOPMENT*

Transports urbains: la gouvernance territoriale face aux défis du développement durable 79
M. Casteigts - Univ. Pau (F)

Indicators for sustainable mobility - a policy oriented approach 87
J. Borken - DLR (D)

INDICATEURS ENVIRONNEMENTAUX / *ENVIRONMENTAL INDICATORS*

Resource-efficiency of high-speed railway passenger transport – the German ICE system 95
C. v. Rozycki, H. Köser & H. Schwarz - Univ. Halle, DB (D)

Etablishment of an environmental indicators adapted to all existing or future road vehicles 103
V. Favrel, S. Meyer, W. Hecq, J. Van Mierlo, L. Vereecken & G. Maggetto - Univ. Libre Bruxelles (B)

AIDE A LA DECISION / *DECISION MAKING*

Integrated modelling system for the evaluation of impact of the transport-related measures to urban air quality 111
J. Laurikko, J. Kukkonen, K. Koistinen & T. Koskentalo - VTT, FMI, KTL, YTV (FIN)

ISHTAR Project : building a models suite for urban sustainability 119
E. Negrenti, A. Agostini & P. O. Flavigny - Enea (I), Inrets (F)

Évaluer les coûts sociaux et appliquer le principe pollueur-payeur pour une meilleure insertion des aéroports dans leurs territoires 127
G. Faburel & F. Mikiki - Univ. Paris XII (F), HIT (GR)

SCENARIOS DE MOBILITE DURABLE / *SUSTAINABLE MOBILITY SCENARIOS*

Reduction of CO2-emissions from transport by influencing the fuel prices (a Swiww study) 135
M. Keller, R. Zbinden & P. de Haan - Infras (CH)

Mobilee: A study of sustainable mobility at the local level 141
L. Int Panis, T. Asperges, J. Bastiaens, V. Beyst, D. Botteldooren, A. Colles, E. Cornelis, L. Dekonininck, T. De Muer, L. De Nocker, I. De Vlieger, S. Logghe, C. Mensink, R. Torfs & I. Yperman - Vito, Langzaam Verkeer, Univ. Gent & Leuven (B)

The Role of Walking in the Creation of Sustainable Transportation Strategies 149
M.A. Coogan - New England Transp. Inst. (USA)

AFFICHES / *POSTERS*

EVOLUTION DES SYSTEMES DE TRANSPORT / *EVOLUTION OF THE TRANSPORTATION SYSTEM*

The specific problems of public transportation in a city of more than 350,000 inhabitants, located in a transition country in Eastern Europe 157
E. Golgotiu & A. Sachelarie - Tech. Univ. Asachi (RO)

Les routes et l'environnement - les expériences yougoslaves 163
D. Mitrovic & V. Vladikovic - Inst. Ponts Chaussées (YU)

Véhicules particuliers et émissions de particules : programme ACEA sur les émissions de particules par les véhicules particuliers 167
J.C. Momique, E. Zervas & P. Rouveirolles - PSA Peugeot Citroën, Renault SA (F)

A model for the estimation of energy consumption and air pollutant emissions from rail transport 173
E. Lindgreen & S. C. Sorenson - DTU (DK)

Recyclage dans la route : vers une économie des ressources naturelles ? 179
A. Jullien, A. Ventura, S. Bebien, P. Moneron, C. Lachet & D. Gaillard - LCPC, DDE 41, SETRA (F)

IMPACT DES NUISANCES / *NUISANCE IMPACT*

La pollution atmosphérique de proximité des voies de circulation par les Éléments Traces Métalliques (ETM) 185
J. Carsignol & M. Mastrilli - Cete Est (F)

Evaluation of the vehicle-actuated signal control system with respect to environmental and traffic loads 193
Y. Tsubota, K. Watanabe & H. Kawashima - Keio Univ. (Jpn)

Validation of CALINE4 for CO and NO2 concentrations by an Irish motorway 197
B.M. Broderick, B.D. Budd & B.D. Misstear - Trinity Col., Univ. Ir. (IRL)

Impact of transport noise in relation to urban planning - Case study 203
B. Lebiedowska & J. Beaumont - Inrets (F)

Ambiances sonores urbaines : bruit de fond et émergences 214
E. Petitjean & J. Beaumont - INRETS (F)

Valorisation des résidus de sable de fonderie (RSF): incorporation dans les enrobés asphaltiques de type BBMC (béton bitumeux malaxé à chaud) 215
I.I. Bonet, C.T. Panarotto & O. Possamai - Busnello SA, Univ. Caxias Sul, Univ. Sta Catarina (BR)

DEVELOPPEMENT DURABLE ET METHODES D'EVALUATION
SUSTAINABLE DEVELOPMENT AND EVALUATION METHODS

Développement durable et transports : recadrer les débats 221
J.L. Zentelin - Univ. Évry (F)

Environmental indicators in the Czech Republic transport sector 227
J. Dufek, J. Jedlicka & V. Adamec - Transp. Res. Ctre (CZ)

Soil indicators for road environmental evaluation 233
A. Jullien & D. François - LCPC (F)

Une conception structurelle des indicateurs pour l'impact des nuisances sur l'environnement. 239
M. Maurin - INRETS (F)

Outil d'évaluation pour la mesure de l'impact des transports sur l'environnement 245
B. Rousval - INRETS (F)

Evaluation of the costs of air pollution in urban transportation projects 251
M.L. Galves & A.C. Moro Milleo - Univ. Campinas (BR)

SCENARIOS DE POLITIQUE DE TRANSPORTS / *SCENARIOS OF TRANSPORTATION POLICY*

An Integrated Energy-Environment-Economic Model for the Assessment of Policies Aiming to Achieve Sustainability in Transportation 255
T. Zachariadis - NTUA (GR)

Introduction

Robert Joumard

Dans le domaine des transports, les contraintes environnementales sont fortes et sont de plus en plus un élément clef des évolutions technologiques et des schémas d'organisation ou de planification, confirmant le rôle stratégique de l'environnement. Par ailleurs les impacts sur l'environnement sont nombreux, de nature très diverse et parfois antagoniste ; ils diffèrent fortement selon les époques, les lieux et les modes de transport, tandis que la prise en compte du long terme apparaît aujourd'hui indispensable à travers le concept de développement durable. L'objectif de ce premier colloque est de contribuer à une approche système de l'environnement et des transports.

Les principaux thèmes traités sont :

- L'évolution du système de transport par l'analyse en parallèle et de manière intégrée des différentes origines des nuisances : mobilité, parcs, trafics, infrastructures, "émissions", pour les différents modes de transport (route, fer, air, mer, ...) avec une attention particulière à leur évolution historique et leur dynamique à long terme.
- La perception de l'environnement par la population, les experts et les décideurs, l'analyse de ses déterminants, à travers les archives, les enquêtes d'opinion, les media, les associations, la prise en compte de l'environnement par les politiques publiques liées aux transports.
- L'impact des nuisances des transports sur les populations et les écosystèmes selon leurs caractéristiques sociales, historiques ou géographiques : pollution atmosphérique, effet de serre, bruit, pollution des eaux, espace et paysage, déchets, faune, flore …
- La place de l'environnement dans le concept de développement durable : la richesse ou la vacuité du concept, son apport aux débats de société.
- Les méthodes d'évaluation de la durabilité environnementale : indicateurs environnementaux, outils d'aide à la décision, y compris coûts externes.
- La prise en compte de l'environnement dans les scénarios de politique des transports au sens large, intégrant organisation et choix technologiques : législation environnementale, politique de mobilité des personnes et des marchandises, durabilité environnementale de scénarios classiques, recherche de scénarios durables.

In the transportation field, there are strong environmental constraints which increasingly constitute a key element to technological developments and organisation or planning systems. This confirms the strategic role of the environment. In addition, a number of environmental impacts of various and sometimes antagonist natures can be recorded. They differ significantly as a function of the time period, the location and the transportation mode studied. At present, the long term conditions must be taken into account through the concept of sustainable development. This first symposium will be aimed at contributing to a systemic approach to environmental and transportation issues.

The main topics are:

- *The evolution of the transportation system: simultaneously analysing the various sources of nuisances using an integrated approach: mobility, vehicle fleets, traffic conditions, infrastructures, "emissions", covering the various transportation modes (road, rail, air, sea,*

...) with a specific attention to their historical development and their long-term dynamics.

- *The perception of the environment by the population, experts and decision-makers, analysing the determining factors through history records, opinion surveys, media, associations, the taking into account of the environment in transportation-related public policies.*
- *Transport-related nuisance impact on populations and ecosystems considering their social, historical or geographical features: air pollution, greenhouse effect, noise, water pollution, space and landscape, waste, fauna and flora, etc …*
- *The environment in the concept of sustainable development: the richness or the vacuity of the concept, its contribution to societal debates.*
- *The evaluation methods for environmental sustainability: environmental indicators, decision-making tools, including external costs.*
- *Considering the environmental issue in scenarios of transportation policies in the broad sense of the term, integrating organisation and technological choices: environmental legislation, mobility policy for people and goods, environmental sustainability in conventional scenarios, search for sustainable scenarios.*

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport"*, Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 11-18

Greenhouse gas emissions from the european passenger car fleet from 2000 to 2020

Norbert Metz
BMW Group, Department Traffic and Environment, 80788 Munich, Germany, Petuelring 130
Fax: ++ 89 382 4 5760, e-mail: norbert.metz@bmw.de

Abstract
The objective of this paper is the evaluation of greenhouse gas emissions from the European passenger car fleet compared with other European anthropogenic greenhouse gas sources from 2000 to 2020 based on the forecast of vehicle growth in Europe.
s a method to evaluate the greenhouse gas emissions for each country of the 15 states, which are combined in the EU15, the vehicle fleet with registration and the stock numbers, together with the mileage and the relevant emission factors for the operation modes in cities, on rural and highway roads are put together and forecasts are done with the European tool of COPERT/FOREMOVE. The greenhouse gas emissions of other anthropogenic sources are derived from the Auto-Oil-II-Programme. In the case of CFC and HFC production declarations of the producing companies reported to AFEAS are used.
First results indicate that CO_2 emissions are slightly higher in 2020 compared with 2000, due to an increasing demand of energy production from power plants and the further increase in goods transport within the EU community. Methane emissions are decreasing about 25%, also N_2O emissions are declining approximately 25%. Ozone precursor emissions NMHC will fall by 30% and NOx by almost 40%. CFC emissions are decreasing already today more than 60%, HFC-emissions on the other side have been increased and seem to stabilize now.
The results for passenger cars show that CO_2 emissions in Europe are almost constant. The small share of methane emissions from road transport is further decreasing in the future. N_2O emissions tend to rise the next years, but will decrease after 2010 due to advanced exhaust gas after treatment devices. NMHC and NOx emissions of passenger cars are decreasing steadily. Due to the fact that more passenger cars are equipped with air conditioning systems CFC emissions of road transport are banned and were replaced by HFC´s as refrigerant with the result of increasing HFC emissions. A change to CO_2 in the near future is under discussion.
***Key words**: Exhaust emissions, Air quality, Exposure*

Introduction

Passenger cars in Europe are an important factor for a wealthy prosperity of economy and welfare. The annual mileage is steadily increasing – at the moment at a lesser degree – compared with the increase ten years ago. Exhaust emissions are decreasing due to improved technologies, progress in electronic applications and stringent emission standards for conventional exhaust gas components.

For carbon dioxide and other greenhouse gases there are partly voluntary agreements for reductions on national and European respective international levels. In the Kyoto protocol Europe has agreed to reduce greenhouse gases by 8 % for the time period 2008 to 2012 based on the emissions of 1990/1995. This paper estimates for the time period 2000 to 2020 the greenhouse gas emissions from passenger cars in Europe (EU15).

Contribution of Europe to global greenhouse gas emissions

Since the greenhouse effect is a global problem it is necessary to compare national contributions to the global budget. For the relevant greenhouse gases the following emissions have been estimated Lenz, 2002:

Component	Biogenic	Anthropogenic	Total
Carbondioxide	770 000	28 000	798 000
Methane	225	380	605
Nitrous Oxide	35	16	51
Non-Methane-Hydrocarbons	12500	120	12620
Nitrogen Oxides	80	110	190
Halogenated Hydrocarbons			
CFC11	-	20	20
CFC12	-	35	35
CFC134a	-	140	140

Table 1: Global greenhouse gas emissions for the year 2000 in Million tons

Component	2000	2020
Carbondioxide	3 393	3 496
Methane	410	300
Nitrous Oxide	330	250
Non-Methane-Hydrocarbons	9870	6800
Nitrogen Oxide	9920	6015
Fluorocarbons		
CFC11	0	0
CFC12	20	10
CFC134a	40	20

Table 2: Anthropogenic Greenhouse gas emissions in Europe (EU15) in Million tons, Metz (2002)

One of the main problems is that CO_2-emissions are increasing, mostly in developing countries.

But nevertheless the industrialized countries have the responsibility to stabilize the CO_2-emission as soon as possible.

For Europe (EU15) biogenic greenhouse gas emission estimates are not available. Therefore estimations of anthropogenic greenhouse gas emissions are given for the year 2000 and 2020 based on the European Auto-Oil-Program II, Auto-Oil-Program (1996). The numbers are different because OECD-Europe include more countries, which at the moment are not members of the EU.

USA have difficulties to join the Kyoto-Protocol due to more than double as much tons CO_2 per capita. In the future especially China will increase this value above the worldwide average of 4 t CO_2/head, while no significant changes in Europe and Japan are expected.

Development of greenhouse gas emissions in Europe

CO_2 is the dominant greenhouse gas. Main contributors are power plants with 32%, industry with 23%, domestic heating and small utilities with 18%. Passenger cars contribute with 12%, Metz (1994).

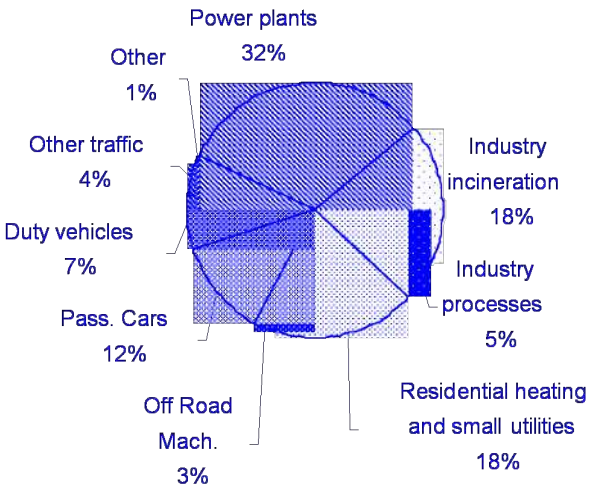


Figure 1: Contribution of different CO_2-emission sources in Europe (EU15)

The forecasts from the auto-oil-program were less optimistic. But due to the intensive CO_2-emission reductions of all sources the target from the Kyoto-protocol will be reached. Further significant CO_2-changes until 2020 for Europe will not occur.

Agriculture with 48%, incineration and dumping with 32% are main sources, road transport is a minor source for methane, Lenz (1999). It is questionable whether the main anthropogenic sources agriculture and waste incineration could reduce their CH_4-emissions significantly.

Since only a marginal reduction occurred from 1990 to 2000 it is unlikely that within the next 20 years the picture will change. Compared with the dominant biogenic contribution to CH_4 this is probable not very important, Auto-Oil-Program (1996).

Agriculture with 63% is the main source, combustion of fuels with 17% and industry with 14% are other sources for N_2O, Lenz (1999). The contribution of biogenic N_2O-emissions is about twice as high compared with anthropogenic sources.

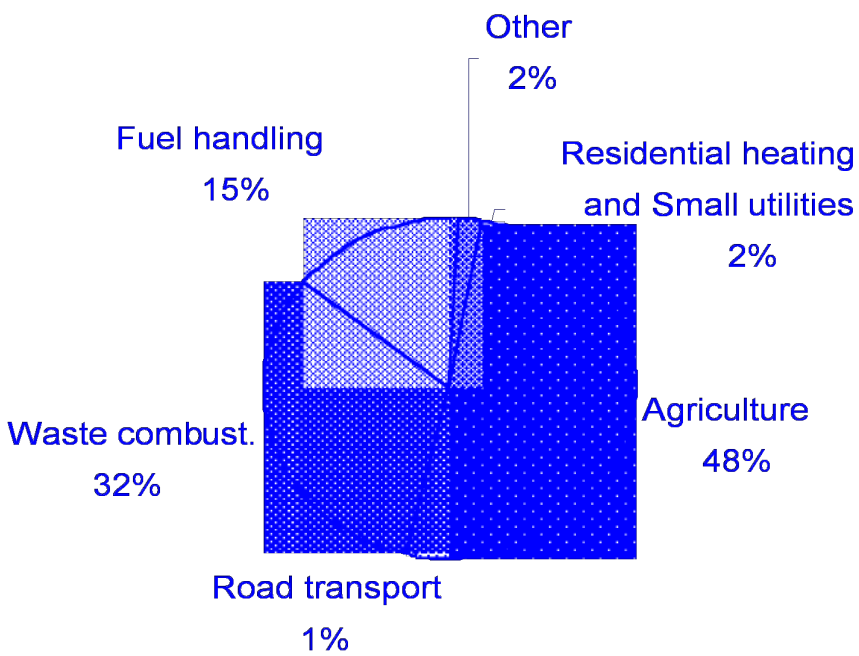


Figure 2: Contribution of different CH_4-emission sources in Europe (EU15)

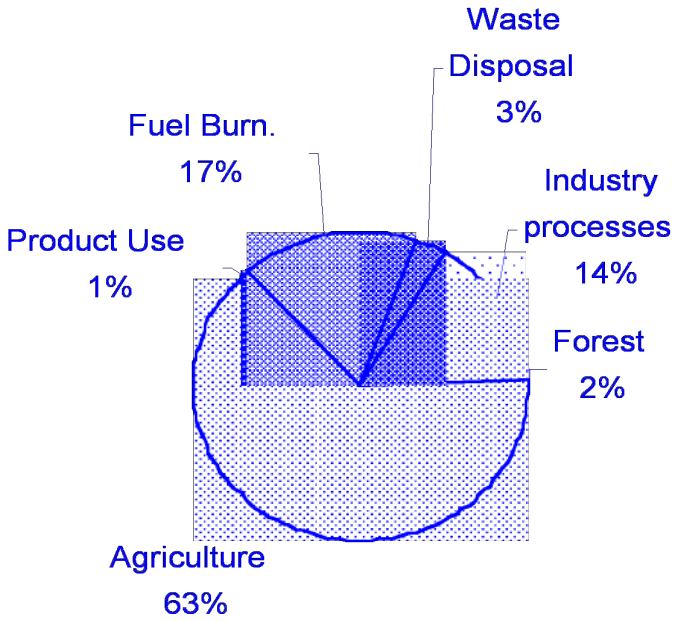


Figure 3: Contribution of different N_2O-emission sources in Europe (EU15)

N_2O has a lifetime of about 130 years and has a greenhouse gas potential with a factor of 300 compared with CO_2, Prüller (2002).Therefore a further reduction would be desirable.

Ground level ozone contribute to the anthropogenic greenhouse effect by about 10%. Photochemical formation is influenced by the precursors NMHC and NO_x. Therefore the contribution of different sources and the emission development are shown.

The main source for NMHC emissions in Europe is the use of solvents. The contribution of passenger cars is 13% with a decreasing trend, Metz (2002).

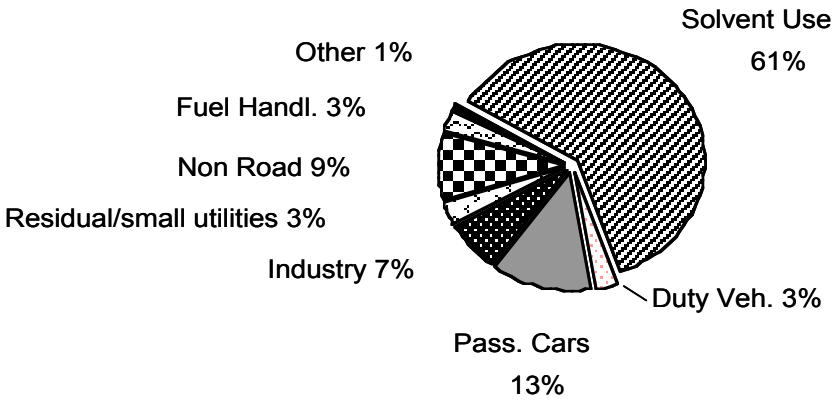


Figure 4: Contribution of different NMHC-emission sources for the year 2000 in Europe (EU15)

NMHC-emissions are declining until 2010 and at a level of 6500 kt a steady emission level is forecasted, Auto-Oil-Programm (1996). By far the biggest improvement is due to reduction of NMHC-emission from road transport. The share of passenger cars is about 2/3.

NO_x emissions have many contributors. Agriculture is the main source with 25%, followed by duty vehicles with 17% and power plants with 16%. Passenger cars have a share of 12% with a decreasing trend, Metz (2002).

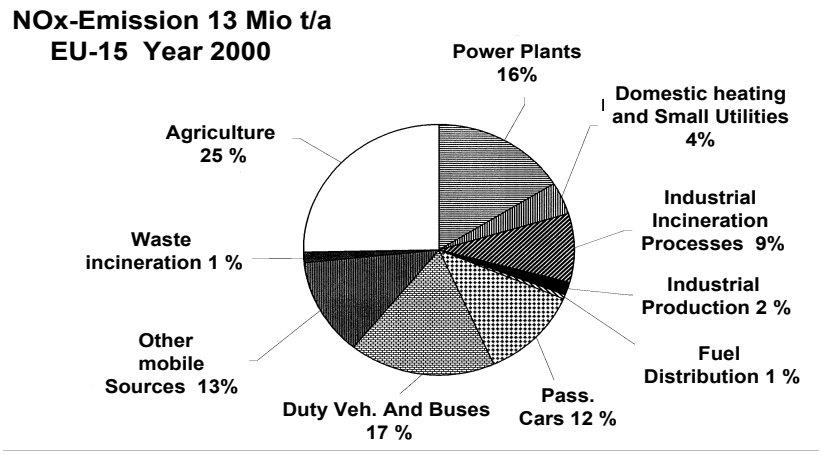


Figure 5: Contribution of different NO_x-emission sources for the year 2000 in Europe (EU15)

The estimates shown differs by 30% due to different references. The data base from the European Environmental Agency calculate the sum of 15 member states not taking into account that some member states have not reported, Metz (1994).

NO_x-emissions are declining relative strong until 2010 and afterwards more moderate, Auto-Oil-Programm (1996). In 2020 a level of 6000 kt is reached. As a result of the reduction in the last years, the max. ozone values in Europe have decreased and the number of days where ozone air quality standards have been exceeded is declining, Prüller (2002).

One of the strongest greenhouse gases are the fluorocarbons, because they are by a factor of 3000 to 4000 higher than CO_2. The production of chlorofluorocarbons and hydrochlorofluorocarbons in Europe has already stopped. The small amount of release from products with CFC is declining sharply. AFEAS monitor the production worldwide, see figure 6, AFEAS (2002)..

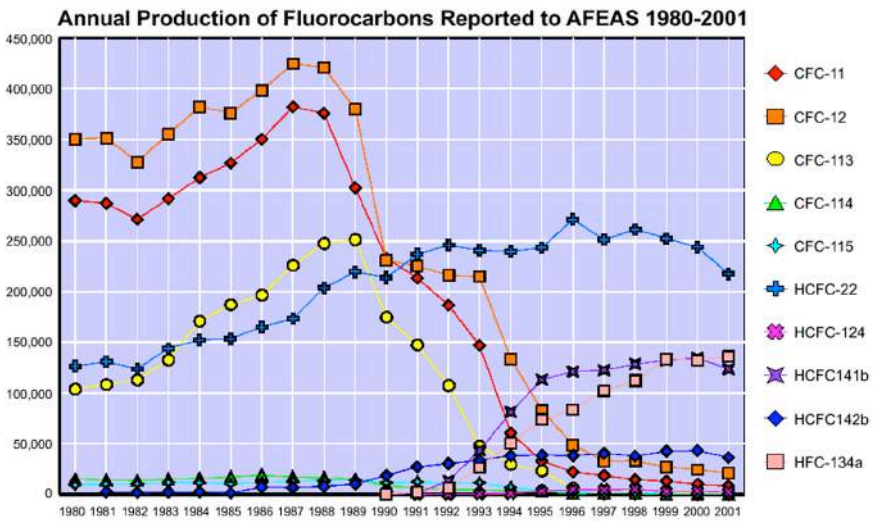


Figure 6: Annual production of Fluorocarbons reported to AFEAS (1980 –2001)

The chemical industry voluntarily report the production and sales of fluorocarbons for the Montreal Protocol. Fluorocarbons are mainly used for refrigeration, as blowing agent for closed and open cell foam, for aerosol propellant. The fluorocarbons CFC-11 and CFC-12 with the strongest greenhouse potential have declined substantially. Only a very limited production is left. The European automobile industry has already early decided to replace CFC 11 and 12 with the less active HFC-134a, AFEAS (2002).

Greenhouse gas emissions from passenger cars

Regarding the emission contribution of passenger cars reliable tools like COPERT/FOREMOVE, Andrias (1993), Samaras (1991) and TREMOD, Höpfner (2002) are available to calculate and predict greenhouse gas emissions. On the basis of registration and the stock numbers, together with the mileage and the relevant emission factors for the operation modes in cities, on rural and highway roads it is possible to forecast European passenger car emission for the relevant greenhouse gases, see figure 7.

Passenger car numbers are still growing, Intern. Road Federation (2002),Automobil Revue (2003) and it is important to know exactly vehicle categories for every year to be able to multiply each vehicle category with the relevant emission factors. These emission factors have been partly measured or derived from emission standards, Metz (1993), Joumard (1993).

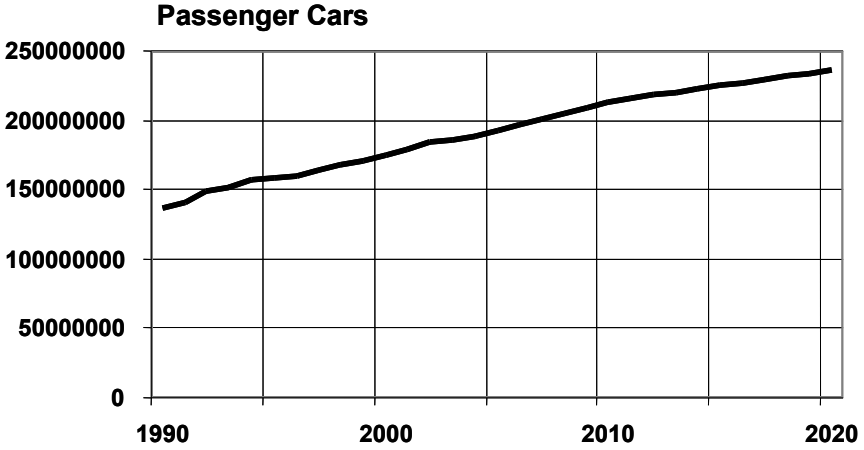


Figure 7: Development of passenger cars in Europe (EU15)

Diesel passenger cars play an important role for the fulfillment of the ACEA self commitment to reach 140 gCO_2/km in 2008, since their CO_2-emission is about 20% less compared with gasoline vehicles of a comparable category. The average market share in Europe is near 40% and still increasing. Some countries have already more than 60% cars with diesel engines.

The voluntary agreement of ACEA with the European Commission reduces CO_2-emissions from new registered cars from 190 g/km to 140 g/km. This target is very ambitious and the full skill of automobile engineers is necessary to fulfill it. Further reduction targets for 2020 are only reachable if alternative carbonfree fuels will be available. As an example: if 90 g CO_2/km - as discussed some years ago in the European Parliament - must be reached, a market share of 50% hydrogen driven passenger cars is necessary or all passenger cars must have CO_2-emission of 90 g/km, what is more or less equivalent to a fuel consumption of 3 l/100 km

Time horizon	**2020**
Reduction Target	**- 50 %**
With conventional fuels **Fleet average fuel consumtion** **Have to be at**	**3 l/100 km**
Shell-Szenario: with Hydrogen **Fleet market share of PC with H_2**	**15 %**
Political Goal: with Hydrogen **Fleet market share of PC with H_2**	**50 %**

Figure 8: Consequences of a 50% reduction target for CO2 and influence of hydrogen driven vehicles

An optimistic scenario from VES estimates for 2020 a market share for hydrogen driven cars of 15%, VES (2001). It is therefore very hard to predict how many cars with hydrogen will be in the European fleet in 2020.

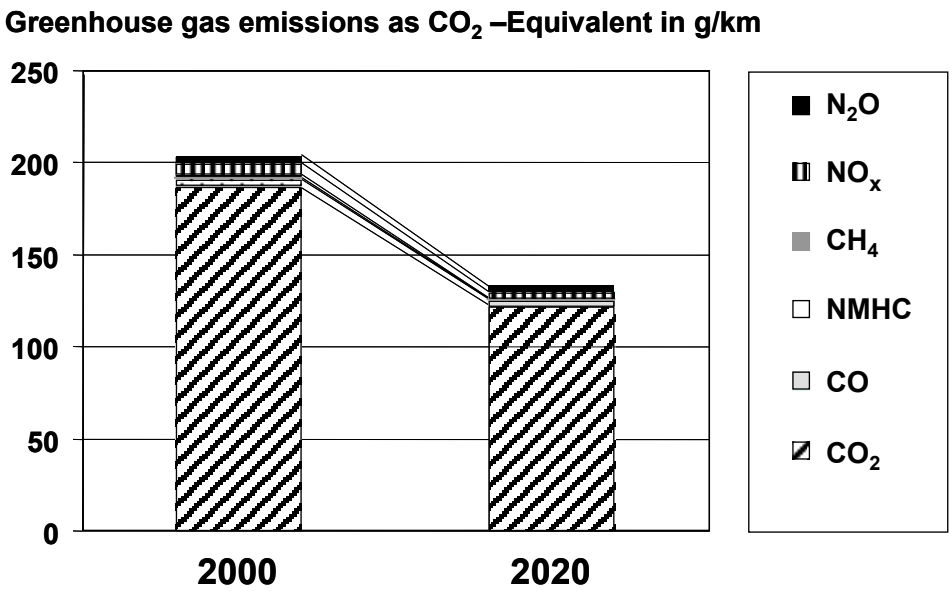


Figure 9: Comparison of the greenhouse gas potential of Passenger Cars in Europe(EU15) in 2000 and 2020

The greenhouse potential of passenger cars has improved from 1975 to 2000 already by 50%. Until 2020 a further improvement of 35 % is forecasted.

Conclusion

Greenhouse gases are of anthropogenic and biogenic origin. The reduction of anthropogenic emissions has started and due to the Kyoto-protocol, where Europe has agreed to reduce greenhouse gas emissions by 8% until 2008 –2012 all sources make tremendous efforts to contribute to this ambitious target. Passenger cars contribute between 5% and 20% to the emissions and reduce the relevant emissions continuously. For CO_2 the target is very difficult to fullfil, for all other emissions a further reduction happens with the penetration of new technologies into the European car fleet.

References

AFEAS, Production, Sales and Atmospheric Release of Fluorocarbons through 2001, Washington, DC, Sept. 2002

Andrias A., Samaras Z., Zachariadis Th., Zierock K.-H., "Assessment of Random and Systematic Errors Associated with the Corinair /Copert Methodology for Estimating VOCs Emitted from Road Traffic", TNO/EURASAP workshop on the reliability of VOC emission databases, Delft, Netherlands, June 1993

Automobil Revue, Special-Report, 2003

Auto-Oil-Program, AOP Base V6, Emission Forecast, 1996, Senco, Bruxelles

CORINAIR 1990-Inventory- current status of emission estimates, Berlin, 1994

DG XI, Air Quality Report, Brussels, 1995

Höpfner U., TREMOD-Calculations TREMOD 2.0, 2002

International Road Federation, "World road statistics 1995, 2000 and 2002,Washington D.C.

Joumard R., COST 319 Report 2/93, Brussels

Lenz H.P., Cozzarini Ch., "Emissions and Air Quality", SAE R-237,Warrendale, USA, 1999

Metz N., "Emission characteristics of different combustion engines in the city, on rural roads and on highways", The science of the total environm.,134 (1993) 225-235, Elsevier Sci. Publ., Amsterdam

Metz N., Development of CH4-, N2O-, CO-, HCFC-,and NOx-emission from passenger cars in the Federal Republic of Germany from 1970 to 2010, J. van Ham et al. (eds.) Non-CO_2 greenhouse gases, 335-343, 1994, Kluwer Acad. Publ. Netherlands

Metz N., Samaras Z., "Comparative assessment of two forecasting models for road traffic emissions: A German case study", The science of the total environm., 146/147 (1994) 339-349, Elsevier Sci. Publ., Amsterdam

Metz N., "World wide emissions 1980 to 1996 and future trends", AIT&FIA-Public Commission week, Salsomaggiore, Italy 10.9.1998

Metz N., UBA-EPA-Workshop, 11. 10. 2002, Bad Breisig

Prüller S., Thesis, TU Vienna, 20

Samaras Z., Zierock K.-H., "Forecast of emissions from road traffic in the European Communities", Final Report (1991) EUR 13854 EN

VES, 2.Status-TF-Report, 13.6.2001

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport"*, Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 19-25

Monitoring the EU strategy on CO_2 emissions from passenger cars

Leen Govaerts, Erwin Cornelis & Ina De Vlieger
VITO, Flemish Institute of Technological Research, Boeretang 200 - B-2400 Mol, Belgium – email leen.govaerts@vito.be

Abstract
Most important pillar of the EU strategy to reduce the average CO_2 emission of new passenger cars is the commitment of the automotive industry that the average new passenger car sold in 2008 will be 25% more fuel efficient compared to the average new passenger car in 1995. To monitor the effectiveness of this agreement, the EC set up a monitoring process in which member states have to report yearly on the evolution of the specific CO_2 emission of new car registrations.
In this paper, the monitoring process and the quality of available data for the new car registrations in Belgium are analysed and the evolution from 2000-2002 is given a closer look. The evolution of the specific CO_2 emission in the EU is investigated in relation to the achievability of the agreement of the automobile industry.
Keys-words*: CO_2 emission, passenger cars, monitoring, EU strategy*

Introduction

Transport demand increases constantly and cannot be uncoupled from economic growth so far, as Figure 1 demonstrates for Flanders, Belgium (De Vlieger & Cornelis, 2002). For passenger transport, road transport has the largest market share compared to other modes. To reduce the impact of road transport on environment, an important measure is to assure that new vehicles that enter the road system, comply with the cleanest technology available.

On a European level, there has been put a lot of effort in reducing noxious emissions since the introduction of compulsory emission standards that resulted from the Auto Oil programme. For about 10 years, global regulated emissions (CO, HC, NO_x and PM) of road transport are decreasing and this will continue due to the renewal of the car fleet that has to meet more stringent emission standards. Contrary to regulated emissions, the global emission of CO_2 by road transport increases, see also Figure 1.

The EU strategy to reduce the CO_2 emission of new passenger cars has the objective to support the technological evolution and related market introduction of energy efficient cars. The aim is to reach – by 2010 at the latest – an average CO_2 emission figure of 120 g/km for all new passenger cars marketed in the Union. This objective is to be achieved by following instruments: a voluntary agreement with the automobile manufacturers and market oriented measures: a fiscal framework and consumer information on the specific fuel consumption and CO_2 emission of passenger cars (COM(95)689 final).

To monitor the effectiveness of the EU strategy, the average specific CO_2 emission of new registered passenger cars has to be reported in a standard reporting format by the member states to the EC yearly. In this paper, the quality of the Belgian reporting is looked into. The evolution of the average specific CO_2 emissions from 2000 to 2002 is analysed to investigate the achievability of the EU policy target.

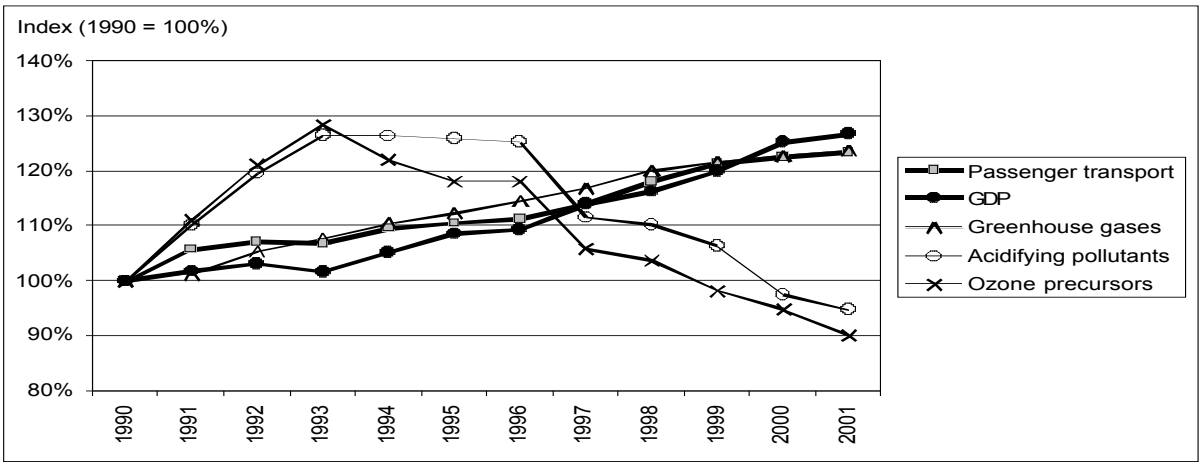


Figure 1: evolution of passenger transport compared to the growth of gross domestic product and evolution of passenger transport related emissions for Flanders, Belgium (1990-2001)

1 – EU strategy

The main pillar of the EU strategy to reduce CO_2 emissions of new passenger cars is the voluntary agreement between the EC and the automotive industry to improve fuel economy of new passenger cars. The first objective is to reduce the average specific CO_2 emission with 25% in 2008 compared to 1995, i.e. an average specific CO_2 emission from 186 g/km in 1995 to 140 g/km in 2008, an average annual reduction of 1.65%. The second objective is to introduce cars on the market by 2000 that emit less then 120 g/km CO_2. The third one is to evaluate the evolution in 2003 and increase the reduction with the target of an average specific CO_2 emission of 120 g/km by 2012.

The second pillar to support the market introduction of fuel efficient cars is the consumer information on fuel consumption and CO_2 emission of new passenger cars. At the points of sale, each displayed car has to carry a label with information on fuel consumption and CO_2 emission. A booklet with the fuel consumption of all cars sold on the market has to be published yearly by the member states and the insertion of fuel consumption information in advertisement material is compulsory. In the majority of EU member states, the directive on consumer information is implemented in national legislation at present (Directive 1999/94/EC).

The third pillar to support the market introduction is the fiscal framework to support energy efficient cars. This framework is an advisory communication to the member states on the best practices for fiscal measures. A direct link between the car tax and the CO_2 emission is most effective to support the sales of most fuel efficient cars (COM(2002) 431).

The objective of the first pillar, the commitment with the automobile industry, has to be reached without calculating the effects of the second and third pillar. The EC published Decision 1753/2000/EC that has the objective to monitor the effectiveness of the agreement with the automotive industry. The implementation and possible impact of the consumer information has to be reported by the member states in december 2003. It is unclear how the effect on the CO_2 emission reduction of the second and third pillar of the strategy will be measured, although it is essential if the EC wants to have a specific monitoring of the effectiveness of the first pillar.

2 – Monitoring process

To monitor the evolution, the EC published the monitoring Decision 1753/2000/EC that obliges the member states to make a yearly report on the average specific CO_2 emissions of newly registered passenger cars. The calculation of the specific CO_2 emission has to be based on vehicle specific data.

This implies that the highest level of detail has to be used: a car of a specific make, model, variant can have different versions with different technical characteristics (eg. power, automatic transmission, weight) thus have a different CO_2 emission.

Only three member states managed to deliver the first report on the new car registrations of year 2000 due to problems with data collection. For the analysis of the new car registrations of 2001 to be reported in 2002, thirteen member states delivered the report to the EC. The official reporting by the member states for the registrations of 2001 were compared with the reporting that was done by the automobile associations, the only data source the EC could rely on before 2001.

The difference between the reported specific CO_2 emission for 2001 by the automobile associations and the member states is 1.1% on average, with national larger error bands. The member states report a higher specific CO_2 emission compared to the automobile associations.

Vito made a monitoring report on behalf of the Flemish Administration of the average specific CO_2 emission from 2000 to 2002 of new registered cars in Belgium. The report is more elaborated then the official reporting following Decision 1753/2000/EC because it analyses other characteristics such as displacement, power, weight, market segment, introduction of alternative motor fuels. For the new registrations of 2000-2001, data from the Belgian automobile association were used to make the analysis. The Belgian competent authority for car registrations did not dispose of an electronical database of new registered cars including technical characteristics before the end of 2001 (Cornelis et al., 2002).

The main problem with the registration database from the automobile association is the aggregation of registrations with a loss of necessary detail. The registrations are aggregated for a specific make, model, variant (eg. VW Golf 1.9 TDI) but not for a specific version (eg. VW Golf 1.9 TDI 74 kW or 110 kW) that have a different specific CO_2 emission. For gasoline cars, each variant has on average 4 different versions, the average difference of CO_2 emission between the basic version and the other versions is 5%. Diesel cars have on average 2 versions per variant, the difference between the basic and other versions is 9%. The calculation of the specific CO_2 emission of the new registered car fleet had to be based on assumptions on the share of the basic version compared to other versions.

Since the end of 2001, car importers have to send the technical parameters, including specific CO_2 emission, of every sold car to the registration agency of the federal administration of mobility and transport. The completeness of the data was poor in the beginning of 2002 and increased by the end of 2002. Extrapolation techniques had to be used to make the data from the Belgian registration agency suitable for the analysis of the specific CO_2 emission. The evolution of the share of the registrations that had complete CO_2 data is shown in Figure 2 (Cornelis et al., 2003).

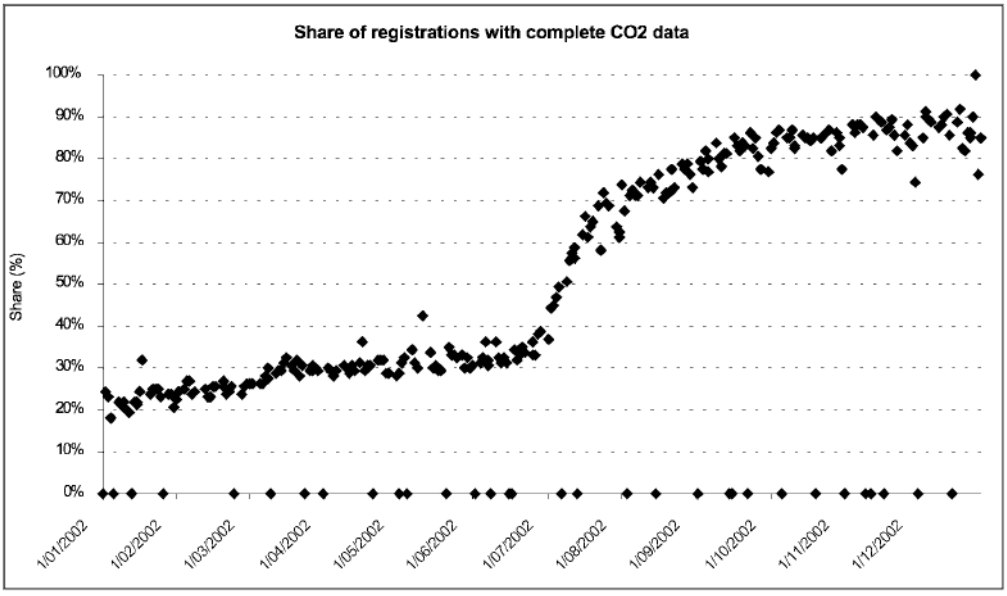


Figure 2: evolution of share of registrations in 2002 with complete CO_2 data

The different organisations that calculated the specific CO_2 emission of new cars registered in Belgium come to different results for the specific CO2 emission of new car registrations in Belgium. Table 1 gives an overview of the results from the different calculation methodologies and sources.

Specific CO_2 [g/km]	**2000**	**2001**	**2002**
EC report – automobile associations data	163	161	
EC report – member states data		164	
VITO report – automobile associations data	171	169	167
VITO report – registration agency data			160

Table 1: specific CO_2 emission newly registered passenger cars in Belgium from different data sources

From the results of the calculation of the specific CO_2 emission for new car registrations in Belgium can be concluded that there is an average uncertainty of 4% between the different methods and data sources. The automobile associations data are uncertain due to assumptions on the version specific CO_2 emission. The data from the registration administration are uncertain due to incompleteness of the data. A closer follow up of the different calculation methods will be necessary to see if the quality of reporting is improving and to see if the average CO_2 reduction trend is comparable following different methodologies and data sources.

3 – Technological evolution new passenger cars in Belgium

Table 2 presents an overview of the evolution of the main technical characteristics of the average new registered car in Belgium.

	Unit	2000	2001	2002	01/00 [%]	02/01 [%]	02/00 [%]
CO_2 emission	g/km	171	169	167	- 1,2	-1,2	- 2,6
Fuel consumption	l/100km	6,5	6,4	6,3	- 1,7	-1,5	- 3,2
Gasoline/Diesel	% / %	45 / 55	38 / 62	37 / 63			
Cilinder capacity	cm^3	1 735	1 763	1 739	+ 1,6	-1,4	+ 0,2
Weight	kg	1 253	1 270	1 211	+ 1,4	-4,6	- 3,4
Power	kW	70,4	71,1	73,7	+ 1,0	+ 3,7	+ 4,7
Gasoline							
CO_2 emission	g/km	183	183	178	*~ 0*	- 2,9	- 3,0
Fuel consumption	l/100km	7,22	7,21	7,00			
Cilinder capacity	cm3	1 489	1 500	1 455	+ 0,7	- 3,0	- 2,3
Weight	kg	1 115	1 123	1 044	+ 0,7	- 7,0	- 6,4
Power	kW	68,2	69,0	67,9	+ 1,2	- 1,6	- 0,4
Diesel							
CO_2 emission	g/km	161	160	160	- 0,5	- 0,1	- 0,7
Fuel consumption	l/100km	5,91	5,88	5,87			
Cilinder capacity	cm3	1 934	1 926	1 903	- 0,4	- 0,7	- 1,6
Weight	kg	1 364	1 362	1 307	*~ 0*	- 4,0	- 4,2
Power	kW	72,2	72,4	77,1	+ 0,3	+ 6,5	+ 6,8

Table 2: evolution of technical characteristics of average new registered cars in Belgium

Following important conclusions for the Belgian market can be drawn:

- The annual average reduction of CO_2 is constant from 2000 to 2002. The average gasoline car achieved the highest CO_2 reduction. The weight decrease of the gasoline vehicle plays an important role in this reduction. Same evolution happened with the average registered diesel vehicle, but the technological improvement has been used to increase the maximum power. In 2001, a part of the reduction was due to the further dieselification of the new car fleet. In 2002, the share of diesel cars in the total new cars sold was constant;
- The share of cars with alternative fuels or technologies is negligible from 2000 to 2002 in Belgium;
- A further analysis in the future is necessary to evaluate if the evolution are temporary market movements or a sustainable trend towards a market for more fuel efficient passenger cars.

4 – Monitoring the agreement with the car industry

One objective of the agreement is to introduce cars on the market that emit less then 120 g/km CO_2. In Table 3, the market share of cars with a CO_2 emission below 140 g/km and below 120 g/km for the Belgian market is shown, from which can be concluded that this objective is achieved.

The evolution of the average CO_2 emission for the EU and Belgium is shown in Figure 3. On the figure, the objectives of the agreement with the car industry are indicated as well : the intermediate target between 165-170 g/km for 2003, the target value of 140 g/km in 2008 and the possible further reduction to 120 g/km by 2012. The data source is the report of the EC based on automobile associations' data (SEC(2002)1338) The calculations for Belgium following the Vito methodology are shown as well.

	2000		2001		2002	
≤ 120 g CO_2/km	548	0,1 %	3 832	0,9 %	15 960	3,9 %
120 - 140 g CO_2/km	36 382	8,5 %	38 444	9,3 %	37 081	9,1 %

Table 3: market share of low emitting CO_2 cars in Belgium

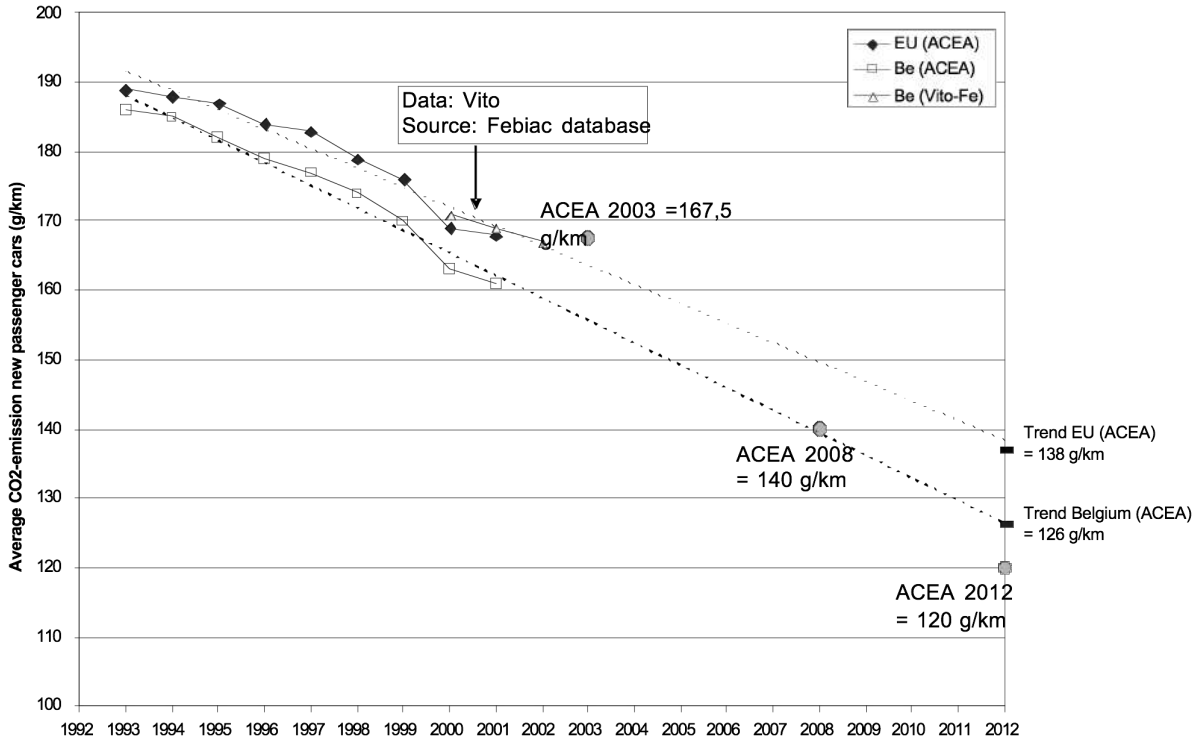


Figure 3: evolution 1992-2001 of specific CO_2 emission in the EU and Belgium

Since 1992 an annual average CO_2-reduction is achieved of 1.4% in the EU. The substantial reduction in 2000 compared to 1999 (-4%) is not repeated in 2001. When the linear extrapolation of the trend is made to 2012, it can be concluded that the intermediate target for 2003 is feasible. To achieve the target for 2008, the annual reduction will have to increase. When the reduction stays constant, the average specific CO_2 emission will be 7% higher then the target in 2008 and even 15% higher in 2012.

In the official reporting of the automobile associations on the status of the voluntary agreement, the feasibility of the targets is not questioned. The probable achievement of the intermediate target in 2003 proves that the technological evolution is on schedule. The automobile associations claim that the necessary increase of the reduction of the specific CO_2 will be achieved by the introduction of alternative motor fuels in the second half of the decade. An important warning to the EC is that certain measures can have a counter effect on the reduction of the CO_2 emission. Market trends, like increased safety equipment or air-conditioning, increase CO_2 emissions. The most important warning from the automotive industry is that the introduction of CO_2-related vehicle taxation may disturb the market to that extent that the agreement will not be feasible anymore.

Conclusion

The EU has set up a strategy to reduce the CO_2 emission of new passenger cars. The main pillar of the strategy is the agreement with the automotive industry in which the commitment is made that technical improvements will reduce the average CO_2 emission of a new passenger car with 25% in 2008 compared to 1995.

To monitor the effectiveness of the strategy, and more precise this first pillar, EU member states have to deliver a yearly report on the evolution of the CO_2 emission. For the new car registrations of

2001, most member states could deliver their first report which allowed the EC to make the comparison with the data provided by the automobile associations. For the monitoring process in Belgium can be concluded that there are substantial differences in the different data sources and that the data from the registration administration only at the end of 2002 reached the necessary level of completeness to calculate the specific CO_2 emission of new registered cars. A close follow up of the process is necessary to see if the quality of the different data sources improves.

For Belgium, the annual reduction of CO_2 is mainly achieved by the technological evolution of gasoline cars and the increasing share of diesel cars. Technological improvements to diesel cars are used to increase power. A closer monitoring of the future evolution is essential to see if these are temporary market changes or a steady trend to a more fuel efficient car fleet.

When the extrapolation of the average reduction of the CO_2 emission of new cars registered in the EU is made to 2008, the feasibility of the target of the automobile associations is doubtful. The market introduction of low CO_2 motor fuels and technologies will be essential. Supporting measures will be essential. The implementation of the third pillar of the EU strategy, fiscal measures, could support their introduction.

Acknowledgments

The authors wish to thank the Flemish administration of Energy for the funding of the CO_2-monitoring project.

References

COM(95)689 final (1995). Communication from the Commission to the Council and the European Parliament - A community strategy to reduce CO2 emissions from passenger cars and improve fuel economy. Brussels, Belgium, 12 p.

Decision 1753/2000/EC of the European Parliament and of the Council of 22 June 2000 establishing a scheme to monitor the average specific emissions of CO2 from new passenger cars (2000). Brussels, Belgium, 13 p.

Directive 1999/94/EC of the European Parliament and of the Council of 13 December 1999 relating to the availability of consumer information on fuel economy and CO2 emissions in respect of the marketing of new passenger cars (1999). Brussels, Belgium, 8 p.

COM(2002) 431 final (2002). Communication from the Commission to the Council and the European Parliament: taxation of passengers cars in the European Union: options for action at national and Community levels. Brussels, Belgium, 22 p.

European Commission's DG for Environment (2002). Fiscal measures to reduce CO2 emissions form new passenger cars. Final Report. A study contract undertaken by COWI A/S. Brussels, Belgium,

Cornelis E., De Vlieger I., Govaerts L. (2002) CO_2-monitoring new passenger cars: analysis 2000-2001 (in dutch). Vito report 2002/ETE/R/018. Mol, Belgium, 39 p.

Cornelis E., De Vlieger I., Govaerts L. (2003) CO_2-monitoring new passenger cars: analysis 2002 (in dutch). Vito report 2003/ETE/R/draft. Mol, Belgium, 31 p.

De Vlieger I., Cornelis E. (2002) Traffic and Transport, Chapter 1.5 of MIRA-T 2002. Report on the Environment and Nature in Flanders: themes (in Dutch, English summary available), VMM, Mechelen, Belgium, p 87-96.

SEC (2002)1338 (2002). Commission Staff Working Paper. Monitoring of ACEA's commitment on CO2 emission reduction from passenger cars (2001). Brussels, 78 p.

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport"*, Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 27-34

Environmental impact of ship traffic

Carlo Trozzi
Techne consulting srl, Via G. Ricci Curbastro, 34 - I00153 Roma, Italy
email: carlo.trozzi@techneit.com

Abstract
In the last years the growing environmental and sanitary impact of road transport and the connected growing costs has gave new impulse to ship transport. Ships activities grow, while reduces the global impact of transport, cause new environmental problems, particularly in port areas.
In the paper the need for a global approach to port environment in the frame of sustainable development was introduced.
First are analyzed the sources of pollution from ships building, maintenance and dismantling, from ships activities in port and at sea, from port activity other than ships and from industrial activities in port areas with reference to air, water, soil, waste and noise.
Next specific software for rapid assessment of pollution in the different environmental media is presented and discussed. The software contains a database with emission factors in the different environmental media and tools to compute and represent emissions. Finally, diffusion and/or propagation models are reviewed.
***Keys-words**: ships, maritime transport, ports, integrated emissions inventory, dispersion models, air, water, soil, noise, wastes, wave/wash*

Introduction

In the last year a growing attention was dedicated to environmental impact from waterborne transport. It's from the first 90s that the European Communities give attention to the establishment of a balance between economical and ecological interests as the most important issue for all modes of transport, including waterborne transport (Commission of the European Communities, 1995). In ports and in navigation we encounter negative environmental impact by emissions of noise, odors, volatile organic substances, and pollution of water and soil by oil chemicals, hull paint and other hazardous material.

In the paper a complete review of the non-accidental environmental emissions from ships and of the tools to assess and minimize such negative environmental impact are analyzed. The paper not reviews accidental pollution emissions such as oil spills, carriage of chemicals, etc.

The environmental characterization of ships traffic inside and outside port areas can be performed using the methodologies of integrated emission inventories (Briggs D.J., 1993) based on sources common nomenclature (Poulamaa M., 2000).

The preparation of integrated emissions inventories allows characterizing the different role played by the various emission sources, in the different environmental media, and consequently represents a basic tool to define criteria for environmental quality management plans.

1 - Sources of emissions from ships building, maintenance and dismantling

Pollution of air

A main environmental problem from ships building and maintenance was the emissions of volatile organic compounds from metal degreasing and painting (European Environment Agency, 2002). Other environmental concerns are connected with particles.

Pollution of water

The following main sources of wastes can be recognized in ship construction, maintenance and retrofits of older vessels: grinding substances, blasting substances, anti-fouling and coatings (Hayman et al., 2000).

Wastes production

The following main sources of wastes can be recognized in ship construction, maintenance and retrofits of older vessels: metal pieces, oil contaminated waste, paint, cables, etc. (Hayman et al., 2000). Finally the problematic of ships demolition (particularly in India, Bangladesh, Pakistan and in the future probably, China, Vietnam and Philippines) is connected with the nearly complete absence of facilities for handling waste residues from the demolition process (including heavy metals, PCB, HFC's, asbestos as well as hydrocarbons) (Det Norske Veritas, 1999).

2 - Sources of emissions from ships

Pollution of air

All ships activities are responsible of air pollutants emissions and particularly: cruise, ships movement in port, ships activities in hotelling phase (lighting, heating, refrigeration, ventilation, etc.), tanker loading and unloading.

A suitable methodology for the estimate of air pollutant emissions from ships, in port environment and in navigation, has been developed in the framework of MEET Project (Methodologies for estimating air pollutant emissions from transport) under the transport RTD program of the European Commission fourth framework program (Trozzi C., Vaccaro R. 1999a; 1999b). Specific software was developed and the methodology has been applied at local and national level in the last years (Trozzi C., Vaccaro R., De Lauretis R., 2002).

The model summarize shipping activity in one cruising phase, two maneuvering phases (the first one starts when the ship's deceleration begins and ends at the docking, the second one starts with departure from the berth and ends when cruising speed has been reached), and one hotelling phase (at dockside power must be generated in order to supply the ship's lighting, heating, refrigeration, ventilation, etc.). For liquid bulk ships power requirements of the cargo pumps for tanker off-loading and of the ballast pumps for tanker loading must be also take into account.

The emissions are obtained as:

$$E = S\,(GT) \cdot t \cdot F$$

where: E, emissions, F, average emission factors, GT, gross tonnage, S(GT), daily consumption of fuel, t, days in navigation of ships.

The used emission factors and specific fuel consumptions can be found in cited literature. A lot of new important data on emission factors was published in the last year (United States Environmental Protection Agency, 2000; Cooper, 2001; 2002; Commission of the European Communities, 2002a; 2002b, Kesgin and Vardar, 2001). A new project of updating methodology and software with the new available data will be started at the end of 2003.

Pollution of water

In port and in navigation there are different sources of water pollution from ships:

- oil of bilge and motor fuel leakage from ships and gasoline and diesel oil leakage from pleasure crafts;
- accidental leakage of oil and chemical substances in loading and unloading of products;
- pollution from slop (residual of chemical products contained in the tanks and of the product used in the washing operations) either in the case in which it is treated and in the case in which it is unauthorized discharged (tanks washing close to the coast);
- leaching of antifouling paints (particularly containing organotin tributyltin) used to coat the bottoms of ships to prevent sea life such as algae and mollusks attaching themselves to the hull - thereby slowing down the ship and increasing fuel consumption;
- transfer of harmful aquatic organisms (including dormant stages of microscopic toxic aquatic organisms such as din flagellates, pathogens such as the bacterium vibrio cholera) with ballast water, used to stabilize vessels at sea (globally, IMO estimates that about 10 billion tons of ballast water is transferred each year); as ships travel faster and faster, the survival rates of species carried in ballast tanks have increased; as a result, many introductions of non-indigenous organisms in new locations have occurred, often with disastrous consequences for the local ecosystem - which may include important fish stocks or rare species;
- dumping of black (sewage) and gray (shower, sink, and galley) water.

While in air pollution evaluation there are a lot of suitable emission factors, there is no detailed information on emissions in water.

Wastes production

During ships operation a number of waste products are generated onboard the ship. Depending on trade and area the ship is operating in, the ship must collect the waste to be discharged ashore at ships call. The IMO, annexes I - V, regulations give guidance for most of the main products that is to be discharged and not dumped at sea. Ship generation of waste cannot easily be measured in the ports. Due to the rules, regulations and cost of discharging waste in the port some information will not be correct by collecting information from ports only as the ship try to save the waste and discharge it where it gives the lowest cost. A project under the transport RTD 4th program of the European Commission fourth framework program (European Commission, 1998) gives suitable waste production factors for oily waste, sewage and garbage for different ship types.

Noise generation

The major noise sources in a ship are the main propulsion machinery, the auxiliary engines, the propeller and transverse propulsion unit, and the heating, ventilation and air conditioning system (Holland & Wong, 1995; Yakamini et al.,1995).

The majority of main and auxiliary machinery is driven either by diesel engines or steam turbines. These last generate less noise than diesel engines with similar output power.

Machinery generates noise into the surrounding air and also induces vibration into any structure to which it is connected. Noise transmission can either be waterborne, airborne or structure borne. The most important noise for the port area is the airborne noise and particularly the ambient noise in outdoor areas. Other important problem is the impact of noise on marine mammals and other animals (US National Research Council, 2003).

Wave/wash generation

Increased demand for fast maritime transport in coastal waters, canals and rivers has resulted in rapid evolution of high-speed crafts. These vessels sometimes have adverse environmental impacts in shallow water due to the wake and wash effects. The surface waves generated by high speed crafts sometimes cause problems to pleasure boats, fishermen and holidaymakers. Additionally the flow induced by the passage of high-speed crafts generates erosive forces that may damage harbour

basins, navigable channels, beaches and seaside properties. The FLOWMART (Fast LOw Wash MARitime Transportation) project supported by European Commission (European Commission, 2002) aims to develop numerical simulations, model experiments and full-scale measurements about the wake and wash effects.

3 - Sources of emissions from port activities (other than ships)

Pollution of air

In port environment there are a lot of activity connected with ships activities, generating air pollution, and in particular:
- loading and unloading of petroleum products produce volatile organic compound emissions;
- dry docks (evaporative volatile organic compound emissions);
- passenger car traffic (combustion products and evaporative volatile organic compound emissions);
- heavy vehicle traffic (combustion products emission);
- railway traffic (combustion products emission);
- demolition or main modification of ships (asbestos, heavy metals, hydrocarbons, ozone depleting substances and others).

Pollution of water

In port and in its neighborhood there are different sources of water pollution:
- operations on terminals and fuel deposits (accidental discharge of oil in the sea, loss from deposit tankers and pipeline);
- dry docks operations (accidental discharge of oil and other chemicals in the sea);
- ships demolition (accidental discharge of oil and other chemicals in the sea);
- storm water runoff from port parking lots (organic compounds, fine particulate, heavy metals, etc.);
- water thermal pollution;
- water stagnation and eutrophication and anoxia risks due to weak water turnover;
- dredging and excavation of port areas with resuspending of materials and pollutants.

Pollution of soil

In port and in its neighborhood there are different sources of soil pollution:
- operations on terminals and fuel deposits (accidental discharge of oil in the soil, loss from deposit tankers and pipeline);
- spill from the bulk handling device (oil, rubber etc.) and dust spread during the handling (transports between quay and storage area);
- oil and other spillage from the vehicles dissolve the surface and may cause a homogeneous tarmac to dissolve; heat and high loads cause settlements of the surface;
- spill of chemicals from demolition of ships (see the next paragraph).

Wastes production

The following main sources of wastes can be recognized in port and in its neighborhood:
- oil terminals and fuel deposits (oily and toxic sludges);
- dry docks operations (oily and toxic sludges);

Noise generation

Sources of noise can be individuated in port areas in the following three main areas:
- passenger car and heavy vehicle (trucks) road traffic (the most important one);
- goods movement (from machinery such as quay-crane, pumps, etc.);
- rail traffic noise: rail movement in port and in surrounding areas are prevalent to low speed and of consequence the noise level is not so high, however in highly trafficked areas the problem can be relevant.

4 - Sources of emissions from industrial activities in port

The development of ports is always linked to industrial activities in order to benefit of the proximity of loading and unloading vessels and to avoid costly load breakdowns. Industrial activities are generally heavy activities such as power plants, ships building plants, iron and steel plants, non-ferrous metal industry, paper and paper pulp plants, oil refineries, chemical and petrochemical plants, airports. All the industrial activities in ports have a high potential of air, water, soil pollution and wastes and noise generation. All the sources must be evaluated in the frame of integrated emission inventory approach.

5 – General design of a tool for integrated environmental assessment

In the following a general design of an integrated tool for integrated environmental assessment of ships activities will be delineated. A general description of the system is given in Figure 4. With reference to the picture the Noise components (Noise ships and Sets noise) are planned while the other component are realized.

The pollutant diffusion evaluation will be discussed in the next chapter, in the following a description of the structure of RASP system will be reported while description of Air ships and Sets can be found in references (Trozzi et al. 1995; 1999).

The system RASP allows to realize for a port, a navigation line, or a selected area a fast multimedia emissions inventory defined as preliminary and coherent evaluation of the quantities of pollutants introduced in the different environmental media.

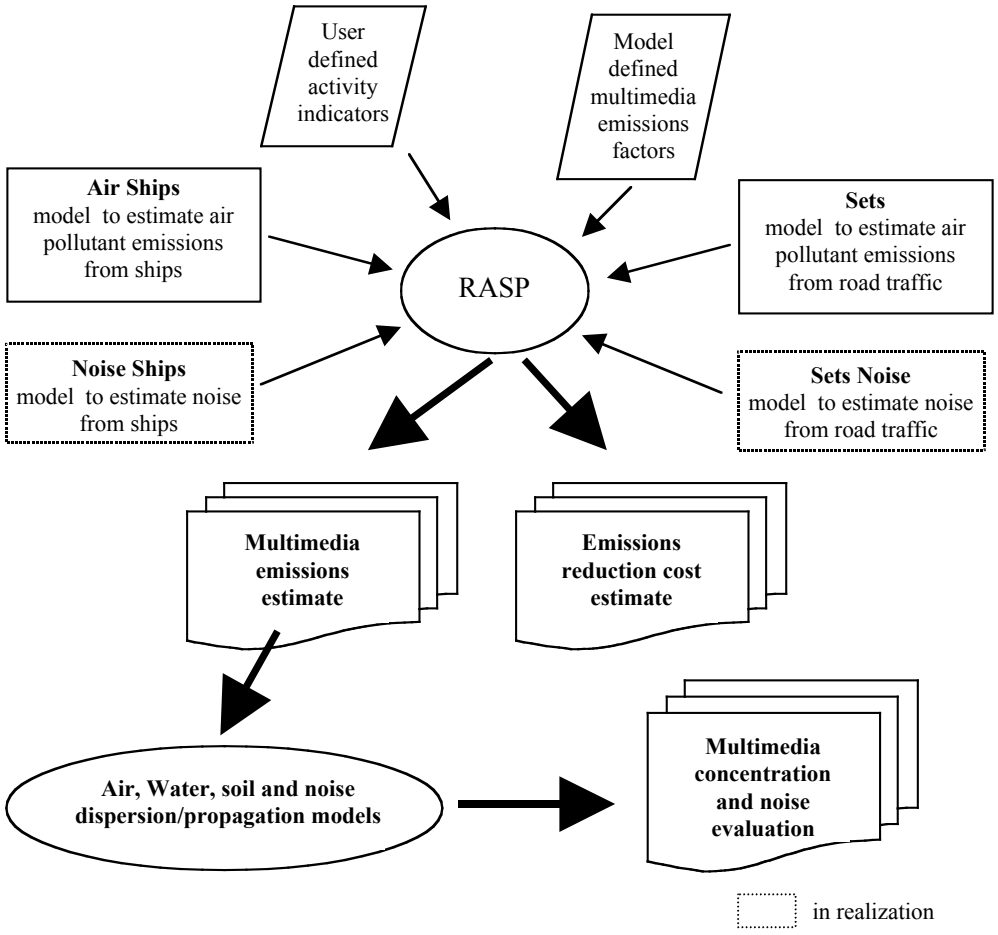


Figure 4 : Diagram software tool for integrated environmental assessment of ships activities

The system allows besides associating simple costs tied to the produced emissions. With the term emissions in the following will be identified such costs are functional to the comparison among

sceneries and must be in general used as differential cost in comparison to reference scenario.

The emissions of the single pollutant in a specific media will be valued for:
- single industrial, transport or territorial unity (industrial plant, port, transport line, urban agglomerated, etc.);
- economic activity that produces the emissions;
- fuel (only for combustion processes);
- year.

The system is structured in such way to:
- insert known emissions (measured or evaluated at the sources),
- insert known global costs
- to estimate the emissions from quantitative data on the activity taken in consideration and from opportune emission factors.

In this last case the emissions are obtained as:

$$E_{ijkm} = A_k \text{ x } F_{ijm}$$

where: i pollutant; j activity generating pollution (included fuel); k industrial, transport or territorial unit; m environmental media; E_{ijkm} emissions of the pollutant i in the media m for the industrial, transport or territorial unit k with activity j; A_{kj} is the level of activity j (for example time spent in navigation, consumption of fuels, production of the specific product, number of circulating vehicles, inhabitants' number, quantity of consumed varnish, etc.) for the industrial, transport or territorial unit k; F_{ijm} is the emission factors of pollutant i in the media m, for activity j, express in grams for unit of activity (for instance the emissions in grams hour).

With reference to the costs, the system allows to associate to every activity or unit a general cost. Such functionality is finalized in particular way to compare the costs among different simulations.

The following steps has to be followed in the RASP tool:
- definition, by the user, of the characteristics of the simulation to be execute (description, notes);
- assignment by the user, to the simulation of one or more pollutants to be considered;
- introduction, by the user, of the different involved industrial, transport or territorial unities;
- introduction, by the user, of the activity level of the unity involved;
- introduction, by the user, of possible known emissions measured or evaluated at the industrial, transport or territorial unities involved;
- evaluation, from the system, of the emissions
- evaluation, from the system, of the costs associated to the level of emissions.

5 - Pollutants diffusion evaluation

Pollution of air

Air diffusion models are available for the study of coastal area (Chang & Han, 1997) for classical industrial sites studies (United States Environmental Protection Agency, 1995), and for the study of photochemical pollution (Yamartino,et al., 1992; Scire et al. 1987, Scire et al. 1995).

Pollution of water

There are a lot of models suitable for the quantification of the phenomena of diffusion and transport of the pollutants in relation to the hydrodynamic characteristics of sea currents and wind. For example, the US EPA WASP4 Model is a flexible tool for analysis of a wide variety of pollutants, in almost any type of water body (Ambrose et al., 1988). A selection of air quality model can be founded in bibliography (World Bank Group, 1998).

Pollution of soil

Screening models, such as the US EPA Exposure Model for Soil Organic Fate and Transport – EMSOFT (United States Environmental Protection Agency, 1997), can be used to assess:

- the mass flux over time of organic chemicals due to the volatilization from contaminated soils to atmosphere;
- chemical concentrations in superficial soil layers over time.

Noise

Some semiempirical models are available to calculate airborne and structureborne noise generated from ships and particularly the Lloyd's Register method can be used (Holland & Wong, 1995). Other models are available for road traffic noise, for example the CETUR model (Centre d'Etudes des Transport Urbains, 1998), and for rail traffic noise, for example the MITHRA-FER model developed by the CSTB in collaboration with the France SNCF (Centre scientifique et technique du batiment, 1994).

Wave/wash generation

The FLOWMART project supported (European Commission, 2002) will develop practical design tools for quantifying the wake and wash effects.

Conclusions

In the paper an integrated approach to pollution from ships, other port activities and industrial activities in port is presented. The proposed methodology is useful to quantify the emissions and diffusion of pollutants in the different environmental media. Major efforts in evaluate factors to quantify emissions in water and soils appear to be necessary. A specific software environment for integrated environmental evaluation has been presented; further implementation of software is in progress.

References

Ambrose, R.B., Wool T.A., Connolly J.P. (1988) : WASP4, A Hydrodynamic and Water Quality Model EPA/600/3-87/039

Beicip-Franlab (2002) : Advice on impact of reduction in sulphur content in marine fuels marketed in the EU, contract ENV.C1/SER/2001/0063 for European Commission DG Environment

Briggs D.J. (1993): An integrated emissions inventory for Europe, Final report of feasibility study on behalf of The European Environment Agency Task Force, Institute of Environmental and Policy Analysis, University of Hudderspield, Research Report No. 93/1, 1993, 198 p

Chang J.C., Han K.J. (1997) : User's Guide for Offshore and Coastal Dispersion (OCD) model. Version 5. Earth Tech, Inc. on contract of U.S. Department of the Interior, Mineral Management Service, Gulf of Mexico OCS Region., Novembre 1997

Commission of the European Communities (1995) : Directorate General for transport, Research, Technological Development and demonstration Programme in the field of Transport, Waterborne Transport, Additional information document, December 1995, 60p

Commission of the European Communities (2002a): A European Union strategy to reduce atmospheric emissions from seagoing ships. Volume I. Communication from the commission to the European Parliament and the council. COM(2002) 595 final, 23 p

Commission of the European Communities (2002b): A European Union strategy to reduce atmospheric emissions from seagoing ships. Volume II. Proposal for a directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 1999/32/EC as regards the sulphur content of marine fuels COM(2002) 595 final 2002/0259 (COD), 31 p

Cooper D. (2001) : Exhaust emissions from high speed passenger ferries, Atm. Env., **35**(2001), 4189-4200

Cooper D. (2002): Representative emission factors for use in "Quantification of emissions from ships associated with ship movements between port in the European Community" (ENV.C.1/ETU/2001/0090) - FINAL REPORT IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd. 2002-05-31, 44 p

Council of the European Communities (1996) : Council Directive 96/61/CE concerning integrated pollution and prevention control, Official Journal of the European Communities, N. L 257/26 of 10 October 1996

Det Norske Veritas (1999): Decommissioning of ships, Environmental protection and ship demolition practices. Report No. 99-3065, Revision No. 03, 89 p

European Commission (1998) : Transport Research fourth framework programme strategic research DG VII – 99, The "EMARC" project. Marpol rules and ship generated waste, Final report for publication, March 1998, 86 p

European Commission (2002) : Land transport and marine technologies RTD activities supported under the Growth Programme. Luxembourg:Office for Official Publications of the European Communities, 2002 331 p

European Environment Agency (2002) : Joint EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook, 3rd edition October 2002 UPDATE, Technical report No 30, EEA Copenhagen, 2002

Hayman, B., Dogliani, M., Kvale, I., Fet, A.M., (2000) : Technologies for reduced environmental impact from ships - Ship building, maintenance and dismantling aspects. Proceedings of ENSUS 2000 Marine Science and Technology for Environmental Sustainability, 4-6 June 2000, Necastle, UK 2000

Holland C.G., Wong S.F. (1995) : Noise prediction and correlation with full scale measurement in ships Trans. ImarE, Vol. 107, pp. 195-207

International Maritime Organization (2000) : Study of Greenhouse Gas Emissions from Ships – issue No. 2-31 by Marintek, Det Norske Veritas, Econ Centre for Economic Analysis and Carnegie Mellon University

Kesgin, U. and Vardar, N. (2001): 'A study on exhaust gas emissions from ships in Turkish Straits', Atmospheric Environment 35, pp 1863-1870.

Poulamaa M. (2000): NOSE – Nomenclature for sources of emissions, Meeting of the Join Eurostat/EFTA Group, working group "Statistics of the Environment", sub-group "Integrated Emissions Statistics", 14-15 February 2000, 23 p

Scire J.S., Insley E.M., Yamartino R.J., Fernau M.E. (1995) : A User's Guide for the CALMET Meteorological Model. EPA-454/B-95-002, 246 p

Scire J.S., Yamartino R.J., Carmichael G.R., Chang Y.S. (1987) : CALGRID: A mesoscale photochemical grid model. Volume I: Model formulation document, June 1989, 87 p

Trozzi C., Vaccaro R. (1999a): Ships transport, in: European Commission, Transport Research fourth framework programme strategic research DG VII – 99, Meet, Methodologies for calculating transport emissions and energy consumption, European Communities 1999

Trozzi C., Vaccaro R. (1999b): Actual and future air pollutant emissions from ships. 8TH International Symposium Transport and Air Pollution, Graz, Austria, 31 May-2 June 1999

Trozzi C., Vaccaro R., De Lauretis R. (2002): Air pollutant emissions estimate from global ship traffic in port and in cruise: methodology and case study, 11th International Scientific Symposium "Transport and Air Pollution" - 19-21 June 2002 - Grazer Congress (Austria)

Trozzi C., Vaccaro R., Trobbiani R., Di Giovandomenico P., Piscitello E. (1999) : Air Ships: Computer model for air pollutant emissions estimates in port and in navigation In: Bruzzone A.G., Merkuriev Y.A., Mosca R., The International Workshop on Harbour, Maritime & Industrial Logistics Modelling and Simulation – HMS – September 16-18, 1999 Genoa, Italy, pagg. 243-248

Trozzi C., Vaccaro R., Di Giovandomenico P., Crocetti S. : SETS - Estimate of air pollutants emissions from road traffic In: Proceeding of the 4th international software exhibition for environmental science and engineering, Como, Italy, 2-3 March 1995. pagg. 221-226

United States Environmental Protection Agency (1995) : User's Guide for the Industrial Source Complex (ISC3) Dispersion Models. Volume II – Description of Model Algorithms, Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, NC. September 1995, 99 p

United States Environmental Protection Agency (2000): Analysis of Commercial Marine Vessels Emissions and Fuel Consumption Data U.S. Environmental Protection Agency, Office of Transportation and Air Quality, EPA420-R-00-002, February 2000, 158 p

US National Research Council (2003) : Ocean noise and marine mammals, The national academy press, Washington US, 2003, 187 p

World Bank Group (1998), Water Quality Models in Pollution Prevention and Abatement Handbook, pp. 101-107

Yakamini R., Chang S.C., Smith K.S. (1995) Noise generation in marine motors Trans. ImarE, Vol. 107, pp. 195-207

Yamartino, R.J., J.S. Scire, S.R. Hanna, G.R. Carmichael, Y.S. Chang, (1992) : The CALGRID mesoscale photochemical grid model - I. Model Formulation, Atmospheric Environment, 26A, 1493-1512

United States Environmental Protection Agency (1997), EMSOFT: Exposure Model for Soil-Organic Fate and Transport User's Guide, EPA/600/C-97/001, 105 p

Centre d'Etudes des Transport Urbains [CETUR] (1998) : Guide du bruit des transport terrestres – Prevision de niveaux sonores, Ministere de l'Environment de la Republique Francaise, Ministere des Transports, 1980

Centre scientifique et technique du batiment (1994) : Logiciel Mithra-Fer version 2.1 Manuel technique, Grenoble, France

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport"*, Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 35-42

Choix logistiques et consommation d'énergie

Christophe Rizet
Inrets-Dest, 2 av. Malleret-Joinville, 94110 Arcueil, France - email : rizet@inrets.fr

Résumé
Pour analyser l'influence de l'organisation logistique sur l'énergie consommée dans le transport de fret, on utilise les données de deux enquêtes auprès des chargeurs et opérateurs de transport qui décrivent les caractéristiques des envois et les principales caractéristiques logistiques des chargeurs. L'énergie consommée par envoi est estimée en 'gramme d'équivalent pétrole par tonne kilomètre' (gep/tkm), puis ces consommations unitaires sont croisées avec les variables caractéristiques des comportements logistiques. Cette recherche a également permis d'adapter ce type d'enquêtes à la connaissance de l'énergie consommée en transport des marchandises.
Mots-clefs : *transport de marchandises, consommation d'énergie, logistique.*

Abstract
Avignon 2003: the logistical choices of companies and energy consumption.
The research presented here aims at analysing the relationship between the energy consumed and the logistical organization of companies, with two objectives : improving the existing data collection system and illustrating the potential of this type of analysis.
Shipper surveys describe the characteristics of freight journeys, in particular the different legs in the transport chain, and also the characteristics of the shippers who send the consignments in question. To improve these surveys, we completed the questionnaires with a few questions that allowed us to better define energy consumption. The next national survey, which began in 2003, therefore benefited from this adaptation.
Using data from two test shipper surveys we have estimated the lacking data and computed the energy consumption of each vehicle on each leg and then assigned this to the shipment in question, on the basis of the proportion of the whole load which it represents. The resulting energy consumption for a consignment has then been summed for the different legs in the transport chain and then divided by the number of tonne-kilometres the consignment accounts for in order to obtain the unitary consumption, measured in 'grams of oil equivalent per tonne-kilometre' (goe/tkm).
The resulting database first of all allows us to compute the average unitary consumption of the principal types of transport chain (exclusively road transport, rail-road combined transport, sea or air transport with road end-legs) and also to analyse the influence of logistical choices made by firms on relate energy consumption, by combining unitary consumption with the characteristic variables of these logistical choices.
Keys-words: *transport of goods, energy consumption, logistics.*

1 - Objectifs

Les déterminants de la demande de transport exprimée en véhicules kilomètres ainsi que leurs conséquences en terme d'énergie et de nuisances sont méconnus, notamment pour les marchandises, alors qu'une intervention efficace en vue de réduire les incidences du transport de fret nécessite une connaissance approfondie des facteurs de décision des choix logistiques des entreprises. La recherche dont les résultats sont présentés ici (Rizet & Keita 2002) a bénéficié d'un financement de l'ADEME.

Dans l'analyse de l'influence des comportements logistiques des entreprises sur la consommation énergétique pour le transport de leurs marchandises, cette recherche constitue un premier pas et porte en priorité sur le recueil des données. Les deux objectifs visés ici sont d'une part de tester les possibilités offertes par les enquêtes auprès des chargeurs pour analyser la dépense d'énergie en relation avec le comportement des entreprises et, d'autre part à améliorer la méthode de ces enquête, avant le démarrage d'une nouvelle enquête France entière en 2003.

2 - Méthode

Pour tenter de quantifier ces influences des pratiques logistiques sur l'énergie consommée en transport de marchandise, nous avons estimé l'énergie consommée par un échantillon d'envois que nous croisons ensuite avec les caractéristiques de l'organisation logistique de l'établissement chargeur qui a émis cet envoi. Nous avons utilisé pour cela les résultats de deux enquêtes tests auprès de chargeurs réalisées en 1998 et 99, et nous avons complété ces données par des estimations.

Les données utilisées

Les enquêtes auprès des chargeurs, décrivent simultanément des envois, sous forme de chaînes de transport, ainsi que les principales caractéristiques des chargeurs qui émettent ces envois. Pour améliorer la méthode de ce type d'enquête, en vue de son renouvellement en 2003, deux enquêtes tests ont été réalisées en 1998-99, chacune portant sur un peu plus de 200 établissements et de 600 expéditions. La première, a été réalisée en région Nord Pas de Calais (Guilbault & al., 2000) et la seconde, dans le cadre d'un projet européen (Mystic) portait sur trois régions françaises et uniquement sur les chaînes de transport international (Rizet & al, 2001). Ces enquêtes permettent de quantifier différentes facettes de la demande de transport (les envois) et de relier cette demande aux principales caractéristiques logistiques des établissements chargeurs ; elles n'ont pas été conçues pour traiter des consommations d'énergie mais elles permettent de connaître les conditions précises du transport, qu'il s'agisse des trajets empruntés, des opérations de consolidation et de prestations logistiques ou des types de véhicules utilisés ; elles nous ont donc permis d'estimer l'énergie consommée pour le transport de chaque envoi. Toutefois il a fallu 'enrichir' ces données, en estimant certaines de variables, en particulier les distances. La méthode d'estimation des distances est présentée ci-dessous.

Calcul des distances par trajet et par envoi

Deux types de distances sont calculées à partir des communes d'origine et de destination : une distance 'à vol d'oiseau' entre ces communes et une distance 'parcourue', tenant compte du réseau de transport. Pour l'envoi, la distance parcourue est la somme des distances parcourues à chaque trajet, alors que la distance à vol d'oiseau est calculée entre l'origine du premier trajet et la destination du dernier trajet.

Pour les trajets routiers, l'allongement moyen de la distance 'parcourue' par rapport à la distance à vol d'oiseau a été estimé en comparant, sur une centaine de relations, les distances à vol d'oiseau et routières. La régression linéaire donne les coefficients suivant : distance routière = 1,2147 x distance vol d'oiseau + 6 ,4329 (R2 = 0,98). Les distances de navigation des trajets fluviaux, peu nombreux dans nos observations, ont été retrouvées à partir d'une description du réseau des vois navigables. Les distances maritimes et aériennes sont des distances de port à port ou aéroport à aéroport, converties des miles nautiques en kilomètres. Enfin les distances ferroviaires, en faible nombre, ont été estimées à partir d'une description du réseau ferroviaire européen donnant notamment les distances entre les principaux nœuds.

La figure 1 compare, par chaîne de transport, les distances parcourues avec les distances à vol d'oiseau. Chaque envoi y est figuré par un point dont l'abscisse est la distance à vol d'oiseau et l'ordonnée la distance réellement parcourue. Pour une meilleure lisibilité, les axes sont en échelle logarithmique. La grande majorité des observations sont routières et, lorsque la chaîne comporte un seul trajet, la distance parcourue (en ordonnée) est une fonction linéaire de la distance à vol d'oiseau, dont l'ordonnée à l'origine se situe à 6,5 km. Pour les autres modes, on vérifie que les

distances parcourues sont toujours supérieures ou égales aux distances à vol d'oiseau ; elles peuvent être très supérieures pour la voie d'eau ou la voie maritime. D'autre part, lorsque la chaîne comporte plusieurs trajets, le point de transbordement se situe rarement sur la ligne droite reliant l'origine à la destination finale, rallongeant d'autant la distance parcourue.

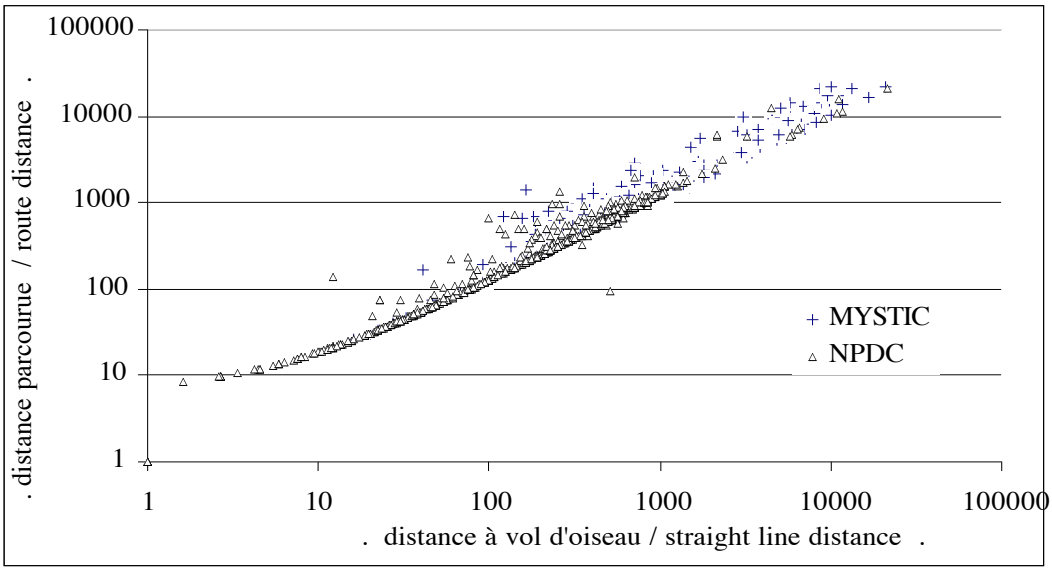


Figure 1 : distances à vol d'oiseau et distance parcourues par chaîne de transport
Figure 1: comparison between straight line distances and route distance for transport chains

Calcul des consommations d'énergie

L'énergie dépensée pour le transport d'un envoi a été estimée en quatre étapes.

- Des fonctions de consommation ont été estimées par type de véhicules, en litre de carburant au 100 km selon le poids total (poids à vide plus poids du chargement), à partir de la littérature, en particulier les travaux du projet européen MEET. Pour la route nous avons utilisé les relations données par Roumegoux (1995).

- L'énergie dépensée par le véhicule routier sur un trajet a été calculée en fonction du poids total du véhicule, de la distance et d'un taux de retour à vide estimé par type de véhicule et régime de transport d'après les résultats de l'enquête nationale sur les transports routiers de marchandises.

- Nous avons ensuite affecté à l'envoi une part de carburant proportionnelle à la part de son poids dans le poids de l'ensemble du chargement.

- Enfin les consommations d'un même envoi ont été sommées sur les différents trajets qui composent la chaîne de transport.

Cette méthode n'a pu être appliquée que pour les trajets routiers ; pour les autres modes, qui sont faiblement représentés dans nos échantillons, nous n'avons pas pu mener ces estimations par faute d'information en particulier sur le poids du chargement. Nous avons appliqué des consommations moyennes par tkm selon le mode de transport dont les valeurs nous ont été fournies par l'ADEME.

3 Résultats

Outre l'amélioration de l'enquête qui permettra une meilleure prise en compte des consommation d'énergie dans les nouvelles enquêtes, deux types de résultats seront présentés ici : les consommation unitaires moyennes par type de trajet ou de chaînes, qui permettent de comparer les consommations en tenant compte de l'usage réel des modes de transports et l'influence de certains comportements logistiques sur les consommations d'énergie.

Consommations unitaires moyennes, par trajet et par chaîne

Nous appelons consommation unitaire d'un envoi l'énergie consommée pour le transport de cet envoi, en gramme d'équivalent pétrole, rapporté au tonnage kilométrique de cet envoi (gep/tkm). Les consommations unitaires moyennes sont pondérées par le tonnage kilométrique de l'envoi : il s'agit donc bien ici d'une consommation moyenne au sens du total des consommations affectées aux envois, divisé par le total des tkm de ces envois. Ces moyennes peuvent être calculées sur la chaîne de transport ou par trajet, avant sommation de l'énergie consommée sur les différents trajets. Pour chaque type d'analyse, les résultats sont présentés séparément pour les deux enquêtes dont nous avons utilisé les données.

Variation des consommations unitaires par envoi

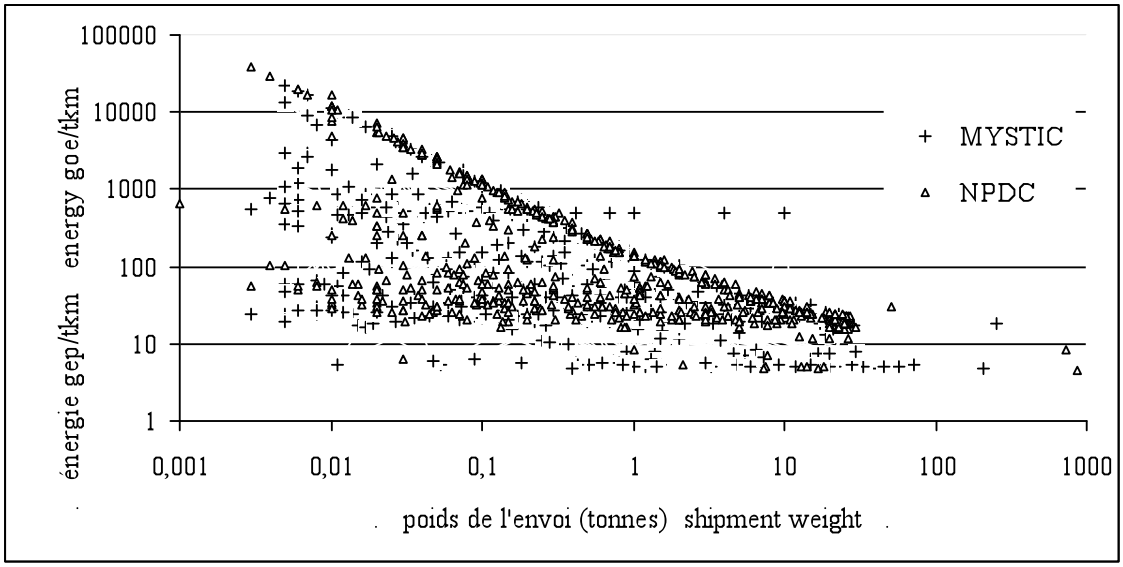


Figure 2 : Consommations unitaires d'énergie selon le poids de l'envoi.
Figure 2 : Unitary energy consumptions according to consignment weight.

La figure 2 place les envois selon leurs consommations unitaires (en ordonnée) et leur poids (en abscisse). Les envois de poids importants ont tous une consommation unitaire faible, de l'ordre de 20 gep/tkm pour plus de vingt tonnes ; quand le poids diminue la consommation unitaire est plus variable et en moyenne plus élevée.

Pour les trajets routiers, les consommations unitaires sont extrêmement variables : de 20 à plus de 100 000 gep/tkm ; c'est principalement le taux de remplissage du véhicule (rapport entre le poids du chargement et la capacité du véhicule) qui explique cette dispersion des consommations unitaires. Cette variabilité constatée dans les consommations unitaires des trajets routiers entraîne une très grande imprécision dans le calcul des consommations moyennes par type d'envoi. Pour les trajets sur les autres modes, nos données très simplificatrices ne rendent pas compte de cette variabilité, qui existe certainement dans la réalité.

	Nombre d' observations		Distance / trajet		Tonnes / envoi		Consom. en Gep / tkm	
Régime de transport	NPDC	Mystic	NPDC	Mystic	NPDC	Mystic	NPDC	Mystic
Compte propre	160	65	74	235	3.35	3.18	34	36
Compte d'autrui	811	1137	262	747	6.41	2.88	28	30
Ensemble des trajets routiers	971	1202	231	689	5.91	2.90	30	30

Tableau 1 : Caractéristiques moyennes et consommations routières unitaires selon le régime.
Table 1 : Average characteristics and unitary consumptions for road transport.

Consommations moyennes des trajets routiers

Sur l'ensemble des trajets routiers, les consommations moyennes présentées dans le tableau 1 sont proches dans les deux enquêtes, malgré des échantillons sensiblement différents : 34 à 36 gep/tkm en compte propre, 28 à 30 en compte d'autrui, soit 30 gep/tkm pour l'ensemble de la route. Dans les deux enquêtes le transport routier pour compte propre consomme nettement plus que le compte d'autrui : 20 et 21 % de plus, respectivement dans Mystic et NPDC.

Consommations moyennes par type de chaînes

Sur l'ensemble des chaînes de transport, du fait de la pondération, les parcours terminaux pèsent relativement peux dans la consommation unitaire : on retrouve des valeurs moyennes proches de 30 gep/tkm pour les chaînes entièrement routières et, pour les autres modes, des valeurs proches des consommations unitaires fournies par l'ADEME pour le mode principal : proches de 500 gep/tkm pour les chaînes aériennes, 5 pour le maritime, 13 pour le fluvial, 8 à 16 pour le ferroviaire (selon l'importance des trains complets) et 10 à 12 pour le transport combiné fer route.

Les consommations unitaires sont rapportées au tonnage kilométrique, selon la distance parcourue par l'envoi sur les réseaux de transport. Nous les avons aussi rapporté au tonnage kilométrique à vol d'oiseau (gep/tkmVO) afin d'apprécier l'influence des détours que parcourent les envois, soit du fait des réseaux, soit pour être regroupés, en passant par exemple par une plate-forme, ce qui implique généralement un détour par rapport à l'origine et à la destination finale de l'envoi. La comparaison entre les consommations unitaires selon ces deux types de distances (à vol d'oiseau et sur les réseaux), permet de rendre compte de la 'surconsommation' liée à l'allongement des distances, du fait des réseaux ou du fait des transbordements. Pour les chaînes routières, ce rallongement et la surconsommation unitaire qui en résulte sont de 29 % ; parmi les chaînes en compte d'autrui, on vérifie que cette surconsommation est plus important pour les chaînes à trajets multiples (44 et 54 % respectivement pour NPDC et Mystic) que pour les chaînes à trajet unique (21 et 26 %).

Influence des choix logistiques sur la consommation d'énergie

Deux tendances fortes sont présentée ici, afin d'illustrer les possibilités de cette approche : le groupage des envois et la politique de Juste à Temps.

Influence du groupage

Pour apprécier l'influence du groupage des envois dans un même chargement (massification des flux), nous avons commencé par comparer les consommations unitaires moyennes des envois qui ont fait l'objet d'un groupage à celle des envois qui n'ont pas été groupés. En se limitant aux envois routiers, plus homogènes, on observe dans l'un et l'autre des échantillons, que les envois groupés consomment nettement plus que les envois non groupés. Ceci s'explique par le fait que les envois qui font l'objet d'un groupage ont un poids moyen très faible et, une fois regroupés, arrivent à un poids de chargement qui reste inférieur au poids des envois qui ne font pas l'objet de groupage. Pour simuler l'influence du groupage sur les consommations unitaires de carburant, nous avons calculé d'une part ce qu'auraient consommé les envois que nous avons observés avec groupage, s'ils avaient été transportés seuls (sans changement de poids) et, d'autre part, l'allongement des distances qu'induit le groupage.

	NPDC	Mystic
Effet poids du chargement	4,26	3,92
Effet distance	1,17	1,07
Effet total du groupage	3,64	3,66

Tableau 2 : Influence du groupage sur les consommations unitaires (effets poids et distance)
Table 2: Influence of grouping on unitary consumption(weight and distance effects)

Ainsi l'effet moyen du groupage sur les deux échantillons observés serait de diviser la consommation d'énergie par un facteur légèrement inférieur à 4, qui résulte de la combinaison entre une très faible augmentation de consommation liée à l'allongement des distances et une réduction de consommation plus importante liée à l'augmentation du poids du chargement et. A l'opposé, nous

avons pu mettre en évidence une influence favorable de l'organisation en livraisons directes sur la réduction de la consommation d'énergie.

Influence du Juste à Temps

Pour la pratique de Juste A Temps, nous avons décelé des indices d'une influence sur la consommation d'énergie mais la faible précision des estimateurs, comte tenu de la taille des échantillons, ne permet pas de quantifier cette influence sur la consommation d'énergie ni même de l'affirmer. Pour approcher cette notion de JAT, nous avons retenu une question de l'enquête qui porte sur le délai de livraison demandé par le client.

	NPDC				Mystic			
Délai de livraison	Nb d'obs.	Poids moyen	Consom. unitaire		Nb d'obs.	Poids moyen	Consom. unitaire	
			moyen.	Interval.			moyen.	Interval.
Au plus 1 semaine	199	2.7	43	0 - 1108	81	3,2	50	0 - 1424
De 2 à 3 semaines	64	3,0	19	0 - 1842	82	1,3	68	0 - 2263
> 3 semaines	31	69	8,8	0 - 5060	113	5,8	25	0 - 3072
Ensemble	294	9,9	10	0 - 992	276	3,7	26	0 - 1510

Tableau 3 : consommations unitaires (Gep/tkmVO) selon le délai maximal demandé
Table 3 : unitary consumption (Goe/tkmSL) according to the maximum delivery time

Le poids moyen des envois est plus faible lorsque le délai est court et, d'autre part, comme on le constate sur le tableau ci-dessus, les consommations unitaires moyennes semblent suivre la même tendance. Toutefois, la précision des estimateurs de consommations moyenne selon le délai de livraison est si faible qu'il n'est pas possible de conclure sur ce point.

Conclusion et perspectives de recherches

Les traitements opérés permettent, de comparer les consommations d'énergie selon les caractéristiques logistiques de l'envoi. Toutefois, la faiblesse des échantillons sur lesquels nous avons travaillé et l'absence de certaines informations capitales, invitent à la prudence dans l'interprétation des résultats obtenus. La très grande variabilité des consommations unitaires du transport routier se traduit par une grande imprécision des calculs de consommations moyennes, et met en évidence la nécessité d'une approche quantitative rigoureuse pour traiter ce problème. Cette variabilité des consommations estimées pour la route montre l'inadéquation de l'approche par des coefficients de consommation moyenne, retenues pour les autres modes par manque d'information.

Parmi les comportements logistiques des entreprises, ceux qui entraînent une réduction de la consommation d'énergie sont le groupage des flux et les livraisons directes. Le transport combiné rail-route et l'externalisation des activités logistiques semblent aussi favoriser la réduction de la consommation d'énergie, mais la faible précision des tests ne nous permet pas de conclure pour ces deux pratiques. Le principal comportement qui semble entraîner une augmentation de la consommation d'énergie est le 'Juste à Temps'.

Les enquêtes utilisées suivaient les différents trajets de l'envoi, à l'exception des parcours ferroviaires mais elles n'avaient pas été conçues pour permettre d'analyser l'énergie consommée. Les améliorations proposées dans cette recherche feront de la nouvelle enquête 2003 un puissant outil d'analyse des consommations d'énergie. Ces améliorations sont marginales : elles portent principalement sur les caractéristiques du véhicule, le poids du chargement et les trajets à vide avant et après le trajet suivi. D'autre part, nous introduisons deux nouvelles variables dont il serait intéressant d'analyser l'impact sur la consommation d'énergie : la notion de plate-forme logistique, au niveau du trajet et, au niveau de l'établissement, la notion d'audit managérial (certification ISO 14001) que nous supposons explicatives des comportements logistiques.

Une synthèse bibliographique portant en particulier sur les consommations d'énergie par véhicules,

nous a appris que celles-ci sont assez bien connues pour la route mais des efforts de recherche restent à faire, notamment pour le chemin de fer et la voie navigable dont les consommations restent très mal connues.

L'enquête France entière 2003 décrira près de 10 000 envois. Ces données, quand elles seront disponibles, permettront d'analyser et, nous l'espérons, de modéliser la demande de transport et la consommation d'énergie correspondante des établissements, en tenant compte de leurs caractéristiques logistiques.

L'établissement ou l'entreprise est un niveau insuffisant pour analyser la consommation d'énergie en transport. Au delà de l'établissement chargeur ou destinataire de l'envoi, la consommation d'énergie en transport est liée à l'organisation de la chaîne logistique (supply chain), au sens d'une succession d'entreprises qui fournissent les matières premières puis les pièces détachées, le montage et la distribution vers le consommateur. Différentes formes d'organisations spatiales et logistiques sont possibles entre les partenaires de la filière pour produire et amener sur le marché une certaine quantité de biens, qui peuvent entraîner des demandes de transport différentes. C'est l'objet d'une nouvelle recherche en cours, que nous nous efforçons d'inscrire dans le cadre d'une action COST afin de mener des comparaisons européennes.

Références

Commission Européenne (1999) : Les politiques et mesures proposées par l'UE pour réduire les émissions de gaz à effet de serre – vers un programme européen sur le changement climatique PECC ; communication au parlement européen, com(99)230, 13 p.

Guilbault M., F Piozin & C. Rizet (2000) : Préparation d'une nouvelle enquête auprès des chargeurs- résultats de l'enquête test Nord – Pas de Calais, Inrets – DTT, 138 p.

Jorgensen & Sorenson (1997) : Estimating emission from railway traffic. MEET Deliverable n° 17, DTU report, n°ET-EO-97-03, Dept of Energy Eng., University of Denmark, 135 p.

Kalivoda M. T. & M. Kudrna (1997) : Methodologies for estimating emissions from air traffic ; Meet project, task 3.1 deliverable n° 18, 60 p. + annexes

Mckinnon A. (1996) : Freight distribution and logistics: fuel use and potential savings; Heriot-Watt univ., Edinburgh, 1996. 95p.

OECD CEMT AIE (1999) : Improving fuel efficiency in road freight transport: the role of information technologies; Workshop proceeding, Paris, february 1999.

Rizet & al.(2001) : Tracking along the transport chain via the shippers survey ; International Conference on Transport Survey Quality and Innovation, South Africa, 22 p. http://www.its.usyd.edu.au/conferences_main.htm.

Rizet C. & B. Keïta (2002) : choix logistiques des entreprises et consommation d'énergie, Rapport INRETS / ADEME; 103 p.

Roumegoux J-P. (1995) : Calcul des émissions unitaires de polluants des véhicules utilitaires, The science of the total environment, vol 169, p.205-211, 1995.

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport*", Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 43-50

Les habitants face à leur environnement : une préoccupation mobilisatrice, les déplacements ; une inquiétude abstraite, la pollution atmosphérique

Séverine Frère*&, Isabelle Roussel*, Philippe Menerault****
*APPA Nord –Pas de Calais,13, rue Faidherbe 59800 Lille, France
fax : 03 20 31 71 57 – e-mail : sfrere.appa@libertysurf.fr
**INRETS (TRACES), 20 rue Elisée Reclus 59650 Villeneuve d'Ascq, France

Résumé
Depuis quelques années, l'évolution du contexte législatif dans le domaine de l'environnement et de l'aménagement témoigne d'une volonté d'implication du citoyen aux affaires publiques locales. Les plans issus de la Loi sur l'air de 1996 n'échappent pas à cette tendance. Il s'agit de voir à travers une analyse quantitative et qualitative des modes d'expression dans l'enquête publique du Plan de Déplacements Urbains (PDU) de Lille et lors de la mise à disposition du public du Plan Régional pour la Qualité de l'Air (PRQA) dans la région Nord Pas de Calais, comment le public perçoit le thème des déplacements et de la qualité de l'air. Les résultats montrent que le public de l'enquête s'est bien saisi de l'objet du PDU en référence à sa propre expérience de la mobilité. On note en revanche une très faible mobilisation pour le PRQA bien qu'il s'agisse d'un document régional.
***Mots-clefs** : participation citoyenne - enquête publique – Plan de Déplacements Urbains – Pollution Atmosphérique – perception de l'environnement*

Abstract :
Inhabitants faced with their environment : transportation, an issue that generates concern ; atmospheric pollution, an abstract worry
For several years now, the evolution in the legislative context of urban planning has reflected citizens' motivation to become increasingly involved in local public affairs. In the environmental field, we also observe this theme of participation, and the measures resulting from the 1996 "Air quality" law are no exception to this trend. The three plans that it provides for are to be drawn up in consultation with the different stakeholders concerned by air quality, and leave some leeway to associations and citizens through a public inquiry procedure or the availability of documents.
Based on a quantitative and qualitative analysis of the modes of expression carried out for the Lille PDU (Urban Transportation Plan) public inquiry and the availability of the PRQA (Regional Air Quality Plan) to the public in the Nord-Pas de Calais region, the objective was to examine the population's perception of the transportation and air quality themes.
Public participation in the Lille PDU was fairly successful compared with the PDU public inquiries carried out in others cities. Graphic and cartographic processing revealed the themes that caused public concern as well as their territorial stakes.
As opposed to the remarks made by the board of inquiry, which considered that most of the opinions expressed were off-topic, the result of our analysis show that almost three quarters of the opinions expressed by the population were directly related to transportation. The survey public reacted to the object of the PDU with reference to its own mobility experience. Hence, the comments often concerned modes and a scale of proximity.
We noted, however, a low rate of interest for the PRQA even though it is a regional document. The overly technical nature of the document and poor communication developed after the board's work can explain this result. Transportation seems better understood by citizens, while the air quality subject is more difficult to grasp.
***Keys words :** citizens'participation – public inquiry – Urban Transportation Plan – Air Pollution –*

perception of environment

Introduction

Depuis quelques années, la crise des modes traditionnels de participation politique pose la question de nouvelles formes d'implication du citoyen aux affaires publiques locales. Dans le champ environnemental, le thème de la participation citoyenne est récurrent. Les dispositifs de planification issus de la Loi sur l'air de 1996 n'échappent pas à cette tendance. Les trois plans qu'elle prévoit doivent être élaborés en concertation avec les différents acteurs concernés par la qualité de l'air et une consultation des associations et du citoyen est prévue par une procédure d'enquête publique ou de mise à disposition du document. Notre démarche a consisté à analyser à travers ces modes d'expression, comment le public perçoit le thème des déplacements et de la qualité de l'air et dans quelle mesure cela témoigne d'une expertise citoyenne.

1 – Les cadres de la consultation du public

L'enquête publique du PDU de Lille

Rappelons que les Plans de Déplacements Urbains sont obligatoires dans toutes les agglomérations de plus de 100 000 habitants. Elaborés sous la responsabilité de l'Autorité Organisatrice des Transports Urbains (AOTU), ils définissent l'organisation des transports de personnes et de marchandises, de la circulation et du stationnement. Leur objectif est d'assurer un usage coordonné de tous les modes de déplacements avec une visée de réduction du trafic automobile. Sur le plan procédural, une fois le projet de PDU rédigé, il est soumis à enquête publique.

Le droit des enquêtes publiques est régi en France par la Loi Bouchardeau du 12 juillet 1983. L'article 1 de la loi précise que l'enquête publique précède la réalisation d'aménagements, d'ouvrages ou de travaux, exécutés par des personnes publiques ou privées, lorsqu'en raison de leur nature, de leur consistance ou du caractère des zones concernées, ces opérations sont susceptibles d'affecter l'environnement. Son objet consiste à "*informer le public, recueillir ses appréciations, suggestions et contre-propositions* ". Notons que cette procédure vise aujourd'hui un large spectre de projets : il y a actuellement en France de 9000 à 10 000 enquêtes par an. Ainsi, pendant un délai d'un mois au minimum, tous les citoyens, peuvent prendre connaissance du projet, donner leur avis, émettre des contre-propositions, consigner sur un registre leurs observations. Une commission d'enquête est nommée par le Tribunal administratif. Elle doit être indépendante et impartiale. Après clôture, le commissaire enquêteur remet son rapport d'enquête.

Ainsi, dans l'élaboration des PDU, les formes de participation du public sont limitées principalement aux associations. L'enquête publique constitue donc l'un des deux moments d'expression du citoyen, l'autre moment étant l'enquête ménage.

A Lille, le rapport de la commission d'enquête stipulait qu'une grande part des observations émises ne concernait pas l'objet de la présente enquête : " les intervenants ont vu *ou ont voulu voir- dans la présente enquête l'occasion d'exprimer leur mécontentement ou d'exposer leurs doléances sur des points concrets et précis, parfois même de détail (…) la commission estime que ces déclarations sortent du cadre de la présente enquête* ". Notre démarche a été différente. Il s'agissait d'examiner lorsqu'on demande à l'habitant de la communauté urbaine de donner son avis sur les déplacements, ce qui ressort de cette expression et dans quelle mesure l'enquête publique peut témoigner d'une expertise citoyenne. En effet, ne faut-il pas s'interroger au moins à titre d'hypothèse sur le fait que le registre du témoignage personnel constitue pour le citoyen un moyen de compenser un déficit de connaissances techniques et de légitimité politique et qu'il trouve à ce titre toute sa pertinence ?

Pour cela, nous avons analysé les registres d'enquête publique disposés sur 9 sites ainsi que les courriers qui ont été adressés à la commission d'enquête. Notre grille d'analyse s'est appuyée sur l'exemple du travail réalisé par la commission d'enquête du PDU de Marseille. La première étape a consisté en un travail de codification des données. Nous avons ensuite établi une grille d'analyse en

découpant et codifiant les orientations du PDU. Puis, nous avons analysé toutes les interventions des registres et courriers. Chaque intervention a été divisée en observations qui correspondent aux remarques de différents ordres formulées par un même intervenant. Ainsi nous avons cherché à identifier dans quelle mesure les observations émises par les intervenants se rapportaient aux orientations du PDU ou s'en écartaient.

La mise à disposition du PRQA

Le PRQA est élaboré sous la responsabilité du préfet de Région, assisté d'une commission d'élaboration du plan qui comprend des représentants des services de l'Etat, des collectivités, des organismes de surveillance de la qualité de l'air, des associations, … . Il dresse un état des lieux et fixe des orientations pour prévenir et réduire la pollution atmosphérique et en atténuer les effets. Sur le plan procédural, le projet de PRQA est " mis à disposition du public pour consultation ". Il faut noter que la mise à disposition du public introduit une différence dans les modalités de participation qui relèvent davantage du principe de l'information plutôt que la consultation. Sur le plan procédural, il existe une différence par rapport à l'enquête publique. Les lieux et conditions de consultation sont limités aux sous préfectures et préfectures. Il n'y a pas de rédaction de rapport.

Suite à la mise à disposition du public du PRQA de la région Nord Pas de Calais, les avis émis par la population ont été examinés ainsi que ceux émis par les conseils municipaux.

Sur les 11 sous-préfectures, 8 seulement avaient retourné les registres, dont quatre ne comportant aucune mention.

Après avoir présenté ici les cadres retenus et la méthodologie utilisée pour étudier la manière dont sont perçus les déplacements et la pollution atmosphérique sur le territoire du Nord Pas de Calais, nous voudrions montrer les différences de perception qui ressortent de l'expression citoyenne sur ces thèmes. Cette différence est d'abord marquée en terme quantitatif, mais également en terme qualitatif.

2 - Une différence notable dans la participation et la perception des objets

Une différence quantitative

Parmi le public venu s'exprimer lors de l'enquête publique du PDU de Lille, 736 intervenants ont été dénombrés qui se répartissent ainsi :

- 416 intervenants particuliers dont 196 hommes et 170 femmes (pour 48 personnes il n'a pas été possible de le déterminer).
- 4 pétitions signées par 279 personnes :
- 41 organisations collectives (25 associations, 3 partis politiques, 10 conseils municipaux, 2 syndicats)

Au vu des chiffres, l'enquête publique sur le PDU de Lille semble souffrir d'un manque de public. Seul 0.07 % de la population de la Communauté Urbaine a participé à l'enquête. Cette absence de public n'est pas une spécificité lilloise. Elle caractérise la majorité des enquêtes publiques. Pour Marseille, le degré de participation est en proportion égal à celui de Lille. Cent soixante-douze interventions ont été enregistrées pour une population de 800 000 habitants.

Nous avions émis l'hypothèse que la manière dont les observations sont recueillies peut influencer le nombre de participants. Ainsi, malgré le souhait de l'AOTU qu'un registre soit présent dans chaque commune concernée par le projet, la commission d'enquête a jugé plus opportun de choisir uniquement 8 communes. C'est la raison pour laquelle, elle a autorisé que les résidents lui adressent leurs remarques par courrier. Nous avons examiné la répartition entre les différents sites des interventions. Les deux registres présents sur la commune de Lille totalisent presque la moitié des interventions. Celui présent au siège de l'AOTU recueille un quart des interventions. La Communauté urbaine a donc bien été identifiée comme le lieu du PDU. Les participants pensaient vraisemblablement être mieux informés sur le projet en le consultant sur le lieu de sa conception. Les 7 autres registres recueillent un nombre environ égal d'interventions. Le registre de Villeneuve

d'Ascq (65 000 habitants) totalise presque le même nombre de remarques que celui de Beaucamps-Ligny (2000 habitants). Il n'existe pas de corrélation entre le nombre d'habitants des communes et le nombre d'interventions. En outre, nous avons constaté que les modes d'expression se répartissent de manière à peu près égale entre courriers et registres (166 /220). Par ailleurs, en identifiant le lieu de résidence des intervenants, nous avons voulu déterminer si la perception et la sensibilité au thème des déplacements étaient identiques sur tout le territoire communautaire. Or il apparaît que le degré de participation est très inégal entre les communes se situant dans la zone urbaine centrale et les communes périurbaines. Cela peut être interprété par le contenu du PDU qui semble privilégier le traitement des espaces centraux

Pour le PRQA, bien qu'il s'agisse d'un document portant sur une échelle régionale, seulement une dizaine d'avis au total avaient été émis sur les 11 registres. Ceci n'est pas spécifique au Nord Pas de Calais. En Ile de France, sur les 48 lieux de consultation, 30 registres ne portaient aucune observation, ce qui semble indiquer la même tendance. Seules quelques associations s'étaient mobilisées. Il s'agit souvent d'associations locales qui n'avaient pas eu la possibilité de se déplacer dans les commissions d'élaboration. Ainsi deux associations dont le siège se situe sur le littoral dans l'agglomération dunkerquoise ont annoté le registre.

Une différence qualitative dans les modes d'expression

Nous avons sur ce point noté une grande différence entre l'expression dans l'enquête publique du PDU qui est relativement riche dans son contenu et le PRQA pour lequel les interventions sont rares et ne portent pas toujours sur le document lui-même.

Pour le PDU de Lille, au total, 1665 observations ont été émises par les intervenants. Contrairement, aux conclusions de la commission d'enquête, dans notre analyse, plus de la moitié des observations concerne le PDU et seulement 10% sont réellement sans rapport. Le public semble avoir compris le sujet de l'enquête publique.

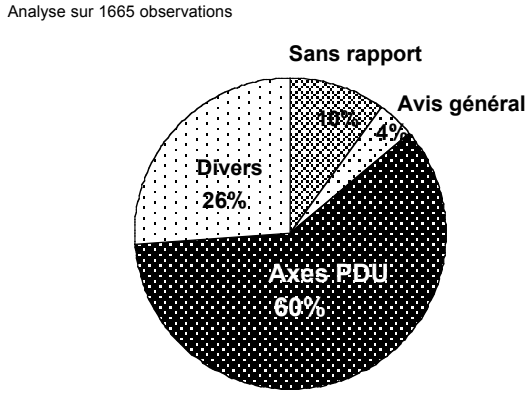


Figure 1 : Répartition générale des observations
Figure 1: General distribution of the observations

Certaines remarques ne concernent pas directement le PDU, c'est pourquoi trois catégories supplémentaires ont été créées :

- La catégorie "Sans rapport avec le PDU" rassemble les remarques qui ne concernent pas le PDU. On y trouve des requêtes personnelles dont la majorité est classée par modes, des remarques polémiques, des remarques sur le déroulement de l'enquête publique.

- La catégorie " Avis général sur le PDU" rassemble les remarques qui expriment une opinion générale sur le PDU sans faire référence à un point précis.

- La catégorie " Divers " regroupe les observations qui n'ont pas directement trait au contenu du PDU mais qui ne peuvent être considérées comme hors-sujet car elles se rapportent directement au

thème des déplacements. Les observations classées sous la rubrique divers portent essentiellement sur quatre thèmes : les transports en commun, l'automobile, des techniques et des aménagements précis, le signalement d'un danger.

Cette rubrique permet de faire apparaître les éléments " manquants " du document, et de mieux cerner les aspirations de la population à travers leurs suggestions.

En ce qui concerne le thème des observations, comme le montrent les figures, celles se rapportant aux axes du PDU portent principalement sur deux thèmes : le partage de la voirie et la qualité des Transports en Commun. Les quatre autres thèmes recueillent un nombre égal d'observations mais moindre.

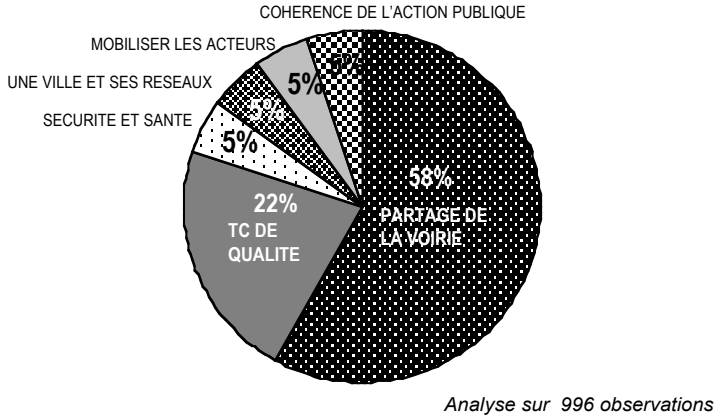


Figure 2 : Répartition générale selon les axes du PDU
Figure 2 : general distribution of observations according to PDU objects

Les observations se concentrent essentiellement sur les modes de proximité, que sont la marche et le vélo. Elles se réfèrent en majorité aux chartes, c'est à dire aux documents techniques présentant les principes d'aménagement pour le vélo, les bus, les piétons. Les résidents sont donc plus sensibles aux aménagements concrets présentés dans les chartes, dont ils sont les usagers au quotidien, qu'aux grands principes directeurs.

Pour le PRQA, au contraire, l'exercice n'a pas été maîtrisé et approprié de la même manière par la population. Les quelques associations qui se sont exprimées ont mal saisi l'objet de la procédure puisqu'elles rappellent la spécificité de la zone géographique où elles interviennent en regard de la pollution atmosphérique et rappellent la mission de leur association. Elles font également état des nuisances subies. L'une d'entre elles émet quelques réserves sur les différentes procédures en cours et leur articulation : POS, PPA. Une association de consommateurs émet des remarques sur la nécessaire information du citoyen. Une seule annotation a été déposée par un particulier. Les interventions ne portent donc pas directement sur le contenu du document.

Ainsi, la participation à l'enquête publique du PDU reste modeste ramenée à la population concernée par la problématique des déplacements dans la communauté urbaine de Lille, néanmoins le contenu des observations émises est riche et traduit bien le résultat d'une expérience et d'un vécu quotidiens de la mobilité. A l'inverse, le domaine de la pollution atmosphérique reste mal appréhendé par la population à en juger par la faiblesse de l'effectif mobilisé par cette procédure réalisée à l'échelle régionale et par le contenu très pauvre des remarques formulées. On peut s'interroger sur les raisons de cette désaffection, d'autant plus que les enquêtes d'opinion réalisées dans le cadre du PDU de Lille, nous montrent une forte sensibilité au thème de la pollution atmosphérique.

3 - Pourquoi une telle différence de perception entre PDU et PRQA ?

Comment expliquer cette faible participation des citoyens dans ces exercices alors que les travaux de recherche montrent que les instances permettant de faire participer le citoyen aux décisions

publiques sont encore trop rares ? La volonté du citoyen de s'impliquer aux affaires publiques serait-elle un mythe ou bien faut-il voir dans cette situation le fait que l'expression citoyenne sur un projet nécessite une certaine maîtrise du dossier qu'elle n'a pas les moyens d'acquérir dans les formes aujourd'hui en cours ? Les éléments d'explication semblent de différentes natures.

Les modalités d'organisation sont importantes.

Dans cette " absence " du public, faut-il mettre en cause une certaine apathie, et y voir comme A. Mabileau (1994) une " culture de la non-participation ", qui fait que la participation à la vie politique locale n'apparaît pas comme une revendication essentielle des citoyens ? Peut-elle s'expliquer par le caractère trop technique du document, par une faiblesse de la communication qui a été développée ?

Des lieux de consultation plus limités pour le PRQA, une moindre publicité, une périodicité estivale, la complexité technique du document semblent être des freins importants et complexifient considérablement la participation. Dans le Nord-Pas de Calais, certes une synthèse du document avait été réalisée, mais les communiqués dans la presse annonçant la mise à disposition du public du PRQA étaient parus au cours des derniers jours d'août, période qui ne semble pas propice pour ce type d'information. Ainsi la publicité a été limitée strictement aux obligations légales alors que la période de mise à disposition entre le 1er septembre et le 30 octobre 2000 aurait sans doute nécessité une vigilance particulière. Il faut également souligner que la diffusion du document provisoire a été faible puisque sur un tirage de 1000 exemplaires, 700 ont été distribués dans les mairies. Il est évident que sans avoir pris connaissance du document au préalable et compte-tenu des conditions de consultation (lieux, horaires, …), l'exercice de la consultation dans les Sous-Préfectures apparaît très difficile pour le public. Il est encore plus ardu de formuler un avis dans l'immédiat. Contrairement à ce qui a été fait en Ile de France, il n'y a pas eu de consultation possible de document sur Internet.

La carence du public dans l'enquête publique a été soulignée à maintes reprises dans les travaux de recherche. L'enquête publique, située trop en aval dans le processus d'élaboration du projet, n'est pas considérée comme un moyen approprié pour faire entendre sa voix. Il s'agit en outre d'une démarche coûteuse : le commissaire enquêteur demande au public de rédiger une observation par écrit en " bonne et due forme ", ce qui comporte une dimension solennelle. En outre, participer à l'enquête publique expose l'individu au sens où il prend la parole en son nom propre. Cela a un caractère inhabituel pour le citoyen qui est d'habitude appelé à se prononcer dans le secret de l'isoloir (Blatrix,1996). A Lille, consciente de ces difficultés, l'autorité organisatrice a souhaité déployer des moyens de communication plus importants. Le support télévisuel régional a été utilisé. A ces moyens a été ajouté l'usage d'Internet, le projet de PDU ayant été mis sur le site de la communauté urbaine. Un dépliant intitulé " Donnez-nous votre avis " a été diffusé dans toutes les boîtes aux lettres des foyers de la communauté urbaine les informant de la tenue, des modalités de l'enquête et présentant de manière synthétique les axes du PDU. Sans doute ces éléments expliquent-ils le relatif succès de l'enquête publique comparé aux résultats des autres agglomérations. En outre, les élus pilotant le PDU se sont montrés plus soucieux des aspects de sensibilisation que les services de l'Etat pour la mise à disposition du PRQA qui ont été beaucoup moins vigilants.

L'objet des procédures.

Le deuxième élément tient à l'objet des procédures. Certes, les moyens d'information ont été plus développés pour le PDU, mais la mobilisation semble aussi liée à l'objet de la procédure. Ainsi, l'objet des déplacements est mieux appréhendé par le citoyen et par les associations que l'objet de la qualité de l'air plus difficile : ce qui ramène à la question des représentations de la pollution atmosphérique par rapport à des objets plus vastes que sont la mobilité ou la voiture en ville. En effet les travaux de psychosociologie montrent que pour qu'il y ait une représentation sociale, il faut une controverse. La controverse sur la voiture en ville est plus qu'émergente alors que la controverse sur la pollution atmosphérique est encore au stade d'expert. On peut dire aussi que l'objet des procédures, a entraîné une présélection du public qui a priori ne se sentait pas compétent par rapport

à l'objet du PRQA. Pour le PDU en revanche, chaque citoyen a travers sa mobilité quotidienne a sa propre expérience et sa propre opinion sur la question des déplacements. Il n'en est rien pour la qualité de l'air qui reste très difficile à appréhender par sa technicité. Un des biais de l'enquête publique est de considérer que le citoyen doit s'intéresser au projet soumis à enquête alors que celui-ci n'a pas participé à son élaboration et qu'il n'a pas reçu d'information détaillée sur le projet au préalable. La faible participation aux enquêtes montre justement que l'exercice reste opaque. Sans doute une information préalable serait-elle nécessaire.

La territorialisation des remarques et des procédures

La manière dont les citoyens se sont appropriés ces procédures renvoient également à la question de la territorialisation. Nous avions émis l'hypothèse que les citoyens expriment souvent des préoccupations qui concernent une échelle de proximité. Les résultats de l'analyse confirment effectivement cette tendance, l'échelle régionale du PRQA est difficile à appréhender, les remarques restent davantage localisées sur les problèmes de certaines agglomérations ou au contraire sans référence au territoire. Jamais il n'est question du niveau régional. Sans doute un document rédigé à cette échelle ne répond-il pas à l'interrogation du citoyen qui souhaite connaître la qualité de l'air de l'endroit où il vit. Pour le PDU, nous avons également cherché à déterminer dans quelle mesure les remarques émises sont le reflet de préoccupations territoriales ou d'un effet Nimby. Pour cela nous avons opéré un traitement spatialisé des observations en examinant leur échelle (point, tronçon, réseau) ou en les ramenant par commune de résidence afin d'identifier les éventuelles disparités entre les zones et faire apparaître des problèmes récurrents.

Quel que soit le mode de dépôt (registre ou courrier), 80% des observations " spatialisées " concernent un point particulier ou un tronçon de réseau. Cela peut s'interpréter comme le reflet de préoccupations fortement Nimby. Les personnes participeraient à l'enquête publique uniquement pour défendre leurs intérêts particuliers. En fait, l'échelle micro locale des observations résulte plutôt d'une certaine conception de l'espace. Les intervenants s'expriment sur le PDU en se référant à leur espace de vie. Il est constitué par l'aire des pratiques spatiales de chaque individu. Il se confond avec l'espace fréquenté et parcouru par chacun avec un minimum de régularité. L'espace de vie rend compte d'une expérience concrète des lieux. Les participants se fondent sur cette expérience quotidienne pour donner leur avis sur le projet. L'espace de vie ne se confondant bien évidemment pas avec l'ensemble du territoire de la Métropole, la vision des intervenants est fragmentée. Les projets à l'échelle des réseaux ne peuvent pas être appréhendés à travers la pratique concrète et quotidienne de l'espace. Ceci explique la très faible proportion d'observations formulées à cette échelle. En effet, même si l'automobile, grâce à la signalétique routière, semble permettre une certaine représentation des réseaux, elle n'en demeure pas moins parcellaire. Cet écart constaté entre l'échelle de réalisation des projets au niveau technique et la proximité comme référence du citoyen interroge sur la pertinence d'un projet d'agglomération et l'élection au suffrage universel des communautés.

Nous avons ensuite examiné si les observations émises traduisaient des différences d'enjeux existants entre les territoires de la communauté urbaine. En effet, la métropole lilloise est organisée en différents territoires, caractérisés par un héritage géographique et historique propre entraînant des spécificités locales fortes. Si le territoire couvert par le PDU n'est pas homogène, on peut formuler l'hypothèse que les thèmes abordés diffèrent selon la commune de résidence des intervenants. C'est pourquoi les thèmes des observations ont été cartographiés selon la commune de résidence afin de faire apparaître ces différences. Mais les difficultés liées à la taille de l'échantillon rendent l'analyse délicate. Sur 4 communes de la Métropole, nous avons alors examiné les thèmes des observations à travers un traitement purement statistique : Lille, Tourcoing, Villeneuve d'Ascq et Armentières. Il s'agit des plus grands pôles démographiques de la métropole. Ces communes sont caractérisées par des contextes urbains très différents. On peut penser que ces spécificités locales influencent la manière dont les habitants perçoivent les déplacements. Villeneuve d'Ascq est une ville nouvelle, Tourcoing est caractérisé par le poids de l'histoire industrielle et est concernée actuellement par la problématique de la ville renouvelée. Armentières est le pôle principal d'entrée à l'Ouest de la

métropole. On a ainsi noté, comme le montre la figure, quelques spécificités locales.

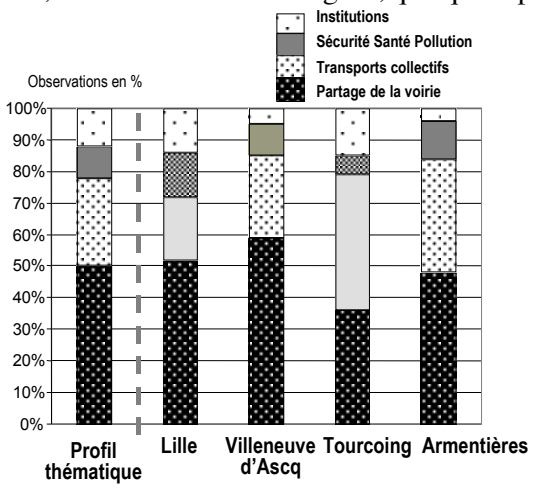


Figure 3 : Répartition thématique des observations sur quatre communes
Figure 3 : thematic distribution of the observations in 4 communes

Conclusion

Ainsi, à partir des formes de participation que sont l'enquête publique du PDU et la mise à disposition du PRQA, nous avons examiné la manière dont les habitants percevaient le thème des déplacements et de la pollution atmosphérique. Si l'expérience quotidienne de la mobilité favorise l'expression citoyenne, il n'en est pas de même pour l'objet de la pollution atmosphérique dont l'aspect technique le rend encore opaque. On pourrait également émettre l'hypothèse qu'au-delà de l'objet lui-même, la différence des territoires auxquels renvoient ces procédures a exercé une influence. Pour cela, une analyse sera menée ultérieurement sur les enquêtes publiques des Plans de Protection de l'Atmosphère, réalisés au niveau de l'agglomération. L'échelle communautaire n'est-elle pas mieux appréhendée que l'échelle régionale ? La Région est une collectivité dont l'histoire est encore courte. On pourrait ainsi y voir le reflet de la difficulté d'une identité territoriale régionale.

Références

Blatrix C., (1996) : Vers une démocratie participative ? Le cas de l'enquête publique , in CURAPP, La gouvernabilité, PUF, p. 299 -313

Blondiaux L., Lévêque S.,(1999) : La politique locale à l'épreuve de la démocratie. Les formes paradoxales de la démocratie participatives dans le XX ème arrondissement de Paris, in Neveu C. (dir.), Espace public et engagement politique, L'Harmattan, Paris, p. 17-82

Mabileau A., (1994) (2è ed.), Le système local en France, Montchrestien, Paris, 158 p

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport"*, Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 51-58

Mécanismes de légitimation de l'expertise socio-économique dans le domaine des transports et de l'environnement
Acceptabilité institutionnelle et sociale de la méthode d'évaluation contingente

Guillaume Faburel
Centre de Recherche sur l'Espace, les Transports, l'Environnement et les Institutions Locales (Institut d'Urbanisme de Paris - Université de Paris XII), 61, Avenue du Général de Gaulle, 94 010 Créteil - faburel@univ-paris12.fr

Résumé :
L'expertise d'obédience technico-économique connaît une crise. Il convient de penser des modalités d'expertise porteuses de nouvelles légitimités. Dans ce but, nous avons, grâce à des entretiens exploratoires auprès d'acteurs du domaine de l'environnement et des transports, et à deux processus délibératifs (focus groups) avec des riverains de l'aéroport d'Orly, évalué l'acceptabilité institutionnelle et sociale d'une méthode précédemment appliquée pour mesurer le coût social du bruit des avions : la méthode d'évaluation contingente.
Il ressort de l'analyse que cette méthode présente un potentiel permettant de faire lien entre l'évaluation et la décision. Et, ces atouts renseignent sur les mécanismes de légitimation de l'expertise socio-économique appliquée dans ce domaine : développer un approche interdisciplinaire, utiliser une procédure d'enquête auprès des ménages (perçue comme une consultation), produire des données quantitatives sur le vécu du bruit et ses déterminants, et mettre en transparence les ressorts et enjeux politiques comme opérationnels des fondements de la méthode.
Mots-clefs : *expertise, transports, environnement, bruit des avions, mécanismes de légitimation, évaluation, acceptabilité, processus de décision.*

Abstract :
Legitimise socio-economic expertise in the fields of transport and the environment. Institutional and social acceptability of the contingent valuation method.
The conventional technico-economic expertise has difficulties to suit to the new logics of public decision-making. The goal of this presentation is to highlight new legitimisation mechanisms for an expertise applied in the fields between transport and environment. We previously used a particular technique of economic evaluation (the contingent valuation method - CVM) in order to assess the social cost of aircraft noise annoyance near the Orly airport. So, our research has focused on the institutional and social acceptability of this application and the results yielded. The institutional acceptability was measured thanks to exploratory interviews with 15 decision-makers from the transport and environmental fields. And, in order to valuate the social acceptability, two deliberative processes (focus groups) were set up with lay persons living in the Orly Airport surroundings.
According to these two analysis, the contingent evaluation method seems to have a potential for correspondence between evaluation and decision, in comparison with other methods available. Thanks to the assets revealed, the legitimising mechanisms of an expertise applied in the fields of transport and environment should be : to carry out a cross-disciplinary approach, to use methodological procedure based on a survey conducted with households (perceived like a consultation), to produce quantitative results on how people live de noise and his effects (throw willingness to pay, annoyance and also other indicators), and to display the political as operational

forces and purposes of the methodology foundations.
Nevertheless, some decision-makers and lay-persons have also put forward some criticisms on this method. So, at the end, we propose a procedure to assure her better insertion in the decision-making process, currently distinguished by airports litigations and conflicts.
Key-words : *expertise, transport, environment, aircraft noise, legitimization mechanisms, valuation, acceptability, decision-making process*

1. Problématique, hypothèses et méthode : la nécessité d'identifier des mécanismes de légitimation d'une expertise appliquée aux transports

La crise de légitimité que connaît à ce jour l'expertise d'obédience technico-économique explique pour partie l'inadaptation grandissante des politiques de transports à la logique de construction de l'action publique (Duran et Thoenig, 1996). Les outils classiques d'évaluation analytique d'une part segmentent fortement les champs d'analyse, d'autre part dépendent largement de l'outillage statistique… et finalement produisent des diagnostics techniques sectoriels. Aussi apparaissent-ils de plus en plus inadaptés à des contextes décisionnels devenus plus labiles et complexes où interviennent notamment interrelations sociales (ex : demande participative des citoyens) et dépendances environnementales (ex : rétroactions écologiques). Il convient alors de penser des modalités d'expertise porteuses de nouvelles légitimités (Offner, 1998).

A l'occasion de la mesure du coût social du bruit des avions à proximité de l'aéroport d'Orly, nous avons appliqué, pour la première fois en France depuis vingt sur ce thème, une modalité particulière d'évaluation socio-économique : la méthode d'évaluation contingente (Bonnieux et Desaigues, 1998). Par voie d'enquête, un échantillon représentatif de la communauté exposée au bruit des avions a été confronté à un scénario d'échange hypothétique à l'issue duquel chacune des personnes enquêtées avait à préciser le prix auquel elle se porterait acquéreuse (consentement à payer) d'une variation d'utilité : une modulation du bruit des avions et alors de la gêne induite. Les traitements statistiques effectués (factoriels et économétriques) ont permis d'approcher les niveaux et déterminants de la gêne, puis surtout, grâce aux consentements à payer, la valeur monétaire que l'échantillon octroie à la restauration de la qualité de l'environnement sonore lié aux trafics aériens. Le coût social lié à sa dégradation en a alors été déduit (Faburel, 2001 et 2003).

De prime abord la méthode d'évaluation contingente semble ressortir des outils classiques d'évaluation analytique généralement utilisés de façon linéaire à des fins gestionnaires : évaluer un coût social dans la perspective normative d'un internalisation. Mais, cette application nous faisait évoluer dans l'univers des transports, univers dans lequel des contacts fréquents se produisent entre les mondes de l'évaluation scientifique et de la décision. Or, nos objectifs scientifiques (paramètres explicatifs du vécu du bruit des avions, de la valeur environnementale…) et ceux, plus opérationnels, fixés par les commanditaires[1] (spatialisation des niveaux de gêne, coûts sociaux désagrégés par commune, par niveau d'exposition, par degré de gêne…) permettaient d'envisager un véritable échange entre ces deux mondes, loin de la seule fourniture d'un produit d'expertise confidentielle (Roqueplo, 1996). En outre, le fait de travailler sur l'objet d'analyse « bruit des avions » pouvait consolider le produit de l'évaluation (cf. problématique des biais d'analyse) tout en confortant les visées opérationnelles qui peuvent guider sa mise en place (Faburel, 2002).

Dès lors, dans le prolongement de notre application méthodologique, nous avons entrepris, grâce au soutien scientifique du PREDIT (commission Evaluation et Décision) et l'appui financier de la Direction de la Recherche du Ministère des Transports, de préciser les contours des mécanismes de légitimation de cette modalité singulière d'évaluation, et plus largement des procédures d'expertise appliquées à l'interface des transports et de l'environnement (Faburel, coll. Leroux & Colbeau-Justin, 2000)[2]. Pour ce faire, nous nous sommes engagés dans une mesure de l'acceptabilité institutionnelle et sociale de la méthode d'évaluation contingente.

[1] Conseil général du Val-de-Marne et Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie.
[2] A paraître aux Presses Universitaires de France (2003).

Nous avons alors orienté la recherche selon deux axes principaux d'élucidation, étroitement liés au potentiel offert par la méthode d'évaluation contingente. Nous nous sommes en premier lieu intéressés à la légitimation de l'expertise par la substance compréhensive du fonctionnement territorial contenue dans les résultats statistiques que nous avions produits selon une posture interdisciplinaire. De plus, la méthode d'évaluation contingente prend appui sur un dispositif d'enquête auprès des ménages. Dès lors, outre la légitimation par la substance, nous avons en second lieu décidé d'approcher les mécanismes de légitimation procédurale par la fonction consultative du dispositif d'enquête.

Afin de mesurer l'acceptabilité institutionnelle de la méthode d'évaluation contingente, nous avons réalisé des entretiens exploratoires auprès de quinze acteurs du domaine des transports et de l'environnement[3]. Puis, afin de mesurer l'acceptabilité cette fois-ci sociale de cette modalité d'expertise, deux processus délibératifs (focus groups) ont été mis en place. Ces focus groups (Krueger, 2000), un par grande catégorie sociale (« employés et ouvriers », « professions intermédiaires et professions intellectuelles supérieures »), ont réuni pendant une demi-journée un panel de la population riveraine de l'aéroport d'Orly. Ce panel avait préalablement participé à l'enquête contingente.

Les guides d'entretiens et d'animation ont été validés par un comité scientifique constitué spécifiquement pour la réalisation de cette recherche[4].

2. Résultats : quatre vecteurs de légitimation de l'évaluation socio-économique appliquée à l'interface des transports et de l'environnement

Certes, selon l'analyse des discours, nous avons constaté des jugements différents face à la méthode. Ces jugements sont fédérés par des rationalités sectorielles, des logiques catégorielles, des cultures professionnelles, et des appartenances sociospatiales (pour les focus groups). Mais, par delà ces dispositions à penser et opinions distinctes, la majorité des acteurs interviewés et riverains réunis s'accorde à souligner l'intérêt de la méthode sur quatre points.

Non seulement les données sont perçues comme pleinement opérationnelles (intensité et facteurs du désagrément sonore, coût social, coût de la personne se disant gênée…), mais le vécu de la charge environnementale, et alors le fonctionnement des territoires (ex : mobilité résidentielle), les opinions individuelles sur l'attitude des pouvoirs publics… sont dans le même temps éclairées, et ce par le biais d'une enquête. Loin de produire des connaissances spéculatives sans prise véritable sur le réel, l'évaluation contingente semble, par la formalisation chiffrée de certains processus sociospatiaux, modestement abolir certaines des distances entre démarches qualitatives et quantitatives. En outre, nombre des acteurs et de riverains sont apparus sensibles à la nécessité de développer une approche interdisciplinaire pour rendre mieux compte de la réalité des vécus du bruit, et ce faisant des évolutions qui peuvent affecter le territoire de résidence.

Opérationalité des résultats, enquête auprès des populations et posture interdisciplinaire constituent un premier ensemble de conditions légitimantes pour un outil d'évaluation socio-économique utilisé à l'interface des transports et de l'environnement.

Mais, bien que globalement jugée prometteuse, cette méthode n'en suscite pas moins des questionnements et attentes d'éclairages complémentaires. A nouveau, ces questionnements et

[3] Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable ; ministère de l'Equipement, des Transports, du Logement, du Tourisme et de la Mer ; compagnie aérienne (Air France) ; Aéroports de Paris ; Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (Services centraux et Direction Régionale) ; Direction Régionale de l'Environnement ; Elus locaux et services techniques municipaux ; associations de lutte contre le bruit ; Institut Français de l'Environnement.

[4] L'auteur remercie Rémy Prud'homme, économiste (Centre de Recherche sur l'Espace, les Transports, l'Environnement et les Institutions Locales, Université de Paris XII), Corinne Larrue, aménageur (Centre d'Etudes Supérieures d'Aménagement, Université de Tours), Martine Leroux, psychosociologue (Centre de Recherche sur l'Espace Sonore et l'Environnement Urbain, Ecole d'Architecture de Grenoble), Bernard Barraqué, ingénieur (Laboratoire Techniques, Territoires et Sociétés, Ecole Nationale des Ponts et Chaussés), et Daniel Boy, politologue (Centre d'Etude de la Vie Politique Française, Institut d'Etudes Politiques de Paris).

attentes se différencient selon les dispositions à penser propres à chaque polarité administrative ou selon la compétence politique propre à chaque groupe social réuni. A ces dispositions et compétences s'ajoute toutefois des incertitudes pragmatiques comme autre critère de lecture. Ces dernières sont nées de l'ancienneté des tensions concernant le devenir des aéroports.

Le besoin d'éclaircissements sur le protocole mis en place et les supports de traitements statistiques utilisés est surtout le fait du pôle aérien (Air-France, Ministère des Transports, Aéroports de Paris) ; la demande d'un exposé des ressorts théoriques provient en grande partie des acteurs du domaine environnemental (Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Institut Français de l'Environnement, Services centraux de l'ADEME) ; enfin l'explicitation des possibilités et des conditions d'usage des résultats est essentiellement attendue par les acteurs locaux (élus, services techniques des municipalités, Direction Régionale de l'Environnement, Direction Régionale de l'ADEME), les associations et les riverains réunis. Cette orientation des questionnements correspond bien aux grandes catégories de logiques catégorielles et cultures professionnelles représentées dans ce champ de l'action publique.

Toutefois, même si les dispositions à penser et les pragmatiques de l'action conduisent à des attentes de nouveau différenciées, la demande de mise en transparence de la problématisation de l'acte d'évaluation scientifique fait chorus. Puisque la méthode d'évaluation contingente peut donner corps à une pragmatique de l'action, c'est plus précisément la justification de l'articulation de l'application méthodologique avec les visées opérationnelles qui doit être clairement exposée. C'est moins la preuve de la validité scientifique de certains fondements, et alors notamment le scénario d'action hypothétique ou la demande de consentement à payer, que leurs points de rencontre avec la logique d'action qui font l'objet d'attentes d'éclairages. L'énoncé précis de la problématisation de l'acte d'évaluer apparaît donc comme un autre vecteur important de légitimation de tout outil d'évaluation socio-économique utilisé à cette interface transports et environnement.

A titre d'exemple, les riverains ont certes trouvé nombre d'avantages à la méthode d'évaluation contingente : consultation des premiers concernés, mise en relief du vécu de la charge sonore, évaluation quantitative et opérationnelle des situations de gêne et des attitudes qui peuvent en découler, prolongements comparatifs potentiellement riches de sens… Dans un contexte faisant de longue date l'objet de fortes demandes d'interventions, le scénario hypothétique d'action est soit vecteur d'espoir de changements forcement déçu puisque artifice méthodologique (focus group « employés et ouvriers »), soit immédiatement perçu comme irréalisable (focus group « professions intermédiaires et professions intellectuelles supérieures »). La demande de consentement à payer quant à elle fait redouter soit une application effective qui serait alors vécue comme une injustice sociale (« employés et ouvriers »), soit une fragilité des résultats en raison du symbolisme des réponses apportées par la compréhension du caractère fictif (« professions intermédiaires et professions intellectuelles supérieures »)[5]. Ce sont bien les ressorts de la problématisation de l'acte scientifique, et plus particulièrement les perspectives opérationnelles des fondements requis et résultats produits qui font débat pour les riveraines réunis. Et, cette demande de mise en débat atteste bien sinon de l'existence véritable tout du besoin affirmé d'une correspondance entre les discours émanant du monde de la décision et de celui de la production de connaissances.

En définitive, quatre mécanismes de légitimation de l'expertise appliquée à la lisière des transports et de l'environnement ont ici été mis en lumière :

l'adoption d'une posture interdisciplinaire, certes permise par la souplesse de la méthode, mais surtout par des couplages méthodologiques et de traitements statistiques ;

la procédure méthodologique fondée sur une enquête auprès des ménages concernés ;

la formalisation chiffrée, mais accessible par l'ensemble des acteurs, de processus affectant les territoires et leurs vécus ;

[5] Confirmant alors ce qui, dans un passé récent, a été econométriquement pressenti (Blamey, Bennett et Morrisson, 1999)

l'exposé des ressorts politiques et opérationnels des fondements de la méthode d'évaluation (ici, le caractère hypothétique du scénario d'échange et du consentement à payer).

Selon ces critères, la méthode d'évaluation contingente est acceptée tant par les acteurs institutionnels que par les riverains. Elle se démarque ainsi grandement d'autres procédés de monétarisation applicables pour l'évaluation socio-économique notamment des systèmes de transports. Au seul titre de la comparaison, l'OCDE recommande le délaissement de la méthode des prix hédoniques dans des contextes où l'acceptabilité des décisions d'aménagements, et alors des évaluations, est déterminante. Cette méthode vise aussi à évaluer le coût social d'une externalité environnementale mais en s'appuyant sur des préférences réellement exprimées par les ménages au travers de leurs choix résidentiels. Toute chose égale par ailleurs, le différentiel de prix entre deux logements par exemple fortement exposés au bruit représente le consentement à payer des ménages pour une dotation de calme. Cette méthode est jugée trop peu conviviale du fait de sa dépendance unique aux matériaux statistiques existants et aux modalités, complexes, de calcul économétrique. L'énoncé de procédures et données absconses produirait un effet « boîte noire ». Cet effet participerait à la radicalisation de certaines prises de position, donc pourrait être source de rejets par les populations (OCDE, 1996).

En comparaison, la méthode d'évaluation contingente présente donc d'indéniables atouts substantiels et procéduraux pour bâtir une passerelle entre évaluation et décision..

Conclusion et discussion : penser un cadre procédural à la méthode d'évaluation contingente

Toutefois, les questions formulées et les jugements, parfois rudes, émis à son endroit nous incitent à croire qu'elle ne peut, en l'état, garantir une appropriation institutionnelle et sociale dans le champ d'actions observé. Certains ressorts méthodologiques à forte connotation normative constitueraient des obstacles majeurs.

Plusieurs évolutions et constats, pour certaines effectués à partir des entretiens et focus groups, impliquent selon nous de malgré tout de poursuivre le raisonnement : incomplétude informationnelle chez les différents intervenants rendant la compensation nécessaire par le recours à l'organisation[6], forte demande évaluative de la part des acteurs locaux et des riverains, cheminement d'une culture de l'évaluation au sein de services administratifs, débat public (Démarche d'Utilité Concertée pour une Site Aéroportuaire International - DUCSAI) puis réflexion parlementaire autour du troisième aéroport commercial dans le bassin parisien, création d'un collège d'experts (Autorité de Contrôle des Nuisances Sonores Aéroportuaires - ACNUSA), avancées réglementaires à l'exemple de la directive européenne de juin 2002 sur les bruits ambiants...

Ces évolutions nous incitent à croire que nombre d'intervenants auront d'ici peu, ou ont déjà si l'on en juge les enquêtes de gêne menées ces dernières années autour de certains aéroports, intérêt à connaître les impacts multidimensionnels du bruit des avions. Aussi, certains d'entre eux pourraient être amenés à exploiter les perspectives offertes et le potentiel de correspondance développé par la méthode d'évaluation contingente (« *C'est clair qu'on est dans une phase de développement de ce... type de méthode.* » Institut Français de l'Environnement, « *Approche nouvelle, intéressante* » Direction Régionale de l'Environnement…). Un espace suffisant pourrait rapidement se créer en vue de proposer une problématique à même de fonder les référentiels et les hypothèses d'une démarche évaluative.

Dès lors, pour faciliter son appropriation, il convient de garantir l'usage de certains des aspects méthodologiques critiqués. En outre, un tel procédé doit pouvoir s'insérer dans l'architecture institutionnelle existante et surtout rester d'ampleur modeste, apte à éclairer des problèmes de faible envergure : « *intelligence des situations pouvant néanmoins susciter des effets d'entraînements (synergies discursives, alliances…) grâce à l'emploi d'arguments informés et non de preuves*

[6] Nous renvoyons par exemple ici à l'enquête de gêne réalisée, fait nouveau, conjointement par la DGAC du ministère de l'Equipement et la Mission Bruit du ministère de l'Environnement en 1999 (Vallet, Vincent & Olivier, 2000),

irréfutables qui clivent les débats » (Thoenig, 2000).

A la suite de la mesure de l'acceptabilité, nous avons donc souhaité penser un cadre procédural à cette méthode. Ce cadre pourrait aider à délimiter les contours de l'inscription de la méthode d'évaluation contingente dans le champ de la décision.

Cette procédure comprend en premier lieu un protocole d'évaluation articulant la méthode d'évaluation contingente à deux démarches d'observation complémentaires. Ce protocole a été pensé selon les rationalités et logiques respectives ainsi que selon les attentes pragmatiques exprimées lors des entretiens et réunions : campagne indépendante de mesures acoustiques, évaluation des dépréciations immobilières pour cause de bruit.

Puis, eu égard aux tensions anciennes que certains propos ont largement relayées, nous envisageons l'encadrement de ce protocole par des phases de concertation conviant acteurs institutionnels, représentants d'intérêts, évaluateurs scientifiques, experts de différentes appartenances et un panel de riverains d'aéroports. Seul l'apprentissage collectif grâce aux espaces de concertation ainsi créés pourrait, selon nous, œuvrer au nécessaire compromis sur l'utilisation d'une méthode qui véhicule certes des avantages évaluatifs mais aussi des positions normatives.

Convenons que ce dispositif apparaît relativement lourd. Mais cette envergure pourrait s'avérer nécessaire pour plusieurs raisons. En premier lieu, elle apparaît déterminante pour engager une analyse approfondie des effets d'une politique qui à ce jour suscite une large attente des riverains d'aéroports et des pouvoirs publics locaux. De plus, elle semble fondamentale pour initier ou potentialiser une dynamique décisionnelle apte à satisfaire à cette attente, notamment par l'apprentissage collectif de la correspondance institutionnelle et intellectuelle.

Surtout, en pénétrant des dimensions quelques peu éloignées de notre problématique stricte, cette procédure *in itinere* pourrait à sa mesure, par les rétroactions permises, aussi œuvrer à l'évolution des schémas cognitifs et des référentiels qui structurent de longue date les raisonnements des acteurs en présence. Dans un contexte où le modèle traditionnel *top-down* et *command-and-control* régissant le rôle de l'Etat est soumis à discussion, dans un domaine marqué par des tensions où le poids politique des acteurs centraux se voit relativisée, cette procédure pourrait à plus long terme :

(i) aider à la délimitation des contours d'une nouvelle légitimité politique grâce à la responsabilité liée à la connaissance (Simon, 1991) ;

(ii) donc apporter une contribution modeste à l'émergence de nouveaux rapports entre utilisateurs, producteurs et gestionnaires de réalités territoriales (Conan, 1998) ;

(iii) tout en évitant plus prosaïquement de coûteux déboires (procédures judiciaires, indemnisations…).

En fonction de ce qui a prévalu dans d'autres domaines environnementaux, cette procédure pourrait, en ces termes, modestement participer à une rationalisation de la politique publique de lutte contre le bruit, appelée de leurs vœux par nombre d'acteurs interviewés.

Loin d'une idéalisation de l'évaluation tendue entre politique et expertise, ce qui est proposé ici est en définitive une procédure d'évaluation pluraliste (Monnier, 1989), contractuelle (Barraqué, 1998), et, compte tenu des logiques respectives et des attentes exprimées lors des entretiens et réunions, territorialisée. Mais, sa concrétisation dépendra moins des potentialités balisées dans notre travail que de la volonté politique de son appropriation. C'est alors que pourrait véritablement commencer la vie d'une méthode qui apporterait sous certaines conditions une pierre à un édifice en construction : repenser les passerelles entre expertises techniques, évaluations et décisions, dans des situations de conflits importants.

Remerciements :

Nous remercions la Commission Evaluation et Décision du PREDIT (pilotée par J-M. Offner) pour son soutien scientifique, ainsi que la Direction de la Recherche et des Affaires Scientifiques et Techniques pour son aide financière.

Références

Barraqué B. (1998), Les collectivités locales et l'environnement, in « Les Politiques d'environnement - Evaluation de la première génération 1971-1995 », Ed. Recherches , Paris, p 347-372.

Conan M. (1998), L'évaluation constructive. Théorie, principes et éléments de méthode, La Tour d'Aigues. Ed. de l'Aube, 196 p.

Duran P. (1999) : Penser l'action publique, Ed. LGDJ, Coll. Droit et Société, Paris, 212 p.

Duran P. et Thoenig J-C. (1996) : « L'Etat et la gestion publique territoriale », *Revue française de science politique*, Vol. 46, n°4, pp. 580-623.

Bonnieux F. & B. Desaigues (1998) : Economies et politiques de l'environnement, Ed. Dalloz, Précis de sciences économiques, Paris, 302 p.

Faburel G. (2003) : Evaluation du coût social du bruit des avions. Application de la méthode d'évaluation contingente au cas d'Orly, Cahiers Scientifiques du Transport, vol 42, p. 43-74

Faburel (2002) : Evaluer les coûts sociaux : la nécessité de l'interdisciplinarité. Application au bruit des avions », Annales des Ponts et Chaussées, Paris, vol 103, p. 65-73

Faburel G. (2001) : Le bruit des avions : évaluation du coût social. Entre aéroport et territoires, Ed. Presses de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Paris, 352 p.

Faburel G. (Coll. M. Leroux & L. Colbeau-Justin) (2000) : Observation de l'acceptabilité institutionnelle et sociale d'une modalité d'expertise appliquée aux transports : l'évaluation contingente, Créteil, Rapport Observatoire de l'Economie et des Institutions Locales, pour la DRAST et la Commission Evaluation-Décision du PREDIT, 113 p.

Krueger R. (2000): Focus groups : a practical guide for applied research, SAGE Publications, (3ème éd), 232 p.

Monnier E. (1989) : Evaluation des politiques publiques : méthodes et pratiques, La Documentation française, Coll. Problèmes politiques et sociaux, vol. 599, 61 p.

OCDE (1996) : Evaluer les dommages à l'environnement, un guide pratique, Ed. OCDE, Coll. Poche, vol. 8, 193 p.

Offner JM. (1998) : Evaluer et décider dans les transports, éditorial, METROPOLIS, vol. 106-107, p 4-5.

Roqueplo P. (1996) : Entre savoir et décision, l'expertise scientifique, Ed. INRA, Coll. Sciences en questions, Paris, 111 p.

Simon H. (1991) : Sciences des systèmes, sciences de l'artificiel, Dunod, Paris, 229 p.

Thoenig JC. (2000) : L'évaluation est-elle une opportunité mal comprise ? La connaissance appliquée à l'action, Colloque organisé par la Société Française d'Evaluation, Evaluation et gouvernance, Rennes, juin, 5 p.

Trepos JY. (1996) : La sociologie de l'expertise, Ed. PUF, Coll. QSJ, Paris, vol. 3119, 121 p.

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport*", Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 59-66

Influences du changement de la circulation automobile sur la qualité de l'air du centre-ville de Nuremberg

Werner Balzer
Municipalité de Nuremberg, Institut des contrôles chimiques. Chem. Untersuchungsamt, 90317 Nuernberg, Germany. Fax +49 91 12 31 31 13 – email: werner_balzer@ua.stadt.nuernberg.de

Résumé
Dans les années de 1983 à 1987 on a réalisé à Nuremberg un programme général d'analyses des polluants comme le dioxyde d'azot, substance principale des polluants de l'air, dus à la circulation automobile, et on a trouvé une concentration d'une moyenne annuelle sur le centre-ville de 94 µg/m³. Pour réduire durablement les polluants pendant les années 1991 à 1993 on a changé la circulation du trafic automobile et en outre on a étendu considérablement les zones piétonnes. Dans un deuxième programme d' analyses des polluant pendant les années 1993 – 1998, les nouveaux résultats ont donné une image totalement différente: dans toute la ville, la pollution moyenne annuelle s'était réduite de 33 % ce qu'on peut expliquer par des mesures techniques telles que l'introduction du pot catalytique, mais dans le centre-ville, la pollution s'était réduite de 54 % ce que l'on peut seulement expliquer par la réduction du trafic automobile en raison du changement de circulation.
Mots-clefs : *qualité de l'air, pollution, trafic, dioxyde d'azote.*

Abstract
Avignon 2003: Influences of the change in road traffic on air quality in the centre of Nuremberg.
From 1983 to 1987 a generalized analysis programme of pollutants, including nitrogen dioxide, the principal substance in air pollutants due to road traffic was carried out and an annual average of 94 µg/m³ in the town centre was found. To sustainably reduce the levels of pollutants between 1991 and 1993 the direction of road traffic was changed in such a way as to allow cars to enter the town centre but no longer drive across the town. In addition, we considerably increased the size of the pedestrian zones. Between 1993 and 1998, the analysis programme for these same pollutants was resumed to verify the effects of the change in traffic on air quality. The study of the new analysis results gave a totally different picture: in the whole town, the average annual air pollution caused by traffic decreased 33 % which can be explained by technical measures, such as pollution control and the introduction of the catalyst. In the town centre, pollution was on 54 % below the average for 1987, which can only be explained by the reduction in road traffic due to the change in the traffic pattern.
Keys-words : *air quality, pollution, traffic, nitrogen dioxide.*

1 - Introduction

Nuremberg est une ville de presque 500.000 habitants, située dans le sud-est de l'Allemagne. Dans le centre ville, la vieille ville, soit 160 ha, presque complètement délimité par des remparts médiévaux habitent 14.000 personnes et 34.000 y ont leur emploi. Il existe un système dense de transports en comun avec métro, RER, bus et tram. Le centre-ville est ceinturé par un boulevard.

Dans les années de 1983 à 1987, l'Institut des contrôles chimiques a réalisé le premier programme général d'analyses des polluants. On a trouvé des concentrations qui pouvaient mettre en danger la santé des habitants et causer des dégâts aux bâtiments et façades des maisons anciennes. Pour

réduire durablement les polluants et pour contrôler les effets, il a fallu développer des mesures appropriées.

2 - Méthodes

Le programme d'analyses des polluants

Pour avoir une vue d'ensemble sur la répartition des concentrations des polluants dans les différentes parties de la ville, on a établi un réseau de points pour prendre des échantillons de l'air sur une distance de 1 km, ce qui a donné 217 superficies, chacune d'un kilomètre carré. Les quatre points d'échantillonage sont pris aux angles du carré. Suivant la réglementation de la loi de protection contre les nuisances, d'après Schiegl et Schorling (1986) on a pris pendant une année 13 échantillons de l'air dans une laboratoire mobile et on a analysé la concentration des polluants, le dioxyde d'azote, substance principale des polluants de l'air, dus à la circulation automobile, la dioxyde de soufre et le monoxyde de carbone. On a pu calculer la concentration moyenne pour les points « coin » et pour les superficies.

Mesures prises en ce qui concerne la circulation automobile

Pendant les années de 1990 à 1993, on a changé le sens du trafic automobile de telle manière que cela a permis d'entrer dans le centre-ville en voiture, mais non de traverser la ville (figure 1). Pour parvenir aux autres points de centre-ville, il faut prendre le boulevard de ceinture. En outre, on a étendu considérablement les zones piétonnes.

Figure 1 : Carte simplifiée des rues du centre ville depuis le changement de la circulation: on ne peut plus traverser la ville en voiture

Figure 1: English translation: Simplified map of streets in town centre after the change in road traffic: drive across the town is not any more possible

3 - Résultats

Réduction du trafic automobile

Pour observer le développement du trafic dans le centre-ville et les rues principales, on fait des comptage de véhicules à intervalles irréguliers. Les résultats sont publiés dans les rapports de statistiques annuelles de la ville de Nuremberg, Stadt Nuernberg (1994), Stadt Nuernberg (1998) Avant le changement de circulation il n'existait que les résultats de l'année 1984 où on avait constaté au total 150.258 automobiles entrant et quittant le centre-ville par jour, en juillet. En juillet

de l'année 1997, on a répété le comptage et on a obtenu le résultat de 106.483 véhicules, c'est une réduction de presque 30 %.

Pendant la même période, le trafic à Nuremberg a augmenté: le nombre des véhicules enregistrés est passé de 188.022 en 1984 à 239.817 en 1997 et dans les rues principales hors du centre-ville on a compté par jour 433.611 dans l'année 1985 et 548.805 en 1997.

Qualité de l'air

Sur les figures 2 et 3, on a représenté les changements de la concentration moyenne par kilomètre carré suivant une ligne de l'ouest de la ville de Nuremberg (colonne 1 – 3) en passant par le centre ville (colonne 4 – 7) vers l'est (colonne 8 – 11) pour les années 1981 – 87 et 1993 – 97 .

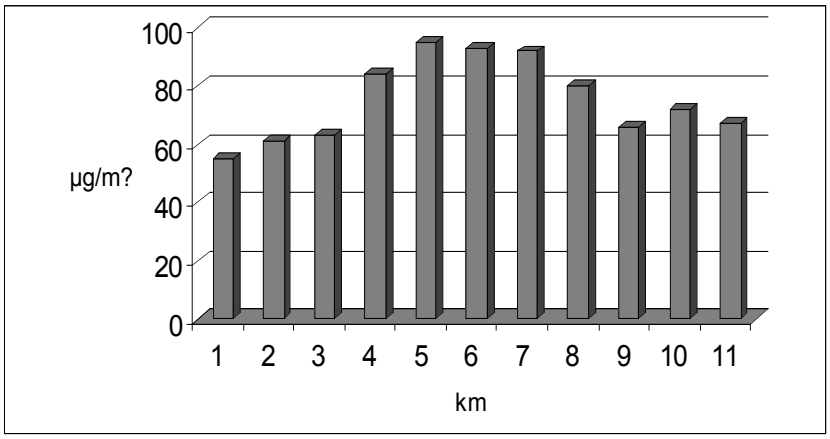


Figure 2 : Programme d'analyses de 1981 – 87 : suivi de la concentration de NO_2 (µg/m^3) à Nuremberg de l' ouest à l'est, pas à pas de 1 km en 1 km.

Figure 2: English translation: Analysis programme of pollutants 1981 - 87: concentration of NO_2 (µg/m^3) in 1 km steps from east to west

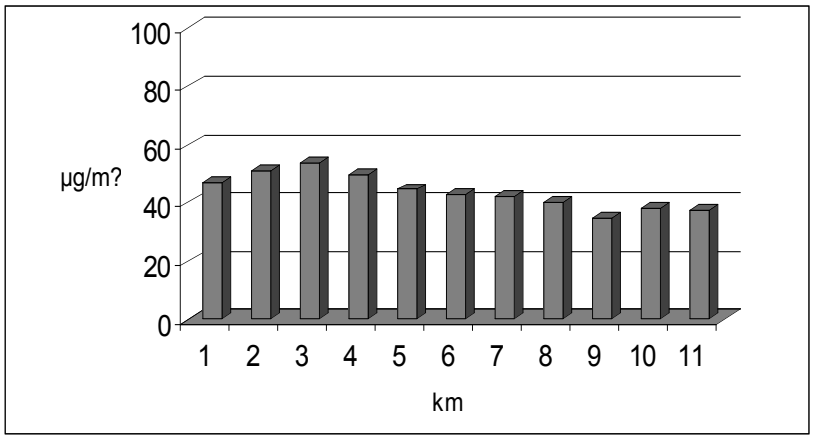


Figure 3 : Programme d'analyses de 1993 – 97 : suivi de la concentration de NO_2 (µg/m^3) à Nuremberg de l' ouest à l'est, pas à pas de 1 km à 1km.

Figure 3: English translation: Analysis programme of pollutants 1993 - 97: concentration of NO_2 (µg/m^3) in 1 km steps from east to west

On peut voir que dans les années 1981 – 87, les concentrations de dioxyde d'azote plus élevées avec les moyennes annuelles par kilomètre carré jusqu'à 95 μg/m^3 (colonne 5 de figure 2) se trouvaient dans le centre-ville. La concentration dans les banlieues de l'ouest et de l'est était autour de 60 μg/m^3 (colonnes 1 - 4 et 9 – 11) et la concentration moyenne sur tout la ville s'élevait à 58 μg/m^3.

L'étude des résultats d'analyses des années 1993 – 97 a donné une image totalement différente: dans toute la ville, la pollution de l'air moyenne annuelle causée par le trafic s'était réduite à 39 μg/m^3 de

dioxyde d'azote, c'est une réduction de 33 %. En centre-ville, on a pu enregistrer une réduction jusqu'à 53 % de 95 $\mu g/m^3$ à 45 $\mu g/m^3$ (colonne 5 de figure 3).

En comparaison: la directive du Conseil de l'Union Européenne (1999) fixe une valeur limite de 40 $\mu g/m^3$ pour le dioxyde d'azote dans l'air ambiant.

4 - Discussion

Dans tous les pays de l'ouest de l'Europe, pendant les années 80 et 90 on a pu réduire l'émission des oxydes d'azote. En Allemagne, par exemple les données de l'office fédéral de l'environnement, Umweltbundesamt (1998) montre, qu'entre 1985 et 1993 l'émission est descendu de 2.908 à 2.225 millions de tonnes. La moitié de l'émission était causée par le trafic automobile. En outre, on a introduit le pot catalytique dans l'année 1991 et en 1993 déjà 25,3 % des véhicules en étaient munis. De plus, le contrôle anti-polluant, fixé par loi, a amélioré aussi les conditions techniques des moteurs.

Toutes ces mesures peuvent expliquer la réduction de la pollution par le dioxyde d'azote dans la ville de Nuremberg, mais ne peuvent pas expliquer la réduction considérable dans le centre-ville. La seule explication pour ce phénomène est la réduction du trafic automobile en raison de la modification de la circulation.

Conclusion

En ce cas, on a pu donc réduire la pollution dans un quartier sans le fermer au trafic. C'était possible parce qu'il y a un bon système de transports publics avec deux lignes de métro et des autobus comme alternative pour ceux qui ont voulu changer leur manière de se déplacer et parce que le boulevard extérieur de ceinture permet d'atteindre les différentes rues du centre-ville sans traverser la ville.

Mais il faut constater qu'il est encore impossible de passer durablement sous les valeurs limites de la directive européenne et que le changement de la circulation a peut-être causé une croissance du trafic et de la pollution dans le boulevard de ceinture et dans les quartiers voisins de la vieille ville.

Remerciements

L'auteur remercie tout particulièrement Christian Korda pour lui avoir mis à sa disposition les résultats d'analyses et la carte de Nuremberg.

Références

Conseil de l'Union Européenne (1999): Directive 1999/30/ce du conseil du 22 avril 1999 relative à la fixation de valeurs limites pour l'anhydride sulfureux, le dioxyde d'azote et les oxydes d'azote, les particules et le plomb dans l'air ambiant.

Stadt Nuernberg (1994): Nuernberg, Allemagne, Statistisches Jahrbuch 1994, p 159 -164

Stadt Nuernberg (1998): Nuernberg, Allemagne, Statistisches Jahrbuch 1997, p 218-223

Schigl W., Schorling M. (1986): TA-Luft. Ecomed éd., Muenchen, Allemagne, Anlage 3.1.1 p 11-15

Umweltbundesamt (1998): Umweltdaten Deutschland. Erich Schmidt éd., Berlin, Allemagne p 21

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport"*, Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 63-69

A preliminary assessment of the distribution of trace elements emitted by road traffic

Michel Legret & Christelle Pagotto
Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, BP 4129, 44341 Bouguenais Cedex, France
Tel: 33 2 40 84 58 66, Fax: 33 2 40 84 59 98 - Michel.Legret@lcpc.fr

Abstract
The fluxes of heavy metals emitted from a major rural highway in West France have been evaluated. Cadmium, copper, lead and zinc have been studied and their loads measured in road runoff, and wet and dry deposition onto the roadside soils. Data collected over a one-year sampling period indicate that only 8.3 % of lead and 2.7 % of copper was deposited in the local road environment. The budget calculation was not possible for cadmium and rather satisfactory for zinc. It seems that a large proportion of lead may disperse in the atmosphere, whereas cadmium sources may be ill-identified and probably overestimated as regards copper.
Keys-words*: Heavy metals, water pollution, soil pollution, roads, emissions*

Introduction

Road traffic and maintenance are a source of different types of environmental pollution. Vehicle exhaust, tyre and brake lining wear, corrosion of galvanised crash barriers, road salting during wintertime are the origin of the chronic emission of pollutants, among them are trace metal elements (heavy metals), especially Cd, Cu, Pb and Zn (Hewitt and Rashed, 1990; DWW, 1995; Pagotto, 1999).

Pollutants could be transported in the road environment from different pathways. Metals, in soluble and particulate forms, could be drained off by runoff waters and discharged into ditches and streams. Part of the pollution could be deposited onto roadside soils as wet and dry deposition, or dispersed in the atmosphere due to wind dispersion (Hewitt and Rashed, 1990; Legret et Pagotto., 2001; Young et al., 2002).

Estimations of pollutant fluxes from traffic are uncertain because of the complexity of vehicular sources. Literature data are scattered and sometimes old (Brinkmann, 1985; Muschack, 1990; Smolders and Degryse, 2002) and it is necessary to take into account the changes in car manufacturing technologies as well as in fuel composition (unleaded gasoline).

In this study, we attempted to identify and quantify the main sources of emission of these pollutants and to assess the fluxes dispersed in the water and soil, and we established an approach for the assessment of the distribution of these pollutant fluxes in the different environmental compartments.

1 - Method

Various water and soil quality measurement campaigns performed on a specific site between 1995 and 1999 allowed measurement of the loads of pollutant transported by runoff water (Legret and Pagotto, 1999) and dispersed into the soil on the edges of the road through dry and wet deposition (Legret and Pagotto, 2001). In parallel, an estimation of the metal pollutant emission factors was performed for different vehicle categories, based on literature data and concentration measurements in the laboratory and estimations of the wear of the different automotive components (brakes, tyres)

likely to contain these elements (Pagotto, 1999).

The experimental site is located on the North bypass motorway of the city of Nantes (France), where it crosses the Erdre river. This motorway section (A11) opened in August 1993. The mean daily traffic is about 24,000 vehicles, including about 7% of heavy lorries and the speed limit is 130 km h^{-1}. The pavement surfacing initially consisted of a conventional asphalt. It was renovated in June 1996 with a porous asphalt, for safety and noise reduction reasons.

The motorway consists of two three-lane carriageways, including a hard shoulder, separated by a central reservation (11.65 m total width for each carriageway). All the road section is equipped with galvanised crash barriers and the area is rather flat and woody.

The site was equipped to collect runoff water from a part of the pavement representing a road length of 275 m. Water was diverted into a flow measurement channel fitted with an ultrasonic flow meter and an automatic sampler was used to take mean samples according to the discharged volume of water. The sediments which were collected in the measurement channel were sampled for analysis and the quantity of sediments were estimated after each rain event.

An initial survey on the conventional pavement was conducted from March 1995 to February 1996, and a second survey on the porous asphalt spanned the period from June 1997 to May 1998.

Total deposition was collected using throughfall samplers (Erisman et al., 1998) and by a series of glass flasks laid on the soil surface, at different distances from the road edge, from 0.50 to 50 m. A one-year survey was carried out from May 1998 to April 1999.

Heavy metals were determined, either by inductively coupled plasma atomic emission spectrometry (ICP-AES) (Varian Liberty 220), or by flame or electrothermal atomic absorption spectrometry (AAS) (Varian AA 300 and GTA 96 or Perkin Elmer 5000 and HGA 500) depending on the metal and the concentration, on acidified raw waters at pH less than 2, and on filtered waters (through a 0.45-µm porosity membrane) acidified at pH less than 2, to distinguish between total and dissolved fractions. Solid samples were ashed at 550°C and the residues dissolved in a mixture of concentrated hydrochloric and hydrofluoric acids.

2 - Results and discussion

The detailed results on runoff water quality and deposition fluxes have been presented elsewhere (Legret and Pagotto, 1999; Pagotto et al., 2000; Legret and Pagotto, 2001). In this study, only the data relevant to the assessment calculations will be summarised.

Runoff waters

During the 1995-1996 sampling period, forty nine rain events were studied. The total precipitation depth was 656 mm and the effective fraction of this inducing runoff was of 608 mm. Mean monthly rainfall volumes were close to the seasonal average of the region, which are characterized by many rainfall events of low intensity distributed throughout the year with a maximum peak in winter. The results of the concentration measurements carried out on runoff water are presented in Table 1.

Fourty-three sediment samples were collected from the flow-rate measurement channel and analysed. The sediments are mostly composed of sand, with 79% of the particle being larger than 200 µm. Suspended solids collected in runoff water by means of automatic samplers, on the other hand, have a finer granulometry with only 17.6% of particles being larger than 200 µm. We have considered that the sediments resulted from settling of coarse particles which were removed from the sewer by thrusting. These sediments were retained by the overflow of the measurement channel, and were probably not sampled by the suction pump of the automatic sampler. Results of the sediment analyses carried out on the fraction smaller than 2 mm are shown in Table 1.

	Cd	Cu	Pb	Zn
Runoff (µg/L)				
Mean	1	45	58	356
Range	0.2-4.2	11-146	14-188	104-1544
Sediment (mg/kg)				
Mean	0.50	59	314	465
Range	0.25-1.7	20-260	170-540	110-3510

Table 1: Results of the analyses of runoff waters and sediments (conventional asphalt)

The actual pollutant loadings contained in runoff water for each rainfall event are obtained by multiplying the mean pollutant concentration by the volume of flow of the event. Total loads measured are estimated by adding up the loads per rainfall event and calculated for 1 km of road. Some storms during the monitoring period were not sampled and the duration of the survey was less than one year. Considering that the total precipitation depth during the year of study were of 747 mm, annual loads are calculated as:

$$L = P x \frac{Vm}{Pm} x \frac{Ls}{Vs}$$

where L = annual pollutant load (kg km^{-1}); P = annual precipitation (747 mm); Vm = total runoff volume during the monitoring period (m^3); Pm = total precipitation depth during the monitoring period (656 mm); Ls = measured pollutant load (kg km^{-1}); Vs = sampled runoff volume (m^3).

Table 2 presents the annual pollutant loadings discharged in both water and sediments obtained for trace metal elements.

	Cd	Cu	Pb	Zn
		(g/km/yr)		
Runoff	9.0	240	370	2100
Sediment	0.4	50	290	320
Total	9.4	290	660	2420

Table 2: Pollutant loadings in runoff waters and sediments (conventional asphalt)

The use of porous road surfacing allows to improve safety and driver comfort. A noise reduction has also been noticed and some studies have shown that porous asphalt can play a role in the reduction of pollutant loadings discharged in the receiving medium due to a filtering effect of stormwater (Stotz and Krauth, 1994; Baladès et al., 1995; Ranchet, 1995; Berbee et al., 1999).

A new survey were carried out at the A11 experimental site during the 1997-1998 period, after the conventional asphalt was replaced by a porous asphalt. The comparison of the pollutant loadings drained off during the two sampling campaigns showed an important reduction of the heavy metal fluxes related to the presence of the porous asphalt: 74 % for Pb, 62 % for Cd, 59 % for Zn and 21 % for Cu.

Deposition measurements

In order to evaluate the background level of atmospheric deposition of heavy metals, the fluxes measured at the farest distances from the road have been selected. According to the sampling device, values vary between: 0.1 and 0.2 mg m^{-2} yr^{-1} for Cd, 2.8 and 4.7 mg m^{-2} yr^{-1} for Cu, 2.0 and 4.9 mg m^{-2} yr^{-1} for Pb, 15.5 and 19.3 mg m^{-2} yr^{-1}for Zn. The background atmospheric deposition was close to the values previously measured by Alloway et al. (1999) in the UK. Among metals, zinc was deposited in the greatest quantities, followed by copper and lead. Cadmium deposition was the lowest of the heavy metals monitored.

An input of Pb was found to a distance of 5 m from the road edge but no input exceeding

background level was detected at a distance of 12.50 m. There was a rapid decrease in Zn and Cu inputs between 0.50 m and 5 m, with only a small input at a distance of 12.50 m. The input of Cd was weak and seemed to be concentrated close to the road.

The integration of the evolution of total deposition alongside the road, to a distance of 25 m, showed that the total annual inputs of metals exceeding background level was less than 2 g km^{-1} for Cd, 80 g km^{-1} for Cu, 57 g km^{-1} for Pb and 265 g km^{-1} for Zn.

Nevertheless, higher values were obtained using a different sampling device, consisting of a series of flasks laid on the soil, especially for Pb (190 g km^{-1}) and Zn (815 g km^{-1}). This difference could be due to the larger collecting surface area of the flasks which could induce a better sampling of deposition, and to the filtering effect of vegetation with throughfall samplers (Pagotto, 1999).

Heavy metal emissions

Heavy metal concentrations have been measured in fuel, vehicles and road materials (Table 3). Mean samples of fuel from different suppliers have been made, proportionally to the volume sold in France by each of them. Samples of brake lining and samples of tyre rubber from two different suppliers have been analysed. The results shown in Table 3 are the mean of the two samples of each materials.

A sample of stone used for the construction of the A11 motorway asphalt has been analysed. Likewise, two samples of de-icing salt used on the A11 motorway have been analysed. Nevertheless, the characteristics of stones and de-icing salts depend on their origin and can be different from one site to another. Finally, data related to bitumen come from the literature (Lindgren, 1996).

It appears that brake linings are an important source of metals, mainly Cu, Zn, and Pb, while tyre rubber is essentially a source of Zn. As regards fuel, only leaded gasoline is a source of metal and it is generally assumed that 75 % of the lead contained in gasoline escapes in exhaust fumes (Hewitt and Rashed, 1990).

Sources	Pb	Cu	Cd	Zn	Ni	Cr
Fuel (mg/L)						
Leaded gasoline	140	0.065	0.0003	0.11	0.008	0.004
Unleaded gasoline	1.3	0.063	0.0001	0.09	0.003	0.004
Diesel fuel	0.9	0.062	0.0001	0.19	0.004	0.005
Vehicle (mg/kg)						
Brake linings	3 870	142 140	2.7	21 765	850	162
Tyre rubber	7.2	1.9	2.5	10 645	0.9	0.4
Road (mg/kg)						
Stones	0.6	80	0.12	85	80	240
Bitumen(1)	-	<17	-	<17	23	<35
De-icing agent	1.7	0.65	0.11	0.25	-	-
(1) Lindgren, 1996						

Table 3 : Heavy metal contents in fuel, vehicles and road materials

In order to calculate the fluxes of pollutants it is necessary to estimate the mass of materials produced by wear processes. According to manufacturer information, the amounts of matter resulting of the wear of tyre and brake lining have been estimated :

- Considering the total wear in 50,000 km of a common light vehicle tyre 0.54 m in diameter, 0.12 m wide and 6 mm thick rubber abrasion (density = 1) with 30 % void due to tread design, the total quantity of matter produced is 857 g, hence 17 mg km^{-1}. It can be assumed that for light vehicles the amount of matter is 68 mg $veh.^{-1}$ km^{-1}, and twice this quantity for heavy vehicles.

- For private vehicles, the wear was estimated considering disk brake weared in 30,000 km (2 segments per wheel; surface area = 38 cm²; thickness = 1.2 cm; density = 2.2) that equipes front-wheels and for rear wheels, either drum brake weared in 100,000 km (2 segments per wheel; surface area = 240 cm²; thickness = 0.4 cm; density = 2.8) or disk brake weared in 75,000 km (2 segments per wheel; surface area = 25 cm²; thickness = 1.2 cm; density = 2.2). The proportion of each type of rear brake was considered to be 50 % in the calculation. The wear of brake linings is considered to be approximately 20 mg/vehicle/km for tourist vehicles, 29 mg veh.$^{-1}$ km^{-1} for light good vehicles and 47 mg veh.$^{-1}$ km^{-1} for heavy lorries.

Asphalt wear has been estimated by Muschack (1990) at 3.8 mg veh.$^{-1}$ km^{-1}, and generally asphalt is made of 95 % stone and 5 % bitumen.

A study has been carried out on the corrosion of crash barriers in galvanised steel by means of an experimental set up consisting of a 1.50 m long barrier equipped with a gutter installed on the roof of the laboratory. Rain water was collected and heavy metal content was determined for a one-year period. The amount of heavy metals removed by stormwater was evaluated for a one-kilometre long barrier with a total surface area of 0.94 m² (two sides), the contribution from the local atmospheric background was substracted : 0.16 g km^{-1} yr^{-1} for Cd, 0.23 g km^{-1} yr^{-1} for Cu, 2.1 g km^{-1} yr^{-1} for Pb and
1045 g km^{-1} yr^{-1} for Zn. Concentrations of Ni and Cr in stormwater was generally below detection limit.

Fuel consumption depends on the type of traffic : urban or highway. For the calculation we have used data related to traffic on motorway that are lower than mean consumption of vehicles (Joumard et al, 1990 ; Roumegoux, 1994). These data have been corrected due to the decrease of mean fuel consumption observed during the last years :

Private vehicles :		Light commercial vehicles :		Industrial vehicles :	
Gasoline :	7.5 L/100 km	Gasoline :	7.9 L/100 km		
Diesel :	6.3 L/100 km	Diesel :	8.3 L/100 km	Diesel :	31.5 L/100 km

By summing the emissions from the different identified sources it is possible to evaluate the unitary emission of the different types of vehicles for one kilometre of motorway (Table 4). Emission of metals in exhaust fumes has been estimated to represent 75 % of the fuel metal content.

Type of vehicles	**Cd** (µg/veh./km)	**Cr** (µg/veh./km)	**Cu** (mg/veh./km)	**Ni** (mg/veh./km)	**Pb** (mg/veh./km)	**Zn** (mg/veh./km)
Private vehicles						
leaded gasoline	0.24	3.49	2.85	0.02	7.95	1.17
unleaded gasoline	0.23	3.49	2.85	0.02	0.15	1.16
diesel	0.23	3.50	2.85	0.02	0.12	1.17
Light commercial vehicles (<5t)						
leaded gasoline	0.27	4.96	4.13	0.03	8.41	1.36
unleaded gasoline	0.25	4.96	4.13	0.03	0.19	1.36
diesel	0.25	5.04	4.13	0.03	0.17	1.37
Industrial vehicles (all diesel)	0.49	8.85	6.70	0.04	0.40	2.52

Table 4 : Unitary emissions from vehicles (motorway drive)

Considering the traffic data on the experimental sites, it is possible to calculate the mass fluxes of pollutants due to road traffic and maintenance. The distribution of the different types of vehicles has been estimated according to French national statistics on car fleet composition, mean vehicle drives and fuel consumptions (INSEE, 1998).

The amount of de-icing salt has been estimated at 10t for the two carriageways (Legret et al, 1997). The presence of two crash barriers on each carriageway has been taken into account.

The total loads of heavy metal emissions calculated for the year 1997-1998 are the following, for one carriageway :

Cadmium : 2 g km^{-1} yr^{-1} Nickel : 99 g km^{-1} yr^{-1}
Chromium : 24 g km^{-1} yr^{-1} Lead : 7,700 g km^{-1} yr^{-1}
Copper: 16,000 g km^{-1} yr^{-1} Zinc : 7,300 g km^{-1} yr^{-1}

Emissions of Cd, Cr and Ni appear to be poor compared to Cu, Pb and Zn.

Nevertheless, some hypothesis should be verified (for example the use of brakes on motorway is not common) and heavy metal emissions could have been ill defined. Besides, in France the use of leaded gasoline was decreasing during the sampling campaigns: in 1995 unleaded gasoline consumption was about 50 % of the total gasoline consumption, and more than 65 % in 1998. Finally, leaded gasoline has been replaced with a fuel substitute since Juanary 2000.

Approach of mass balance

The inflows taken into account in the assessment include emissions related to the road and the atmospheric deposition due to the local background pollution.

To draw up a preliminary assessment, certain hypotheses were adopted:

- the infiltration under the roadway was considered negligible,

- the differences observed between the pollutant loads evacuated by the runoff waters on conventional and draining roadways solely correspond to the retention of pollutants by the porous asphalt,

- the deposition of pollutants linked to the traffic beyond a distance of 25 m is considered negligible.

- The difference between the quantities of pollutants measured in the different environmental compartments studied and those emitted is supposed to correspond to the portion transferred into the atmosphere.

	Cd	Cu	Pb	Zn
		(%)		
Runoff water drainage	71.0	1.0	1.2	15.1
Retention in the porous asphal	177	1.2	4.6	36.6
Deposition onto roadside soil	-	0.5	2.5	10.2
Mass balance/emissions	-	97.3	91.7	38.1

Table 5: Distribution of pollutants

The assessment (Table 5) clearly shows that the portion of the emissions estimated as trace metal elements located in the road's immediate environment is low. Indeed, over 90% of the lead and copper is neither transported by the runoff waters, nor trapped in the pores of the pervious macadam, nor deposited on the soils close to the road. This percentage is lower for zinc (about 40%) and could not be determined for cadmium. These results could be related either to major dispersion of these elements into the atmosphere and transport over a greater distance, or to an overestimation of the emissions.

A Dutch study (DWW, 1995) concludes that there is the possibility that a considerable part of the emissions by the car traffic is distributed diffusely and thus contributes to the background deposition of PAH and heavy metals.

The main source of lead is fuel. However, it appears that only 8.3 % of the lead is removed by runoff water or deposited onto roadside soil. The greatest part may, therefore, disperse in the atmosphere as already point out by Hewitt and Rashed (1990).

Copper mainly comes from brake linings, but a proportion of copper dust may remain in the brake circuit. Moreover, the wear of brake linings is not regular but depends on road geometry and traffic intensity, two factors which may account for the low percentage observed in the road environment.

The main sources of zinc are wear and tear from tyres, from brakes and the corrosion of galvanised crash barriers, and the results of the mass balance are rather satisfactory.

As concerns cadmium, it was not possible to establish an assessment, either due to the analytical difficulties linked to the small contents to be measured, or to an underestimation of the emissions.

A small proportion of the pollutants dispersed into the environment is deposited on the soils close to the roadway. The pollution by metals appears to be mainly (over 70% of the quantities measured) transported by the runoff waters or trapped in the pores of the porous asphalt.

Conclusion

The main sources of Cu, Pb and Zn emissions related to road traffic have been identified. The comparison between calculated emission fluxes and pollutant loadings measured in runoff waters and depositions seems to indicate that lead released by vehicles is dispersed in the atmosphere. Copper fluxes appear to be probably over-estimated, the assessment of zinc was satisfactory and the mass balance calculation was not possible for cadmium. Only a small proportion of metals is deposited on the soil alongside the road, within 25 m, and it is confirmed that porous asphalt are able to retain part of the pollution contained in runoff water.

References

Alloway B.J., Zhang P., Mott C.J.B., Nicholson F., Chamber B., Smith S., Carlton-Smith C. (1999): Atmospheric deposition of heavy metals onto agricultural land in England and Wales. Proc. 5th Int. Conf. On The Biogeochem. Of Trace Elements, Vienna, Austria, vol. 1, p 414-415.

Baladès J.D., Legret M., Madiec H (1995) : Les revêtements poreux outils de gestion de la pollution des voiries urbaines. Proc. Int. Conf. Novatech 95, Lyon, France, p 345-352.

Berbee R., Rijs G., de Brouwer R., van Velzen L. (1999):Characterization and treatment of runoff from highways in the Netherland paved with impervious and pervious asphalt. Wat. Environ. Res., vol. 71, p 183-190.

Brinkmann W.L.F. (1985): Urban stormwater pollutants : sources and loadings. Geojournal, vol. 11, p. 277-283.

DWW (1995): Microcontamination along highway : an evaluation. DWW report, n° 95-735, Ministry of Transport, Delft, The Netherlands, 40 p.

Erisman J.W., Möls H., Koeleman M. (1998): Manual for measuring run-off and total deposition on the verges of motorway. DWW report, n° 98-023, Ministry of Transport, Delft, The Netherlands, 28 p.

Hewitt L.N., Rashed M.B. (1990): An integrated budget for selected pollutants for a major rural highway. Sci. Total. Environ., vol. 93, p 375-384.

INSEE (1998) : Les transports en 1997. 35ème Rapport de la commission des comptes des transports de la nation. Synthèse n°18. INSEE ed., Paris, France, 202 p.

Joumard R., Paturel L., Vidon R., Guitton J., Saber A., Combet E. (1990) : Emissions unitaires de polluants des véhicules légers. INRETS report, n°116, Bron, France, 120 p.

Legret M., Le Marc D., Demare D. (1997) : Pollution des eaux de chaussées autoroutières. L'autoroute A11 près de Nantes. Bull. Labo. P. et Ch., vol. 211, p 101-115.

Legret M., Pagotto C. (1999): Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. Sci. Tot. Environ., vol. 235, p 143-150.

Legret M., Pagotto C. (2001): Heavy metal dispersion and soil pollution alongside two French highways. 7th Int. Highway and Urban Pollution Symposium, Barcelona, Spain.

Lindgren A. (1996): Asphalt wear and pollution transport. Sci. Tot. Environ., vol. 189/190, p 281-286.

Muschack W. (1990): Pollution of street run-off by traffic and local conditions. Sci. Total. Environ., vol. 93, p 419-431.

Pagotto C. (1999) : Etude sur l'émission et le transfert dans les eaux et les sols des éléments traces métalliques et des hydrocarbures en domaine routier. PhD thesis, University of Poitiers, France, 252 p.

Pagotto C., Legret M., Le Cloirec P. (2000): Comparison of the hydraulic behaviour and the quality of highway runoff water according to the type of pavement. Wat. Res., vol. 34, p 4446-4454.

Ranchet J. (1995): Impacts of porous pavements on the hydraulic behaviour and the cleansing of water. Techniques Sciences et Méthodes, vol. 11, p 869-871.

Roumegoux J. (1994) : Emissions de polluants par les véhicules industrielles – modèle SIVA. INRETS report, n° LEN 9402, Bron, France, 45 p.

Smolders E., Degryse F. (2002): Fate and effect of zinc from tire debris in soil. Environ. Sci. Technol., vol. 36, p 3706-3710.

Stotz G. and Krauth K. (1994): The pollution from pervious pavements of an experimental highway section:

first results. Sci. Tot. Environ., vol. 146/147, p 465-470.
Young T.S., Heeraman D.A., Sirin G., Asbaugh L.L. (2002): Resuspension of soil as a source of airborne lead near industrial facilities and highways. Environ. Sci. Technol., vol. 36, p 2484-2490.

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport"*, Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 71-78

Géographie des risques environnementaux liés aux transports routiers en montagne. Incidences des émissions d'oxydes d'azote en vallées d'Aspe et de Biriatou (Pyrénées)

Gaëlle Délétraz
Laboratoire Société, Environnement, Territoire UMR CNRS 5603,
IRSAM – Domaine Universitaire, 64000 Pau, France – email : gaelle.deletraz@univ-pau.fr

Résumé
Le travail entrepris a pour objectif d'évaluer l'incidence de la pollution azotée des transports sur les écosystèmes de montagne. Deux vallées Pyrénéennes aux caractéristiques très différentes ont été choisies comme terrain d'étude : la vallée d'Aspe (encaissée, faible trafic) et celle de Biriatou (site ouvert, trafic important). Le polluant retenu est le dioxyde d'azote (NO_2) car il contribue à l'acidification et à l'eutrophisation des eaux et des sols. En spatialisant les dépôts polluants mais aussi la vulnérabilité des écosystèmes, nous proposons une cartographie et une analyse du risque environnemental. Un indice permet d'autre part d'estimer la capacité des différents sites à disperser la pollution.
Mots-clefs : *espace montagnard, analyse spatiale, modèle de diffusion spatial, charge critique, dioxyde d'azote, transport routier, écosystème, risque environnemental.*

Abstract
Geography of the environmental risks from the road transport in moutain. Impacts of the nitrogen oxide emissions in the Aspe and Biriatou valley (Pyrenees, France).
The purpose of this work is to evaluate the impact of road pollution on mountain ecosystems. Two valleys of the Pyrenees have been chosen for field studies : site at Biriatou, an international corridor (A63) confronted with considerable growth in heavy vehicle traffic – more than 7500 trucks per day in 2000 ; and in the Aspe valley, to assess the situation before the opening of the new international road tunnel of the Somport. The studied pollutant is nitrogen dioxide (NO_2) because it contributes, with the other nitrogen compounds, to acidification and eutrophisation of water and soils. Two tracks were followed to show the importance of the relation which binds the space characteristics of a site and the levels of pollution. First, the model of spatial diffusion of pollution used integrates topography through the definition of a variable called " real-distance ". With this model, we have established a cartography of nitrogen depots for the two studied sectors, in spite of the many raised methodological difficulties. The cartography of the deposition is indispensable but not sufficient to determine the risk induced by the road pollution. Each ecosystem has specific characteristics (buffer capacity of soil, type of vegetation). The critical loads differ according to the environmental conditions. The definition of the risks areas needs the comparison of the levels of pollution and environmental conditions. Second, a statistical index was developed to quantify the dispersion capacity of pollution in the valleys. If the topography influences in dominating way this capacity, meteorology modulates this capacity in a secondary way. With this index, it is possible to study the evolution of the dispersion capacity of pollution at different sites, in the time and in the space. To quantify this capacity allows a more objective comparison of the vulnerability of the sites. From a thematic point of view, this work showed that the environmental risks of the road traffic is real, even when the traffic is weak, according to dispersion possibility. From a methodological point of view, we show that the geographic approach, through the space entry, is complementary to that of the chemists or biologists. This approach only began but it is a vast field of investigation and the

authorities are looking for tools for evaluation.
Keys-words: mountain area, spatial analysis, model of spatial diffusion, critical loads, nitrogen dioxide, road traffic, ecosystem, environmental risk.

Introduction

Depuis l'après-guerre, le domaine des transports connaît un accroissement généralisé des trafics qui s'explique en partie par l'ouverture du marché unique en Europe et la déréglementation du secteur, mais aussi par l'évolution du mode de vie qui va vers toujours plus de mobilité individuelle (augmentation du nombre de kilomètres parcourus chaque année, mais aussi du nombre de véhicule par foyer). En même temps, la concurrence entre les modes est biaisée par la sous-tarification du trafic routier qui n'intègre pas suffisamment ses coûts externes : construction et entretien des infrastructures, accidents, nuisances sonores, pollution (santé publique, écosystèmes, dégradation du bâti et à une échelle plus globale : effet de serre, couche d'ozone), consommation d'espace et d'énergie, morcellement du paysage et des territoires animaux, imperméabilisation des sols. Malgré une certaine prise de conscience vis-à-vis des nuisances liés aux transports routiers, les pays occidentaux sont toujours dans une logique de développement très en faveur de la route.

En France, une attention particulière est portée au massif alpin. Pourtant, la situation dans les Pyrénées se dégrade plus rapidement et plus fortement. Il est prévu le doublement, d'ici 2010, des flux de marchandises à la frontière franco-espagnole, soit 30 000 PL/jour. Où faire passer ce trafic ? Les passages côtiers (Biriatou et Perthus), moins montagnards, ont permis jusqu'ici au massif de supporter l'accroissement du trafic mais, même en comptant avec un trafic de 10 à 12 000 PL/jour aux deux extrémités de la chaîne, il reste 5 à 10 000 PL/jour à faire passer dans la partie centrale de la chaîne or, la capacité à accepter le trafic y est beaucoup plus faible. En effet, les problèmes liés aux transports sont exacerbés dans les vallées, génératrices de facteurs aggravants, comme on le voit déjà dans les Alpes.

Ainsi, la conciliation entre les intérêts économiques et environnementaux est très délicate dans le domaine des transports puisqu'il s'agit d'arbitrer entre de nombreux éléments contradictoires : volonté de préserver la vitalité économique locale et européenne, respect des engagements communautaires, préservation de la santé publique, volonté de désenclavement, de développement du tourisme etc. entre lesquels les politiques doivent arbitrer. Les approches très spécialisées de diverses disciplines sont souvent difficiles à intégrer pour les décideurs, d'où le besoin d'approches pluridisciplinaires et compréhensibles par des non scientifiques. Cette communication reprend en partie les éléments développés dans le cadre d'une thèse (Delétraz, 2002) à laquelle nous renvoyons pour davantage d'approfondissements.

1 – Objectifs et méthode

Notre objectif est de montrer que les risques environnementaux liés à la pollution atmosphérique routière ne sont pas partout les mêmes, selon qu'on se situe en plaine ou selon les types de vallées, en grande partie à cause des caractéristiques spatiales propres à chaque site.

Pour mettre en évidence ces inégalités spatiales, nous avons sélectionné deux terrains d'étude aux caractéristiques très différentes : les vallées d'Aspe et de Biriatou. Le secteur de Biriatou (70 km^2) est situé sur la côte Basque. C'est un site aux caractéristiques montagnardes peu marquées, affecté d'un très important trafic (près de 20 000 véhicules/jours dont près de 8 000 PL en 2000). La vallée d'Aspe (450 km^2) est au contraire très encaissée, avec un trafic relativement faible (autour de 150 PL/jour au franchissement du col, près de deux fois plus dans la vallée pour la desserte locale et 2 à 3000 VL/jour). Ce trafic va s'intensifier avec l'ouverture du tunnel du Somport (17 janvier 2003).

Le polluant retenu est le dioxyde d'azote parce que c'est un bon traceur de la pollution automobile et parce qu'avec les divers composés qu'il génère (par réactions secondaires dans l'atmosphère), il a des impacts environnementaux en terme d'acidification et d'eutrophisation pour les eaux et les sols et agit à différentes échelles dont l'échelle locale, celle qui nous intéresse. Enfin, les procédés de

mesures passives sont largement éprouvés, elles sont bon marchés et reproductibles. Les dépôts azotés ont été estimés sur la base de deux campagnes de mesure de plus de 4 mois chacune[7] reposant sur un maillage de capteurs passifs répartis dans les écosystèmes situés à proximité de la route.

Dans un premier temps, nous avons voulu montrer qu'il existe des différences dans la répartition spatiale des risques environnementaux liés à la pollution. Cela impose d'identifier préalablement les deux termes qui le déterminent : l'aléa – la menace potentielle, ici la pollution – et la vulnérabilité – la sensibilité des écosystèmes évaluée en terme de charge critique (Nilsson et Grennfelt, 1988 ; Party *et al.*, 1997). En couplant ces deux informations spatialisées, on détermine et on localise les dépassements de charge critique qui constituent un risque avéré pour les écosystèmes.

Dans un deuxième temps, nous avons voulu estimer l'influence de la topographie sur les capacités de dispersion, qui influent sur les niveaux de pollution, au même titre que la quantité de véhicule qui passe. Pour quantifier cette faculté de dispersion, nous avons utilisé un indice statistique, l'Indice Comparatif de Pollution qui est basé sur le rapport entre les concentrations observées et les émissions théoriques du trafic estimées par le logiciel Impact-ADEME© (issu de COPERT[8]). Mis en relation avec les données météo, il permet d'obtenir une typologie des conditions de dispersion.

2 – Spatialisation des risques environnementaux

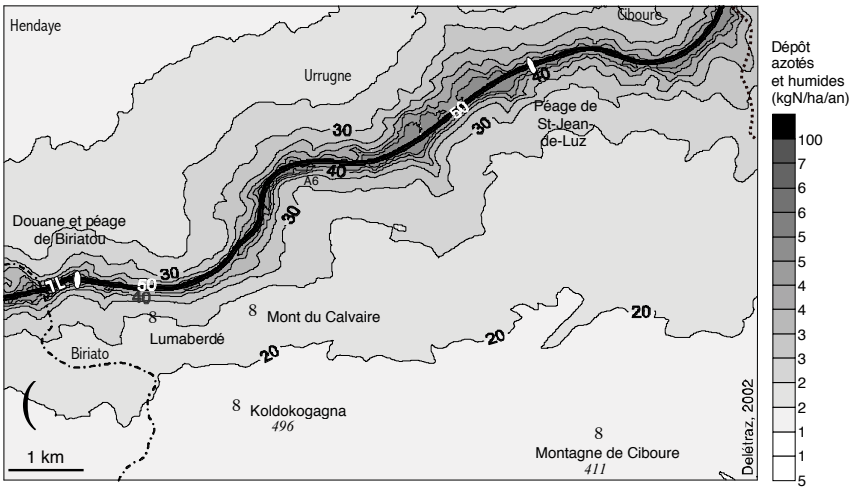


Figure 5 : Dépôts azotés secs et humides à Biriatou
Figure 1 : Wet and dry nitrogen deposits in Biriatou

La spatialisation du risque nécessite de cartographier préalablement l'aléa (la pollution) et la vulnérabilité (les charges critiques). La spatialisation des dépôts azotés repose sur l'exploitation des mesures hebdomadaires du maillage de capteurs passifs, répartis dans les écosystèmes environnants. La modélisation des niveaux de pollution est fondée sur la relation de décroissance de cette pollution avec l'éloignement à la route. Mais, pour prendre en compte cet éloignement, nous n'utilisons pas la distance à vol d'oiseau, mesure mal adaptée aux zones de montagne, très anisotropes. A partir du Modèle Numérique de Terrain, la friction de la pente est calculée (la rugosité). Le dépôt est alors une fonction[9] du produit de cette rugosité de l'espace et de la distance euclidienne (produit appelé « distance-réelle »).

En appliquant notre modèle aux matrices de distance-réelles, on obtient la carte des dépôts azotés à proximité des routes. A Biriatou, autour de l'A63, les dépôts exprimés en kg d'azote par hectare et par an, varient de 15 à 100 kgN/ha/an avec bien entendu, les valeurs les plus fortes à proximité de la route (fig. 1). En Aspe, les niveaux sont plus acceptables : ils varient de 3 à 15 kgN/ha/an (fig.2).

[7] Biriatou du 1er avril au 15 août 1998 ; Vallée d'Aspe du 1er mai au 15 septembre 1999.

[8] Computer programme to calculate emissions from road transport.

[9] Il s'agit d'une fonction de type puissance inverse ($y = ax^{-b}$) dont les résultats sont plutôt bons : les coefficients de détermination varient entre 0,82 et 0,94 ce qui est plus que convenable pour un travail qui repose sur des mesures *in situ*. L'étude des résidus montre que ces derniers sont conformes au modèle : ils sont linéaires, indépendants.

Ces valeurs sont conformes aux résultats obtenus dans le cadre de différents programmes nationaux et européens[10] (Ulrich *et al*., 1998 ; CEE-NU, 2002a ; ONF, 1999). Il convient toutefois de rappeler que notre travail porte uniquement sur les dépôts azotés oxydés (issus de la famille des oxydes d'azote) alors que les travaux évoqués portent sur des mesures de fond (pas de proximité immédiate avec les sources d'émissions) et sur l'ensemble des dépôts azotés, c'est-à-dire qu'ils intègrent également l'azote ammoniacal, essentiellement émis par le secteur agricole. Les comparaisons évoquées se basent donc sur des estimations qui doublent – au minimum – les valeurs de ce travail puisque en moyenne, l'ammonium représente entre la moitié et deux tiers du dépôt atmosphérique total d'azote[11] (ONF, 1999). Il n'est toutefois pas inutile de rappeler que les valeurs présentées ici concernent uniquement la part attribuée au trafic automobile (celle qui nous intéresse) et qu'il ne s'agit pas de valeur de dépôt total.

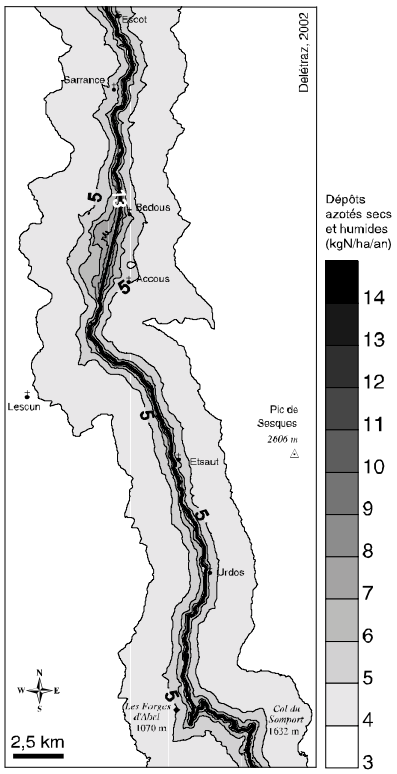


Figure 2 : Dépôts azotés secs et humides en vallée d'Aspe
Figure 2 : Wet and dry nitrogen deposits in the Aspe valley

Une fois le dépôt azoté estimé en tous points de l'espace, il faut le mettre en relation avec la charge critique, c'est-à-dire le dépôt maximal supportable par tel ou tel type d'écosystèmes (Party *et al*., 1997). Cela sous-entend que l'on connaisse l'occupation du sol et que l'on affecte une charge critique à chacun d'eux. Il existe plusieurs types de charges critiques. Les charges critiques dites « azotées » sont en relation avec les phénomènes d'eutrophisation, les charges critiques d'acidité sont en relation avec les phénomènes d'acidification. Enfin, il existe des valeurs concernant les concentrations de l'air. Pour les écosystèmes, le seuil à ne pas dépasser est 30 μg/m^3 d'oxydes d'azote en moyenne annuelle (J.O. des Communautés Européennes, 1999). A titre de comparaison, le seuil est de 40 μg/m^3 pour la santé humaine.

En couplant la vulnérabilité et l'aléa, on détermine le niveau de dépassement des charges critiques. Dès qu'il y a un dépassement, cela signifie qu'il y a un risque pour l'écosystème en question. Plus le dépassement est important, plus le risque encouru est sérieux. Malheureusement, dans l'état actuel des connaissances, il n'est pas encore possible de déterminer le délai nécessaire à l'apparition des premiers signes visibles (CEE-NU, 2002b). La question des conséquences de ces dépassements sur les sols et les compositions végétales n'est pas détaillée ici.

[10] En France : MERA (Mesures des Retombées Atmosphériques) coordonné par l'ADEME et le Ministère de l'Environnement et géré par l'Ecole des Mines de Douai et CATAENAT (Charge Acide Totale d'origine Atmosphérique dans les Ecosystèmes Naturels Terrestres) intégré à RENECOFOR et géré par l'ONF. En Europe : EMEP (European Monitoring and Evaluation Program, Program for monitoring and evaluation of the long range transmission of air pollutants in Europe) un des protocoles d'application de l'Organe exécutif de la Convention sur la Pollution Atmosphérique Transfrontière à Longue Distance (CEE-NU) dite Convention de Genève, adoptée en 1979.

[11] Selon les résultats obtenus à l'échelle européenne par le « Programme de surveillance intensive » entre 1995 et 1999 (nos mesures datent de 1998 et 1999), les apports d'azote (formes oxy-azotées et ammoniacales) se situaient entre 3,5 et 39 kgN/ha/an avec une moyenne de 19 kgN/ha/an (CEE-NU, 2002a). En vallée d'Aspe, le dépôt total pour le point le plus éloigné de la route (2,8 km à vol d'oiseau) équivalent à une station de fond, est estimé, en appliquant la fourchette (la moitié à deux tiers) entre 7,5 et 11,5 kgN/ha/an, ce qui est également conforme aux résultats des réseaux nationaux (Ulrich *et al*., 1998). Pour Biriatou, le point de contrôle (2,7 km à vol d'oiseau de la route) donne un dépôt d'azote total situé entre 28,5 et 42,5 kgN/ha/an, ce qui place le secteur parmi les valeurs élevées. Cela s'explique par l'ambiance périurbaine du secteur de Biriatou (les critères de fond sont loin – dans ce cas – d'être respectés).

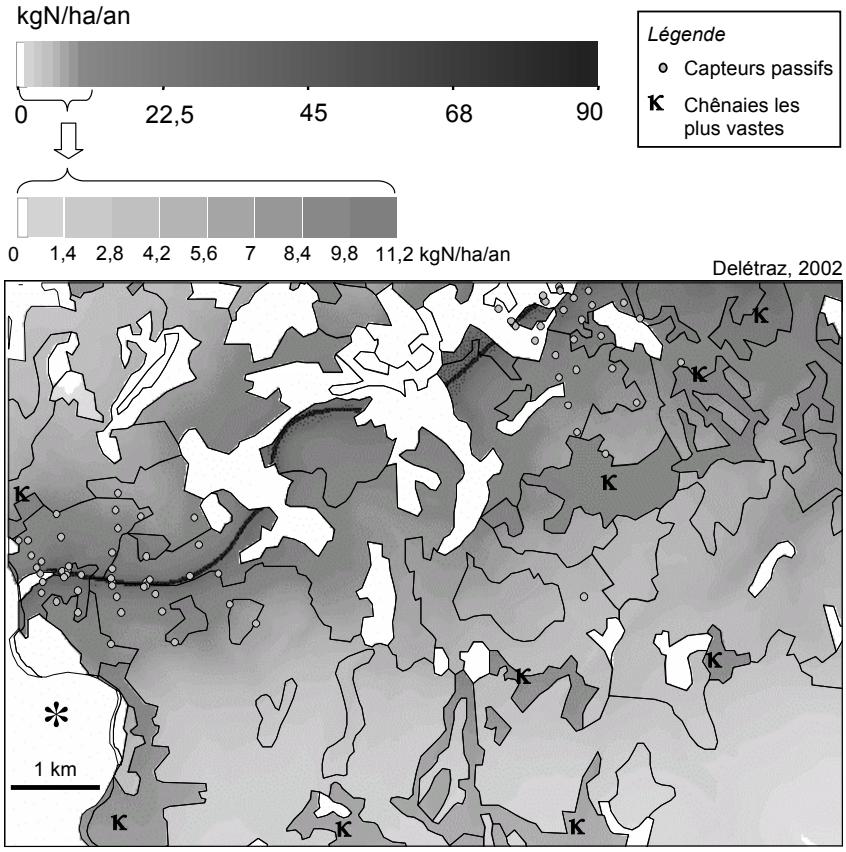


Figure 3 : Dépassements des charges critiques azotées à Biriatou
Figure 3 : Exceedance of nitrogen critical loads in Biriatou

On observe que des dépassements importants ont lieu dans le secteur de Biriatou, jusqu'à des distances de plusieurs centaines de mètres de l'autoroute, en particulier lorsqu'il s'agit d'écosystèmes sensibles tels que les chênaies (fig. 3). Concernant les concentrations dans l'air, le seuil légal est dépasser – pour le secteur de Biriatou – sur près de 6 km² pour une portion d'autoroute longue de 11,4 km (fig. 4). En vallée d'Aspe, le seuil n'est atteint qu'au strict niveau de la chaussée. Pour le reste, les dépassements de la charge critique azotée, sont faibles mais réels. Ce sont toutefois les risques d'acidification qui prédominent.

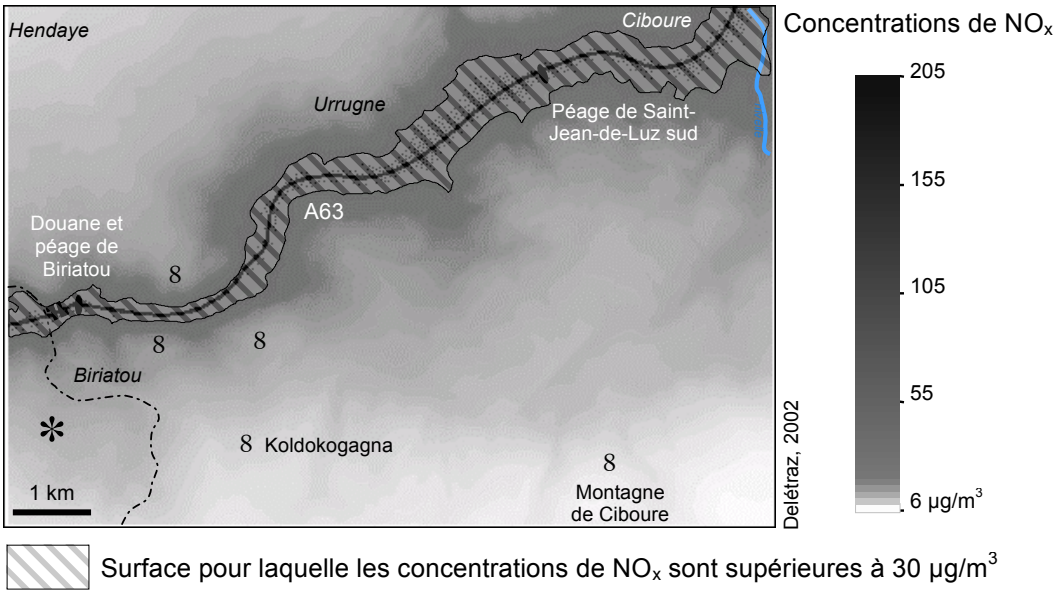


Figure 4 : Dépassement du seuil de 30 µg/m³ de NO_x à Biriatou
Figure 4 : Exceedance of the threshold of 30µg/m³ of NO_x in Biriatou

3 – Variation des capacités de dispersion selon les sites : le poids de la topographie

L'Indice Comparatif de Pollution (ICP) est basé sur le rapport entre les concentrations observées et les émissions théoriques du trafic estimées par le logiciel Impact-ADEME©. Il permet ainsi d'établir

une hiérarchie suivant que la pollution observée est proche ou éloignée des quantités émises. Un indice faible indique une forte capacité du site à disperser la pollution, un indice fort une faible capacité. Le niveau de pollution en lui-même n'est pas représenté par cet indicateur qui exprime uniquement la capacité de dispersion, sans référence aux teneurs en elles-mêmes.

L'ICP est, en moyenne sur la période, de 7 pour Biriatou et de 31 pour la vallée d'Aspe. Ainsi, en vallée d'Aspe, la pollution se disperse 4,5 fois moins bien qu'à Biriatou du fait de la topographie du site et des conditions météorologiques. Ce sont ces deux éléments qui font principalement varier l'ICP. Les conditions topographiques influencent très fortement la valeur de l'ICP et les conditions météo modulent cette valeur mais sont secondaires. Elles sont toutefois d'autant plus importantes que l'encaissement est fort. Plus le site est montagnard, plus les variations de l'ICP sont importantes : l'écart-type de la série varie de 9 à 11 en vallée d'Aspe et de 2,6 à 4 seulement à Biriatou. Ainsi, la capacité de dispersion est plus fluctuante dans les environnements confinés mais reste bornée dans un intervalle de valeurs fixé par la topographie avant tout[12]. Pour exemple, les pires conditions observées pendant la campagne de terrain correspondent à un ICP de 9 à Biriatou alors que les meilleures conditions en vallée d'Aspe donnent un ICP à plus de 23. Ainsi, la faible capacité dispersive de la vallée d'Aspe accroît l'impact de la pollution émise par le trafic, bien que ce dernier soit peu important. A trafic égal, l'incidence de la pollution émise par les véhicules est donc plus importante dans les vallées que dans les plaines ou les sites plus « ouverts ».

La question des relations entre l'ICP et les données météorologiques a été approfondie. Il ressort de cette analyse que les conditions de dispersion de la vallée d'Aspe, site encaissé, sont toujours assez mauvaises[13] par rapport à Biriatou, site « ouvert ». Le beau ou le mauvais temps (sauf le temps très pluvieux) ne constitue pas – en soi – un critère absolu. C'est la variable « stabilité atmosphérique », renseignant sur l'état de l'atmosphère, qui apparaît comme centrale dans l'explication des conditions de dispersion. L'instabilité atmosphérique favorise la dispersion que ce soit par beau temps ou par temps couvert et humide. Inversement, lorsque la stabilité absolue perdure, la dispersion est mauvaise même lorsque le temps est assez beau et que le vent souffle. L'ICP apparaît donc comme un outil qui informe sur l'état atmosphérique sans mesures compliquées.

Conclusion

Même s'il subsiste des incertitudes difficilement compressibles du fait de la nature même du sujet et de l'état actuel des connaissances, ce travail apporte des éléments de connaissance sur les niveaux et la répartition de la pollution azotée, sur les risques dans les vallées pyrénéennes, sur le rôle des caractéristiques spatiales, notamment de la topographie, dans la dispersion. L'approche géographique est donc complémentaire à celle des chimistes et des biologistes et propose des outils – en terme d'analyse spatiale – qui intéresse ces disciplines.

Mais que faut-il conclure d'un tel travail ? Il permet de pointer l'existence d'un danger, mais quel est-il ? Faible ou important ? La question de l'acidification et de l'eutrophisation liée au transport routier est-elle prioritaire ? Comme dans la plupart des problèmes environnementaux, les réponses varient selon les échelles spatiales et temporelles envisagées.

Travailler à l'échelle des montagnes procure divers avantages. Du point de vue de la réalité physique des phénomènes de pollution : la montagne est un véritable laboratoire grandeur nature grâce à la grande diversité de géosystèmes rassemblés sur un espace réduit. Elle facilite la démonstration en accentuant tous les phénomènes : plus de pollution, plus de fragilité, espace réduit. Ensuite, du point de vue social, la montagne permet d'appréhender les prémices de certaines mutations car dans l'esprit du citadin, la montagne est une sorte de concentré de nature ; elle favorise la sensibilisation des citoyens à la question des politiques de transports. Inversement, les questions de pollution, de plus en plus médiatisées, vont modifier sur le long terme les représentations de notre société associées à la montagne. Il ne faut pas sous-estimer le poids de cet imaginaire social dans les

[12] On compare des sites situés dans le même environnement bio-géographique, ici le sud-ouest atlantique.
[13] Pour la période étudiée, les journées de mauvaise dispersion correspondent à 60% de l'effectif (233 journées).

pratiques et les évolutions à venir : la pollution liée au trafic dans les vallées constitue un réel danger en terme d'atteinte aux représentations sociales et culturelles qui valorisent actuellement les territoires et l'économie montagnards[14] (fig. 5).

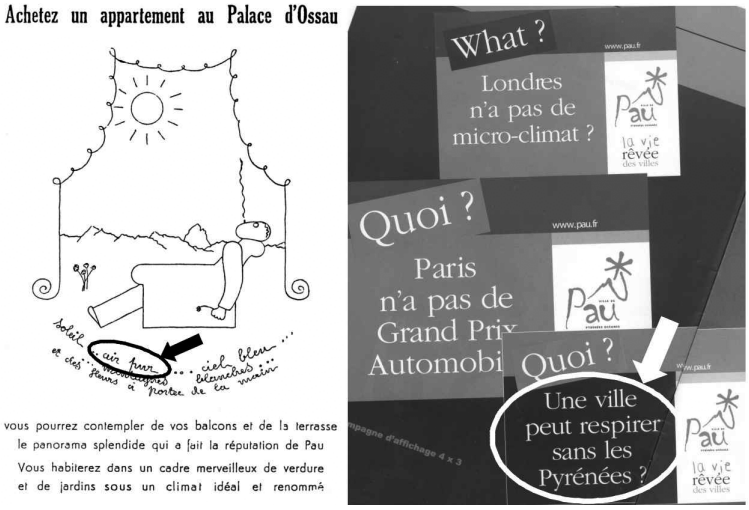


Figure 5 : L'air pur, un argument de vente utilisé à Pau dans l'immobilier des années 1930, toujours d'actualité comme le montre la campagne de communication de la ville de Pau (automne 2002-printemps 2003).

Figure 5 : The air pure, a selling point used in Pau in the property market in the years 1930, is still relevant today like the communication campaign of the town of Pau is showing (autumn 2002 - spring 2003) .

La montagne constitue donc un révélateur : des évolutions actuellement sous-jacentes dans tous les espaces (nationaux ou européens) y prennent place avec plus d'acuité, d'où l'intérêt de changer d'échelle. Replaçons les valeurs de dépassements observées dans le contexte européen. Pour les dépôts azotés, il ressort que les valeurs mesurées dans les Pyrénées sont relativement élevées étant donné la situation sur la façade ouest (au sens large, flux atlantique) et l'éloignement des grandes zones industrielles et urbaines. Cela avait été relevé par Ulrich *et al*. (1998) lors de l'analyse des résultats obtenus dans le cadre de RENECOFOR/CATAENAT dans le Parc National des Pyrénées. Notre travail montre aussi que le risque est avéré pour les secteurs de montagne : toutes choses égales par ailleurs, le risque y est aggravé par rapport aux plaines. D'autre part, on a évoqué l'existence d'incertitudes quant aux délais d'apparition des impacts (CEE-NU, 2002b). C'est le changement d'échelle temporelle qu'il importe ici d'envisager. Si l'on se place ne serait-ce qu'à l'échelle des décennies, cette incertitude se dissipe d'elle-même.

L'existence d'une menace environnementale, avérée ou non, n'explique en rien (ou très peu) le fait qu'elle soit prise en compte dans les politiques. C'est la société, en relayant ou non, et avec plus ou moins de vigueur, certaines de ces préoccupations environnementales qui imprime les priorités. Tout cela débouche logiquement sur la question de la soutenabilité des transports : la conciliation des intérêts environnementaux et socio-économiques est-elle possible dans le secteur des transports ? Dans nos sociétés occidentales, notre réflexe est de rechercher des solutions techniques au problème. En l'occurrence, il s'agit de réduire les émissions unitaires des véhicules sans réduire le nombre de kilomètres parcourus. Il ressort que les gains obtenus ainsi ne compensent pas l'accroissement du trafic et que les objectifs de réductions des émissions de NO_x ne seront vraisemblablement pas atteint (IFEN *et al*., 2000 ; CITEPA, 2002 ; Boiteux, 2001). La soutenabilité semble inatteignable dans le domaine des transports, plus encore que dans les autres (Crozet, 2001) ; la pollution azotée dont nous traitons ici ne constitue qu'un volet parmi l'ensemble des dégradations provoquées par le secteur des transports. Notre système de transport – même en intégrant toutes les évolutions

[14] Dans la récente édition de « *Aménager la France de 2020 – Mettre les territoires en mouvement* » réalisée par la DATAR (Délégation à l'Aménagement du Territoire et à l'Action Régionale), les représentations de la montagne apparaissent clairement comme un facteur de dynamisme des régions de montagne : « *Les massifs disposent d'un environnement de très grande qualité, que ce soit en termes de paysage, d'espace, d'air, d'eau ou de population floristique et faunistique. Les hautes montagnes ont cette image que Samivel décrit et illustre de façon si poétique, où la pureté des sites le dispute à la grandeur, dans les deux sens du terme* » (DATAR, 2002).

technologiques – ne peut se développer indéfiniment sans causer des préjudices irréversibles. Ainsi, nous sommes en droit de nous poser des questions, avec Edgar Morin, sur l'idée même de développement. Depuis toujours grand défenseur du « développement » sous toutes ses formes : multidimensionnel, humain ou durable, Edgar Morin a récemment changé d'avis. En août 2002, il se pose la question : « *Ne faut-il pas nous défaire du terme de développement, même amendé ou amadoué en développement durable, soutenable ou humain ? […] Le développement ignore ce qui n'est ni calculable ni mesurable […] sa seule mesure de satisfaction est dans la croissance […]. Conçu uniquement en termes quantitatifs, il ignore les qualités : les qualités de l'existence, les qualités de solidarité, les qualités du milieu, la qualité de la vie, les richesses humaines [et environnementales] non calculables et non monnayables* » (Morin, 2002). Même s'il semble pour l'heure difficilement imaginable d'envisager le monde autrement qu'à travers l'idée de développement, cette remise en cause mérite réflexion car elle est peut-être porteuse de solution(s). En attendant, le pragmatisme est de mise et il faut œuvrer pour une mobilité qui soit la plus durable – ou du moins la plus soutenable – possible.

Remerciements

L'auteur remercie l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie) pour le financement de sa thèse et les financeurs du programme ETP (Ecosystèmes-Transports-Pollutions) au sein duquel ce travail a été mené : ADEME, PRIMEQUAL-PREDIT et la Région AQUITAINE.

Références

Boiteux M. (2001) : Transports : choix des investissements et coût des nuisances. Commissariat Général du Plan, Paris, 325 p.

CEE-NU (2002a) : Surveillance de l'état des forêts en Europe - Rapport analytique du Centre de coordination du PIC d'évaluation et de surveillance des effets de la pollution atmosphérique sur les forêts. EB.AIR/WG.1/2002/7, Organe exécutif de la Convention sur la Pollution Atmosphérique Transfrontière à Longue Distance, Genève. 13 p.

CEE-NU (2002b) : Rapport intermédiaire sur le recours à la modélisation dynamique des sols et des eaux de surface pour déterminer l'ampleur du décalage entre les variations observées dans l'évolution des dépôts et l'impact de ces variations sur les écosystèmes. EB/AIR/WG.1/2002/11, Organe exécutif de la Convention sur la Pollution Atmosphérique Transfrontière à Longue Distance, Genève. 13 p.

CITEPA (2002) : Emissions dans l'air en France. Métropole. Substances impliquées dans les phénomènes d'acidification, d'eutrophisation et de photochimie. Emissions_FRmt_AEP, CITEPA, Paris. 17 p.

Crozet Y. (2001) : Nouvelle étape vers le Predit 3 - Conclusions du groupe thématique « Mobilité et territoires ». Mobilité et Territoires, Contributions au Predit, Ministère de l'Equipement, des transports et du logement, Direction de la Recherche et des Affaires Scientifiques et Techniques, 111 p.

DATAR (2002) : Aménager la France de 2020 Mettre les territoires en mouvement. La Documentation française, Paris, 112 p. ISBN 2-11-005044-6

Delétraz G. (2002) : Géographie des risques environnementaux liés aux transports routiers en montagne. Incidences des émissions d'oxydes d'azote en vallées d'Aspe et de Biriatou (Pyrénées), Thèse de Géographie-Aménagement de l'Université de Pau et des Pays de l'Adour, 561 p.

IFEN, DATAR & MATE (2000) : Aménagement du territoire et environnement : Politiques et indicateurs. IFEN éditions, Orléans, 272 p. ISBN 2-911089-35-9.

J.O. des Communautés Européennes (1999) : Directive 1999/30/CE du conseil du 22 avril 1999 relative à la fixation de valeurs limites pour l'anhydride sulfureux, le dioxyde d'azote et les oxydes d'azote, les particules et le plomb dans l'air ambiant. Journal officiel des Communautés européennes, vol.L163:41-60.

Morin E. (2002) : Johannesburg 2002 – Pour une politique de l'humanité. Libération, 26 août 2002.

Nilsson J. & Grennfelt P. (1988) : Critical loads for sulphur and nitrogen. Report from a workshop held at Sklokloster, Nord Miljorapport, UN-ECE/Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark, 418 p.

ONF (Office National des Forêts) (1999) : Les apports d'azote par les pluies. Flash Renecofor, vol. 1, n° 3.

Party J.-P., Probst A., Février C., Dambrine E., King D. & Thomas A.-L. (1997) : Les charges critiques en France. Données et références. ADEME Editions, Paris, 59 p. ISBN 2-86817-194-6

Ulrich E., Lanier M. & Combes D. (1998) : RENECOFOR - Dépôts atmosphériques, concentrations dans les brouillards et dans les solutions du sol (sous-réseau CATAENAT) - Rapport scientifique sur les années 1993 à 1996. Office National des Forêts, 135 p. ISBN 2-84207-134-4.

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport"*, Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 79-86

Transports urbains : la gouvernance territoriale face aux défis du développement durable

Michel Casteigts
UPPA, IAE des pays de l'Adour, 29 cours du comte de Cabarrus, 64115 Bayonne cedex, France
Tél. : + 33 0(6) 87 24 19 56, télécopie : +33 0(5)59 57 15 05, courriel : michel.casteigts@univ-pau.fr

Résumé
La notion de développement durable produit des effets profonds sur l'ensemble des représentations et des pratiques sociales, et notamment urbaines. L'exemple des transports urbains illustre comment les mécanismes traditionnels de coordination marchande ou de régulation publique en sont profondément affectés. Fondé sur le principe de l'articulation de logiques jusque là contradictoires (compétitivité économique, cohésion sociale et protection de l'environnement), le paradigme du développement durable bouleverse en profondeur un système de décision collective conçu pour gérer des antagonismes et non pour produire du consensus. Les procédures de gouvernance sont beaucoup mieux adaptées à ces nouveaux enjeux que les traditionnelles méthodes de gouvernement. Elles permettent une réduction simultanées des coûts de transaction et des effets de contrainte, s'inscrivent dans une logique de design organisationnel territorial et supposent que les acteurs institutionnels, économiques et sociaux partagent un certain nombre de conventions territoriales.
Mots-clefs :*Développement durable ; transports urbains ; gouvernance urbaine ; économie des conventions ; design organisationnel ; régulation ; coûts de transaction ; biens collectifs ; externalités.*

Abstract
The concept of sustainable development produces its effects on all the social representations and practices, especially in the urban context. Through the example of urban transportation, it shows how the traditional mechanisms of market coordination and public regulation are profoundly affected. Based on the principle of a relationship between approaches that up until now were contradictory (economic competition, social cohesion and environmental protection), the sustainable development paradigm revolutionizes the existing collective decision-making system designed to balance antagonisms rather than generate consensus. The problematics of sustainability, and especially the intergenerational arbitration stakes, require us to design instruments to foster coherence between public and private strategies outside of the traditional market vs. regulation dilemma. Procedures of "governance" are much better suited to these new stakes than the traditional methods of government. They allow the reduction simultaneously of transaction costs and constraint effects ; they take place in a process of territorial organisational design ; they imply that the institutional, economic and social partners share several territorial conventions (in reference to the framework of "convention economics").
Key words*: Sustainable development; urban transportation; urban governance; convention economics; organisational design; regulation; transaction costs; public goods; externalities.*

Introduction

Au début des années 70, le Club de Rome popularisait la thèse de la " croissance zéro ", sur la base d'un rapport du MIT (Meadows D. et al., 1972) : démographie, alimentation, ressources naturelles et pollutions fixaient des limites indépassables à la croissance mondiale. Ce document suscita des

débats passionnés, notamment entre tiers-mondistes et écologistes : les premiers critiquaient le modèle occidental de développement au nom des inégalités entre pays, préconisant un " rattrapage " au profit du tiers-monde ; les seconds insistaient sur les " dégâts du progrès ", réfutant l'idée même de croissance. Dès 1972, la conférence de Stockholm sur l'environnement humain esquissait un premier compromis autour de la notion d' " éco-développement ".

Le terme de développement durable est apparu en 1980 dans un rapport de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature et de ses Ressources. En 1987, la Commission mondiale sur l'environnement et le développement, réunie à l'initiative de l'ONU et présidée par Mme Brundtland, Premier ministre de Norvège, l'a défini comme "un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre ceux des générations futures ". La conférence de Rio en 1992 a complété cette définition en précisant qu'il s'agissait d'un modèle de développement conciliant les exigences de la croissance économique, de la cohésion sociale et de la préservation de l'environnement . En 1997, le traité d'Amsterdam en a fait un principe d'action fondamental de l'Union Européenne. En une vingtaine d'années, le développement durable s'est donc imposé comme norme internationale d'action publique et modèle universel de développement, par sa capacité à fédérer des stratégies d'acteurs multiples, bien que ses traductions opérationnelles n'aient pas été réellement précisées.

Il s'agit ici de s'interroger sur cette remarquable efficacité du paradigme du développement durable, à partir de l'hypothèse que c'est précisément sa capacité à remanier en profondeur les représentations du monde et de la société qui fonde son impact sur les pratiques politiques, économiques et sociales. Les mécanismes traditionnels de coordination marchande et de régulation publique en sont profondément modifiés, comme les facteurs de dynamique urbaine et le jeu des partenariats (1ère partie). Articulant des logiques perçues jusque là comme contradictoires, la référence au développement durable bouleverse un système de décision collective conçu pour gérer des antagonismes et non pour produire du consensus. Les procédures de gouvernance sont beaucoup mieux adaptées à ces nouveaux enjeux que les traditionnelles méthodes de gouvernement. Elles sont souvent complétées par des dispositions de " design organisationnel territorial "(2ème partie). Le tout se fonde sur des " conventions territoriales " (au sens de la théorie des conventions) communes aux partenaires publics et privés, où la référence au développement durable occupe une place essentielle .

1 - Les défis urbains du développement durable

Déplaçant la frontière entre biens marchands et biens collectifs et modifiant les enjeux urbains, le développement durable ouvre de nouveaux champs de partenariat public-privé.

Biens collectifs et externalités

Les procès en légitimité contre de larges pans de l'action publique et la confiance sans nuances à l'efficacité du marché se sont accompagnés d'un déclin des réflexions sur les biens collectifs. Avec la montée en puissance des préoccupations environnementales et les inquiétudes multiformes sur la sécurité, la notion de bien collectif fait un retour en force. Un bien collectif (ou bien public, le débat sémantique sur la distinction entre les deux concepts étant passionnant mais hors sujet…) est irréductible à l'ensemble des biens particuliers qui le constituent. Résultant d'une multiplicité d'interactions économiques et sociales, il est indispensable à de nombreuses activités, mais sa consommation et sa production sont indivisibles : les mécanismes de marché sont donc inopérants pour en réguler la gestion. La notion de biens collectifs s'applique à de nombreux facteurs qui contribuent à l'attractivité d'un territoire: qualité globale des milieux naturels, du cadre de vie ou de travail, accessibilité et sécurité des centres urbains, richesse de l'offre pédagogique ou culturelle etc.

La production de biens et services marchands implique souvent des coûts qui ne sont pas intégrés dans le prix de revient du produit, car ils relèvent de la consommation de biens collectifs. Il peut s'agir de ressources externes disponibles gratuitement ou à moindre coût pour les entreprises en raison de la qualité de l'environnement naturel ou humain : on parle alors d'externalités positives

dont bénéficient les entreprises. Elles produisent aussi des externalités négatives, notamment les coûts d'irréversibilité liés à l'usage de biens non-reproductibles ou le coût des nuisances et de la pollution . La prise en compte des externalités négatives dans le bilan de l'activité suppose que les pouvoirs publics internalisent par voie de taxation les coûts collectifs qu'ils ne peuvent empêcher réglementairement : ainsi le versement transport permet-il d'imputer aux entreprises une quote-part des coûts d'encombrement et de pollution liés à la mobilité professionnelle de leurs salariés, en permettant le financement des transports collectifs. La gestion des externalités conduit donc à des interférences multiples entre coordination par le marché et régulation publique.

Le passage d'une logique environnementale classique au développement durable élargit sensiblement la problématique des externalités car il a lieu de mettre en balance facteurs économiques, sociaux et environnementaux. Le champ de la coordination marchande pure se trouve restreint d'autant et la complexité des dispositifs de régulation est considérablement accrue :il s'agit de tenir compte d'interactions systémiques entre domaines de vie collective et d'action publique jusque là indépendants.

Transports urbains, gestion optimale des externalités et compétitivité

Les corrélations entre foncier urbain et problématiques de transport constituent un bon exemple de cette complexité (Beckerich, 2001) . La raréfaction de l'espace utilisable déplace l'effort d'aménagement. Tourné naguère vers l'ouverture à l'urbanisation de terres agricoles ou d'espaces naturels, il s'oriente aujourd'hui vers la reconquête des tissus urbains peu denses ou dégradés. Dans une situation d'abondance foncière relative, l'augmentation de la demande trouvait une réponse satisfaisante dans l'élargissement du périmètre du marché foncier et le développement des transports urbains avait pour enjeu essentiel d'accompagner l'ouverture à l'urbanisation de nouvelles zones. Il le faisait avec retard dans la mesure où l'équilibre financier des services de transports collectifs impliquait une masse critique démographique pour l'ouverture d'une nouvelle desserte. L'hypertrophie des agglomérations, le rallongement déraisonnable des temps de transports et les difficultés de gestion des services collectifs ont remis en cause ce modèle de développement extensif des aires urbaines (Casteigts, 1999). La prise en compte des impératifs de développement durable conduit à privilégier un usage économe de l'espace et la reconquête des friches. Dans le même temps l'ampleur de la crise urbaine et ses manifestations parfois violentes ont mis au premier plan la nécessité d'assurer une mixité sociale et fonctionnelle des espaces longtemps négligée, tout en renforçant les conditions de sécurité . La nécessité est manifeste de mettre en cohérence choix stratégiques en matière de développement urbain, choix techniques en matière d'offre de transports et choix économiques quant au financement des services nouveaux.

Les projets d'agglomération sont des outils de cette cohérence. Ils servent à la fois de référence stratégique pour l'élaboration des plans de déplacement urbains (PDU) et de support à la négociation du volet territorial des contrats de plan. Leur lecture montre à quel point les agglomérations ont pris en compte l'imbrication de la compétitivité économique, de la cohésion sociale et d'une gestion optimale des externalités environnementales. Les objectifs assignés aux transports collectifs ont totalement basculé du registre de l'efficacité technico-financière, qui était dominant il y a dix ans, à celui de la contribution stratégique à l'attractivité de la ville dans une logique transversale.

De nouveaux champs de coopération entre acteurs socio-économiques et collectivités

La gestion du temps constitue un des exemples les plus significatifs des évolutions liées aux démarches de développement urbain durable. L'irruption de la question du temps dans la gestion des villes marque la conversion de la pensée urbaine à la relativité : il n'est plus possible de penser l'espace sans penser le temps. Traditionnellement, les temps de la ville ne font l'objet d'aucune concertation. Les décisions de chaque acteur obéissent à des considérations techniques ou à des usages sédimentés. Horaires des entreprises et plages d'ouverture des services publics sont fixés sans tenir compte de la capacité des salariés des unes, également usagers des autres, à concilier les contraintes qui en découlent. La gestion calamiteuse de l'encombrement en heures de pointe dans les transports est une conséquence de cette imprévoyance collective.

Les premières expériences de coordination des rythmes temporels ont été conduites en Italie au début des années 1980. En France, l'aménagement et la réduction du temps de travail ont été un facteur déclenchant, parce qu'ils conduisaient à remettre à plat l'organisation du travail et parce qu'ils modifiaient la demande sociale. Dans un rapport au ministre de la ville, Edmond Hervé, maire de Rennes, proposait en juin 2001 de créer, dans les communes de plus de 20000 habitants, un " bureau des temps ", instance d'analyse, de concertation et de proposition, destinée notamment à rechercher des " *compromis entre les demandes des citoyens et les intérêts des salariés* ". Il est trop tôt pour mesurer l'ampleur des évolutions qu'entraînera cette irruption des rythmes temporels dans le champ de la décision collective. Pour les déplacements urbains, il s'agit incontestablement d'une innovation majeure : en introduisant une nouvelle variable d'ajustement, elle transforme les problématiques de conflits d'usage de la voirie et d'adéquation entre offre et demande de transports collectifs.

L'apparition de nouveaux objets de décision collective, comme la gestion du temps, est le corollaire de la convergence croissante des intérêts stratégiques entre acteurs publics et privés d'un même territoire. La capacité des entreprises à répondre aux pressions concurrentielles est largement fonction de la compétitivité de leur environnement territorial, et notamment des opportunités d'économies externes. La qualité des ressources humaines, les facilités d'accès à la technologie et au savoir et l'efficacité des communications jouent un rôle essentiel dans les performances des entreprises et leurs choix d'implantation (Moati P. et Mouhoud E.M, 1997). Dans un contexte de développement durable, il en va de même de la qualité de la vie sociale, de l'accessibilité globale ou des aménités non-économiques, qui déterminent les conditions de vie et de travail et l'image de marque du territoire et de ses acteurs. Beaucoup de ces éléments relèvent des collectivités locales, de plus en plus conscientes des enjeux, qu'il s'agisse d'attirer de nouveaux investisseurs ou de renforcer l'efficacité des entreprises déjà implantées : rien d'étonnant que des partenariats se nouent entre entreprises en quête d'économies externes et pouvoirs publics susceptibles de les leur apporter (Kanemoto Y., 1987).

2 – Un renouvellement des problématiques décisionnelles et organisationnelles

Si les exigences du développement durable diversifient les sujets d'intérêt commun et de coopérations entre acteurs de la vie collective, elles conduisent aussi à une mutation de leurs pratiques décisionnelles et organisationnelles. La problématique de la durabilité et particulièrement les enjeux d'arbitrage intergénérationnel obligent à penser les instruments de mise en cohérence des stratégies publiques et privées hors du dilemme traditionnel marché/réglementation. Les solutions néo-libérales pour gérer les questions environnementales, notamment par l'attribution de droits de propriété négociables, sont inopérants, dans la mesure où les générations futures ne sont pas en état de les exercer. Une approche fondée sur une régulation normative se heurterait à la multiplicité des acteurs et des contextes managériaux et à la complexité systémique des interactions entre champs institutionnels et réglementaires. Il est donc nécessaire de trouver entre logiques marchandes et non marchandes les termes d'un compromis sur des bases nouvelles : les procédures de gouvernance en constituent le cadre décisionnel et le design organisationnel territorial en est la traduction opérationnelle.

Développement durable et enjeux de la gouvernance urbaine

Utilisé à partir du XIIIème siècle pour désigner les bailliages, le terme de " gouvernance " a été utilisé à la renaissance comme synonyme de gouvernement avant de disparaître pour quelques siècles. R. Coase (1937) l'utilise dans " *The Nature of the firm* ", article paru en 1937, où il montre comment le recours à une coordination hiérarchique permet à la firme d'être plus efficace, pour certains types d'échange, que le marché qui génère des coûts de transaction. Près de quarante ans plus tard, O.E.Williamson (1975) reprend et développe la théorie des coûts de transaction et définit la gouvernance comme les mécanismes de coordination réglant les relations entre la firme et ses partenaires stables, notamment dans le cadre de relations contractuelles qui permettent de réduire les coûts de transaction sans supporter les effets de contrainte d'une organisation hiérarchique

(Williamson O.E., 1979).

Vers la fin des années 1980, le terme de gouvernance apparaît dans le champ politique. Les institutions financières internationales l'utilisent de façon normative, dans l'expression " good governance ", pour caractériser les règles d'administration publique préconisées aux pays emprunteurs. Au même moment le concept de " urban governance " est introduit par des politologues anglais, par opposition à " local government ", pour caractériser les évolutions du système de pouvoir local consécutives aux réformes imposées à partir de 1979 par Margaret Thatcher. Cette notion de gouvernance urbaine est aujourd'hui très largement utilisée pour l'analyse des nouvelles modalités d'exercice des pouvoirs locaux.

Mis à part l'usage normatif du terme dans l'expression " bonne gouvernance ", la notion de gouvernance désigne donc des modes de coordination partenariaux, intermédiaires entre hiérarchie et marché dans le champ économique, entre gouvernement institutionnel et société civile dans le champ politique. Cela conduit à reconnaître la pertinence de la migration du terme du domaine de l'entreprise à celui de l'action publique, où il passe, sans changer de nature, de la sphère des activités marchandes à celle des biens collectifs et des externalités. Dans les deux cas il s'agit de gérer des systèmes complexes en mettant en cohérence les stratégies de partenaires multiples relevant de rationalités différentes.

Selon les termes de l'introduction au dossier documentaire consacré à la gouvernance par le Centre de documentation de l'urbanisme (CDU, 2000), l' émergence de la notion de gouvernance à côté de celle de gouvernement "met l'accent sur plusieurs types de transformation des modalités de l'action publique :elle repose sur une dénonciation du modèle de politique traditionnel qui confie aux seules autorités politiques la responsabilité de la gestion des affaires publiques… ; elle met l'accent sur la multiplicité et la diversité des acteurs qui interviennent ou peuvent intervenir dans la gestion des affaires publiques… ; ce faisant, la gouvernance attire l'attention sur le déplacement des responsabilités qui s'opère entre l'Etat, la société civile et les forces du marché lorsque de nouveaux acteurs sont associés au processus de décision et sur le déplacement des frontières entre le secteur privé et le secteur public… ; la notion de gouvernance met également l'accent sur l'interdépendance des pouvoirs associés à l'action collective : la gestion des affaires publiques repose sur un processus d'interaction/négociation entre intervenants hétérogènes… "

Ce cadre décisionnel répond exactement aux exigences de mise en œuvre d'une stratégie territoriale de développement durable, qui nécessite la mise en cohérence de règles régissant de nombreux champs spécifiques et la coordination de décisions multiples concernant aussi bien des activités marchandes que des actions publiques. Un traitement *en série* de l'ensemble de ces procédures conduirait à des délais de décisions aberrants et à de graves risques de conflits. Pour maintenir l'efficacité de la décision collective dans un contexte qui la requiert particulièrement, il est nécessaire d'user de procédures nouvelles, interactives, rapides, permettant une fertilisation croisée instantanée des logiques techniques, juridiques, administratives et financières de l'ensemble de partenaires (Casteigts, 2000).

Mais les enjeux de la gouvernance sont aussi plus directement économiques : en matière de biens collectifs, l'optimum économique est indissociable de l'optimum décisionnel, car les conditions d'allocation des ressources et d'imputation des charges relèvent de processus de décision de caractère politique *lato sensu*. " L'essentiel est ceci : l'individu, à condition qu'il puisse jouer un rôle dans la décision collective, peut contribuer à donner à l'activité de l'économie publique l'orientation qu'il souhaite. En concourant, en proportion des pouvoirs dont il dispose, à la décision collective qui porte sur le coût et la quantité des biens publics, l'individu se trouve dans une situation plus ou moins proche de celle du marché de concurrence où, dans des limites de ses ressources et avec des prix fixés en dehors de lui, il conserve le droit de déterminer librement la quantité des différents biens privés qu'il consommera. " (Wolfelsperger, 1969).

Des procédures de décision collective stables et élargies permettent à la fois de réduire les coûts de transaction (entendus dans un sens plus large que celui de la théorie initiale, puis qu'étendus aux

transactions non marchandes), grâce notamment aux relations de confiance nouées entre les différents partenaires, et les coûts de contrainte, en élargissant le consensus autour des options retenues. Par rapport aux concertations traditionnelles, ces dispositifs marquent un changement fondamental dans la nature des relations entre les collectivités et leurs partenaires, qui deviennent " coproducteurs " des biens publics.

Gouvernance et déplacements urbains

De toutes les fonctions urbaines, l'organisation des déplacements est une de celles qui concerne le plus de personnes et le plus grand nombre d'activités. Facteur d'efficacité économique et d'intégration territoriale, elle contribue à l'équité et à la cohésion sociales. Ses impacts sur les conditions de vie et l'environnement ne sont plus à démontrer. Autant dire qu'elle est nécessairement au centre de toute démarche de développement durable et constitue un domaine prioritaire de gouvernance (Beaucire et Lebreton, 2001). Le recours à la gouvernance est d'autant plus nécessaire que l'échelle territoriale pertinente pour la planification des transports est celle de l'agglomération ou de l'aire métropolitaine, qui correspond rarement à un périmètre institutionnel existant.

Dans le champ des déplacements urbains, les démarches de gouvernance sont généralement engagées à l'occasion de la mise en œuvre de procédures réglementaires lourdes (élaboration d'un plan de déplacement urbain) ou de projets techniques (tramway) ou politiques (projet d'agglomération) structurants. Dans la plupart des cas, elles s'autonomisent progressivement par rapport à leur objet initial et s'installent durablement dans le dialogue des institutions entre elles et avec la société civile (Beaucire et Lebreton, 2001). Il faut noter le rôle des agences d'urbanisme comme animatrices de ces dispositifs, qui sont souvent issus de groupes de travail, commissions ou comités de suivi créés à l'occasion de chantiers engagés par les agences.

L'adoption de la loi d'orientation sur l'aménagement et le développement durable du territoire du 25 juin 1999 a donné à ces démarches un cadre juridique stable et cohérent, en mettant en place un outil global de programmation stratégique (le projet d'agglomération) et un instrument de gouvernance d'usage souple (le conseil de développement). Même s'ils ne sont pas spécifiquement dédiés au domaine des transports et de la mobilité – et peut-être grâce à cela – ces dispositifs permettent de replacer la problématique des déplacements dans la cohérence globale du fonctionnement de la ville et de son développement durable.

Ainsi la conférence consultative d'agglomération, créée en 1996 à l'initiative du District de Nantes (devenu depuis Communauté urbaine) et réunissant 70 membres représentants tous les secteurs de la vie collective, s'est transformée en janvier 2001 en Conseil de développement . Parmi les nombreux avis qu'il a adoptés sur saisine de la Communauté ou de sa propre initiative, on peut noter l'avis de novembre 2002 sur le projet de Schéma directeur des transports collectifs 2002-2010 : le Conseil de développement regrette l'absence de référence à la gestion du temps car " il ne s'agit pas d'un gadget à la mode (mais) traduit la nécessité d'une approche fine privilégiant la problématique des temps d'usage par rapport à la multiplication des infrastructures " ; il note que la desserte des pôles de santé doit être améliorée et que l'attractivité de l'agglomération passe par la valorisation en terme d'image de sa " forte identité maritime et fluviale " ; il aborde aussi des impératifs d'équité territoriale (desserte du Nord-Est de l'agglomération) ou sociale (personnes à mobilité réduite).

Ces observations montrent comment, dans une procédure de gouvernance, une problématique technique peut être enrichie par les questionnements du développement durable. On pourrait citer ici de multiples exemples montrant, au delà de ce cas d'espèce, que c'est une mutation profonde des représentations et des comportements qui est à l'œuvre.

Développement durable et design organisationnel territorial

On appelle " design organisationnel " la démarche par laquelle les entreprises repensent les contours de leur organisation, externalisent ou internalisent certaines activités, établissent avec des partenaires extérieurs des relations stables dans des cadres institutionnels divers. Dans un contexte local, les collectivités publiques sont de plus en plus parties prenantes de ces procédures dans le

cadre d'un " design organisationnel territorial "(DOT). Collectivités locales et entreprises étant engagées, séparément mais simultanément, dans de vastes chantiers de réforme organisationnelle, cette concomitance offre des opportunités exceptionnelles d'optimisation , si le territoire est conçu comme une organisation globale et les reconfigurations pensées à cette échelle. De telles démarches sont déjà à l'œuvre dans les domaines les plus divers, pour une utilisation optimale de ressources ou pour la gestion collective de contraintes (Casteigts, 2002).

Dans le domaine des transports et déplacements, l'évolution est engagée depuis quelques années, notamment avec l'intégration dans les réseaux publics de lignes spécialisées créées pour le transport des salariés . La prise en compte des pratiques de mobilité dans les plans de déplacement urbains (PDU) constitue un bon exemple de DOT. Les PDU, créés en 1982 et généralisés en 1996, ont été renforcés en 2000 par la loi solidarité et renouvellement urbains (SRU). Des plans de mobilité sont proposés aux entreprises afin de mettre en place " *des mesures simples et économiques de promotion durable des moyens de transports alternatifs à la voiture individuelle dans les déplacements domicile-travail et dans certains déplacements professionnels* ". Les bénéfices de l'opération sont équitablement répartis car " l'*accessibilité constitue un facteur essentiel de développement des entreprises…Elle contribue de façon majeure à l'attractivité des villes et au bien être de leurs habitants…* " (*Abécédaire des PDU*, D.D.E. du Gard). Inspirée des principes de développement durable, la création des plans de mobilité s'inscrit totalement dans une logique de DOT, en ouvrant la voie à une coopération contractualisée entre partenaires publics et privés dans un domaine voué aux pratiques unilatérales.

Conclusion : Conventions territoriales et développement durable

Ce système de décision collective à géométrie variable ne peut correctement fonctionner que si l'ensemble des acteurs engagés dans la vie urbaine disposent de références et de langages partagés. L'économie des conventions (EC) et le recours à la notion de " conventions territoriales " permet d'en rendre compte. Les conventions sont un ensemble de règles de formulation vague, d'origine obscure, de caractère arbitraire et dépourvues de sanctions juridiques (Favereau ,1999), ce qui les distingue des contrats. Elles ont été initialement introduites dans le champ microéconomique pour rendre compte de l'efficacité de la coordination par le marché bien que l'incomplétude des informations dont disposent les agents économiques limite la rationalité de leurs choix. La notion de convention a prouvé son efficacité dans des domaines de plus en plus larges de la vie sociale, chaque fois qu'il s'agissait de rendre compte d' un " ensemble d'anticipations et de comportements se renforçant mutuellement, émergeant d'une série d'interactions décentralisées " (Boyer, 2002).

La redécouverte des solidarités territoriales qui caractérise les dix dernières années va bien au delà de la simple territorialisation des politiques publiques ou de la fragmentation spatiale de certains marchés. Si l'on parle aujourd'hui de l'émergence du territoire comme acteur stratégique, porteur des intérêts de l'ensemble de ses acteurs privés comme publics, c'est que sont à l'œuvre des mécanismes de coordination qui transcendent les différences de statut ou de fonction. Ces mécanismes sont de nature fondamentalement cognitives : ils reposent sur la mutualisation des savoirs, le partage des expériences et des diagnostics, le rapprochement des cultures et des représentations du monde.

Ces mutations traduisent l'émergence de " conventions territoriales " communes aux entreprises et aux collectivités, aux associations et aux simples citoyens. Elles portent en elles la conscience d'appartenir à un même espace (convention de proximité), de relever d'une communauté de destin (convention de solidarité) et de pouvoir travailler ensemble dans la confiance (convention de qualité) pour un développement durable du territoire commun (convention de durabilité). La conjonction de ces éléments explique parfaitement la configuration gouvernance / design organisationnel / développement durable observée dans le champ territorial, notamment dans le domaine des transports urbains.

Références

Beaucire F. et Lebreton J.(2001) : " Transports publics et gouvernance urbaine " , Editions Milan, Toulouse
Beckerich C. (2001) : "Biens publics et valeurs immobilières ", Adef, Paris

Boyer R. (2002) : " Théorie de la régulation – l'état des savoirs ", La Découverte, Paris, nouv. éd. p. 541

Casteigts M. (1999) : " L'aménagement de l'espace ", LGDJ (coll. Politiques locales), Paris

Casteigts M. (2000) : *La gouvernance environnementale, entre management des organisations et management des territoires* in Le Duff R. et Rigal J.J. (dir.) " Maire et environnements, menaces ou opportunités ? ", Dalloz, Paris

Casteigts M. (2002) : *Le design organisationnel territorial – Le territoire comme organisation : biens collectifs, économies externes et compétitivité*, 3ème colloque du GREFIGE-Nancy2 " La métamorphose des organisations ", Vittel, 23-25 octobre 2002

CDU (2000) : " Gouvernance ", dossier documentaire, Ministère de l'équipement, des transports et du logement, Editions de la DGUHC, Paris, pp. 11 et 12

Coase R. H. (1937) : *The nature of the firm*, Economica, Vol/n° NS4, pp. 386-405

Favereau O. (1999) : *Salaire, emploi et économie des conventions*, "Cahiers d'économie politique ", n°34, pp. 163-194

Kanemoto Y. (1987), Externalities in space , in Miyao T. et Kanemoto Y. (eds.), "Urbandynamics and urban externalities ", Chur (Suisse), Harwood Academic Publishers

Meadows D., Meadows D., Randers J. et Behrens III W. (1972) : " The limits to growth ", Universe books, New-York, trad. franç. " Halte à la croissance ", Fayard, Paris

Moati P., Mouhoud E.M. (1997) : *Compétences, localisation et spécialisations internationales*, in B. Guilhon, P. Huard, M. Orillard, J.-B. Zimmerman (eds.), " Economie de la connaissance et organisations. Entreprises, territoires, réseaux ", L'Harmattan, Paris

Williamson O.E. (1975) : " Market and hierarchies : analysis and antitrust implications ", The Free Press, New York

Williamson O.E. (1979) : *Transaction-cost economics, the governance of contractual relations*, Journal of Laws and Economics, vol. XII, n°2, december, pp. 233-262

Wolfelsperger A. (1969) : " Les biens collectifs ", Paris, PUF, p.27

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport"*, Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 87-94

Indicators for sustainable mobility – a policy oriented approach

Jens Borken
DLR - Institute for Transport Research, Rutherfordstr. 2, 12489 Berlin/Germany
Fax: +49-30-67055.202 - email: Jens.Borken@dlr.de

Abstract:
Seven indicators are derived to measure transport's most important environmental impacts. They are proposed for prospective analysis at the highest level of aggregation. With the aid of three valuation criteria adopted from life cycle analysis a transparent ranking and overall assessment can be established. A sensitivity analysis checks the validity of the results with respect to data uncertainty and different value judgements. These elements can equally be applied as indicators for environmental sustainability or for strategic environmental assessment.
The method and indicators are applied to transport trends in the state of Baden-Württemberg/Germany. Transport's land use, carbon dioxide emissions and related particulate matter concentrations are found the most important environmental problems. Impacts related to noise, NO_x-emissions and ground-level ozone are seen second place under the 2010-trend scenario. This ranking is stable in the sensitivity analysis.
To reduce direct health impacts from transport it will be necessary to reduce particulate matter concentrations and noise levels. This demands a coherent strategy including sources outside the transport sector. However 'traditional' abatement policies are insufficient to reduce long-term ecosystem impacts. Rather transport's fundamentals, its land and (fossil) energy use, must be addressed. Still large gains in efficiency need to be accomplished to reverse the unsustainable trends and to achieve the targets. This will require significant technological progress, clever implementation for simultaneous reduction of impacts but also changing consumers and producers.
Keys-words*: Sustainable transport indicators, environment, health, impact assessment, life cycle methods.*

1. Sustainable development, transport and environmental indicators

Sustainable Development – meeting the needs of the present generation without compromising those of future generations - was proclaimed a guiding political concept at the United Nations' World Summit on Environment and Development in 1992. The European Union as well as Germany, among other member states, have since adopted strategies to implement the concept in their policies. Transport has been identified as a priority area for action not least because of its impact on the environment, EC (2001a, §27), COM (2001, p.4), DE (2002, p.177ff).

Sustainable transport strategies call for indicators that measure the impacts, monitor the policies, and establish a quantitative basis for assessments balancing environmental concerns with human needs. This paper focuses on the environmental side and has four objectives:

- Identify the most important environmental issues pertinent to transport,
- propose a set of indicators which is comprehensive in scope, minimal in number, and applicable for state or national policy;
- apply these indicators to transport, here to the state of Baden-Württemberg/Germany, and
- thereby identify transport's most important future environmental problems.

The indicators proposed here are intended to support decision makers at the state or national level in

prospective analysis. Only the most relevant indicators shall be selected. They can also easily by applied in strategic environmental assessment of transport plans and programmes, soon mandatory (EC 2001b). Finally a contribution to the assessment of environmentally sustainable transport is intended.

The paper begins with a definition of the system. Thereafter I select the impact categories relevant for transport and a minimal set of indicators. These indicators are then applied to transport. The paper closes with an overall assessment of the impacts identified, including sensitivity analysis, and concluding remarks.

2. Approach

The selection criteria and assessment method are essentially inspired from Life Cycle Analysis (ISO 14.040ff.). The analysis is based on scientific understanding of environmental impacts. The explicit goal is to take *every important* environmental aspect into account. The importance and the target values, which both involve judgement, are taken from politically sanctioned regulations or declarations, and complemented by values proposed by scientific advisory boards, wherever possible. As the state Ministry of Transport and Environment commissioned the underlying investigation, Borken & Höpfner (2001), all objectives and target values refer to the state of Baden-Württemberg/Germany (MinUV 2001). Likewise all historic and forecasting transport and environment data are taken from the official transport planning, MinV (1995), IVT et al. (1995), IFEU (1999). While the data are calibrated to the state boundaries the method and indicators can readily be scaled up to other countries.

Definition of the system

Here I consider any movement of people and goods, regardless of the transport means, within the borders of Baden-Württemberg. Impacts from the provision of the energy for motorised transport is accounted for on a life cycle basis, i.e. from the extraction of the primary energy carriers to their transportation, refinement and final use. Borken et al. (1999) provide details of the data on energy provision used and on the life cycle method. Transport outside the state borders, among others air transport and maritime shipping, is not included as this is considered outside the ministry's scope.

3. Selection of impact categories and indicators specific for transport

To ensure the desired completeness I start with the general list of environmental impact categories standardised for life cycle analysis (ISO 14.040ff). The work on environmental impact in general is rather extended and general indicators are – more or less – well known and quantified. The problem is to define indicators that capture adequately transport's contribution and specific importance. While explicitly acknowledging that this process is iterative, I present here only the very final and minimal indicator set, chosen as follows.

Selection criteria for indicators

The indicators proposed here are intended to support decision makers by pointing towards the (remaining) problems for environmentally sustainable transport. Existing transport indicator sets comprising 30 (EEA 2002) or 55 (UBA 1999a) indicators were considered too large. To make the set more manageable but without sacrificing comprehensiveness about 10 core indicators had to be selected and partly redefined. In addition to the general criteria for selection – scientific soundness, representativeness, unambigouity and data availability – a few *exclusion criteria* had to be applied:

- Only one indicator per impact category is proposed.
- Where the environmental objectives are already today attained and will safely be maintained in the future, no monitoring is necessary; consequently no indicator at the top level is proposed.
- The indicator shall represent the desired target as closely as possibly, here the protection of health or environment. However, transport is only one among many polluters and its exact share of the impact is difficult to establish. Therefore it is often easier and less speculative to monitor

the source, e.g. the emission of a polluting substance from vehicles; in a way this also reflects the precautionary principle.

- No indicators are assigned to measures like the enforcement of traffic regulations, the modal share itself, financial investments or taxation, etc.

Consequently, the set of indicators is biased towards the problems, it records achievements only by the absence of problems, as is the case for many 'classical' air pollution issue, aims to avoid redundancy and double counting, and measures are judged by their effects rather than by their existence. This minimum set is hence not intended to replace detailed analysis, but to guide efforts to the most urgent issues by providing overview. Table 1 names the standard environmental impact categories of life cycle assessment and assigns transport specific indicators. For details on impact categories, conventions and other possible aggregation parameter cf. Borken et al. (1999) or UBA (1999b).

General environmental impact categories of life cycle assessment	**Transport indicators proposed**
(1) CLIMATE CHANGE (2) Consumption of (energy) resources	Emissions of (fossil) carbon dioxide (CO_2).
(3) STRATOSPHERIC OZONE DEPLETION	No indicator proposed as transport an irrelevant source.
(4) Protection of soil and landscape. (5) Protection of nature and landscape.	Size of settlement and transport infrastructure. Size of (un-)fragmented land.
(6) Acidification (7) Eutrophication (8) Ecosystem health	Emissions of nitrogen oxides (aggregated as NO_x).
(9) Human health	Concentration of particulate matter (PM_{10}).
(10) Photosmog	Concentration of ground-level ozone.
(11) Noise	Population exposed to noise levels > 65/55 $dB(A)_{day/night}$.
Accidents are not considered under the environmental focus here. Accidents with hazardous substances have been small.	

Table 1: General categories of health and environmental impact as used in Life Cycle Analysis and minimal indicators proposed for transport.

Table 1: Categories des impacts sur l'environnement et la santé selon l'analyse de cycle de vie et indicateurs spécifique au transport.

The proposed minimal set of indicators resulted from an iterative process that lead to the elimination of other potential indicators:

- As transport runs almost exclusively on mineral oil products, the emission of carbon dioxide is a direct measure of the consumption of fossil energy resources. Hence this indicator is taken as a measure for both impact category.
- The stratospheric ozone layer is depleted under the catalytic action mainly of chloro-fluoro hydrocarbons. Older air conditioners are filled with such a substances however their share of the total is estimated at below 5% (Schwarz 2001). Due to a phase out under the Montreal Protocol this share is even falling and therefore no indicator is proposed.
- Transport and settlement infrastructure are closely linked with each other, and the one is cause and driver for the other. Therefore the total sealed size shall be measured. Furthermore fragmentation due to transport infrastructure is cutting habitats into pieces, affecting landscape as well as nature.
- Nitrogen oxides are key substances for eutrophication and acidification impacts, above certain concentrations also for direct health impacts and indirectly as precursors for ozone and

secondary particulate matter. Moreover it is predominantly emitted by transport and well monitored for long. Hence it is proposed as lead substance for monitoring

- Health impacts appear to be mainly related to particulate matter (PM_{10}). At least given Baden-Württemberg's concentrations and if the dose-response-correlations are valid they seem to be an order of magnitude more severe than the second category, carcinogenic impacts essentially from soot and to a falling degree benzene, Lambrecht et al (1999). Therefore only PM_{10} concentration are proposed as indicator, also accounting for the fact that a large mass fraction is soot, which is thus indirectly measured.
- Due to its non-linear formation process, the ground-level ozone concentration is proposed as an indicator; complementary the emissions of the precursor substance nitrogen oxides are monitored anyway.
- Some indicators serve as an approximation to describe the impact category, as for example the size of unfragmented land is a proxy for natural land potentially rich in biodiversity. On the other hand only the area of built land appears unsatisfactory with respect to habitat impacts and landscape. Better indicators need to be developed and the proposal reviewed to incorporate progress and shifts of importance.
- Aggregation is most important here. If detail is demanded, e.g. for an analysis of causes and possible measures, a differentiation of the indicators by transport mode and region would be natural extensions.

Individual indicators are interpreted for several impact categories, thus strengthening the self-reference of the set.

4. Indicators applied to transport in Baden-Württemberg in 2010

Transport indicator	**Target value for Baden-Württemberg**	**Trend development until 2010**
Sealing of land	<6,75 ha/day	Sealing ~11 ha/day
Fragmentation of land	Keep patches >100 km²	Further fragmentation
Emission of carbon dioxide (CO_2)	-10% (2005 to 1987)	+10% (to 1990)
PM_{10} concentration	<40 µg/m³ (annual av.)	**Exceeded at urban main roads(?)**
Emission of nitrogen oxides (NO_x)	-80% (2005 to 1987)	-60% (to 1990)
Ozone levels	<110 µg/m³ (8h average)	Levels in rural areas stagnant
Noise levels	<65/55 dB(A) day/night	~15% of population, stagnant
Targets for PM_{10} and ozone concentration from EU legislation.		

Table 2: Minimal transport indicators, target values for Baden-Württemberg and officially projected trend development until 2010 (for details cf. Borken & Höpfner 2001).

Table 2: Indicateurs minimaux proposés pour transport, objectifs du land de Bade-Wurtemberg et développement selon trend jusqu'à l'année 2010 (cf. Borken & Höpfner 2001 pour détails).

The minimal set of indicators proposed above is now applied to transport in the state of Baden-Württemberg. Its government has consistently set targets for almost all impact categories, either in general or for transport specifically (MinUV 2001, MinV 1995). I take over these values only noting in passing that they have different quality: Some targets are legally binding by national law or international agreements, like reduction targets for NOx-emissions or ozone levels, others are rather indicative values as for sealing of land. The official trend data is analysed for the prospective development of the respective indicators. According to the scenario calculations traffic volumes are expected to rise until 2010 by about one third for passenger and by almost half for freight compared to 1990, mainly driven by road and air transport. Reduced specific emissions due to tightened European emission legislation for (road) vehicles is taken into account (MinV 1995, IVT et al. 1995,

IFEU 1999). Table 2 summarises the target values set by the state government and the projected trend development until 2010.

5. Valuation and final assessment: The most pertinent environment and health impacts

The minimal set of transport indicators proposed represents a considerable reduction of information. Nonetheless it is often demanded to arrive at a further overall ranking and priority list. Herefore I apply the three criteria proposed by the Federal Environmental Agency of Germany (UBA 1999b) for a valuation: i) The distance between the actual and the target value, here adapted for the transport targets; ii) the specific contribution of the source investigated, i.e. its strength relative to all other polluters; iii) the overall ecological relevance of the impact category. Each criterion is given a rating on an ordinal scale from A to E, where A stands for the most important and E the least.

Distance to target

None of the target values will be achieved under the assumed trend development (table 2). However air pollutants, in particular NO_x emissions, display significant reductions and approach targets; as the calculation for particulate matter concentrations is quite uncertain, it is rated C. Noise and ozone levels are expected to stagnate affecting significant shares of the population and land; hence the distance to target is rated B. Highest rating (A) is assigned to those indicators whose trend is away from the target, i.e. to emissions of carbon dioxide, sealing and fragmentation of land (table 3, first column).

Specific contribution

The *'specific contribution'* represents the strength of transport relative to all other polluters. Here transport's share is estimated based on current data ; a projection until 2010 would need to model the entire society. The rating is quantitative, where emission inventories exist (CO_2 and NO_x); traffic is perceived as the dominant nuisance with respect to noise (UBA 2000), i.e. a subjective rating is taken over; transport's contribution to PM_{10} and ozone concentrations – or more precisely: their exceedances – is only roughly judged on the basis of the elemental composition of samples and transport's significant share of precursor emissions (table 3, second column; cf. Borken & Höpfner (2001, pp. 26, 36) for details).

Transport indicator	Distance to target	Spec. contribution	UBA: Ecol. relevance	My overall assessment
Sealing of land	A	A (100%)	B	**A**
Fragmentation of land	A	A (100%)	B	**A**
Emission of carbon dioxide (CO_2)	A	C (~25%)	**A**	**B**
PM_{10} concentration	B	B (high)	A-B	**B**
Noise level	B	B (high)	C-B	**B**
Emission of nitrogen oxides (NO_x)	D	B (~66%)	B	**C**
Ozone levels	B	C (medium)	D	**C**

Ordinal scale from A to E, where A stands for the most and E for the least important.
Ecological relevance according to UBA (1999b).
For the results of the sensitivity analysis compare the respective paragraph below.

Table 3: For each impact category rating of the distance to target in 2010, transport's specific contribution and the ecological relevance as well as my overall assessment.

Table 3 : Pour chaque catégorie d'impact, pondération de la distance à l'objectif, de la contribution spécifique du transport et de l'importance générale de l'impact, avec mon évaluation globale.

Ecological relevance

The ecological relevance of each impact category has been declared by the Federal Environmental

Agency for all its projects (UBA 1999b). Global, irreversible impacts affecting entire eco-systems with high uncertainty or lethal impact on human health are given highest rating. The impact of particulate matter and noise on human health is not well established. Due to its potentially lethal impact and the larger uncertainty involved, PM_{10} is given a higher rating than noise. The ratings applied are given in table 3, column 3.

Overall assessment

Finally, the overall assessment is the most subjective phase. Here I apply equal weight to each rating, i.e. an arithmetic mean is produced: Following this valuation scheme transport's the most pertinent problems in Baden-Württemberg are sealing and fragmentation of land due to its large distance to target, the transport's dominant contribution and the irreversible ecosystem impact. The emission of carbon dioxide, i.e. transport's impact on climate change and consumption of energy resources, is given second priority, together with transport's direct health impact from air pollutants, as measured by PM_{10} concentrations, and from noise. Transport's impact on eutrophication and acidification, which is related to classical air pollutants and measured here by the NO_x-indicator, and ground-level ozone is assessed third place, either because target values are approached or because the general ecological relevance is assumed lowest.

Sensitivity analysis

A sensitivity analysis is essential to check the stability of the overall assessment against a different rating, which might result either because of progress in scientific understanding and changed data or because different values are assigned.

Already the transformation of the continuous inventory data in rating on an ordinal scale accounts to some extent for the uncertainty of data and individual valuations. Now I shift one of the three criteria by one mark up or down (more or less importance).

For instance assume that the distance-to-target for the PM_{10} concentration would be judged larger than here, i.e. A instead of B. Then the ratings would read A.A.A-B, resulting in overall A (instead of B right now). If however the respective rating would be set to C, then the ratings would read C.A.A-B, still resulting in overall B. Hence the overall assessment of this indicator for severe health effects stays the same if one criterion would be given less importance, but would increase if one criterion would be assigned a higher importance than assumed here. These variations are executed for all other impact categories (and criteria) and the results given in table 4.

A number of conclusion can be drawn from the results (table 4):

- The relative order of the impact categories remains the same for any of the ratings applied. Hence the priorities for future (political) action stay the same, namely reduce land take and fragmentation, CO_2-emissions and PM_{10}-concentrations.
- Furthermore a set of second place impacts can clearly be distinguished: Impact from noise, NO_x-emissions and ground-level ozone. In none of the ratings they could take first importance.
- A strongly different overall assessment or even a different order of importance can only result if individual ratings would differ strongly from my valuation here or if the criteria would not be given equal weight. This would have to be argued well, but could result from the combined effect of uncertain data and different valuation.
- The sensitivity analysis helps to identify weak or critical aspects. Thus its results are even more important than the original assessment as it allows to encompass (scientific) uncertainty as well as different judgements. As happens here, the overall judgement might still remain valid.

Hereby the method presented can contribute to increased transparency in assessment and ranking and finally policy making.

Transport indicator	- Sensitivity of assessment - Higher	My assessment	**Lower**
Sealing of land	**A**	**A**	**B**
Fragmentation of land	**A**	**A**	**B**
Emission of carbon dioxide (CO_2)	**A**	**B**	**B**
PM_{10} concentration	**A**	**B**	**B**
Noise level	**B**	**B**	**C**
Emission of nitrogen oxides (NO_x)	**B**	**C**	**C**
Ozone levels	**C**	**C**	**C**

Table 4: Results of sensitivity analysis: Higher/lower, i.e. one of three criteria is given a higher/lower rating (more/less importance) than by me.

Table 4: Résultats d'analyse de sensitivité : Pondération plus/moins grave d'une critère individuelle par rapport de mon pondération.

Conclusions and outlook

Seven indicators are derived to measure transport's most important environmental impacts. They are proposed for prospective analysis at the highest level of aggregation. With the aid of three valuation criteria adopted from life cycle analysis a transparent ranking and overall assessment can be established. A sensitivity analysis checks the validity of the results with respect to data uncertainty and different value judgements. These elements can well be also applied for strategic environmental assessment and sustainability indicators.

The method and indicators are applied to transport trends in the state of Baden-Württemberg/Germany. Transport's land use, carbon dioxide emissions and related particulate matter concentrations are found the most important environmental problems. Impacts related to noise, NO_x-emissions and ground-level ozone are seen second place under the 2010-trend scenario. This ranking is stable in the sensitivity analysis.

Given this analysis to reduce direct health impacts it will be necessary to reduce particulate matter concentrations and noise levels. This demands a coherent strategy including sources outside the transport sector. However 'traditional' abatement policies are insufficient to reduce the long-term ecosystem impacts. Rather transport's fundamentals, its land and (fossil) energy use, must be addressed. Significant gains in efficiency need to be accomplished to reverse the unsustainable trend and to achieve the targets. This will require significant technological progress, clever implementation to reduce several impacts simultaneously but likely also significant change in today's production, consumption and transport patterns.

Acknowledgements

The data presented here is based on an analysis performed at IFEU – Institute, Heidelberg, and commissioned by the Ministry for Transport and Environment of the Land Baden-Württemberg. The author gratefully acknowledges discussions also with Astrid Gühnemann and Colin Vance, DLR Berlin, and Henrik Gudmundsson, NERI Roskilde. Value judgements are by the author unless explicitly referred.

References

Borken J. & U. Höpfner (2001): Anwendung von TERM-Indikatoren in der Verkehrsplanung. Commissioned by Umwelt- und Verkehrsministerium Baden-Württemberg, Heidelberg, 60 p. [Application of TERM indicators to transport planning] Available on request from Ministry for Transport and Environment, Stuttgart.

Borken J., A. Patyk & G. Reinhardt, 1999: Basisdaten für ökologische Bilanzierungen. Einsatz von Nutzfahrzeugen in Transport, Landwirtschaft und Bergbau. Vieweg Verlag, Wiesbaden/Braunschweig, 223 p + XIV. [Methodology and data for life cycle assessment of goods transport, agriculture, mining as

well as the provision of the respective energy.]

COM (2001): Sustainable Development in Europe for a better world – Strategy of the European Union for Sustainable Development. Communication of the European Commission COM(2001)264final, 20 p. 15.5.2001.

DE (2002): Presse- und Informationsamt der Bundesregierung (Ed.): Bundesregierung: Perspektiven für Deutschland – Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung, 235 p. 17.4.2002. [Government strategy for sustainable development.]

EC (2001a): European Council, Göteborg 15./16.6.2001 – Presidency Conclusions. SN 200/01 EN, 17 p.

EC (2001b): Directive 2001/42/EC on the assessment of the effects of certain plans and programmes on the environment, 8 p.

EEA 2002: European Environment Agency (Ed.): TERM 2001 - Transport and Environment Reporting Mechanism. Copenhagen, 60 p.

EEC (1985): Directive 85/337/EEC on environmental impact assessment of certain public and private projects, 9 p. Amended by several directives.

ISO 14.040ff.: Methods of Life Cycle Analysis. International Standardisation Organisation, 1999f.

IFEU 1999: Lambrecht, Udo et al.: Emissionen des Verkehrs in Baden-Württemberg 1990 bis 2020 - Aktualisierung und Erweiterung der Emissionsberechnung für den GVP Baden-Württemberg. Commissioned by the Ministry for Transport and Environment of Baden-Württemberg, 42 p. [Pollutant emissions from transport in Baden-Württemberg 1990 until 2020.] Available on request from Ministry for Transport and Environment, Stuttgart.

IVT et al. 1995: Wissenschaftliche Begleituntersuchungen zum Generalverkehrsplan Baden-Württemberg. Commissioned by the Ministry for Transport of Baden-Württemberg, Band 1, 110p. [Scientific advice on the Transport Master Plan.] Available on request from Ministry for Transport and Environment, Stuttgart.

Lambrecht, Udo et al. 1999: Immissionsnaher Risikovergleich von Diesel- und Ottoabgasen - Auswirkung zukünftiger Grenzwerte auf die Luftqualität und die Gesundheit. Commissioned by the Federal Environmental Agency, Heidelberg/Berlin, 95 p. [Comparison of the health risk from gasoline and diesel cars.] Available on request from the Federal Environmental Agency, Berlin.

MinUV 2000: Umwelt- und Verkehrsministerium Baden-Württemberg (Ed.): Umweltplan Baden-Württemberg. Stuttgart, 253 p. [Environmental strategy of Baden-Württemberg.]

MinV 1995: Verkehrsministerium Baden-Württemberg (Ed.): Generalverkehrsplan Baden-Württemberg. Stuttgart, 270 p. [Transport Master Plan of Baden-Württemberg.]

Schwarz, W. 2001: Emissionen des Kältemittels R 134a aus mobilen Klimaanlagen: Jährliche Emissionsraten von bis zu sieben Jahren alten Pkw-Klimaanlagen. Öko-Recherche Büro für Umweltforschung und –beratung GmbH. Commissioned by Umweltbundesamt (Forschungsbericht 360 09 006), 62 p. [Emissions of R134a from mobile air conditioners.]

UBA 1999a: Konzeptionelle Weiterentwicklung der Nachhaltigkeitsindikatoren des UN-CSD, Teilbericht Verkehr, UBA-Texte 36/99. [Indicators for sustainable development, transport sector.]

UBA 1999b: Umweltbundesamt (Ed.): Bewertung in Ökobilanzen – Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. Version '99. UBA-Texte 92/99, Berlin, 109 p.[Valuation in Life cycle Assessment - Method of the Federal Environmental Agency]

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport"*, Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 95-102

Resource-efficiency of high-speed railway passenger transport – the German ICE system

Christian v. Rozycki*, Heinz Köser* & Henning Schwarz**
* Univ. Halle, Departm. Environm. Techn., 06099 Halle, Germany - Heinz.Koeser@iw.uni-halle.de
** Deutsche Bahn AG, Railway-Environmental-Center, 10179 Berlin, Germany

Abstract
The results of a life cycle study of a long distant high-speed passenger railway system are presented. The aim of the study was to identify the hot spots of the primary energy demand, the primary material intensity and the CO_2 emissions associated with such a railway transport system. The German ICE system was taken as an example. The whole transport system of traction and supporting railway infrastructure with tracts, passenger stations, maintenance shops etc. was analysed. Construction, operation and maintenance have been considered. The influence of new technologies like the ballastless slab track was studied as well.
Key-words: *material intensity, primary energy demand, railway passenger transport, railway infrastructure*

Introduction

Life cycle investigations on traffic systems are often restricted to the aspects of traction energy and vehicle manufacturing. However, no traffic at all would be possible without a supporting driveway infrastructure, without an energy supply system or without vehicle maintenance and repair. In-depth studies of these aspects are still lacking.

1 – Objectives

Selected results of a life cycle ecology profile study, conducted by the University of Halle/Germany and the Deutsche Bahn AG (DB AG), the major German rail operator, are presented. The goal of this study was to identify hot spots of the primary energy demand, the primary material intensity and the CO_2 emissions associated with a typical long-distant high-speed passenger railway system. The German ICE system was taken as an example.

2 – Methodical Structure

To guide data collection, the life-cycle of the ICE transport system was subdivided into so-called main process elements (MPE), which are depicted in Figure 1. These main process elements are relatively transport-system invariant; i.e. functionally equivalent process elements can be identified within the air and road transport systems. The MPEs of the ICE have been further subdivided into so-called process modules. These modules can differ significantly between the different traffic systems, e.g. the railway catenary system with the associated transformer is quite different from the petrol station in the car transport system.

The rail route between Hannover and Wuerzburg was selected as reference for infrastructure data collection. This high-speed track designed for a maximum speed of 250 km/h was built between 1973 and 1991. The 325 km of this two-way track pass through mountainous terrain. The 120 km of tunnels (38 km-%) and 26 km of rail bridges (8 km-%) of this route represent a “worst case”

scenario in respect to material consumption.

A bottom-up approach of data collection was followed whenever possible. Instead of breaking down net-wide statistical material/energy consumption figure to the individual track kilometre or train drive kilometre (as most comparable studies do), process specific data, provided by the DB AG, where used. Approximately 200 items of primary inventory data were collected from the information resources of the DB AG, manufacturers, site balances and literature. Therefore data quality of this study can be regarded as good on average compared to other published studies.

In order to assess environmental burdens associated with the consumptions of end energy or goods, three types of indicators were calculated by applying appropriate factors to the inventory values:

1. The *cumulative energy demand (CED)* quantifies the primary energy drawn from nature at any stage of its life cycle, thereby taking into account what is called 'grey energy' in some studies, Fritsche (2001).
2. The *MIPS* indicator (material intensity per service unit), as defined by the Wuppertal Institute, aggregates the total masses of all primary materials 'touched' in nature including excavated material, overburden, cooling water and combustion air. In terms of the depletion of limited primary resources and the associated influence on the landscape, the abiotic solid raw materials consumed are of greatest concern. Consequently, the present study concentrated on the indicator, *'MIPS without water and air',* Ritthoff (2002).
3. The *CO_2 emissions* associated with the end materials and energies, Fritsche (2001).

Other impacts of traffic, such as noise, habitat segregation, are much harder to quantify in eco balances, they have not been considered in this study.

Results are presented here using different reference units, ISO 14040 (1998). First, track-related data are quoted per *rail track kilometre (rtkm)* i.e. per 1 km of a two-way high-speed rail track. Traction-related data are given per *train drive kilometre (tdkm)*, i.e. per km, an ICE train travels. Finally, data can be given per *one hundred passenger kilometres (100 pkm)*, by dividing the tdkm data by the average number of passengers per train (capacity utilisation).

More methodical details, such as allocation and calculation steps are published in Rozycki (2002, 2003).

3 – Selected Process Modules

This chapter summarises some of the primary data collected for material and end energy consumptions of selected process modules.

Driving

The MPE driving comprises all processes going on during the train journey. This includes the actual traction energy (22 kWh/tdkm), the so-called board energy for air conditioning, lighting train and operating the train catering services (1.4 kWh/tdkm), furthermore a so-called passenger overhead for passengers travelling between the train stations and the starting and final destination (e.g. home) by car (0.9litres petrol/passenger) as well as a quantity of “overhead energy” attributed to train trips to and from maintenance works, repair works and night-time parking stations (1.2 kWh/tdkm).

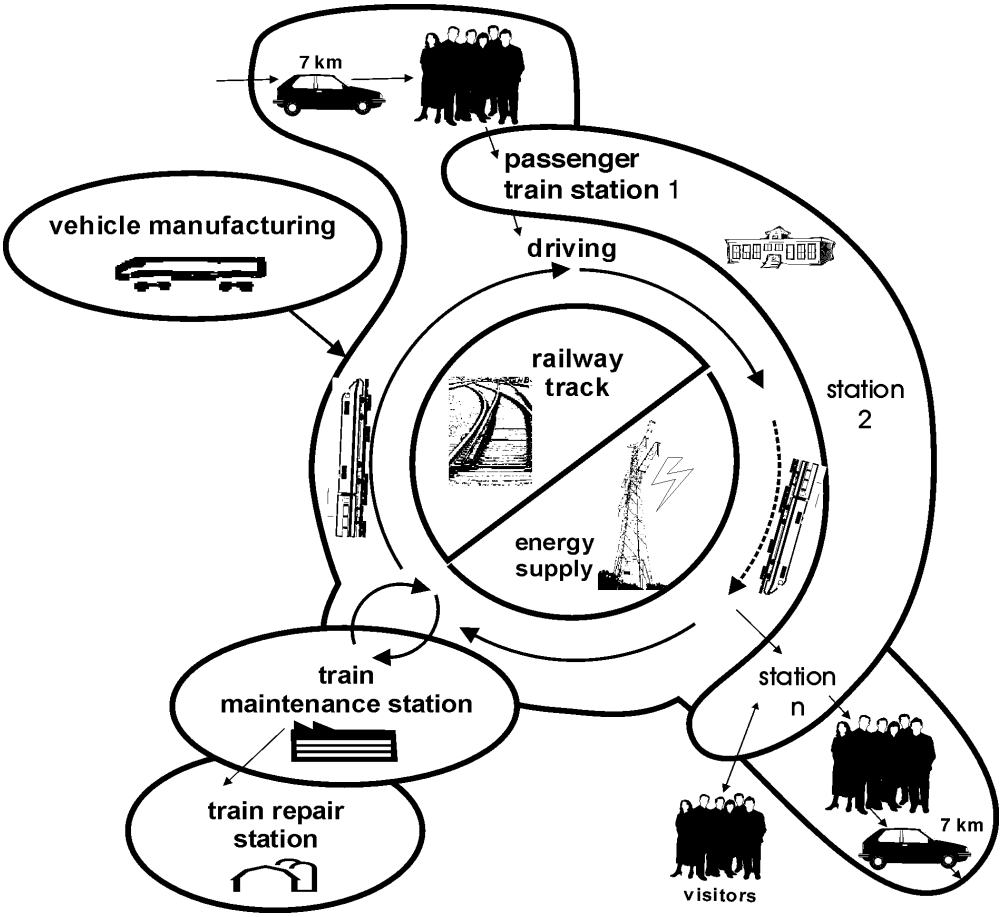


Figure 1: Main Process Elements (MPEs) of the ICE ecology profile

Rail driveway

The rail driveway part of the MPE railway track consists of the track bedding and the associated substructure. The substructure basically consists of bulldozed and compressed soil or sand. Two forms of track beddings for high-speed tracks are shown in Figures 2 and 3.

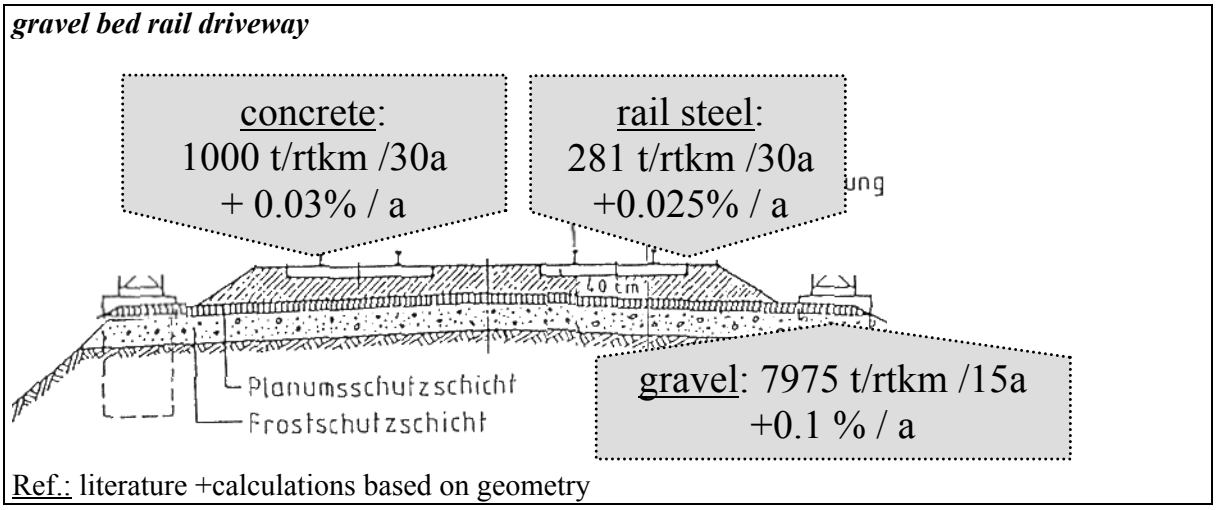
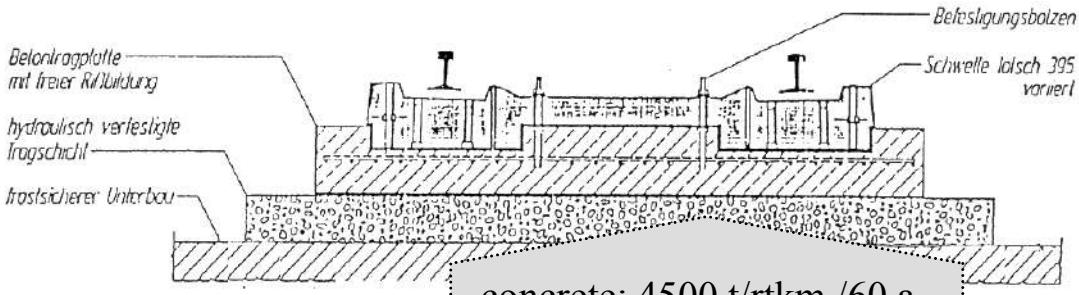


Figure 2: Major consumptions for the construction/maintenance of gravel bed tracks

ballastless slab track *(type Rheda/Züblin)*



concrete: 4500 t/rtkm /60 a
reinf. steel: 130 t/rtkm /60 a
rail steel: 201 t/rtkm /60 a

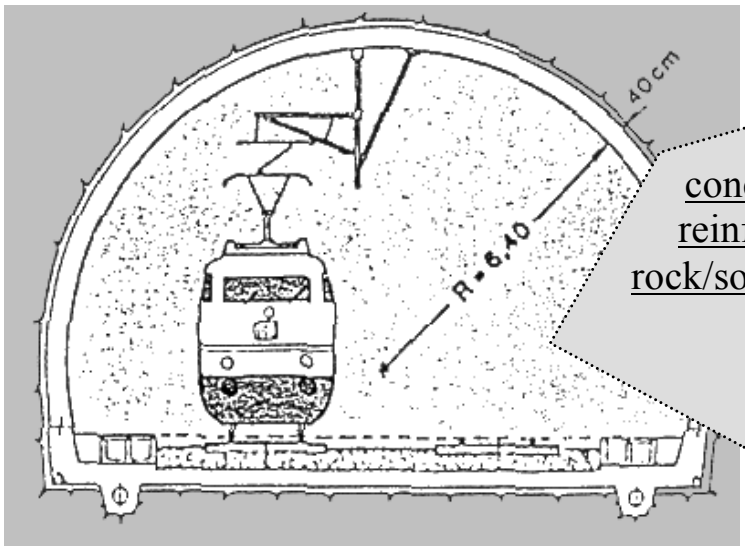
Ref.: manufacturer provided data

Figure 3: Major consumptions for the construction of ballastless slab track

Railway Tunnels

Railway tunnels have been found to be resource intensive due to high amounts of concrete and steel for tunnel walls and considerable masses of soil/rocks to be excavated. Tunnels can either be digged horizontally into the rock or trenched vertically. Figures 4 and 5 provide data on these two tunnel types.

rail tunnels *(a: digged)*



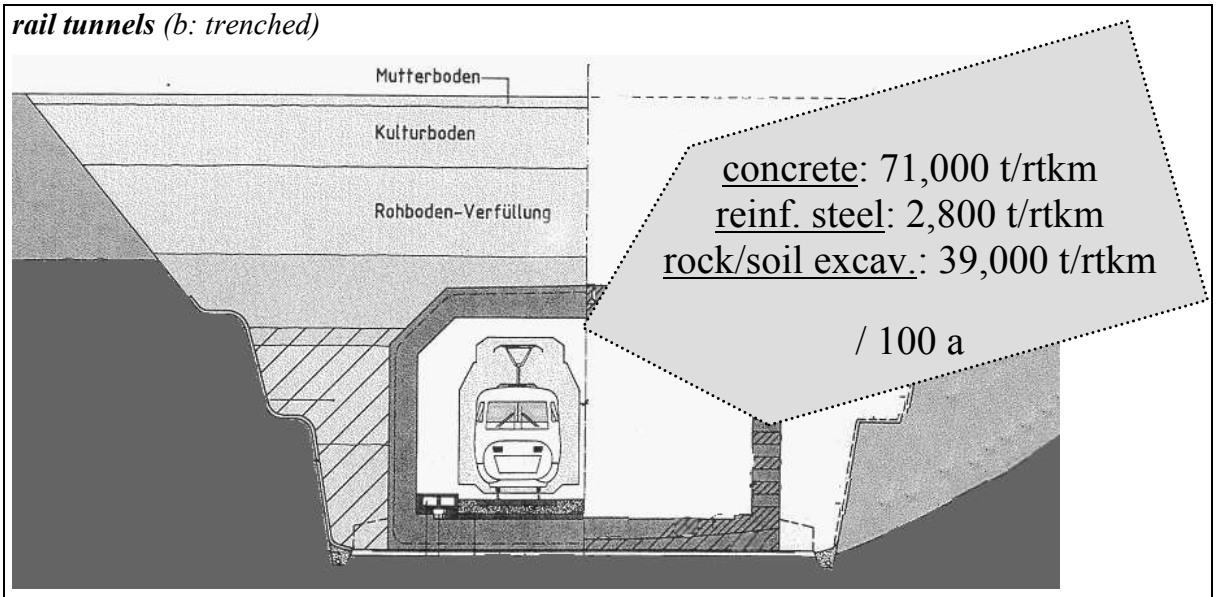
concrete: 44,000 t/rtkm
reinf. steel: 2,100 t/rtkm
rock/soil excav.: 15,000 m^3/rtkm

/ 100 a

Ref.: calculations based on construction documents

Figure 4: Major consumptions for the construction of digged rail tunnels

rail tunnels *(b: trenched)*



Ref.: calculations based on construction documents

Figure 5: Major consumptions for the construction of trenched rail tunnels

Average-ICE passenger train station	(p... passenger; tr...trains; v...visitors)	
visitors	41,000	v / d
passengers	31,000	p / d
ICE- passengers	11,000	p / d
Passenger trains	276	tr / d
...ICE trains	105	tr / d
Construction (BUWAL-factors)		
construction materials	34	g / p
construction wastes	0.8	g / p
transport energy	76	J / p
construction site energy	27	J / p
Maintenance (maintenance costs / construction costs)		
construction materials	0.44	g / p
Operating (costs / municipal specific costs)		
drinking water	196	g / p
waste	9	g / p
electricity	104,000	J / p
heat	75,000	J / p
cleaning agents	0.02	g / p (calculation)
ticket papers	2	g / p (calculation)
Electronics waste	0.007	g / p (calculation)

Ref.: data acquisition in train stations (Kassel-Wilhelmshöhe, Würzburg)

Table 1: Major data for construction/operation of passenger train stations

Passenger train stations

Table 1 sums up materials, energy and media consumptions for the construction and operation of

passenger train stations, allocated to the ICE passenger.

Train maintenance/repair

Table 2 and 3 give background information and consumption figures per tdkm for the ICE train maintenance shop (including catering with water for train toilets and restaurant, inner and outer cleaning of train and minor repair) and for the ICE train inspection/repair shop.

train maintenance *(Ref.: site balance München 1999)* after travelling about 2,200 tdkm an ICE train is being cleaned and maintained – ∅ once within 1.75 days (3,800 checks and 4,200 cleanings /a, cleaning/maintenance takes about ∅ 1.5 hours)		
	factory / a	**per tdkm**
electricity	1.2 MWh	0.13 kWh/tdkm
heat	4.2 GWh	0.59 kWh/tdkm
drinking water	32,000 m^3	3.6 L/tdkm

Table 2: Major consumptions figures for train maintenance

train repair *(Ref.: site balance Nürnberg 1999)* after travelling about 1.8 Mio tdkm an ICE train is inspected and repaired - ∅ once within 4 years (8 revisions + varnishing and 32 repairs /a, inspection and repair takes about ∅ 15 days)		
electricity	6.3 MWh	0.06 kWh/tdkm
heat	33 GWh	0.2 kWh/tdkm
drinking water	30,000 m^3	0.3 L/tdkm

Table 3: Major consumptions figures for train repair

4 – Major Findings

What amount of cumulated primary energy resources is needed?

The primary energy demand of the total transport system is 3.7 l petrol-equivalents per 100 passenger kilometres (or 117 MJ/100 pkm). 6.9 kg/ 100 pkm of CO_2 are produced.

With a share of 87%, the consumption of the transport process is dominating by the primary energy requirements. The remainder of 13% is needed for the infrastructure. This primary energy consumption of the high speed passenger transport compares favourably with other transport system even when the infrastructure is included.

Electricity for the traction process is the main end energy form used by the high speed ICE transport system. It should be noted, that consequently the energy mix of the electricity used is a major factor determining the cumulated primary energy consumption. In countries with a high share of regenerative energy in the electricity mix, as in Norway with 99.5% of water power, the live cycle primary energy demand for 100 ICE person kilometres can be considerably lower than in Germany. In Norway the ICE would need just 2.2 l petrol-equivalents of primary energy (40 % less ten in Germany) to provide 100 pkm.

The average percentage of used train seat capacity and the average trains per route kilometre (train frequency) are also important parameter for the primary energy requirement of the passenger transport kilometre. The average occupancy of the ICE train is according to DB AG statistics 46%. The train load of the two-way track of the reference route was 137 trains per day.

What amount of primary material resources is needed?

48 kg of accumulated raw materials (MIPS without water and air) are needed for every 100 ICE person kilometres. 61% or 29kg of this quantity are caused by the railway infrastructure. The

material intensity of the infrastructure depends strongly on the share of bridges and tunnels on the route considered. The gravel bed of the track contributes 3.4 kg to the material intensity of the infrastructure.

Are slabs tracks more resource intensive than classical gravel bed?

On a life cycle base is the energy intensity of slab tracks despite there demand for high energy intensive construction materials comparable to the classical gravel bed track, whereas their raw material consumption is by 80% smaller. New track technologies like the slabs tracks have the potential to reduce the material intensity of the railway infrastructure. >From an ecological point of view is the slab track the preferred form of track technology.

What about the smaller resource input flows of special interest?

About 93g of passenger wastes are generated per 100 pkm, of which the highest quantity is generated in the trains not in the railway station. Waste reduction campaigns should therefore centre on waste generation and recycling aspects in the trains.

2.3 l of waste water are directly related to the passenger transport. Most of this water is collected during train maintenance, of which equal amounts are caused by cleaning the toilets/kitchen water tanks of the train and by washing the train.

Electric heating of the rail points during winter time was identified as a relevant energy consumer of the infra structure. The energy requirements for the rail points proved to be 5 times higher then the electric energy consumption of the passenger train stations.

Conclusions

Rail infrastructure of the high speed train transport system does not contribute the high share to the environmental impact expected from other studies, Maibach (1999). Rail infrastructure under the conditions found in Germany causes less tan 15% of the total cumulative energy demand per 100 passenger kilometres.

The share of the train infrastructure is more important in terms of the total material intensity of the transport process. 48 kg of solid raw materials are needed for every 100 ICE passenger kilometres; two third of this quantity is caused by the infrastructure. The ICE transport has a stake of approx. 2‰ in the material flow of the German economy.

The study showed that conspicuous elements of the rail infrastructure, like the passenger station or the material inventory of the rail vehicles, have only a small impact on the overall energy and material intensity of the high speed rail system. The energy consumption of the train during operation is the dominating effect on the life cycle energy intensity of this transport system. From an ecological point of view the energy efficiency aspect of the train should be given top priority when designing train vehicles, Vandermeulen (2003).

Acknowledgements

Special thanks are due to P. Hein, DB AG, for his support of the project. The efforts of G. Herbst for collecting the data related to tracks and train maintenance and repair, as well as the contribution by E. Konitzer in modelling passenger train stations are gratefully acknowledged.

References

Fritsche, U. & et. al. (2001): Global Emission Model for integrated Systems – Instruction Manual for GEMIS 4.0., Öko-Institut, Darmstadt,Germany (consult also www.gemis.de)

ISO 14040 (1998): Environmental management- Life cycle assessment – Principles and framework. Beuth, Berlin, Germany

Maibach, M., D. Peter & B. Seiler (1999): Ökoinventar Transporte .Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Transportsystemen und von Transportsystemen in Ökobilanzen. Infras, Zürich 1995; updated 1999, Switzerland

Ritthoff, M; H. Rohn & C. Liedtke (2002): MIPS berechnen - Ressourcenproduktivität von Produkten und

Dienstleistungen.Wuppertal, (consult also www.mips.info)
Rozycki, C., H. Koeser & H. Schwarz. (2003): Ecology Profile of the German high-speed rail passenger transport system, ICE. JLCA vol. 8, n° 2, p 83-91
Rozycki, C., H. Koeser & H. Schwarz. (2002):Ressourcenintensität des ICE-Verkehrssystems – Ergebnisse eines Ökologieprofils. Eisenbahntechnische Rundschau ETR vol. 51, n° 12, p 798-802
Vandermeulen, B. & et. al. (2003): The use of performance indicators for environmental assessment within the railway business: the RAVEL workbench prototype, a web-based tool. L. Cleaner Production vol. 11, n° 7, p 779-785

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport"*, Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 103-110

Establishment of an environmental indicator adapted to all existing or future road vehicles

Vincent Favrel *, Sandrine Meyer *, Walter Hecq *,
Joeri Van Mierlo **, Laetitia Vereecken ** & Gaston Maggetto **
* Univ. Libre de Bruxelles, CEESE-ULB, av. Jeanne 44 CP 124, 1050 Brussels, Belgium
fax : + 32 2 650 46 91 - email : sameyer@ulb.ac.be
** Vrije Univ. Brussel, ETEC-tw-VUB, Pleinlaan 2, 1050 Brussels, Belgium

Résumé : Etablissement d'un indicateur environnemental adapté à tous les véhicules routiers existants ou futurs
Pour permettre aux décideurs politiques et gestionnaires de flotte de sélectionner les véhicules sur base de leurs performances environnementales, un indicateur appelé écoscore a été développé. Cette méthodologie compare des véhicules routiers actuels (essence, diesel, etc.) et à venir (ex: pile à combustible), quels que soient la catégorie envisagée (voitures, utilitaires légers ou lourds, etc.), le carburant utilisé (ex: carburants fossiles, biofuels, etc.) ou le mode de propulsion (moteur thermique, moteurs électrique ou hybride, pile à combustible). Elle consiste en une approche du type « cycle de vie » et se base sur l'importance des impacts environnementaux du véhicule analysé par rapport à un véhicule de référence. Les dommages étudiés correspondent à l'utilisation de ces véhicules (émissions directes de polluants atmosphériques, bruit) et à leur approvisionnement énergétique (émissions indirectes), et concernent diverses catégories de récepteurs : climat (réchauffement global), population (maladies respiratoires, etc.), écosystèmes et bâtiments. Ils sont mesurés à l'aide, notamment, de fonctions dose-réponse spécifiques aux récepteurs étudiés, normalisés en faisant appel à un véhicule de référence, puis pondérés selon leur contribution aux dommages totaux et finalement additionnés dans un score global, l'écoscore.
Mots-clés : *Indicateur environnemental ; véhicules propres ; véhicules routiers ; écoscore ; LCA ; outil d'aide à la décision ; émissions ; énergie ; externalités.*

Abstract
This paper aims to clarify the choices between vehicle technologies by developing a decision support tool. The methodology developed enables the comparison, on an environmental, point of view of current (petrol, diesel, etc.) and future (e.g.: fuel cell) road vehicles, whatever the category of vehicles (cars, light and heavy duty vehicles,etc.), the type of fuel (fossil fuels, biofuels, etc.) or the propulsion mode (IC, electric or hybrid engines, etc.) to be considered. It consists of an LCA (life-cycle analysis) approach and is based on the importance of the environmental effects of the vehicle studied in comparison with a vehicle of reference. The damage analysed is due to the use of vehicles and their energy supply, and concerns different categories of environmental receptors : the climate, the general public, ecosystems and buildings.
Key-words *: Environmental indicator ; clean vehicles ; road vehicles ; ecoscore ; LCA ; decision support tool ; emissions ; energy ; externalities.*

Introduction

The transport sector is a source of non-negligible quantities of pollutant emissions that have a direct and indirect influence on many environmental receptors (human beings, buildings, climate, etc.). The pollution caused by transport is a heavy burden especially in urban areas. The reason for this is the joint presence of a large number of pollution sources (different modes of transport and heating

systems) on the one hand, and a large number of receptors (people and buildings) on the other. Studies carried out in the European ExternE project (ExternE, 1998), that was dedicated to the evaluation of external costs of the energy and transport sectors, showed notably that local impacts caused by the use of vehicles represented a major part of the damage induced by the emissions of road transport. In recent studies of the CEESE (Favrel, 2001), the yearly impact of road transport in the Brussels-Capital Region was estimated at 774 M€.

One of the measures envisaged to improve the air quality - whether on the local, regional or global level - , to diminish noise exposure and to reduce energy consumption, involves the possibility of introducing new technologies into fleets of road vehicles. New technologies are being introduced in the case of conventional petrol and diesel vehicles (advanced engines, management systems, etc.) to meet more and more challenging emission directives. Driving systems like fuel-cell powered and hybrid- or battery-driven electric vehicles are attractive alternatives. Also, several alternative fuels (LPG, CNG, alcohol's, biodiesel, hydrogen, etc.) are being considered as potential fuel choices for the future.

Both the decision-makers and consumers have a difficult choice when confronted with vehicles that are not yet widely available, because of a lack of information on the techniques available, their costs, and their effects on the environment.

This paper aims to clarify the choices between vehicle technologies by developing an assessment instrument that provides a comparison between different existing and future types of vehicle technologies.

An application of this methodology has been carried out for the Brussels Capital Region in the context of the ordinance air (Moniteur belge, 1999) that states that in the coming 3 years at least 20% of the vehicles of the public fleets of the institutes and administrations of the Brussels Capital Region must be "clean vehicles".

1 - Methodology

Numerous attempts have been made for assessing products or activities that may have a damaging effect on the environment. For that purpose a lot of instruments have been developed : impact pathway methods including externalities assessment, cost-benefit analysis, environmental impact studies, life cycle analysis, etc.

The methods used differ in many respects and particularly in terms of their ranges. They are focused on human preferences as in the case of cost-benefit analysis, or more on environmental aspects as in the case of environmental impact assessments. However, this latter method does not define an approach to decision-making or to a procedure for the structuring and aggregation of environmental and economic effects. LCA provides an answer to these drawbacks. This approach not only enables the associated effects to be structured at the different stages in the life of a product or a service but also provides an aggregation procedure in the assessment of the overall balance of the product or service.

LCA has undergone numerous developments in recent years (Consoli, 1993). It has the advantage of being normalised (ISO 14040 Series), and has already found applications in the case of road vehicles (Lewis, Gover, 1995 ; Davison, 1999 ; Nicolay, 2000) in particular. In these applications, LCA is mainly employed as an analytical environmental tool for industry. The study presented in this paper is more consumer orientated because most of the environmental burdens take place during the stage of the vehicle use.

Furthermore, the current available studies mainly concern a generic vehicle or average production processes which don't facilitate any choice for the consumers. That is the reason why this study develops a methodology for a per-model applicability.

Ecoscore methodology

A number of projects have focused on the problem of establishing an environmental indicator adapted to all the road vehicles. This is, for example, the matter of the list of "clean vehicles" developed by the "Verkehrsclub Deutschland" (VCD, 1999) and used in Germany, Switzerland and Austria ; the "Green Book" edited in the USA by ACEEE (DeCicco, 2000) or the "Ecolabelling" carried out for the Flemish Region (Govaert, 2001).

These lists are still based on partial elements because an environmental assessment is very difficult to make, essentially because of the large diversity of the types of damage to integrate and also because of the different characteristics of this damage. This is why it is not possible to combine different environmental effects in one single indicator by means of such lists. The "ecoscore" methodology tries to overcome this fact.

Regarding the "ecoscore" development, the environmental assessment of a vehicle follows a "five-step" scheme, similar to that used in LCA (Life Cycle Assessment) of products. These steps are in fact the answers given to these five following questions : "Which pollutant emissions are associated to the vehicle to assess?" (inventory) ; "Which types of damage are these emissions contributing to?" (classification) ; "Which values are to be attributed to this damage?" (characterisation) ; "Is this damage important in comparison with those of the vehicles of reference?" (normalisation) ; "How important is a type of damage in comparison with an other damage?" (weighting).

Inventory

The inventory calculates the pollutant emissions associated with the different life stages of a product, including its production, its use and its final storage.

The Ecoscore methodology limits the environmental assessment to the use of this vehicle (Tank-to-wheel, i.e. direct emissions), to noise pollution and emissions of atmospheric pollutants associated with the production of fuel or electricity used to run the vehicle studied (Well-to-tank, i.e. indirect emissions).

Whatever the category of vehicles taken into consideration, the total emissions (E_{total}) are equal to the direct (E_{direct}) plus the indirect ($E_{indirect}$) contributions. At this stage, the Ecoscore methodology multiplies the indirect reference emissions by a factor ($W_{ind.}$) inferior to 1 for the emissions that have a local impact on health and buildings and equal to 1 for the other impacts (De Cicco, 2000).

$$E_{total} = E_{direct} + w_{ind.}.E_{indirect}$$

where $w_{ind.}$ is the weighting coefficient, varying between 0 and 1, and imputed to indirect emissions (it is equal to 1 for HCs and NOx ; to 0,4 for SO2 ; to 0,1 for CO and particles) .

Direct emissions are divided into regulated emissions, for which the results of the vehicle approval tests are used, and non-regulated emissions (CO2, SO2, some VOC that have an impact on health). As far as the last ones are concerned, the emission levels are assessed on the basis of fuel consumption, i.e. the percentage of each type of pollutant in the overall amount of volatile organic compounds (VOC) emitted, according to the hypotheses of the European COPERT methodology (Ntziachristos L. et alii, 1999).

Classification

This second stage of the "ecoscore" methodology consists of classifying the different pollutant emissions assessed according the category(ies) of damage to which they contribute.

The "ecoscore" methodology distinguishes between five different categories of damage : health (cancer, respiratory diseases), greenhouse effect, impact on ecosystems (ecotoxicity, acidification and eutrophication), effects on buildings and noise pollution.

Caracterisation

This stage of the assessment consists of calculating the contribution rate of the incriminated pollutants in each category of damage.

	Effects	Pollutants
Human health	Carcinogenic effects	**VOC** (1,3 Butadiene ; Formaldehyde ; Benzene) **HAP** (Benzo(a)pyrene ; Benzo(a)anthracene ; Dibenzo(a)anthracene)
	Respiratory effects (organic components)	**VOC** (NMVOC ; methane)
	Respiratory effects (inorganic components)	**CO, Particles, TSP** (Total Suspended Particles), **NOx** (in NO_2 equ.), **SO_2**
Greenhouse effect		**CO_2 , CH_4, N_2O**
Eco-systems	Ecotoxicity	**VOC** (Benzene ; Toluene) ; **HAP**
	Acidification, eutrophication	**NOx** (in NO_2 equ.), **SO_2**
Buildings		**Particles** (PM10), **SO_2**
Noise		**Noise** [in dB(A)]

Table 1 : Classification of the studied atmospheric pollutants per category of damage
Tableau 1 : Classification des polluants atmosphériques étudiés par catégorie de dommages

To evaluate the damage rate in each category, the calculated level of emissions, expressed in [g/km] or in [g/kWh], is multiplied by a damage factor δ*ij* expressed in specific units according to following formula :

$$D_{i,j} = \delta_{i,j} . E_{j,total}$$

with $D_{i,j}$: the partial damage of the category i, associated to the pollutant j ;
$\delta_{i,j}$: the damage factor of the category i, linked to the pollutant j ;

For each category of damage, the factors δ*ij* either come straight from the Eco-Indicator 99 methodology (Goedkoop, 1999), considered as a reference for effects on health and ecosystems, or from other studies such as, for example, the CEESE-ULB specific study on damage to buildings (Favrel, 2001). As far as the greenhouse effects are concerned, the climate change potentials of each incriminated greenhouse gas are separately taken into consideration. On the contrary, the noise pollution does not need any reference to a damage factor, as noise is the one and only incriminated "pollutant"; as a consequence, there is no distinction to make in this specific case.

Damage is expressed in specific units that are common in each category, so that they can be added up to generate an overall damage assessment for each category. The representative units for the different damage are : the DALY (Disabled Adjusted Life Years) or the number of years of living with a disability ; the greenhouse gas emissions expressed in CO2-equivalent ; concerning damage to ecosystems, it is the annual surface of areas where species probably will not appear because of unfavourable conditions resulting from pollutant deposits, expressed in [PDF.m².yr] ; the deterioration cost of buildings expressed in €/yr ; the noise pollution expressed in dB(A).

Normalisation

In order to measure the relative extent of the different damage, the formerly evaluated damage is "normalised" according to a specific reference value for each category of damage.

This way, it becomes possible to compare damage caused by the vehicle to be assessed with a reference situation and to determine what type of important or, on the contrary, restricted effects this vehicle can have.

First of all, total damage Q_j of a given damage category j are obtained by adding partial damage associated to every single concerned pollutant. Mathematically, the normalised damage is calculated for every category of effects j, on the basis of the following relation :

$$q_j = \frac{Q_j}{Q_{j,ref}}$$

with : q_j : the normalized damage ;
the damage associated to the vehicle to be assessed ;
: the damage associated to a vehicle of reference.

For the Ecoscore, it was decided to take as reference the damage associated with a so-called "reference vehicle", i.e. a fictive vehicle of which the different emission levels would correspond to so-called reference levels. These reference levels are much lower than emission levels of current vehicles but they can be reached thanks to new technologies that either are already, or will be very soon, available on the market.

As for any other vehicle to be assessed, the emissions of the reference vehicle include direct (regulated and non-regulated) as well as indirect components.

Regulated emissions of the reference vehicle :

As far as the "cars" category is concerned, for example, the values imposed by the Standard Euro IV are taken as a reference. As there are different standards for fuel and diesel engines, the strictest standard was adopted as reference value for private cars. As for the light duty vehicles, the reference values correspond to the Standard Euro IV imposed on medium-sized diesel cars (1305-1760 kg).

Non-regulated emissions of the reference vehicle :

As far as CO_2 emissions are concerned, the value of 120g/km is taken as reference, as this value is the objective the automobile industry has accepted to aim at in the European Union. For SO_2 emissions, the reference level is based on the content of 50 ppm of sulphur in the petrol or diesel forecasted from 2005 on. To split the overall VOC according to the different species, it is carried out the same way as for the assessment of direct emissions, on the basis of specific emission levels determined for the overall VOC. In this case also, the lowest emission level (petrol compared to diesel) is adopted.

Indirect emissions of the reference vehicle :

The assessment of the indirect emissions is based on the fuel consumption while complying with the levels adopted for the CO_2 emissions (Joumard, 1999).

Noise emitted by the reference vehicle :

For the noise generated by the vehicles, we have decided to choose the following values : 74 bB(A) for cars and light duty vehicles. This value coincides with the standards currently adopted in the Brussels Region.

Weighting

The final stage of the assessment linked to the "ecoscore" consists of weighting the normalised damage before adding them to have a final environmental score.

The weighting factor applied to each effect taken into consideration is not only based on scientific arguments. Policy priorities and decision-makers sensitivity are also very important. This is an aspect of the methodology that allows to weight the damage categories and to give more weight to issues that decision-makers decide to be more important than others.

A specific weighting system for the Brussels-Capital Region seems to be necessary, given the specificity of this largely urbanised region where environmental priorities can differ very much from those of a country or a continent. The existing weighting systems (e.g. : De Cicco, 2000 ; IFEU, 1997 ; Govaerts, 2001) have been revised according to the urban specific characteristics.

In terms of weighting, the "ecoscore" is very much concerned with the effects on health : they account for some 50% of the total which is comparable to the other weighting systems, except for the IFEU model (IFEU, 1997). Regarding the effects on public health, the greatest importance is given to carcinogenic effects linked to VOC (a weight of more than 20%). The remaining 30% are equally distributed among the two categories related to the respiratory system.

There are then the effects linked to the climate change : they are granted with as much as 25%. This weight seems lower than in other models such as the Green Car (De Cicco, 2000), the IFEU (IFEU,

1997) or the study made in Flanders (Govaerts, 2001) that gave a weight of more than 40% to this item. This difference results in fact from the specificity of the "Clean vehicle" study that is made in an urban context.

The remaining 25% are distributed among the effects on ecosystems (10%), the noise pollution (10%) and damage to buildings (5%).

The aggregated score : the "ecoscore"

The damage from the direct and indirect emissions, as well as noise pollution, has been assessed for vehicles and normalised according to the reference vehicle. The normalised damage has been weighted and added up to obtain one single score called "ecoscore".

$$\text{Ecoscore} = 25\% \cdot q_{greenhouse_effect} + 50\% \cdot q_{respiratory_deseases_\&_cancer} + 10\% \cdot q_{acidification_\&_eutrophication} + 5\% \cdot q_{buildings} + 10\% \cdot q_{noise}$$

2 - Application

This methodology was applied to a series of currently available vehicles in each category and for each existing type of vehicle (e.g. : types of fuel and propulsion system). They are only supposed to be a series of examples aiming to control and assess the application of the "ecoscore" methodology.

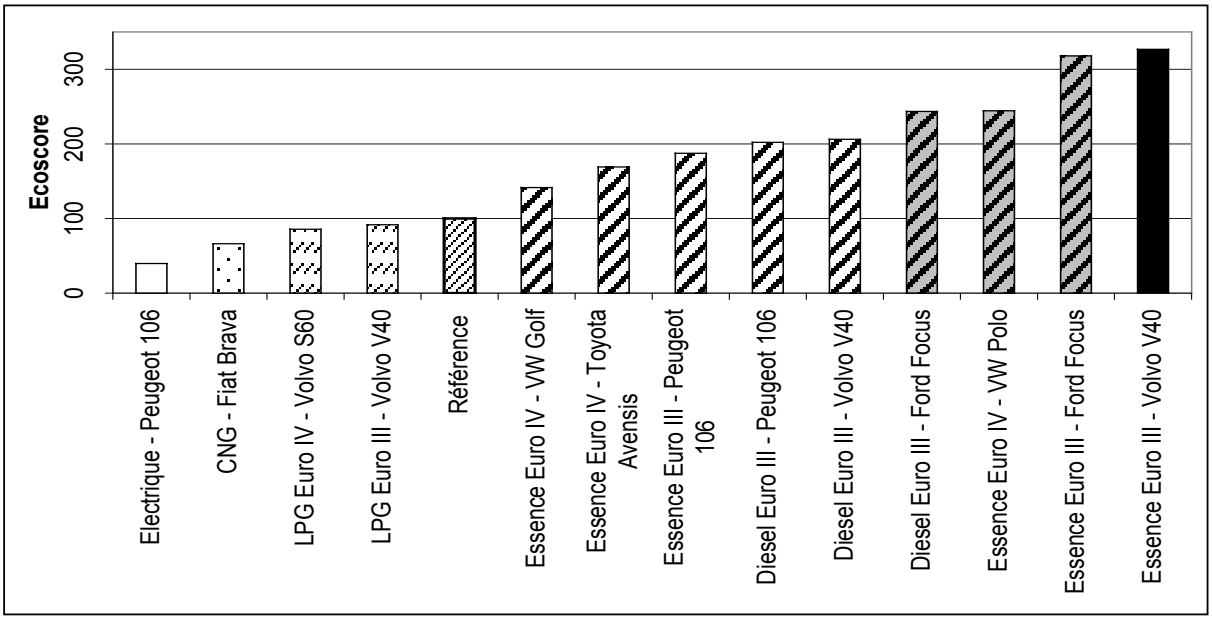


Figure 1: Comparison of different cars on the basis of the "ecoscore" methodology (Favrel, Van Mierlo, 2001)

Figure 1 : Comparaison de différentes voitures sur base de la méthdologie "écoscore" (Favrel, Van Mierlo, 2001)

The previous graph gives the results of the comparative "ecoscore" study on the environmental damage resulting from the use and the energy supply of cars available on the Belgian market. The results take into account the fact that this evaluation was undertaken in the urban context of the Brussels-Capital Region.

The reference vehicle always reaches a 100 score.

The vehicles on the left of the reference vehicle are considered as more environment-friendly in the context of the Brussels-Capital Region. In this particular example, it concerns mainly electricity, gas and LPG driven cars.

On the contrary, the vehicles on the right of the reference vehicle are more polluting. They are

essentially “conventional” (diesel and petrol) cars.

3 - Discussion

Adaptation of the methodology to heavy vehicles

The application of the “ecoscore” methodology to heavy vehicles – heavy duty vehicles and buses - required some adaptations because of the coexistence of emission data that differ by their nature and by their units. Within some damage categories (e.g. : effects due to CO_2 and SO_2 emissions), emission data of engines are expressed in g/kWh (cf. vehicle approval tests essentially concern engines and not vehicles as such), whereas emissions linked to vehicles are expressed in g/km (cf. databases on vehicles).

This is why we had to proceed differently for the calculation of the aggregated score : direct and indirect emissions of heavy vehicles were evaluated separately following the “ecoscore” methodology. The two different scores were then integrated into one single score by weighting the score related to indirect emissions with the w_{ind} factor.

Context of the analysis

To meet administrative requirements, the “ecoscore” has been completed by a technical and economic analysis of the vehicles, in order to include into the study important aspects such as refuelling, autonomy, or eventual surplus expenses linked to the choice of a clean vehicle.

Thanks to this complementary analysis, the “ecoscore” could be resituated in a more practical context in order to help the consumer in choosing an adequate clean vehicle.

Potential improvements

The “ecoscore” methodology could be improved regarding the following matters.

At its current stage of development, it ignores the real traffic conditions (driver behaviour, impact of regional measures such as “speed-breakers”, ageing of the vehicles. Results could be adapted by using appropriate data-bases. However, this aspect is not really focused here as, in fact, the objective is to compare the available vehicles and to choose, from the environmental point of view, the most adequate alternative technologies for the public authorities and public transport company in Brussels.

Concerning the methodology, the study might, in the future, extend the LCA to production and recycling of vehicles.

On a practical point of view, the “ecoscore” methodology applied to “conventional” vehicles is based on emission levels identified in approval tests, while it is sometimes based on real data resulting from practical tests for vehicles “newly developed” (e.g. : some vehicles running on GNV, electric and hybrid vehicles, and vehicles with fuel cell). That means that the methodology could currently favour technologies already available on the market.

Conclusions

The methodology proposed can help developing an indicator fit to assess, on a scientific and

adjustable basis, environmental damage caused by vehicles, whatsoever the category they belong to, their mode of propulsion or their energy use.

This first approach is still simplified in comparison with what might be done theoretically but it meets different imperatives such as, for example, working with currently available data or having comparable results for different vehicles from a same category.

As for the weighting of the different damage identified, this approach quite focuses on problems occurring in urban areas by allocating greater weight factors to health effects.

Concerning research on the assessment of “clean vehicle”, the “ecoscore” methodology proposes an

adjustable solution that applies to all vehicle categories but also a system that is able to be adapted to new standards of reference.

From a practical viewpoint, the indicator calculated makes it possible to compare the different available vehicles on the Belgian market and to build an adequate policy for the future vehicle fleets, starting with the public vehicle fleets (Moniteur belge, 1999) before going eventually over to private fleets.

Acknowledgements

This article is based on the "Clean vehicles" research project (Favrel, Van Mierlo, 2001) jointly developed by the "Université Libre de Bruxelles (CEESE)" and the "Vrije Universiteit Brussel (ETEC)" on behalf of the Brussels-Capital Region via the "Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement (IBGE)".

References

ExternE (1998), "Externalities of Fuel Cycles, Project. Report number 7, Methodology, 1998 update", European Commission, Directorate-General XII, Science, Research and Development, JOULE (1998), EUR16521, Luxembourg, 518 p.

Favrel V., T. Pons, K. Maréchal, P. Claeys, C. Ferdinand et W. Hecq (2001), "Mobilité durable en région bruxelloise : Analyse des impacts sur l'environnement – Evaluation des externalités physiques et monétaires", Rapport final, SSTC, CEESE-ULB, 68 p. + Annexes.

Moniteur belge (1999), Article 22 de l'Ordonnance du 25 mars 1999 du Parlement de la Région de Bruxelles-Capitale concernant l'évaluation et l'amélioration de la qualité de l'air, 24.06.1999, pp. 23861-23868.

VCD (1999), „Auto-Umweltliste" 1999/2000, Bonn.

DeCicco J., Thomas M., Kliesch J. (2000), "ACEEE's Green Book", Washington, 2000, 61 p.

Govaert L. (2001), "Emissielabelling nieuwe personenwagens", Final report, VITO, AMINAL project, 2001/ETE/R/056, juli 2001, 23 p.

Goedkoop M. (1996), "The Eco-Indicator 95, Weighting method for environmental effects that damage ecosystems or human health on a European scale", Final report, Pré Consultants, 86 p.

Goedkoop M. and Spriensma P. (2000), "The Eco-Indicator 99, A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment", Methodology report, Pré Consultants, Second edition, 103 p. + appendices.

Ntziachristos L., Samaras Z. (1999), "COPERT III Computer Programme to Calculate Emissions from Road Transport – Methodology and emission factors", European Topic Centre on Air Emissions (LAT/AUTh), July 1999, 86 p.

Consoli F. et al. (1993), "Guidelines for Life-Cycle Assessment : a 'Code of Practice' ", SETAC, pp. 51-54.

Lewis C.A., Gover M.P. (1995), "Life Cycle Analysis of motor fuel emissions", European Commission, Proceedings of the workshop on 27-28 November 1995 at ULB-Brussels, 14 p.

Davison P. (1999), "Life-Cycle emission analysis of fuel use", European Commission, Transport Research COST 319.

Nicolay S. et al. (2000), "A simplified LCA for automotive sector : comparison of ICE (diesel and petrol), electric and hybrid vehicles", SETAC, 8th LCA Symposium for Case Studies, Brussels, pp. 97-105.

Joumard R. (1999), "Methods of Estimation of Atmospheric Emissions from Transport : European Scientist Network And Scientific State-Of-The-Art" ; Final report, LTE 9901 report, action COST 319, Institut National de Recherche sur les Transports et leur Sécurité (INRETS), France, March 1999, 83 p.

Favrel V., Van Mierlo J., Meyer S., Vereecken L. et al. (2001), "Véhicules propres", Rapport final WP1, CEESE-ULB, ETEC-VUB pour le compte de l'IBGE, Belgique, Décembre 2001, 184 p.

IFEU (1997), "Aktualiserung der Bewertungskriterien der VCD-Auto-Umweltliste", IFEU, Bonn,1997.

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport"*, Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003*
proceedings / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 111-118

Integrated modelling system for the evaluation of the impact of transport-related measures to urban air quality

Juhani Laurikko[1], Jaakko Kukkonen[2], Kimmo Koistinen[3] & Tarja Koskentalo[4]
[1]VTT (Technical Research Centre of Finland) - P.O.Box 1601, FIN-02044 VTT, FINLAND
Fax: +358 9 460 493 - email: Juhani.Laurikko@vtt.fi
[2]Finnish Meteorological Institute (FMI), Helsinki, Finland
[3]National Public Health Institute (KTL), Kuopio, Finland
[4]Helsinki Metropolitan Area Council (YTV), Helsinki, Finland

Abstract
Traffic and transport-related exhausts are in many urban areas the main local source of harmful emissions that deteriorate air quality. A number of technical and non-technical measures can be used to reduce the emissions and improve air quality. However, the reduction of emissions is not directly reflected either to the ambient air concentrations or to the personal exposures of the public and the expected health effects. Therefore, an integrated modelling system was created and validated to be able to assess and evaluate the results of such measures. This assessment tool can be used to quantify and inter-compare various options that can be employed for the improvement of air quality. The paper describes the scope and principles of the integrated modelling approach and its evolution, with some examples of its applications.
Keywords: *ambient air quality, modelling, traffic planning, urban planning, exposure*

Introduction

Environmental health research conducted during the 1990's has shown that urban air pollution is a substantially more important threat to public health than was previously evaluated. Studies of long-term exposure to air pollution, especially to particulate matter (PM), suggest an increased mortality (e.g., Woodruff et al. 1997), increased risk of chronic respiratory illness (e.g., Dockery et al., 1993), and of developing various types of cancer (e.g., Knox and Gilman, 1997).

Furthermore, World Health Organisation (WHO, 1999) has estimated that in Europe air pollution has caused 168.000 (range of estimate 100.000 – 400.000) excess deaths annually. The best estimate on the reduction in life expectancy in Central Europe is about 1 year. Especially fine PM is causing a significant burden of disease (BoD) and excess deaths. However, it is not known, which chemical and physical characteristics of the PM are responsible for these effects, and which source categories are responsible for the most harmful exposures.

1 – Objectives

A number of technical and non-technical measures can be used to reduce the emissions and improve air quality. However, the lowering of the emissions is not directly reflected either in the ambient air concentrations or in the personal exposures of the public and the expected health effects. Therefore, an integrated modelling system was created to be able to assess and evaluate the results that the measures shall have upon the pollutant concentrations and public exposure. This assessment tool can be used to rate and compare various options that can be employed for the improvement of air quality.

The development of an integrated modelling system to assess the impacts of various measures to the concentrations of pollutants in urban air was started jointly by Finnish Meteorological Institute (FMI), Helsinki Metropolitan Area Council (YTV) and Technical Research Centre (VTT) in 1994. It was created by combining and inter-linking different existing sub-models for traffic flows, emissions and pollutant dispersion. The work has been conducted in close co-operation with various expert groups that cover the entire chain from vehicle exhaust and stationary emissions (VTT), urban planning and traffic flow modelling and scenarios for the future (YTV), and the dispersion of air pollutants (FMI). The target-area for this exercise was the Helsinki Metropolitan Area that consists of four interlinked cities: Helsinki, Espoo, Vantaa and Kauniainen. The size of this area is some 30 km x 25 km, with a population of approximately 1,000,000 inhabitants.

2 - Methodology

Helsinki Metropolitan Area Council (YTV) has modelled the street network of this area using EMME/2 graphic, interactive transportation planning package. The model generates traffic demand on the basis of given scenarios and allocates the activity over the links (i.e., segments of road or street) of this network according to predetermined set of rules and individual link characteristics.

According to the link characteristics and number of vehicles, the software then computes the average speed for each link on given time of the day. Typical rush-hour and free-flowing situations are both included. Furthermore, both weekly and seasonal variations of the traffic density are taken into account. For modelling purposes, speed profiles and vehicle number/hour for each link are then

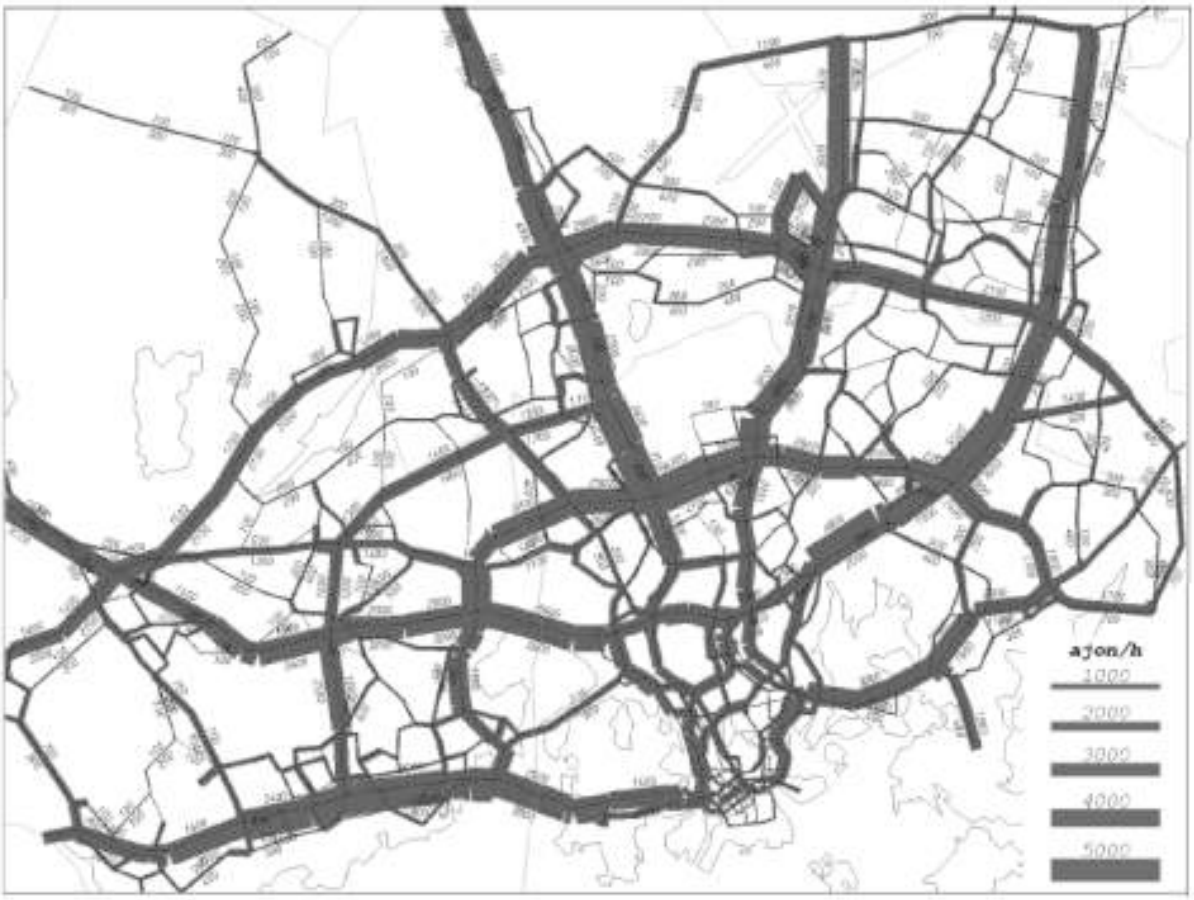


Figure 1: Main traffic links in the model with traffic densities generated by EMME/2. The legend (ajon/h) shows the number of vehicles per hour.

computed for each hour of the day (weekday, Saturday, Sunday) and further aggregated over the year. Figure 1 gives an example of the link structure and traffic density for different links.

In the next stage, emissions are calculated for each link using average speed-dependent functions, formerly based on local measurements, nowadays mainly derived from the results of the MEET project (MEET, 1999) that are now incorporated also into the CORINAIR database. Vehicle categories considered are passenger cars, divided to petrol and diesel-fuelled, and petrol with or without catalytic converter, as well as busses and heavy goods vehicles. Split of vehicles within the passenger car category is based on the average of the registration statistics, not counting in any local variations.

The amount of traffic demand generated by the model is governed by the assumed socio-economic urban structure and locations of the main activities, such as residential areas and workplaces as well as the usage rate of public transport. Local urban bus routes are directly integrated in the model, but incoming/outgoing coach traffic is generated separately. There are also two major ports in the city of Helsinki, which generate substantial amount of heavy-vehicle traffic into the main arteries in the road and street network.

The dispersion modelling is based on combined application of the Urban Dispersion Modelling system (UDM-FMI) and the road network dispersion model (CAR-FMI), developed at the FMI and described, e.g., in (Karppinen et al., 2000a and Kousa et al., 2001). In case of street canyons, the Operational Street Pollution Model (OSPM; Hertel and Berkowicz, 1989a,b) can also be used. The system also takes into account the chemical transformation of nitrogen and sulphur compounds. When performing the computations, approximately 2500 road and street links are included. Furthermore, the model takes as input the regional background concentrations, and the emissions from over 150 stationary point sources in the area, such as natural gas and coal-fired power stations. When calculating the eventual dispersion and chemical transformation, contributions from all source categories are superimposed.

As the output of the model, ground-level concentrations for approximately 10,000 grid points are generated. The spatial allocation of the points is not even, but varies dynamically according to the location. In the vicinity of the main traffic arteries the grid point spacing is only 50 m, in the main urban area 100 m, whereas in the outskirts and sparsely populated areas it is as large as 500 m.

The meteorological conditions are based on the recordings in the database of FMI. As traffic density and weather are both seasonally varied, the computations are performed for each hour over a whole year, and the results are then statistically post-processed to achieve, e.g., a 99% percentile of the highest concentrations. Average values can be calculated separately for 1 hour, 24 hours and a year. An example of the output is given in Figure 2.

In the initial stage (1995 to 1998) the modelling treated only gaseous pollutants. We started with CO, because it is chemically approximately stable in an urban scale. We subsequently addressed NOx, and the model has been successfully verified with comparisons to actual traffic data and measured air quality levels (Karppinen, 2000b, Kousa et al., 2001). As a further verification, two separate exercises were then taken, one in an urban street canyon (Kukkonen, 2001a, 2003), and one at an open road location (Kukkonen, 2001b). These exercises enabled us to observe locally the contribution of both the dispersion from the traffic source as well as that coming from the surrounding background. Concentrations were measured at different distances from the road as well as at different heights; and in a street canyon, at the street level and on rooftop. The validity of the models was found to be fairly good regarding nitrogen oxides; in case of CO, there were some problems in modelling the urban emissions from other sources except for vehicular traffic and the major stationary sources.

Because of the complexity and sheer number of unit operations, the dispersion model uses a super-computer for the calculations. As a measure of the needed performance, the initial stage with an even output grid with only 5000 points, one run took some 150 hours of CPU time in a Cray X-MP supercomputer (theoretically capable of 1 Gflops) to complete. Since then, both the computing power has greatly improved, and the model has been successfully coded in a more efficient manner. Therefore, the present day system with more sources and twice as many output points (10,000)

unevenly allocated takes only some 20 hours to run on a Cray C94 unit.

Recently, from 2000 to 2001, this modelling system has been extended to contain a model for evaluating the human exposure to ambient air pollution in an urban area. The main objective was to evaluate the population exposure levels and distributions instead of personal exposures of specific individuals. The development of this sub-model included determining both the exposures and doses that people are exposed to in different urban surroundings. Work is in progress for resolving the transmission of pollutants from outdoor into indoor air, in order to properly assess the exposure of the population, because most time is spent indoors.

The population exposure model was described by (Kousa et al., 2002). The model is called EXPAND - "EXPosure to Air pollution, especially Nitrogen Dioxide and particulate matter", and it was developed by combining the predicted concentrations, the location of the population and the time spent at home, in the workplace and other locations or activities. Within the EXPAND model, time-microenvironment activity data from working-age population is also included, obtained from the EXPOLIS-study (Jantunen et al., 1998 and 1999).

Parallel to this, fine particulate matter ($PM_{2.5}$) was also included in the list of modelled air pollutants (Koistinen et al., 1999 and 2000). At this stage, two more institutes became involved. They were National Public Health Institute (KTL, Kuopio), and University of Kuopio (UKU, Kuopio). Both worked closely together with Helsinki Metropolitan Area Council (YTV) and the Finnish Meteorological Institute (FMI) within the consortium "Urban Air and Fine Particles" that is part of the Finnish Research Programme on Environmental Health, financed mainly by the Academy of Finland (SYTTY, 1998-2001). A block diagram of the current model structure is given in Figure 3.

Most recently (2002) the model development has also been directed towards enhanced user-friendliness, robustness and versatility in the emission calculation and dispersion stages.

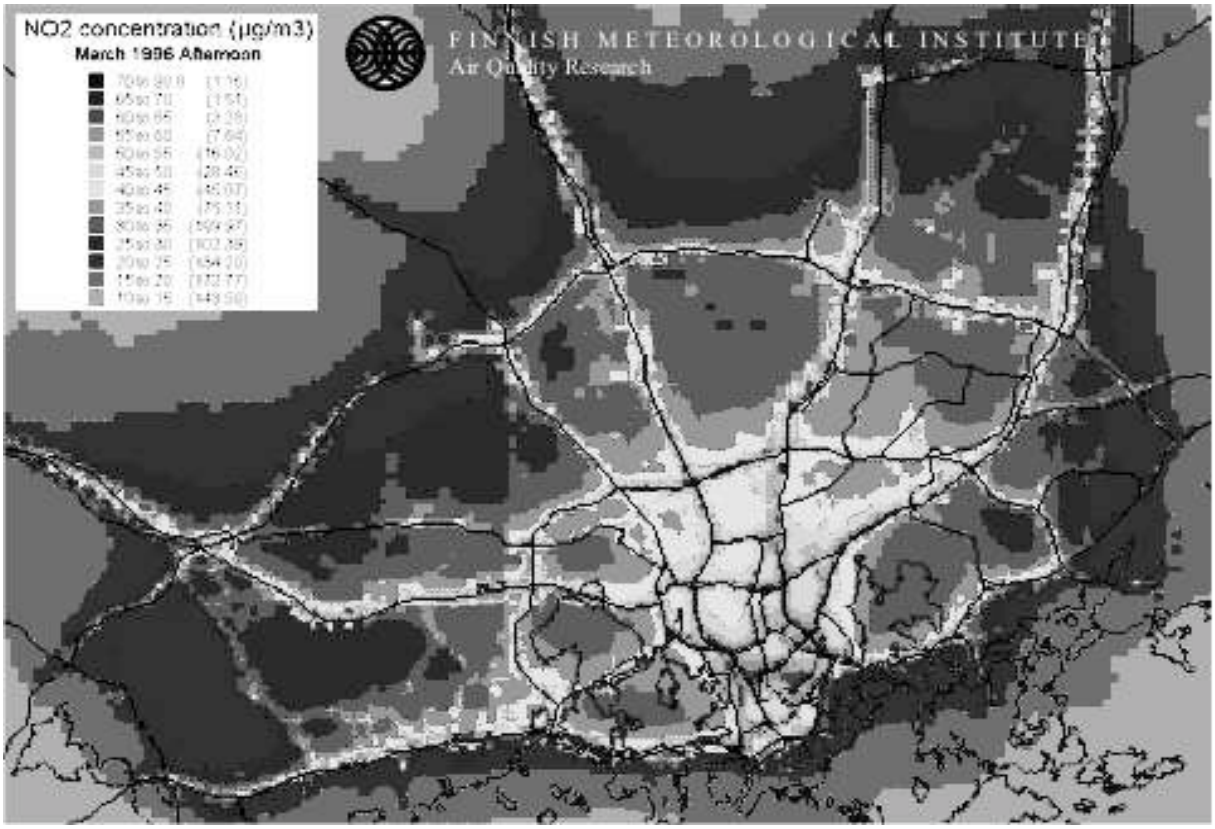


Figure 2: The predicted concentration of NO_2 in the greater Helsinki area in the afternoon (3 – 6 p.m.), in March 1996 (µg/m³).

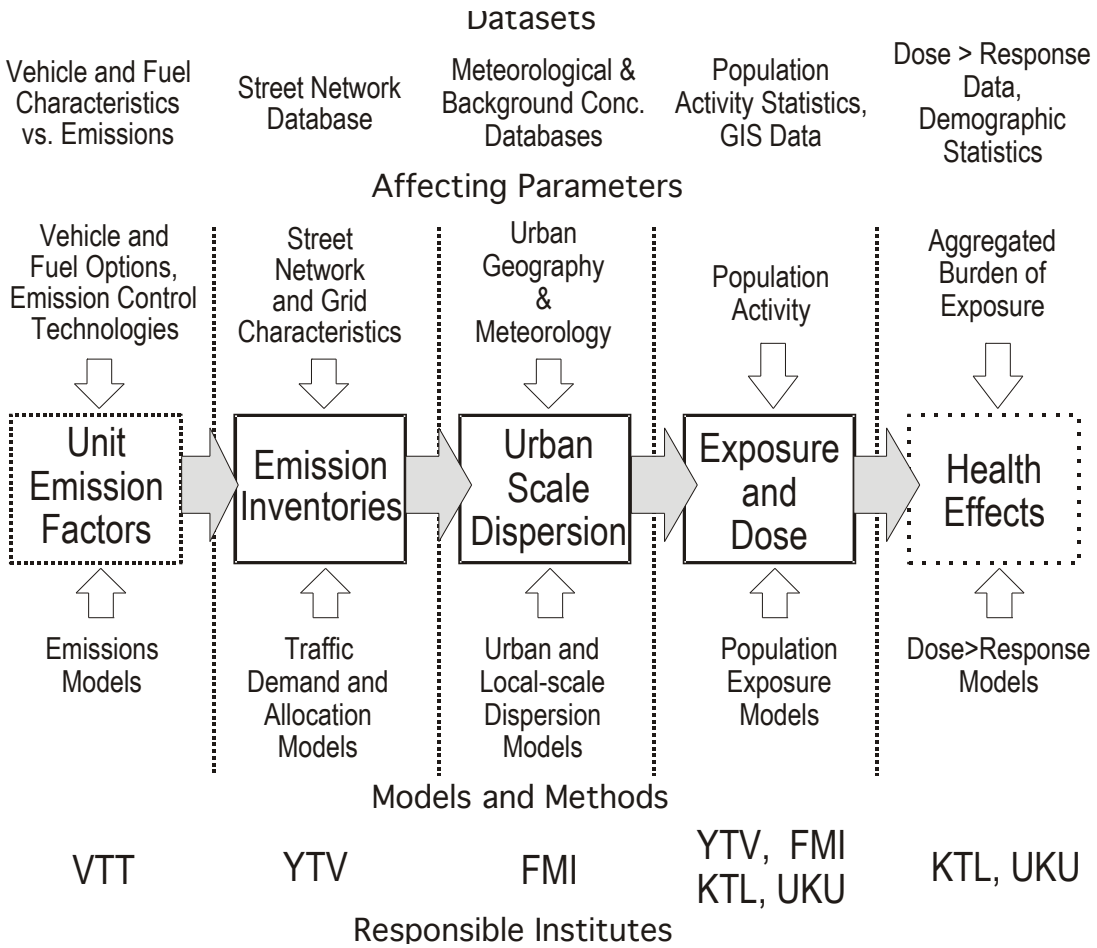


Figure 3: A block diagram of the integrated model system and its principal input datasets, main parameters and responsible institutes.

Discussion on model applications

This modelling system is an important regulatory assessment tool for environmental authorities. It has been applied in the environmental impact assessment of the Transport System Plan for the Helsinki Metropolitan Area (TSP) scenarios (Hämekoski and Sihto, 1996).

Furthermore, the EXPAND model has been designed to be utilised by municipal authorities in evaluating the impacts of traffic planning and land use scenarios. For instance, when the TSP is revised at four-year intervals, this model will be used to evaluate different scenarios in the future revisions of the plan. The present, updated TSP proposal defines new scenarios for the future, and year 2000 is used as the starting point. The future scenarios will include a “business-as-usual” scenario for the year 2025, a scenario with an emphasis on the use of private cars and a widely dispersed use of land, and a scenario that assumes a transportation system based on mainly public transport, in which land use is compact. Future scenarios are selected to be clearly different, yet realistic for the foreseeable future. One additional scenario will be developed aiming at a maximum realistic traffic emission reduction in the area.

Augmented with some environmental cost data, this modelling approach has been even employed in some cost/benefit and cost-effectiveness studies of transport-related measures, such as the choice of fuel for the busses used in the public transport system of Helsinki Metropolitan Area (Otterstöm et.al., 1998). In this application the air quality was predicted with the model using different fuels (natural gas or reformulated diesel) for the urban busses, and the benefits were valuated.

Conclusions and future work

This modelling exercise has shown that air pollution dispersion and transfer from sources to the exposure of an urban population can be assessed using deterministic emission and dispersion models, coupled with human activity models. Simultaneously, the measured exposures of the same population can be further evaluated using receptor modelling. The utilisation of both of these approaches is expected to provide more versatile, reliable and comprehensive information on the exposure of population and on the resulting health effects. In previous research, these two evaluation methods have been utilised only separately.

The research work has resulted in a validated modelling tool that can be used in urban air quality prediction and management, and for the evaluation and selection of technology options or traffic planning policies. Modelling the whole chain of processes from traffic flows to exposure provides the decision-makers relevant and accurate information in order to compare the relative public health impacts of the alternative scenarios.

Work is in progress for extending this modelling system to treat also the transfer of pollutants from outdoor to indoor air, and various adverse health effects, such as the expected additional Burden of Disease (BoD). Performance of the mathematical models will be evaluated by comparing model predictions also with measured exposure datasets. One of such datasets was collected in the EU-funded EXPOLIS study. It has produced an extensive database on the exposure and microenvironment concentrations of $PM_{2.5}$, Black Smoke and 30 elements that were analysed by ED-XRF in the University of Basel (e.g., Koistinen et al., 1999). Simultaneously the exposures and concentrations of gaseous pollutants such as CO, NO_2 (Kousa et al., 2001b) and 30 VOC's (Edwards et al., 2001) were measured in residential outdoor and indoor air and in workplaces in Helsinki (Jantunen et al., 1998 and 1999). The study covered one whole year, and it was conducted on a randomly selected representative sample of 201 25 - 55 year old adults, living in the Helsinki Metropolitan Area.

Furthermore, the results show that the exposures are not only determined by the so-called physical factors, such as the location of residence and work, the means of commuting or the occupation (Koistinen et al., 2001). Significant exposure differences are also associated with sociodemographic descriptors (such as the level of education, gender and age), in addition to physical factors and exposure to tobacco smoke. The other EXPOLIS cities are Athens, Basel, Grenoble, London, Milan, Oxford and Prague, where identical study protocol, identical sampling equipment, and questionnaires were used, but the population samples were smaller, 50 in each city.

We are also working towards attributing the urban outdoor and indoor pollutant concentrations and personal exposures to the main source categories, with emphasis on primary-combustion originated PM and nitrogen oxides (NOx). Additional data of $PM_{2.5}$ and NO_2 exposures that have been measured in EXPOLIS, and the $PM_{2.5}$ concentrations measured in ULTRA I, will be attributed to the main source categories.

In the near future, we also aim to analyse the main determinants of the population exposures to air pollutants. The scheduled duration for the "HEAT" project (Health Effects caused by Urban Air Pollution for the Transport System Plan Scenarios in Helsinki Area; Kukkonen et al., 2002) is three years, from 2002 to 2004. The most authoritative and up-to-date risk estimates or dose/response models for various pollutants will be used in order to model the changes in the expected BoD resulting from the different TSP scenarios. We intend also to use more selective exposure metrics, compared with the bulk mass of PM_{10} or $PM_{2.5}$, in our further estimates of BoD.

Acknowledgements

This work has been financed by the MOBILE and MOBILE^2 research programmes, and the Health Promotion Research Programme of the Academy of Finland (TERVE).

References

Dockery DW, C.A. Pope, X. Xu, J. Spengler, J. Ware, M. Fay, B. Ferris and F. Speizer; An association between air pollution and morality in six U.S. cities, New Engl. J. Med. 329 (1993) 1753-1759.

Edwards R.D. and M.J. Jantunen; Benzene Exposure in Helsinki, Finland. Atmos Environ, 35(8) (2001) 1411-1420.

Hertel, O. and Berkowicz, R., 1989a. Modelling NO_2 Concentrations in a Street Canyon. DMU Luft A-131. National Environmental Research Institute, Roskilde, 31 p.

Hertel, O. and Berkowicz, R., 1989b. Operational Street Pollution Model (OSPM). Evaluation of the Model on Data from St. Olavs Street in Oslo. DMU Luft-A135. National Environmental Research Institute, Roskilde, 34 p.

Hickman, A J (edit.), Methodology for Calculating Transport Emissions and Energy Consumption (Deliverable 22 for the project MEET) PROJECT REPORT SE/491/98. Transport Research Laboratory (UK), 1999.

Hämekoski K. and S. Sihto; Transportation System 2020 and Air Quality in the Helsinki Metropolitan Area, Finland, in: J.M Baldasano Recio & L.J Sucharov (eds.), Urban Transport and the Environment II, Computational Mechanics Publications, Southampton (1996).

Jantunen M.J., O. Hänninen, K. Katsoyanni, H. Knöppel, N. Künzli, E. Lebret, M. Maroni, K. Saarela, R. Srám and D. Zmirou; Air pollution exposure in European Cities: the EXPOLIS study, J. of Exposure Analysis and Environ. Epidemiology 8 (1998) 495-518.

Jantunen M.J., K. Katsouyanni, H. Knöppel, N. Künzli, E. Lebret, M. Maroni, K. Saarela, R. Srám and D. Zmirou; Final Report: Air Pollution Exposure in European Cities: the EXPOLIS Study (1999), Kansanterveyslaitoksen julkaisuja B16/1999. 127 pp and 4 Annexes.

Karppinen A, J. Kukkonen, T. Elolähde, M. Konttinen, T. Koskentalo and E. Rantakrans; A modelling system for predicting urban air pollution, Model description and applications in the Helsinki metropolitan area, Atmos. Environ. 34 (2000a) 3723-3733.

Karppinen A, J. Kukkonen, T. Elolähde, M. Konttinen and T. Koskentalo; A modelling system for predicting urban air pollution, Comparison of model predictions with the data of an urban measurement network, Atmos. Environ. 34 (2000b) 3735-3743.

Knox E.G. and E.A. Gilman; Hazard proximities of childhood cancer in Great Britain from 1953-80, J. Epidemiol. and Health 51 (1997) 151-159.

Koistinen K.J., A. Kousa, V. Tenhola, O. Hänninen, L. Oglesby, N. Künzli, L. Georgoulis and M.J. Jantunen; Fine particle (PM2.5) measurement methodology, quality assurance procedures and pilot results of the EXPOLIS study, J. of Air and Waste Managem. Assoc. 49 (1999) 1212-1220.

Koistinen K.J., O. Hänninen, T. Rotko, R. Edwards, D. Moschandreas and M.J. Jantunen; Behavioral and Environmental Determinants of Personal Exposures to PM2.5 in EXPOLIS–Helsinki, Finland, Atmos. Environ. 35 (2001) 2473-2481.

Kousa A., J. Kukkonen, A. Karppinen, P. Aarnio and T. Koskentalo; Statistical and diagnostic evaluation of a new-generation urban dispersion modelling system against an extensive dataset in the Helsinki Area, Atmos. Environ. 35/27 (2001a.) 4617-4628.

Kousa A, C. Monn, T. Rotko, S. Alm, L. Oglesby and M. Jantunen; Personal exposures to NO_2 in the EXPOLIS study: Relation to residential indoor, outdoor and workplace concentrations in Basel, Helsinki and Prague, Atmos. Environ. 35/20 (2001b) 3405-3412.

Kousa A., J. Kukkonen, A. Karppinen, P. Aarnio and T. Koskentalo; A model for evaluating the population exposure to ambient air pollution in an urban area, Atmos. Environ. 36 (2002) 2109-2119.

Kukkonen J., E. Valkonen, J. Walden, T. Koskentalo, P. Aarnio, A. Karppinen, R. Berkowicz and R. Kartastenpää;. A measurement campaign in a street canyon in Helsinki and comparison of results with predictions of the OSPM model, Atmos. Environ. 35/2 (2001a) 231-243.

Kukkonen J., J. Härkönen, J. Walden, A. Karppinen and K. Lusa; Evaluation of the dispersion model CAR-FMI against data from a measurement campaign near a major road, Atmos. Environ. 35/5 (2001b) 949-960.

Kukkonen, J., Karppinen, A., Pohjola, M.A., Härkönen, J., Wallenius, L., Jantunen, M., Koistinen, K., Hänninen, O., Pekkanen, J., Vallius, M., Aarnio, P., Kousa, A., Koskentalo, T., Ruuskanen, J., Kolehmainen, M., and Rotko, T. 2002. Health Effects caused by Urban Air Pollution for the Transport System Plan Scenarios in Helsinki Area. In: Moussiopoulos, N. and Karatzas, K. (Eds.). Proceedings of a SATURN-EURASAP Workshop on Urban Air Quality Management Systems, Rhodes, Greece, 4 April 2002. Eurotrac-2 International Scientific Secretariat (ISS), GSF - National Research Centre for Environment and Health, Munich, Germany, pp. 53-63.

Kukkonen, J., Partanen, L., Karppinen, A., Walden, J., Kartastenpää, R., Aarnio, P., Koskentalo, T. and Berkowicz, R., 2003. Evaluation of the OSPM model combined with an urban background model against

the data measured in 1997 in Runeberg Street, Helsinki. Atmospheric Environment 37 (8), pp. 1101-1112.

Otterstöm, Tomas, Sarin, S., The environmental benefit of duty vehicles using low-emission fuels in Helsinki City Transport. 1998, A summary of the report in English. MOBILE 228Y-4.

Ruuskanen J., T. Tuch, H. Ten Brink, A. Peters, A. Khlystov, A. Mirme, G.PA. Kos, B. Brunekreef, H. E. Wichmann, G. Buzorius, M. Vallius, W. Kreyling and J. Pekkanen; Concentrations of ultrafine, fine and PM2.5 particles in three European cities, Atmos. Environ. 35 (2001) 3729-3738.

Vallius M.J., J. Ruuskanen, A. Mirme and J. Pekkanen; Concentrations and estimated soot content of PM1, PM2.5 and PM10 in sub-artic urban atmosphere, Environ. Sci. Technol. 34 (2000) 1919-1925.

Woodruff T.J., J. Grillo and K.C. Schoendorf; The Relationship between Selected Causes of Postneonatal Infant Mortality and Particulate Air Pollution in the United States, Environ Health Persp. 105 (1997) 608-612.

WHO; Overview of the environment and health in Europe in the 1990's; WHO Regional Office of Europe, Executive Summary for the Third European Conference on Environment and Health, London (1999). (http://www.who.dk/london99/WelcomeE.htm).

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport*", Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 119-126

ISHTAR Project: building a models suite for urban sustainability

Emanuele Negrenti*, Alessandro Agostini* & Pierre-Olivier Flavigny**
*ENEA, 301 Via Anguillarese, 00060 Santa Maria di Galeria, Rome, Italy – Fax +390630486611, e-mail negrenti@casaccia.enea.it
**INRETS, 2 Avenue du General Malleret Joinville, 94114 Arcueil, France – e-mail flavigny@inrets.fr

Abstract
European cities face common challenges concerning their quality of life: degradation of the urban environment, significant risks for citizens health, traffic congestion causing stress and economic inefficiency, progressive damage to the artistic and monumental heritage. Integrated urban planning can be a solution to this complex, multidisciplinary problem often implying contrasting interests. The lack of integrated planning tools - that allow local stakeholders to make balanced decisions on a wide range of issues – can limit the practicality of such integrated approach. The aim of ISHTAR Project is to build an advanced software suite for the analysis of the effects of measures implemented in time scales ranging from a few hours to one year to improve the quality of the environment, citizens health, conservation of monuments. The suite will include both existing and newly developed models, covering the areas of citizens' movements, urban transport, vehicles emissions (may be a missing comma) noise and safety, pollutants dispersion, industrial and residential emissions, population exposure and health, and monuments degradation. These tools will be integrated with the use of a GIS and a user-friendly interface software. The models suite will be an innovative tool for advanced urban management and will allow the integrated analysis of the various environmental effects of technical and non technical measures. This will represent an attractive alternative to the usual separated analysis of the effects of such measures on the various elements of the urban environment.
Keys-words : *Integrated Suite, evaluation, transport policies and measures, software models, traffic, emissions, dispersion, impacts on health, monuments.*

Introduction

The ISHTAR Project aims at the development and testing of an integrated suite of existing and newly developed software models for the design and the assessment of policies and measures for the sustainable urban environment (Negrenti(2000)). The integration of a large number of software tools and the creation of specific modules for the advanced simulation of key processes such as transport behavior and its direct impacts on the urban environment will allow the build-up of an innovative and powerful decision support tool for urban environmental policies optimization. The achievement of a high spatial and temporal flexibility in the use of the tool will maximize the possibility of application from temporary and long term measures, thus being of interest for different categories of users. A high level of technical innovation, in terms of both development of new tools needed and balanced integration of these with existing and marketable tools, will create a new method and an innovative software tool for assessing urban policies. Specific modeling efforts are performed in the representation of policies effects on citizens behavior, in the integrated 24hr simulation of traffic emissions, noise and safety, in the combined analysis of air pollution effects on health and monuments. The exploitation of the models suite will begin within the Project with the application of the tool to the analysis of measures implemented in the seven involved cities: Athens, Bologna,

Brussels, Graz, Grenoble, Paris and Rome.

The designed strict coherence with European Union Policies for Environment, Transport, and Urban Life Quality, together with the proper liaison with relevant Projects in the whole 5th Framework Program of R&D, will guarantee the expected resonance of the project within the European Commission research effort and will trigger worldwide interest in ISHTAR project results.

1 - Objectives

The aim of EC Project 'ISHTAR' (Integrated Software for Health, Transport efficiency and Artistic heritage Recovery) is to build an advanced software suite for the analysis of the effects of temporary and medium term measures to improve the quality of the environment, citizens safety and health, conservation of monuments. The activities will start and will be concluded in the seven involved cities (Athens, Bologna, Brussels, Graz, Grenoble, Paris and Rome) and will be a continuous 'open gate' to all the cities interested in ISHTAR activities.

The measures and the policies to be tested in the field and modeled with the suite are defined by the cities, the first users of the project results. The suite will include both existing and newly developed models, covering the areas of citizens behavior, transport, vehicles emissions noise and safety, pollutants dispersion, population exposure and health, monuments degradation.

These modules will be integrated by the use of a commercial GIS and a user-friendly integration software. The result will be the building and the application to real cases of an innovative tool for advanced urban management and planning.

2 - Approach

The ISHTAR Project Objectives will be reached on the basis of the following characterizing features of the Project (Negrenti(2001)):

a) The extensive multi-impact modeling of the effects of urban measures, mostly based on transport models fitted for various types of action, emissions/safety integrated modeling, pollutants and noise dispersion, use of pollution three dimensional and time dependent fields for health and monuments impacts appraisal, global evaluation by Cost Benefit Analysis and Multi Criteria Analysis techniques;

b) Extreme flexibility of use of the Suite, deriving from the spatial-temporal elasticity of the models and from a user friendly GIS based interface software;

c) High technical innovation, based on the realization of a wide suite and the development of specific advanced modules on transport emissions, detailed health effects, integrated emissions/safety impacts, flexible transport modeling based on alternative tools for the analysis of different scenarios;

d) Maximization of the European Added Value, deriving from the size of the consortium (including 19 partners, 7 Countries and 7 cities testing the final product) and the effort in the dissemination and exploitation tasks that will be based on the building of wide user groups;

e) Provision of a clear response to a widespread socioeconomic issue represented by the negative effects of urban pollution, congestion, monuments degradation, road and health risks.

f) Liaison with Projects and Networks in the same Key Action and within the 5th Framework Program in general, deriving from the multi-disciplinary character of ISHTAR Project and the complexity of the issues covered by the Project, linked with other Key Actions in the 'Energy Environment and Sustainable Development' Program, and with Programs 1 (Quality of Life) and 2 (Information Society Technologies);

g) Stakeholder-oriented activities as shown by the interactions with cities, professionals, institutions both at technical and dissemination level.

The main 'global' target of the ISHTAR Project is to develop a model Suite which allows the evaluation of the impacts of various types of urban policies and actions on the quality of life of citizens, and in particular on traffic congestion, air quality, citizens health, conservation of cultural heritage. The specific scientific and technical objectives of the ISHTAR Suite of models are described in the following sub-sections.

Integration of a relevant number of modeling tools

The ISHTAR Suite is based on seven distinct work packages whose aim is the modeling of various aspects of the impact analysis of short-term actions and long-term policies. This integration represents a significant technical achievement. Standard models suites normally include only a few of those models. It also represents a strong enlargement of the applicability area, since with this kind of 'multi-impacts' suite the users will be able to analyze in an integrated and 'coherent' way the various aspects of 'global' urban policies, without having to perform separate studies relying on different input information providing very likely less credible conclusions.

Evolution of modeling techniques in crucial impact areas

The scientific core value of the ISHTAR project is largely linked to a few crucial modeling developments on which the accuracy and the significance of the results deriving from the Suite application strongly depend. These areas of 'modelling development' can be summarized as:

a) prediction of the effects of citizens reaction to postulated measures.

b) improvement of the modelling of vehicle emissions, particularly concerning the consideration of speed variability along the network links, and the spatial-temporal distribution of 'cold-emissions' depending on the representation of trip origins (e.g. parking places).

c) development of an urban road safety model, which can take into account the variable speed levels in the network and the adverse factors such as the presence of intersections.

d) detailed estimate of pollution effects on citizens health based on the analysis of population groups movements during the day and the temporal-spatial maps of air pollution and noise.

Realisation of integrated specific modules inside the suite

The ISHTAR project is globally aiming at the highest flexibility of use: this is particularly reflected in some of the Work Packages. The choice of building an 'Integrated Transport Module' which will make use of different models, having complementary characteristics in terms of applicability field, is of particular significance. Also relevant is the consequence of this flexibility in transport modeling: the downstream models (emission, noise, safety, exposure models) will have to be flexible in their input characteristics in order to give the proper accuracy whichever transport model is used in a given analysis. This implies the use of 'advanced' emission, noise and safety models capable of treating flexible input information.

The suite will include a module dedicated to the direct impacts of traffic: emissions, noise and accidents. This module will be based on such common and flexible traffic input. Also the module dedicated to air pollution will include more than one tool: in facts it will integrate an urban scale gaussian module and a regional scale software including chemical reactions.

Space and time total flexibility

Among the crucial prerequisites of the ISHTAR Project, a total flexibility in space and time plays an essential role. The starting point for the achievement of this goal is the realization of the so called '24h capability': traffic flows, vehicles speed, emissions, noise levels, pollution levels will be calculated (when needed) hour by hour thanks to the characteristics of the citizens behaviour, transport, emission, noise and dispersion models that have been selected or developed. This capability to run impact analysis 'hour by hour' guarantees a high level of completeness and significance in policies and measures impacts assessment.

Work Packages and Software Tools

The ISHTAR project is built over eleven work-packages. Seven of these are directly aimed at producing software tools. A global scheme and a detailed architecture are shown in Fig.1 and 2. The contents of these work-packages are:

- WP1 : Policies and actions selection and citizens behavioural analysis
- WP2 : Integrated Transport Analysis Module, based on user models and integrated software
- WP3 : Integrated Transport Direct Impacts (emissions, noise, accidents occurrence)
- WP4 : Pollutants and Noise Dispersion Module
- WP5 : Models suite validation-demonstration and simulation of case studies
- WP6 : Advanced Health Impact Module, including an innovative Exposure Model
- WP7 : Air Pollution Damage on Artistic Heritage
- WP8 : Software Integration and Interfacing
- WP9 : Overall Evaluation of policies scenarios based on CBA and MCA techniques
- WP10 : Project Management and Co-ordination
- WP11 : Dissemination and Exploitation

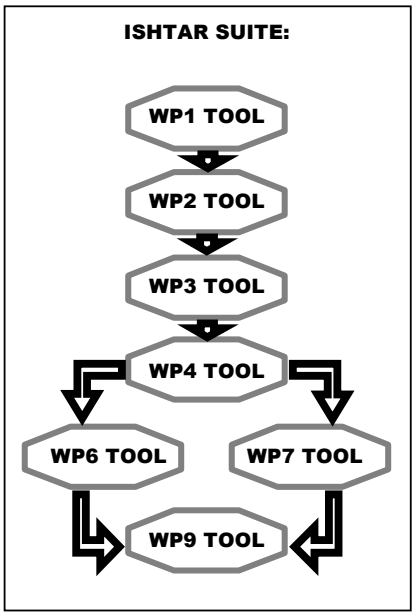


Figure 1: Global architecture of the software tools software tools in the ISHTAR Suite.

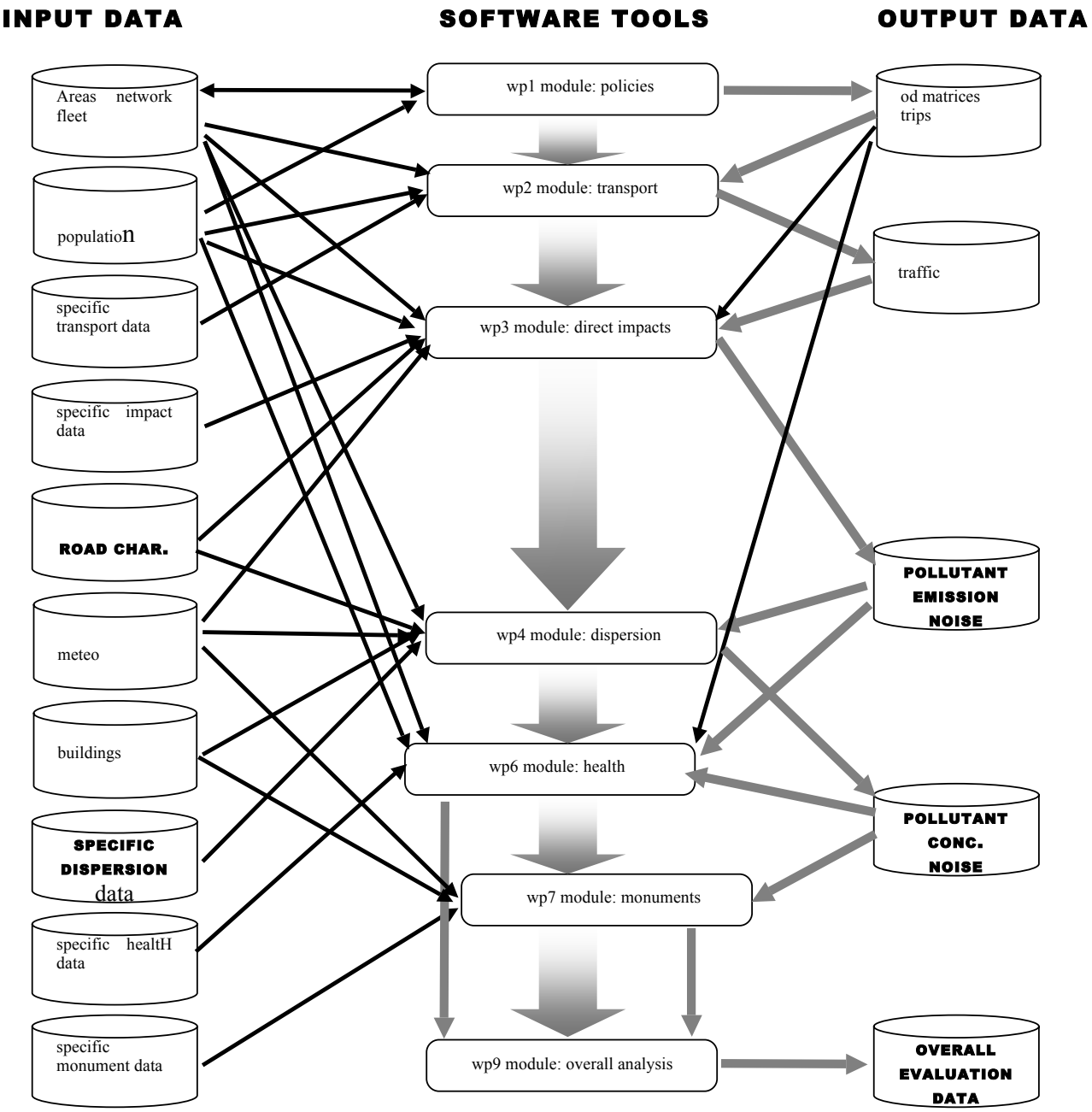


Figure 2: Main Data flows and Input-Output Data in ISHTAR Suite

4 - Activity Time Schedule

The research process is articulated in the following five temporal phases, having limited overlaps between the end of the preceding and the start up of the following.

a) The first phase ('Review'), from Project start up (June 2001) to month 6, was devoted to the running of reviews in the various areas of scientific and technological knowledge involved and to the analysis and selection of the measures to be tested and modelled in the seven involved cities.

b) The second phase ('Models realisation'), planned to be concluded by month 20 but still on going at month 22, has seen the selection and-or the realization of the various modeling modules and the beginning of the collection of data for the overall analysis of impacts of the measures considered in the case studies. This second phase will be concluded with the availability of the various modeling

sections of the ISHTAR Suite

c) The third phase ('Integration of software') will start at month 24 (May 2003) and will be focussed on the Software tools integration in the Suite. Manuals concerning the various tools will be issued. The integration activity is now in its preliminary phases. Partners expect that all the test measures will have been implemented at the end of this stage, so that all the needed data can be available for the validation and application of the ISHTAR Suite;

d) The fourth phase ('Case Studies'), from month 24 to month 34, will see the running of the Suite validation study and the analysis of the selected case studies tested in all the involved cities. Independent reports on the application of the various tools will be prepared, and the collection of data for the overall evaluation will be concluded; overall evaluations of city case studies will be started as soon as data are made available;

e) The fifth final phase ('Reporting', from month 34 to month 36) will be devoted to the final dissemination and reporting of results. Concluding national and international conferences will be organized. Results will be reported under different formats targeted for different kind of users.

Project partnership

The partnership of ISHTAR Project includes seven cities that will be the first users of the suite (Rome, Bologna, Athens, Paris, Brussels, Graz and Grenoble) and a group of consulting companies and scientific organizations having different roles in the development and integration of the necessary software tools, or in the application of the suite to the case studies. The specific roles of the nineteen partner organisations are as follows:

- ENEA is the Coordinator of the project (WP10 Leader), responsible for Dissemination and Exploitation (WP11), and leader of WP3 and WP7, where activities will be developed which relate to its key scientific objectives. ENEA will also be active in transport and dispersion modeling in co-operation with Rome and Bologna administrations for the analysis of their case studies;
- ASTRAN s.r.l. is a young consulting company co-operating with ENEA in the software developments planned in WP3. They will also take part in the Italian application test cases;
- The Rome Municipality is represented by the Environmental Department. Their interest in ISHTAR activities relates to the offered new perspectives for policies analysis;
- STA is the Roman Agency for Private Mobility, supporting Rome municipality in the running of the local case study;
- ISIS is a consulting company with a large experience in EC projects: within ISHTAR they contribute mostly as WP1 leader in the analysis of the effects of policies on citizens behaviour;
- WHO (the World Health Organization) participates as WP6 leader in view of their large and unique expertise in the health sector, where ISHTAR is trying to get one of the most innovative results: the realisation of a distributed estimation of pollution and noise exposure;
- STRATEC is the technical partner leader of WP2 on Transport Modelling, but also the partner representing the city of Brussels in the Project and leading the Brussels case study;
- The Bologna Province administration represents the second Italian Partner City in the project. They will co-operate with ENEA in the application of the ISHTAR Suite to a test case involving the city and the province of Bologna;
- The Paris team includes the Municipality (Ville de Paris), AIRPARIF operating in the air quality control and management in the Ile de France region, Carte Blanche Conseil acting as consultant of the Municipality, and ARIA Technologies, a private company specialized in environmental modeling and in air pollution simulation in particular (they will provide the two dispersion tools for WP4 module)

- The University of North London is in charge of WP9, dedicated to the overall evaluation of the impacts of the selected policies and measures. They are assisted by ISIS and STRATEC, thus forming a group with adequate sensitivities and different backgrounds in an area still in strong conceptual development.
- INRETS has several roles: to act as leader and 'author' in WP8 where the integration software for the suite will be built, to co-operate with the Municipality of Grenoble – their assistant contractor – in the running of the local case study, and to provide expertise in the area of road safety by contributing to the development of the integrated 'direct impacts' module in WP3.
- APSIS – a private company established in Athens – and the Greek Ministry for Transport (YPEXODE) will jointly perform the analysis of the Athens-Attiki case study , while the third Greek partner PHAOS co-operates with ENEA in the area of the modeling of the pollution effects on monuments.
- The Graz Technical University – another key partner in the consortium - is Leader of WP4 and WP5 (Dispersion modeling and Suite Validation/Application): they will be assisted by the Graz municipality for the running of the Graz Case Study.

3 - Intermediate and Expected Results

At the time this paper is produced, all the preliminary activity of data and models review is completed and the activity focus is on the development of the 'research' tools (in WP1, WP3, WP6 and WP7), the integration of the selected commercial tools and the developed tools with a GIS commercially available and a user friendly interface. All the crucial modeling issues within the mentioned developmental areas have been satisfactorily solved and the software writing is in progress with a common target of concluding the single modules within Month 24 (May 2003) in order to leave a whole year for case studies running and final reporting. In the case of delays in the writing of a specific software the adoption of software 'connectors' will allow to continue the model development and its integration in the suite environment in parallel.

The seven case studies have been defined and the related data mostly collected. The local teams for the running of the tools are under definition. The overall set of case studies includes both small scale and large scale, short term and long term measures. Case studies in Rome and Brussels include the banning of large city areas to polluting vehicles. Paris short term case study is devoted to a 'Car Free Day'. Graz study focuses on the noise reduction due to an urban tunnel realisation. Grenoble case deals with the realisation of a public transport line for reducing private car usage. Similarly the Bologna study will be focussed on measures for public transport enhancement. Athens case study finally deals with the effects of a new motorway linking Athens with the new Int'l airport in view of the 2004 Olympic Games.

In terms of dissemination and exploitation planning, the first twenty months of activity have seen the definition of a vast group of potential users of the ISHTAR project (including over 600 organizations worldwide), the issuing of the first yearly brochure being distributed via e-mail and direct mailing, the building up of the ISHTAR web site (Negrenti (2002)) at www.ishtar-fp5-eu.com, and the drafting of an agreement for the use, integration and future testing and marketing of the tool being developed.

Results to be presented at the ET03 Conference include the specific software tools to be integrated, the software integration scheme, the detailed data exchanged among the modules and details on the seven case studies.

Conclusion

In this paper the main characteristics of the ISHTAR Project co-funded by the European Commission under the 5th FP of R&D were discussed. The project presents challenging but

stimulating objectives, both from the global point of view (the realization of a complex models suite) and from the point of view of specific innovative modelling aspects. The key result of ISHTAR Project will be the realisation of a multi-impacts models suite for the assessment of a wide menu of measures for urban sustainability, mostly focussing on transport related measures.. The application of the suite to the case studies selected in the participating cities will provide a demonstration of usefulness of the tool, its qualitative accuracy, the wide range of applicability and estimates of impacts on traffic, noise, air quality, health, and monuments. The city users involvement will provide evidence of exploitation of the performed research. The main immediate potential beneficiaries of the new decision support tool will be the European local authorities, having the chance of optimising integrated and not conflicting urban policies, and citizens living in cities where the recovery of public health, transport efficiency and artistic heritage will be more carefully designed and assessed.

Acknowledgements

Acknowledgements are here made to the nineteen companies having contributed to the building up of a successful proposal and having enthusiastically started the research activities, while keeping well in mind the difficulties that will have to be overcome for the fulfillment of all the project objectives.

References

Negrenti, E. et al. (2000) : ISHTAR Project Proposal to EC DG Research (Issued by ENEA as Project Coordinator), p. 1-99

Negrenti, E. et al. (2001) : ISHTAR Contract EVK4 CT-00034 (issued in Brussels by EC DG RES) p. 1-xx

Negrenti E. et al. (2002) : ISHTAR web site : http://www.ishtar-fp5-eu.com

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport*", Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 127-134

Evaluer les coûts sociaux et appliquer le principe pollueur-payeur pour une meilleure insertion des aéroports dans leurs territoires

Guillaume Faburel * & Foteini Mikiki **
*Centre de Recherche sur l'Espace, les Transports, l'Environnement et les Institutions Locales Institut d'Urbanisme de Paris - Université de Paris XII, 61, Avenue du Général de Gaulle, 94 010 Créteil - faburel@univ-paris12.fr
**Center for Research and Technology Hellas, Hellenic Institute of Transport, 6th km, Charilaou - Thermi Road P.O. Box 361, 57001 Thermi, Thessaloniki, Greece - fomik@certh.gr

Résumé :
Malgré une demande de plus en plus insistante de la part de différentes catégories d'acteurs, l'application réelle du principe pollueur-payeur – PPP (imputation des coûts sociaux aux responsables) n'est pas à ce jour de mise dans le domaine du bruit des avions. Cette communication rend compte d'une recherche récemment achevée et ayant porté sur les causes socio-politiques d'un tel décalage. La méthode appliquée a été structurée en deux temps : tout d'abord recenser quelques expériences étrangères en la matière ; puis questionner 8 acteurs du domaine du bruit des avions pour, à la lumière de ces expériences, évaluer l'acceptabilité de l'évaluation des coûts sociaux et de l'application du PPP à Roissy CDG.
L'analyse montre l'existence de deux référentiels en opposition sur cette question. Tandis que le premier cadre de longue date le débat grâce à une certaine représentation politique de l'usage des sciences et des techniques (acteurs du pôle aérien), le second, de plus en plus partagé, déborde pour demander d'autres articulations entre mesure des effets du bruit des avions – évaluation des coûts sociaux – modalités d'actions, notamment l'application du PPP.
***Mots-clefs** : effets du bruit des avions, coûts sociaux, méthodes d'évaluation, principe pollueur-payeur, acceptabilité, socio-politique, sciences et techniques, référentiel.*

Abstract
Faced with the growing number of airport-related conflicts, a decision-making policy is currently emerging, specially in Europe. It aims to foster the sustainability of airport operations by encouraging the territorial and environmental integration of the platforms. And, questions regarding the social costs of aircraft noise and their internalisation have rapidly come to the forefront. However, it must be recognised that despite official statements on the political application of the "polluter pays" principle, whereas it has been defined and enriched for many years by theory, evaluations of the social costs of aircraft noise are quite rare, and internalisation is not really applied in the aviation field.
This research addresses the question of why this discrepancy persists. More precisely, what are the socio-political reasons, beside the scientific uncertainties about social costs amounts, explaining this timorousness ? So, thanks to examination of the literature and foreign experiences, and semi-directive interviews with 8 of the main stakeholders involved in the aircraft noise field, we undertook to measure the political acceptability of social costs valuation and internalisation for Roissy CDG Case.
The results of these two methodological phases confirmed, first of all, that the evaluation of the effects of aircraft noise (individual and collective) and that of social costs are rarely applied. Of course, this lack can be explained first of all by the fact, more general in France, that the idea of evaluation is more present in the decision-makers minds than in their real practices (cf. the public policy analysis movment). However there is at least one specificity here.

We show that a political system of reference, based and technical way of thinking (ex : acoustical measure), is used quite unilaterally and for a long time to direct the decision. It satisfied for many years numerous positions and approaches existing among the stakeholders. So, this political coding has participated to the timorousness explanation pointed before on the social cost valuation and PPP use. However, nowadays, an other system of reference begin to balance this historic political coding. More en more local governments and communities are waiting for other types of valuation, i.e. comprehensive measures of the effects of noise, by means of, for example, social cost estimations, in order to really internalise. And, because of litigation and conflict, airports operators like Roissy CDG wish more newly the application of PPP and individuals compensations in order to shape compromise between platforms and local territories, and to foster the airport sustainability.
Keys-words : *aircraft noise impacts, social costs, valuation methods, polluter-pays principal, acceptability, socio-political, sciences and techniques, system of reference.*

Introduction : La faible application du principe pollueur-payeur au bruit des avions

Nombre d'aéroports internationaux entretiennent une relation de plus en plus tendue avec leurs territoires d'accueil. Et, parmi les paramètres qui suscitent débats, les nuisances sonores focalisent les regards, et ce malgré les décisions d'ores et déjà en vigueur, donc par-delà les progrès réalisés grâce aux différentes générations d'actions (normes acoustiques, isolation des logements, urbanisme réglementaire…). Or, dans le même temps, les plates-formes existantes se trouvent de plus en plus confrontées à la saturation de leurs équipements en vue d'accueillir des trafics en augmentation rapide (de 3 à 5 % par an), ou voient cette congestion se profiler rapidement (BIPE, 2001 ; US GAO, 2002). Les oppositions malmènent alors les projets visant à répondre à cette croissance, que ce soit lors les procédures préalables à la construction de nouvelles plates-formes (ex : troisième aéroport commercial dans le bassin parisien ou encore New Denver Airport), lors des projets d'extension (ex : nouvelle piste à Boston, ou Düsseldorf, nouvel aérogare à Londres Heathrow…), ou encore lors de la réaffectation des trajectoires aux abords des aéroports (ex : Chicago O'Hare ou Orly).

La problématique environnementale devient structurante pour le devenir de la mobilité aérienne. Et, le bruit y joue un rôle majeur.

Le besoin de propositions d'actions environnementales complémentaires et/ou alternatives se fait alors sentir dans tous les grands aéroports mondiaux : Amsterdam Schiphol, Chicago O'Hare, Francfort Rhin-Main, Los Angeles International ou encore Paris CDG. Il s'agit de garantir la compatibilité des enjeux relatifs à la mobilité aérienne et à la réduction des atteintes environnementales, curativement ou préventivement. Dans le cadre de cette reformulation, l'idée d'internaliser les coûts sociaux du bruit des avions, soit leur facturation aux responsables, émerge de nouveau grandement dans les débats.

Cette idée n'est certes pas nouvelle. Mais, ce regain d'intérêt trouve racine dans le développement d'une doctrine nouvelle ayant pour objectif de penser l'acceptabilité sociale du fonctionnement territorial des aéroports face aux blocages et conflits évoqués[15]. Garantir l'insertion territoriale de la plate-forme invite à penser l'internalisation en vue notamment de financer, grâce à son produit, d'autres types d'actions, notamment celles qui s'inscrivent dans les logiques plus territoriales. La discipline économie avance aussi un argument, mais de plus longue date et surtout plus global. L'internalisation correspond à l'application de la vérité des coûts. Elle permet donc en théorie de donner pouvoir aux mécanismes de marché pour réguler de manière optimale, au sens Paretien du terme, les émissions sonores des avions. L'internalisation peut alors, indépendamment de l'usage du produit qu'elle dégage, aussi œuvrer à une meilleure insertion territoriale des aéroports par l'efficacité environnementale à laquelle elle peut, en théorie, conduire (Button, in CEMT 1994).

Pour ces deux raisons au moins, les discours de nombre d'acteurs font à ce jour de plus en plus place au registre de l'internalisation. Des débats se sont ainsi engagés à l'occasion de réflexions plus globales, qui pour nombre préfigurent le retour à certaines régulations. Nous citerons au titre du seul

[15] Sur ce sujet cf. notamment le projet COFAR, soutenu par la Commission européenne (www.cofar.org)

exemple les réflexions engagées au sein des institutions européennes (CEMT, 1994 ; Green Paper, 1996 ; CEMT, 1998 ; Livre Blanc de la Commission Européenne, 2001…).

Or, pour ce qui concerne les externalités environnementales des transports aériens, l'internalisation n'a jusqu'à aujourd'hui que peu été appliquée, selon les procédés décrits par la théorie. Certes, il existe à ce jour 60 aéroports internationaux qui appliquent pour cause de bruit des taxes au décollage, des modulations des redevances d'atterrissages, des amendes, ou opèrent des prélèvements sur les activités bruyantes au sol… (Morrell, Lu, 2000). Toutefois, même si ces actions sont toutes porteuses de l'idée de pollueur-payeur, ou plutôt de l'utilisateur-payeur, aucun aéroport n'étalonne le montant de cette taxe ou de cette modulation des redevances sur les effets du bruit, et notamment les coûts sociaux induits. Or, "*Ideally, the amount of tax paid should reflect the environmental damage cost caused by the taxed product or activity*" (Barde, 2000, p. 421).

L'une des raisons avancées par la littérature économique renvoie aux indéterminations et inconnues véhiculées par les mesures de coûts sociaux (CADAS, 1999). Mais, toutes méthodes confondues, les tentatives d'évaluations de coûts sociaux du bruit des transports se sont multipliées sur les 10 dernières années (Navrud, 2002). Et, bien que buttant encore sur des limites et biais, les procédés de mesure se sont affinés et les résultats apparaissent peut-être plus exhaustifs et solides qu'auparavant.

De plus, évaluer le coût infligé aux collectivités pourrait aider à dessiner les contours de quelques autres modalités d'actions, visant à tenter de répondre aux demandes sociales qui ont surgi ces dernières années. Il s'agit d'opportunités qui engagent de grands leviers d'actions, non seulement les modalités classiques renvoyant aux pressions fiscales et tarifaires. Mais, il s'agit aussi d'autres types d'interventions dont le poids symbolique croît rapidement dans les argumentaires : l'indemnisation des agents victimes de ces effets, la compensation accordée aux collectivités locales voyant, au titre des effets, leurs dynamiques altérées…

Donc, malgré la multiplication des données empiriques, malgré l'aspiration grandissante des acteurs, pas seulement locaux, à voir des outils d'internalisation utilisés, malgré les possibilités politiques qui pourraient en découler pour sinon dépasser tout du moins apaiser les tensions, force est de constater que les données récemment produites ne nourrissent pas d'avantage les réflexions. Pourquoi les évaluations de coûts sociaux ne font en définitive l'objet d'aucun véritable portage ? Pourquoi l'internalisation ne fonde véritablement aucune logique d'action, ou alors voit sans cesse différée sa mise sur l'agenda politique ?

1. Questionnements sur les causes socio-politiques de ce décalage, et méthode d'analyse :

Force est alors d'admettre la nécessité d'étendre la focale, pour ne plus partir du seul argumentaire normatif reposant de manière récurrente sur la fiabilité méthodologique définit par l'acception scientifique (Schipper, Nijkamp, Rietveld, 1998). Il nous faut réinsérer cet argument de la validité interne des méthodes et produits d'évaluation de coûts sociaux dans un ensemble explicatif bien plus large, à consonance socio-politique. « *Le développement durable impose de lever les blocages conventionnels entre évaluation économique et environnement, non seulement dans le calcul lui-même, mais aussi dans la façon dont il est sollicité pour construire une décision publique.* » (Cohen de Lara & Dron, 1998).

Quelles sont les causes plus socio-politiques d'un tel écart entre d'une part des souhaits de plus en plus partagés et des tentatives d'évaluations de coûts sociaux qui se multiplient, et, de l'autre, des réalisations qui se réclament de l'internalisation tout en s'écartant de l'étalonnement des montants sur les effets, monétarisables, du bruit ?

C'est cette question, située à l'interface de l'évaluation et de la décision, qui a guidée notre démarche. Cette réflexion nous a conduit à nous interroger sur ce que recouvrent, pour les acteurs, les évaluations produites, non plus en fonction d'un social pré catégorisé selon les protocoles et les catégories d'analyse scientifiques, mais à la lumière de questionnements et notions à ce jour précipités dans l'arène publique en vue de saisir et d'agir sur ce social : certes taxation, mais aussi indemnisation, compensation, concertation, négociation, justice environnementale, équité,

développement durable etc.

A la suite d'une recherche accomplie précédemment pour la Direction de la Recherche du Ministère des Transports, dans le cadre du PREDIT (Faburel, coll. Leroux et Colbeau Justin, 2000), notre objectif a été de mesurer l'acceptabilité politique :

i. des procédés d'évaluation de coûts sociaux et des données dès lors avancées,
ii. ainsi que de l'internalisation.

Nous avons appliqué ce questionnement au cas de Roissy CDG. La méthodologie suivie a été structurée en deux temps. Le premier a consisté à dresser un inventaire des politiques menées un peu partout dans le monde en matière de lutte contre le bruit des avions, puis à analyser les documents de recherche et d'étude, les articles scientifiques, et de journaux grand public portant sur : les évaluations des coûts sociaux à ce jour disponibles concernant l'objet qui nous occupe ; les réflexions et débats qui dès lors se sont engagés dans certains contextes aéroportuaires pour mettre en œuvre le PPP. Cette étape devait nous permettre d'enrichir la seconde étape de la démarche. Celle-ci a consisté à réaliser des entretiens semi-directifs avec les principaux acteurs impliqués dans le domaine de la lutte contre le bruit des avions à Roissy CDG[16], en vue de mieux comprendre le degré d'acceptabilité politique des différentes modalités d'internalisation existantes ainsi que des procédés de valorisation monétaire disponibles.

2. Résultats : le principe pollueur-payeur longtemps pris dans l'étau des logiques d'acteurs

Des incertitudes scientifiques sur les coûts sociaux qui masquent la faible ambition politique de comprendre les effets multiples du bruit des avions sur les populations et les territoires :

La première étape de notre démarche confirme que les évaluations de coûts sociaux se sont multipliées ces dernières années (Navrud, 2002). Surtout, les résultats de cette première étape méthodologique montrent que la problématique de l'évaluation des coûts sociaux ainsi que, dans son prolongement, celle de l'internalisation renvoient implicitement à celle des effets du bruit des avions. C'est dans les pays où l'on recense le plus d'évaluations des effets que la mesure des coûts sociaux a été la plus prompte et alors que des modalités d'actions, complémentaires aux catégories conventionnelles (urbanisme réglementaire, insonorisation…), sont à ce jour en débat.

Ceci est vérifié dans au moins deux cas, celui de Londres Heathrow et celui d'Amsterdam Schiphol. Par exemple, à Amsterdam Schiphol, deux travaux récents sont à recenser : une évaluation du coût social du bruit, couplée avec une mesure du bien-être des population (Van Praag et Baarsma, 2000), et une estimation des décotes immobilières imputables au bruit des avions (Morrell et Lu, 2000 ; Lu et Morrell, 2001). Et, bien que n'augurant nullement d'une traduction concrète, la question du décalage entre le montant des taxes existantes et la réalité des coûts sociaux a été soulevée et participe à ce jour d'un débat sur les compensations aux populations. Sans prétendre à un lien causal entre évaluation et décision, tant les particularités culturelles et politiques apposent leurs empreintes sur de telles attitudes, force était toutefois d'admettre la nécessité de considérer la question des effets du bruit des avions comme consubstantielle à notre problématique d'analyse.

Or, il ressort de notre recension qu'au côté de la traditionnelle analyse prospective des trafics aériens ou encore des évaluations des impacts économiques des aéroports sur de vastes espaces (métropoles ou nations), nous trouvons, pour la question du bruit, principalement des estimations acoustiques. A l'inverse, par-delà quelques démarches descriptives, ou encore l'observation de certains objets mais sous un angle uniquement statistique (dépréciations immobilières ou gêne), peu de travaux ont appréhendé plus finement les relations entre aéroports, sociétés et territoires locaux (exception faîte dans les cas aéroportuaires évoqués précédemment) : effets sur la santé, caractérisation

[16] Les acteurs sollicités sont, par ordre alphabétique : l'Autorité de Contrôle des Nuisances Sonores Aéroportuaires (ACNUSA), Aéroports de Paris (ADP), Air France, la Conseil Général du Val d'Oise, la Direction Générale de l'Aviation Civile (DGAC - Ministère des Transports), la Mairie de Gonesse, la Mission Bruit (Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable), et l'Union Française de lutte Contre les Nuisances Aériennes (UFCNA).

psychosociologique de la gêne et du vécu du bruit, comportements résidentiels et motivations des ménages, pratiques sociales en relation à la présence aéroportuaire, effets des choix et des procédures d'aménagement en relation à la gestion de l'exposition sonore, animation des territoires par l'offre de services locaux notamment de transports, ou par l'accès à l'emploi pour les communautés riveraines... Le cas de Roissy CDG ne déroge pas à la règle, loin s'en faut.

Puisque évaluation des effets du bruit, estimation des coûts sociaux et débats autour de l'application du principe pollueur-payeur apparaissent étroitement liés, et puisque le peu de données empiriques sur les coûts sociaux suggère un manque patent de mesure des effets, nous avons enrichi notre guide d'entretiens destiné aux acteurs - 2ème étape de la démarche – afin de mieux restituer cette question des effets dans notre analyse sur l'acceptabilité politique. Nous avons donc adjoint une rubrique de questions portant sur la représentation de l'existence de tels effets, les dotations en connaissances des acteurs à ce sujet, les jugements portés sur l'attitude des pouvoirs publics quant à leur évaluation… En définitive, notre guide comportait trois rubriques correspondant chacune à une séquence du cheminement qui part de l'évaluation des effets du bruit pour aboutir à l'internalisation, via l'estimation des coûts sociaux.

Les territoires débordent le référentiel technico-scientifique pour demander l'application du principe pollueur-payeur :

A partir de l'analyse des entretiens menés, nous avons montré le rôle joué par un référentiel, que nous avons dénommé la technique légitimante, dans la construction d'un certain type de discours qui use du langage scientifique et technique, et alors d'un point de vue sur la validité des travaux d'évaluation, pour rejeter l'existence de nombre d'effets du bruit des avions, pourtant pour beaucoup non évalués à ce jour.

Selon la DGAC (Ministère des Transports) et Air France, nombre d'effets du bruit des avions ne sont pas démontrés (exception faite de la gêne admise de tous). Pourquoi alors les évaluer en mesurant les coûts sociaux ? Ces acteurs ne voient donc que très peu d'intérêts à de telles pratiques, ce d'autant plus qu'ils relayent d'autres argumentaires scientifiques pour suggérer quelques-unes des incertitudes qui affectent la mesure des coûts sociaux.

Et, le propos est arrimé à l'objectivation par la technique, elle-même étayée par une représentation unique de la production de connaissances et de sa validité. Cette représentation singulière des catégories « pertinentes » d'analyse aurait selon eux permis une rationalisation des débats. Ils stipulent par exemple que les valeurs d'exposition sonore seraient bien plus opérationnelles et acceptables pour définir les montants d'internalisation, donc appliquer le principe pollueur/payeur. Or, il se trouve que la technique acoustique et ses dérivés métrologiques satisfont les compétences et logiques de ces mêmes acteurs : prérogatives réglementaires de définition et de veille du respect de la norme (classification) et de l'intérêt général pour la DGAC, enjeu de non discrimination commerciale pour Air France par rapport à d'autres compagnies de rang international (certification).

Voici effleuré l'un des principaux codages politiques qui a longtemps déterminé la (non) pratique évaluative, notamment celle des effets et des coûts sociaux du bruit des avions ; voici ici présenté l'un des effets structurants de la technique comme seule légitimation et posture d'action : rationaliser les débats (*supra*). Ce codage politique de la question des effets, et de leur évaluation, notamment monétaire, explique alors que les quelques données de coût social récemment produites dans certains contextes aéroportuaires, voire en France, n'aient pas encore sinon servi à l'étalonnement des montants prélevés auprès des compagnies, tout du moins nourri les débats, par exemple à Roissy CDG.

A notre questionnement principal portant sur les causes plus socio-politiques qui font que l'internalisation des coûts externes continue à s'écarter ici du recours à la monétarisation des effets du bruit pour étalonner les montants de taxation ou de tarification, il nous faut répondre par l'existence de ce codage politique qui, usant d'un discours sur l'évaluation et les canons de sa validation, fait de la rationalisation par la technique l'objectif premier de la politique publique historique dans ce domaine d'action.

Mais, ce codage a dans le même temps opéré une partition entre des objets pourtant étroitement imbriqués : les aéroports et les territoires proches. Il a ainsi freiné voire différé toute tentative d'observation des dynamiques et mutations plus localisées, notamment grâce à des méthodes qui visent à saisir les coûts infligés par le bruit des avions à la collectivité. Il a dès lors indirectement contribué à la cécité collective face aux effets potentiellement multiples et complexes du bruit sur les populations et les territoires, tout en cristallisant les débats autour de vulgates et d'idées reçues qui segmentent et tendent les rapports entre protagonistes (ex : les pourtours aéroportuaires attirent les populations, mais sans autres questionnements). Précisons ici que d'autres acteurs du système, telles des collectivités locales, ont longtemps aussi participé, par leur mutisme sur la question de l'évaluation, au maintien de cette situation de ce vide évaluatif.

Cet argumentaire et les logiques qu'il assoie n'ont ce faisant pas permis d'entrevoir les espaces d'échanges et les éventuelles possibilités d'actions que la compréhension de ces effets dynamiques aurait pu, en retour, ouvrir. Toutefois, l'horizon d'une internalisation semble plus ouvert aujourd'hui, si l'on en juge notamment par l'insistance des prises de position qui ont émané ces 10 dernières années tant du domaine de l'expertise que du champ de l'action (*supra*). A l'échelle de Roissy CDG, les entretiens menés avec les collectivités locales, les associations, l'ACNUSA, ou encore, mais de manière plus nouvelle et vraisemblablement plus déterminante compte tenu de son poids historique dans le débat, avec ADP stipulent cette évolution. Ces acteurs appellent tous à un application du principe pollueur-payeur.

Certes, cette attente n'est pas sans renvoyer à des postures et logiques respectives parfois éloignées. Néanmoins, la récente entrée en scène d'un second référentiel, celui des territoires, n'est pas étrangère à cette attente commune. Et, ce référentiel est globalement porté par ces derniers acteurs. Les valeurs et symboles accolés au devenir des territoires (proximité, identité, coopération, partenariat…) constituent la matrice argumentaire d'un discours nouveau qui sollicite avec force la mise en place d'actions d'internalisation à Roissy. Cette évolution du discours moyen, qui est le fruit indirect des clôtures et mises à distances produites par le référentiel historique de la technique légitimante, se traduit par un repositionnement rapide de certains des acteurs dans le système. Cette évolution des argumentaires et des positions respectives équilibre alors les rapports de force et de sens pour faire progressivement de l'aéroport ce qu'il aurait dû en théorie jamais vraiment cesser d'être : un objet socio-technique. Et, ceci est nullement spécifique au cas français. Dans un grand nombre de pays, les valeurs et principes portés par le référentiel territorial consolident des argumentaires, façonnent des logiques d'opposition, et forgent des coalitions qui font de plus en plus durement barrage aux volontés d'extension des aéroports, ou simplement au fonctionnement des plates-formes existantes (Faburel, 2003).

En fait, pour reprendre la terminologie de M. Callon (1997), un foisonnement de débordements territoriaux se produit au contact du cadrage des débats par le référentiel de la technique légitimante et les critères tacites qu'il a véhiculés. Les territoires entrent, sous des formes variées, dans l'arène publique. Cette entrée n'est pas étrangère à l'émergence progressive de la doctrine aéroportuaire évoquée plus haut : garantir l'acceptabilité du fonctionnement territorial des aéroports. Surtout, en regard des discours tenus par ces acteurs du territoire, il semble que l'un des passages obligés pour garantir cette acceptabilité soit de nourrir pleinement le débat sur l'application du principe pollueur-payeur, notamment en soutenant l'évaluation des effets du bruit sur les populations et les territoires, et en engageant des travaux de mesure de leurs coûts sociaux.

Conclusion : au moins un pré-requis du passage de l'intention à l'acte d'internaliser

Puisqu'il existe en définitive non seulement un lien organique entre les types d'évaluations majoritairement pratiquées (d'obédience quantitative) et la nature des réponses politiques apportées jusqu'à ce jour (à forte consonance normative et planificatrice, au nom de l'intérêt général), mais aussi selon nous un lien entre ce couplage par la technique et les situations conflictuelles que nous rencontrons un peu partout en France et dans le monde autour des aéroports, nous avons souhaité prolonger ce travail par un questionnement sur les pré-requis du passage de l'intention à l'acte

d'internaliser. Quels autres types d'évaluation sont nécessaires pour nourrir les débats et alors faire émerger cette modalité d'action dans le contexte de Roissy CDG ?

Certes, à en juger par les attentes assez nouvellement manifestées par nombre d'acteurs, il y aura lieu d'évaluer les coûts sociaux du bruit des avions, à l'exemple de ce qui a modestement été entrepris dans d'autres pays, et plus rarement en France (Faburel, 2001). Mais, comme les méthodes le suggèrent elles-mêmes, et surtout comme les codages politiques des acteurs le manifestent, cette mesure des coûts sociaux devra alors être couplée avec l'évaluation et la compréhension des effets sinueux et potentiellement multiples du bruit des avions sur les populations et les territoires.

Pour ce faire, il conviendrait de solliciter plus avant les corpus émanant des sciences humaines et sociales, et notamment l'économie spatiale, la psychologie sociale, la géographie sociale ou encore les sciences politiques. Compte tenu du poids structurant de la reconnaissance par l'abord technique des phénomènes, ces disciplines sont à l'inverse de l'acoustique, de la psychoacoustique ou encore de l'économie marginaliste, excessivement peu représentées dans la réalité qui nous occupe.

Cette mobilisation et ce couplage pourraient en premier lieu aider à ouvrir et à consolider les monétarisations : critères de choix résidentiels pour la méthode des prix hédoniques ou encore le lien entre la satisfaction *ex post* des ménages et l'insonorisation des logements pour la méthode des coûts de protection, les effets sanitaires du bruit pour la méthode du coût des dommages... Surtout, en termes non plus seulement scientifiques mais aussi socio-politiques, cette ouverture pourrait alors, par la prise en compte de ces autres dimensions, œuvrer enfin à la qualification d'objets communs (ex : les effets du bruit), voire des objets *chevelus* par opposition aux objets *chauves* modernes (Latour, 1999). Comme tout calcul économique, la valorisation monétaire aborde en définitive les transferts implicites, donc se saisit des interactions (par le biais ici des externalités). La monétarisation, en mettant ainsi les effets en visibilité, pourrait alors réellement embrasser une carrière à laquelle elle est théoriquement destinée : bâtir des passerelles (entre référents, entre logiques et positions…), au sein des champs sociaux (ex : sciences) comme entre champs sociaux. Par exemple, la méthode des prix hédoniques permet aussi de renseigner l'influence des effets positifs de l'aéroport (offre d'emploi, desserte locale…) sur la valeur des biens immobiliers exposés au bruit des avions.

Ce faisant, par l'ouverture d'espaces d'échanges entre acteurs, la monétarisation pourrait avoir de réelles implications opérationnelles, loin de l'étau dans lequel elle est de longue date maintenue par un certain type de codage politique qui fait de l'acoustique l'assise première ce qui se prétend être une internalisation. Elle pourrait alors aider à entrouvrir des voies de réponses tant substantielles que procédurales mais toujours territorialisées aux blocages qui ont surgi des situations d'inconfort et d'insatisfaction.

Remerciements :

Nous remercions la Mission Bruit du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (France) pour le soutien financier apporté à ce travail.

Références :

Barde J-P. (2000) : Implementing environmental taxes: lessons from OECD countries and perspectives, « L'environnement du XXIème siècle. Vol. III Démocratie et politique de long terme. », Dir. J. Theys, Germes, pp. 413-433.

Button K., P. Nijkamp (1997): Social change and Sustainable transport, Journal of Transport Geography, vol. 5, n° 3, p 215-218

Callon M. (1997) : Exploration des débordements et cadrage des interactions ; la dynamique de l'expérimentation collective dans les forums hybrides, Séminaire du Programme Risques collectifs et situations de crise, Actes de la 8ème séance, Grenoble, Maison Rhône-Alpes des Sciences de l'homme, 13 pages.

Cohen de Lara P., D. Dron (1998) : Evaluation économique et environnement dans les décisions publiques, Rapport au ministre de l'Environnement, La Documentation française, Coll. des rapports officiels, Paris, 323 p.

Comité des Applications de l'Académie des Sciences – CADAS (1999) : Evaluer les effets des transports sur

l'environnement, le cas des nuisances sonores, Ed. Tec & Doc, Rapport n°16, Paris, 72 p.

Commission Européenne (2001) : La politique européenne des transports à l'horizon 2010 : l'heure des choix, Livre Blanc, 105 p. (+ annexes).

Commission Européenne (1998): Fair payment for infrastructure use: a phased approach to a common transport infrastructure charging framework in the EU, Livre Blanc, COM 466 final, Bruxelles,

Commission Européenne (1996): Towards fair and efficient pricing in transport – policy options for internalising the external costs of transport in the European Union, European Commission Green Paper, COM (95), Bruxelles, 186 p.

Conférence Européenne des Ministres des Transports – CEMT (1998) : Des transports efficients pour l'Europe, Politique pour l'internalisation des coûts externes, Ed. OCDE, 289 p.

Conférence Européenne des Ministres des Transports – CEMT (1994), Internaliser les coûts sociaux des transports, Ed. OCDE, 211 p.

(Accepté, à paraître), Faburel G. (2003), Lorsque les territoires locaux entrent dans l'arène publique. Comparaison internationale des conflits liés au bruit des avions, Espaces et Sociétés, octobre, 20 pages.

Faburel G. (2001) : Le bruit des avions : évaluation du coût social. Entre aéroport et territoires, Ed. Presses de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Paris, 352 p.

Faburel G. (en coll. avec M. Leroux & L. Colbeau-Justin) (2000), Observation de l'acceptabilité institutionnelle et sociale d'une modalité d'expertise appliquée aux transports : l'évaluation contingente, Observatoire de l'Economie et des Institutions Locales, Rapport pour la Commission Evaluation-Décision du PREDIT (DRAST), 113 p.

Latour B. (1999) : Politiques de la nature. Comment faire entrer les sciences en démocratie, La Découverte, 380 p.

Lu H.-Y. C., P. Morrell (2001): Evaluation and implications of environmental charges on commercial flights, Transport Reviews, vol. 21, n°3, p. 377-395.

Morrell P., H-Y.C. Lu (2000): Aircraft noise social cost and charge mechanisms - a case study of Amsterdam Airport Schiphol, Transportation Research Part , vol. 5, p. 305-320

Navrud S. (2002): The State-Of-The-Art on Economic Valuation of Noise, Department of Economics and Social Sciences, Agricultural University of Norway, Report to the European Commission DG Environment, April, 38 p. (+ Appendixes)

Schipper Y., P. Nijkamp P. Rietveld (1998): Why do aircraft noise value estimates differ? A meta- analysis, Journal of Air Transport Management, vol. 4, p. 117-124.

Van Praag B.M.S, B.E. Baarsma (2000): The shadow price of aircraft noise nuisance: a new approach to the internalization of externalities, Tinbergen Institute Discussion Paper, TI 2001-010/3, 39 p.

U.S. General Accounting Office (2002), National Airspace System, Long-Term Capacity Planning Needed Despite Recent Reduction in Flight Delays, Report RCED-02-185, December, 32 p.

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport"*, Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 135-140

Reduction of CO2-emissions from transport by influencing the fuel prices (a Swiss case study)

Mario Keller, René Zbinden & Peter De Haan
INFRAS, Muehlemattstrasse 45, CH-3007 Bern, Switzerland
Fax +41 31 370 19 10 - email: mario.keller@infras.ch

Abstract
An initiative in the Swiss parliament proposed to reduce the diesel fuel price substantially as a measure to reach the CO_2 emission reduction targets. An analysis showed that the proposal would be contraproductive with respect to CO_2. Reservations are made from a environmental point of view due to the relative increase of the PM10- and NO_x emissions. As an alternative, differentiation of taxes, in particular of the purchase tax proved advantageous. It allows a more precise selection of the objects which deserve promotion and it does not give unjustified subsidies to freight traffic. In addition, it avoids distortions in the price structures between neighbouring countries and thus has no counterbalancing effects by "fuel tourism".
Keys-words*: CO2-emissions, fuel prices, pricing strategies, tax differentiation, trade-off global/local environment.*

Introduction

The reduction of the CO_2 emissions according to the Kyoto protocol is a political objective in many European countries. One of the possible strategies to reduce the CO_2 emissions from road passenger transport is to increase the relative share of diesel passenger cars due to their higher energy efficiency. Switzerland presently has a very low share of diesel cars. At the same time, the diesel fuel prices are comparatively high. A recent political initiative proposed to differentiate the fuel taxes in order to encourage the use of diesel cars, i.e. to lower the tax on diesel fuel substantially and increase the tax on gasoline accordingly in order to keep the overall tax revenues at the same level.

On behalf of the Swiss Federal administration, a study was mandated to evaluate the proposal and its implications, and to review possible alternative measures.

1 – Facts and Figures

To understand the proposal, one has to consider the particular Swiss context. In Switzerland the so-called "CO_2 law" has been enacted in 1999. It expects a reduction of the CO_2-emissions until 2010 by minus 10% compared to the level of 1990. Acknowledging structural differences in the various sectors in attaining this overall target, the "CO_2 law" expects a reduction of 15% for the stationary sources while the mobile sources should reduce their CO_2 emissions by 8% until 2010. At present, the transport sector is still growing. Therefore it is generally expected that the attainment of this target is very ambitious. In fact, a gap of some 15% (of today's emissions) has to be expected if no additional measures will be taken.

One of the possible strategies to reduce the CO_2 emissions from road passenger transport is to increase the relative share of diesel passenger cars due to their higher energy efficiency. Switzerland presently has a very low share of diesel cars. Some 5% of the fleet presently are diesel cars. Even if the share of the new registrations was rising recently (13% in 2001, 18% in 2002), it is still much

lower than in Europe where about 40% of all new registrations are diesel cars. In the neighbour countries these shares are even higher (Austria 70%, France 63%, Italy 44%, Germany 38% [all figures 2002]). One of the reason seems to be the fuel price resp. the relationship between the prices of gasoline and diesel. In contrast to most other European countries, in Switzerland diesel is slightly more expensive than gasoline. A recent political initiative therefore proposed to differentiate the fuel tax in order to encourage the use diesel cars. While today the taxes on gasoline and diesel are roughly the same, the proposal wanted to lower the tax on diesel fuel substantially, i.e. by at least 0.25 CHF (~ 0.17 €) and increase the tax on gasoline appropriately in order to keep the overall tax revenues at the same level. The tax on alternative fuels, namely CNG (compressed natural gas), LPG (liquefied petroleum gas) and biogas should be reduced even more, i.e. by at least 0.5 CHF (~ 0.34 €). The initiative proposed at the same the revenue neutrality. The tax rebate on diesel should be compensated by a tax increase on gasoline.

Diesel cars are more energy efficient. In a direct comparison, this advantage is about 20 to 30%. This relationship motivated the initiative. However, taking into account the different fleet structure of the two segments (new diesel resp. gasoline registrations), the advantage of diesel rather is around 20% since most new diesel cars (sold in Switzerland) are bigger than the average gasoline car. And considering the different fuel density, the advantage of diesel in terms of specific CO_2 emissions further decreases to about 10%.

According to the Kyoto protocol, the CO_2 emissions are calculated based on the fuel sold since this is a clear quantitative and statistical figure available in all countries. For small countries like Switzerland however, the fuel sale figures do not necessarily reflect the real fuel consumption in the country. Price differences between neighbour countries may induce so called "fuel tourisme", i.e. fuel bought in country A is used for driving in country B. Therefore, the CO_2 emissions are not necessarily attributed to the "correct" country. Obviously this holds not only for the CO_2 emissions but also for the tax levied on the fuel. As the CO_2 emissions also the tax revenues are attributed to the "wrong" country. Presently in Switzerland gasoline is cheaper than in the neighbouring countries, while diesel is more expensive than in most neighbour countries. Therefore, gasoline is "exported" while diesel is "imported". The extent of this fuel tourism is difficult to assess. Estimates indicate an order of magnitude of 10% of the fuel sold as being "exported" as fuel tourism. This amount is very price sensitive. If the fuel prices are changed by fiscal measures it is likely that this segment of the fuel sales reacts immediately. Therefore the impact on fuel tourism has to be considered if fiscal measures are evaluated.

2 - Promotion of diesel technology

The proposal which passed already the Council of States requested in the first place a significant reduction of the diesel price together with the "boundary condition" of revenue neutrality. The impacts on the environment as well as the effects on the fuel market were of main interest. The study mentioned several impacts:

- A first effect will be the change of the fleet composition. This is in accordance with the intention of the initiative. It was expected that within a few years the share of diesel cars will rise up to 60%, and some 40% of the total veh-km in 2010 will be driven by diesel cars while in a "business as usual" (BAU)- scenario their share would be less than 20%. Such a split would indeed reduce the CO_2 emissions. The extent of the reduction though would be disappointingly low. The "CO_2 gap" would be reduced by only about 10%. At the same time, the implications on the pollution would be considerable. Of prime interest are the PM-10 emissions (particle matters). Model calculations expect for the BAU scenario a significant decrease of the PM10-emissions in the future (from 1'600 tons/a in the year 2000 to about 500 tons in the year 2015). This is mainly due to the stepwise introduction of the new Euro-standards (Euro3, Euro4, Euro5). This improvement mainly in the freight sector would be jeopardized by the increasing share of diesel car. In fact, the overall improvement would be limited and the emission level could not get lower than 1000 tons/a since the PM10-reduction of the lorries would be

compensated by the additional emissions of the diesel cars. From an environmental perspective therefore one is faced with the dilemma between energy efficiency and pollution (mainly PM10, but also NO_x emission), where conventional diesel cars have more detrimental effects than gasoline cars: the PM10-emissions are significantly higher (by factors 100 and more), the NO_x emissions by factor 3 to 5. Only if diesel cars are equipped with devices like particle traps and – at a later stage – DeNOx systems the reservations against diesel cars could be abandoned. Such devices do exist today already on the market but are not yet required even by the newest emission standards (Euro4). Therefore, from an environmental point of view fiscal measures could be used as incentive for introducing these low emitting vehicles. A general fuel price reduction though obviously is not capable of integrating also these pollution aspects in an incentive scheme.

- A second impact would occur in the goods sector. A diesel price decrease reduces the operating costs for freight transport. This tends to increase traffic growth and therefore would rather lead to additional emission loads than decrease the CO_2 emissions. In fact, the freight sector would take advantage of a subsidy with no active contribution to the CO_2 target. Therefore, the tax reduction is considered as unjustified and incompatible with the overall Swiss transport policy. Furthermore, this "tax present" would have to be compensated by the gasoline car drivers.
- A third implication is related to the fuel tourism: With a significant decrease of the diesel price, it would be attractive for most cross-border traffic to buy diesel in Switzerland (see figure 1). This implies that all related CO2 emissions are attributed to Switzerland. Model calculations showed a surprising net effect: the additional CO_2 emissions due to increased fuel tourism would outweigh the reduction due to the lower inland demand. In a static perspective the overall CO2 emission based on the fuel sold would increase rather than decrease.

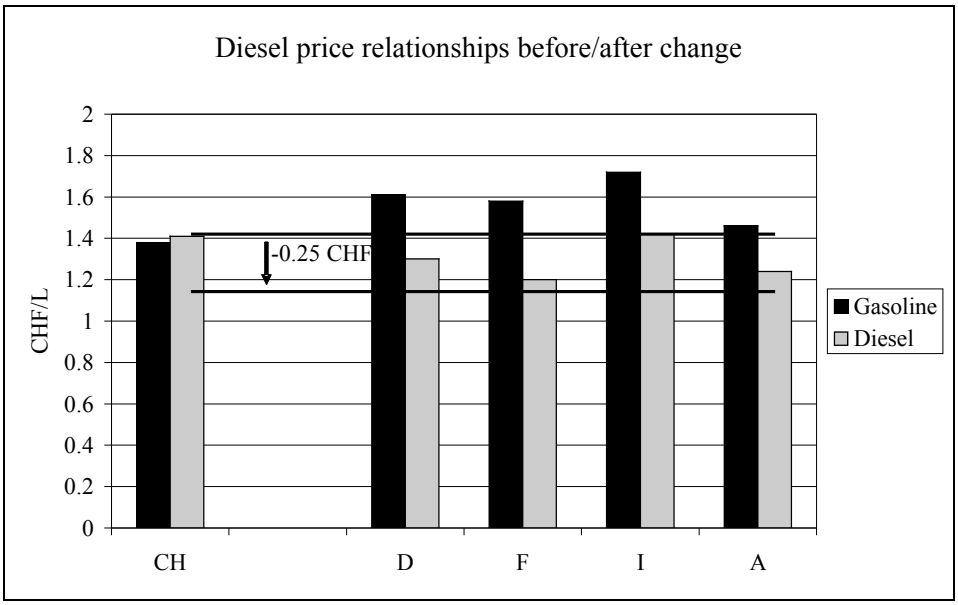


Figure 1: Due to the proposed diesel price reduction the diesel price in Switzerland would be lower than in the neighbouring countries. This would induce "fuel tourism". This in turn would generate additional tax revenues, but also increase the CO_2 emissions attributed to Switzerland. Therefore the "gap" to the target would rather increase than decrease.

- An additional drawback of this fiscal measure arises from the temporal dynamic: Because the measure has to be implemented "revenue-neutral", the gasoline price has to be raised in order to compensate the tax losses in the diesel sector. The calculations showed that an immediate increase by a few cents/L would be sufficient in the short run. However, the more successful the measure is, i.e. the higher the diesel share becomes, the higher the necessary gasoline price increase. Since the initiative deliberately requested a low diesel price, the difference between diesel and gasoline price would become bigger and bigger, inducing more and more gasoline

consumers to switch to diesel. At the same time the higher gasoline price would also bring the presently observable gasoline "export" to an end. This requires an additional gasoline price increase, imposed on a market segment which is becoming smaller and smaller. So the proposal would end in a "circulus vitiosus", and obviously the strategy would have to be changed after a short time.

Based on these findings the question came up whether the proposal could be implemented without the detrimental market effects described above. A modified proposal was then suggested. This would foresee a tax decrease on diesel but the resulting tax *difference* between gasoline and diesel should be kept constant in the future. Such a system indeed would be more stable since market reactions could be balanced out by the total fuel market and would not have to be born by just one segment. Nevertheless, there remain drawbacks of this proposal as well:

- Marginal contribution to reach the CO_2 target,
- Reservations from an environmental point of view due increasing pollutant emissions (mainly PM10 and NO_x),
- Unjustified subsidies for the freight traffic and incoherency with the overall transport policy,
- No capability of the measure to differentiate between different pollutant emission levels of the vehicles.

3 – Differentiation as an alternative

The drawbacks of the proposal were considered too severe compared to the comparatively marginal contributions to reach the CO_2 target. Therefore, in a succeeding political debate, the second Chamber of the parliament (the National Council) eventually rejected the proposal (in spring 2003), mainly based on environmental concerns. The question how to reach the CO2 target by the year 2010 (respectively in the period 2008 – 2012) is still open and the political debate is still ongoing.

In the same study therefore some alternatives have been discussed. While from a theoretical point of view one could argue that the steering effects for fuel saving incentives of a fuel tax resp. a fuel tax increase are significantly high, such a fuel tax was not considered in this particular context. In fact, the possibilities of fuel tax increases may be limited particularly in small countries due to negative side effects such as cross-border travelling ("fuel tourism"). Thus differentiation of fixed taxes according to environmental criteria was considered as an alternative.

Differentiation strategies are easy to implement and are highly accepted, but their environmental steering effects may be limited. Very important are accompanying marketing and promotion measures (registration, labelling, involvement of the vehicle industry and dealers, voluntary agreements). Compared to a general diesel price reduction strategy, a differentiation strategy has significant advantages:

- It allows a precise selection of the objects to be promoted (e.g. energy efficient and at the same time low emitting vehicles),
- No (unjustified) preferences for freight traffic,
- No new or additional distortions in the price structures between neighbouring countries, therefore no side or counterbalancing effects by "fuel tourism".

Tax differentiation can be applied with respect to the purchase tax or with respect to the annual circulation tax. In both cases, revenue neutrality was assumed as boundary condition. Therefore, the system would be installed as a "bonus-malus"-scheme. A purchase tax was considered as more effective than a differentiated circulation tax in accordance with international experiences. The transition of the present purchase tax into a bonus-malus-system does not create substantial problems. From an environmental point of view the big advantage is that several environmental criteria can be taken ino consideration.

In 2003 a new energy label has been introduced in Switzerland. Each new vehicle is classified according to its energy efficiency in a class A (best) to G (poorest). The classification is a relative indicator and compares a particular vehicle to the average energy efficiency of all vehicles. Since the average changes on a yearly basis, also the classification is dynamic and will be adjusted periodically. The present label considers energy efficiency only, and it does not differentiate between diesel and gasoline cars. It is therefore no surprise that most diesel cars belong to class A or B (see fig. 2).

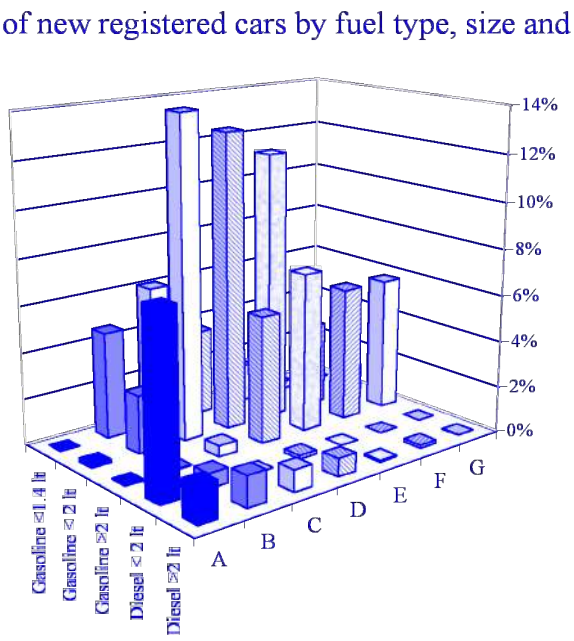


Figure 2: Most new diesel cars in Switzerland belong to class A (best) or B (second best) according to the new energy label which was introduced in March 2003.

From an environmental point of view, a differentiation has to take into account additional criteria, in particular pollutant emissions. The "bonus" therefore would only be attributed, if a car belongs to class A and – in addition – would comply with stringent emission standards significantly below Euro 4 (or equivalently would be equipped with a particle trap).

The estimate of the quantitative impact of a differentiated purchase tax depends on the extent of the differentiation, on the type of the promotion model and on the flanking measures. The assessment made could give only indicative values on the effects which can be expected because hardly any empirically based substitution elasticities can be applied. Based on cost considerations it was inferred that the impacts on the CO_2 emissions are in the same order of magnitude as the demand effect of the diesel price reduction strategy, but with no comparable drawbacks in particular with respect to the fuel market.

As an indicative comparative measure of "efficiency" the costs per reduced ton CO_2 was calculated. This measure compares the amount of financial resources needed to reduce one ton CO_2 compared to a situation where this measure is not installed. It turned out that a purchase tax differentiation amounts to about CHF 300 / per ton CO_2 (~ 200 €/ton CO_2) while the diesel price reduction strategy would require substantially higher amounts, roughly CHF 1500 – 1700 / ton CO_2 (~ 1000 € per ton CO_2).

Conclusions

The analysis showed that the original proposal to reduce the diesel fuel price would be contraproductive, i.e. the overall CO2 emissions attributed to Switzerland would increase rather than decrease. The main reason lies in the fact that the CO2 emissions are attributed according to the fuel

sold in a particular country (and not the fuel driven on the roads of this country). Therefore in small countries the CO2 emission balance is highly influenced by the so called "fuel tourism" which depends on the fuel price differentials between neighbouring countries. A pricing strategy thus should consider counterbalancing effects. In particular, it should not set a fix tax reduction on one particular fuel; to assume a fixed price difference between the fuels would be less detrimental. A main drawback remains though: a pure fuel tax strategy does not allow to differentiate according to other criteria like environmental performance of different vehicles.

Due to these findings, alternative measures have been considered, in particular the differentiation of the fixed vehicle charges, i.e the differentiation of the annual circulation tax and/or (the introduction of) a purchase tax. In both cases the differentiation can follow a bonus-malus-scheme, with a strong preference for the latter due to its higher effectiveness. A main advantage of the vehicle oriented measures (compared to the fuel tax strategy) lies in the fact that the differentiation can and should take into account not only energy efficiency but also other environmental performance, in particular relevant pollutant emissions.

References

Keller M. et al. (2002): CO_2 Reduktion durch Beeinflussung der Treibstoffpreise, (in German, 129 p., with a summary in French of 12 p.), on behalf of the Swiss Federal Office of Energy, published as nr 805.559 d, by BBL, Vertrieb Publikationen, CH-3003 Bern/Switzerland

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport"*, Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 141-148

Mobilee: A study of sustainable mobility at the local level

Luc Int Panis[*], Tim Asperges[**], Jeroen Bastiaens[**], Veerle Beyst[**], Dick Botteldooren[***], Ann Colles[*], Erwin Cornelis[*], Luc Dekonininck[***], Tom De Muer[***], Leo De Nocker[*], Ina De Vlieger[*], Steven Logghe[****], Clemens Mensink[*], Rudi Torfs[*] & Isaak Yperman[****]
* Vito, Flemish Institute for Technological Research. Boeretang 200, B-2400 Mol, Belgium
Fax: ++32 14 32 11 85 – email : luc.intpanis@vito.be
** Langzaam Verkeer, Centre for Mobility Management, Leuven, Belgium
*** Ghent University, Department of Information Technology , Research unit Acoustics, Belgium
**** Univ. of Leuven, Research unit Transportation Engineering and Highway Planning, Belgium

Abstract
Sustainable mobility at the local level (towns or districts) requires a balance between accessibility, liveability and environmental quality. Despite technological progress and strict standards for new vehicles, a balanced local traffic plan is still needed to improve the urban quality of life and environment. Therefore, local administrations need an integrated instrument to check the impacts of their plans with criteria for district accessibility, liveability (road safety, pedestrian cross over possibilities, ...) and environmental quality (noise and air). Such an instrument should take the spatial characteristics, traffic situations and social functions of districts and streets into account.
The Mobilee research project of the Belgian federal office for scientific affairs aims to develop an instrument that uses available data in a consistent way and evaluates all aspects in an integrated way in the local context. The ultimate goal is to integrate all aspects in a single instrument that will allow us to evaluate different policy options. The possibilities of this new instrument will be demonstrated for the city of Ghent in close cooperation with the local administration.
***Keys-words**: Scenarios of transportation policies, local traffic plans, micro-simulation, noise annoyance, air quality, liveability, integrated .*

Résumé
La mobilité durable au niveau locale exige une balance entre l'accessibilité, la qualité de vie et la qualité environnementale. Malgré le progrès technologique et les normes strictes pour les véhicules nouveaux, il est nécessaire d'avoir un plan de trafic local bien balancé pour améliorer la qualité de vie de la ville et de l'environnement. Par conséquent, les administrations locales ont besoin d'un instrument intégré pour contrôler les effets de leurs plans avec les critères d'accessibilité, de la qualité de vie (sécurité sur la route, possibilités de passage pour piétons, ...) et la qualité environnementale (bruit et air). Un tel instrument devrait tenir compte des caractéristiques spatiales, des situations du trafic et des fonctions sociales des districts et des rues.
Le projet de recherche Mobilee de l'office Belge fédéral pour les affaires scientifiques cherche à développer un instrument qui utilise les données disponibles d'une manière conséquente et évalue toutes les aspects d'une manière intégrée dans le contexte local. Le but final est d'intégrer tous les aspects en un seul instrument qui permet d'évaluer des options stratégiques/politiques différentes. Les possibilités de cet instrument nouveau sont démontrés pour la ville de Gand en coopération étroit avec l'administration local.
***Mots-clefs :** Scénarios de politiques des transports, evaluation de scénarios, indicateurs et aide à la décision, qualité de l'air, bruit*

Introduction

Starting from traffic flows derived from a traffic micro-simulation, the Belgian Mobilee-project aims to scientifically quantify the impacts on noise, air quality, dynamic exposure and traffic liveability of local traffic plans. The project is now in its second year and the main elements of the methodology are available. Two districts in the city of Ghent have been chosen as a case study where the integrated new approach will be tested in a real life situation. This paper describes the objectives of the project as a whole, the most innovative methodological aspects as well as some early results. Final results are expected in the second half of 2005.

1 - Objectives

a) Develop an integrated methodology for the evaluation of impacts of local traffic plans on accessibility, traffic liveability, noise annoyance and air quality.

b) Develop and use new methods and models to evaluate all four impact categories at the district or street level and in more detail than before.

c) New recommendations for local policies related to mobility, environment, road safety and urban planning.

d) Demonstrate the methodology by applying it in the Ghent case study.

2 - Methods

Traffic modelling

Traditionally static traffic models are used in transportation planning. These models predict traffic and their effects mainly in the long run. Coupling detailed liveability analysis to the output of these models introduces large uncertainties.

Modelling traffic with dynamic models results in short run predictions and enables detailed output analysis. Macroscopic dynamic models consider the vehicle stream as continuous. A first attempt of coupling this type of dynamic models to liveability aspects was set up recently by Giorgi *et al.* (2002).

Within the Mobilee project a dynamic microscopic model is used. Paramics (Quadstone 2003) describes each vehicle individually. The moving vehicles on a network are simulated in time steps of half a second. Considering separate vehicles makes it possible to take into account driver and vehicle properties. Each driver–vehicle entity has driver characteristics (e.g. patience,…) that change while driving over the network. Vehicle properties are also detailed (e.g. vehicle length, fuel, engine properties, …). Attributes of the network and traffic signals are also represented in this tool.

The amount of vehicles that drive over the network is imported by dynamic Origin – Destination tables. This traffic demand consist of flow information of the static city model, traffic counts in the field and socio-economic data of the study area. A large calibration and validation has resulted in the final model. The traffic model now represents the moving vehicles in the study- area. This microscopic model visualises traffic as in real-life. A screenshot of the running model in the study area is represented in Figure 1. During the whole study period the microsimulation model mirrors the position and driving state of all vehicles in the study area. This detailed information is used for further traffic effects models.

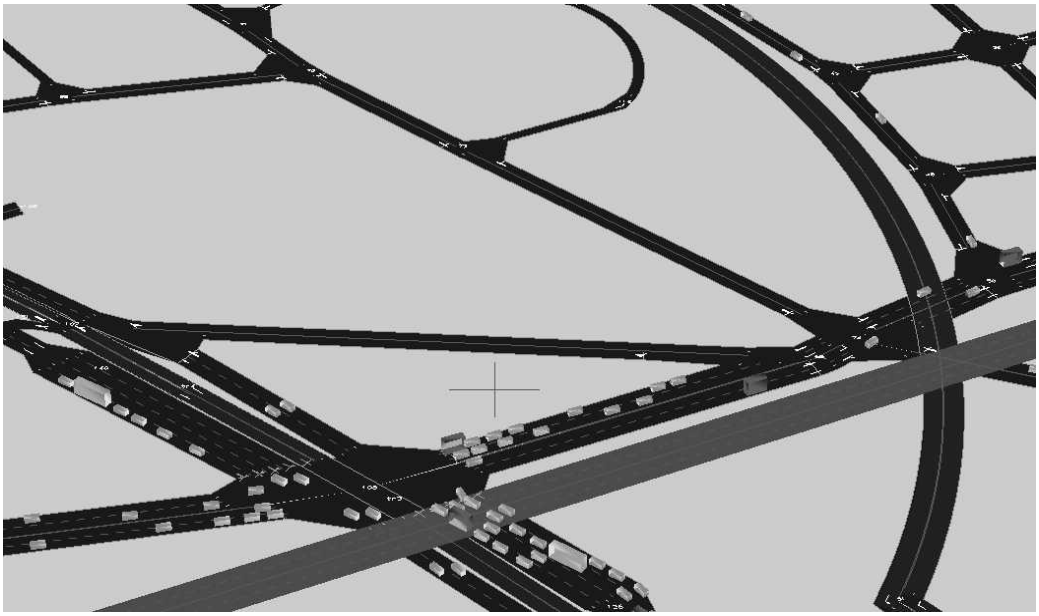


Figure 1: Paramics representation of the study area in Ghent.

Typology of roads

In view of assessing the liveability and environmental quality of a municipality, a city, a city quarter or a specific location, we made a distinction between different types of areas with their own traffic characteristics, spatial and environmental characteristics and liveability levels. For every road type liveability levels will be defined as a range between an alarm level and a sustainable level. The goal is to end up with an environment capacity matrix that will describe liveability indicators for every road type. To compose a classification of road types we took the traffic (or residential) function, the spatial structure and the presence of functions like working, shopping… into account.

Air quality

The modelling of air quality starts with the estimation of the exhaust emissions of all vehicles in the network. The currently available emission modules in ExTC, Aurora, TEMAT and other Vito-models are mainly based on the MEET-Copert methodology and only use average speeds (MEET, 1999). This will be transformed into a more dynamic emission model, building on e.g. elements from the HBEFA models and experience from Vito's on the road measurements. An attempt to develop real-time corrections based on instantaneous acceleration is currently being tested.

Dispersion of pollutants will focus on the local scale, using Vito's Aurora modelsystem (Air Quality Management System) which calculates concentrations for the city as a whole, as well as for single streets and street canyons. Hourly concentrations of PM2.5, CO, NO2, SO2, ozone, benzene, BTX and VOC can now be estimated for any street in the study area.

Exposure of people to pollutants in most studies is nowadays only based on the place of residence. In this study we will attempt an evaluation of exposure, taking into account different activities (living, working, commuting...). This requires us to build a dynamic map of where people are at different moments of the day. For exposure of people in vehicles, we are relying on data provided by the traffic micro-simulation model. This approach will allow us to highlight problems with high exposure in the time (activities) or space (the city) and estimate the different outcome on health impacts of different traffic or policy scenarios.

Noise annoyance

Many countries and international organisations have developed or are developing traffic noise emission models and standardised calculation procedures for outdoor sound propagation. The urban context however imposes specific requirements that resulted in an adaptation of these standard models in Mobilee. The impact of urban traffic dynamics (e.g. stop and go) on the urban soundscape

is modelled using the outcome of the micro-traffic simulation and an improved vehicle emission model that includes the influence of vehicle acceleration on top of the more usual driving speed and vehicle type dependence. Since micro-traffic simulation is rather time consuming and requires a lot of input, it is not easily applicable to a whole city. Therefore, a database of prototypical urban situations will be constructed from a large number of micro-traffic simulations. This database will be used to estimate the dynamics of the traffic in a new situation by finding the best matching prototypical situation. Multiple reflections on buildings and edge diffraction are very important, in particular if quiet areas (parks, pedestrian zones, and backyards) are part of the policy goal. Standard calculation methods are therefore augmented with diffraction around vertical edges. More accurate models require more input, input that is not always available or of good quality. For this reason it is important to track uncertainty and imprecision through the model (De Muer and Botteldooren, 2002). This approach in a sense trades model accuracy for input accuracy.

Impact assessment is based on noise annoyance (using standardised dosage effect relations), sleep disturbance and specific soundscape design. Since small populations are considered, it may become necessary to take social, environmental, personal, and other contextual factors into account when analysing the adverse effect of noise.

Traffic liveability and road safety

We develop a range of "objective" indicators that rely on the most important traffic attributes; speed, vehicle types, intensity, road safety and pedestrian crossover possibilities. These indicators are evaluated through a comparison with predetermined liveability levels, which are a measure of subjective interpretations of liveability based on existing knowledge, ongoing studies of perception and on a new empirical survey in this project. They will depend on the spatial characteristics, social functions and characteristics of the districts. Limit values related to pedestrian crossover possibilities and road safety will be further developed.

"Pedestrian crossover possibilities" are a good indicator for the well functioning of a district as a dwelling area and it has been used as an indicator for liveability in a number of studies, but further empirical work is needed to define limit values. The crossover possibility will be expressed as the time gap between two vehicles.

To evaluate the accident risk we will gather road accident data and calculate an accident coefficient as a function of the number of light injuries, the number of severe injuries and the number of people killed. By recalculating this accident coefficient for a street segment of 100 meters, we get an indication of the road accident density. This road accident density is the quantification of the accident risk for specific street segments.

The perception of liveability and road safety by inhabitants (subjective indicator) does often not correspond with the actual data on road safety (objective indicator). In this project we integrate subjective and objective indicators related to liveability and road safety. The subjective liveability research will imply developing an observation and perception method that allows the local inhabitants to observe their environment and to paint a picture of the liveability and the traffic situation. The inhabitants will be asked to observe the street they live in (the availability of parking space, the reach ability of functions on foot, the supply of public transport, the speed of the motorized traffic…). To each observation a rating is linked: what was observed will be evaluated as good or bad for the liveability of the street. Then the respondents are asked to express their personal perception of the traffic problems in their street. Finally they are asked to indicate the importance of the traffic and liveability problems. The information resulting from this observation and perception method will be compared with the measured and calculated (objective) indicators in the case study. We will also discuss the results of the subjective study with the inhabitants in focus group discussions. The focus groups can help us to understand the influence of the personal preferences of the respondents.

3 - Results

Air quality

Measurements and modeling

Effects of local traffic on local ambient PM concentrations can be measured and distinguished from background variations. Figure 2a shows measurements taken in one of the studied streets in Ghent during a 1h night period. Peaks in the kerbside concentrations coincide for the coarse (PM10) and finer fractions (PM2.5, PM1), but are more pronounced for PM10. There is a significant relationship (Figure 2b x; $p<0.01$) between short term coarse Particulate Matter (PM2.5-10) variation and the traffic flow, which is probably mainly due to the (re)suspension of road dust. A similar but much weaker ($p>0.05$) relationship was found with finer PM fractions. In the next phase Aurora's StreetBox module will be used to model the relationship between, traffic flow and immission based on emissions, street characteristics (width, building heights), local meteorology (at roof height) and background concentrations.

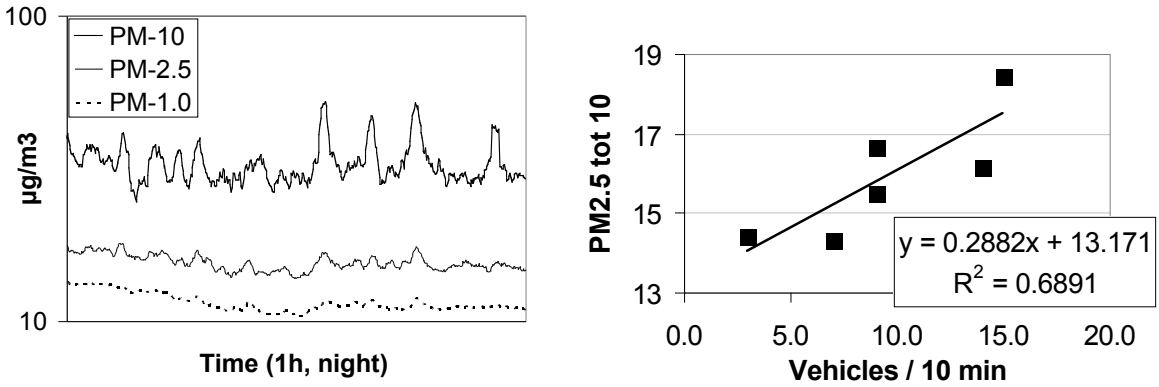


Figure 2: Short term variation of different PM-fractions at a kerbside location, correlates with local traffic flow.

Health impact assessment

Epidemiological evidence for the adverse effects of urban air pollution, with emphasis on particulate matter is abundant. Since the beginning of the nineties it has been demonstrated that long-term exposure to fine particles (PM2.5) is a probable cause for lung-cancer, cardio- respiratory disease, and early death. Short-term effects on health from PM10 or PM2.5 are consistently measured in a number of studies world-wide. The overall impact on public health is substantial compared to other environmental factors. Several mechanisms and components of PM have been explored to explain these health effects. One of the potential culprits is traffic exhaust, with the emphasis on diesel particles. These ultrafine particles are taken up quite rapidly in macrophages and into the blood, hence the respiratory and systemic inflammatory responses. Adsorbed metals and organic components can also potentially cause DNA damage. A series of Dutch epidemiological studies confirms the traffic hypothesis: proximity to highways increases the risk to severe health effects (Hoek et al, 2001). The number of diesel trucks is significantly correlated to respiratory effects in children. It is clear that living, going to school or working in urban environment increases exposure. Adequate knowledge of exposure of specific groups in the population is currently insufficient (especially in Belgium: densely populated living next to main roads, with a lot of diesels). Assessing the indoor contribution to the overall personal exposure is crucial, since we spent 80% of our time indoors. Mathematical (approximating) methods to derive indoor exposure are now available. Within Mobilee, we will estimate indoor exposure and compare the results to measurements.

Noise annoyance

To show the impact of traffic dynamics on noise impact, simulated noise levels at the façade of a

particular dwelling are shown in Figure 3. The setting is a major road crossed by about five smaller roads. The simulation compares the impact on noise immission of traffic lights placed at those crossings. For this dwelling on the major road in the vicinity of one of the traffic lights, the equivalent noise level L_{Aeq} equals 66.3 dBA while this level is slightly lower (64.6 dBA) without the traffic lights. However, the figure shows that the dynamic noise exposure is significantly different.

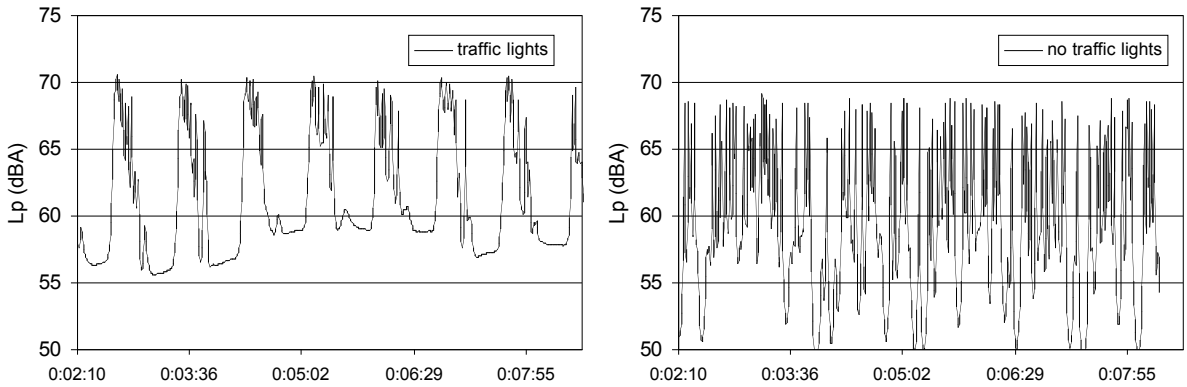


Figure 3: Simulated traffic noise caused by traffic on a major road with and without traffic lights on crossings of smaller roads.

The basic effect indicators used in the Mobilee project are based on dosage-annoyance relations that are derived from many international studies (Miedema and Vos, 1998). Although there is some evidence suggesting that the time structure or the dynamics of the sound exposure has some effect on noise annoyance, further research is needed to quantify this effect more accurately before they can be included in the noise annoyance indicator.

In terms of urban soundscape design, loudness, frequency content, and dynamics of the exposure may be important. In the example above, the situation with traffic lights is louder but at the mean time has a more interesting time structure than the situation without traffic lights where the noise dynamic has a flatter spectrum, typical for a more chaotic behavior (De Coensel et al, 2003). Today, no metric is available to link these characteristics to neighborhood livability.

Discussion & Conclusion

The methodology resulting from Mobilee will provide methods to formalise the process of defining viability and will introduce scientific knowledge at the level of dosage-effect relations. This is important because stakeholders are capable of defining viability in terms of health, disturbance, safety, etc. but not in terms of concentrations, decibels, etc. This knowledge gap between the goals of local traffic plans (mostly traffic flows) and effects is the cause for the lack of environmental targets in most local traffic plans. Mobilee will allow for a scientific assessment of these targets. It is the first time in Belgium that noise, air quality and other aspects of traffic liveability are studied in an integrated way using a common methodology.

The final objective of the Mobilee project is to summarise a large amount of detailed information to a limited number of indicators that a policy maker at the local level can handle. He/she should be able to assess e.g. impacts on public health with just a few or even a single number, without taking into account all the details and mechanisms behind it. The next phase of the project will therefore have to concentrate more on creating good indicators from the scientific output of the models. Each indicator should contribute to the assessment of the effects of local mobility plans on environmental quality and liveability of the city. In addition we have to allow for flexibility for the end users and policy makers to define different types of targets for each indicator. One target may e.g. be to ensure that overall public health impacts improve, or that for all indicators the 'black points', i.e. those citizens facing the worst conditions, benefit the most, that for nobody the situation gets worse, etc….

Acknowledgments

The authors wish to thank the Belgian Federal Office for Scientific, Technical and Cultural Affairs (OSTC) for their financial contribution to this project under the PODOII program.

References

De Coensel B, D. Botteldooren, T. De Muer, "1/f Noise in Rural and Urban Soundscapes", Acta Acustica united with Acustica 89, 287-295 (2003)

De Muer T, D. Botteldooren, "Fuzzy Noise Maps", Proceedings of the Forum Acusticum, 3rd European Congress on Acoustics, Sevilla, Spain 2002

Giorgi F, L. Leclercq & J.B. Lesort (2002) : A traffic flow model for urban traffic analysis : extensions of the LWR model for urban and environmental applications- In « Transportation and Traffic Theory in the 21st Century, Ed. Taylor, Pergamon, p 393-415.

Hoek G, B. Brunekreef, S. Goldbohm, P. Fischer, PA Van den brandt : Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. The Lancet, 360, 2002, pp. 1203-1209.

MEET 1999. MEET Methodology for calculating transport emissions and energy consumption. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. http://www.inrets.fr/infos/cost319/#7.1

Miedema H.M.E., H. Vos, "Exposure response functions for transportation noise," J. Acoust. Soc. Am. 104: 3432-3445 (1998).

Quadstone (2003) www.paramics-online.com

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport*", Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 149-156

The role of walking in the creation of sustainable transportation strategies

Matthew A. Coogan
New England Transportation Institute, 898 Clay Road, White River Junction VT, 05001 USA
Email: cooganmatt@aol.com

Abstract
The paper examines the relationship between key conditions and the desired outcomes of lowered vehicle miles of travel and increased use of walking. The analysis is based on two major American data sources, the 1995 National Personal Transportation Study, and the 2001 National Household Travel Survey. The patterns of walking are reviewed in terms of traditional socio-economic characteristics, as well as other physical conditions such as urban form, and the existence of public transportation services. The paper documents the impact of varying levels of auto availability on both vehicle miles of travel and use of non-motorized modes of travel. This paper is presented to increase the understanding of how lowered levels of auto ownership impact the generation of vehicle miles of travel, through the intermediate steps of increased use of transit, and, most importantly, the increase of non-motorized transportation.
Key words: *transportation policy, sustainability, mobility management, non-motorized transportation, walking.*

Introduction

Those concerned about the impacts of transportation on the environment are working to develop strategies to encourage a pattern of sustainable transportation. In the United States, much research is now focusing on the details of the physical environment; design elements are being reviewed for their support of both the use of transit and walking. These research efforts range from the macro scale concern with "smart growth" to micro scale details of public park design to encourage walking. In the European Union, a somewhat different approach is being taken: a series of research efforts are focusing on the nature of mobility services that would result in the ability to attain high levels of mobility with lowered levels of auto dependence; (e.g. Project Intercept, and Project MOSES.) The present literature has few contributions which explain in a systematic way the manner in which a more sustainable pattern of transportation may be brought about, with specific understanding of what variables have most explanatory power.

1 – Objectives

The objective of the paper is to document the role of overall mobility strategies and auto availability in policies which seek to decrease total vehicle miles of travel, and increase use of non-motorized transportation. A key question in the study of the relationship between transportation and the environment is the question of the growing level of vehicle miles of travel, and the decreasing role of walking.

2 - The relationship between auto ownership and vehicle miles traveled

In order to understand the impact of strategies that seek to alter travel behavior, it is worthwhile to review the basic relationships between auto ownership and various forms of sustainable travel behavior. This section will first review the nature of the factors that might influence travel behavior,

and explore the relationship of various external factors to both the minimization of auto vehicular dependence, and the maximization of transit and non-motorized trip making. The 1995 National Personal Transportation Survey (NPTS), created by the United States Department of Transportation, (US D.O.T.) data can be used as a reference point in the examination of the logic of comprehensive mobility strategies, and how they might impact the minimization of vehicle miles of travel (VMT). (US D.O.T. 1995)

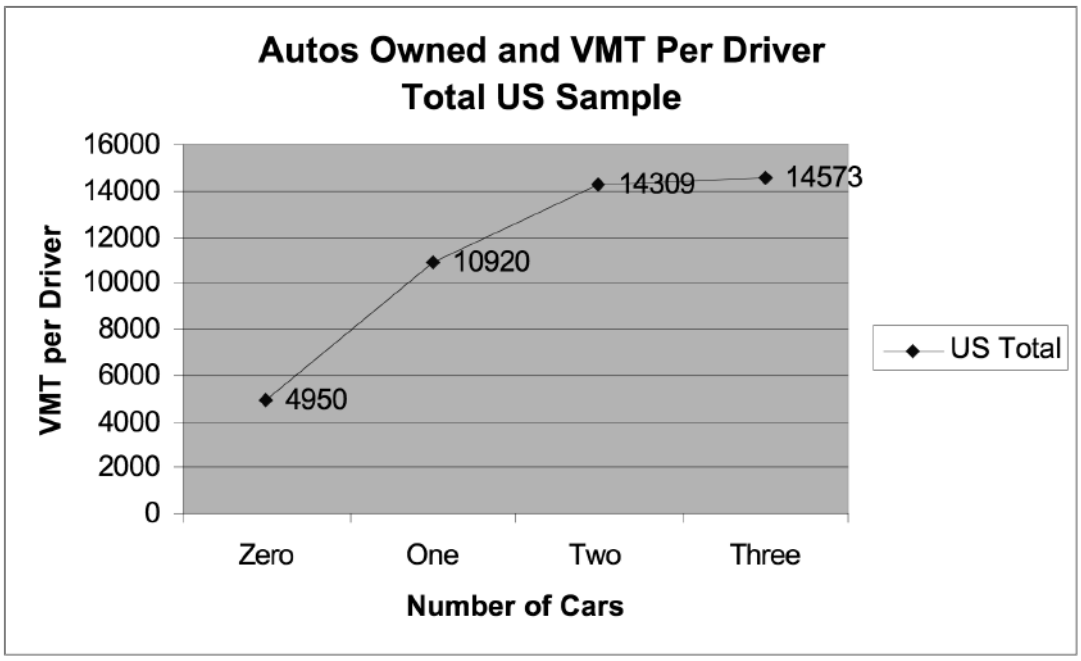


Figure 1: The relationship between autos owned and vehicle miles of travel per driver. Source US D.O.T., 1995

The level of auto ownership has a powerful impact upon the number of vehicle miles traveled. Figure 1 shows that households with one car generate about 24% fewer vehicle miles per driver than households with two cars; households with no cars generate about 55% fewer vehicle miles of travel than those with one car.

To control for the variation in location and number of drivers per household, we can segment the data to look only at urbanized households with two drivers, as shown in Figure 2. The household with two drivers and one car drives about 9,100 annual miles per driver. The household with two drivers and two cars drives about 13,700 miles per driver. The household with two drivers and three cars drives about 14,700 miles per driver. It is clear, then, that while the size of the household (number of drivers) is a relevant factor in the generation of total household vehicle miles of travel, so is the number of cars available. For example, the two-driver family with two cars drives almost half again as much as the two-driver family with only one car available.

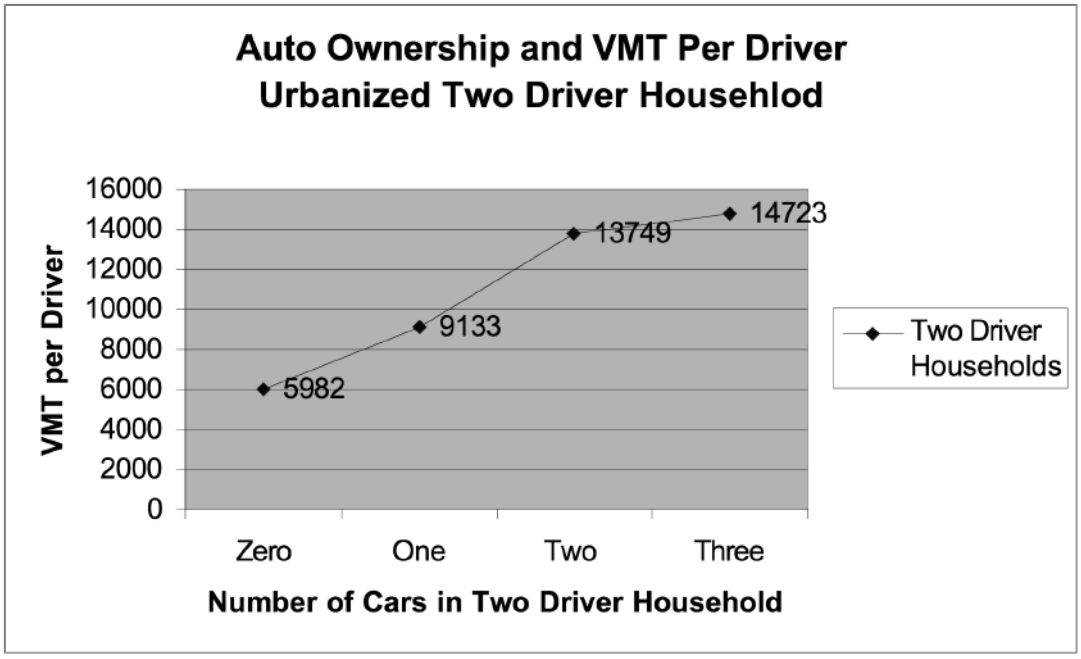


Figure 2: Vehicle miles of travel per driver, holding constant number of drivers and location. Source: US D.O.T., 1995

The American data on the relationship between car ownership and vehicle miles traveled can be compared with similar data collected in Europe. The difference in vehicle miles traveled between the with-car household and the car-less household in urban Switzerland has been documented by Peter Muheim. Looking at an urbanized population he found those living without a car generating about 75% fewer vehicle miles of travel than those with a car. (Muheim, 1998) In the urbanized areas of the United States, those without a car generated about 66% fewer vehicle miles per driver than those with a car.

A reasonable scenario for the role of an assertive mobility program might be to allow the urbanized two-driver family to move from two cars to one; or to allow the one-driver family to move from one car to zero cars. For the households with two drivers, this would move them to an ownership category with 34% fewer vehicle miles generated. For the households with one driver, this would move them to a category with 70% fewer vehicle miles.

The actual change in behavior of the traveler in response to a change in auto ownership level is documented in the extensive work of Muheim, who documented the change in transportation behavior of those who bought a combined mobility package that included both high quality public transportation services, and access to shared automobiles when needed. He documented that for those purchasers of the combined mobility package who changed from one car to zero cars, their annual vehicle miles of travel dropped by 72%. (Muheim, 1998)

The need for multi-element strategies to lower vehicle miles of travel

The available data about the implementation of sustainable transportation reveal a key aspect of the role of transit and auto ownership: the strongest decrease in vehicle miles of travel seems to be associated with the concurrence of more than one supportive condition; i.e. taking transit *and* having low auto ownership, or walking to work *and* having low auto ownership. Those who go to work by car generate about 15,700 vehicle miles of travel per driver per year. Those who go by public mode, generate about half of that. We can observe the combined impacts of mode to work and auto ownership status as complementary elements of a joint strategy to lower vehicle miles of travel:

- Those who take transit to work from one-car households generate 7,600 vehicle miles of travel, while those who take transit to work *and* come from a zero car household generate only 3,900.

- Those who walk to work generate an average of 8,000 vehicle miles of travel, while those who walk to work *and* come from a car-less household generate about 2,000 vehicles miles of travel.

The vehicle miles of travel difference between car ownership and non-ownership categories holds true for those whose financial means would usually allow for auto ownership, if chosen. We can examine the data by holding income constant, and look only at incomes above $60,000.

- In the upper income group, those from a household without a car generate 58% fewer vehicle miles than those with a car. In the upper income group, those from a household without a car *and* walk to work generate 66% fewer miles of travel than those who walk to work from a one-car household.

3 - The role of transit and walking in the sustainable transportation pattern

Clearly, if the kind of public policy being pursued in the European Union can succeed in lowering the number of vehicles owned per household, decreases in vehicle miles of travel will result. To understand the mechanisms which occur to bring this about, it is important to review the role of both transit, and non-motorized transportation in this sustainable alternative. Importantly, the role of auto ownership re-appears in the examination of factors that are explanatory in the increase of both transit and walking.

The new 2001 National Household Survey (NHTS) from the United States Department of Transportation includes more detail on walking behavior than had been previously available from American data. The survey makes possible the examination of both the number of walking trips for all purposes (including exercise) and the mode share of all trips taken by waking. Examination of the number of walking trips taken revealed very little correlation with gender, income, being born outside of the United States, or even amount of internet use. Hispanic Americans had a slightly lower number of walking trips than non-Hispanics. (US D.O.T., 2001)

At the same time, the number of walking trips per week was positively associated with number of transit trips taken, education level, with metropolitan form (ascending from rural to urban), residential structure (ascending from detached single family home to apartment house.)

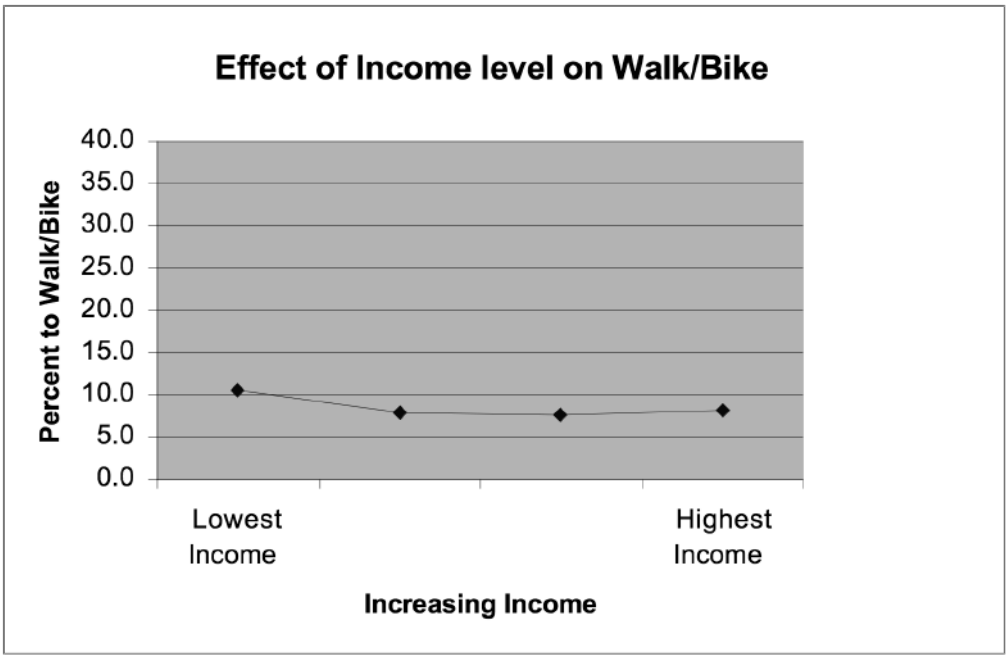


Figure 3: The relationship between income and walk/bike use was not dramatic. Source US D.O.T., 2001

Looking at the more conventional observation of mode share for all trip purposes, it could be hypothesized that that there would be a strong association with income, i.e., that low income persons would walk more than high income persons. Figure 3 shows that there was not a very strong relationship between increase in income and decrease in walking. However, when both income and auto ownership are examined simultaneously, the role of each variable becomes more clear. Figure 4 shows a robust relationship between auto ownership and mode share to walk/bike. For the full sample, the data range from walk/bike mode share of 37% for the zero-auto households down to about 6% for the three-car households.

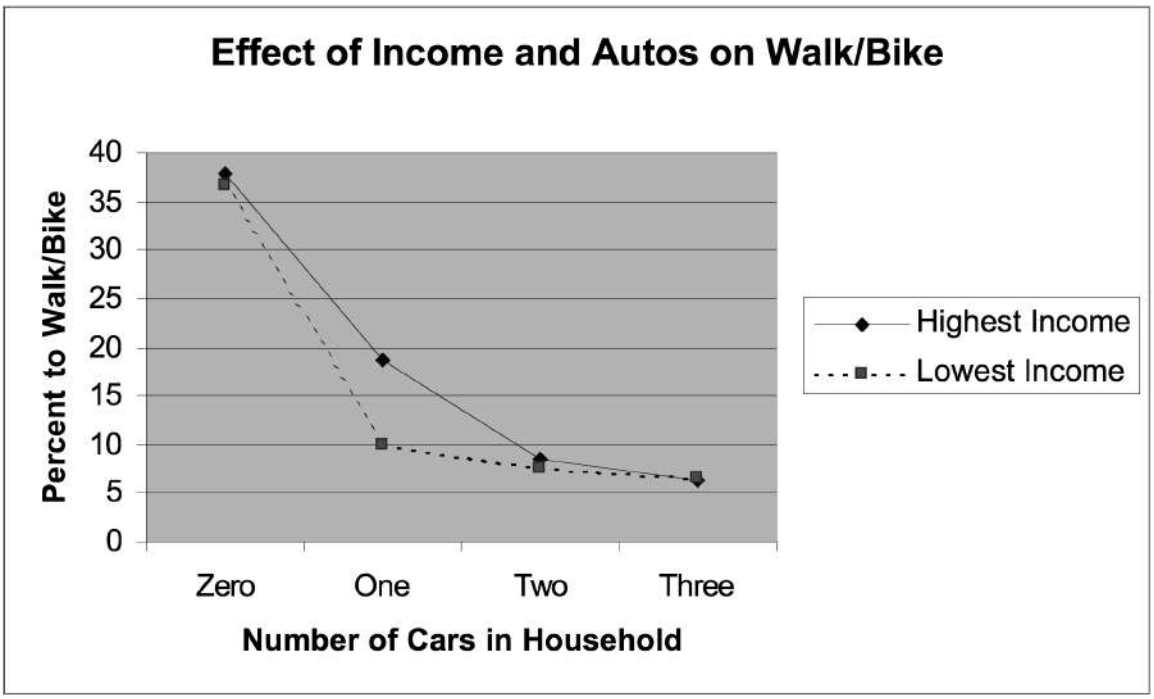


Figure 4: Auto ownership has a profound effect on trips by walk and bike. Source US D.O.T., 2001

The key determinant variable associated with high mode share to walk/bike is the number of autos owned and not level of income. In fact, higher levels of income are associated with higher levels of walking, once the sample is stratified by auto ownership levels. Figure 4 shows the relationship between auto ownership and mode share for the highest income quartile of the sample, and for the lowest income quartile. The graph reveals that, for those households with only one car, the higher income group has nearly twice the mode share to walk/bike as that of the lower income group.

The American data are cross sectional in nature, representing a 'snapshot' at one point in time. It is worthwhile to compare the results with other studies of the same relationship, which are longitudinal in nature, and trace the change in behavior of a fixed sample over time. The Swiss data reveal that those who consciously chose to abandon the car increased their walking rates by about 70%. (Muheim, 1998)

How car availability affects walking

The availability of a car to a member of a household is powerfully associated with the rate of walk/bike tripmaking. Figure 5 illustrates the effect of household auto ownership on walking, stratified by the number of adults in the household. The chart shows that the basic pattern of decrease in walk/bike with increase in number of automobiles holds for all size households. Reading from left to right, the effects of increased auto ownership can be seen. Reading from front to back, the impacts of auto availability to the given individual can be seen. When one car is available to one adult, walking rates are low (6%); when one car is available in a household with three adults, walking rates for that household are above 15%. This tends to show the logic of auto-

availability to the traveler, rather than auto ownership of the total household, as the key mechanism in play.

The effect of auto ownership on walking, by trip purpose

The 2001 American data provide us an improved understanding of the synergistic relationship between the transit trip and the use of walking to accomplish other trip objectives. The number of cars owned in the household is the most powerful explanatory variable in the analysis of mode share of tripmaking to walking and biking. The data reveal clearly that those households living without a car have significantly higher use of walking for all trip purposes than those with a car.

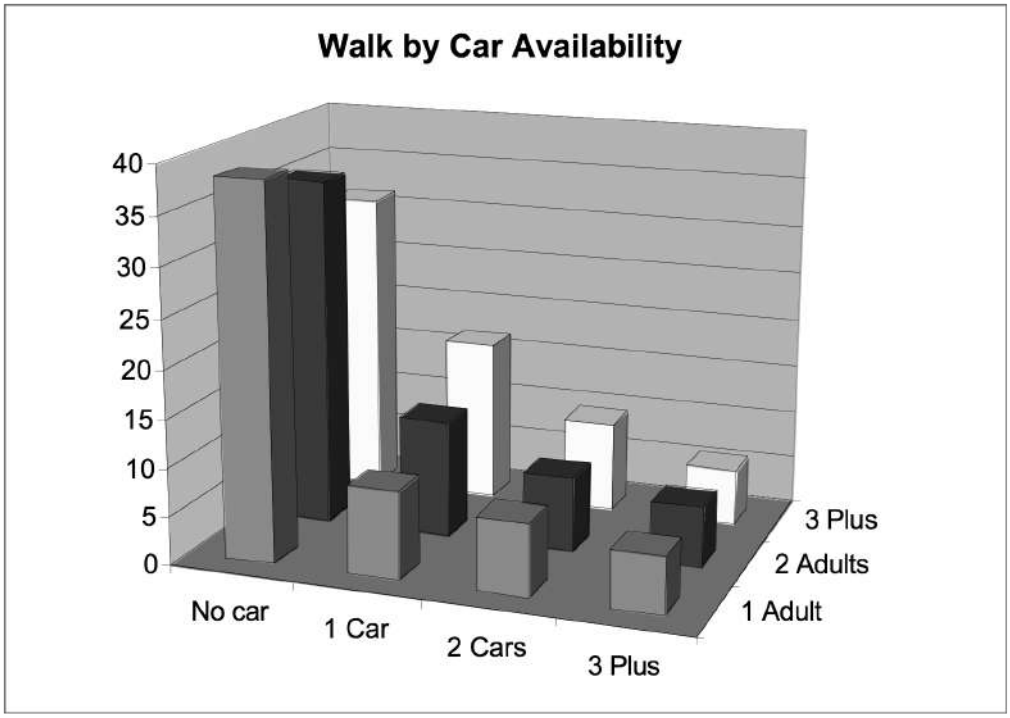


Figure 5: The influence of household size and auto ownership on trip making by walk/bike. Source: US D.O.T.

In Figure 6, for each trip purpose, the left hand bar shows the percent to walk/bike for those in households without a car, while the right hand bar shows the share for those from households with a car. Figure 6 shows that those from households without a car have significantly higher use of walk/bike to buy goods, to go to church, to the library, to visit friends, for meals, etc. For example, zero-car households have walk/bike share of 40% for shopping, 33% for personal business, going out to eat 36%, each of which is markedly higher than the transit share for each category. But, importantly, for the work trip *transit*, not walking is the dominant mode. Transit captures 41% of the work trips of persons from car-less households, while walk/bike captures 26%.

Auto ownership and public transportation use

In the urbanized American data, those without a car consume public transport services at a rate five times that of the one-car household, six times that of the two car household, and nine times that of the three-car households. Muheim found that the urban Swiss car-less population used public transportation at a rate four times that of the with-car population. (Muheim, 1998)

Some key aspects of comprehensive mobility strategies can be observed: for a comprehensive mobility strategy to work, there must a real non-auto alternative for the journey to work, (usually transit) and there must be a physical environment conducive to and supportive of the walking trip. The conditions supportive of these strategies vary considerably by density and urban form. The propensity to live without a vehicle varies considerably by type of residential area. Fully 47% of Americans living in urban settings have less than one vehicle per adult. For persons living in rural,

suburban, and town environment, only 19% have less than one vehicle per adult. Use of non-motorized transportation ranges from 3% in areas under 1,000 persons per square mile to over 18% in areas above 10,000 persons per square mile, rising linearly as density levels increase.

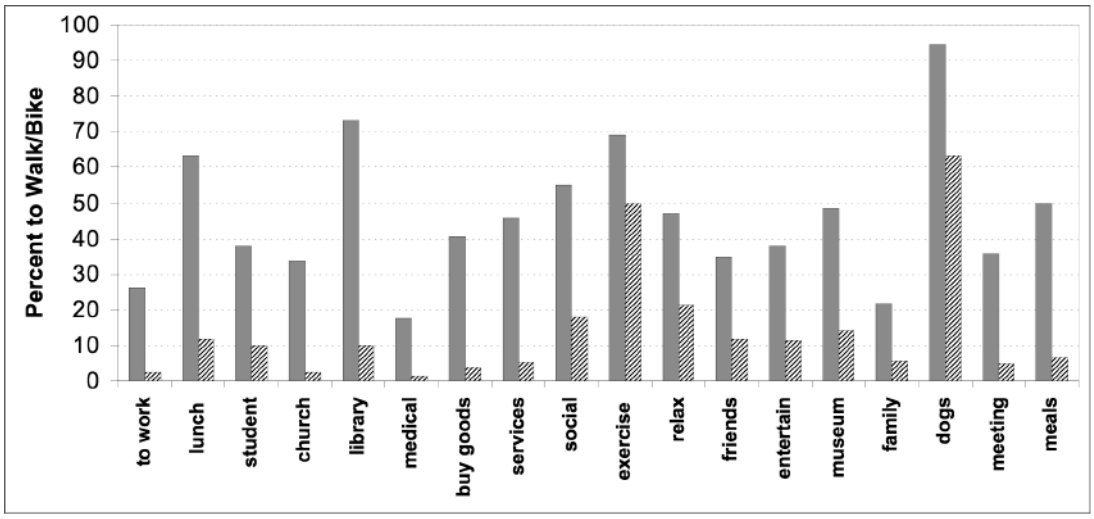


Figure 6: Car-less households (left bar) have higher mode share to walk/bike than with-car (right bar). Source: US D.O.T. 2001

4 - Implications of the research

Those concerned with the global environmental implications of the unsustainable pattern of transportation tend to focus on the rate of generation of vehicle miles of travel. Of all of the variables associated with altering the rate of vehicle travel, it is the level of auto ownership that is most explanatory. When transportation services and conditions are provided which trigger a lowering of auto ownership, it is the substitution of the walking trip for the auto trip which makes the highest contribution to lowering overall vehicle miles of travel.

The implications of the research are potentially far reaching, and suggest a new paradigm for evaluating the impact of various candidate strategies and actions. For each public policy option could now be examined in terms of this question: "Does this activity (policy) lead to the support of mobility with reduced auto ownership?" Are taxi cabs a competitor to public transportation or are taxi cabs part of a larger strategy to reduce auto dependence? What are the effects on auto-availability schemes, such as car sharing, on sustainable transportation behavior? What are the impacts of zoning regulations which mandate residential parking, rather than restrict it?

Conclusion: the need to better understand walking

Studies of transportation services, walking patterns, auto ownership must be examined together to support the formation of sustainable transportation strategies. Insufficient amounts of research have been undertaken concerning the factors that are truly causal in the generation of walking trips, which emerges as the key to a sustainable transportation pattern. Support for more attention to the walking trip is now coming from the public health sector, which has isolated the decline in walking as a key factor in the increase in obesity, and the consequent epidemic growth of diabetes. An early British study was able to draw correlations between the growth in auto ownership rates in Britain, the increase in sedentary behavior and resulting increases in obesity. (Prentice, 1995) In the United States, similar research efforts documenting the importance of walking to public health are now underway. There is an urgent need for increasing the priority placed on research concerning walking, and the other non-motorized modes. This should be done to improve the effectiveness of transportation research, and to deal better with the ongoing work in other sectors to document the key role of walking in the transportation system.

Acknowledgement

The author thanks the Transit Cooperative Research Program for its support of the original research.

References:

Muheim, Peter (1998) CarSharing: The Key to Combined Mobility, Energy 2000 Swiss Energy Office, Bern, Switzerland, p 20 -27

Prentice A., S Jebb (1995): Obesity in Britain, gluttony or sloth? British Medical Journal; 331: p. 437-9

United States Department of Transportation, National Personal Transportation Survey, 1995. Available at www.bts.gov or http://www-cta.ornl.gov/npts/1995/Doc/index.shtml

United States Department of Transportation, National Household Travel Survey, 2001. Available at www.bts.gov or http://nhts.ornl.gov/2001/index.shtml

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport*", Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 157-162

The Specific Problems of Public Transportation in a City of more than 350,000 Inhabitants, Located in a Transition Country in Eastern Europe

Eugene Golgotiu & Adrian Sachelarie
Internal Combustion Engine & Automotive Department, Technical University "Gh. Asachi", 60 av. D. Mangeron, 6600, Iasi, Romania - Tel/Fax: +40.232.232337, email: egolgoti@mec.tuiasi.ro

Abstract
Prior to the events that took place in Romania in December 1989, public transportation in the city of Iasi was fairly well developed since it represented the main means of transportation for the inhabitants. The number of privately owned cars was low and there were only 10 taxis, that were state-owned.
The evolution in the characteristics and the number of vehicles intended for public transportation, be they buses, tramways or trolleybuses, was very surprising.
The statistical study that we present in our work concerns the evolution in the city of Iasi's vehicle fleet over the last 12 years, within the context of the changes that are taking place in Romanian society in transition towards a market economy and that are also affecting public transportation.
The changes are profound and unexpected. The paradox is that the population is turning to public transport (mini-bus) provided by private companies even though the state public transport authority is undertaking efforts to face the competition.
Another paradox stems from divergent trends occurring in EU and Eastern European countries with respect to public transportation. EU countries tend towards a large-scale development of public transportation, which was the situation in socialist block countries 12 years ago. The reasons for investing in new tram or bus lines are obvious: to relieve congestion in the central parts of cities, reduce pollution, and resolve road traffic problems. In Romania, we are witnessing the opposite trend, a move towards increasingly individualised transport, while public transportation is used less and less.
In conclusion, understanding the behaviour of the population of a big city relative to public transportation means is a difficult undertaking that requires thorough pluridisciplinary research.
Key words: vehicle fleet statistics, road traffic, traffic congestion, traffic speed.

1. General evolution of the car fleet

After 1989, the car fleet had a generally positive evolution in the county of Iasi. With the opening of the frontier, an increasing number of Romanians went abroad with the clearly defined purpose of getting a car, this item being the first among their preferences.

In 1994, as compared to 1989, we witnessed **an actual doubling** of the county's car fleet, which is continuously developing at an alarming rate ever since.

A simple comparison between the cars' number in 1987 – approximately **10 cars for 1000 people** – and in 2002 – approximately **131.7 cars for 1000 people** – gives an image of the road boom, a growth of about 13 times of this number, which has an irreversible influence on the city's life and on our life, Documentation 1 (2002). The chart (see Fig.1) shows the evolution of the car fleet in the county of Iasi, where we should mention that the city of Iasi has a share of more than 88%.

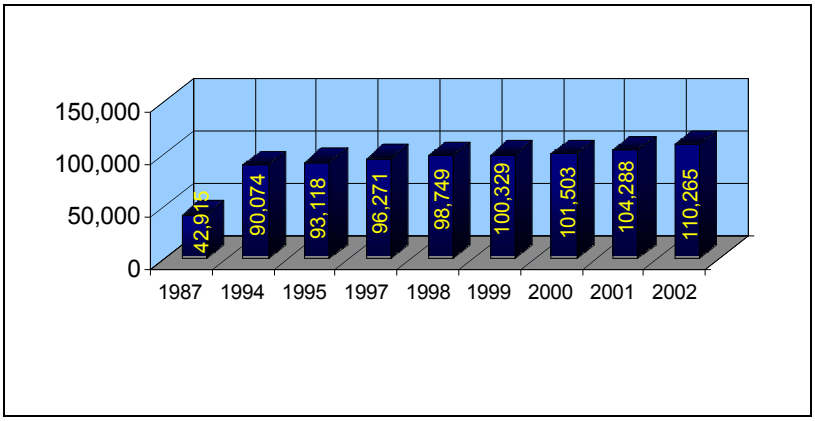


Figure 1: The evolution of the vehicles number in the Iasi County

The quick evolution of our county's car fleet occurred at the same time with the stagnation of the street infrastructure development, which lead to a decrease in the streets' transportation capability down to 50%, caused by the standing cars found almost everywhere.

Other results were the lengthening of the crossroad transiting time, increased fuel consumption and a higher level of pollution. Unfortunately, for more than 15 years, the county's road transportation capacity remained constant. All these effects are daily felt by every participant in traffic.

Considering that the car fleet is on an ascending curve, while the street infrastructure remains unchanged, the local authorities will be pushed towards using various technical solutions to ensure the traffic fluidisation, and the reduction of pollution effects generated by traffic. One way is to create parking areas with vertical tiers nearby especially attractive places (markets, commercial areas, central areas, etc.) Another required solution is the optimisation of timing for existing traffic lights, given that timing has been set with a high degree of subjectivity and is not adapted to the real constantly developing traffic.

2. Current structure

The structure of the car fleet is very important, since it can provide useful information regarding the total number of motor vehicles, the preferred categories, the estimation of transportation capacity for goods and passengers, the estimation of development of new economic activities, suggested by

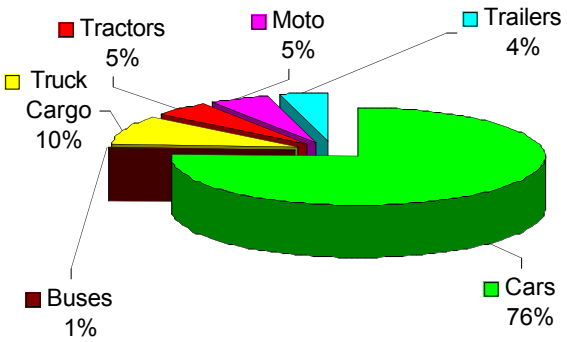


Figure 2: The structure of the car fleet

the increase of certain categories of motorized vehicles. It is also possible to make economical and social analyses from this structure. The Figure 2 shows the car fleet structure at the end of 2001, by categories, Documentation 2 (2002).

Cars registered in the county of Iasi are divided by fuel type as follow (see Fig. 3). During the last

year, a number of cars have been imported that use as well lead free gasoline as liquefied petrol gas. Therefore, this year (2002), six stations with liquefied petrol gas has been put into service in the city of Iasi. It is known that, the continuous changing composition of the car fleet generates new economic activities, like the commercialisation of a new type of fuel, less pollutant and cheaper.

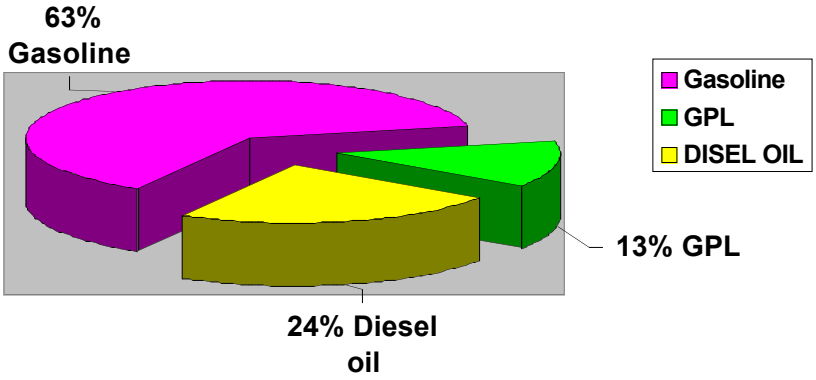


Figure 3: The structure of the fuel type engine of the fleet

3. Economic perspectives

After analysing the variation of cars' number by categories, we can say that the tendencies in the economical activities of people in Iasi are changing – there is a reorientation towards the private passenger transportation, national or international, which is revealed by the increase, in recent years, of the number of minibuses with a total capability below 18 seats (see Fig.4).

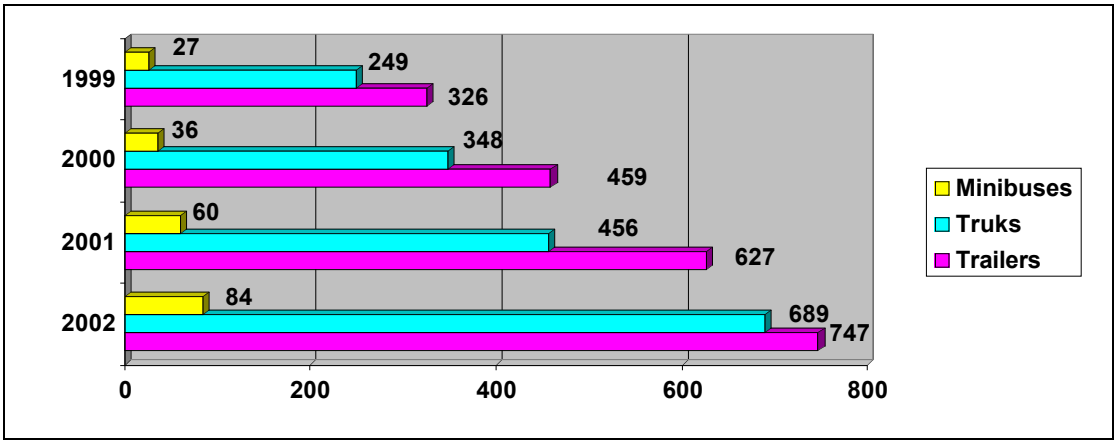


Figure 4: The passenger minibuses and trucks number evolution

In the last three years, the number of these minibuses has tripled. Another interest of people in Iasi is the international goods transportation, Documentation 3 (2002). For the same period, the number of motor tractors with semi-trailers has actually doubled. It is very important to know these tendencies for the traffic simulations and for the design of future arterial roads, with the final purpose of ensuring a fluid traffic and a minimum pollution with toxins from cars' engines.

It should be noticed that, while these categories of motor vehicles are growing in size year by year, the other categories have a constant evolution (motor cycles, motorized utilities, etc.) or are even decreasing in size, as is the case of buses, motorized utilities (from thousands to tens), motor trailers or road tractors from domestic production. Social analyses can be made out of these data.

Another remark resulting from the statistical analysis of the car fleet is that a very large part of

buyers shows an interest in cars with small cylinder capacity.

There are at least two reasons for the distribution of values as in the diagram bellow (see Fig.5). The first one is that, a smaller cylinder capacity means a reduced fuel consumption and, since the prices in Romania for petrol and gas oil seem to have got out of control, the amount of personal budget allocated to fuel are smaller as well. There is also a secondary effect, the reduction of the general level of pollution, because of reduced fuel consumption.

The second reason is the smaller size of the cars with small cylinder capacity. In the need of mobility through the urban congestion caused by the high number of cars and the poor management of the traffic, each participant in traffic seeks to thread their way as easily and fast as possible.

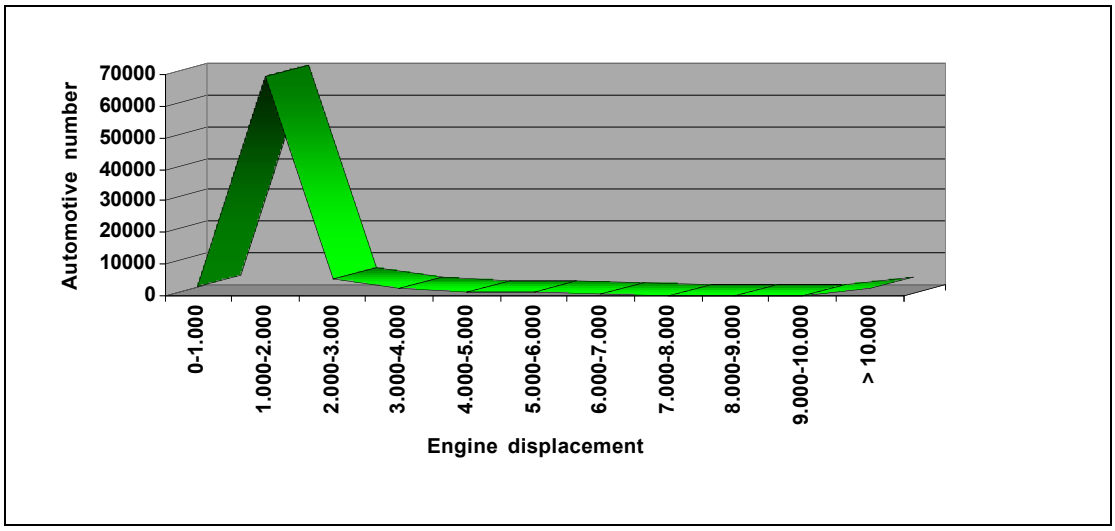


Figure 5: The distribution of the car fleet by the engines capacity

This is easy to do with a smaller car, which implicitly has a smaller cylinder capacity. The growing demand for cars with small fuel consumption and small size is a result of the difficult traffic in Iasi. The effects of this orientation to the future shall contribute to the necessary fluidisation, in order to avoid blocking the crossroads, the streets and the entire traffic itself, Documentation 1 (2002).

The leasing companies also have a special importance, as they come with increasingly attractive offers of instalment sales for cars below 2000 cubic cm, with facilities and guaranties more and more accessible to common people. As for the taxation policy, we can notice an attempt of discriminating taxation, equally favouring the cars with less than 2000 cubic cm.

4. The characteristics of public transportation in Iasi town.

The total length of the public transportation lines is about 574 km (in both directions). The tramway lines represent 208 km divided in 9 routs. The 4 trolleybus lines cover 98 km and other 13 bus lines cover 162 km. The twenty-six public transportation lines cover the entire city achieving links between the city main interest points (administrative, commercial or industrial) and the suburbs. On the whole transportation net, the average distances between two stations are 1000 m. In the central aria this distance drops to approx. 500 m and in suburbs this distance grow up to 2100 m.

The public transportation fleet composition is very heterogeneous, Sachelarie (2002). The 65 buses are SAVIEM type imported from France, ROMAN type made in Romania, and UD112 or UD117 made in Hungary all old fashion, simple or articulated. The average age of the buses fleet is over 20 years old. The transportation capacities is between 24-36 sets, and 73-114 standing up passengers, the average fuel consumption is between 32 and 45 litters /100 km, with an average speed of 20.8 km / h.

The tramway fleet includes 56 vehicles, also old fashion type, narrow railroad, carrying 24-36

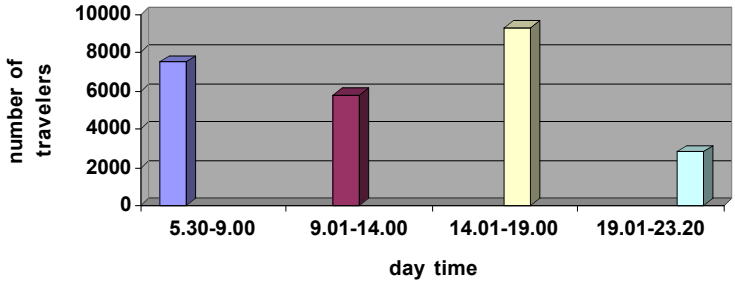
passengers on sets, and 73-118 standing up, with an average speed of 25.5 km/h.

The 32 trolleybuses simple or articulated are able to transport 36 passengers on sets and 114 standing up, with an average speed of 22 km / h.

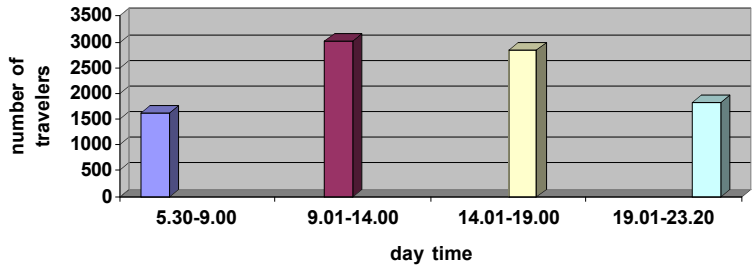
This huge vehicles fleet and transportation net is an inheritance of the forced industrialization era, when a big human mass has to be transported in short time, from the huge block of flats quarter (more than 100.000 inhabitants) towards the two main industrial zones of the city, where more than 150.000 people worked every day.

Today, in this period of transition, the industrial activity **is reduced with approx. 80%**, **but the big public transportation axes of the past are the same**. In consequence, the number of people transported is very low, and the receipts are poor. This is one of the main reasons why the public municipal transportation is in crises.

The private public transportation is represented by 120 minibuses type IVECO, Mercedes SPRINTER, Dailz, VW, and FORD, with 9-15 sets, **all new**. The average speed is 26.5 km / h with



(a) The number of travellers during a working day



(b) The number of travellers during holiday

Figure 6: Traveller's number distribution

an average fuel consumption of 8-13 litters / 100 km. To this fleet we must add more than 1000 private taxicab at a very good price, approx. 0.20 Euro/km.

The economic activities and the services are now spread all over the city surface and/or to the periphery where small economic crowd, generally not in the old industrial areas, grows up. This kind of economic organisation needs an elastic public transportation system, whit small and fast units, exactly the transportation system proposed by the private public transportation.

The needs of transportation are presented in Figure 6, divided on main period of the day. The data was collected on the field, in a total of three weeks period, in different seasons. The results are the average need of public transportation. The busiest days ware found in cold winter period and the less one in august. This transportation necessity is covered now, more than 75%, by the private public transportation fleet, which is very adaptable to the needs of the public.

Conclusions

Because of the decentralisation of the economic activities and because of the spread of the economic activity all over the city, the old transportation system organized after big transportation axes is no more competitive. The number of users is diminished dramatically and his economic efficiency also. On the other hand, the private public transportation with new small transportation units is very adaptable to the needs of this transition period. This study shows that, to survive, the municipal public transportation must concentrate on tramways and trolleybuses, which are capable to adapt more easily to the new conditions, do to the fact that the exploitation prices are very low, if the economic management activities is appropriated.

The private public transportation in our city is very well represented. His development has been very quick; the first mini-buses arrive in Iasi only 4 years ago. The study shows that the private public transportation is a very good solution in this transition period, economically and ecologically. Until now the biggest polluters in the city area was the old buses and the old trucks. Chancing the old fleet with new minibuses which meets EURO 3 standard, it is sure that the environment it will be well protected.

References

Documentation 1 (2002), M.I. – S.E.I.P., Iasi
Documentation 2 (2002), C.C.I., Iasi
Documentation 3 (2002), C.L. of Iasi
Sachelarie A. et al.(2002), Research Contract (2001 – 2002) " The Study of the Characteristics of the Vehicles Traffic in Iasi Town", Iasi, beneficiary, the City Hall.

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport*", Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 163-165

Les routes et l'environnement - les experiences Yougoslaves

Djordje Mitrovic* & Vesna Vladikovic**
*Institut des ponts et chaussées, Save Tekelije 10, 11000 Belgrade, Serbie/Yougoslavie,
Fax +381 11 46 68 66 - email: dormit@Eunet.yu
**Institut des ponts et chaussées, Kumodraska 257, 11000 Belgrade, Serbie/Yougoslavie
Fax +381 11 46 68 66 - email: instput@Eunet.yu

Résumé
La connaisance du public scientifique - technique avec les activités jusqu'à maintenant et les mesures planifiées pour la protection environmentale des influences de la construction, de l'exploitation, de la maintenance et la présence même des routes au territoire de la Serbie et du Monténégro;
La présentation des informations et des données sur: les méthodes appliquées; l'organisation des institutions dans ce domaine; la législation environmentale aux objects d'infrastructure; les activités réalisées;
La rétrospective des expériences jusqu'à maintenant et des directions du développement futur en accord de l'harmonisation des normes et des procédés avec les pays de l'Union Européenne.
Mots clés: *routes, chaussées, environnement, analyse de l'impact, législation, mesures de protection*

Abstract
It is well known fact that the road construction, operation and maintenance may cause tather negative consequences on natural environmental systems, the quality of life for neighboring population and cultural heritage. In order to avoid or at least reduce these impacts, simultaneosly with the preparation of road design, there are oalso actions undertaken in the preparation of environmental impact studies aimed at the definition of endangered ecological potentials, projection of the environmental deterioration rate in the course of operational life – cycle and proposing the measures of protection. This paper is revealing the methodology and the procedures applied in the analyses, encompassing also the experience of Serbia and Montenegro and issues encountered within the working process.
Key-words: *road, environment, impact analysis, legislation, protection measures*

Introduction

Le devoir de la protection environnementale de l′impact du réseau routier et du trafic routier causés par la construction de nouvelles voies de communication et avec l'augmentation des autos par la population, devient de plus en plus important. Les problèmes connus liés au contrôle du bruit routier, et l'influence des produits de combustibilité des moteurs à la population humaine ne sont pas totalement résolus et déjà arrivent les autres problèmes, aussi assez importants. C'est la dégradation des milieux naturels, spécialement des forêts et des marécages, causée de la construction de nouvelles routes, ensuite l'apparition des pluies acides et l'augmentation de la température globale à la Terre, causée par la concentration des gaz des véhicules: Aussi la part de la route dans les émissions de gaz à l'effet de serre est très importante. Nous souhaitons néanmoins que la route ne soit pas désignée comme "l'ennemi" dont viendraient toutes les menaces pesant sur l'humanité.

1 - Presentation des recherches jusqu'à present

Le public scientifique et technique de la Serbie et du Monténègro a commencé s'occuper aux problèmes de la dévastation et de la protection de l'environnement au génie routier des années '70 du siècle dernier. Au commencement les savoirs des sources étrangères étaient présents, et puis viennent les premiers essais domestiques de régistrer et qualifier les impacts des routes – leurs construction et l'exploitation, sur les potentiels écologiques.

A la fin des années '80 arrive l'orientation sociale, dirigée vers la sauvegarde de l'environnement, avec l'organisation du Ministère de la protection de l'environnement. On a adopté certaines normes du domaine de la planificqtion et construction des objects capitaux d'infrastructures, y inclus les routes. Les études de l'impact à l'environnement représent une très bonne base pour la considération des conséquances, que la construction, l'exploitation et la maintenance des routes peuvent causer à l'état de l'environnement. On existe trois phases suivantes en repation du rapport: la route et l'environnement en Serbie et au Monténègro:

- la période jusqu'à l'année 1989. – peu de recherches, inicialiseées, en général, par la population locale, menacée par le bruit; la dégradation de léair et la pollution de l'eau; les analyses de l'impact et les projets de la protection sont finies;
- la période de 1989. au 1992. – commence avec le publication des "Conditions techniques pour la documentation de project des routes locales", les quelles assurent la systèmatisqtion des recherches liées à l'impact des routes à l'enivonnement par les phases de projet; la première étude faite suivant ces directions est "L'étude des impacts environmentaux à l'autoroute E – 75 Subotica - Belgrade" au cadre du plan régional d'espace de cette région;
- de l'année 1992. jusqu'à aujourd'hui – cette periode commence avec l'adoptation du "Régle,ent de l'analyse de l'impact des objects et des travaux à l'environnement" et la publication des "Instructions de l'impact des routes sur l'environnement"; on publie plusieures analyses d'impact au niveau du projet général de la route et des analyses au niveau des projets d'idée des directions routières; les certaines organisations de projet organisent les groupes multidisciplinaires des spécialistes pour les recherches du rapport: la route et l'environnement.

2 - Caracteristiques du procede de la resolution du rapport: la route et l'environnement

On prépare les analyses de l'impact pour les autoroutes et les routes magistrales. Par la loi est définie l'obligation de l'élaboration des analyses de l'impact préalables et detaillés, dépendant du niveau de la documentation de projet. Le contenu de l'analyse est, générale,ent, standardisé et contient ces éléments:

1. La base des recherches, oû sont inclus les ordonnances légales, les documents de plan, les recherches actuelles et la méthodologie de lélaboration de l'étude;

2. Les caractéristiques de l'objet planifié – on défini les frontières de la région recherchée, donne les caractéristiques fonctionelles et géometriques de la voie de communication future, la situation, les profils de la route, la construction de la route, la construction de chaussée et la conception des carrefours et des autres objets de l'infrastructure;

3. Les caractéristiques de l'état actuel – la déscription des potentiels écologiques existants, les caracteristiques géomorfologiques, géologiques de l'ingénieur, géologiques, hydrogéologiques pédologiques les donées sur le climat, l'hydrographie et l'hydrologie, l'état de la flore et de la faune, la concetration de la population, les objets de l'héritage naturel et culturel, l'infrastructure, les influences existantes et les évaluations, sans la construction planifiée;

4. Les impacts de la voie de communication planifiée – on donne à la base des modéles mathématiques, les prognoses du bruit routier, de la pollution aérienne, des vibrations, de la

pollution des eaux de surface et souterraines, de la pollution et de la dégradation du sol. Sont présents aussi les influences aux écosystemes et le microclimat, les pollutions visuelles, les impacts sociaux, les impacts à l'héritage naturel et culturel, le risque des accidents chimiques. On peut dire que le bruit routier est trailé le mieux, tandis que les impacts à la biosphére et les impacts sociaux sont traités au minimum;

5. Les mesures de la protection;

6. L'évaluation des variantes.

Bien que cette forme est acceptée par la plupart des fureaux de projet, lesquelss'occupent de l'analyse de l'imact, on existe les differences méthodologiques et conceptuelles en réalisqtion – le niveau des données collectées sur l'état actuel est différent, dés de l'omission totale de certains paramétres jusqu'à la précision inutile de certains impacts, puis la différence totale dans l'emploi des outils de la modélisation de certains impacts; enfin les résolutions non standardisées des mesures de protection. La cause de cette différence est la manque des instructions d'analyses de l'impact au domaine du génie routier – les instructions existantes ne donnent que les instructions limitées. Généralement, les manques des études de l'impact sont:

- la manque du questionnaire sur la nécessité de l'élaboration de l'analyse de l'impact et dans quel volume,
- la manque de l'évaluation de l'impact environnemental de la constrcution d'objet,
- la manque du plan de monitoring et des activités en cqs de la pollution accidentale sur la nouvelle route,
- la manque de l'analyse des impacts secondaires et cumulatifs,
- le non – usage des mésures de la compensation, comme un des moyens de la protection.

Conclusion

Dans les conditions des effervescenses sociales – économiques importantes pendant les 15 derniers ans dans l'Unité d'Etat de la Serbie et du Monténégro, le processus de l'application des savoirs sur l'environnement était lent. Aujord'hui, grâce aux expériences positives et l'initiative de la communauté internationale, spécialement, de l'Union Européenne, la différence en méthodologie, en savior et en utilisation des procédés liés en résolutiondu rapport: la route et léenvronne,ent, se diminue lentement. Dans ce procédé le rôle important doit appartenir à la Direction des routes de la Serbie et du Monténégro, comme l'institution responsable pour la politique globale de l'administration des routes dans le pays. Pour ce but indispensable la formation d'une unité spéciale de s'occuper des aspects differents de l'environnement dans l'économie routiére. Le devoir de cette unité serait, en outre, la standardisation de tous les procédés, liés au rapport de la route et l'environnement, le monitoring de l'état de pollution au réseau routier et la création de la base de donnée unique sur les matériaux enpoisonnats du trafic, la prise des mésures de sanation, compensation et prévention et, enfin, la meilleure évidence des conséquances de la construction, de l'exploitation, du maintien et de la propre présence des routes causent à l'homme et l'environnement, en général.

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport"*, Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 167-172

Véhicules particuliers et émissions de particules
Programmes ACEA sur les émissions de particules par les véhicules particuliers

Jean-Claude Momique *, Efthimios Zervas ** & Pierre Rouveirolles ***
*PSA Peugeot Citroën, DOGN/CGMP/CED, case n° 084, 18, rue des Fauvelles, 92250 La Garenne Colombes - Tel : 33(0)1.56.47.27.17 - Fax : 33(0)1.56.47.87.80
E-Mail : jeanclaude.momique@mpsa.com
Renault SA, CTL Lardy, 1 allée CORNUEL, Service 66170, API : CTL L26060, 91510 Lardy - Tel: 33(0)1.69.27.84.77 - Fax: 33(0)1.69.27.82.92 - E-mail: efthimios.zervas@renault.com*Renault SA, CTL Lardy, 1 allée CORNUEL, Service 66171, API : CTL L26146, 91510 Lardy – Tel : 33(0)1.69.27.01.88 – Fax : 33 (0)1.69.27.81.40 – - E-Mail : pierre.rouveirolles@renault.com

Résumé
Cette présentation illustre les résultats de deux programmes ACEA (Association des Constructeurs Européens d'Automobiles) sur des véhicules particuliers. Ils démontrent :
pour les technologies diesel :
- une réduction de la masse et du nombre de particules par les technologies "haute pression"
- une distribution de la taille des particules (ou spectre granulométrique) similaire,
- l'efficacité du Filtre à Particules, système de post traitement innovant, qui réduit les émissions de particules à la limite du mesurable.
pour les technologies essence :
- que les émissions des véhicules essence restent faibles.
L'ACEA prévoit un troisième programme de recherche sur la méthodologie de mesure gravimétrique des émissions de particules en regard de l'évolution de la réglementation.
A travers ces programmes, l'ACEA et ses membres démontrent leurs efforts et les progrès technologiques réalisés et contribuent à l'amélioration des connaissances ainsi qu'à la définition de solutions pour améliorer la qualité de l'air.
Mots-clefs : *particules, filtre à particules, tests, émissions, réduction, ACEA.*

Abstract
Passenger cars and particle emissions - ACEA Programmes concerning particle emissions from passenger cars
This presentation illustrates the results of the main ACEA (European Automobile Manufacturers Association) programmes that were carried out on diesel and gasoline-fuelled passenger cars to gather greater knowledge on particle emissions.
Through these programmes, the ACEA demonstrates the efforts and technological progress made by all of the European automakers.
ACEA Programme "phase 1":
In 1999, a first particle emission measurement programme was initiated by the ACEA, with the objective to perform an assessment of the different gasoline and diesel technologies (pursuant to the generalisation of high-pressure fuel injection technologies on the market).
The main conclusions of this programme were:
For diesel technologies:
- a reduction in the mass and the number of particles owing to "high-pressure" technologies,

- the absence of fine particle excess emissions owing to high-pressure diesel injection technologies,

- a similar particle size distribution (or particle-size range).

For gasoline technologies:

- the particle emissions, whether considered as a mass or as a number, are at the limit of what is measurable.

ACEA Programme "phase 2":

In July 2002, the ACEA published the results of its second particle emission measurement programme, in which French automakers also participated. This one demonstrated:

For diesel technologies:

- The effectiveness of the Particle Filter, an innovative post-treatment system, which reduces particle emissions to the limit of what is measurable, both in terms of mass and particle number. This was demonstrated on the standardised rolling cycle and on stabilized operating points.

- The confirmation of the results obtained during the "phase 1" programme concerning the impact of high-pressure fuel injection systems on the concomitant reduction in the mass and particle number.

For gasoline technologies:

- the emissions of conventional stœchiometric gasoline-fuelled cars with indirect fuel injection are confirmed at the limit of what is measurable.

- Direct fuel injection cars emit more particles than their stœchiometric equivalents, even if the quantities emitted remain low, and depend on engine operating conditions.

The ACEA "perspective" programme:

The ACEA is planning a third research programme for 2003 on particle emission mass measurement methodology in view of evolutions in existing legislation. In this way, the ACEA and its members contribute to improving knowledge and help to define solutions to improve air quality.

Keys-words : *particles, particules filter, tests, emissions, reduction, ACEA*

Introduction

Les émissions de particules des véhicules particuliers diesel sont réglementées en Europe depuis 1989.Depuis, les émissions de particules ont été réduites de plus de 90 % au moyen de nombreux progrès technologiques. Parallèlement il est nécessaire de bien évaluer le niveau d'émissions de particules. Pour cette raison, le secteur automobile européen, s'est engagé dans un programme de recherche pour mieux faire état du niveau d'émissions des technologies actuelles. Ceci a été réalisé à travers des essais dont les résultats, présentés ci-dessous, ont été publiés en 1999 et 2002. Ceux-ci concernent à la fois les méthodologies d'essais et la performance des différentes technologies testées que l'on peut rencontrer sur les véhicules actuels.

1 – Moyens d'essais et méthodologies

Ce premier point est essentiel sachant qu'il est important de réaliser une évaluation exacte du niveau des émissions. Des méthodologies différentes ou réalisées selon des protocoles ou avec des matériels divers peuvent produire des résultats discordants dont l'interprétation peut entraîner une confusion. Ainsi le premier programme réalisé en 1999 avait pour objectif de réaliser un état des lieux sur les émissions de particules des technologies moteurs essence et diesel. Il s'intéressait plus particulièrement à l'introduction des nouvelles technologies d'injection à haute pression pour moteurs diesel (injecteur pompe ou common rail) en regard des technologies à préchambre. Le second programme réalisé en 2002 s'intéressait plus particulièrement à des moteurs et des systèmes de dépollution aux technologies optimisées. Ces essais, regroupant des technologies classiques et innovantes de motorisation essence et diesel ainsi que celle de post traitement comme le filtre à particule, ont été répétés afin de s'assurer de leur représentativité. Les véhicules ont été soumis à des cycles de roulage standards et normalisés (Motor Vehicle Emissions Group) ainsi qu'à des points de fonctionnement stabilisés (120, 100 et 50 km/h).

La méthode réglementaire de mesure pour la masse des émissions de particules est la gravimétrie. Celle-ci a été complétée par l'utilisation d'autres outils de mesure de la taille et du nombre :
le SMPS (Scanning Mobility Particle Sizer) et le ELPI (Electrical Low Pressure Impactor). L'analyse a aussi porté sur l'impact de la dilution des échantillons. Cette démarche permet de s'assurer de la représentativité des résultats et d'affirmer l'exactitude des informations présentées ci-dessous.

Pour refléter l'amélioration de la qualité des carburants dans le futur, des carburants essence et diesel à basse teneur en soufre ont été employés (cf tableau 1).

Tous les véhicules ont été testés avec un lubrifiant disponible dans le commerce et préconisé par les différents constructeurs (cf. tableau 2).

CARBURANTS	Diesel	Essence
	D210 F50	CEC-RF-02-99
Densité à 15°C (kg/m^3)	822,1	750,5
Soufre (mg/kg)	<10	<10
Aromatiques (% wt)	20,8	37,49
Saturation (% wt)	79,2	
Benzène (% wt)		0,16

Tableau 1 : Spécification des carburants
Table 1 : Specification of fuels

LUBRIFIANT	
Densité à 15°C	854,6 kg/m^3
Soufre	4760 mg/kg
Viscosité à 40 °C	81,34 mm^2/s
Viscosité à 100 °C	14,19 mm^2/s
Sodium	7 mg/kg
Magnésium	1 100 mg/kg
Phosphore	860 mg/kg
Zinc	1 000 mg/kg
Chlore	0,9 % wt

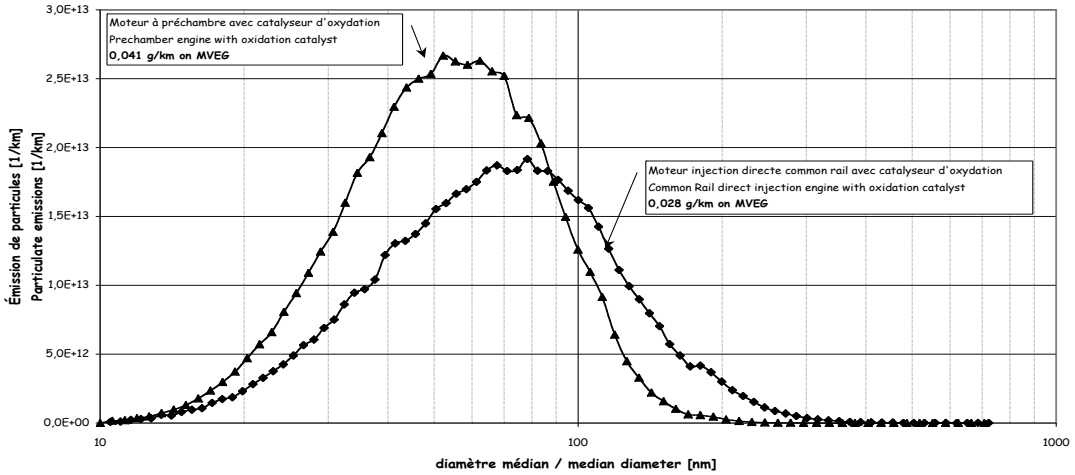
Tableau 2 : Spécification du lubrifiant
Table 2 : Specification of lubricant oil

2 – Caractérisation des émissions particules

Les émissions des véhicules essence conventionnels stœchiométriques à injection indirecte sont confirmées à la limite du mesurable.

Les émissions des véhicules diesel à injection directe sont considérablement réduites en termes de masse et de nombre (cf. figure.1) par rapport à des diesels dits classiques. Cette réduction ne s'accompagne d'aucune surémission de fines particules. Le spectre granulométrique des émissions de particules des technologies "haute pression" est donc similaire à celles d'une technologie diesel dite conventionnelle. On peut constater que le diamètre médian des émissions en particules est compris entre 60 et 100 nm pour les moteurs diesel. Les particules automobiles appartiennent donc à la catégorie PM_{10}, voire $PM_{2,5}$.

Les véhicules équipés de technologie moteurs diesel à préchambre et injection haute pression émettent des particules dans le même domaine de taille ou domaine spectral. Les technologies "haute pression" n'émettent pas de particules plus fines et présentent l'intérêt de réduire de manière significative les émissions massiques de particules (cf. figure 1).



Données extraites des programme ACEA sur les émissions de particules fines des véhicules légers décembre 1999

Figure 1 : Spectre granulométrique des émissions de particules diesel à 50 km/h vitesse constante.

Figure 1 : Particle size distributions of Diesel vehicles at 50 km/h constant speed.

Les moteurs diesel à injection haute pression émettent en moyenne moins de particules en nombre que les moteurs diesel à pré-chambre (cf. figure 1).

Le filtre à particule (véhicule 3 de la figure 2) permet de réduire les émissions de particules à la limite du mesurable que ce soit en termes de masse ou de nombre. Cette performance a été validée à travers de nombreux autres essais en laboratoires : Rototest, MTC, Ademe, ….

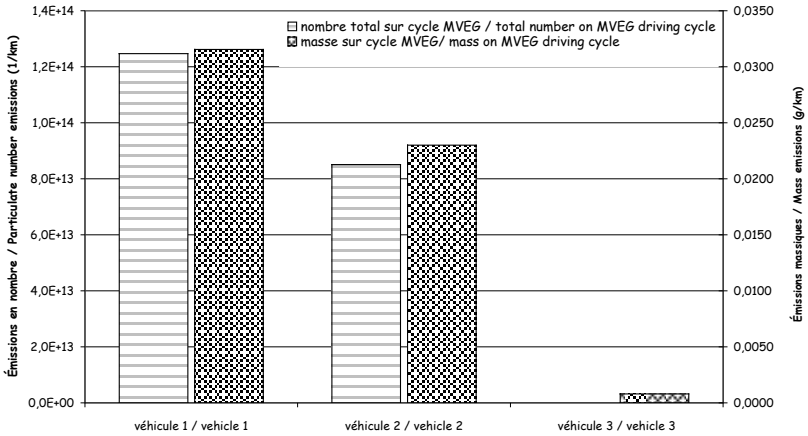


Figure 2 : Masse et nombre total de particules de trois véhicules diesel actuels à injection haute pression.

Figure 2 : Mass and total particle number of three modern and current diesel vehicles.

Les résultats précédents obtenus sur cycle réglementaire en termes de masse et de nombre sont confirmés par des mesures réalisées à des vitesses stabilisées (cf. figure 3 et 4).

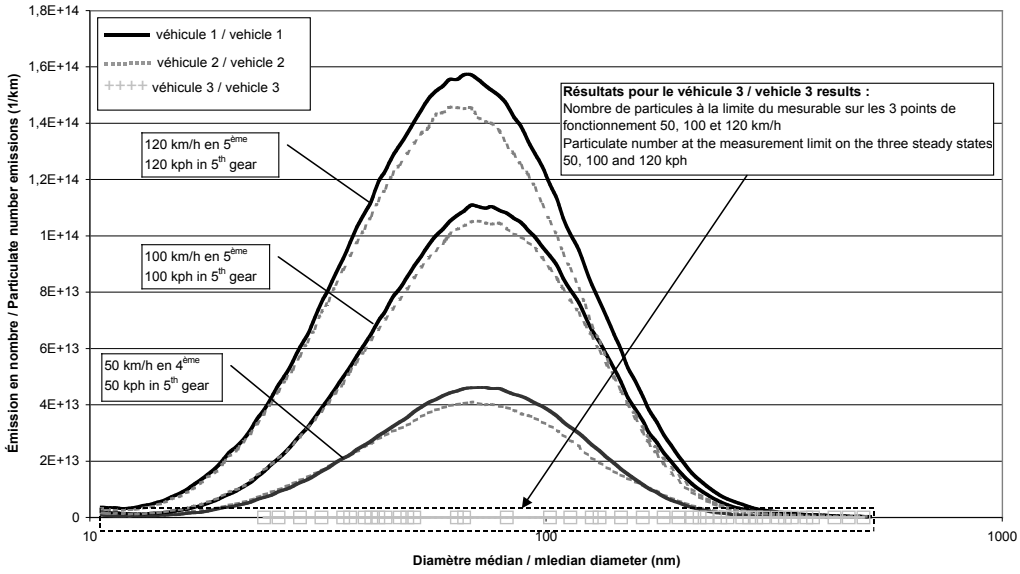


Figure 3 : Distribution granulométrique des émissions de particules de véhicules diesel sur trois points de fonctionnement stabilisé.

Figure 3 : Number size distribution of three diesel vehicles driven on three steady state.

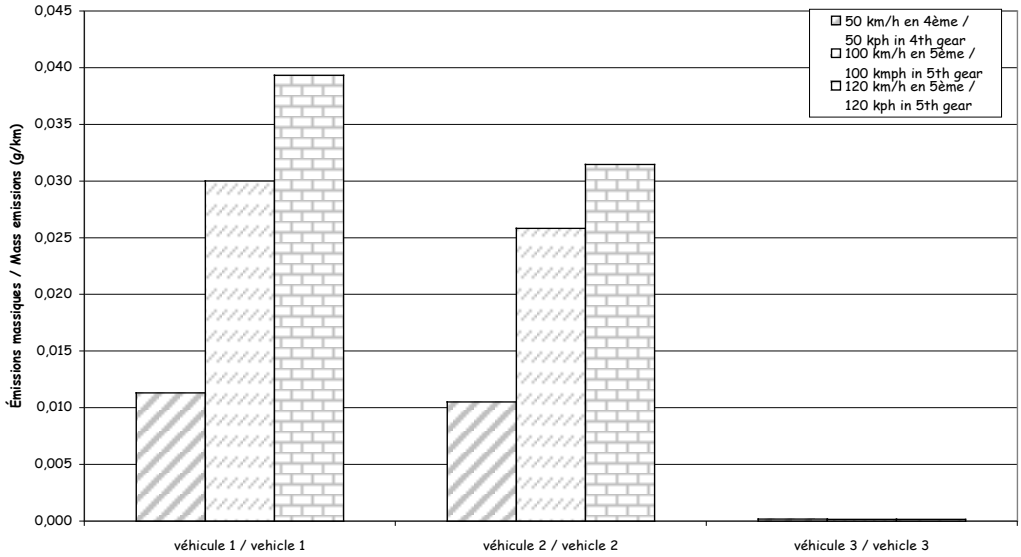


Figure 4 : Masse des émissions de particules de véhicules diesel sur 3 points de fonctionnement stabilisés.

Figure 4 : Gravimetric filter measurements (PM) of three diesel vehicles on 3 steady state conditions.

Les véhicules essence à injection directe émettent plus de particules que leurs équivalents conventionnels. Si les conditions de fonctionnement du moteur influent tout particulièrement sur le niveau des émissions, les quantités des émissions de particules restent très faibles pour ces deux types de technologies (cf. Figure 5).

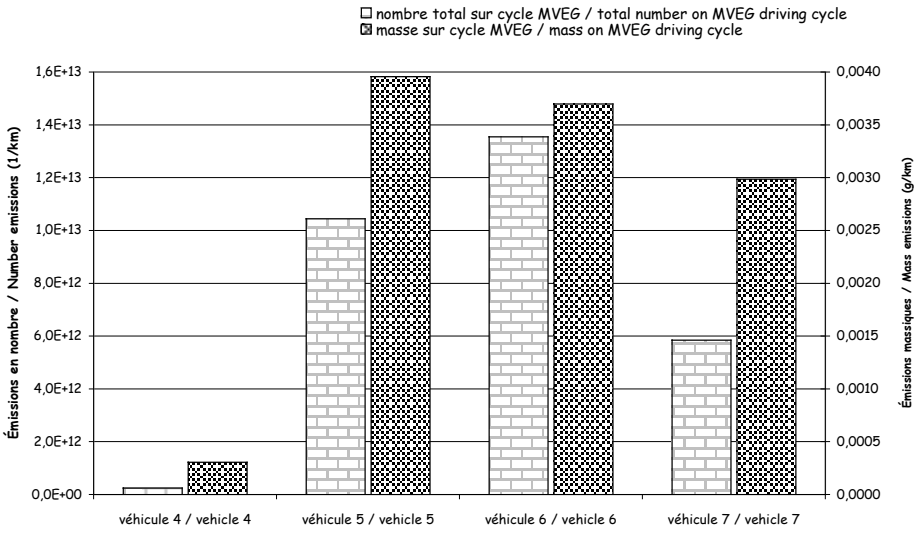


Figure 5 : Masse et nombre total de particules de quatre véhicules essence actuels.
Figure 5 : Mass and total particle number of four current gasoline vehicles.

3 – Influence des carburants

La composition chimique des émissions particules est liée à la qualité du carburant. Les programmes ACEA ont permis de mettre en évidence l'intérêt des carburants sans soufre. Ceux-ci ont un effet quantitatif et qualitatif sur les émissions particules. Ainsi la quantité de la fraction non-soluble des émissions particules diesel est considérablement réduite lorsque du gazole sans soufre est utilisé.

Conclusion

L'effet positif des nouvelles technologies pour contribuer à l'amélioration de la qualité de l'air dans notre environnement est clairement démontré en terme quantitatif et qualitatif. Les émissions de particules des nouvelles technologies sont si faibles qu'il est nécessaire de s'assurer de la légitimité et de la performance des moyens de mesure et des méthodologies d'essais. Pour cette raison l'ACEA lancera prochainement un troisième programme de recherche sur la méthodologie de mesure gravimétrique des émissions de particules en regard de l'évolution de la réglementation. De cette manière l'ACEA et ses membres, notamment PSA Peugeot Citroën et Renault, contribuent à l'amélioration des connaissances et aident à définir des solutions pour améliorer la qualité de l'air.

Références

ACEA (décembre 1999) : programme on emissions of fine particles from passenger cars [1]

ACEA (juillet 2002) : programme on emissions of fine particles from passenger cars [2]

Swedish National Road Administration (janvier 2001) : Emissions of Ultrafine Particles from different types of Light Duty Vehicles

Motor Test Center (avril 2001) : emissions from a diesel passenger car with particle filter : regulated emissions, particle size and number, PAH and nitro – PAH

Ademe (juin 2002) : Peugeot 607 équipées de filtres à particules – Synthèse des mesures d'émissions des polluants et de consommation de carburant en conditions d'utilisation taxi

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport"*, Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003*
proceedings / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 173-178

A model for the estimation of energy consumption and air pollutant emissions from rail transport

Erik Lindgreen & Spencer C. Sorenson
Dept. of Mechanical Engineering, Tech. Univ. of Denmark, Nils Koppels Alle, Building 403, DK 2800, Kgs. Lyngby, Denmark. tlf: +45 4525 4170, fax: + 45 4593 0663, e-mail scs@mek.dtu.dk,

Abstract
A model is presented for the calculation of energy consumption and air pollutant emissions from rail transport. It is based on the estimation of energy consumption from a matirx describing the distribution of speeds and accelerations for operation. It is shown that calculations can be performed on a spatial or temporal distribution of operating conditions. CO2 and NOx emissions are generally predicted within 20 % of experimental values. The influence of matrix size is determined. Typical results are presented indicating the effects of operating speed, number of stops and covering goods wagons on energy consumption and emissions.
Key-words*: Railway emissions, energy consumption, air pollutant.*

Introduction

In evaluating the implications of transport modes on the environment, it is useful to have models based on physical characteristics of the particular mode of transport. This ensures the generality of such models, and simplifies upgrading in accordance with technological developments. This approach has been taken to develop a model for the energy consumption and air pollutant emissions from rail traffic. A model is developed for use ranging from a single train to and entire network.

1 - Approach

A model for simulation and calculation of energy consumption from railway trains is developed and described. The model is developed for simulating transport based on frequency of occurrence of operating characteristics, described by a speed-acceleration matrix. This means that a more simple, statistical transport pattern can be used instead of very detailed transport patterns (Driving cycles). It assumed that operation at any time is only a function of the instantaneous speed and acceleration. That is, each operational mode is assumed to be independent of the other modes and a statistical distribution of operation points can be used for any sized network. Energy consumption can be calculated for each mode and the total energy consumption for a route or network is determined by the amount of time spent in each mode. The order of occurrence of the modes is assumed not to affect operation, requiring only a distribution of operating conditions, not a speed-time history.

2- Physical model

The calculation of energy consumption is based on well-known principles of driving resistance for vehicles (Gillespie, 1992). There are four difference resistances to the motion of a train: 1. Acceleration resistance: $F_{acc} = m \cdot a$, 2. Gradient resistance: $F_g = m \cdot g \cdot sin(\alpha)$, 3. Rolling resistance: $F_r = f_r m \cdot g$, and 4. Aerodynamic resistance: $F_a = \frac{1}{2} C_a \cdot \rho_o \cdot V^2$.

Of these resistances, 3 and 4 are dependent on equipment design, and vary from train to train. Methods for the estimation of these parameters are available in the literature (Mehlhorn, 1995). In

addition, reasonable estimates can be made if so-called coast-down data are available, that is speed time history for a flat section of track with no breaking.

Given an operating condition, the energy consumption rate required for moving a train is: $\dot{E}_{tr} = (F_{acc} + F_g + F_r + F_a) \cdot V$. This can be considered delivered energy at the wheels, which must be produced by a prime mover, either a diesel engine or an electrical power generation unit. The primary energy consumption is $\dot{E}_{pri} = E_{tr} / \eta_{pri}$. Given a speed and acceleration, it is possible to calculate the energy consumption at a given driving condition. Average speed and accelerations within a matrix element are used. By dividing the operation into a matrix of speeds and accelerations, it is possible to calculate the energy consumption and emissions for any driving cycle by summing up the energy consumption for the individual conditions, weighted by the frequency:

$$E_{tot} = \sum_{i=1}^{N_{MODE}} \dot{E}_i(t) \cdot f_i(t) = \sum_{i=1}^{N_{MODE}} \dot{E}_i(x) \cdot f_i(x)$$

The description of the driving behaviour can be made on a second-by-second basis, but if driving modes are assumed to be independent, then the only thing required is a corresponding distribution matrix of the operating conditions. That is, the sequence of operations is assumed not to be important, only their frequency. Figure 1 shows a typical distribution. In this case only positive accelerations were included, since energy consumption during braking was assumed negligible, consistent with the actual trains analysed.

It is also possible to construct distribution on a spatial basis. That is, of the total driven km, what percentage is driven at a given speed and acceleration for example. This approach can be advantageous where one knows the times and distances from a timetable for example. A disadvantage of this approach is the time when the train is stopped. No distance is covered, yet some energy is consumed, and emissions produced. Normally the amount of stop time for a route is small, and the emissions low, but a special method for emissions when stopped must be used if they cannot be ignored.

In the modelling work, basis operating pattern frequency distributions have been developed for a

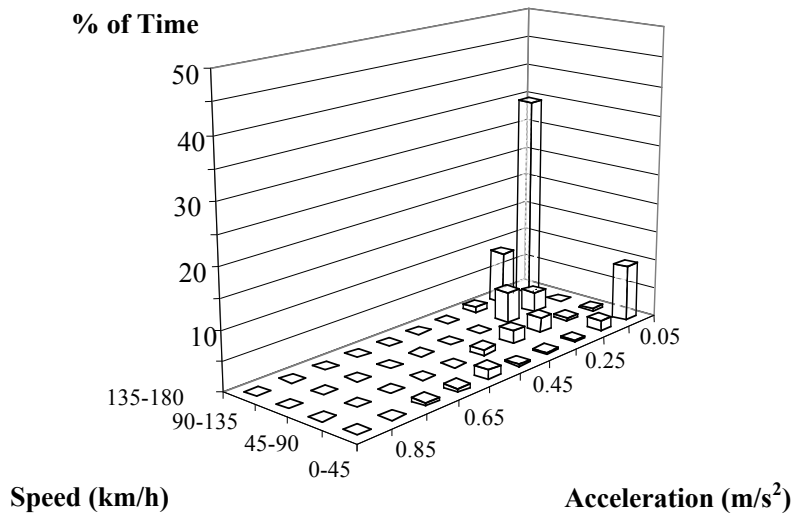


Figure 1: Temporal operating condition frequency distribution for a Danish Inter city train.

number of train types, primarily Danish at this stage. Operation here involves only small gradients. It is straightforward to change to other types of operation, provided one has access to driving patterns for that type of train.

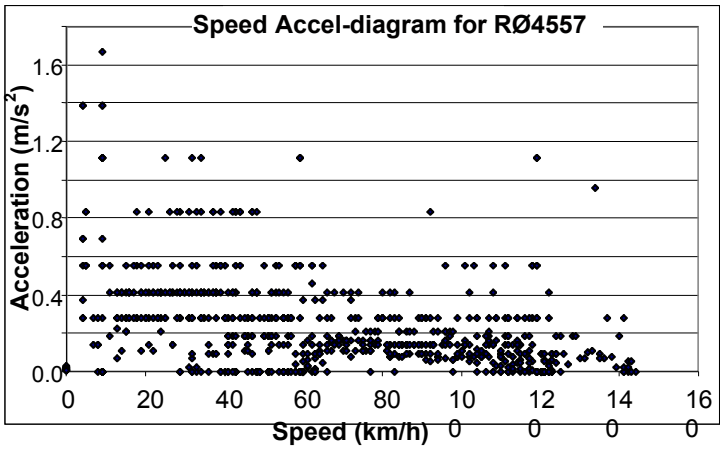


Figure 2: Speed - acceleration distribution for a regional train.

This approach can be used for a single train on a single line, or for a given type of trains (similar physical parameters) for a national or international network. For comparison, it is advantageous to use the same basis model for different scales. This reduces potential bias from different modelling approaches.

Technology can easily be incorporated in a physically correct manner. Train weight is obvious, but changes in rolling and aerodynamic resistances can also be applied

It is necessary to select a size for the matrix elements, that is, the resolution of the speeds and accelerations. An operation with a regional train was selected for evaluation because of a large range of speeds and accelerations. The distribution for a single operation is shown in Figure 2. The speeds were divided into 2, 3, 5, 10, 15

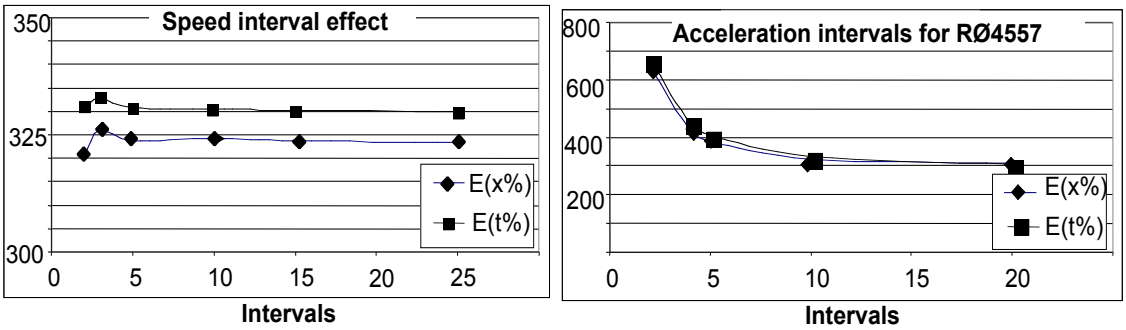


Figure 3: Effect of matrix resolution on the calculated energy consumption of a regional train. The units of the energy consumption are kJ/ton-km.

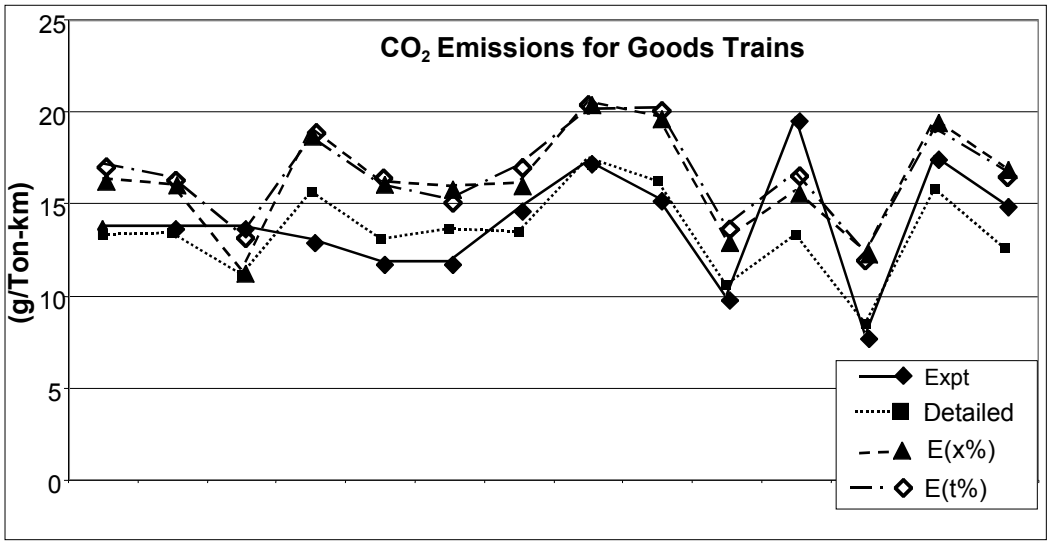


Figure 4: CO_2 Emissions for diesel locomotive powered goods trains, a comparison of different calculation methods with experimental results.

and 25 intervals, and calculations performed with 10 acceleration intervals. Then the accelerations were divided into 2,4, 5, 10 and 20 intervals and calculations were performed with 15 speed intervals. The effect of matrix resolution is shown in Figure 3, which shows that above 10 acceleration intervals and about 5 speed intervals, the results are not dependent on matrix resolution. There is little difference whether calculated on a speed or spatial distribution. The low sensitivity of the speed interval is probably due to the train being a regional train, and even though there are many speed levels, energy consumption is dominated by that used for the accelerations. In general, it is recommended that at least 15 speed intervals and 10 acceleration intervals be used.

3- Model tests

In order to check the validity of the model, calculations were performed to compare calculated and experimental values of energy consumption and emissions. The types of calculation were made: 1. A detailed, second by second calculation of the driving pattern of the train, using driving resistance types 1, 3 and 4; 2. A matrix based approach using the temporal distribution and 3; A matrix based approach using the spatial distribution. Experimental results were obtained from a power collective and operating mode dependent emissions factors provided by DSB. Only diesel train data were available. In principle, the energy consumption to move a train is independent on the propulsion type (Georgakaki, *et. al.*, 2002). For the calculations, average fuel based emissions factors were applied to the energy consumption (Jørgensen and Sorenson, 1997). Figure 1 shows CO_2 emissions for this comparison for a series of goods trains. The agreement between all methods is good, and in general, the changes in emissions as a results of operating conditions, are also well predicted. Figure 4 shows similar results, but it this case for NO_x emissions from locomotive powered passenger trains. Again, the model predicts emissions levels and trends in an acceptable fashion.

For a more complete picture, comparisons are shown in Table 1 for three different types of trains. Average powertrain efficiencies have been applied for the locomotives. The first row shows that the energy consumption is predicted to within 15%, no matter which simulation method is used. Similar results are obtained for CO_2 emissions, as expected, and NO_x emissions. Particularly for CO_2 the use of an average fuel specific factor is acceptable, but also for NO_x this approach works well.

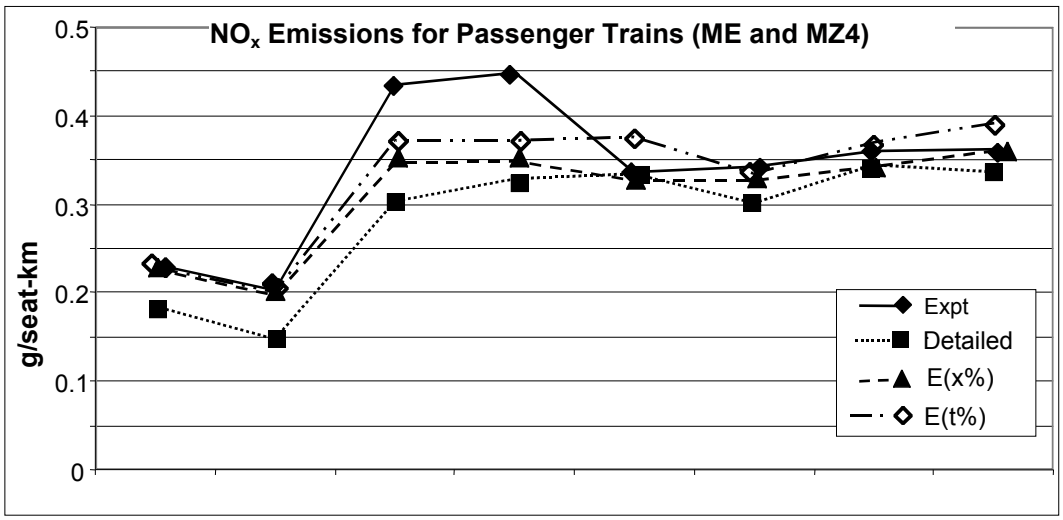


Figure 4: NO_x Emissions for diesel locomotive powered passenger trains, a comparison of different calculation methods with experimental results.

The other emissions are known to be more sensitive to operating conditions, and Table 1 shows that the variations of these predictions of these emissions is larger than the energy, or CO_2 and NO_x emissions. The worse agreement is in the case of HC emissions, which are known to be particularly engine sensitive. While it may be tempting to consider mode dependent emissions factors for the CO, HC and PM in the matrix approach, it must be realised that these emissions are sensitive to

specific engines and also to the individual adjustment and condition of each engine within an engine type. An extensive database would be necessary in this case, and there would still be a large degree of variation, as there is in the case of road emissions from automobile fleets.

The model can be applied either to a time distribution or a spatial distribution of operating modes. The energy consumption matrix is based on the percentage in each acceleration-speed block in relation to the total transport pattern. Calculation of the energy consumption is based on the use of physical parameters for determining train energy needs, that is rolling resistance, aerodynamic resistance, and acceleration.

	Motor Coach			Loco Power Passenger			Goods		
Emission	Detail	E(x)	E(t)	Detail	E(x)	E(t)	Detail	E(x)	E(t)
Energy	0.85	0.97	0.98	0.85	0.93	0.99	0.91	1.11	1.13
CO_2	0.90	1.02	1.03	0.84	0.92	0.98	0.98	1.20	1.22
CO	0.73	0.83	0.84	1.11	1.23	1.31	1.25	1.54	1.56
NO_x	0.99	1.13	1.15	0.84	0.92	0.98	0.90	1.10	1.12
HC	0.38	0.43	0.43	1.26	1.40	1.48	1.22	1.50	1.52
PM	0.97	1.11	1.12	1.51	1.66	1.76	1.41	1.73	1.76

Table 1: Comparison of average relative energy consumption and emissions predicted by a detailed (second-by second) calculation and by matrix calculations based on spatial and temporal distributions of operating conditions. Values indicated are relative to those from an operating collective using mode specific fuel consumption and emissions factors.

4 - Results

The simulation has been used to evaluate the effects of changes in operating conditions of some trains. Since fuel based emissions factors are used, predicted emissions reductions will be proportional to predicted energy consumption reductions

Simulations have been performed for three different types of trains on the 46km long Coastal route between Elsinore and Copenhagen Central. A non-stop express train consumes 50-56% less energy compared to an ordinary ”regional” trains stopping at all stations. Conforming to this, a train at peak hours having a limited number of stops consumes 20-36% less energy compared to the ordinary ”regional” train stopping at all 12 stations.

Simulations have been carried out for three different maximum speeds of 140, 160 and 180 km/h for the Danish InterCity train, on the 108 km route between Copenhagen Central and Korsør with 4 stops. A decrease in speed from 180 to 140 km/h results in a decrease in energy consumption of 20-25%. Likewise a decrease in speed from 180 to 160 km/h gave a decrease in energy consumption of 10-14%.

Since the model includes technology based factors, some equipment based effects can be investigated. The reduction in energy consumption through covering the wagons of an ordinary freight train to become homogeneous has been calculated. On the average the reduction is 2-6%, which is considered low compared to the problems of carrying out the covering in an actual situation.

Conclusion

1. The model and the principles have been tested by comparison between the calculated energy consumption and emissions for a series of selected train operation profiles on one side and corresponding data for the same transports calculated by DSB on the other.

2. For the passenger trains the deviations relative to the figures of DSB were on the average 7-8%.

The largest discrepancy is close to 15%. For the goods trains the average deviation from the calculated figures of DSB was 15%, with single discrepancies of up to 25%.

3. The model has been applied for analysis of several actual problems connected with transport by train and the relation of these to energy consumption and emissions.

Nomenclature:

a	Acceleration - m/s^2
$\dot{E}$	Energy consumption rate, kW
DSB	Danish State Railways
f	Frequency of occurrence
F	Force - N
HC	Hydrocarbon
PM	Particulate matter
t	Time - s
V	Velocity - m/s
x	Distance -m, km
η	Efficiency

Indices:

a	aerodynamic
acc	acceleration
g	gradient
pri	primary
r	rolling
tr	train

Acknowledgments

The authors would like to thank DSB for supplying train data. This work was partially supported by European Commission, under the Fifth Research and Technological Development Framework Programme, contract 1999-RD.10429, the ARTEMIS project.

References

Jørgensen M, Sorenson SC (1997), "Estimating Emissions from Railway Traffic", DG-VII contract N°: ST-96-SC.204, MEET project Deliverable 17, Report No. ET-EO-97-03, DTU, Lyngby, Denmark, p 85-95.

Gillespie, Thomas D., (1992) Fundamentals of Vehicle Dynamics, Society of Automotive Engineers, Warrendale, Pa, p 79-116.

Georgakaki, A., Coffey R., Sorenson S.C. (2002): Development of a Database System for the Calculation of Indicators of Environmental Pressure Caused by Railway Transport, TRENDS Project Final Report to the European Commission – DG TREN, Report No. MEK–ET–2002–03, DTU, Lyngby, Denmark, p 15-18.

Mehlhorn, G. (ed.), (1995) Der Ingenieurbau: Grundwissen [3] Fahrdynamik, Verkehrsfluβ, Ernst & Sohn, Berlin, 1995. p 1-30.

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport*", Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 179-184

Recyclage dans la route : vers une économie des ressources naturelles ?

Agnès Jullien*, Anne Ventura*, Simon Bebien, Pierre Moneron*, Céline Lachet & David Gaillard*****
*Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, Unité Technologies du Génie Civil et Environnement, Cellule Développement Durable, route de Bouaye BP 4129, 44360 Bouguenais, France
Fax +33 2 40 84 59 92 - email : agnes.jullien@lcpc.fr
**Parc Routier de Blois, 79 avenue de Châteaudun, 41000 Blois, France
***SETRA, 46 avenue Aristide Briand, BP 100, 92223 Bagneux, France

Résumé
Le recyclage dans le domaine routier devenant une activité industrielle en expansion du fait des dispositions législatives actuelles, il semble important d'évaluer ses impacts sur l'environnement. Cette étude tente de mettre en balance les économies de certaines ressources naturelles effectuées grâce au recyclage, face à d'éventuelles consommations d'autres ressources lors des étapes de tri, conditionnement et transports. Elle présente une partie des résultats du chantier expérimental de la RN 76. Il s'agit du recyclage de planches de demi-chaussée, fraisées sélectivement afin d'obtenir des fraisats triés et conditionnés en place, recyclables directement en Centrale à chaud, et mis en œuvre à quatre taux de recyclage différents : 0, 10, 20 et 30%. La méthodologie d'étude utilise les principes méthodologiques de l'Analyse de Cycle de Vie en répertoriant les flux entrants et sortants du système étudié.
Keys-words*: recycling, hot mix asphalt plant, natural resources depletion, reclaimed asphalt pavement, goods transport*

Abstract
Recycling has nowadays become a growing industrial activity, which can cause its own environmental impacts. This paper tries to compare savings of natural resources thanks to recycling, face to extra consumptions caused by selecting, packaging and transporting operations. It presents results obtained from the RN 76 experimental roadworks. This experiment consisted in milling the surface and binder courses of 4 sections of road in order to produce readily conditioned bituminous aggregates (Fig. 1 and 2). These were directly recycled at four different recycling rates (0, 10, 20 and 30%) into a hot mix asphalt plant, for a new pavement realisation. The Life Cycle Analysis methodology was used to index consumptions and productions of resources (Fig. 3). Production of such Reclaimed Asphalt Pavement bituminous aggregates was found to consume less bitumen and natural aggregates but more water and steel (essentially due to the milling operation), and to generate less wastes, when increasing the recycling rate. The fuel consumed by construction equipment and trucks, was surprisingly found to decrease with increasing recycling rate. This could be explained by the quantities of materials and the distances that were specific to that construction site. The authors remind that the hot mix asphalt plant, which was a part of the experimental system, is not taken into account in that paper, but in separate papers of Jullien A. et al. (2002), Jullien et al (2003), and that it might modify final results. Keeping in mind the objective of facilitating decision making, such studies should be extended to other recycling cases (industrial by-products, in situ recycling…), and transports should be parameterized in order to discriminate mechanical equivalent solutions.

Introduction

Les dispositions législatives parues au Journal Officiel (1992), visant à limiter la mise en décharge dès juillet 2002 aux seuls déchets ultimes, doit permettre l'essor de l'utilisation de matériaux recyclés dans les routes. Le recyclage est devenu une activité industrielle, dont chacune des étapes est consommatrice de ressources, et peut générer des nuisances et des rejets dans l'environnement, McDougall F.R. et Hruska P. (2000), Mroueh U.M. et al (2001). En effet, l'utilisation de sous-produits industriels implique des étapes, selon les cas, de tri, de traitement et de conditionnement. A ces étapes, qui peuvent s'effectuer, selon le sous-produit, sur des sites différents, s'ajoutent des phases de transport dont l'importance est, dans certains cas, présentée comme rédhibitoire. Afin de pouvoir discerner les intérêts de chaque solution et de permettre une prise de décision éclairée, il convient d'aborder l'activité recyclage de façon globale, en mettant en balance notamment les gains de certaines ressources naturelles (granulats…), par rapport aux sur-consommations des autres (énergie…). Cet article présente les résultats d'économies et de consommations en ressources naturelles, obtenus lors du chantier expérimental de réfection de la RN 76, réalisé en 2001, dans le cadre d'un partenariat LCPC-SETRA-DDE41. Une solution de recyclage particulière a été étudiée : celle des fraisats d'enrobés issus du fraisage sélectif d'une chaussée, recyclés directement à chaud en centrale d'enrobage, et réintroduits dans la mise en œuvre pour quatre taux de recyclage différents : 0%, 10%, 20% et 30%, Jullien A. et al. (2003). L'étude a été focalisée sur la couche de liaison. Les données disponibles de consommations d'engins datant de plusieurs dizaines d'années, Epps et al (1980) et Bouzigues M. (1981), ce chantier a aussi fourni l'occasion de les actualiser en réalisant des mesures expérimentales.

1 – Présentation générale du chantier

La localisation du chantier RN 76 a déterminé les distances entre les différentes sites, qui ont été prises en compte pour les différentes étapes de transport par voie routière (Figure 1). Le principe du fraisage sélectif de l'ancienne chaussée (Figure 2) a consisté à fraiser la couche de liaison à une vitesse lente, pour produire des fraisats d'enrobés de « classe a » selon la norme XP P 98-135 (2001), de composition homogène et de granulométrie adaptée à un recyclage direct.

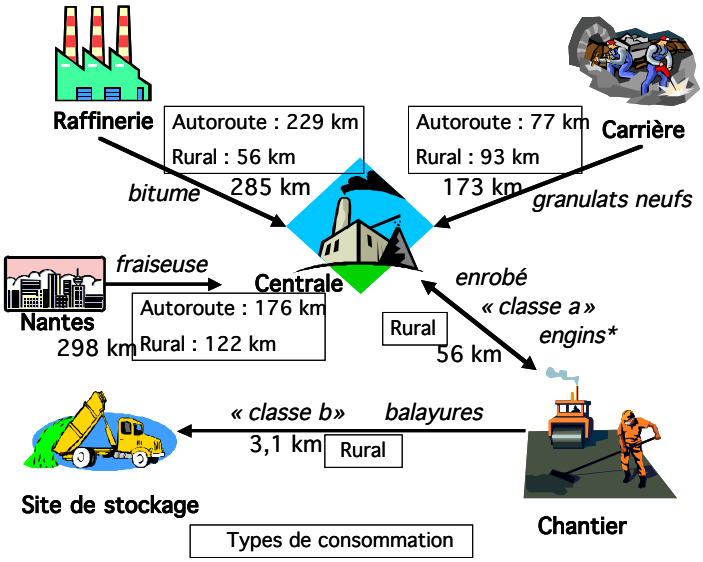


*Figure1 : Description des différents sites et transports associés du chantier RN 76 - *tous les engins sauf la fraiseuse*

Figure 1: Description of the transports according to the specific location of the construction site - *all equipment except pavement profiler

Les passes de fraiseuse effectuées sur les deux couches ou à vitesse rapide (Figure 2), produisent des fraisats de « classe b », selon la norme XP P 98-135 (2001), et destinés, dans le système étudié, à un stockage temporaire.

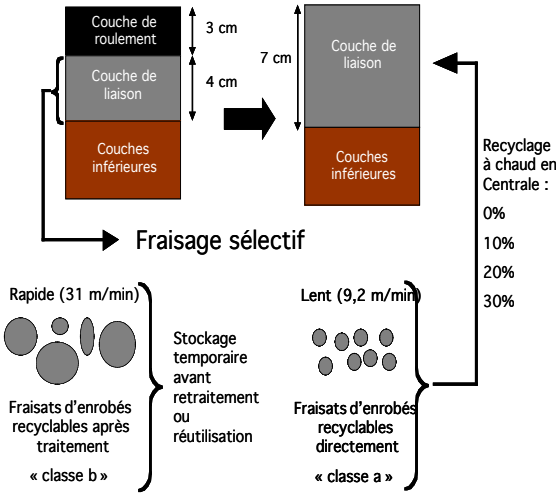


Figure 2 : Description du principe de recyclage des agrégats par fraisage sélectif

Figure 2: Description of the principle of the recycling of aggregates by selective milling with a pavement profiler

2 – Méthodologie d'étude des flux en ressources naturelles

La méthodologie de l'Analyse du Cycle de Vie a été appliquée afin de comparer les différentes solutions de recyclage en terme de consommations en ressources naturelles. Le système global du chantier expérimental RN 76 ainsi qu'en encadré, le sous-système concernant cet article, sont schématisés sur la figure 3. Les mesures de consommations en gazole effectuées lors des différentes tâches opérationnelles du chantier ont été rapportées à l'unité fonctionnelle, choisie comme étant une planche de demi-chaussée de 150 x 3,8 m. Comme on pouvait s'y attendre, la plupart des consommations mesurées se trouvent inférieures de 20 à 80 % aux anciennes valeurs statistiques disponibles, Epps et al (1980) et Bouzigues M. (1981). Les autres consommations prises en compte sont celles en gazole des camions de transport, calculés en fonction des données du CERTU (1997) rapportées dans le Tableau, du bitume et des granulats naturels utilisés pour la fabrication de l'enrobé, de l'acier consommé lors de l'usure des dents de la fraiseuse et de l'eau consommée par les étapes de fraisage, balayage et compactage.

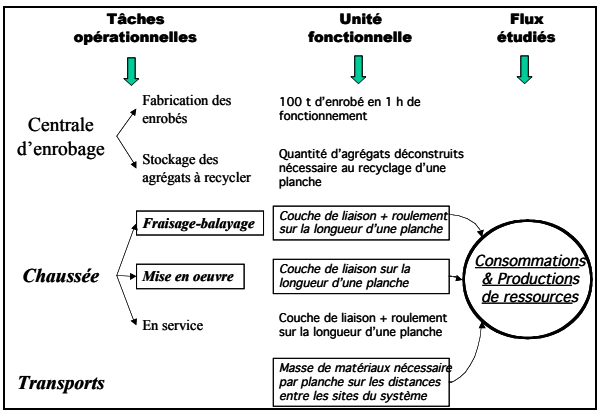


Figure 3 : Description du système global du chantier RN 76, et du sous-système étudié dans cet article (en encadré)

Figure 3: Description of the global RN 76 system and of the sub-system concerned by this publication (in framed)

Type de camion *Type of truck*	Type de consommation *Type of consumption*	Consommation en gasoil (g/km)
Six-roues *Six-wheel*	Urbain *urban*	227
	Rural *rural*	189
	Autoroute *highway*	154
Semi-remorque *Semi-trailer*	Urbain *urban*	336
	Rural *rural*	328
	Autoroute *highway*	294

Tableau 1 : Données utilisées pour le calcul du gazole consommé par les camions, d'après CERTU (1997)

Table 1: Data used to calculate the gasoline consumed by trucks, from CERTU (1997)

Différentes hypothèses ont permis de calculer les consommations de chaque tâche opérationnelle. Tous les trajets à vide ont été pris en compte : on considère que chaque camion revient à son point de départ après avoir effectué le transport. La consommation d'un camion vide est considérée égale à 80% de la consommation d'un camion plein. Le nombre de camions transportant les matériaux a

été déterminé selon une règle qui suppose que l'on dispose d'autant de semi-remorques que nécessaire :

- pour des masses inférieures à 12 t, on utilise un six-roues,
- pour des masses comprises entre 12 t et 27 t, on utilise un semi-remorque.

Les engins de chantier (2 compacteurs, un finisseur, une fraiseuse) sont transportés par porte-chars dont la consommation a été assimilée à celle d'un semi-remorque. La balayeuse et la répandeuse ont pris la route jusqu'au chantier (tableau 3).

3 – Résultats - discussion

Consommation en gazole

La consommation énergétique concerne, dans cet article, uniquement la ressource gazole. La Figure détaille la répartition de la consommation en gazole selon les différentes tâches opérationnelles et le Tableau présente les masses transportées ainsi que le nombre de camions nécessaires par matériau et par taux de recyclage.

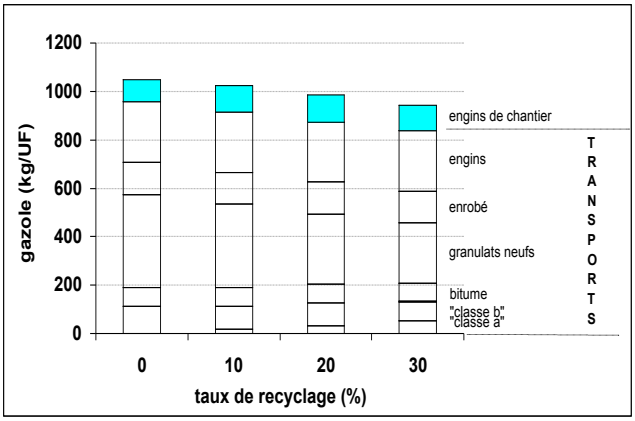


Figure 4 : Consommation en gazole des différentes étapes de chantier et de transports par taux de recyclage

Figure 4: Diesel fuel consumption for different steps of road construction site and transportation, as a function of the recycling rate

Matériaux		Taux de recyclage (%) 0	10	20	30
« classe a »	Masse (tonnes)	0	11,5	21,6	33,1
	Six-roues	*0*	*1*	*0*	*1*
	Semi-remorques	*0*	*0*	*1*	*1*
« classe b »	Masse (tonnes)	91,6	80,0	70,0	58,4
	Six-roues	*1*	*0*	*0*	*1*
	Semi-remorques	*3*	*3*	*3*	*2*
Bitume	Masse (tonnes)	5,0	4,5	4,0	3,5
	Six-roues	*1*	*1*	*1*	*1*
	Semi-remorques	*0*	*0*	*0*	*0*
Granulats	Masse (tonnes)	95,0	85,0	75,0	65,0
	Six-roues	*0*	*1*	*0*	*1*
	Semi-remorques	*4*	*3*	*3*	*2*
Enrobé	Masse (tonnes)	100	100	100	100
	Six-roues	*0*	*0*	*0*	*0*
	Semi-remorques	*4*	*4*	*4*	*4*

Tableau 2 : Masses et nombre de camions par matériau

Table 2 : Quantities (tons) and number of trucks (six-wheel or semi-trailer) by type of building material

Globalement, la consommation diminue avec le taux de recyclage, et on constate que le gazole consommé par les engins de chantier apparaît minime face aux quantités de gazole consommé majoritairement lors des étapes de transports. La diminution globale est imposée par l'étape de transport des granulats, car les masses transportées varient de 10 tonnes entre chaque taux de recyclage, ce qui impose un nombre de camions important et différent dans chaque cas, roulant sur une distance élevée. Dans le cas du transport des « classe a », les masses transportées nécessitent un nombre de camions croissant en fonction du taux de recyclage, ce qui fait augmenter la consommation. Dans le cas des « classe b », les masses et le nombre de camions diminuent en fonction du taux de recyclage, mais la distance de transport est trop faible pour que des différences nettes soient constatées. Le transport du bitume, effectué sur une longue distance, présente peu de variations, car les masses transportées ne varient pas assez pour nécessiter un nombre de camions différents. Le transport des balayures présente des différences, mais concerne des masses et une distance trop faibles, et donc des consommations négligeables par rapport aux transports des autres matériaux. Enfin, le gazole consommé lors du transport de l'enrobé et des engins de chantier, est exactement identique quelque soit le taux de recyclage, car la quantité de matériau et le nombre d'engins nécessaires sont les mêmes.

La diminution globale de la consommation en gazole est donc directement liée aux paramètres

spécifiques à ce chantier. On peut supposer que dans le cas d'un chantier plus important mais effectué avec un nombre d'engins identique, la part due au transport des engins resterait constante, tandis que celle due à leur fonctionnement augmenterait. L'évolution de la consommation en gazole due au transport des matériaux, pourrait par contre tendre soit vers l'augmentation soit vers la diminution pour un chantier configuré différemment, dans le cas par exemple, de l'utilisation d'une Centrale mobile, ou d'un recyclage en place.

Consommations et productions des autres ressources

La Figure présente les consommations en ressources et la Figure les productions, relativement au cas sans recyclage. Les consommations C_i et les productions P_i (en %) du taux de recyclage i, sont calculées selon les formules respectives : $C_i = \frac{(C_{i\%} - C_{0\%})}{C_{0\%}}.100$ et $P_i = \frac{(P_{i\%} - P_{0\%})}{100}$.

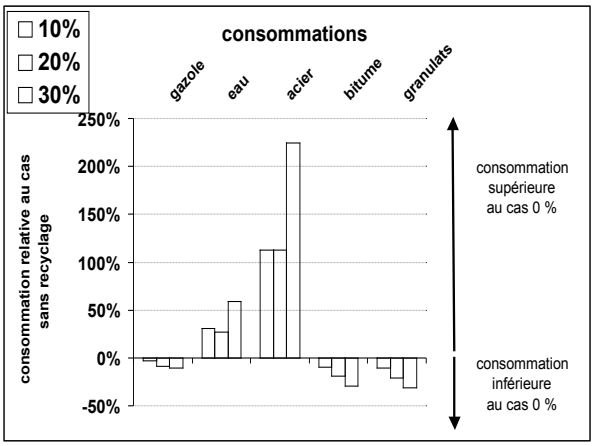


Figure 5 : Consommations relatives des différentes ressources en fonction du taux de recyclage – Référence à la solution sans recyclage

Figure 5: Relative consumption of the different natural resources as a function of the recycling rate. Process without recycling taken as reference

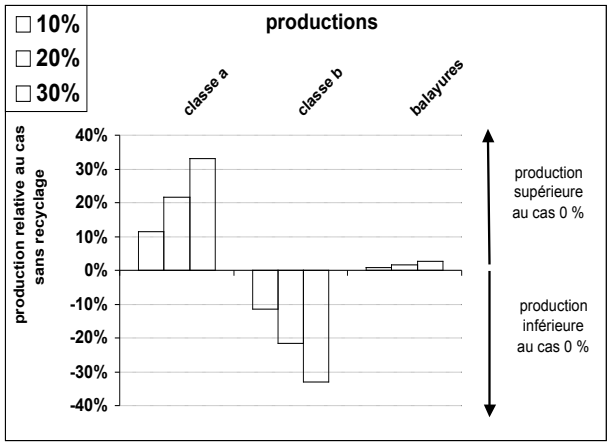


Figure 6 : Productions de matériaux relatives en fonction du taux de recyclage – Référence à la solution sans recyclage

Figure 6: Relative production of the different type of materials as a function of the recycling rate. Process without recycling taken as reference

On constate sur la Fig. 5, que les planches recyclées consomment logiquement moins de bitume et de granulats lorsque le taux de recyclage augmente. Les consommations en eau et en acier augmentent avec le taux de recyclage, mais de façon non linéaire puisque les taux de recyclage 10 et 20% sont quasiment équivalents. La consommation d'eau est due aux tâches opérationnelles de fraisage, balayage, et compactage. Cependant, elle est majoritairement imputable au fraisage. La consommation en acier due à l'usure des dents de la fraiseuse, l'est également. Ces résultats sont donc directement liés au matériel de fraisage utilisé ainsi qu'aux scénarios de chantier choisis. En effet, la largeur de la fraiseuse étant de 1,5m, elle fraise la demi-chaussée en 3 passes, 2 de largueur 1,5m et une de largeur 0,8m. Dans le cas des taux de recyclage à 10 et 20%, la quantité nécessaire de « classe a » est obtenue en fraisant lentement une seule bande (de largeurs respectives 0,8m et 1,5m) sur la même longueur de 150m ; tandis que dans le cas 30%, deux bandes sont nécessaires. Les durées de fonctionnement de la fraiseuse sont donc identiques pour les taux de 10 et 20%, ce qui explique que les consommations, calculées à partir de ces durées, le soient également. Relativement à une solution sans recyclage, le fraisage sélectif est donc essentiellement pénalisant en terme de consommation des ressources en acier. Dans l'optique d'une décision, il serait néanmoins hâtif de ne considérer que cet aspect car les aspects environnementaux liés à la production des différentes ressources (acier, eau, granulats, bitume, gazole) ne sont pas prises en compte dans cette étude.

Sur la Fig. 6, on voit que, logiquement, la quantité de « classe a » augmente tandis que celle des

« classe b » diminue, avec le taux de recyclage. La quantité de balayures augmente car elle dépend de la durée et de la surface de fraisage, qui augmentent avec le taux de recyclage. Le transport et retraitement ultérieurs éventuels des « classe b » et des balayures, n'ont pas été pris en compte dans le système étudié. Cependant, dans le cas d'un élargissement du système prenant en compte leur devenir, les consommations en énergie, et le bilan matière, s'en trouveraient modifiés.

Conclusion

Il faut rappeler les limites du système, car elles imposent des nuances aux résultats présentés. Les phases d'élaboration des matières premières (carrière, raffinerie, traitement de l'eau, aciérie) ne sont pas prises en compte dans l'analyse. Les consommations et rejets de la Centrale d'enrobage sont présentés séparément dans Jullien A. et al. (2002).

Relativement au système considéré, cette étude montre que le recyclage par fraisage sélectif n'est pas forcément consommateur des ressources attendues. D'une part, dans ce cas particulier, il s'avère que la configuration géographique propre à ce chantier, entraîne une diminution de la consommation en gazole avec le taux de recyclage. D'autre part, les ressources les plus consommées par une augmentation du taux de recyclage, sont celles en eau et en acier. Bien que l'on puisse intuitivement les considérer comme négligeables par rapport à la consommation en gazole, on montre qu'elles doivent être considérées de manière plus approfondie. En effet, l'usure mécanique du tambour de la fraiseuse n'a été pris en compte que partiellement, puisque ni le procédé de fabrication du tambour, ni l'augmentation de les fréquences de changement ou de rectification imposées par un fraisage sélectif, n'ont été inclus à l'étude. Ainsi, seule une prise en compte globale peut permettre de faire la différence entre diverses possibilités.

Ce travail ouvre plusieurs perspectives. Tout d'abord, cet article se limitant aux ressources consommées et produites, il est nécessaire de compléter l'évaluation par la prise en compte des autres aspects environnementaux, tels que les rejets dans l'air et dans l'eau, les nuisances… Ces multiples facettes doivent pouvoir être rassemblées et traitées, par un outil d'analyse multicritère, de manière à dégager des axes de décisions. Ensuite, il deviendra intéressant de pouvoir estimer à l'aide d'un outil paramétré, les consommations en ressources en tenant compte des particularités géographiques de chaque chantier. Enfin, ce type d'étude, prenant en compte les solutions de manière globale, devrait être étendu, à la diversité des techniques de recyclage existantes, mais aussi aux aspects économiques qui y sont liés.

Références

Bouzigues M. (1981), Les techniques de réutilisation des matériaux bitumineux – aspects énergétiques et économiques, Séminaire recyclage des matériaux de construction de chaussées (Programme de recherche routière de l'OCDE), Rome mars 1981, tome II, pp. 396-414.

CERTU (1997) : Pollutions atmosphériques et circulation routière : données de base, Dossier du CERTU n°74.

Epps J.A., Little D.N., Holmgreen R.J., Terrel R.L. (1980), Guidelines for recycling pavement materials, National Cooperative Highway Research Programme Report n°224, 7p.

Journal Officiel (1992), LOI no 92-646 du 13 juillet 1992 relative à l'élimination des déchets ainsi qu'aux installations classées pour la protection de l'environnement, Journal Officiel de la République Française n° 162 du 14 juillet 1992.

Jullien A., Monéron P., Schemid M., Gaillard D. (2003), Bilan environnemental d'un chantier de recyclage, TPTech Paris 11-13 mars 2003, 8p.

Jullien A., Monéron P., Gaillard D., Oudin J., Quaranta G. (2002), Choice of a recycling rate for road maintenance : case study of an emission to air analysis", International congress of Multicriterion decision making in civil engineering, London, England, Nov. 6-8th, 2002, Ed. F.Khosrowshahi, 6p.

McDougall F.R. et Hruska P. (2000), Report : the use of life cycle inventory tools to support an integrated approach to solid waste management, Waste management & research, vol. 18, n°6, pp 590-594.

Mroueh U.M. et al (2001), Life cycle impacts of the use of industrial by-products in road and earth construction. WASCON Conference may 2000 North Yorkshire : Science and Engineering of Recycling for Environmental Protection, Waste management, vol. 21, n°3, pp 271-277.

Norme XP P 98-135 (2001), Enrobés hydrocarbonés - Caractérisation des agrégats d'enrobés pour recyclage à chaud en centrale, AFNOR.

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport"*, Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 185-190

La pollution atmosphérique de proximité des voies de circulation par les éléments traces métalliques (ETM)

Jean Carsignol, Muriel Mastrilli
CETE de l'Est, 1 Bd Solidarité – Technopôle Metz 2000 B.P. 85230 57076 Metz Cedex 03 France – Fax : 03 87 20 46 49 - email : jean.carsignol@equipement.gouv.fr

Résumé
L'objectif de l'étude est de caractériser la pollution de proximité par les ETM et évaluer le risque pour l'environnement. Un suivi pluriannuel de 5 sections autoroutières (20 000 à 76 000 véh/j) est organisé dans l'Est de la France.
Les ETM (plomb, zinc, cadmium) sont recherchés dans l'air, les dépôts liquides et solides, le sol et les végétaux, le long de transects de 640 m centrés sur l'autoroute.
Les flux de plomb mesurés dans l'air, les végétaux, le sol sont significativement reliés au trafic. Cette relation n'est pas vérifiée pour le zinc et le cadmium..
Les flux d'ETM diminuent rapidement dans les 20 à 40 premiers mètres à partir de la chaussée. Au-delà, l'abattement des charges est plus lent. Le bruit de fond est généralement atteint entre 40 et 80 m.
Les situations à risque pour l'environnement surgissent lorsque la voie est proche du milieu naturel (peu d'emprise) avec en bordure des cultures spécialisées (maraîchage, vergers, tabac, jardins…).
Mots clés : *Pollution de proximité – ETM – Plomb – Zinc – Cadmium – Air – Sol – Végétal*

Abstract
Air pollution in proximity to roads due to Metal Trace Elements (MTE)
To characterise MTE pollution in proximity to roads and to evaluate the risks for the environment, a pluriannual monitoring program was set up for 5 sites (motorway) in Eastern France. On the five sites, the volume of traffic ranges between 20.000 and 76.000 vehicles per day.
The MTE contents (lead, zinc, cadnium) are evaluated in liquid and solid depositions, vegetation and soil. Each site is equipped with 640-m transects centred on the motorway with 5 measuring points on each side of the road.
In the air compartment, the main deposition occurs between 0 and 20 meters. The depositions middle rates (Pb and Cd) are lower than Swiss standard (Opair). The sometimes occasional peaks, due to higher traffic, occurs at 5 m of the road.
By reason of zinc middle rates (higher traffic) and roads equipment (metallic slides), the limit value is exceeded for Zn by up to 80 meters.
In Ray-grass transplants, MTE values increase with time of exposition. The highest contents are observed for Pb by up to 20 meters. The zinc contents are three times higher than in the soils. Nevertheless, the maximum allowed content in fodder (for sale) is never reached. Moss concentrates the Pb (bio-accumulating properties) and reveals the impact of the traffic between 0 and 10 m. Beyond that distance, standards are not exceeded.
It's in the surface soils that the relationship between MTE and traffic is the most significant. Between 0 and 20 m, the MTE rates most often exceed the strictest guide value.
Finally, the MTE contents decrease the farther we move away from the road. The decrease is rapid in the first 20 to 40 meters. Beyond that distance, the load reduction is slower. The background noise is generally reached between 40 and 80 m. Most often, the high contents observed affect the first 20 to 40 meters, corresponding to the green land reservation area (non cultivated). That wide land reservation retain a substantial part of the MTE emissions. Risks situations occur when this

green land reservation area are reduced.
The method of evaluating impacts (precaution principle) advises to keep a distance of 40 meters between the road and the private vegetable gardens, the family gardens or specialized crops such as vineyards, orchards, tobacco, market-gardening…
Keywords : *atmospheric proximity pollution / MTE / Pb / Zn / Cd / Air / Soil / Vegetation.*

Introduction

La circulation automobile et les infrastructures routières constituent des sources d'éléments traces métalliques (ETM) qui se caractérisent par leurs propriétés persistantes et leur caractère bioaccumulable dans l'environnement. Pour évaluer la pollution de proximité par les ETM et préciser le risque environnemental, un suivi pluriannuel de 5 sites est mis en place dans l'Est de la France. Le plomb, le zinc et le cadmium sont recherchés comme traceur de l'activité routière dans l'air, les végétaux et le sol.

1 - Méthode

5 sections autoroutières (niveaux de trafic s'échelonnant de 20 000 à 76 000 véh/j) sont sélectionnées. Chaque section est équipée d'un à trois transects de 640 m centrés sur l'autoroute avec des points de mesure à 5 – 10 – 40 – 80 - 160 et 320 m de chaque côté de la voie. Ce système permet de faire varier les paramètres du milieu (profil de la voie, occupation du sol, caractéristiques pédologiques, distance à la voie…).

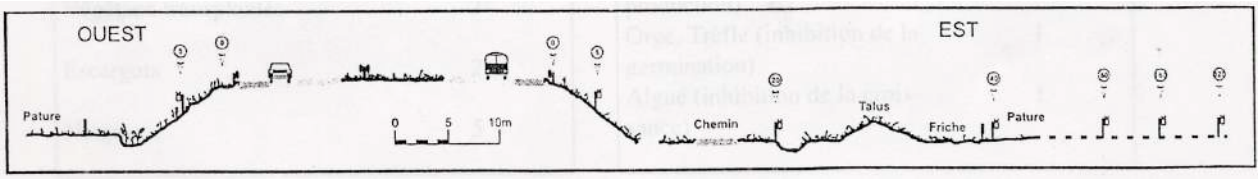


Figure 1 : Transect perpendiculaire à la voie . Des " stations "sont implantées à 5, 10, 20, 40, 80, 160 (témoin à 500 m)

Figure 1: Perpendicular transect to the road. Measuring points at 5, 10, 20, 40, 80 and 160 m (pollution indicator at 500 m)

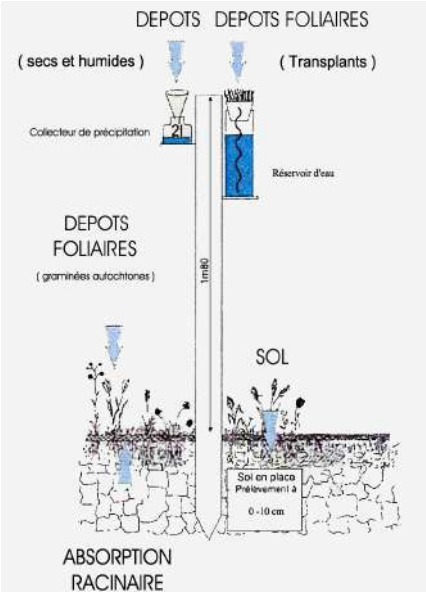


Figure 2 : Équipement des stations sur un transect : Un piquet en bois (1 m 80) supporte une jauge d'Owen, pour les dépôts solides et liquides et les transplants cultivés sur un substrat dont on connaît la composition chimique. L'alimentation en eau se fait par une mèche placée dans une réserve d'eau. Les mousses et les sols sont prélevés au pied du poteau. Le risque de vandalisme est modéré.

Figure 2: Stations equipment : a wood stake (1,80 m) with a gauge (Owen). That equipment allow to collect liquid and solid depositions and the transplants. Transplants grow on a well-known substratum (chemical composition). A wick and a water reserve guarantee the irrigation. Moos and soils are taken near the stake. Risks of vandalism are slight.

2 – Résultats

Les dépôts de plomb sont assez bien corrélés à l'intensité du trafic dans tous les compartiments (Air, Sol, végétal). Cette relation n'est pas nécessairement vérifiée pour le zinc et le cadmium.

Les teneurs en ETM diminuent avec la distance à la route (fig. 3). Cette hypothèse se vérifie pour tous les métaux et tous les compartiments. La diminution est rapide dans les 20 à 40 premiers mètres (mesurée à partir de la bande d'arrêt d'urgence) ; au-delà, l'abattement des charges est plus lent. Le bruit de fond est généralement atteint entre 40 et 80 m.

Auteurs	Pays	Polluants	Distance
Harrison et Johnston 1985	GB-M6 37 600 véh/j	Cd, Cu, Pb, HAP	40
Hewit et Rashed 1991	GB-M6 37 600 véh/j	Pb, Cd, Cu, HAP	50
Promeyrat 1999	France 20 000 à 76 000 véh/j	Pb, Cu, Zn, Cd	40
BRGM 1999	France 42 000 véh/j		40
Warren et Birch	GB-A13 70 000 véh/j		30
Biomonitor	France 42 000 véh/j	Pb, Cu, Zn, Cd	20

Tableau 1 : Distance d'impact : au-delà des distances indiquées, la pollution d'origine routière n'est plus significative, le bruit de fond est atteint.

Le vent est le principal facteur de dispersion, les charges déposées sont plus importantes en remblais qu'en déblais. A situation équivalente (trafic, météo, profils de la voie), les flux de déposition sont moins élevés sous couvert forestier qu'en milieu ouvert.

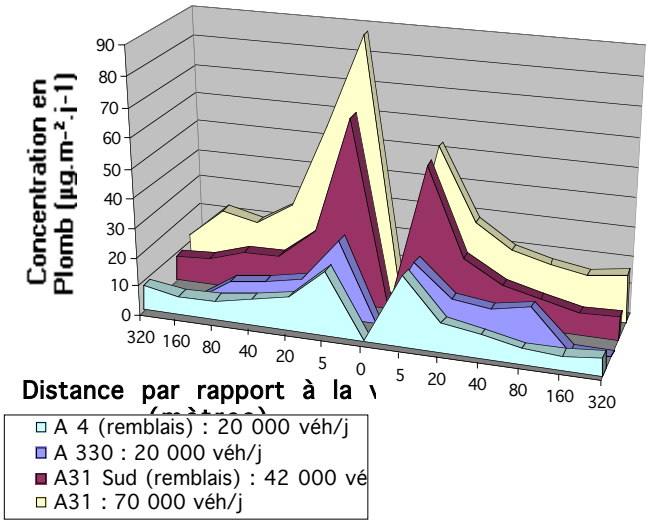


Figure 3 : Influence du trafic et de la distance à la voie sur les dépôts secs et humides de Pb ($\mu g.m^{-2}.j^{-1}$). La déposition est importante sur les 20 premiers mètres. Le profil est influencé par les vents dominants.

Figure 3: The Pb contents (µg.m-2.j-1) in liquid and solid depositions proportionately to the traffic and to the distance of the road. The highest deposition is observed in the first 20 meters. The wind is an influencing factor.

Dans le compartiment air, l'essentiel de la déposition du plomb et cadmium se réalise dans les 20 premiers mètres. Les flux moyens de plomb et cadmium sont inférieurs aux normes O Pair (Suisse). Des pics de pollution s'observent occasionnellement à 5 m sur les sections les plus circulées. Les flux moyens de zinc peuvent dépasser la valeur limite jusqu'à 20 m pour des trafics élevés.

Dans les transplants de ray grass, les teneurs en ETM augmentent avec la durée d'exposition. Les teneurs en plomb les plus élevées s'observent jusqu'à 20 m. les teneurs en zinc sont trois fois plus

élevées que les témoins. Les valeurs limites françaises réglementant la vente des fourrages ne sont jamais atteintes. Les transplants de graminées donnent de meilleurs résultats que les graminées en place.

Dans les mousses, la bioaccumulation du plomb révèle l'impact de la circulation jusqu'à 10 m de la voie. Au-delà, les valeurs de référence ne sont pas dépassées.

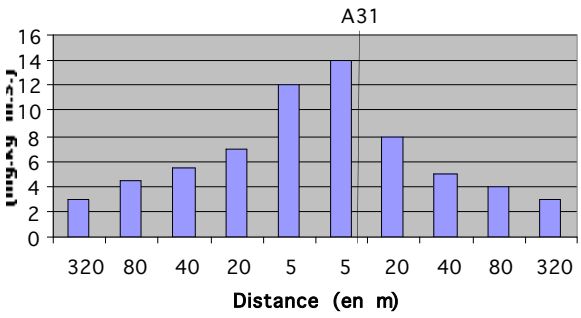


Figure 4 : Évolution des teneurs moyennes en Pb des transplants (A31 – 76 000 véh/j). La corrélation avec la distance à l'autoroute est significative.

Figure 4: Middle rates (Pb) in the transplants. (A 31 – 76.000 veh/day) The relationship between Pb contents and the distance is significant.

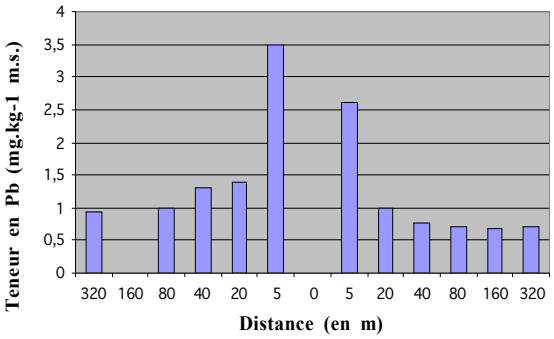


Figure 5 : Évolution des teneurs moyennes en Pb des graminées autochtones (A31 – 76 000 véh/j)

Figure 5: Middle rates (Pb) in the graminacae in place (A31 – 76.000 veh/day)

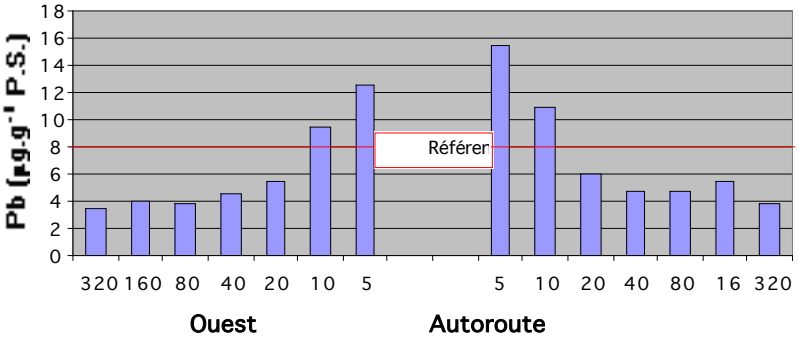


Figure 6 : Évolution des teneurs en Pb dans les mousses échantillonnées à proximité de l'A31 (42 000 véh/j – déblais).

Figure 6: Rates of Pb in the moos chosen near the A31. (42.000 veh/day – excavation road)

C'est dans les sols de surface (contamination historique) entre 0 et 20 m que les teneurs en plomb et zinc dépassent le plus souvent les valeurs guides les plus sévères (normes suisses ou hollandaises).

L'arrêté de janvier 1998 est occasionnellement dépassé (y compris pour des autoroutes faiblement circulées) dans la zone 0 – 20 m.

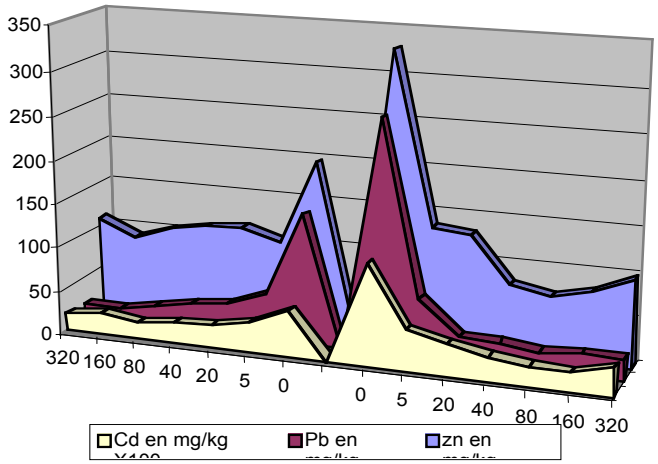


Figure 7 : Évolution des teneurs totales (moyennes) en Zn, Pb et Cd (mg.Kg-1 M.S.) A31 – 40 000 véh/j. (déblais). Une pollution caractérisée s'observe entre 0 et 20 m dans les dix premiers cm de sol.

Figure 7: The MTE middle contents (Zn, Pb, Cd) (mg.kg-1MS) A31 – 40.000 veh/day. A characteristic pollution is observed in the soil (first 10 centimeters) between 0 and 20 m of the road.

3 - Discussion

La pollution de proximité par les ETM est une réalité. Elle affecte les compartiments air, sol, plante. La contamination parfois importante dépasse ponctuellement (pic occasionnel) ou durablement (moyenne annuelle) les valeurs normatives nationales, européennes ou internationales.

Les études engagées depuis les années 1980 par le Réseau Scientifique et Technique de l'équipement avec des partenaires institutionnels ou privés, précisent la zone d'influence de l'infrastructure et les distances nécessaires pour atteindre le bruit de fond.

Le plus souvent les fortes teneurs observées affectent les 20 à 40 premiers mètres correspondants aux emprises vertes (non cultivées).

En rase campagne on admet que des emprises larges (20 à 40 m) retiennent une part importante des émissions d'ETM. Les situations à risques surgissent lorsque la voie est proche du terrain naturel (peu d'emprise) avec en bordure des cultures spécialisées (maraîchage, vergers, vignobles, tabacs), biologiques, industrielles sous contrat ou labellisées[17].

Les paramètres influençant la pollution par les ETM sont nombreux : distance à la voie, trafic, conditions météo, profil et équipements, nature des sols, etc. Des travaux sont à poursuivre pour mieux les préciser et perfectionner les méthodes d'évaluations du risque environnemental puis ultérieurement du risque sanitaire. C'est la généralisation des mesures et la valorisation des résultats qui améliorera la connaissance et les outils méthodologiques.

Conclusion

A proximité des autoroutes, les situations à risque vis-à-vis de la contamination par les ETM se cantonnent habituellement aux 40 mètres jouxtant la voie. Souvent, cette zone plus ou moins contaminée correspond aux emprises vertes de l'autoroute. Le principe de précaution justifie d'éloigner les cultures sensibles (maraîchage, jardins potagers, vergers, etc.). Cette mesure d'évitement peut être complétée par des mesures de réduction d'impacts :

- établir des écrans (végétaux ou acoustique), des merlons plantés.

[17] Les sociétés agroalimentaires, la grande distribution fixent des valeurs limites en ETM. Certaines imposent en application du principe de précaution (et pour l'image de marque) un recul de 400 à 1 000 m par rapport à la voie.

- remplacer les glissières métalliques par des GBA (limiter les apports de zinc et de cadmium), les clôtures galvanisées par des clôtures plastifiées.
- utiliser des enrobés drainants (incertitude sur le long terme).
- augmenter la profondeur des dépendances vertes et créer des zones tampons faisant office de piège à poussières.
- imposer des marges de recul minimales (20 m de la BAU).
- accompagner financièrement les exploitants agricoles au titre des changements de productions à proximité des infrastructures.

Remerciements pour leur contribution :

V. BILLON - CETE de Lyon.

E. BOUTEFEU - CERTU.

L. CALOVI - SETRA.

J.P. GARREC - INRA Nancy.

S. GEAI - DDE 64.

M. LANSIART - BRGM Orléans.

M. MASTRILLI - CETE de l'Est.

Ch. SCHWARTZ - ENSAIA.

P. SKRIABINE - SETRA.

J.P. VINOT - CERTU.

Références sommaires des études financées et coordonnées par le RST (SETRA, CERTU, CETE de l'Est), le MEDD et l'ADEME :

Pollution des Sols aux abords des Infrastructures routières – P. CHARBONNIER – BRGM, Octobre 1997.

Autoroute A31 : évaluation de la pollution de proximité par les métaux traces et les hydrocarbures aromatiques polycycliques – B. CLAVERI – BIOMONITOR, Février 1999.

La pollution en bordure d'autoroute et son impact sur la végétation – N. MALBREIL – INPL/Université Nancy I, Septembre 1997.

Jardins familiaux et pollution atmosphérique de proximité d'origine routière – O. MASSOUNIE - ENSAIA.

Contribution à l'étude de la pollution atmosphérique autoroutière – S. PROMEYRAT – QUOTBI – Université de Metz – Octobre 2001.

Caractérisation de la contamination des sols et des végétaux par les métaux lourds et les hydrocarbures J.P. BOUDOT – CNRS/Centre de Pédologie Biologique Nancy (Non daté).

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport*", Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 191-196

Evaluation of the vehicle-actuated signal control system with respect to environmental and traffic loads

Yukimasa Tsubota* , Kazunori Watanabe & Hironao Kawashima****
* 1Earth Science Dept., Keio Senior High School, 4-1-2 Hiyoshi, Kohoku-ku, Yokohama, 223-8524 Japan - Fax +81 45 566 1396 e-mail: tsubota@hc.cc.keio.ac.jp
** Faculty of Science and Technology, Keio University, 3-14-1 Hiyoshi, Kohoku-ku, Yokohama 223-8522, Japan

Abstract
A traffic-signal control system that reduces air pollution has been expected for some time. However, the vehicle-actuated systems currently in use do pose some problems. This research introduces a new vehicle-activated control system can reduce both environment and traffic loads versus the present system. The parameters of the proposed signal-control system that maximizes the rate of curtailment of traffic load is not necessarily in agreement with the parameters that maximize the rate of curtailment of environment load. It wad also expected that the proposed signal-control system is more sensitive to changes of traffic condition than the present system.
Keys-words*: vehicle-actuated signal-control, environmental load, road-traffic load, simulation*

Introduction

A traffic signal control system that reduces air pollution due to road traffic has been expected for some time. However, the vehicle-actuated signal control systems currently in use (present system) do pose some problems (Watanabe, 2003). This research proposes a new vehicle-actuated signal control system (proposed system) where the green time is determined by the headway time detected near the stop line at an intersection. The green time is defined as the time the stop light remains green. Also, time headway is defined as the time interval between two consecutive vehicles passing a certain detector and is used as an index of traffic condition. This means that the proposed-system's 'green time' is varied, based on the existing traffic condition without any time lag. This study incorporates a road-environment model that consists of road traffic network model and speed based emission model.

1 - Vehicle-actuated traffic signal control system

Traffic is monitored by vehicle detectors at major intersections and evaluated every five minutes. The present system uses an optimal set of signal-control parameters determined by vehicle detector data as shown in Figure 1. This means that there is a 10-minute time-lag between the real and assumed traffic conditions in determining the traffic-signal control parameters. If the difference is small, the present system might work well. However, a problem will occur when the traffic condition changes abruptly as in rush-hour traffic.

The proposed system differs in determining the 'green time'. Figure 2 shows the geometry of Inkegami-sincho intersection in Kawasaki City. Vehicle detectors are set at 30 m upstream from the stop line. Each vehicle detector is numbered. Signal phases 1, 2 and 3 provide green time for inflow 1 to 4, inflow 3 and 4 and inflow 5 and 6, respectively (Table 1).

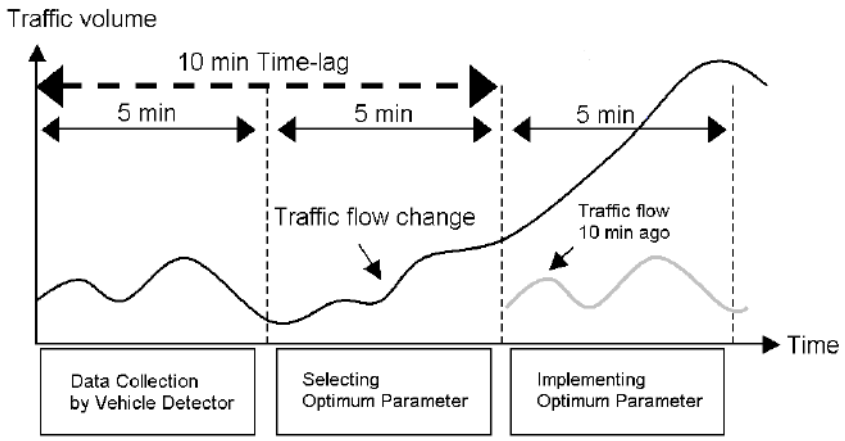


Figure 1: Traffic condition-change and traffic signal-control parameter.

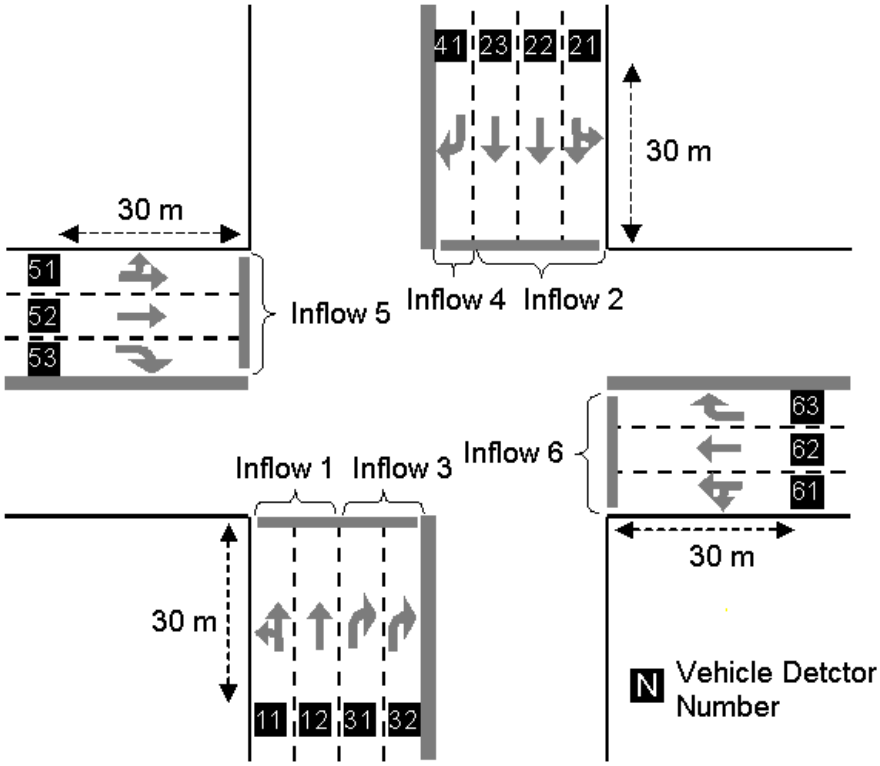


Figure 2: Geometry of Ikegami-shincho intersection in Kawasaki City.

Signal Phase	Green for	Vehicle Detector
Phase 1	inflow 1, 2, 3, and 4	11, 12, 21, 22 and 23
Phase 2	inflow 3 and 4	31, 32 and 41
Phase 3	inflow 5 and 6	51, 52, 53, 61, 62 and 63

Table 1: Signal phase, inflow and vehicle detectors.

In proposed system, $P1_{min}$, $P2_{min}$ and $P3_{min}$ denote the minimum length of green time for phases1, 2 and 3; respectively. Similarly, $P1_{max}$, $P2_{max}$ and $P3_{max}$ denote the maximum length of green time for phases 1, 2 and 3; respectively. The threshold of time headway is denoted by "s" seconds. Each phase's green time will be determined by vehicle detectors as indicated in Table 1. The procedure to determine the length of green time for phase 1 is explained in Figure 3. The minimum and maximum cycle lengths are computed by ($P1_{min}$ + $P2_{min}$ + $P3_{min}$) and ($P1_{max}$ + $P2_{max}$ + $P3_{max}$). Also, the actual length of signal cycle is the sum of the actual green-time length per signal phase.

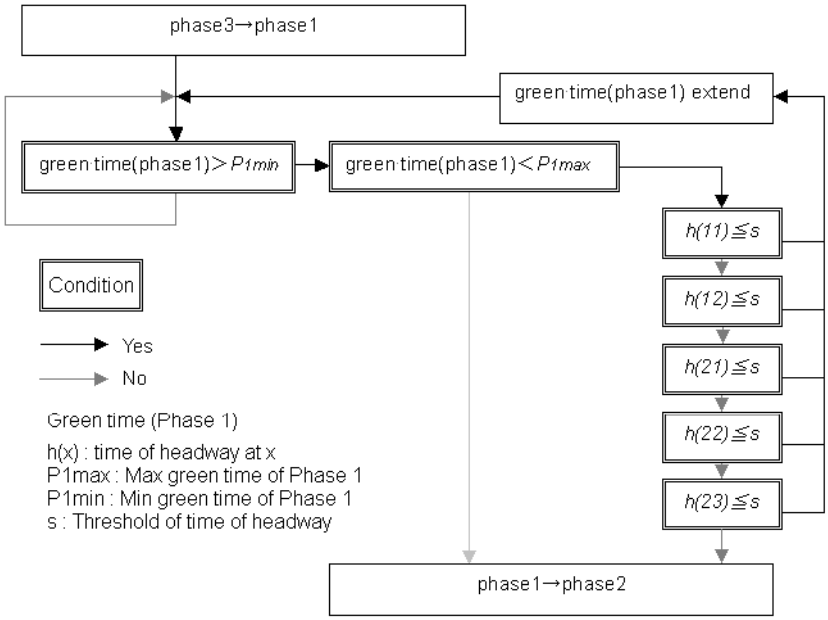


Figure 3: The procedure to determine the length of green time for phase 1.

The actual green-time is a function of the threshold of time headway and maximum and minimum green-times. Six different thresholds (1s, 2s, 3s, 4s, 5s and 6s) were used in our study. The maximum length of green time is relative to the standard length of green time used in the real world. Five relative ratios (–50%, -25%, +25% and +50%) were used. The minimum green time is determined by the width of the road and is treated as a constant throughout the simulations.

2 - Traffic Simulation

The road-environment model was built by a traffic simulator (VISSIM) and the speed-based emission model developed by the Tokyo Metropolitan Government. The traffic simulator 'VISSIM' distributed by PTV AG of Germany performs traffic simulation. Traffic network was built for the Sangyo-douro area in Kawasaki City, Japan as shown in Figure 4. The area is 3,000m east-west and 3,000m in north-south. Our model includes arterial roads that have more than two lanes per direction. Pedestrians were excluded. Traffic conditions observed between 4:00 and 22:00 JST on 8 October 2002 were reproduced by the traffic simulation.

Vehicle types used in the simulations are small and heavy good vehicles. Desired speed distributions for small and HGV are 60 - 80 km/h and 40 - 60 km/h, respectively. Traffic compositions were estimated at each origin point from previous observations. The route-change rates at the sampled intersection were based on the observed traffic counts via vehicle detectors per 1-5 hour intervals per major intersection (Figure 4). There are 41 traffic signals in our road network. Traffic signal parameters such as cycle length, split and offset were provided by the local police office and entered into the traffic simulator in order to reproduce the actual signal pattern during the simulation.

The amounts of NO_x and SPM discharges from the network during the simulation period (18 hours) were considered as 'environment loads' using simple speed-based emission models. The emission model was adapted from the 1986 Tokyo Metropolitan Government model. The number of times of vehicular stop and the waiting, travel and delay times were considered as 'traffic loads' at 11 links as shown in Figure 4.

Vehicle detectors were positioned at the same location in the real world and five-minute traffic counts were sampled as simulated traffic volumes. Ten simulations were done with ten different random seeds. The mean traffic-volume of ten samples was compared with the observed traffic-volume to verify the road-network model as shown in Table 2. We concluded that our model was

verified by the observed traffic-conditions and was suitable to evaluate the proposed traffic-signal control system.

The proposed system was applied to the verified road network. A total of 300 simulations were run with 30 combinations of signal-control parameters and 10 different random seeds.

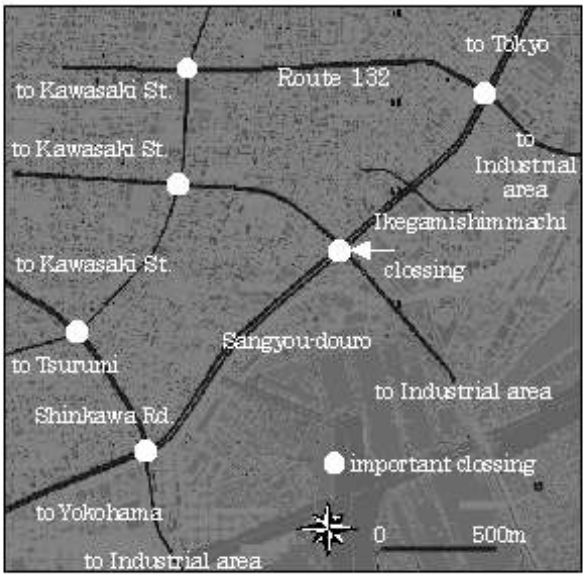


Figure 4: Road network of research area around Sangyo road.

Vehicle Detector	correlation coefficient	%RMS	mean error rate
better case	1.0	6.5	8.7
worse case	0.7	25.4	19.2
mean	0.9	17.2	18.8

Table 2: Reproducibility of traffic flow by traffic simulation.

3 - Results

The curtailment rate was defined as below. A negative value means improvement of environment and traffic loads. The 'proposed' and 'present' variables denote specific quantities computed by the proposed and present systems, respectively.

Curtailment rate = (proposed - present)/ present x 100

The curtailment rates for NO_x and SPM in 30 proposed patterns varies between 1.8 % and -3.7 % and between -2.2 % and -4.4 %, respectively. The traffic-load curtailment rate are shown in Table 3. As results, it was confirmed that the proposed control system reduced the environment and traffic loads.

	Minimum rate	Maximum rate
Number of time of stop	-20.9%	29.8%
Waiting time	-16.1%	-30.1%
Travel time	-7.3%	-14.3%
Delay time	-12.5%	-22.8%

Table 3: Curtailment rate of traffic loads

It is important to see how the control system is based on the traffic-flow change, since the proposed system uses in-flow vehicle information. Traffic flow is expressed as traffic volume. The traffic volume and length of green time are shown in Figure 5. Traffic volume is measured 500 m upstream from the arterial-road intersection. In this example, signal-control parameters such as

maximum green time and threshold of time headway are +25% and 4 seconds, respectively. Also, the normal and minimum green-time length are 100 seconds and 30 seconds, respectively.

The present green time varies per 15-minute interval or longer, based on the change of traffic volume. Therefore, the present system cannot always reflect the real-time traffic volume. On the other hand, the proposed-system's green time varies less than the 15-minute interval per traffic-volume change.

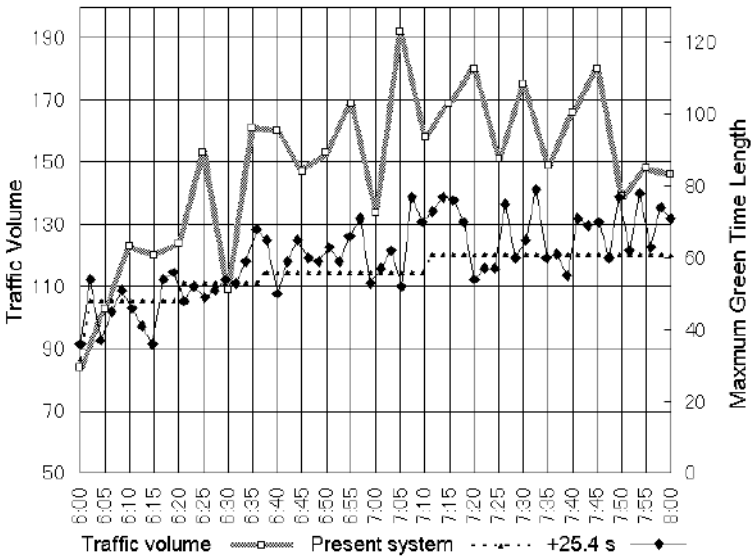


Figure 5: Time series data of traffic signal and traffic volume.

4 - Discussion

The amounts of NO_x and SPM discharges were considered to be environment load; and the number of stops, waiting, travel and delay times were considered to be traffic load. The threshold patterns of green and headway times due to maximum and minimum curtailment rates of environment and traffic loads, are shown in Table 4. Patten 1 is the environment-loads' maximum curtailment rate. Pattern 2 is the traffic-loads' maximum curtailment rate. Pattern 3 is the minimum curtailment rate of both environment and traffic loads. The difference between pattern 1 and pattern 2 is small but significant based on statistical testing.

	Pattern 1	Pattern 2	Pattern 3
Maximum green time length	25%	25%	50%
Threshold of time of headway	4 sec	2 sec	6 sec
NOx discharge	-3.7	-3.5	-1.8
SPM discharge	-4.4	-4.1	-2.2
Number of times of stop	-29.4	-29.8	-20.9
Waiting time	-27.3	-30.1	-16.1
Travel time	-12.6	-13.4	-7.3
Delay time	-21.6	-22.8	-12.5

Table 4: Parameter combination and curtailment rate of environmental and traffic loads.

Maximum green time length

Table 4 shows the greatest curtailment rate in all evaluation criteria when the maximum green time is 25% greater than standard. It means that it is required to employ 1.25-times longer green time than presently employed. This result suggests that the maximum green time should be comparatively long by the proposed system. This due to the fundamental idea of the proposed control system discontinues the green time when the inflow of vehicles is ended. Therefore, the premise of the proposed control system requires a longer green time. The proposed traffic control system would operate as a fixed-time control system that terminates the green phase even though

inflow vehicles still exist if the maximum green time is not long enough. On the other hand, if the maximum green time is 50% longer than the present system on the main road, the waiting time and cue length on the minor road would become longer. Hence, both environment and traffic loads' curtailment rates become small.

Threshold of time of headway

The rate of curtailment depends on the evaluation index as shown in Table 4. A four-second threshold is optimum for environment loads such as the discharges of NO_x and SPM. Two-second of time-headway-threshold indicates a severe condition to extend the green-time phase. As a result, traffic-signal phase changes occur frequently with shorter threshold of time of headway. Therefore, a longer threshold keeps the green phase and hence, more vehicles pass through the intersection without stopping. This is good for the environment load. However, there must be an optimum value for time-of-headway threshold considering the minor road.

On the other hands, frequent phase change means minimum travel time in most cases. And hence, the traffic load such as waiting, travel. delay times became minimum with a shorter time-of-headway threshold. If threshold is more than six seconds in pattern 3, it became difficult to control the traffic signal, based on the instantaneous traffic changes and increase stop time. As a result, the curtailment rates of environment and traffic loads tend to smaller.

Traffic signal control and environmental and traffic loads

Generally it is believed that when traffic load (e.g., travel and delay times) is reduced, the environment loads, (i.e., NO_x and SPM discharge) will also be reduced. The correlation between traffic and environment loads is very strong: NO_x increases as the travel and delay times are increased. However, the proposed control system revealed that the signal control which makes the maximum traffic-load curtailment rate does not always make the maximum environment-load curtailment rate.

The proposed traffic-signal control system changes the signal phase more frequently due to the traffic-volume change versus the present system as shown in Figure 5. However, the variable length of the signal phase of the proposed system does influence the pedestrian if the control system is too sensitive to the traffic condition. Furthermore, the frequent signal-phase changes imply the increase of inter-green-time and hence, lower the capacity of the intersection. Hence the optimum result would consider the human factors.

Conclusion

Our proposed traffic signal control system can reduce both environment and traffic loads versus the present system. The maximum green time should be longer than an actual value in order to be more efficient. Moreover, it is better to set the headway-time threshold comparatively long (four seconds) to expect maximum curtailment of environmental load and comparatively short (two seconds) with respect to traffic load. Therefore, the parameters of the proposed signal-control system that maximizes the rate of curtailment of traffic load is not necessarily in agreement with the parameters that maximize the rate of curtailment of environment load. It wad also expected that the proposed signal-control system is more sensitive to changes of traffic condition than the present system.

Acknowledgments

Sincere thanks are extended to Mr. Frederick C. Lee for his help in editing the final manuscript. The National Institute commissioned this research for Land and Infrastructure Management.

References

Tsubota Y., K. Watanabe, H. Kawashima (2001): Vehicle-Actuated Signal Control System To Mitigate Environmental Impacts Due To Road Traffic, Proceedings of International Congress on Modelling and Simulation, pp.2053-2058.

PTV AG (1996): VISSIM Traffic flow Simulation Technical Description. PTV.

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport"*, Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003*
proceedings / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 197-202

Validation of CALINE4 for CO and NO_2 concentrations by an Irish motorway

Brian Broderick, Una Budd & Bruce Misstear
Department of Civil, Structural and Environmental Engineering, Trinity College, Dublin 2, Ireland

Abstract
Atmospheric dispersion model accuracy is dependent not only on the quality of the data used, but also on the methodology of the model and its user. The air pollution dispersion model, CALINE4 is in common usage in Ireland but was developed outside Ireland and has not been validated for use in Irish conditions. The objective of this work was to validate the use of the model for road traffic emissions in Ireland, however the results will also be of wider European interest. The model was assessed using one year of air quality data collected at a free-flowing motorway near Dublin. Model predictions of CO and NO_2 concentrations were not always within ±50% of measured concentrations, and under stable atmospheric conditions, and when wind speeds are low, significant discrepancies may arise. The scarcity of traffic, meteorological and background concentration data was found to be the major difficulty in modelling for the assessment of the environmental impact of Irish road schemes.
Keywords: *air quality monitoring, dispersion modelling, model validation, traffic emissions.*

Introduction

The assessment and management of air quality is required under Council Directive 96/62/EC (CEC, 1996), the Air Quality Framework Directive, and its Daughter Directives which specify the limits for certain pollutants, including carbon monoxide (CO) and nitrogen dioxide (NO_2). Air quality modelling is used to predict the ambient air quality, thus identifying areas which might require monitoring to "avoid prevent and reduce harmful effects on human health and on the environment". The future impact of road improvements cannot be monitored, therefore modelling is used to predict the influence on ambient air quality of any changes in traffic conditions, as part of the Environmental Impact Assessment. The US National Commission on Air Quality found in 1981 that models may typically overpredict or underpredict from actual concentrations by a factor of two. Even twenty years later the UK DETR (2001) concurred that "If the prediction of an annual mean concentration lies within ±50% of the measurement, a user would not consider that the model has behaved badly."

1 - Method

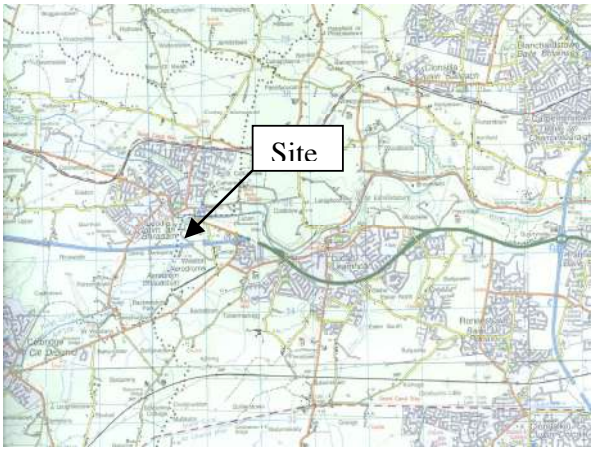
Site

The monitoring unit was located 20 m to the north of the M4 at Leixlip, 10 miles (16 km) west of Dublin city centre, on the River Liffey. The motorway has two lanes in each direction, which run almost due east-west (see Fig. 2.1).

Monitoring

The national weather service, Met Eireann, provided hourly Pasquill stability class, cloud cover, wind speed and direction data from Casement Aerodrome, one km south of the monitoring site. The National Roads Authority measured the hourly traffic flows on the Leixlip section of the M4. CO and NO_2 analysers were sited 20 m north of the M4, where temperature, humidity, wind speed and

direction were also recorded (see Fig. 2.2).



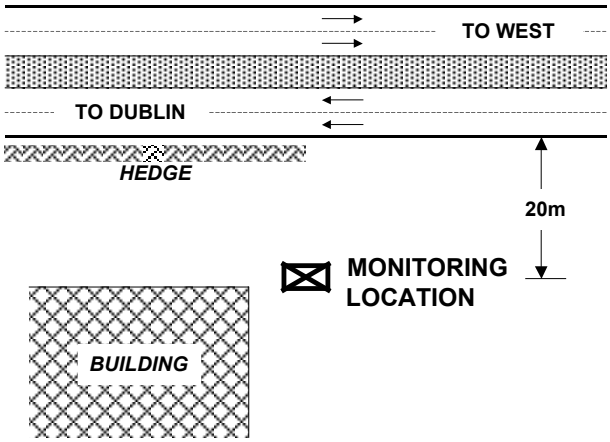


Figure 2.1: Monitoring site location *Figure 2.2: Monitoring site layout*

Pollutant	Instrument	Method	Sampling interval
CO	API Model 300	Infrared absorption	One hour; 15 minutes
NO_2	API Model 300	Chemiluminescence	One hour; 15 minutes

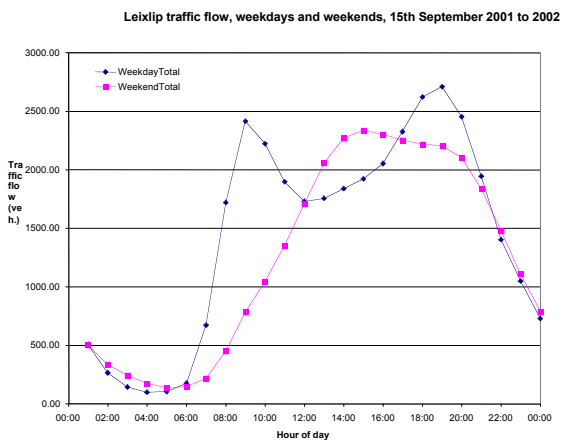
Table 2.1: Pollutants monitored, method and equipment

Modelling

The model CALINE4 was developed by the US EPA. It requires hourly traffic flows, meteorological parameters and an emission factor which represents the fleet profile of vehicle type, fuel and driving mode. It predicts the hourly concentration at receptors relative to the roadway line source (Benson, 1984). Composite emission factors of 6.62 g/mile CO and 2.24 g/mile NO_2 were calculated for the vehicle fleet of 71% petrol cars, 21% diesel cars and 8% heavy goods vehicles (HGV). Background concentrations of ozone (0.03 ppm), NO (0.01 ppm), NO_2 (0.01 ppm) and a photolysis rate constant of 0.0010 s^{-1} were used for NO_2 modelling.

2 - Results

Traffic and meteorology



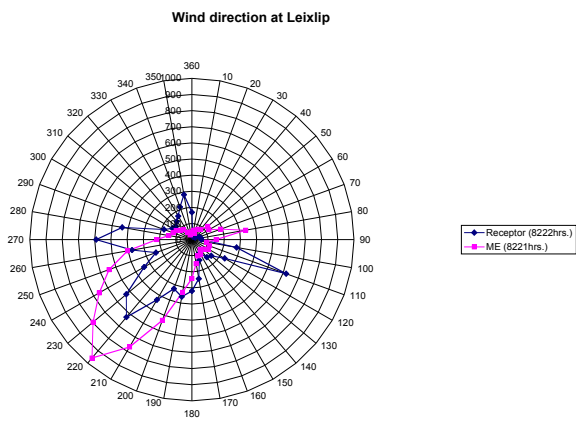


Figure 3.1: Diurnal variation in annual annualaverage of hourly traffic flow *Figure 3.2: Directional variation in average of hourly wind direction frequency*

The annual average peak flow was 2562 vehicles per hour (vph), for the hour ending 19:00 (Figure

3.1: weekday peak 2709 vph at 19:00, weekend peak 2336vph at 15:00). The prevailing winds at the monitoring unit (receptor) were from the south east, south west and west, with a wind shadow cast by a building to the north east (Figure 3.2). Met Eireann, found the prevailing wind to be from the south west. The highest mean wind speeds of 3.5 m/s were for southerly winds (Figure 3.3). The wind shadow of the building was again clear, with very low wind speeds from the north east. Stable conditions are most frequent with east and north easterly winds (c.60%) and least frequent with westerly winds (<20%) (Figure 3.4). Conditions were never stable (Pasquill Stability Class E, F or G) after 08:00 and before 16:00.

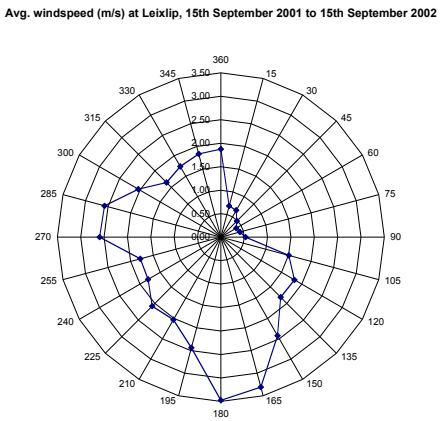


Figure 3.3: Directional variation in annual annual average of hourly wind speed

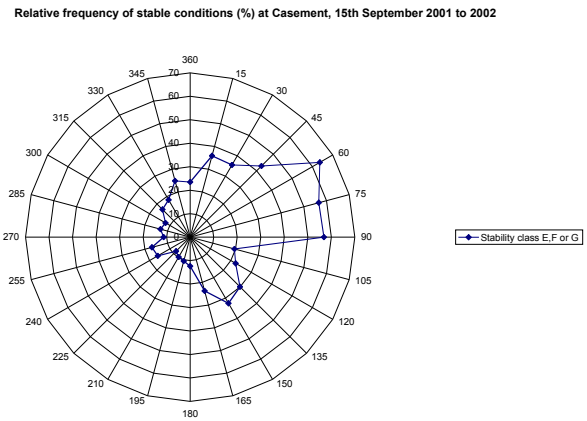


Figure 3.4: Directional variation in relative frequency of hourly stability class

Measured and modelled CO and NO_2

Diurnal and directional annual average hourly concentrations

Figures 3.5 and 3.6 show the measured concentrations of CO compared to the predictions from modelling with background concentrations of 0 and 0.2 ppm CO respectively. The diurnal variation in the modelled CO does not vary when the background concentration is changed, since CO is inert (Figure 3.5). The measured CO is always greater than 0.2 ppm, when averaged diurnally and directionally, hence the background value of 0.2 ppm. The peak annual average hourly CO concentration is 0.33 ppm at 23:00, whereas the modelled peak is 0.30 ppm at 20:00. The highest CO concentrations were measured when the wind was from the north east (0.5 ppm ≤ CO ≥ 0.6 ppm), while the highest predicted CO occurred when winds were near parallel to and from the south of the road (Figure 3.6). With no background concentration of CO, the peak predicted CO (0.39 ppm) was lower than that measured (0.57 ppm), but agreed very well with the measured concentration for the corresponding wind direction (0.37 ppm).

Figures 3.7 and 3.8 show the measured concentrations of NO_2 compared to the predictions from modelling with background concentrations of ozone (0.03 ppm), NO (0.01 ppm) and NO_2 (0.01 ppm). The peak annual average hourly NO_2 concentration is 12 ppb at 21:00, whereas the modelled peak is 22 ppb at 19:00 (Figure 3.7). The highest NO_2 concentrations were measured when the wind was from the north east (12 ppb ≤ NO_2 ≥ 18 ppb), while the highest predicted NO_2 (34.5 ppb) occurred when winds were near parallel to and from the south of the road (Figure 3.8), as for CO.

Table 3.1 compares the mean, maximum and 95th%iles of the measured concentrations of CO and of NO_2 with the model predictions. The CO predictions do not include a background concentration. The maximum eight-hour running average for CO, and the 99.8th%ile for NO_2 are compared with the EU limit values set by the Daughter Directives 2000/69/EC and 1999/30/EC (CEC, 1999; CEC, 2000). Also shown are the Upper Assessment Threshold (UAT), below which modelling and (limited) monitoring are required, and the Lower Assessment Threshold (LAT), below which modelling or objective estimation alone suffice.

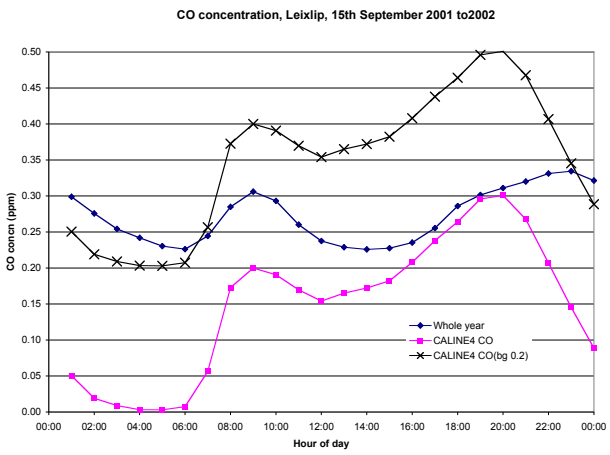


Figure 3.5: Diurnal variation in annual average of hourly CO concentration

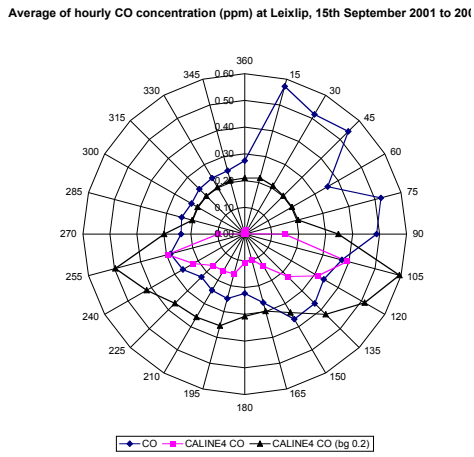


Figure 3.6: Directional variation in annual average of hourly CO concentration

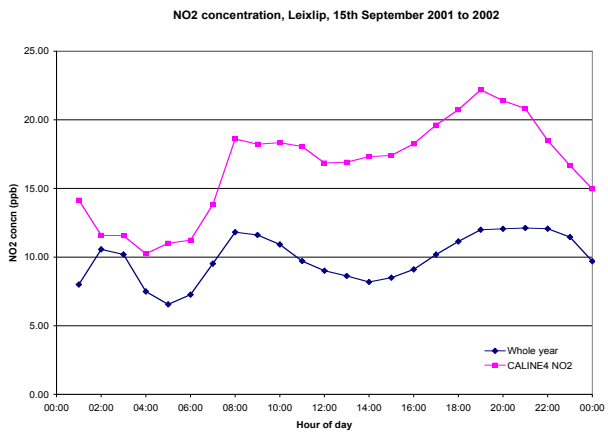


Figure 3.7: Diurnal variation in annual average of hourly NO_2 concentration

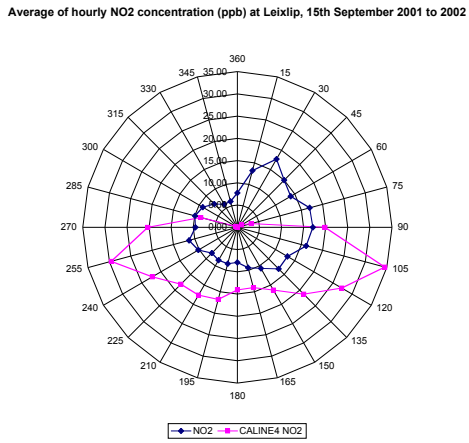


Figure 3.8: Directional variation in annual average of hourly NO_2 concentration

Pollutant		Mean	Maximum	95th%ile	Max. 8hr running average
CO (ppm)	Measured	0.27	2.6	0.6	2.15
	Meas.±50%	0.14-0.40	1.3-3.9		1.08-3.23
	Modelled	0.15	2.3	0.6	1.1
	Limit value	(2000/69/EC	by 2005)		8.6 (10mg/m^3)
	UAT				6.0 (70% of limit)
	LAT				4.3 (50% of limit)
					99.8th%ile
NO_2 (ppb)	Measured	9.9	53.7	25.4	43.2
	Meas.±50%	5.0-14.9	26.9-80.6		21.6-64.8
	Modelled	16.6	60	40	50
	Limit value	20.4 (40µg/m^3)			102 (200µg/m^3)
	UAT				71 (70% of limit)
	LAT				51 (50% of limit)
		1999/30/EC	[≤18 exceedances p.a.]		By 2010

Table 3.1: Measured and modelled CO and NO_2

3 - Discussion

Directional and diurnal variation

The effect of the road source on concentrations at the monitoring unit is expected to be strongest when the wind is from the south and weakest when the wind is from the north. Winds from the north east are rare, but coincide with the lowest wind speeds and the highest frequency of stable conditions. The model cannot predict these high concentrations since they are not due to the roadway source. Higher concentrations are predicted for near parallel wind directions than for cross winds, due to the larger area of roadway over which the traffic is "upwind" of the receptor and the longer passing time during which pollutants can be emitted.

CO concentration rises as traffic flow increases to the morning peak of 1491 vph at 09:00, then decreases with the lunchtime lull in traffic and with the absence of stable conditions between 09:00 and 16:00. CO rises again after 15:00, though the traffic has increased since 12:00 towards the peak flow of 2562 at 19:00. The CO concentration rises towards its peak of 0.33 ppm at 23:00, due to persistence under stable conditions rather than the corresponding source strength, since the traffic flow decreases sharply after 19:00, reaching its nadir of 112 vph at 05:00.

The variation in CO concentration is more strongly influenced by the weekday traffic pattern with its distinct morning and evening peaks, than by the weekend traffic, which is spread over the afternoon hours. This suggests that CO concentrations decrease during the hours of unstable or neutral conditions (from 09:00 to 16:00) despite relatively high volumes of traffic.

NO_2 rises with traffic after 05:00. Traffic continues to rise until its morning peak at 09:00 but NO_2 decreases after its morning peak at 08:00, as conditions are no longer stable. From the trough at 14:00, NO_2 concentrations rise to an evening peak, which is maintained from 19:00 to 22:00. The diurnal variation in weekday traffic is reflected in the diurnal variation of NO_2 concentration except that NO_2 concentrations remain high for several hours after the traffic source has decreased.

The predicted peaks coincide with the morning and evening traffic peaks, but the model cannot predict the high CO and NO_2 concentrations after 20:00, which may be due to stable conditions rather than the immediate traffic source, and also due to photochemical effects in the case of NO_2.

Background concentrations of CO

Since CO is inert the background concentration can be added before or after modelling. Modelling CO with a background concentration of 0 ppm gives the diurnal variation in CO due to the traffic source. The predictions are always lower than the measured concentrations, but still fall within 50% of the measured concentrations from 08:00 to 22:00.

From the diurnal and directional averages (Figures 3.5 and 3.6), the measured concentration of CO never falls below 0.2 ppm. Taking this as the background concentration gives predictions that overestimate CO by more than 50% from 13:00 to 20:00, when traffic is flowing strongly.

The difference between the mean measured CO (0.27 ppm) and mean predicted CO (0.15 ppm) is 0.12 ppm. Taking this as the background value ensures that the mean modelled CO concentration agrees with the mean measured CO concentration. However, the resultant predicted diurnal profile also falls within ±50% of that measured. The model overpredicts the afternoon and evening CO concentration, whereas it underpredicts the overnight CO concentration.

Background concentrations for NO_2 modelling

The background values for NO and NO_2 were the lowest permitted by the model. These background concentrations may be conservative since they overestimate the ambient conditions as measured. At least half of both diurnal and directional NO_2 concentrations were measured as less than 0.01 ppm (equivalent to 10 ppb).

Annual statistics

The predicted annual mean, maximum and 95th%ile of hourly CO concentrations and the maximum eight-hour running average CO concentration all lie within ±50% of the measured values. The

closest agreement is for the 95th%ile of the annual average of hourly CO concentrations. As predicted by the model, CO concentrations measured at this site are well below even the Lower Assessment Threshold of 4.3 ppm (eight-hour running average), even with the addition of a conservative background concentration of 0.2 ppm.

The predicted annual mean of hourly NO_2 overestimates that measured. A conservative prediction errs on the side of caution but may result in unnecessary monitoring. The predicted annual maximum and 95th%ile of hourly NO_2 concentrations lie within ±50% of the measured, as does the regulatory 99.8th%ile (equivalent to no more than 18 exceedances per annum: 18/[365*24]=0.2%). As predicted by the model, NO_2 concentrations measured at this site are just below the Lower Assessment Threshold of 51 ppb (99.8th%ile), even with conservative background concentrations of NO and NO_2.

Conclusions

CO background concentration can be calculated after modelling (using a background concentration of 0 ppm CO) from the difference between the means of hourly measurements and predictions. CALINE4 then overpredicts CO concentrations under unstable or neutral conditions, but underpredicts CO concentrations when conditions are stable.

CO concentrations decrease during the hours of unstable or neutral conditions (from 09:00 to 16:00) despite relatively high volumes of traffic.

The predicted peaks coincide with the morning and evening traffic peaks, but the model cannot predict the high CO and NO_2 concentrations observed after 20:00, which may be due to stable conditions rather than the immediate traffic source, and also due to photochemical effects in the case of NO_2.

The model cannot predict the high concentrations observed for north easterly winds since they are not due to the roadway source. North easterly winds rarely occur but frequently coincide with very low wind speeds and stable conditions.

Higher concentrations are predicted for near parallel wind directions than for cross winds, due to the larger area of roadway over which the traffic is "upwind" of the receptor and the longer passing time during which pollutants can be emitted.

The accuracy of predictions is highly dependent on the background concentration assumed.

CALINE4 predictions for comparison with the regulatory limit values (annual maximum eight-hour running mean for CO and 99.8th%ile for NO_2) were within ±50% of the measured values.

Acknowledgements

The Environmental RTDI Programme 2000-2006 of the National Development Plan has funded this project through the Irish Environmental Protection Agency (EPA). Frank McGovern (EPA), Fingal County Council, Derek Brady (NRA), Ben O'Donnell (Met Eireann) and Anne Desmond (TCD).

References

Benson P.E. (1984): CALINE4 – A Dispersion Model For Predicting Air Pollutant Concentrations Near Roadways, Report No. FHWA/CA/TL-84/15, November 1984 (Revised November 1986, June 1989).

CEC (1996): Council Directive 96/62/EC of 27 September 1996 on ambient air quality assessment and management (Air Quality Framework Directive), O.J.E.C. L 296/55 21.11.1996, p 55.

CEC (1999): Council Directive 1999/30/EC of 22 April 1999 relating to limit values for sulphur dioxide, nitrogen dioxide and oxides of nitrogen, particulate matter and lead in ambient air, O.J.E.C. L 163/41 26.6.1999, p 41.

CEC (2000): Council Directive 2000/69/EC of the European Parliament and of the Council of 16 November 2000 relating to limit values for benzene and carbon monoxide in ambient air, O.J.E.C. L 313/12 13.12.2000, p 12.

UK DETR (2001): "Review and Assessment: Selection and Use of Dispersion Models" UK DETR LAQM.TG3(00) Chapter 7 Section 7.22.

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport*", Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 203-207

Impact of transport noise in relation to urban planning - Case study

Barbara Lebiedowska & Jacques Beaumont
INRETS, Transports and Environment Laboratory, 25 av. François Mitterrand, case 24, F-69 675 Bron Cedex, France - Fax +33 472 37 68 37 - email : barbara.lebiedowska@inrets.fr

Abstract
In urban design, the majority of the acoustic field studies that take into account complex urban morphology focus on the statistical description of noise propagation. In order to compare a 3D acoustic field generated by sources such as means of transport in urban areas, virtual sites whose built-up area consists of individual blocs with specified dimensions were constructed. Various urban forms with diversified spatial configurations were produced.Computations were carried out using the Mithra software, based on the NMPB method, whose algorithm and precision of simulation were determined appropriate for comparative purposes.The urban acoustic environment was classified and described on the basis of the calculation results. The indicators, which can be used to assess the influence of urban transport on the environment, both took into account the relationship between various geometric forms of urbanised zones and the acoustic environment of cities, and allowed for a comparative analysis of the degree/method of urban development and the impact of transport noise
Keys-words*: Sound Environment, Transport Noise, Urban Morphology, Virtual Site.*

Résumé :
Impact du bruit des transports en fonction de l'urbanisme, étude de cas.
En milieu urbain, les études acoustiques qui tiennent compte de la morphologie complexe du tissu sont orientées en majorité vers la description statistique de la propagation du bruit. Pour pouvoir comparer en 3D un champ acoustique dû une même source de bruit de transports, on a construit différents sites virtuels composés de blocs unitaires aux dimensions bien déterminées, et correspondant à des formes et configurations urbaines variées. Les simulations numériques ont été faites avec le logiciel Mithra basé sur NMPB, un logiciel dont l'algorithme de calcul est suffisamment précis pour nos objectifs de comparaisons.
Mots clés *: bruit de l'environnement, bruit des transports, morphologie urbaine, sites virtuels.*

Introduction

While noise has invariably accompanied people throughout the ages, both its types and human perception of it have changed over time. Noise in large urban agglomerations is now believed to be a factor that greatly impairs the quality of life, similarly to air or water pollution.

Transport noise is undoubtedly public enemy number one of the comfort of life in urban centres. City inhabitants most frequently complain of noise generated by vehicles, trains and tram transport, and consider it not only unpleasant but also harmful.

Changes in urban infrastructure and land development have been brought about by the ways in which buildings were constructed and by different forms of the population activity. A number of greatly simplified, basic types of urban built-up areas in European cities can be distinguished: medieval spatial building infrastructure - it usually constitutes the historical city centre, with restricted access of urban transport; classical building infrastructure; Haussmann's building infrastructure; modern building infrastructure - usually concentrated in the city outskirts. Its great

diversity (location of buildings; distance between buildings) significantly hinders its systematic classification.

Depending on the manner of the propagation of acoustic waves, urban infrastructure can be defined as open or closed, with streets and squares as its basic components. Basic geometric parameters of streets or squares, such as their width and length, as well as the height, width and length of buildings, and the surface of the built-up area and the degree of openness, Walkowska-Stawicka M. (1988), (2000) are usually considered in traditional acoustic analyses. Modern approaches to the issue also include elements of the third dimension, for instance area roughness, Raimbault M. (2002).

1 – Description of the urban structures analysed

A virtual site that can easily be modelled geometrically was designed to analyse the influence of urban morphology and transport roads on the acoustic climate. The town was constructed from repeatable spatial forms, similar to Lego blocs, true to scale, and it was assumed that road was the basic source of noise. The virtual site is a fragment of an urban structure, with the arterial road and parallel streets that partly take over the traffic load. Perpendicular streets are secondary.

Building infrastructure

The virtual site consisted of 48 built-up quarters divided up by streets. Each quarter consisted at most of 16 basic blocs, 15 m x 15 m. All buildings were two-storied and their height was constant (9 m). The types of built-up areas used in the calculations are presented in Figures 1 and 2.

Streets

Apart from the arterial road, geometric parameters and motor vehicle loads of the streets in all types of built-up areas were considered to be constant. Three geometric variants of the arterial road were accepted for the analysis, and vehicle traffic load was considered to be constant.

Road type	Roadway width, m	Street width, m	N° of lanes	Example
Arterial road	12 22 42	20 30 50	2 x 2 2 x 3 2 x 6	C. Montaner Barcelona C. Arago Barcelona Av. Meridiana Barcelona
Main street	12	20	2 x 2	C. Balmes Barcelona
Secondary road	12	20	2 x 2	R. de Pablo Neruda Barcelona

Table 1: Geometric parameters of the roads and streets.
Tableau 1 : Description géometrique des voies.

Road type	N° of vehicles/h	% heavy vehicles	Average speed km/h	Traffic type
Arterial road	800	5	50	Flowing
Main street	600	5	50	Flowing
Secondary road	400	3	40	Pulsating

Table 2: Vehicle traffic load.
Tableau 2 : Trafics routiers envisagés.

2 – Computations

The Mithra software was used for computations. It was accepted that meteorological conditions remained homogenous. Calculations were conducted at the height of 5 m (CH) for horizontal maps and for two vertical maps. The first vertical map presents the distribution of acoustic energy along the arterial road (VH) on the border line between the roadway and the pavement from the ground

level up to 10 m, whilst the second one, located similarly, runs along a secondary street, perpendicular to the arterial road, situated symmetrically in the layout of the virtual town (VV). Moreover, noise levels on facades were assessed to analyse the acoustic comfort of the housing development.

Four central quarters of the built-up area, together with the adjacent streets, were considered in the analysis.

The calculations were carried out in the way that made it possible to compare both the influence of the typology of roads and a changeable spatial layout of the built-up area.

Calculation results

Calculation results in the form of horizontal maps (CH) (when the width of the roadway of the arterial road is 42 m) and vertical maps (VH and VV), are presented in Figures 1, 2 and 3. They show the isolines for individual types of built-up areas.

The mean values of the noise level on facades for the different geometry of the main street and different types of built-up areas are presented in Figure 4.

3 – Discussion

The analysis conducted bears out the influence of the type of the built-up area on the shape of isolines on horizontal maps. Significant differences in their course are also discernible on vertical maps (VV), especially in the case of the « 12 » and « 42 » street types within the same variant of the built-up area. These maps also reveal certain differences in noise levels, which, in extreme cases, come up to 2 dB.

At the same time, vertical maps (VH) that run along the arterial road (Fig. 3), show a great diversification of the shape of isolines and differences in noise levels. These differences can reach 3 dB between the “12 “ street type and the “42 “ street type for the same urban layout. The course of isolines for the “12 “ street is mutually parallel, while a clear distribution of isolines around the noise sources (street roadways) is noticed in the case of the “42 “ street.

Noise levels on facades are significantly diversified depending on the type of the built-up area and the geometry of the main street. Mean values for all variants analysed are presented in Figure 4.

A matrix of relative values was constructed to visualise better the differences between individual variants (Fig. 5a). The matrix also presents the influence of the built-up area and the geometry of the main street on the mean noise level on facades. The values given in the matrix were considered in relation to the mean noise level on facades for the least favourable variant, i.e. the « 100% -12 » variant.

Two further matrices were generated for comparative purposes (Fig. 5). The influence of one-sided infrastructure (« L » street type) on the acoustic field is considered in relation to a building-free area (Fig. 5b) and a fully built-up area (100% or « U » street type) (Fig. 5c), Lebiedowska and Beaumont (2003).

Conclusion

The analysis of the urban acoustic field shows a significant relationship between the distribution of acoustic energy and urban morphology. While the influence of the street widths yields the difference of about 1 dB for the cases considered, the influence of the geometry of the type of building infrastructure on the acoustic comfort is much greater, and ranges between 2, 3 or even 5 dB on facades for different types of building infrastructure.

Such significant differences clearly indicate the need for a more rational urban design that would consider all elements of street geometry and that would necessarily be accompanied by an analysis of the acoustic field at each stage of the design process.

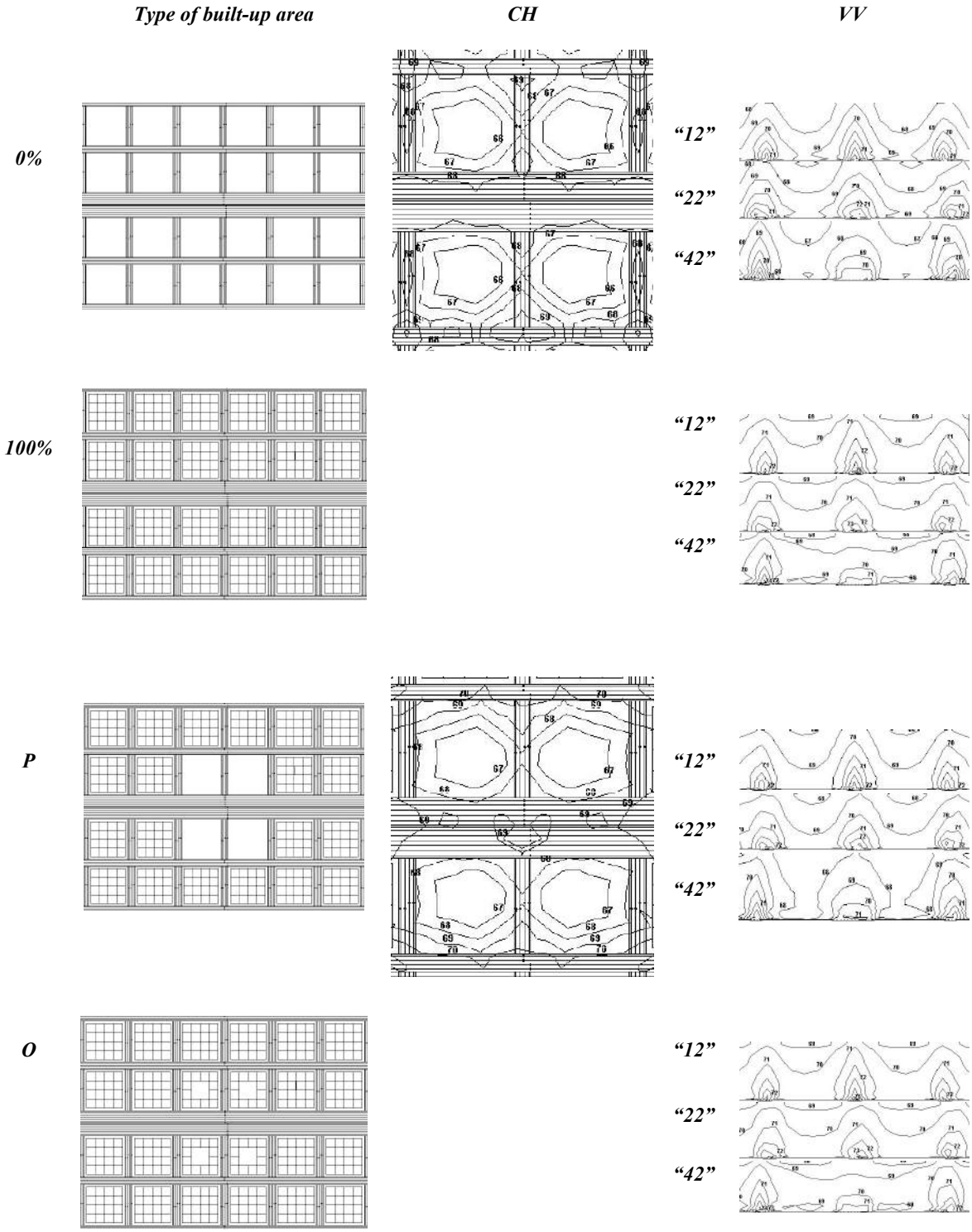


Figure 1: Types of built-up areas: "0%, "100%", "P", "O". Horizontal maps (CH) and vertical maps (VV).

Figure 1 : Types d'aménagement urbains:"0%, "100%", "P", "O". Vues en plan (CH) et en coupe (VV).

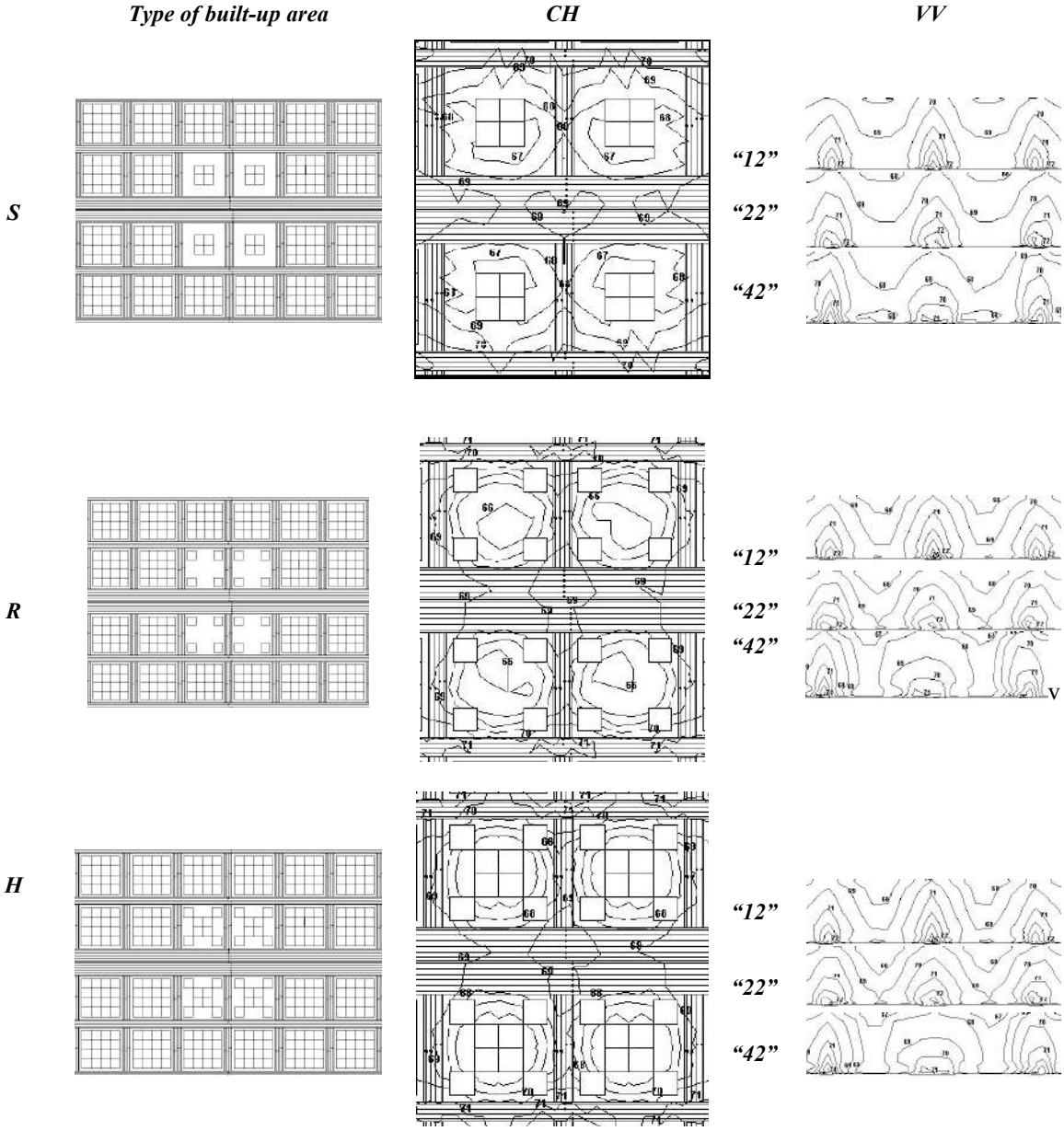


Figure 2: Types of built-up areas: "S, "R", "H". Horizontal maps (CH) and vertical maps (VV)
Figure 2 : Types d'aménagement urbains : "S, "R", "H". Vues en plan (CH) et en coupe (VV).

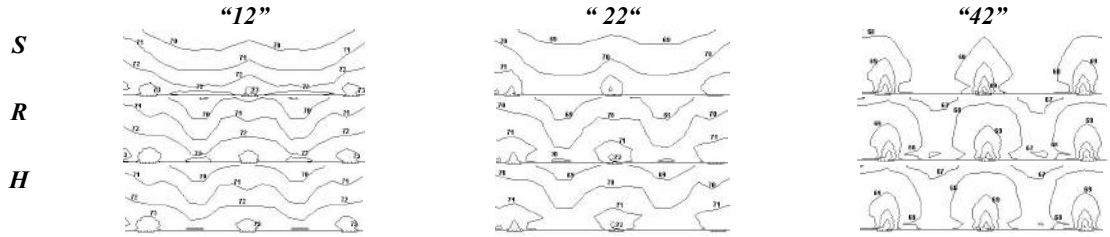


Figure 3: Vertical maps (VH).
Figure 3 : Vues en coupe (VH) des isophones.

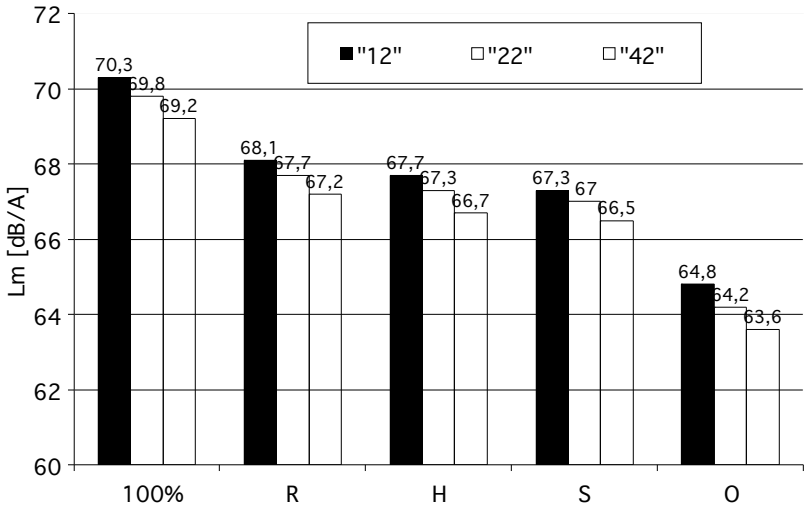


Figure 4: Mean values of the noise level on facades. Comparison of variants.
Figure 4 : Valeurs moyennes du niveau de bruit en façade. Comparaison des variantes.

	"12"	**"22"**	**"42"**
100%	0	-0,5	-1,1
R	-2,2	-2,6	-3,1
H	-2,6	-3,0	-3,6
S	-3,0	-3,3	-3,8
O	-5,5	-6,1	-6,7

a)

	"42"	**"22"**	**"12"**
0%	0	+1	+2
L	+1	+2	+3

b)

	"42"	**"22"**	**"12"**
100% (U)	0	+1	+2
L	-1	0	+1

c)

Figure 5: Matrices of relative values (dB), a). Mean level on facades considered in relation to the noise level of the "100%-12" variant. b). and c). maximum noise level considered in relation to the "0-42" and "100%-42" variants (Lebiedowska and Beaumont (2003))

Figure 5 : Tableaux des écarts de bruit (dB) par rapport aux variantes des références :a). niveau moyen en façade avec la référence **"**100**%-**12**",** b). et c).niveau maximum avec la référence **"0%-**42" et **"**100**%-**42**"** (Lebiedowska et Beaumont (2003))**.**

References

Lebiedowska B., Beaumont J. (2003): Urban transportation noise and the acoustic field of highly urbanised areas., Proceeding IX Conference of Science and Technology Building Physics in Theory and Practice, Lodz 2003.

Raimbault M. (2002) : Simulation des ambiances sonores urbaines: Intégration des aspects qualitatifs., Thèse de Doctorat de l'Université du Maine, 2002.

Walkowska-Stawicka M. (1988): Acoustics in urban design (in Polish), Wydawnictwa ITB, Rozprawy series, pp. 139.

Walkowska-Stawicka M., Rudno-Rudzinska B. (2000): Forming of housing estates as the way of prevention against out door noise (in Polish), Wydawnictwa ITB, Monografie series, pp. 115.

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport"*, Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003*
proceedings / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 209-214

Ambiances sonores urbaines : bruits de fond et émergences

Emmanuelle Petitjean* & Jacques Beaumont*
*Laboratoire Transports et Environnement, Institut National de Recherche sur les Transports et leur Sécurité, 25 av. Mitterrand, case 24, 69675 Bron cedex, France –
Email : emmanuelle.petitjean@inrets.fr

Résumé
Cette synthèse présente l'étude d'un indicateur complémentaire aux indicateurs énergétiques tels que le L_{den}, afin d'améliorer la description des ambiances sonores urbaines. L'élaboration de cet indicateur repose sur un résultat d'études perceptives : dans une ambiance sonore urbaine, évènements sonores (émergences) et bruit de fond sont perçus de manière différente. Il est donc nécessaire de quantifier ces deux aspects du paysage sonore urbain, par leur spectre et leur évolution temporelle. Plusieurs études permettent de définir un spectre moyen de bruit de fond avec une part importante de basses fréquences. L'évolution temporelle du bruit de fond, propre à chaque site, est étudiée par un indice fractile calculé sur une période de dix minutes. Les émergences que nous cherchons à étudier sont principalement causées par les transports (passage de véhicules), par conséquent un L_{Aeq} calculé sur trente secondes convient à leur description.
Mots-clefs: *indicateurs sonores, bruit urbain, émergences sonores, bruit de fond, qualité sonore, catégorisation.*

Abstract
Only some noise situations are described and controlled well thanks to the use of energetic indexes such as L_{den}: there is a lack of useful tools to plan and build a sustainable urban environment, paying attention to the acoustic climate. Indeed, we notice that if well known noise situations are those with steady-noise and a fairly balanced spectrum, more complex ones cannot be defined and managed well: a lot of these complex situations are urban ones. This is why this paper aims to study further urban noise situations (especially time patterns) and presents the results of the investigation of noise events and background noise on the basis of noise perception. Indeed some studies highlight that people easily distinguish noise events from background noise: noise events ("emergences") are characterised by the sources which produce them (the sound of a car, of a train, of an alarm,…), though the background noise is described by physical attributes regarding time history, pitch, sharpness or roughness. Therefore, the background noise and the emergences have to be quantified. Urban background noise average spectrum can be defined thanks to many studies: it has a large quantity of low frequencies. But its time pattern is very different for each noise situation, it is so described thanks to a statistical index L_X (level reached or exceeded X% of the defined time period) whose percentage X is chosen according to the particularities of the site. This index is calculated over ten minutes. As the noise events we are interested in are due to transports, a L_{Aeq} calculated over thirty seconds suits their description.
Key-words: *noise indicators, urban noise, noise events, background noise, sound quality, categorisation.*

Introduction

La qualité environnementale est une demande sociale de plus en plus vive, et le confort acoustique occupe une place majeure des revendications. En conséquence de la pression publique, la réglementation du bruit dans l'environnement a été développée, ce qui a nécessité l'élaboration

d'outils de description, d'évaluation et de prévision des situations sonores (calcul et mesure). Malheureusement, chaque domaine s'est développé indépendamment des autres, aboutissant à une grande diversité des méthodes, des indices et des seuils. L'acoustique en milieu urbain, à cause de sa complexité (topographie, nombre de sources présentes, difficulté d'y réduire le bruit,…), reste ainsi un domaine problématique. En outre, consciente que l'harmonisation des pratiques aboutirait à une meilleure connaissance et une meilleure gestion des problèmes sonores, la Commission Européenne a récemment adopté une directive qui fixe l'utilisation des indices équivalents L_{den} et L_{night} comme descripteurs uniques de toutes les situations sonores européennes (D.E. du 25 juin 2002). Cette directive est un progrès, notamment pour la gestion des situations de multiexposition, mais ne comblera pas les manques de la caractérisation de la qualité sonore, principalement en ce qui concerne la description de phénomènes particuliers (émergences, impulsions, tonalités marquées,…) qui occupent une place prépondérante dans le vécu sonore des riverains.

Notre objectif est donc ici d'améliorer la description des situations sonores urbaines en commençant par la caractérisation des émergences temporelles par rapport au bruit de fond. Après une brève analyse bibliographique des études concernant le sujet, la première question qui se posera sera celle de la définition du bruit de fond urbain. A partir de cette définition, il faudra déterminer un indice qui puisse le quantifier : on testera pour cela certains indices fractiles (le L_{50}, le L_{90} et le L_{95}). Il s'agira alors de déterminer sa durée d'intégration, ainsi que celle du L_{Aeq} choisi pour caractériser les évènements sonores.

1 – Importance perceptive des émergences

Perception du bruit de fond

Les études menées au Laboratoire d'Acoustique Musicale (LAM) permettent de mieux comprendre la perception de l'ambiance sonore urbaine (Guastavino (2003), Maffiolo (1999), Mzali (2002)). Il apparaît que l'être humain distingue les émergences sonores évènementielles, dont la représentation cognitive est liée à la connaissance de la source, des ambiances sonores amorphes (le bruit de fond par exemple), pour lesquelles on ne peut distinguer les différentes origines. Cela se manifeste par le fait que les émergences sont traitées comme des bruits décrits en relation avec la source identifiée alors que le bruit de fond, plus proche d'un son, est caractérisé par ses attributs physiques (évolution temporelle, hauteur et timbre).

Cette étude a également donné naissance à des groupes perceptifs de situations sonores, tels que les sites appartenant au même groupe possèdent les mêmes attributs perceptifs. Les deux groupes principaux sont formés pour l'un des sites soumis aux bruits mécaniques (« groupe circulation ») et pour l'autre de ceux soumis au bruits d'origine humaine (« groupe activités humaines »), ce qui atteste à nouveau de l'importance de la signification des bruits dans la définition de la perception. Les sous-groupes du groupe circulation se définissent par rapport à la présence de piétons, alors que les sous-groupes du groupe activités humaines se définissent par le type d'activité (marché, zones piétonnes, lieux de détente). Nous allons dans le cadre de cette étude nous intéresser au groupe circulation et plus spécialement au sous-groupe où la présence de piétons est négligeable.

Quels indicateurs de description des émergences ?

Parmi les indices les plus couramment utilisés pour la description des évènements, on peut citer:
- *les indices évènementiels* : le niveau maximum des évènements ou le Sound Exposure Level (SEL), qui est l'énergie sonore d'un événement ramené à une seconde,
- *les indices de longue durée* : le Number of Noise Event (NNE), nombre d'évènements sonores dépassant un seuil fixé, l'indice de masque, durée pendant laquelle ce seuil est dépassé, ou encore les indices utilisés dans le cadre de la réduction des nuisances aéroportuaires : Noise and Number Index (NNI) et indice psophique, moyennes des niveaux maximums des passages utilisant le PNdB.

Face à l'utilisation de ces indices, la principale question est celle de leur pertinence et du supplément d'information qu'ils apportent par rapport aux indices équivalents réglementaires (L_{Aeq}(6h-22h),

L_{Aeq}(22h-6h), L_{den}). En réponse à cette question, les études de Philipps-Bertin et coll (1996), Versfeld et Vos (2002), Labiale (1981), Andersen et coll. (1983) et le Tisserand et coll. (1991) avancent que les indicateurs énergétiques décrivent assez bien la gêne, souvent mieux que le nombre d'évènements. En effet, pour des échantillons sonores de même L_{Aeq}(T) (T durée de l'échantillon) on observe que la gêne n'augmente avec le nombre d'évènements que quand ceux-ci sont peu nombreux (émergences fortes) et qu'à partir d'un certain nombre d'évènements, la gêne reste stable ou même diminue lorsque leur nombre continue à augmenter (les émergences sont alors de moins en moins fortes). De même, lorsque c'est le niveau maximum des évènements qui est fixé, on observe que la gêne est constante au-delà d'un certain nombre (Rice (1977), Sorensen et Hammar (1983)). On peut ainsi en déduire que c'est l'émergence des évènements sonores qui semble avoir l'impact le plus important sur la perception, et non pas leur nombre ni leur niveau maximum absolu. Quant à la situation nocturne, il faut signaler que la relation entre niveau sonore et nuisances (réveil ou diminution de la qualité du sommeil) n'est pas monotone, quel que soit l'indice utilisé (L_{Amax}, NNE, L_{Aeq}(22h-6h),…) (Rice (1977), Rylander et coll. (1976), Rylander et coll. (1977)). L'OMS préconise par ailleurs pour cette période une valeur de bruit de fond inférieure à 30dB(A) dans la chambre et des émergences ne dépassant pas 45dB(A) (L_{Arq}(125ms)).

On montre ainsi l'importance de l'influence du bruit de fond et des émergences sur la perception : nous allons donc naturellement poursuivre dans cette voie.

2 - Etude du bruit de fond

Définition du bruit de fond urbain

La plupart du temps, le bruit de fond est défini comme le niveau sonore total d'un site en l'absence d'un bruit particulier, lequel bruit particulier peut être produit par une infrastructure de transport, une installation industrielle, une présence humaine (bruit de voisinage). Pour une salle de conférences ou de concert le bruit de fond vient perturber une intervention orale ou musicale. Il est donc difficile de définir un bruit de fond a priori, sans le référencer à un bruit ou un son particulier. Il est par conséquent nécessaire de clarifier les objectifs que l'on poursuit :

- pouvoir repérer les émergences importantes, comme les passages de différents véhicules, les chocs, les klaxons ou les éclats de voix, et ce quel que soit le bruit de fond,
- séparer les émergences dues aux transports des autres types d'émergences afin de pouvoir étudier les effets qui leur sont imputables.

En outre, la définition du bruit de fond dépend de variables telles que la situation de l'observateur et la période de la journée. Prenons comme exemple une situation en bord d'autoroute : pour le piéton, chaque passage de véhicule sera un événement sonore alors que pour le riverain dans son habitation, l'ensemble de ces passages constituera le bruit de fond. La période de la journée est également primordiale : une voie très fréquentée le jour crée un niveau sonore quasiment continu, mais si la nuit son trafic diminue fortement on sera alors très sensible aux émergences.

Comme nous l'avons indiqué, nous étudierons le groupe perceptif de sites soumis principalement aux bruits des transports, où nous aurons à faire à deux types d'émergences, temporelles et tonales. Les émergences majeures seront par conséquent les passages de véhicules, mais d'autres émergences vont également apparaître : klaxons, claquement de portes, chocs, crissements, etc.

Vers l'élaboration d'un bruit de fond type

Aspect fréquentiel

Nous savons dors et déjà que le bruit de fond urbain possède une part importante de basses fréquences (Guastavino (2003), Flahaut (1996), Béra et coll. (2001), Migneron (1980)), responsables du phénomène d'enveloppement caractéristique de l'ambiance sonore urbaine. Les résultats de mesures effectuées dans le cadre d'une étude des bruits de transports en commun menée à l'Inrets corroborent cette information (cf. figure1). En complétant ces mesures, il s'agit donc de définir un

spectre moyen de bruit de fond urbain (courbe noire) dont on puisse ajuster le niveau en fonction du niveau du bruit de fond propre au site étudié appartenant au groupe des sites principalement soumis au bruit des transports. Ce spectre moyen servira de base à l'étude de l'émergence des bruits tonals.

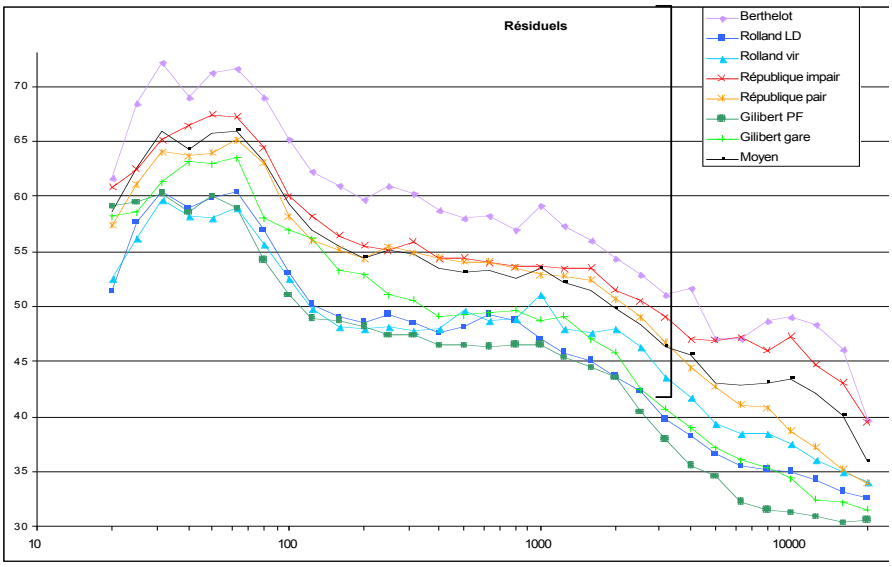


Figure 1 : spectres de bruits de fond urbains, dBlin

Figure 1: urban background noise spectra, dBLin

Indice fractile

Comment élaborer un indice qui suive les évolutions temporelles du bruit de fond ? La plupart du temps, on utilise le $L_{Aeq}(T)$ (le bruit de fond est alors le niveau total moins le niveau des sources particulières), ce qui nécessite le repérage des différentes émergences. Pour l'éviter, on peut utiliser un indice fractile (niveau atteint ou dépassé pendant une fraction de la période d'observation) :

- le L_{99}, le L_{95} ou le L_{90} sont par exemple fréquemment choisis pour quantifier le bruit de fond permanent d'un site,
- le L_{50} est obligatoirement utilisé pour mesurer le bruit résiduel d'un site soumis à un bruit industriel lorsque $L_{Aeq} - L_{50} \geq 5dB(A)$ (ce qui se produit avec une ambiance sonore non stationnaire) (Flahaut (1996)).

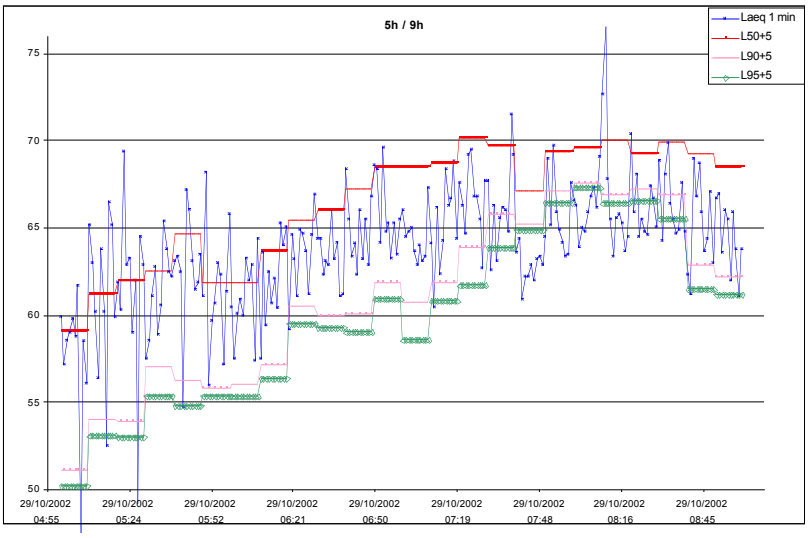


Figure 2 : évolution temporelle du bruit de fond urbain

Figure 2: urban background noise time history

La figure 2 montre également les résultats obtenus grâce à l'étude sur les bruits de transports en commun. Trois indices fractiles sont étudiés (L_{50}, L_{90}, L_{95}) pour leur capacité à décrire le bruit de fond. Ces indices sont calculés sur 10 minutes. Sur cet exemple, le L_{50} semble le plus apte à décrire

les évolutions temporelles du bruit de fond. Il s'avère que l'indice fractile adapté à chaque site dépend des caractéristiques de celui-ci et notamment des suivantes : fortes émergences pour une bruit de fond calme ou émergences plus faibles par rapport à un bruit de fond élevé.

Pour l'heure, il le L_{50} s'avère le plus apte à suivre l'évolution temporelle des ambiances sonores où le bruit de fond est faible et les émergences fortes, alors que le L_{90} convient mieux aux situations où le bruit de fond est élevé.

3 – Etude des émergences

Indice d'émergence

Il s'agit maintenant de choisir un indicateur qui convienne à la description des émergences. D'après ce que nous avons vu de la bibliographie, il s'agit d'un indice qui puisse prendre en compte l'émergence par rapport au bruit de fond. L'indice le plus naturel est ainsi le $L_{Aeq}(T)$, toute la difficulté résidant dans le choix judicieux de la durée T.

Ce choix se fait en fonction de l'événement que l'on veut repérer et influera sur le seuil de détection. En particulier, si l'on veut étudier les bruits impulsifs (chocs, claquements de portières,…), on choisira un temps d'observation de l'ordre de 100ms. Mais si on s'intéresse uniquement aux passages des véhicules, une intégration sur 30 secondes est suffisante, vu l'ordre de grandeur de la durée de ce type d'événement sonore.

Quant au mode de comptage des évènements, on peut soit compter le nombre de périodes pendant lesquelles le seuil est dépassé, ce qui nous informe sur l'indice de masque, soit considérer chaque événement comme un tout sans s'intéresser à sa durée.

Vient enfin la question du seuil. Dans la législation française (décret du 18 avril 1995 relatif à la lutte contre les bruits de voisinage et arrêté du 23 janvier 1997 relatif à la limitation des bruits émis dans l'environnement par les installations classées pour la protection de l'environnement) les seuils tolérables en fonction de la durée de l'émergence sont compris entre 3 et 15dB(A). Ainsi, si 3dB(A) peut être considéré comme un minimum pour que l'émergence soit considérée comme telle, il est important de dénombrer également les émergences fortes (+15dB(A)), afin de pouvoir étudier la part d'émergences fortes par rapport au total des émergences.

Exemple

Situation		**seuil (dB(A))**	**Nombre d'évènements sonores**				
			24h	**6h/22h**	**18h/22h**	**22h/06h**	**06h/18h**
rue Rolland	avant le tramway	5	814	632	183	182	449
		10	201	136	53	65	83
		15	36	16	4	20	12
	avec le tramway	5	826	604	148	222	456
		10	412	320	81	92	239
		15	209	153	43	56	110

Tableau 1 : Evolution du nombre d'évènements bruyants avec l'installation d'un tramway (indice de bruit de fond : L_{50}(10min) ; indice d'émergence L_{Aeq}(30s))

Table 1: Variation of noise events number after tramway setting

L'étude déjà mentionnée sur les bruits des transports en commun nous a fourni des exemples de situations où les indices classiques (L_{Aeq}(jour), L_{Aeq}(nuit), L_{den}) sont inaptes à traduire l'ambiance sonore contrairement à l'indice développé. L'exemple proposé est celui d'un site où la circulation routière sur deux voies avec un trafic léger a été remplacée par un tramway. La perception des

riverains s'est alors fortement dégradée sans que les évolutions du L_{Aeq}(6h-22h) et du L_{Aeq}(22h-6h) n'aient dépassé les 3dB(A) réglementaires nécessaires pour imposer des protections acoustiques. Observons tab. 1 l'évolution du nombre d'évènements sonores. On remarque que sur les 24 heures de la journée, le nombre d'émergences supérieures de 10dB(A) au bruit de fond a doublé et que celui des émergences supérieures de 15dB(A) a été multiplié par six. Nous avons ici la confirmation que l'indicateur choisi est sensible à cette sorte de modification.

Conclusion

Si la description des situations sonores urbaines est loin d'être satisfaisante à l'heure actuelle, certaines pistes donnent de bons résultats et demandent à être poursuivies. Ainsi, l'élaboration d'indicateurs sonores en prenant comme point de départ la catégorisation perceptive des sites nous permet de déterminer des descripteurs adaptés à chaque situation et révélant des aspects jusque là négligés par les indicateurs équivalents classiques. Le travail entrepris pour le groupe des sites urbain majoritairement soumis aux bruits des transports demande donc à être élargi à tous les autres groupes.

Cependant, utiliser un indicateur par type de zone peut s'avérer trop compliqué à traduire dans la législation. Ainsi, une étape complémentaire des études en cours serait l'agrégation des indices choisis pour chacun des groupes de sites étudiés en un seul indice qui permette de traduire les problèmes et les évolutions spécifiques. Quant aux impacts des situations ainsi décrites, on pourra les chiffrer grâce à des fonctions d'impact élaborées en fonction de la cible concernée.

Références

Andersen T.V., Kuhl K. & Relster E. (1983) Reactions to railway noise in Denmark. Journal of sound and vibration n°87(2) 311-314.

Béra J.C., Sunyach M. & Paquier M. (2001) Influence des basses fréquences sur la qualité sonore. Acoustique et technique n°26, 3ième assises nationales de la qualité sonore.

Flahaut S. (1996) Détection automatique de bruits urbains émergeant du bruit de fond. Mémoire de DEA, ENTPE / INRETS.

Guastavino C. (2003), Etude sémantique et acoustique de la perception des basses fréquences dans l'environnement sonore urbain. Mémoire de Thèse, Université Paris VI.

Labiale G. (1981) Influence du nombre de véhicules et de l'émergence des évènements sonores sur la gêne exprimée. Rapport IRT.

Le Tisserand D., Vernet M., Pachiaudi G., Signolles, C. & Zighed D. (1991) Impact du bruit des trains sur les riverains, recherche d'indicateurs spécifiques. Revue RTS n°32.

Migneron J.G. (1980) Acoustique urbaine. Edition Masson, les presses de l'Université Laval, Québec.

Maffiolo V. (1999) Caractérisation sémantique et acoustique de la qualité sonore de l'environnement urbain. Mémoire de thèse, université du Maine.

Mzali M. (2002) Perception de l'ambiance sonore et évaluation du confort acoustique des trains. Mémoire de thèse, LAM.

Philipps-Bertin C., Champelovier P., Bruyère J.C., Annequin C., Baez D., Khardi S. & Vallet M. (1996) Importance relative du nombre de bruits d'avion, de leur niveau de crête, de leur énergie globale dans la gêne exprimée. Rapport INRETS – LEN n°9618.

Rice, C.G. (1977) Investigation of the trade-off effects of aircraft noise and number. Journal of sound and vibration n°52(3) 324-344.

Rylander R., Sorensen S. & Kajland A., (1976) Traffic noise exposure and annoyance reactions. Journal of sound and vibration n°47(2) 237-242.

Rylander R., Sjostedt E. & Bjorkman M. (1977) Laboratory studies on traffic noise annoyance. Journal of sound and vibration n°52(3) 415-421.

Sorensen S. & Hammar N. (1983) Annoyance reactions due to railway noise. Journal of sound and vibration n°87(2) 315-319.

Versfeld N.J. & Vos J. (2002) A-weighted equivalent sound level as a predictor of the annoyance caused by road-traffic consisting of various proportions of light and heavy vehicles. Journal of sound and vibration n°253(2) 389-399.

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport"*, Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 215-219

Valorisation des résidus de sable de fonderie (RSF) : incorporation dans les enrobés asphaltiques de type BBMC (béton bitumineux malaxé à chaud)

Ivan Ideraldo Bonet*, Cláudia Teixeira Panarotto & Osmar Possamai*****
**Universidade de Caxias do Sul/Instituto de Saneamento Ambiental, Caixa Postal 1352
Caxias do Sul, RS, 95001-970 – Brésil – e-mail : ctpanaro@ucs.br
* Toniolo Busnello S/A, Rua Ludovico Cavinatto, 1136, Caxias do Sul-RS 95032-620 - Brasil
*** Universidade Federal de Santa Catarina, Caixa Postal 476, Florianópolis, SC, 88040-900 - Brasil

Résumé
Le travail avait pour objectif d'évaluer la viabilité technique de l'utilisation des résidus de sable de fonderie (RSF) dans le béton bitumineux malaxé à chaud (BBMC). Pour ce faire, des échantillons de RSF ont été collectés dans deux chaînes de fabrication de Caxias do Sul, au Brésil. Avec le matériel recueilli, une formulation d'enrobé bitumineux de type BBCM a été déterminée de façon à respecter la granulométrie et les normes de dimension pour les chaussées souples. Les résultats obtenus ont démontré que les RSF ont été incorporés à l'enrobé bitumineux sans que les composantes présentes dans le mélange soient libérées dans l'environnement. L'incorporation des RSF au BBCM est une option viable, tant sur les plans technique qu'environnemental, pour réutiliser les résidus de l'industrie des fonderies.
Mots-clés: *sable de fonderie, béton bitumineux, valorisation de résidus, impacts environnementaux*

Abstract
Technical availability of the reusing of the Melting Sand Residue – MSR on the hot betumen concrete
This search analyses the technical availability of the reusing of the melting sand residue – MSR, on the hot betumen concrete. For that, were collected samples of melting sand residue in two production lines in Caxias do Sul - Brazil. The collecting and selection of the samples was made according to the ABNT (Brazilian technical norms association). With the material collected, was dimensioned an asphalt line of hot betumen concrete, gathered to the melting sand residue, as a matter of attending granny lines and the dimension norms for the flexible pavements. In relation to the results obtained in the researches where were compared to the comportment of the melting sand residue before and after the adding to the hot betumen concrete, could also be observed that the asphalt material (Petroleum Cement Asphalt) involved all the aggregates of this mix, making impossible for them to be thrown on the environment with a possible contamination. That is why this research concludes that it's a good propose to include the residue in the hot betumen concrete, as a way to protect the environment.
Keywords: *melting sand residue, reusing, hot betumen concrete, environment.*

Introduction

De nos jours, toute organisation ou industrie doit inclure dans sa planification stratégique les aspects environnementaux, qui sont d'une importance fondamentale. Il y a une préoccupation et une conscientisation croissantes des entrepreneurs face à la protection de l'environnement attribuables aux exigences du marché et au changement de profil des consommateurs, lesquels exigent des produits qui respectent les aspects environnementaux. Pour cette raison, il est nécessaire d'adopter une stratégie de production permettant l'optimisation des ressources utilisées et où les impacts sur

l'environnement sont minimisés (Moura, 2000; Valle, 2000 et Andrade et coll., 2002).

L'industrie des fonderies est une industrie ayant un grand potentiel pollueur. Actuellement, l'un des problèmes de l'industrie est la génération de résidus de sable de fonderie solides, lesquels sont générés à l'étape du démoulage des pièces métalliques. La disposition inadéquate de ces résidus dans l'environnement peut entraîner des impacts environnementaux négatifs. Certains de ces sables contiennent des substances toxiques comme des métaux lourds et des phénols (Teixeira, 1993). Les organismes environnementaux surveillent les entreprises et exigent la disposition de ces résidus dans des remblais industriels, entraînant des coûts élevés pour les entreprises.

Les entreprises du secteur des fonderies offrent des solutions de rechange pour minimiser le coût du traitement et de la disposition. Parmi les possibilités de valorisation des résidus de sable de fonderie figurent l'emploi comme couverture quotidienne de remblais sanitaires, matériel de remplissage (filtres), matériel de fondation routière, matière première pour la production de ciment Portland, granulat pour le béton et granulat pour l'asphalte de type BBMC (Regan, 1997).

Compte tenu de l'exposé, une question se pose : serait-il possible de réutiliser des sables de fonderie dans la composition des enrobés bitumineux, générant un impact environnemental moindre? Ainsi, pour pouvoir répondre à la problématique de recherche qui est formulée, un objectif a été défini, soit d'analyser la viabilité technique et l'impact environnemental créé par l'emploi des résidus de sable de fonderie dans les enrobés bitumineux de type BBMC.

Afin d'atteindre les buts proposés, les objectifs spécifiques suivants ont été définis : 1) identifier des paramètres critiques pour la formulation d'enrobés bitumineux en BBMC incorporant les résidus de sable de fonderie dont les dimensions respectent les normes requises pour les chaussées asphaltées flexibles; 2) établir des critères pour évaluer l'impact environnemental de l'utilisation de ces résidus pour qu'ils ne portent pas préjudice à l'environnement (selon la législation spécifique en vigueur); 3) déterminer des paramètres d'évaluation de l'efficacité de ce nouvel enrobé bitumineux selon des variables structurales et environnementales.

1 – Méthodologie

Les procédés expérimentaux ont été déterminés de façon à caractériser, en différentes étapes, l'emploi des résidus de sable de fonderie dans la composition de l'enrobé bitumineux en BBMC. Pour ce faire, une formulation d'enrobé bitumineux a été établie, incorporant les résidus de sable de fonderie de manière à respecter les normes reliées aux dimensions requises pour les chaussées asphaltées ainsi qu'à présenter un comportement structurel compatible avec les exigences. C'est donc dans ce cadre que les essais de laboratoire suivants ont été réalisés :

- Environnementaux– Essais de lixiviation et de solubilisation à partir d'extraits obtenus de l'enrobé brut de résidus de sables de fonderie, ainsi que de l'asphalte avec le résidu incorporé.
- Structuraux – Détermination de la formulation idéale avec l'incorporation du RSF, selon ce que préconisent les normes de chaussées souples, les essais de fluage, la granulométrie, la stabilité, l'indice de vides, la relation bitume-vides (RBV), le volume de granulat minéral (VGM), le module de résilience et la résistance à la traction.

La collecte des échantillons de sable de fonderie a été réalisée dans l'entreprise générant la plus grande quantité de résidus de Caxias do Sul, dans l'État de Rio Sul (Brésil). Deux points d'échantillonnage ont été sélectionnés dans deux chaînes de fabrication distinctes de l'entreprise : processus GV3 et processus Ecolotec. Les collectes ont été réalisées au cours d'une période de 11 jours et ce, à la fin de chaque chaîne de fabrication, où les résidus demeurent stockés en piles. Les résidus collectés ont été emmagasinés dans des sacs de polypropylène identifiés.

Après la période d'échantillonnage, chaque échantillon collecté dans les chaînes de fabrication représentait une masse de 1,63 kN. Ces échantillons ont été apportés au laboratoire où ont été effectuées les étapes de mélange, de préparation et de quartage. Cinq échantillons pesant près de 3 kg chacun ont été extraits puis emmagasinés dans des sacs de polypropylène et soumis aux analyses structurales, physico-chimiques et environnementales.

Des essais de lixiviation et de solubilisation ont été réalisés avec des échantillons de résidus de sable de fonderie et des échantillons de BBMC avec des RSF incorporés, conformément aux normes NBR 10005 et NBR 10006 (ABNT, 1987).

Le projet de béton bitumineux incorporant des résidus de sable de fonderie a été réalisé selon la méthode Marshall préconisée, avec un diamètre de granulat de ¾" maximum.

2 – Résultats et discussion

La méthode utilisée est celle d'essai-erreur par ordinateur pour obtenir une composition granulométrique de «type B» pour la formulation d'enrobé bitumineux incorporant des RSF, selon les spécifications DAER ES-P 16/91. La composition granulométrique obtenue a été la suivante :

- Pierre 3/4" - 32,0 %
- Poussière de pierre - 60,0 %
- RSF - 8,0 %

La Figure 1 illustre la composition obtenue selon la distribution granulométrique du mélange de la couche «B» (DAER, 1991).

Avec la composition granulométrique définie, le liant (béton bitumineux de pétrole-20) a été incorporé au mélange asphaltique selon un pourcentage qui variait entre 5,5 et 7, 5 %. Les échantillons obtenus après l'ajout du liant ont été soumis aux essais Marshall en évaluant la stabilité, le fluage, la densité, l'indice de vides, les vides de granulat minéral (VGM) et la relation bitume-vides (RBV). Les résultats sont présentés au Tableau 1.

Un pourcentage optimal d'asphalte a été considéré lorsque l'indice de vides n'était pas supérieur aux 4,0 % requis pour la surface de roulement. Il a été constaté qu'un enrobé bitumineux ayant 6,2 % de béton bitumineux de pétrole 20 et une tolérance de plus ou moins 0,3 % répond aux exigences citées.

La densité était de 97 % de la densité du projet conformément aux spécifications DAER 16/91. Les caractéristiques Marshall de la formulation ainsi que les données comparatives avec les spécifications DAER-RS sont présentées au Tableau 2.

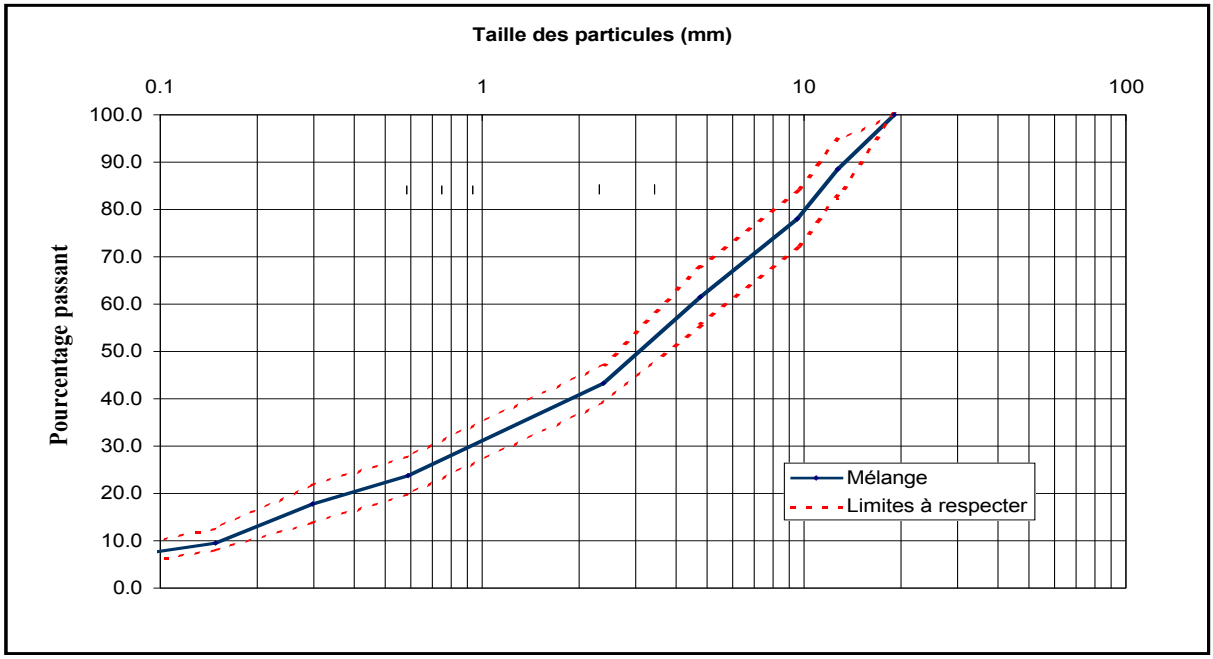


Figure 1: Particle size distribution of the mixture
Figure 1 : Distribution granulométrique du mélange

TENEUR EN BÉT. BITUM. DE PÉTROLE 20 (%)	STABILITÉ (kN)	FLUAGE (mm)	DENSITÉ (kN/dm³)	VIDES (%)	VGM (%)	RBV (%)
5,50	11,46	3,05	22,72	5,2	15,62	66,7
6,00	11,65	3,33	22,72	4,5	16,06	72,0
6,50	11,73	3,30	22,89	3,1	15,90	80,5
7,00	11,25	3,35	22,84	2,6	16,53	84,3
7,50	9,67	3,58	22,67	2,6	17,57	85,2

Table 1: Marshall Method Results
Tableau 1 : Résultats de l'essai Marshall

Tel que présenté dans le Tableau 2, tous les résultats obtenus répondent aux spécifications DAER. Ainsi, l'enrobé bitumineux incorporant 8,0 % de RSF satisfait aux caractéristiques de la méthode Marshall. Leidel (1993) cite une incorporation de RSF allant jusqu'à 15 %.

CARACTÉRISTIQUE	RÉSULTATS	SPÉCIFICATIONS DAER
Enrobé spéc. apparent	22,78 kN/dm³	97 % (minimal)
Stabilité	11,68 kN/dm³	7,85 kN/dm³ (minimal)
Fluage	3,30 mm	2,03– 4,06 mm
Indice de vides	4 %	3 – 5 %
RBV	75,4	75 – 82
VGM	16,0	13 (minimal)

Table 2: Marshall Caracteristics of the hot betumen concrete asphalt material using MSR.
Tableau 2 : Caracteristiques Marshall de l'enrobé bitumineux BBMC avec RSF

Un sous-échantillon d'enrobé bitumineux a été prélevé puis soumis aux analyses environnementales afin de vérifier une lixivation possible de substances présentes dans les résidus. Les résultats obtenus lors des analyses de lixivation et de solubilisation pour les échantillons de résidus de sable de fonderie et l'enrobé bitumineux BBMC sont présentés dans les Tableaux 3 et 4, respectivement.

PARAMÈTRES (mg/l)	ÉCHANTILLONS		LIMITE MAXIMALE LISTE 7 – NBR 10004
	RSF	BBMC	
Ba	0,13	0,05	100,00
Fe	22,7	0,32	–
Pb	<0,05	<0,05	5,00

Table 3: Metal Concentrations obtained for Ba, Fe, Pb from a leaching test – Comparison between MSR and hot betumen concrete asphalt
Tableau 3 : Concentrations des métaux Ba, Fe et Pb obtenues lors du test de lixivation – comparaison entre RSF et BBMC

Les résultats obtenus dans les essais réalisés ont permis de constater la viabilité technique de l'incorporation des résidus de sable de fonderie dans le béton bitumineux malaxé à chaud, une fois que la concentration des métaux lourds et des phénols des résidus de fonderie ont diminué sensiblement.

Les résultats obtenus démontrent que l'incorporation des résidus de sable de fonderie ne présentent pas de restrictions techniques. Ainsi, l'industrie de l'asphalte pourrait utiliser ce mélange et, par conséquent, établir un partenariat avec l'industrie des fonderies en vue de la préservation de l'environnement.

PARAMÈTRES (mg/l)	ÉCHANTILLONS		LIMITE MAXIMALE LISTE 8 – NBR 10004
	RSF	BBMC	
Phénol	15	0	0,01
Ba	0,13	<0,03	1,00
Cd	<0,01	<0,01	0,01
Fe	3,93	0,35	0,30
Pb	<0,05	<0,05	0,05
Cu	0,32	0,07	1,00
Zn	0,13	0,02	5,00
Dureté	80,0	65,00	500,00

Table 4: Metal mean concentration for Ba, Cd, Fe, Pb, Cu, Zn, hardness and phenol obtained during solubilization test – Comparison between MSR and hot betumen concrete asphalt

Tableau 4 : Concentrations moyennes des métaux Ba, Cd, Fe, Pb, Cu, Zn, dureté et phénol obtenues lors des tests de solubilisation – Comparaison entre RSF et BBMC

Conclusion

Le travail a démontré que l'utilisation des résidus de sable de fonderie comme matière première pour les entreprises de chaussée asphaltique peut être considérée satisfaisante, car elle respecte les critères de dimensionnement structural et la législation environnementale en vigueur.

Nonobstant les résultats satisfasants obtenus, il faut considérer que la réutilisation des résidus de sable de fonderie ne doit pas être perçue comme une solution définitive au problème d'excédents de sable. Pour corroborer ce qu'affirme Mariotto (2001), l'idéal serait que des technologies soient mises au point pour permettre la regénération de 100 % des sables utilisés dans les processus de fonderie, éliminant ainsi la nécessité d'extraire du nouveau sable.

Toutefois, les résultats présentés peuvent offrir une solution viable pour minimiser les problèmes d'élimination des résidus de sable de fonderie et réduire les coûts que les SDF engendrent aux entreprises.

Références

ABNT (1987). NBR 10.005: Lixiviação de Resíduos. Rio de Janeiro, p.10.

ABNT (1987). NBR 10.006: Solubilização de Resíduos. Rio de Janeiro, p.2.

Andrade, R.O.B. de; Tachizawa, T. & Carvalho, A.B. (2002) Gestão ambiental: enfoque estratégico aplicado ao desenvolvimento sustentável. São Paulo: Pearson Education Brasil, p. 232.

DAER (1991). Especificações gerais. Porto Alegre, Unidade de Normas e Pesquisas.

Leidel, D.S. (1993) Sand reuse: user requirements, Modern Casting, vol 83, p 38-39.

Mariotto; L.C. (2001) Regeneração de areias de fundição. São Paulo: IPT.

Moura, L.A.A. de (2000) Qualidade e gestão ambiental: sugestões para implantação das normas ISO 14.000 nas empresas. São Paulo: Editora Juarez de Oliveira, p. 228.

Regan, R.W.; Heaney, M.; Dunkelberger, J.A. (1997) Weighing Sand Reuse Options from the Customer's Perspective. Modern Casting, vol 87, p. 45-47.

Teixeira, C.E. (1993) Ensaios de tratabilidade de resíduo sólido industrial – areia fenólica: isolamento, identificação e seleção de fungos filamentosos. Dissertação de mestrado, Campinas – Brasil, p. 107.

Valle, C.E. do (2000) Como se preparar para as norma ISO 14000: o desafio de ser competitivo protegendo o meio ambiente. São Paulo: Pioneira, p. 139.

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport*", Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 221-225

Développement durable et transports : recadrer les débats

Jean-Louis Zentelin
IUT Evry-Val d'Essonne, Département GLT, Groupe de Recherche Territoires Environnement Logistique, 22 allée J. Rostand, 91025 Evry cedex, France
Tel : 01.69.47.72.35 – email : jl.zentelin@iut.univ-evry.fr

Résumé.
Le DD est une approche institutionnelle visant un certain universalisme. Pour certains cela en fait au mieux un truisme au pire une idéologie. A condition de raisonner de façon subsidiaire ses apports pour dégager des compromis environnementaux satisfaisants sont indéniables en France et en Europe, des entreprises à l'Etat en passant par les collectivités territoriales et la recherche. Les sommets mondiaux popularisent des débats sur la désertification, la déforestation, la raréfaction de l'eau, le nucléaire… Les changements climatiques, sans frontières, constituent le point dur des oppositions entre tenants du progrès et de la précaution. Un usage rigoureux et scientifique est propice à la prise de décision sectorielle ou territoriale. Les retombées concrètes restent relativement limitées par l'adhésion aux règles du marché. Seuls certains sociologues ou politiques vont jusqu'à remettre en cause nos modes de vie et la croissance (énergie, mobilité).
***Mots clefs** : Développement durable, précaution, dialogie, idéologie, science, effet de serre, transports, modes de vie, prévision, risques.*

Abstract :
Sustained development is an institutional approach linking lifestyles, geopolitics, economics, social issues, the environment, legislation, civil law, participative democracy, science, fiscal policy, world-wide partnerships…This makes it more graphic for the average citizen. Conversely, this universalism draws several criticisms (from suspicion of truism to that of ideology, passing through dispersion, dilution, confusion, contradiction, plagiarism,…).
If the situation is examined from the point of view of subsidiarity, the contribution of SD to the development of environmentally satisfactory compromises in France is undeniable. Companies that aim to be socially aware.Local authorities have improved their control of space, energy, pollution…The State stimulates institutional procedures integrating social costs to take account of a variety of local causes of pollution (such as nitrates, noise, gaseous emissions…), and the economists have seized on the sustainability of system. At the European level, research favours energy, transport and climate change. World summits popularise debates on desertification, deforestation, water scarcity, nuclear energy…and on climate change due to the emblematic "greenhouse effect", which sets the defenders of progress against the defenders of precaution, resulting in compromises like "negotiable emission permits".
The spin-off effects of the concept are therefore anything but symbolic. Rigorous scientific use of this notion is frequent and encourages sectorial or territorial decision-making. The proof of its efficiency is that it annoys those sectorial actors who do not yet accept the development of a culture of dialogue, participation and consensus.Concrete spin-off is still relatively limited: European SD is "lukewarm", limited by adhesion to the principles of the marketplace. Only a few sociologists or politicians are prepared to go as far as calling into question our life-styles and growth (energy, mobility).
***Key words:** Sustainable development, precaution, dialogue, ideology, science, greenhouse effect,*

transport, lifestyles, forecasts, and risks.

Introduction.

Ce texte vise à interroger "la place de l'environnement dans le concept de développement durable », la richesse ou la vacuité du concept, son apport aux débats de société".

1 – L'histoire du concept

Le développement durable (DD) intègre préoccupations économiques, sociales et environnementales, dans une approche structurellement d'arbitrage, donc de compromis. Pour cela il s'appuie sur trois dimensions (environnement, société, économie), ou quatre piliers (équité sociale, efficacité économique, amélioration de l'environnement, démocratisation des modes de décision), voire douze principes (édictés à Stocholm en 1972 et mêlant modes de vie, géo-politique, économie, social, environnement, législation, droit, démocratie participative, science, fiscalité, partenariat mondial...).

L'émergence du développement durable, dont le "Printemps silencieux" (Rachel Carson, 1962, critique des pesticides) et l'écodéveloppement (Foumex, 1971) avec notammant Y.Sachs, Wrong, S. Antoine... ont été des précurseurs, remonte à la déclaration de la Conférences des Nations Unies sur l'environnement à Stocholm, en 1972, puis au sommet de la terre de Rio (1992) où le rapport Bruntland popularise l'idée d'une "durabilité" (sustainability) principalement écologique, dans le cadre des contextes économique et social du développement. Une innovation "pré-juridique" concerne la prise en des "générations futures" (et aboutit donc à des accords et des conventions sur des questions cruciales telles que celles des changements climatiques, de la désertification et de la déforestation).

Dix ans plus tard le Sommet de Johannesbourg, occasion pour les dirigeants de s'engager à prendre des mesures concrètes, est relativement décevant. Des avancées sur l'eau, la santé, la pauvreté, la redite de bonnes intentions, pas grand chose sur la dette, la gouvernance, le financements du PNUE et des Nations-Unies, (presque) rien sur les transports et l'effet de serre. Cependant le protocole sur le climat, adopté en 1997 à Kyoto, malgré le désistement des USA en 2001, progresse et l'objectif de ratification par 55 pays pesant 55 % des émissions des pays industrialisés en 1990, ne dépend que de la Russie pour entrer en vigueur. En outre à Kyoto ont été décidés la commercialisation de permis d'émissions, des mécanismes de développement "propre" pour les PED (déductibles pour les PI), et leur mise en oeuvre conjointe (entre PI), à La Haye récemment. L'accumulation des divers gaz à effet de serre (GES) semble irréfutable, et surtout son effet multiplié si on n'engage pas d'efforts pour la freiner. Les moyens sont connus : éclairage, industrie, isolation, transports économes (yc formes urbaines), usage gaz naturel en transition vers énergies nouvelles (en limitant les émissions de méthane), piégeage du carbone (forêts, réservoirs...), limitation des halocarbures (N2O, CH4)… Les incertitudes concernent surtout les coûts.

2 - Les critiques adressées au développement durable (DD).

Le DD est respectivement stigmatisé comme tautologie, vœu pieux, auberge espagnole, fourre-tout, oxymore, voire idéologie... Au total de nombreux auteurs dénoncent la polysémie ambiguë du DD et lui prédisent un épuisement rapide.

Une partie de ces critiques s'explique-t-elle par la sémantique (« tradutore traditore ») ? Le concept initial d'écodéveloppement du à Sachs (1993) est peut-être plus explicite.

Que le DD puisse être un vœu pieux renvoie à la complexité des relations internationales et aux strictes lois de l'échange : les Etats-Unis ne sont pas prêts à renoncer à leur mode de vie et les pays en développement renâclent à se voir imposer un modèle de développement plus frugal. A l'extrême le DD apparaît comme un stratagème protectionniste pour perpétuer « l'introuvable équité » entre pays développés ou moins avancés : un PMA ne peut exploiter ses ressources minières ou gazeuses

pour protéger une espèce menacée, les mécanismes marchands de permis d'émissions négociables conduisaient à imposer à Indiens ou Chinois ce que les américains (ou européens) refuseraient de faire dans leur propre pays.

L'utilisation idéologique du DD à des fins politiques, notamment à travers la revendication du principe de précaution, est indéniablement fréquente (OGM, vache folle, canal Seine Nord…).

Enfin la non-scientificité. Pour certains démographes le DD est malthusien : son alarmisme concernant la démographie est éxagéré et ne prend pas en compte que l'occidentalisation des modes de vie fait diminuer considérablement la natalité. Concernant l'effet de serre il serait quasi impossible d'énoncer des certitudes : les nombreuses modélisations effectuées dans le monde sont souvent contradictoires et en tout cas sujettes à de fortes améliorations grace aux progrès des modèles couplés (à terme atmosphère-océan-végétation), de l'interprétation des observations sur les pollens (Joussaume, 1999)…

3 - Comment faire la part des choses ?

Comment tenter une évaluation « équilibrée » du concept ?

Remarquons d'abord que, souvent, les critiques ne s'appliquent pas au DD mais à une vision dégradée de celui-ci, véhiculée par ceux qui contestent ses fondements, une vision identifiée à une défense quasi-corporatiste « not in my backyard » voire sectaire (fondamentalistes) de l'environnement. Or cette logique fondamentaliste est aux antipodes de la logique fondamentale de préservation des mécanismes biologiques de régénération de notre écosystème, idée synthétisée par la formule « la nature se moque du critère de Pareto » (Passet,1996), s'assortissant d'une éventuelle remise en cause (Bourg, 2001) de certains « modes de vie » (habitus, question récurrente des « besoins »).

Ecartons ensuite l'idée que le poids de l'environnement pèse trop dans les décisions (Ascher). Dans une démarche de compromis cela peut se produire (des oiseaux empêchent l'extansion du port en eaux profondes de Dunkerque, un hanneton en voie de disparition bloque les travaux d'une autoroute, des entrepreneurs sont absents de la concertation dasnd un hypercentre urbain…). Mais inversement la dimension environnementale est plus souvent sacrifiée ou exploitée (on qualifie d'«environnentale » la rentabilité d'un infrastructure routière dont le surplus est composé essentiellement de gains de temps), et on peut facilement soutenir que l'aménagement français est « sous influence » de l'économie, jusque dans ses textes fondateurs.

4 - Les apports territorialisés du DD dans les transports et l'aménagement

Notre hypothèse est que le DD est un concept nouveau, basé sur la notion de négociation coopérative (principes 6-7-12) et que les critiques de ses détracteurs sur sa forme masquent en fait un véritable débat idéologique entre progrès et précaution. Débat intarissable donc (Bourg, 2001), et il paraît préférable de lister ici les apports concrets dus au DD dans les transports et l'aménagement, non sans rappeler auparvant que ces apports sont aussi important dans l'environnement au sens strict (loi du 2/2/1995 "relative à la protection de l'environnement" dite loi Barnier, Agendas 21 locaux…), dans la construction (développement de la Haute Qualité Envireronnementale), l'Industrie (normes ISO14001, développement industriel durable (Bret, 2000), Renaut « fait » du DD…), la politique étrangère (Mission sur l'Effet de Serre), les assurances (au Japon avantages pour les véhicules hybrides…).

Pour mieux les mettre en respective il faut sacrifier à la lancinante question des « bons » niveaux d'intervention. En effet l'Environnement suscite des problèmes de confrontation entre intérêt général et intérêt territorial, voire entre des intérêts locaux différents (la fermeture aux poids lourds du tunnel du Mont-Blanc a opposé Chamonix et Fréjus). Or, à condition de raisonner de façon subsidiaire, les apports du DD pour dégager des compromis environnementaux satisfaisants sont indéniables :

- Au niveau des entreprises l'entreprise "citoyenne" organise des "plans de mobilité" pour ses employés et recourt prioritairement aux modes combiné, fluvial et ferroviaire.

- Au niveau des collectivités territoriales françaises aménagement et développement font l'objet de procédures prenant en compte l'environnement dans un cadre de concertation (SCoT, pays, PADD, PLU, comités de quartier), les modes "doux" de transport étant favorisés par rapports aux transports thermiques.

- L'Etat impulse la composante institutionnelle avec les DTA, les schémas de service (institutionnalisant dans le transport la multimodalité marchandises et voyageurs). Les études d'infrastructures intègrent les coûts sociaux... Globalement il en résulte une réduction des diverses nuisances locales (pollution par nitrates, bruit, émissions gazeuses...), à l'exception des gaz à effet de serre (GES). Le sytème de transport français s'avère ainsi « durable» (si l'on excepte la dérogation, due au nuclaire, dont dispose la France en Europe concernant les GES : pour d'aucuns la filière gaz naturel eut été préférable).

- L'Union Europénne, depuis Göteborg en 2001, a fait du DD un axe fort de l'orientation de sa nouvelle politique scientifique et technologique (sixième programme cadre) : après le Livre Vert (energie) et le Livre Blanc (transports) un troisième volet réaffirme l'importance de la recherche sur le climat. Certes les discours sont plus développés que les pratiques (les émissions de GES réaugmentent depuis 2 ans, dix des quinze pays ne respectant pas leurs objectifs, etc), ce qui fait dire à certains que l'Europe est dans une phase tiède du DD, notamment parce que se référant aux mécanismes de marché, mais surtout parce qu'impuissante à imposer des règles mondiales (Petrella, 1999).

Au niveau mondial les thèmes majeurs de l'environnement sont les changements climatiques, la désertification, la déforestation, la raréfaction de l'eau... le nucléaire. Le débat sur l'effet de serre est emblématique du DD. Cette pollution globale dépend de la consommation d'énergie (yc trafic).

5 - Les écueils à éviter

Le premier est la juridiciarisation : il faut éviter que la précaution empêche l'action. En termes de juriprudence la faute ne relève actuellement pas de la précaution : la précaution peut contaminer la notion de prudence, mais n'a pas pour l'instant influé sur la notion de responsabilité. Recentrer le débat est là aussi essentiel. Pour de nombreux chercheurs (Godard, 2001) la précaution est un principe d'action, mesurée et proportionnée certes, mais d'action.

La disqualification par la science économique est un second écueil à éviter. Ainsi «notre » système de transport est ou n'est durable selon qu'on prend en compte ou non, par précaution, « l'hypothétique » effet de serre (Prud'homme, 1999). Certains scientifiques militent contre le principe de précaution : ils sont plus souvent spécialistes de biologie moléculaire, physique, génétique… que d'écologie fondamentale et appliquée. Plus proche de nous, un groupe de travail du Conseil National des Transports français (CNT), organisme de concertation, associé à l'élaboration et à la mise en œuvre de la politique des transports, a donné un avis visant à le remplacer par principe de prévention voire de régulation, « mieux cernés » (Savelli, 2001). Or la précaution n'est pas une remise en en cause mais une responsabilisation de la science. Sans doute devrait–t-on réfléchir à équilibre entre la science cognitive et la science opérationnelle, souvent mieux dotée financièrement.

On peut s'inquiéter d'une tentative de récupération par les économistes (monétarisation des différents critères ; relalivisation des risques par survalorisation du « progrès » technologique) qui ferait perdre au DD son essence de négociation coopérative.

Enfin il faut évoquer le risque de fourvoiement vers un développement durable local à l'écoute fine des demandes des citoyens, un électoralisme moderne, voire une ingénierie sociale, des manipulations peut-être (Garnier,2002).

6 - Les apports aux débats actuels sur l'environnement

Le premier apport provient de la philosophie générale du DD, qu'il faut toujours veiller à recadrer, et concerne « les limites des écosystèmes à se régénerer ». Certes la science économique permet d'instruire la décision en mobilisant les sciences exactes. Cependant en avenir incertain (Callon, 2001), face aux nouveaux risques, l'économie doit être bornée par l'écologie et lui imposer des contraintes. Les irréversibilités écologiques justifient alors la précaution comme "action mesurée". Par exemple la mise en oeuvre de permis d'émissions négociables combine progrès et précaution.

Le second apport concerne l'aptitude du DD à réconcilier les idées de « progrès » et de précaution. Si certains chercheurs stigmatisent le DD d'autres cherchent à « découpler » développement et dégradation de l'environnement en mettant en évidence l'impact des modes de vie (Bourg), en distinguant mobilité choisie ou contrainte (Brodhag), en interrogeant le lien « mécanique » entre mobilité et niveau de vie.

7 - Les chantiers à ouvrir

Ils sont nombreux, à la dimension du changement de paradigme que constitue le DD.

L'évolution de la notion de risque tout d'abord : les risques individuels sont plus réduits mais les risques à l'échelle de l'humanité plus importants (Effet de serre, OGM, gènes…).

La détermination des échelles de temps pertinentes ensuite. Dans 500 millions d'années notre planète sera invivable ; si cela justifie les satellites d'observation, cela justifie-t-il Ariane, Challenger (1986) ou Columbia (2003)? Personne ne fait de prévisions économiques à plus de 20 ans, et les modèles informatiques sont de plus en plus fiables : est-il urgent d'attendre ? Dans la dialectique progrès technologiques/risques environnementaux doit-on ne prendre en compte que les solutions technologiques aujourd'hui relativement efficaces et faisables (quid de la pile à hydrogène, des autoroutes informatisées…) ou bien est-il raisonnable de tabler sur une incertitude de l'innovation technologique bien plus réduite que l'incertitude sur les risques climatiques ? L'enjeu de la formalisation du principe de précaution est prioritaire. La précaution est un principe d'action mesurée (ni prévention, ni abstention, ni catastrophisme, ni prudence, ni obligation de moyen ou de résultat). Les facilitateurs, ou médiateurs individuels (Poutchy-Tixier, 1999), ayant la confiance de toutes les parties prenantes, généralement recrutés dans les cabinets de consultants, les ONG, Associations ou Fondations, ont probablement essentiel à jouer dans cette formalisation.

Conclusions

Les retombées du concept sont donc tout sauf symboliques. Sous condition de subsidiarité un usage rigoureux et scientifique de cette notion est fréquent et propice à l'alimentation et à la prise de décision sectorielle ou territoriale, au risque de mécontenter les défenseurs corporatistes de l'environnement, du social, de l'économique… Le DD participe d'un mouvement très large : démocratisation des modes de décision, instauration d'une culture de la concertation, de la participation et du consensus. Il offre des marges de manœuvre pour sortir de débats faussés aussi bien par l'idéologie écologique que par celle du progrès, au service de décisions en termes de démocratie dialogique. Bien sûr il prête le flan aux critiques des détracteurs, notamment élitistes, de cette nouvelle culture. Mais justement parce qu'il ne se prétend pas une science mais une méthode, un paradigme (qu'on peut relativement identifier à celui de la précaution dans un univers décrit comme sujet à la multiplication des risques), il féconde les différentes approches aidant l'humanité à prendre en compte la complexité en prenant le contre-pied d'autres paradigmes dominants : l'urgence, le progrès...

Références

Bret, Y-B. (2000) :Le développement industriel sera durable ou pas, Environnement magazine, HS N°2.
Bourg, D. et Schlegel, J-L. (2001) : Parer aux risques de demain, le principe de précaution, Seuil.
Callon M., Lascoumes P., Barthe Y. (2001), « Agir dans un monde incertain : essai sur la démocratie

technique», Seuil.
Garnier, C. (2002) : le DD, espoir ou imposture ? congrès France Nature Environnement.
Godard, O. (2000): Le principe de précaution, un principe politique d'action, Revue juridique de l'environnement, Numéro spécial 2000, mai 2001.
Joussaume,S. (1999) : Climat, d'hier à demain, CNRS Editions CEA.
Passet, R.(1996) : L'économique et le vivant, Economica.
Petrella, R. (1997): Les Ecueils de la Mondialisation, Editions Fides, Montréal.
Prud'homme, R. et alii (1999): Notre système de transport est-il durable ? Presses ENPC.
Sachs, I. (1993) : L'écodéveloppement. Stratégies de transition vers le XXIème siècle, Syros, Paris.
Savelli, G. (2001) : le principe de précaution et les transports, rapport au CNT.

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport"*, Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 227-232

Environmental indicators in the Czech Republic transport sector

Jiri Dufek, Jiri Jedlicka & Vladimir Adamec
Transport Research Centre, Lisenska 33a, 636 00 Brno, Czech Republic
Fax +420 541 633 742 - email: dufek@cdv.cz

Abstract
The objective of presentation is to quantify development of the transport and environmental impact in the Czech Republic and its dependence on demographic and economical development. Indicators consist of transport volumes and performances, fuel and energy consumption in the individual transport modes, air pollution data, infrastructure development, traffic accidents and fuel-prices.
Key-words: *transport, indicators, emission, performances.*

Introduction

The environmental indicators in transport sector reflect the transport, demographic and economical development of the Czech Republic. Monitored period is from 1990 until now, including the prognosis of future development.

Data	Year							
	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Population (thousand inhabitants)	10 331	10 315	10 304	10 299	10 289	10 267	10 287	10 203
GDP (billion 95 US$ using PPPs)	127,7	133,2	132,2	130,6	130,1	133,9	138,7	142,8
Area (km^2)	78 866							

Table 1: Basic data about the Czech Republic

1. Method of research

Transport volume

Transport volumes are calculated from the national traffic census (which is done once a five years), distances, travelled by individual transport modes (motorcycles, cars, freight vehicles, buses, railways, ships aircraft) and from the numbers of passengers and weight of goods.

Transport mode	Year	
	1995	2000
Passenger	25,0	31,21
Goods vehicles	6,27	8,79
Total	31,54	40,0

Table 2: Transport volume (billion vehicle km)

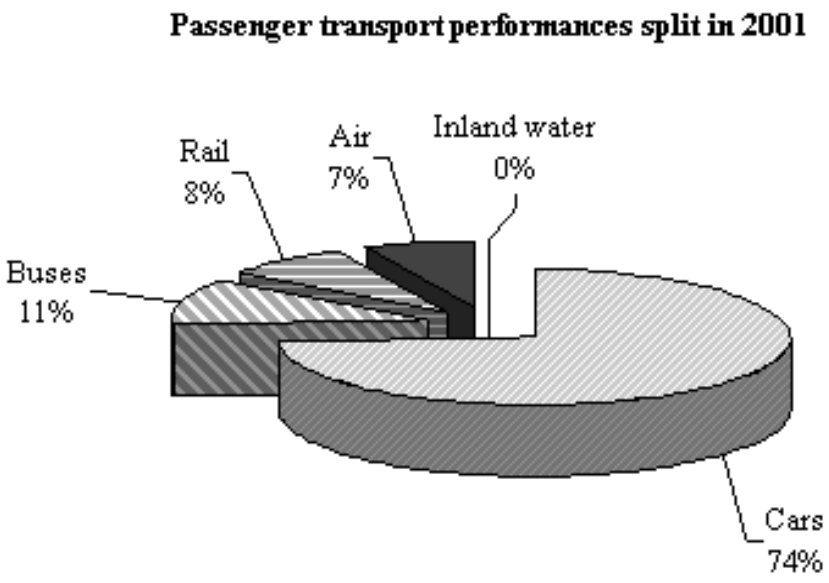


Figure 1: Performances in passenger transport

Transport performances in passenger road transport are permanently increasing in monitored period. The air transport has a similar trend: its performances increased almost 3-times from 1990 year. The rail performances are divided to electric and diesel traction, according to distances. The decrease of rail performances has already stopped. it can be caused due to the modernisation of railway corridors. The water transport performances have been stabilised.

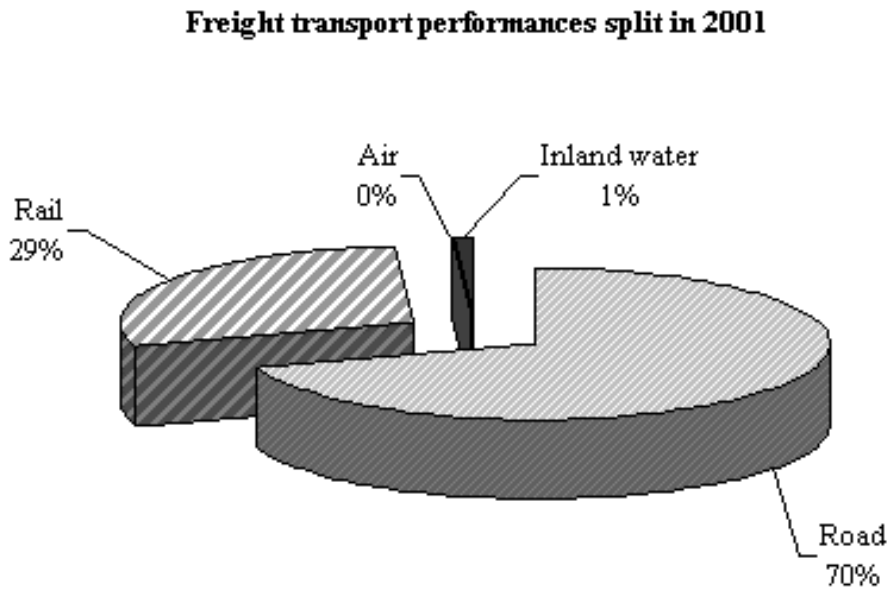


Figure 2: Performances in freight transport

Due to the increase of transport demand, the road freight transport performances are permanently growing in period 1990 – 2000. The gradual increase of the load of transport network and boarder crossing is the consequence of this process. In road freight transport, mainly the public transport is developing at the stagnation of the transport "on own account". The rail transport performance is approx. the same in the last 3 years, after the decrease from the beginning of 90-ties.

It is evident that the ratios of road and rail performances are reversed. The air and water transport performances are very minor from the view of total freight traffic volumes.

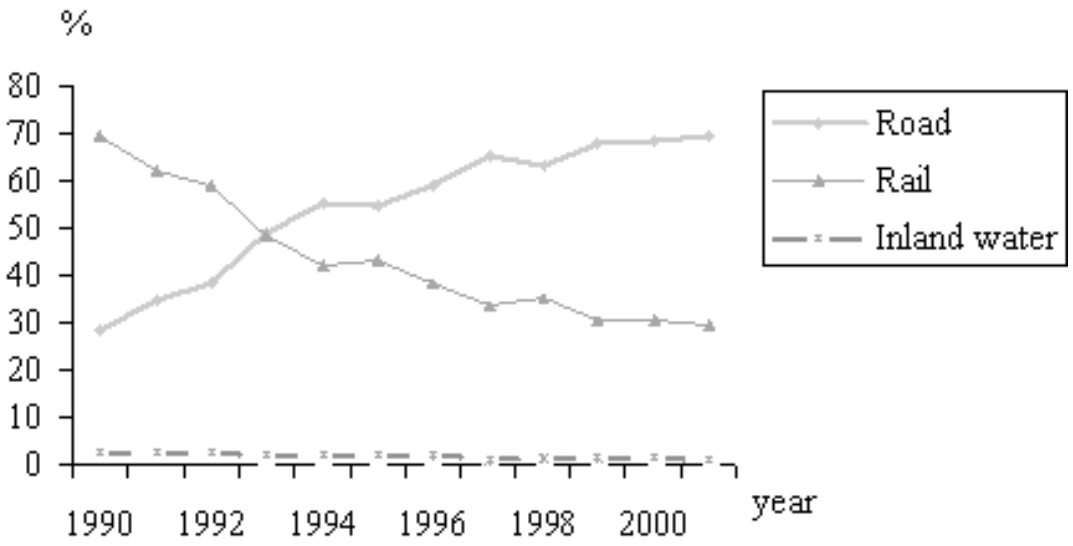


Figure 3: The trends of freight transport performances structure

Transport infrastructure

Infrastructures	Year							
	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
	length (km)							
Motorways	413	423	485	498	499	499	517	527
Total road network	55 968	55 508	55 394	55 393	55 432	55 408	55 427	55 437
Railways	9 430	9 435	9 430	9 430	9 444	9 444	9 523	9 523
	density (km/100 km2)							
Road network	70,97	70,38	70,24	70,24	70,29	70,26	70,28	70,29
Railways	11,96	11,96	11,96	11,96	11,97	11,97	12,07	12,07

Table 3: Transport network

The Czech Republic belongs to countries with the most dense railway network in Europe. The length of road network is slightly increasing, mainly due to the constructions of highways and motorways.

Energy consumption

Transport mode	Real state							Tentative	Forecast		
	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2005	2010	2015
ROAD TOTAL	85,8	87,5	89,9	89,0	89,6	90,6	90,8	90,7	90,6	89,8	88,9
Passenger cars	49,9	48,9	48,8	48,0	49,4	47,1	46,4	45,6	46,3	46,1	46,8
Buses	5,9	5,2	4,6	7,2	6,4	7,3	7,8	7,8	8,1	8,1	7,8
Goods vehicles	25,7	28,8	32,0	28,9	29,2	31,2	31,6	32,1	30,8	30,4	29,5
Urban buses	4,3	4,6	4,5	4,9	4,7	5,1	5,0	5,2	5,3	5,2	4,8
RAIL	7,4	6,9	5,5	5,9	4,9	4,1	4,5	4,4	4,2	3,9	3,7
Inland water	0,9	1,1	0,5	0,6	0,6	0,5	0,4	0,4	0,5	0,7	0,8
Air	5,8	4,4	4,1	4,5	4,9	4,7	4,3	4,4	4,8	5,5	6,6

Table 4: Energy consumption structure by transport mode (%)

The presented data about energy consumption involve mainly the energy consumed in fuel

combustion process. The energy consumption in the last two years is less than the development of Gross Domestic product (GDP). This trend is due to saving and more efficient energy using in the Czech Republic. With respect to decrease of demographic development, the energy consumption per capita tends to increase. Energy consumption of the road transport grew to 1997 year and from this year the share it is stabilised in approx. 90% of all transport.

Type of fuels	Real state							Tentative	Forecast		
	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2005	2010	2015
Gasoline unleaded	782,1	1 010,3	1 210,8	1 172,7	1 390,0	1 562,3	1 974,4	1 960,0	2 022	2 005	1 990
Gasoline leaded	893,3	836,5	726,5	610,0	583,0	355,5	0*	0*	-	-	-
Aircraft gasoline	9,0	3,4	5,0	6,0	2,6	2,8	3,2	3,0	4	5	5
Total gasoline	1 684,4	1 850,1	1 941,0	1 788,7	1 975,6	1 920,6	1 977,6	1 963,0	2 026	2 010	1 995
Kerosene	177,2	156,1	148,5	160,0	189,0	189,0	181,7	190,0	210	250	300
Diesel	1 982,9	2 285,3	2 239,6	2 275,0	2 232,0	2 393,1	2 668,4	2 730,0	2 775	2 850	2 800
Bio-fuels	25,0	30,0	170,0	180,0	178,0	228,3	222,1	223,0	242	230	230
LPG	1,6	5,0	8,2	12,0	61,0	62,1	72,4	92,0	112	130	120
CNG	3,2	3,4	3,8	4,5	5,3	4,9	4,9	4,9	5	10	13
Total	3 871,1	4 326,5	4 507,3	4 415,7	4 635,6	4 793,1	4 900,1	5 202,9	5 370	5 481	5 458

* *sale was stopped*

Table 5: Sale of fuel (th. tons)

In Table 5 the sale of all fuels not only for transport sectory, but also for vehicled used in agriculture, forestry, construction and army. The consumption of Liquid Petroleum Gas (LPG) has significantly increased up to 72,4 th. tonnes in 2001. The sale of diesel oil even unexpectly increased in 2001 which has negative impacts on emission balance. The consumption of liquid petroleum gas (LPG), compressed natural gas (CNG) and biofuel by individual transport modes is set by distribution of total sold fuels, after taking of non-transport sources. Emissions calculation methodology enables to distribute all fuels between individual transport modes.

Consumption	unit	Year						
		1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Total consumption	PJ	1 091,3	1 151,5	1 099,1	1 047,2	1 052,1	1 018,2	1 051,0
Transport consumption	PJ	138,5	158,0	164,6	160,1	171,8	176,4	185,4
Share of transport	%	12,7	13,7	15,0	15,2	16,3	17,8	17,6

Table 6: Contribution of the transport sector to total energy consumption (%)

The share of transport on the total energy consumption has an increasing tendency because the total energy consumption has been decreasing because of necessity of saving searching.

Air pollution

Emissions are calculated from fuels consumption and measured emission factors (top-down method) with the help of special methodology [2]. Prediction of indicators to 2015 year is the part of the work and it reflects present transport conceptions with two alternatives: BAU (Business as usually) and EST (Environmentally Sustainable Transport).

Pollutants	Year						
	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
CO_2	8,64	9,46	9,69	9,92	11,24	10,90	11,22
CO	39,86	42,28	42,65	42,48	47,02	44,12	43,85
NO_x	25,79	27,76	28,98	28,31	30,60	29,57	36,74
N_2O	12,03	10,60	12,21	13,94	18,34	21,41	21,63
CH_4	0,34	0,39	0,39	0,38	0,39	0,37	0,38
VOC	24,34	26,35	27,64	24,49	24,79	24,58	26,49
SO_2	0,31	0,42	0,58	0,89	1,57	1,64	1,78
PM	1,78	2,44	3,39	5,10	6,44	7,86	9,45
Pb	88,66	87,38	73,41	67,15	69,14	57,58	24,49

Table 7: Share of transport emissions on total emissions (%)

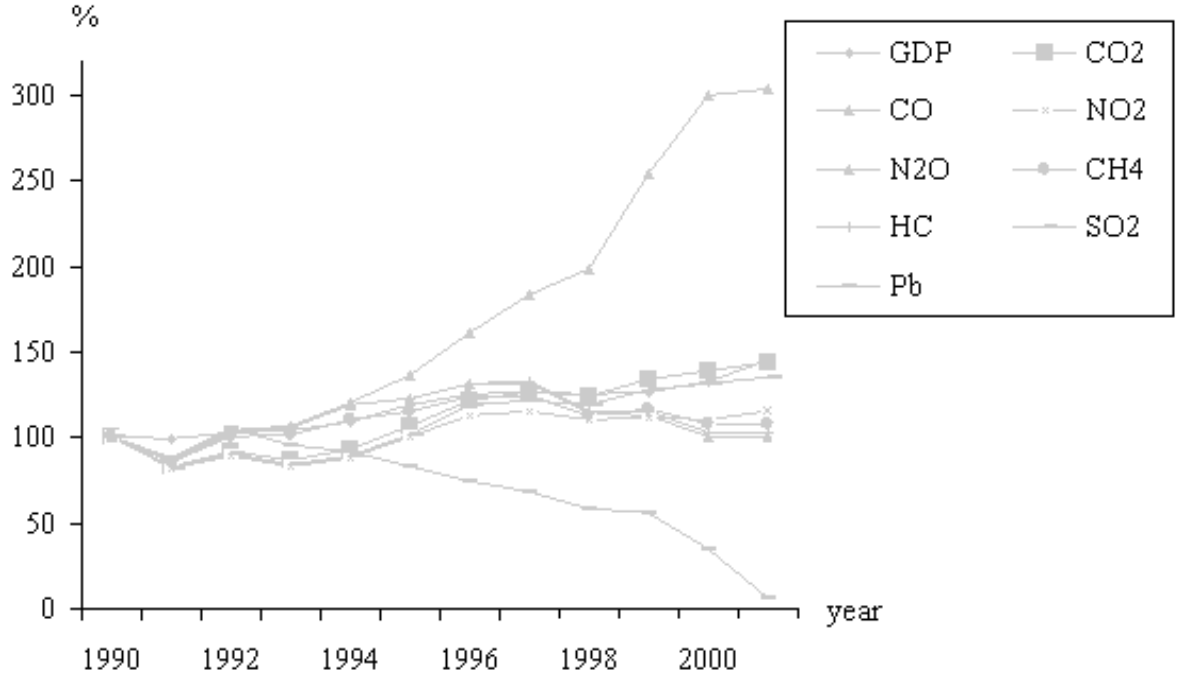


Figure 4: Development of emissions from transport and GDP (1990 year = 100%)

Results and discussion – relationships of policy and indicators

Our efforts are to force the using the indicators not only for statistics but as the political tool with should help at evaluation and monitoring of success of transport policy. Calculated indicators could serve as a warning system of the most negative environmental impact (i.e.: greenhouse effect, emissions, etc). In Czech Republic, the updating of Czech Republic Transport Policy is prepared. This new policy should be more less a copy of EC White Paper [3]. Quantified goals will be the part of this policy as well as ways of its achievement and regular monitoring. These goals are aimed to a modal shift: increasing the share of railways on total performances to 10% (passenger) and 15% (freight), the 50% increasing of productiveness and 50% air pollution decreasing. This example illustrates that Czech Republic Transport Policy is moving from the general promotion and statements to the setting of quantified targets, and method of its achievement and monitoring. For this achievement, the set of 20 complex measures has been formulated. Measures include: quantification and further internalisation of external costs, SEA and EIA of transport projects, public participation on decision making processes, implementation of telematics, improvement of logistic processes and control systems, pollution prevention, etc.. Each of these measures is been analysed

from the viewpoint of present state and main gaps (i.e. insufficient system of emissions controlling, external costs production, ... etc..)

Acknowledgement

The research was supported by the Czech Ministry of Transport as a research project VaV 801/210/109.

References

Adamec V. et al. (2003): Research of environmental burden from transport. TRC, Brno, Czech Republic, 200 p. (In Czech).

Dufek J. & Adamec V. (2002b): Methodology of the Calculation of Air Polluting Emissions for All Transport Modes“. TRC, Brno, Czech Republic, 24 p. (In Czech).

White Paper – European transport policy for 2010: Time to decide. COM (2001) 370. Brusel. 2001.

COMPENDIUM 2002. OECD. 2002.

Results of the National traffic census on motorway and road network. 1995, 2000. (In Czech).

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport*", Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 233-238

Soil indicators for road environmental evaluation

Agnès Jullien & Denis François
Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, route de Bouaye, BP 4129, 44 341 Bouguenais, France - Fax +33 2 40 84 59 92 - email : agnes.jullien@lcpc.fr

Abstract
This study aimed at developing a methodology for soil impact assessment of road infrastructure, by means of specific soil indicators, in the framework of industrial by-products use as road construction materials. Starting on a French road, considering a rather long service time of a 22 years, soil pollutant indicators were proposed and pollutant fluxes were investigated for a given road functional unit. Trends for pollutant increase and decrease along soil depth were highlighted, allowing for comparison between one chemical specie to the other in the local context. Furthermore the ability of environmental effects description using such soil indicators in the framework of a more global approach of roads appears to be an interesting method to be developed.
Keys-words*: soil-indicator-road- Impact- MSWI bottom ash- LCI- heavy metals- pollution*

Introduction

Roads play a major role in society. In the last decades recycled aggregates as well as industrial by-products have been used for road construction in several kinds of pavement layers. Decisions for recycling were taken both for natural resources saving and final waste reduction. According to the French 1992 law, since 2002 only dangerous waste can still be brought into waste landfill. Therefore, recycling in civil engineering is increasing . However, the long term environmental effects of such products used as aggregates for pavement construction have to be investigated by means of local characterisation and, if possible, global analysis of the results. In this framework the environmental medium of interest is the soil as it is submitted, during the infrastructure life, to vertical water fluxes percolating through road layers, enhanced by traffic loading.

Thus, this study aims at developing a methodology for soil impact assessment, by means of specific soil indicators, in the framework of industrial by-products use, as road construction materials. The methodology concentrates on road exploitation service time and is investigated on a particular road after 22 years of service. Soil characterization has first been performed in order to collect data. Hence, pollutant distribution below the pavement has been determined and compared to the distribution inside the soil aside the road influence area, to highlight variations coming out from the road. Then, specific soil indicators are proposed for released chemical species characterisation along soil depth. Finally, acording to the Life Cycle Assessment (LCA) standards (NF EN ISO 14042, 2000) pollutant fluxes within the pavement service time are expressed in terms of mass by functional unit (FU). Pollutant increase, pollutant retention, and therefore impact on soil, are discussed.

1 – Background and objectives

Today, there are still no statutory French thresholds for polluted soils. Besides, on the other hand, life cycle analysis, developed in the SETAC framework (SETAC, 1993) is currently applied under the ISO 14040 standards and seems to be of great interest for road infrastructure impacts evaluation. Hence, this paper focuses on soil impact analysis in the LCA framework. Figure 1 presents a general

schematic view of a road and its environment as well as links between road structure, soil and water fluxes. During road exploitation, due to water fluxes through road layers (Van Ganse, 1978; Raimbault & Silvestre, 1990), some pollutants may be expelled from the layers and then move into the underlying soil (called road soil). Such phenomena look like local ones and led to propose a local evaluation of soil pollutant fluxes intake within the service time. Soil is indeed a major component of environment, having the ability for pollutant accumulation and then may act as an integrator with respect to pollutant road leachate produced by rainfall infiltration through the pavement. Built in 1976, the pavement of interest, located in south west of France, has been submitted to a 30 trucks day traffic, during its service time. The road pavement, is made of a 20 cm thick MSWI (Municipal Solid Waste Incinerator) bottom ash sub-base, while the base is a 8 cm thick unbound graded aggregate course and the surface course is a 4 cm thick bitumen layer.

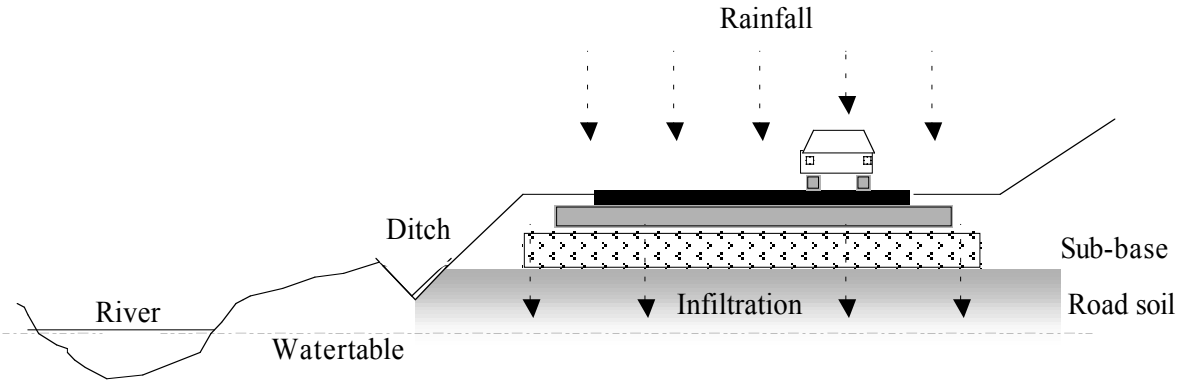


Figure 1: Road-soil-water system.
Figure 1 : Le système route-sol-eau.

2 – Methods

System analysis using LCA methodology

Since 1980 LCA has been used in several industries, its interest is growing in building industry (Stripple, 2001), but it is not broadly used in road construction, especially in France. LCA is usually carried out in four phases, as described respectively by the ISO 14 040, ISO 14 041, ISO 14042 and ISO 14 043 standards : goal, scope and functional unit definition (system boundaries), life cycle inventory (LCI) analysis of the system, impact assessment and final interpretation. However, LCA can be successively investigated from one subsystem to assess the environmental impacts. Thus, this study only deals with road use under average traffic conditions.

The studied sub-system is made of : i) a multi-layered road unit of 100 cm^2 of pavement surface above the soil region of interest as the pollutant source; ii) the road soil below the road unit as the target medium, studied by means of 10 cm^2 samples vertically drilled down to a depth of 95 cm from the road surface underneath the pavement. There is also a need for reference soil values, to characterise soils changes with time, and then to chose pertinent soil indicators.

Reference soil characteristics

Reference soil is defined to be obtained at 15 metres aside the road unit and 10 cm^2 samples are vertically drilled , down to a depth of 95 cm from the surface. Chemical analysis was performed on drilled samples, both for road soil and the reference soil, in a previous study (François et al, 2000), the results of which are used in this study . Although there is no general French standard to assess a soil pollution condition, the INRA Aspitet programme (Baize, 1997) has provided significant values of content for different textures of natural soils in France for nine trace metals. Statistically, 80 % of the actual contents in sandy soils are located between these limits. Only, six of these trace metals have been analysed in the studied sandy soil (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn). For all these trace metals, all the measured contents are in the range of ordinary sandy soils in France, or even below. However,

one can note a slight increase within the soil first 20 cm for cadmium (0,1 mg/kg), copper (5,4 mg/kg), lead (23 mg/kg) and zinc (28 mg/kg), due to the surrounding atmosphere effects.

Effect characterisation using soil indicators

Once the reference soil was characterised, the effect of the road unit on the road soil has been determined following the different steps explained below :

1. pollutant vertical concentration distribution was first plotted both for the reference soil and the road soil for each chemical specie, to discriminate any localised effect arising . These profiles were plotted for Al, Pb, SO_4^{2-}, Cr, Cu, Cd, Ni, Zn, Cl^- parameters as well as for the soil pH. Values are noted V^{cp} ,
2. a scale origin was defined for comparison, that is the depth at which the MSWI bottom ash layer is in contact with the road soil. The corresponding value of the chemical parameter (cp) noted V_{origin}^{cp},
3. the soil indicator (IS) for one chemical parameter (cp) is expressed at a given depth (d) as follows

$$IS^{cp}(d) = - (V^{cp}(d) - V_{origin}^{cp}) / V_{origin}^{cp} \quad (1)$$

   IS is nil for d equal to the origin depth
4. finally algebraic difference between the road soil and the reference IS are investigated along soil depth as well, in order to show soil perturbation after the 22 years. This difference is called road effect (RE):

$$RE^{cp}(d) = ISroad^{cp}(d) - ISreference^{cp}(d) \quad (2)$$

5 then, mass variations of each chemical specie are also determined versus soil depth, to point out soil pollutant retention and the total pollutant mass is therefore expressed by FU.

3 – Results and discussion

Soil indicator profiles

Observation of the results makes possible the appraisal of the IS profiles shape, and the assessment of the magnitude of the road effects. The results obtained show different kinds of chemical species behaviour in terms of vertical distribution after 22 years of service time. The concentration profiles in the reference soil indicate that it is an anthropic one, “environmentally” dependent (traffic, industry..). The concentration in the road soil points out a localized road influence on soil which depends on the pollutant itself. Hence, the profiles exhibited by the indicator show trends as follows One kind of profiles points out homogeneous but small amount of pollutant along the profile length. The other profiles are parabolic curves, either convex or concave, showing a maximum (or a minimum) at a given depth, indicating that the soil content of the corresponding element has decreased or increased when submitted to water fluxes.

Figure 2 shows an example of content profiles in the case of chromium and cadmium, while IS profiles are shown on figure 3 in the case of lead and chlorides.

Road effects are similar in the case of Al, Cr and Ni which exhibit convex profiles (i.e. figure 2). The two firsts have a maximum at the depth of 65 cm, ie 30 cm below the origin. Compared to them, the Ni road effect is slightly shift down, with a maximum at 80 cm. The Ni road effect is strong at the origin and exhibits a minimum at 40 cm. The similarity of the Al and Cr profiles seems to follow the similarity of the adsorption and solubility behaviour of Cr(III) and Al(III) in response to changes in pH and phosphorus status of soils (Alloway, 1995), and therefore reveals their chemical form. The soil chemistry of Ni, much simpler than the Cr one, is based on the divalent ion Ni^{2+}. Both Cr(III) and Ni become increasingly soluble at lower pH values, but clearly, Ni is the most soluble (Alloway, 1995). Such solubility difference may explain the vertical shifting of the Ni profile. All road effects expressed by IS are close to 1.

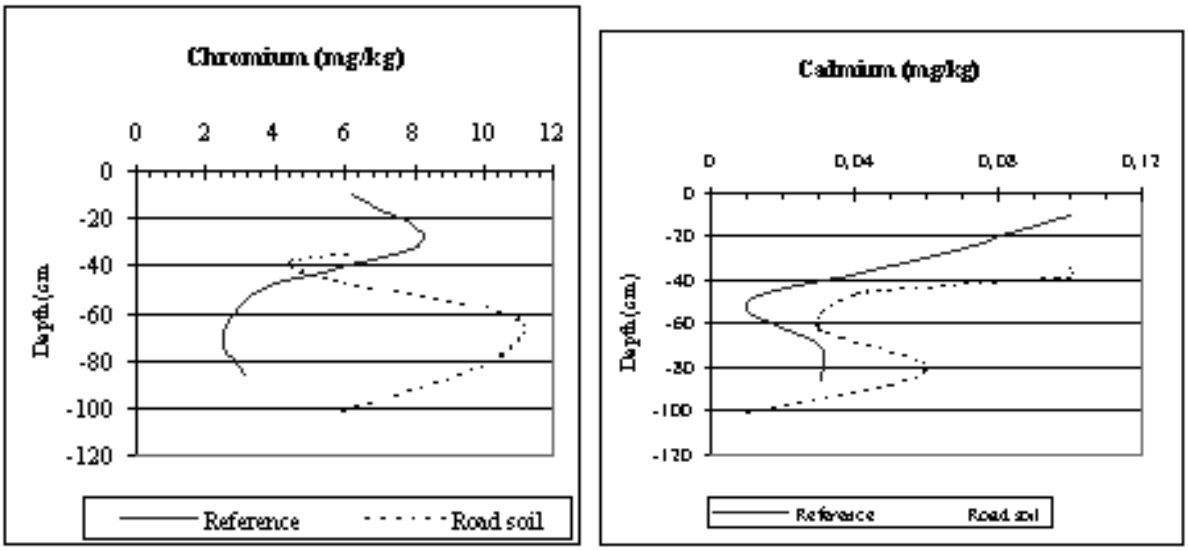


Figure 2: Chromium and cadmium actual content profiles.
Figure 2 : Profil des teneurs réelles en chrome et cadmium.

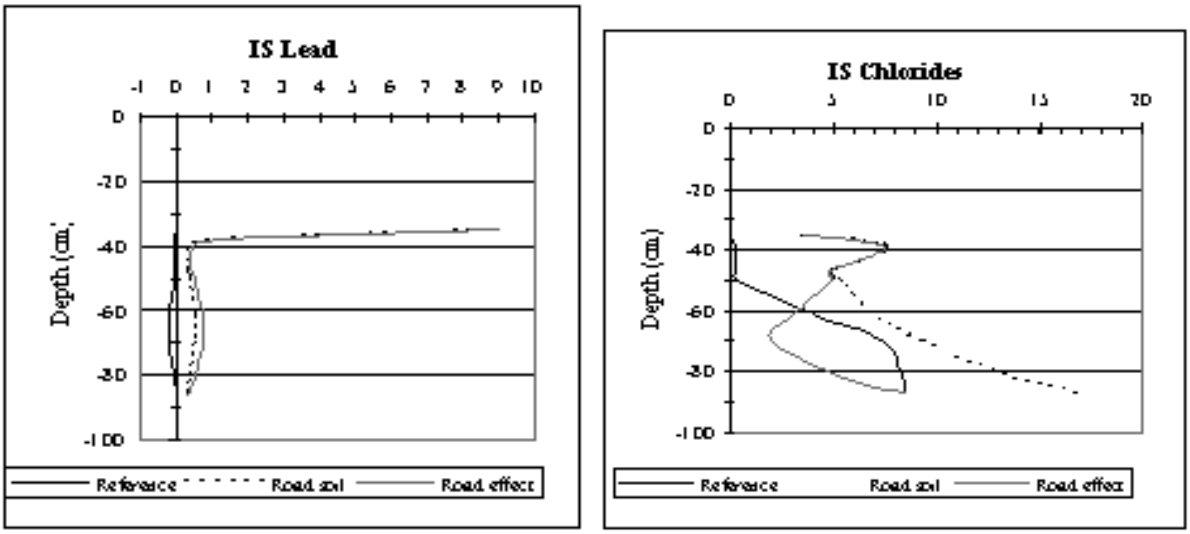


Figure 3 : Pb and chlorides soil indicator profiles and road effects.
Figure 3 : Profils en plomb et chlorures des indicateurs sols et effets routes.

Pb, Cu and Zn profiles are vertical below 40 cm with a nil road effect and a strong effect above, within the first 5 cm (i.e; figure 3). Road effects are 10, 15 and 20 respectively. A zoom on the vertical part of Pb and Cu profiles shows these parts are convex indeed, with a maximum around 65 cm. In the detail, only the Zn profile is actually vertical. Copper is one of the trace metals which moves the least while lead tends to accumulate in soils and sediments due to its low solubility (Alloway, 1995). Zinc exhibits also a weak mobility in soils.

Cd has a concave profile with a minimum located at 65 cm (figure 2). Its road effect is small, close to 1. Cd reacts and complexes most readily with soft bases as chloride and hydroxyl groups (Alloway, 1995). Indeed Cd and chlorides IS profiles are quite the same. However, Cd tends to be more mobile in soils than many other heavy metals, including Pb and Cu (Alloway, 1995). Finally, sulphates and chlorides anions (figure 3), point more complex profiles with two reversal points, at 40 and 50 cm for the former, while at 40 and 65 cm for the latter. Such results highlight particular storage or impoverishment zones for chemical elements at 40 and 65 cm, ie. at 5 and 30 cm below the origin. Such contrasts can be explained thanks to the element own mobility but also thanks to the local conditions influence. As an example, the chlorides increase below 50 cm in the reference soil

can be due to the water table fluctuation and the sea proximity, and can act on some cation solubility.

Pollutant fluxes inventory

Table 1 gives for the different elements i.) the total increase, in mg, for the road soil in relation to the reference soil ii.) the relative effect in comparison with the reference soil (increase/reference soil mass) iii.) the loss per kilogram of dry MSWI bottom ash iv.) the present MSWI bottom ash leaching ability v.) the 94-IV-1 regulatory French environment ministry circular thresholds for Pb, SO_4^{2-}, Cr(VI) and Cd for comparison.

Element	Mass increase in road soil (mg)	Relative effect	MSWI bottom ash loss (mg/kg)	Leaching after 20 years (mg/kg)	Regulatory thresholds (mg/kg)
Al	57 646	0,7	15 580	17	None
Pb	67	1,3	18	3	< 10
SO_4^{2-}	218	1,0	59	994	< 10 000
Cr total	49	1,3	13,2	0,09	Cr(VI) < 1,5
Cu	19	1,8	5,1	1,2	None
Cd	0,27	1,0	0,1	< 0,006	< 1
Ni	7	1,2	1,9	< 0,18	None
Zn	106	2,5	28,6	4,5	None
Cl^-	374	0,9	101	79	None

Table 1 : Increase and losses balance sheet.
Tableau 1: Bilan des apports et des pertes.

Neither chemical analysis nor leaching test was carried out 22 years ago, on the MSWI bottom ash. But considering that the total increase in the soil column comes exclusively from the MSWI bottom ash layer, MSWI bottom ash loss per unit mass (in mg/kg) can be can calculated for each element. Then, MSWI bottom ash sampled in road structure has undergone NF X 31-210 standard leaching test, which is the pollutant potential test required by the 94-IV-1 French environment ministry circular, for use in road construction. Test results are thus expressed only for : Hg, Pb, Cd, As, Cr(VI), SO_4^{2-} and Total Organic Carbon.

Although Al mass increase is important (table 1), its effect is lower than the one of other pollutants, especially Zn and Cu, for which it represents a tripling in comparison with the reference soil (the effect is twice the reference status). For elements such as Pb, Cr, Cd and Ni, the effect is doubling.MSWI bottom ash estimated losses, are much higher than what this material seems still able to release after 22 years of service, according to NF X 31-210 leaching test. For the 4 parameters at stake, the thresholds for a regulatory re-use, are respected. The estimated loss in sulphates seems low when compared to the leaching result. May be the sulphates balance sheet is under-estimated because of an export out of the investigated system under the effect of infiltration in deeper soil layers and/or the water table fluctuation.

Conclusion

The soil indicator, which is calculated from the road surrounding soil own chemical characteristics, allows an assessment of the road structure which integrates the local context situation. It reveals specific trends, linked to pollutants transport and retention at a given depth. Therefore, both road effects (pollutant fluxes) and maximum or minimum localisation inside the soil can be expressed from such an analysis. Moreover, relating the measured effects to this local context, whatever it is,

makes the IS a tool for comparison between sites, whatever their variety. Hence, this study deals only with road exploitation effects on the road soil, which is one of the environmental targets, analyzed through its changes concerning only metallic pollutants after 22 years. Part of the study deals therefore with pollutant concentration determination along soil depth, while the other part describes the reference values which have been identified for such an analysis. Finally, such soil indicators could allow an assessment of recycled road applications effects, helping to perform life cycle analysis.

References

Alloway B.J. (1995): Heavy metals in soils. Blackie academic & professional ed, London, 368 p.

Baize D. (1997) : Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols. INRA ed., Paris, 409 p.

François D., Legret M., Demare D., Fraquet P. & P. Berga (2000) : Comportement mécanique et environnemental de deux chaussées anciennes réalisées avec des mâchefers d'incinération d'ordure ménagères. Bulletin des laboratoires des ponts et chaussées, n° 227, p15-30.

NF EN ISO 14042, (2000) : Management Environnemental, Analyse du Cycle de Vie, Evaluation de l'impact du cycle de vie, 18p.

Raimbault G. & P. Silvestre P (1990) : Analyse des variations de l'état hydrique dans les chaussées. Bulletin des laboratoires des ponts et chaussées, n° 167, p 77-84.

SETAC (1993): Guidelines for life cycle assessment : a code of practice. Proc. Int. Workshop, Sesimbra, Portugal, 31 March - 3 April, 1993, *In : proceedings of a workshop in Sesimbra*, 31 march-3 april 1993, Portugal, Society of environmental toxicology and chemistry. :F.Consoli,D.Allen,I.Boustead, J.Fava, W.Franklin,A.A.Jensen,N.de Oude, R.Parrish,R.Perriman, D.Postlethwaite, B.Quay, J.Séguin and b.Vigon ed .

Stripple H. (2001): Life Cycle Assessment of Road. A Pilot Study for Inventory Analysis. IVL Swedish Environmental Research Institute, Report, p1-182.

Van Ganse R. (1978) : Les infiltrations dans les chaussées: évaluations prévisionnelles. Proc. Int. Symp. "Symposium on road drainage", Berne, Switzerland, 22-24 May, 1978, Federal office of highways and rivers, p 175-192.

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport"*, Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 239-244

Une conception structurelle des indicateurs pour l'impact des nuisances sur l'environnement.

Michel Maurin
INRETS-LTE, case 24, 69675 Bron cedex, France, maurin@inrets.fr

Abstract
Today the environmental impact assessment is carried out with a lot of indicators, and with several different baskets of indicators. But inside a basket, the indicators look to be merely juxtaposed without any true purpose for a global assessment. In order to improve the ordering of the information contained in indicators we propose a morphological approach emphasizing common or different features, and identifying major steps for the construction of impact indicators.
First, ther are different input data families, i) the site data, ii) the data sources (physical data describing nuisances as noise, pollutions, ...) and iii) the data targets (affected populations, human, flora, fauna, economic goods ...), § 1. Some of them are extensive (emissions, populations, areas) and others are intensive (noise levels, concentrations, ...). There is also the family of data impacts and the transforming step of data source into data impact such as the dose-response transformations, ("a major effort" according to the FICON report). An other important step is the mixing between data source and target, or data impact and target, under different options. We have also to consider the step related to agregation or sub-agregations as for Russian dolls, § 2 and graph.
Key-words*: environment, indicators impact, dose/response transform, mixing, sub-agregations.*

Résumé
Il s'agit d'identifier les étapes majeures dans la construction des indicateurs d'impact.
Mots clés *: environnement, indicateurs d'impact, transformation dose/réponse, croisement de variables, sous-agrégations.*

Introduction.

Les modes de fonctionnement et de production actuels de la société provoquent de plus en plus de nuisances et d'effets ou d'impacts de ces nuisances sur l'environnement. Cela rend de plus en plus nécessaire que l'on s'en soucie, et pour cela il a été développé depuis plusieurs années déjà de nombreux "indicateurs", sans que le mot soit original puisque tout ou presque tombe sous la coupe d'un indicateur stricto sensu.

Dans le domaine des effets sur l'environnement les indicateurs appartiennent à quelques grands classements, les indicateurs du cycle PER de l'OCDE, du cycle DPSIR de l'Agence Européenne de l'Environnement, (S et I détaillent l'étape E précédente), ou du cycle plus récent DPSEEA de l'Organisation Mondiale de la Santé, (E et E détaillent I, et A - action est synonyme de R - response). On assiste ainsi à l'éclosion d'un grand nombre d'indicateurs en réponse à un grand nombre de nuisances "élémentaires" dites mono-nuisances au sein de différents paniers d'indicateurs. Les plus importants ont été analysés dans l'étude-inventaire de Rodrigues. On en retire le sentiment que dans ces grands paniers cohabitent des indicateurs au statut disparate entre ceux qui sont immédiats et ceux qui sont plus élaborés, et que ces indicateurs sont simplement rassemblés ou juxtaposés sans dessein d'agencement véritable, hormis des soucis de couverture

assez large de nuisances.

Devant cette quantité et cette inhomogénéité il paraît nécessaire de clarifier le domaine. La mise au point d'un ensemble complet et si possible agrégé ou semi-agrégé d'indicateurs pour les impacts des transports est l'objectif du projet PIE de l'INRETS, et pour cela nous abordons des préoccupations structurelles pour la construction des indicateurs. Les données qu'ils utilisent ont des points communs, les indicateurs résultants également, et mettre l'accent sur leur morphologie peut aider à identifier certaines idées maîtresses dans la façon de les établir. Bien que certaines semblent aller de soi, elles sont plus souvent présentes sous forme latente qu'explicite. Une clarification n'est donc pas inutile, et cela peut aussi suggérer des constructions et des traitements nouveaux. Cette grille d'analyse concerne avant tout les indicateurs d'état et d'impact (E, SI, SEE).

1 - Les grandeurs en entrée

Les indicateurs sont construits à partir de grandeurs d'entrée. Une première action de clarification consiste à cerner ces différentes grandeurs et à examiner leurs propriétés.

Les trois grandes familles de données en entrée. On rencontre :

* les données de site qui correspondent au support territorial sur lequel on établit des indicateurs ;

* les grandeurs de source, sous-entendu sources de nuisances ; ce sont pour l'essentiel des variables physiques (ou géométriques) qui caractérisent objectivement les changements apportés par les nuisances sur l'environnement ;

* les grandeurs de cible, celles qui caractérisent les milieux réceptifs qui se trouvent exposés aux nuisances-sources.

Les données de site concernent l'identification du site, et ses caractéristiques géométriques (longueurs, superficies, caractéristiques de sol et de relief pour des aspects de propagation).

Les grandeurs de source sont de nature essentiellement physique. Elles caractérisent les nuisances du site en quantités de matière ou en teneurs pour les pollutions diverses, en niveaux de bruit pour les nuisances acoustiques. Dans la grande diversité des nuisances que l'on connaît, les grandeurs de source ont en commun leur statut de grandeur physique objective et sans doute mesurable (ou modélisable en tant que phénomène physique) avec des unités bien définies ; mais elles présentent aussi une forte dichotomie et l'on doit distinguer :

* les grandeurs "extensives" ou additives comme les émissions de nuisance à la source proprement dite. Elles sont définies sur des aires territoriales, au besoin sur des durées temporelles, et elles sont additives dans l'espace et dans le temps ;

* les grandeurs "intensives" qui donnent en chaque point l'intensité de l'exposition proprement dite. Elles sont définies en chaque point du site, varient en fonction du temps et l'on peut établir les gradients et les courbes iso- de leurs valeurs, (ce qui n'a pas de sens pour les grandeurs extensives).

La distinction intensif/extensif est classique en thermodynamique avec le volume extensif et la pression intensive d'un gaz. Ici elle rend parfaitement compte de la différence entre les deux statuts physiques ; pour les gaz polluants par exemple les émissions par aire et par durée sont extensives tandis que les teneurs respirées par les populations exposées sont intensives. La distinction recoupe assez bien l'étape de propagation entre l'émission et l'exposition qui en résulte. Dans le cas de l'acoustique les niveaux d'exposition sont intensifs quand on les étudie au niveau des récepteurs, mais les mêmes niveaux peuvent aussi définir les puissances d'émission. Il peut donc se présenter une réflexion physique sur le statut précis de la grandeur de source, mais la distinction est essentielle, (on la retrouve encore dans la dualité en algèbre linéaire, de la co- et contra-variance en calcul tensoriel, du prix et des quantités en économie).

Les grandeurs de cible caractérisent les cibles touchées ou potentiellement exposées aux nuisances dans le site étudié. Il y a lieu tout d'abord de préciser la population en question ; cela peut être la population humaine ou des sous-populations particulières, personnes âgées, …, des populations

animales ou végétales, des biens économiques ou encore des sites particuliers à préserver (naturels, historiques, …). Les grandeurs de site peuvent aussi être des grandeurs de cible comme la superficie d'espace, le linéaire des rives de cours d'eaux. Ce sont essentiellement des données extensives et il s'agit de comptabiliser les effectifs exposés par sites ou sous-sites, (ou des km2, …).

2 - Les grandes étapes de construction

Ici nous identifions quelques unes des étapes clès ou majeures que l'on rencontre à des degrés divers dans les différents paniers d'indicateurs rappelés ci-dessus (Maurin 2003 a, Rodrigues).

Les premiers conditionnements. Cela concerne, pour la source comme la cible, l'accès aux données et leur mise en forme pour les traitements ultérieurs ; cela peut être du lissage, de la reconstitution de données manquantes, de la fusion de données de fichiers différents … C'est une étape classique qui n'a pas plus d'originalité particulière que celle des données elles-mêmes.

La transformation en grandeur d'impact. Les grandeurs d'impact sont une nouvelle famille de grandeurs qui sont introduites pour caractériser l'effet ou l'impact d'une nuisance sur une population cible. Les grandeurs physiques qui décrivent l'exposition peuvent en effet ne pas réfléter l'importance véritable de l'impact sur la cible. Par exemple pour la nuisance acoustique on a développé la notion de gêne due au bruit, gêne globale ou gênes spécifiques à des activités particulières (endormissement, écoute, …) ; pour l'exposition à des pollutions de l'air on introduit la sur-mortalité ou des sur-morbidités dues uniquement à chaque exposition.

* Dans un premier temps il faut définir ces nouvelles grandeurs dites grandeurs d'impact de manière pertinente (ou simplement faisable et répétable a minima), et évidemment consensuelle entre les acteurs des nuisances et de leurs effets.

* Il s'agit ensuite d'introduire la transformation qui fait passer de la grandeur source à la grandeur d'impact. C'est une étape qui est chargée de traduire ce que l'on sait de l'effet de telle source sur telle cible. Il est essentiel de bien distinguer ces différents points, la distinction entre grandeurs de source et d'impact est celle qu'il y a entre le facteur d'impact et l'impact proprement dit (Personne Brodhag). La transformation entre les deux est la "loi" de l'impact considéré, une sorte de fonction de transfert que l'on nomme souvent la relation "dose-réponse", "dose-effet", … et que d'une manière plus générale on peut appeler "source-impact". A ce propos il y a autant de relations que de couples source-impact possibles pour chaque cible envisagée.

* La définition des grandeurs d'impact et la connaissance contenue dans chacune des transformations sont du ressort scientifique propre à chaque nuisance. Mais sur le plan structurel on peut développer quelque lignes formelles générales qui servent à développer ces outils, (tableau 1) :

- la grandeur d'impact en réponse peut avoir un statut numérique continu, numérique discret ou bien qualitatif dans un ensemble amorphe ou ordonné comme c'est le cas avec des codages par grilles univariées (ou par produits cartésiens multivariés, …) ;

- la grandeur d'impact étant la variable d'arrivée de la transformation sa nature formelle implique quelques conséquences en matière d'expression de la loi, numérique fonctionnel ou non, déterministe ou probabiliste, connue ou en voie d'établissement.

Lorsque l'impact est à valeurs catégorielles par exemple, l'évolution des pourcentages de cible par catégorie en fonction de l'exposition x (la source) sont des transformations source/impact, (FICON). Naturellement les transformations sont en cours d'établissement tant que la connaissance d'un impact est inachevée. Il s'avère que le formalisme des relations probabilistes ou statistiques est commode quand on utilise des dépouillements sur sites ; et l'on peut retenir les espérances conditionnelles en fonction de l'exposition si l'on veut une formule plus simple et fonctionnelle lorsque l'impact est à valeurs numériques, (Maurin 2003 a).

impact / relation	déterministe	probabiliste, avec les lois conditionnelles |x
numérique	fonctionnel rep = $\varphi(x)$	Espérance de (rep|x)
catégorielle C_k ordonnée	attributif logique $\mathbb{1}_{C_k}(x)$ les indicatrices des C_k	$P(C_k\|x)$, k = 1…K, une distribution conditionnelle sur les C_k , $P(\cup_{h=1}^{k} C_h\|x) = \Sigma_{h=1}^{k} P(C_h\|x)$

Tableau 1 : les grands types de lois ou de transformations source/impact

Les transformations respectent le caractère intensif ou extensif de la grandeur de source. Pour les grandeurs de source intensives le résultat fournit une intensité de l'impact sur telle cible ; à leur propos on lit dans le rapport FICON qu'il faut faire ici "a major effort". En matière d'impact de la pollution de telles fonctions d'impact deviennent assez précises (Cassadou et al.), et pour l'impact acoustique on travaille sur plusieurs modes d'approche pour les établir (Maurin 2003 b).

Le croisement de la cible avec la source ou avec l'impact.

Une autre caractéristique des indicateurs concerne le croisement entre des grandeurs de source ou d'impact d'une part, des grandeurs de cible de l'autre. Ce croisement figure assez souvent dans la construction mais il semble tellement naturel que son introduction n'est pas signalée de manière claire ; les indicateurs avec et sans croisement sont souvent mis les uns à côté des autres dans les paniers rappelés ci-dessus.

Le croisement est l'étape qui consiste à associer une grandeur de source avec une grandeur de cible, et se manifeste sous plusieurs formes possibles :

* un premier mode de croisement consiste à faire des ratios de grandeurs de source et de cible extensives. C'est par exemple des quantités d'émission de polluant par habitant, par km2, par km de voirie, etc ; cela peut aussi être l'inverse avec le nombre d'habitant du site par tonne émise. Bien que très simple (voire banale) cette construction implique la double présence de données de source et de cible, à ce titre elle doit être parfaitement identifiée.

* un autre consiste à croiser des grandeurs de souce intensives avec les grandeurs extensives de cible. C'est la démarche de la distribution d'une population extensive par les différentes tranches d'exposition à une grandeur intensive. On peut ainsi définir chaque quantile comme la valeur x_q d'exposition x au-delà de laquelle se trouve la proportion q de la cible, ou la proportion q_{xs} de cible exposée à une valeur seuil donnée x_s de l'exposition, (pour tout seuil à valeur réglementaire, d'alerte, sanitaire, voire forfaitaire faute d'information sur une gravité d'exposition).

* on en déduit une forme plus élaborée quand on établit l'espérance mathématique (autrement dit la moyenne) de la distribution de la cible par les valeurs de la source. C'est un mode de croisement qui s'intéresse à l'ensemble du site et non pas aux seules expositions extrêmes.

* tout ceci peut naturellement être répété avec toute grandeur d'impact intensive transformée d'une grandeur de source intensive à la suite de l'étape de la transformation précédente vue en § II.

Les formes diverses du croisement sont souvent banalisées sans être clairement identifiées, c'est pour cela qu'il faut expliciter l'étape du croisement à l'occasion de l'analyse morphologique des indicateurs. On peut ajouter que les dépouillements statistiques que l'on pratique sur un site pour mettre au point des transformations d'impact vont de pair avec le croisement (Maurin 2003 a).

L'agrégation ou des sous-agrégations emboîtées.

Une autre étape, moins répandue mais déjà présente en quelques occasions, est celle de l'agrégation des indicateurs mono-nuisances. Les collections d'un grand nombre d'indicateurs mono-nuisances dans les paniers rappelés au commencement sont une première réponse à cette multiplicité du phénomène des nuisances.

Cependant on peut éprouver un sentiment plus unitaire de dégradation de l'environnement. L'étape

d'agrégation devient une autre forme de réponse, et bien qu'une agrégation globale puisse être jugée prématurée on observe la présence de sous-agrégations comme pour les gaz à effet de serre ou l'indice ATMO, (Gacia et al.). L'agrégation est une question qui doit aussi être abordée sous l'angle technique et formel du traitement. Il est intéressant qu'ici les données que l'on veut faire participer dans une (sous) agrégation soient "relativement" homogènes. Il y a donc une nouvelle qualité à acquérir à propos des transformations d'impact, à savoir la recherche d'une forme raisonnable d'homogénéité des grandeurs d'impact, dont l'enjeu manifeste est de faciliter les agrégations et sous-agrégations ultérieures.

Une agrégation peut aussi être considérée comme une "combinaison" réussie de transformations d'impact conçues avec le double objectif de transformation et d'agrégation. Pour conclure on peut penser que si l'on raisonne d'emblée avec le souci structurel des indicateurs la gestion de l'ensemble ne peut qu'en être plus efficiente.

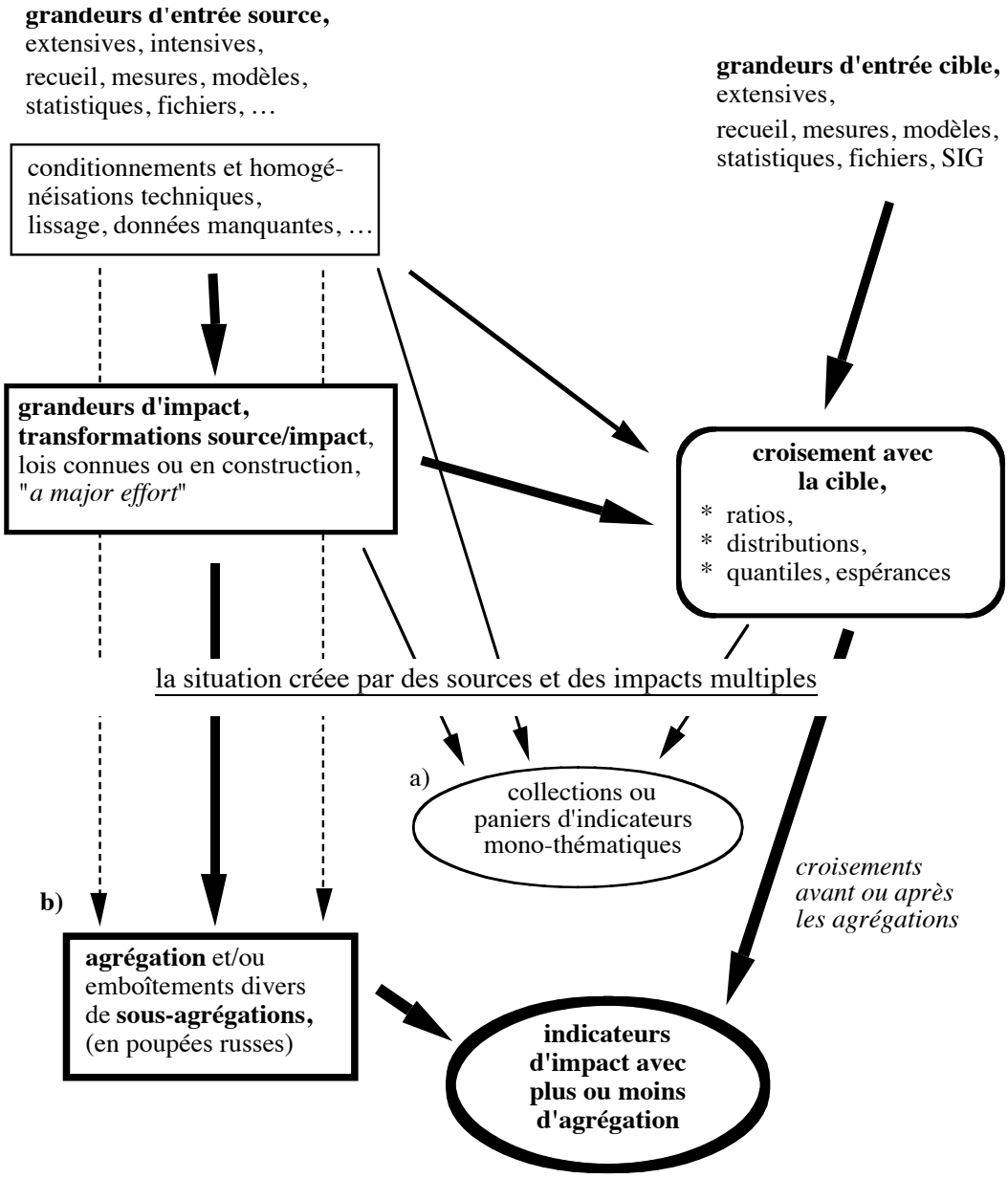


Figure 1 : La conception des indicateurs, étapes structurelles et différentes variantes d'agencement

3 - La grille d'analyse et sa finition (figure 1)

Les étapes précédentes figurent à des degrés divers dans nombre des indicateurs d'impact existants. Une telle grille répond ainsi au souci indispensable de clarification structurelle, et elle ne peut que servir à mieux connaître le contenu des indicateurs et à suggérer ce qui peut les rendre plus cohérents entre eux. Par exemple elle permet de mieux saisir la situation plutôt complexe des diverses "noise metrics" que l'on connaît bien (Maurin 2002).

Les différents indicateurs et paniers d'indicateurs déjà présentés ont servi à dessiner cette grille. A l'heure actuelle ils sont repris pour examiner de manière plus précise l'utilisation de chaque étape de construction et leurs modalités d'agencement concrètes, afin de parvenir à une grille couvrant l'essentiel des définitions que l'on rencontre. Elle peut aussi devenir un outil pour suggérer des transferts de bonnes idées d'une discipline nuisance à une autre.

Références.

Cassadou S. et al., 2002, Programme de surveillance Air et Santé 9 villes - phase II, Ministère de l'écologie et du développement durable, PSAS-9, Institut de veille sanitaire.

Federal interagency committee on noise (FICON), 1992, Federal agency review of selected airport noise analysis issues, Hegland J., Dickerson W., Danforth R..

Garcia J., Colosio J., Jamet Ph., 2001, Les indices de qualité de l'air, Ecole des Mines de Paris.

Maurin M., 2002, Les indicateurs d'impact autour des aéroports, Journée spécialisée INRETS sur la réduction des bruits des avions commerciaux.

Maurin M., 2003 a, Une analyse structurelle et morphologique des indicateurs d'impact sur l'environnement - version 2, INRETS-LTE 0301.

Maurin M., 2003 b, Réflexions à propos des relations numériques entre le bruit des transports et la gêne exprimée, RTS n° 78.

Personne M., Brodhag C., 1999, Evaluation des performances environnementales des PME, Techniques de l'Ingénieur, G 5 100.

Rodrigues C., 2002, Analyse et synthèse bibliographiques des différents systèmes d'indicateurs « environnement et transport », INRETS-LTE 0215.

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport*", Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 245-250

Outil d'évaluation pour la mesure de l'impact des transports sur l'environnement

Benjamin Rousval
Lab. Transports et Environnement, INRETS, 25 av F. Mitterrand, 69675 Bron, France, rousval@free.fr

Résumé
Un objectif du projet PIE (Prospective et Indicateurs des impacts des transports sur l'Environnement) est la conception d'un outil permettant l'évaluation de l'impact des transports sur l'environnement. La nature de cette problématique incite à utiliser une méthode d'agrégation multicritère. Cependant, notre cadre théorique est différent de celui de l'aide à la décision. En effet, on ne se préoccupe pas des décisions possibles. On choisit d'évaluer une situation environnementale par rapport à un ensemble d'objectifs concernant l'état environnemental (normes, objectifs politiques…). Cela soulève certaines questions. Comment l'utilisateur pourra-t-il décliner ses objectifs concernant l'état environnemental d'une situation ? Comment intégrer à l'outil une expertise tout en assurant transparence et bonne compréhension ? Est-il possible de s'inspirer d'autres méthodes pour évaluer certaines facettes environnementales ? Enfin, comment utiliser certains concepts des méthodes multicritère d'aide à la décision pour évaluer une situation de façon synthétique ou agrégée ?
Mots-clefs : *outil, évaluation, environnement, transport, multicritère, agrégation.*

Abstract
Evaluating tool allowing the measurement of the impacts of transports on the environment.
One goal of PIE project (Prospective and Indicators of impacts of transports on Environment) is the design of a tool allowing the measurement of the impacts of transports on the environment. The diversity of the effects, the heterogeneity of the nature of the data which represent these effects, the diversity of the scales of observation (space and temporal), the need for synthetic information, calls for a multicriteria method. However the main multicriteria techniques were developed in a decision aid context. The concerns of this theoretical framework are to propose the best decisions to be taken among those identified and that compared to the objectives and preferences of the decision makers. Here our problem is different since the central question in to evaluate an environmental situation relative to a whole of objectives concerning the environmental state (norms, political objectives...). This raises a number of questions. How to give the user the freedom to express his/her objectives concerning the environmental state of a given situation? How integrate into the tool the expertises concerning the environment and transport in order to evaluate a situation compared to the greatest possible part of the objectives declined by the user while ensuring a certain transparency and a comprehension? Is it possible to take as a starting point other methods (school evaluation, psychological evaluation) to evaluate the environmental facets for which the level of expertise, knowledge or measurement technique is non-existent, insufficient or unsuited? Lastly, how can we use part of concepts of the multicriterion methods of decision-making aid to evaluate a situation in a synthetic or aggregate way?
Keys-words: *tool, evaluation, environment, transport, multicriteria, aggregation.*

Introduction

Une des préoccupations du projet PIE (Prospective et Indicateurs des impacts des transports sur

l'Environnement) est la conception d'un outil d'évaluation composé d'un système d'indicateurs, pour l'analyse tendancielle de l'impact des transports sur l'environnement. Cet outil est destiné à être utilisé par les personnes en charge de prendre des décisions dans le domaine des transports, tant au niveau de l'agglomération qu'aux niveaux régional et national. Il sera aussi conçu à l'intention des différents experts participant au processus de décision, particulièrement ceux appartenant à l'équipe chargée de contribuer à éclairer les décisions publiques dans le domaine des transports. Il s'efforcera d'aider les utilisateurs à évaluer et à suivre la situation environnementale d'un ensemble géographique choisi relativement à la pression que lui exercent les transports. La mesure de l'impact des transports sur l'environnement est quelque chose de très vaste compte tenu de la diversité des nuisances. De plus, la nature des données qui représentent ces nuisances est très hétérogène (concentration d'un gaz, niveau de bruit, gêne ressentie, nombre de mort, …). Il est possible d'utiliser différentes échelles temporelles (heure, jour, année …) et géographiques (ville, région, planète, …) pour l'observation d'une situation environnementale. Toutes ces caractéristiques deviennent problématiques face au besoin d'information synthétique très souvent exprimé par les décideurs. L'outil devra donc être construit autour d'un ensemble d'indicateurs, facilement calculables et adaptables à différents types de situations. Il devra permettre le suivi ce ces indicateurs dans le temps. Pour synthétiser l'information, tout ou partie de ces indicateurs pourra faire l'objet d'une agrégation sous couvert de bien identifier la signifiance de celle-ci.

Dans la première partie de ce texte, nous reprendrons certains concepts de la théorie de la décision afin de rappeler en quoi consistent les différentes problématiques de l'aide à la décision. Puis nous décrirons la façon dont nous envisageons l'évaluation d'une situation environnementale par rapport aux objectifs du décideur concernant l'état de la situation. Nous verrons en quoi cela diffère et en quoi cela rejoint l'évaluation au sens des problématiques classiques de l'aide à la décision. Nous proposerons ensuite l'utilisation d'une démarche permettant la structuration des objectifs d'un décideur. Nous verrons comment, au sein de l'outil, l'utilisateur pourra décliner ses objectifs concernant l'état environnemental d'une situation. Puis, nous envisagerons la façon d'intégrer à l'outil un niveau d'expertise concernant l'environnement et les transports, afin d'évaluer une situation par rapport à la plus grande partie possible des objectifs déclinées par l'utilisateur tout en assurant une certaine transparence et une bonne compréhension des non-experts. Enfin, est-il envisageable d'utiliser certains concepts des méthodes multicritère d'aide à la décision pour évaluer une situation de façon synthétique ou agrégée ?

1 – Les problématiques classiques de l'aide à la décision

Les problématiques en aide à la décision, Roy et Bouyssou (1993), sont de mettre en avant la ou les meilleures décisions à prendre parmi celles identifiées et cela par rapport aux objectifs et préférences des décideurs. On considère qu'un système possède à un moment donné un ensemble de caractéristiques. L'ensemble de ces caractéristiques définit l'état du système. Bien sur, toutes ne sont pas forcément directement observables ou mesurables. Le premier concept introduit ici est celui de l'« action ». Face à une situation donnée, un état de référence, un décideur dispose de plusieurs options possibles, plusieurs décisions envisageables, qui auront chacune un impact sur l'état du système et modifieront l'ensemble de ses caractéristiques. Chacune de ces options possibles constitue une action. Ces actions peuvent être une à une exclusives, ou au contraire, compatibles.

Face à cela, l'aide à la décision peut être envisagée de plusieurs façons. La nature du problème peut en effet varier légèrement. On peut éclairer la décision par le choix d'un sous-ensemble aussi restreint que possible en vue d'un choix final d'une seule action, ce sous-ensemble contenant des meilleures actions ou, à défaut, des actions satisfaisantes. C'est la problématique du choix. On peut aussi éclairer la décision par un tri résultant d'une affectation de chaque action à une catégorie, les catégories étant définies à priori en fonction de normes ayant trait à la suite à donner aux actions qu'elles sont destinées à recevoir. C'est la problématique du tri. Une autre façon d'éclairer la décision est d'établir un rangement obtenu en regroupant tout ou partie des actions en classes d'équivalences, ces classes étant ordonnées de façon complète ou partielle, conformément aux

préférences. C'est la problématique du rangement. Enfin, la problématique descriptive consiste à éclairer la décision en décrivant dans un langage approprié les actions et leurs conséquences.

Pour essayer de répondre à ces quatre problématiques, il est nécessaire d'évaluer les actions. C'est en prenant appuis sur l'évaluation des conséquences des actions que celles-ci peuvent être comparées entre elles en terme de préférence. Quelle que soit la problématique retenue, il s'agit d'essayer de mesurer, pour chacune des actions les effets qu'elle va avoir sur l'état du système. En d'autres termes, c'est essayer de mesurer le changement d'état que va provoquer l'action. C'est-à-dire, la différence qu'il y aura entre l'état de référence avec l'état final (après exécution de l'action). Bien sur, on restreint l'étude de ces changements d'états à l'ensemble des points de vue qui importent aux yeux du décideur. On laissera de coté les conséquences qui ne l'intéressent pas. En ce sens, évaluer une action, c'est évaluer les changements d'états que provoque l'action et faisant partie des préoccupations du décideur. Introduisons le concept de « critère ». Un critère est une échelle servant à représenter un point de vue qui importe aux yeux du décideur. Il permet la comparaison de deux actions selon le point de vue qu'il représente. Bien des précautions sont prises pour s'assurer de la cohérence entre le choix des points de vue à prendre en compte pour l'évaluation et le système de valeurs du décideur. Tout point de vue permettant de discerner deux actions au sens de la préférence du décideur, doit être représenté par un critère (exhaustivité). De plus, l'ensemble des critères retenus doit vérifier d'autres bonnes propriétés (non redondance, indépendances…).

En aide multicritère à la décision, le système de valeurs du décideur est révélé par le biais de l'appréciation des conséquences des actions sur un état d'origine. On ne parle jamais ici d'objectifs. Cependant, le décideur possède dans son système de valeurs, des objectifs qui lui sont propres. Il n'est pas nécessaire de les lui faire révéler pour mener à bien une étude d'aide à la décision, car beaucoup de précautions sont prises pour vérifier la conformité des choix de la modélisation (quel critère retenir ou écarter, quel sens de variation des préférences sur ce critère, d'éventuels seuils d'indifférence, de préférence…). Il s'agit, pour les hommes d'études de prendre en compte dans la modélisation tout ce qui permet la distinction de deux actions aux yeux du décideur. C'est le décideur qui se charge intuitivement, de part les réponses qu'il fournit aux hommes chargés de l'étude, de rester cohérent avec ses propres objectifs, son système de valeurs.

2 – Evaluer une situation environnementale relativement aux transports

Dans notre étude, on ne se préoccupe pas, de manière explicite, des décisions possibles. Il s'agit d'évaluer une ou des situations environnementales par rapport à un ensemble d'objectifs concernant l'état environnemental (normes, objectifs politiques …). On peut concevoir que le décideur possède une idée, plus ou moins précise de ce qu'est une bonne situation, un bon état du système. A défaut, il possède au moins des objectifs plus ou moins précis concernant cet état. Appelons un « objectif d'état », un point de vue qui permet de discerner (au sens des préférences), non pas deux actions possibles, mais deux états du système.

L'aide à la décision ne s'intéresse qu'indirectement aux objectifs d'états. En effet, de part la recherche des critères, elle s'intéresse tout d'abord aux actions. Les critères sont choisis afin de refléter au mieux les préférences du décideur (restreints au domaine d'étude) concernant l'évolution d'un état du système. Ils ne sont pas directement censés refléter les préférences concernant l'état du système à proprement dit, mais concernant un changement d'état. Cependant, l'existence de ces critères dépend forcement des objectifs du décideur concernant l'état du système, même si ceux-ci ne sont pas explicités dans une étude d'aide à la décision. On peut envisager d'utiliser les principes d'évaluations de l'aide multicritère à la décision en remplaçant simplement le mot action par situation et le mot critère par objectif. Voyons dans ce cas à quoi correspondent les quatre problématiques présentées précédemment.

Pour la problématique de sélection il s'agira de faire ressortir la ou les meilleures situations relativement aux objectifs d'états du décideur. Ceci ne correspond pas parfaitement à ce que nous désirons mettre en œuvre ici. En effet, l'intérêt de cette problématique est de permettre d'y voir plus clair quand on a un grand nombre de situations, or nous nous intéressons aussi au cas où on a peu de

situation, voire une seule. D'autre part, si une situation ne figure pas parmi les meilleures de l'ensemble étudié, nous désirons tout de même savoir comment elle se situe par rapport aux autres. Ce dernier point est une des caractéristiques des méthodes répondant à la problématique de rangement. Cette seconde problématique se rapproche de nos préoccupations mais reste intéressante surtout dans le cas ou l'on a un grand nombre de situations à comparer. Un autre inconvénient pour ces deux problématiques est que l'évaluation des situations se réalise relativement aux autres situations. De plus, souvent peu ou pas d'information signifiante n'est donnée concernant les écarts résultants des comparaisons. Les deux dernières problématiques semblent plus pertinentes pour répondre à nos ambitions. En effet, la problématique de tri convient très bien à l'étude d'une seule situation, mais aussi à l'étude d'un nombre plus grand de situations. Cependant, le choix du nombre de catégories est dores et déjà identifié comme crucial. Si le nombre de catégories est trop faible, il sera alors difficile d'évaluer avec précision la ou les situations. Si à l'inverse, le nombre de catégories est trop important, alors le sens de chacune d'elle sera à remettre en question. Malgré ces risques, un atout majeur de la problématique de classement est que l'on n'évalue pas les situations par rapport à d'autres situations, mais par rapport à des catégories, qui pourront alors refléter les attentes des décideurs concernant l'atteinte des objectifs d'états. Enfin, la problématique descriptive permettrait de répondre à nos préoccupations en cela qu'elle informe sur l'état de la situation. Par contre, cette problématique ne synthétise pas suffisamment l'information lorsqu'on est face à un ensemble d'objectifs d'états assez important et hétérogène.

En définitive, nous retiendrons principalement la problématique de classement et la problématique descriptives car ce sont celles qui se rapprochent le plus de ce que nous désirons réaliser dans l'évaluation de l'impact des transports sur une situation environnementale.

3 – Structuration des objectifs concernant l'état environnemental d'une situation

Les travaux issus des différentes expertises servent entre autre à informer les décideurs. Mais souvent, ces travaux doivent faire abstraction de tout jugement de valeur. Les jugements de valeurs doivent être émis par les décideurs. Afin d'évaluer une situation environnementale par rapport à des objectifs concernant son état, nous proposons ici l'utilisation d'une démarche permettant la structuration des objectifs d'un décideur, Keeney (1992). Cette méthode consiste à explorer les jugements de valeurs d'un décideur et à les modéliser hiérarchiquement en distinguant les objectifs de fin de ceux de moyen.

Illustrons ceci par l'exemple de l'objectif de fin « Limiter les effets de la pollution de l'air sur la santé ». Il peut être rattaché à un objectif de fin plus général « Limiter les effets des transports sur la santé » et découpé en deux objectifs de fin de plus bas niveau : « Limiter les effets des transports sur la santé de toute la population » et « Limiter les effets des transports sur la santé des personnes âgées et des enfants ». A ce dernier peuvent être rattachés deux objectifs de moyens (contribuant à l'atteinte de l'objectif de fin) : « Diminuer le nombre de pics de pollution sensible dans les villes », « Informer la population exposée concernant les précaution à prendre ».

L'exploration de ces objectifs se fait grâce à un jeu de questions. La première question doit délimiter le champ de l'étude. Ainsi, on ne s'intéressera pas à explorer les objectifs personnels du décideur. Une consigne de départ pourrait être dans notre cas : « Quels sont pour vous les objectifs concernant l'état environnemental d'une situation relativement aux transports ? ». Parmi les réponses, il faut distinguer les objectifs de fins des objectifs de moyens. La hiérarchie des objectifs de fins se présente sous la forme d'un arbre. A partir d'un objectif de fin, on peut trouver son supérieur hiérarchique (bottom-up) en demandant « Pourquoi cet objectif ? ». Pour explorer l'arbre des objectifs de fin en profondeur (top-down), on demandera « En quoi cet objectif est-il important ? ». Concernant les objectifs de moyens, on peut rattacher chacun d'eux à au moins un objectif de fin en posant la question « Pourquoi cet objectif ? ». Pour faire apparaître des objectifs de moyens supplémentaires, on demandera, à partir d'un objectif de fin « Comment atteindre un tel objectif ? ».

Bien sur, un décideur n'est pas censé savoir répondre à toutes les questions posées, notamment les questions d'ordre de l'expertise. L'intéressant ici est de modéliser son jugement de valeur. Cette

méthode, déclinée à notre cas semble très intéressante, car elle permet d'appréhender le problème par les objectifs concernant l'état d'une situation environnementale relativement aux transports. Ces objectifs d'état sont finalement des objectifs de fin selon Keeney, obtenus à partir de notre consigne de recherche d'objectifs concernant l'état environnemental d'une situation relativement aux transports.

L'axe de recherche que nous désirons emprunter est d'essayer d'intégrer cette approche dans l'outil du projet PIE. Autrement dit, comment concevoir un outil qui permettra aux utilisateurs (ici décideurs) de décliner sa propre hiérarchie des objectifs concernant l'état environnemental d'une situation relativement aux transports ? Bien sur, recueillir les jugements de valeurs des décideurs n'est pas le but final. Il s'agit surtout d'évaluer ensuite une ou des situations environnementales relativement à ces jugements de valeurs puis de présenter le résultat des évaluations au décideur. Il faut donc que l'outil soit capable d'évaluer une situation par rapport à chaque objectif de fin exprimé par le décideur. Pour cela, nous proposons de construire préalablement une hiérarchie d'objectifs. Elle devra être la plus exhaustive et paramétrable possible. C'est à partir d'elle que le décideur déclinera sa propre hiérarchie grâce à des items mis à sa disposition et un mode de navigation le plus souple possible.

Pour cela, nous souhaitons réaliser une série d'interviews auprès de décideurs afin d'essayer de recenser de manière la plus exhaustive possible, l'ensemble des objectifs de fin qu'il est possible d'envisager dans le cadre du suivi des effets sur l'environnement d'une politique de transports.

4 – Rôle de l'expertise

Afin de mesurer le degré d'atteinte par une situation de chaque objectif de fin de notre hiérarchie, il est nécessaire d'intégrer à l'outil une certaine expertise concernant l'environnement et les transports. Il existe de nombreux travaux concernant ce sujet. Les domaines les plus traités sont ceux des nuisances sonores et de la pollution de l'air. Un travail de sémantique concernant la formulation des objectifs de fin devra tout d'abord être réalisé pour bien définir le point de vue que représente chaque objectif. Ensuite, le rôle des experts sera de mettre en relation chacun d'eux avec un ou des « évaluateurs ». A aucun moment, le travail de l'expert ne doit émettre un jugement de valeurs. Nous entendons par évaluateur, une échelle permettant de mesurer l'atteinte d'un objectif de fin. Cette échelle pourra aussi bien être celle d'une mesure physique que le résultat d'un calcul basé sur plusieurs mesures. L'important est la représentativité de cette échelle par rapport à l'objectif qu'elle vise à mesurer. Cependant, il se peut que certains objectifs incontournables (revenant fréquemment dans le système de valeurs des décideurs) n'aient pas directement d'évaluateur reconnu dans le domaine de l'expertise. Il faudra alors s'interroger sur la façon de les appréhender.

5 – Agrégation multicritère pour l'évaluation

Après l'évaluation de chacun des objectifs de fin grâce à un évaluateur issu de l'expertise (ou autre), il est nécessaire d'agréger l'information afin de permettre aux décideurs d'avoir une lecture plus synthétique. Autrement dit, comment doit-on agréger les différents évaluateurs, sachant qu'il sont hétérogènes tant dans les points de vue qu'ils représentent que dans leur dimension (différentes échelles) ?

Prenons un exemple pour mieux visualiser les problèmes évoqués ici. Imaginons deux évaluateurs à agréger. Le premier est une valeur annuelle concernant le nombre de morts sur le réseau routier d'une région bien identifiée. Le second est la quantité de CO2 émise pendant l'année par l'ensemble du trafic routier national. Ces deux évaluateurs représentent des points de vue très différents. Le premier reflétant la mortalité routière sur un sous-ensemble géographique et le second reflétant notamment la contribution nationale à l'effet de serre. Quelle serait la signifiance d'une telle agrégation ? D'autre part, nous voyons bien ici que les échelles sont hétérogènes et qu'il semble difficile de ramener ces deux unités (nombre de morts et quantité de CO2) sur une même dimension sans introduire beaucoup de subjectivité dans la conversion des valeurs. De plus, ici, la fenêtre

géographique d'observation n'est pas la même pour ces deux évaluateurs.

Il semble intéressant pour pallier à cela, de s'inspirer des méthodes multicritère d'aide à la décision. En effet, celles-ci offrent des avantages dans la façon dont elles agrègent les données, même si les problématiques auxquelles elles tentent de répondre diffèrent un peu de la notre (Cf partie 1 et 2). Cependant, nous avons vu que les problématiques descriptives et de tri peuvent répondre en partie à nos besoins. Remarquons que la problématique descriptive ne réalise pas l'agrégation. Elle présente le résultat des différentes évaluations. Cela convient bien quand le nombre d'actions (dans notre cas, de situations) et le nombre de critères (nombre d'évaluateur) ne sont pas trop élevés. Il est donc important de prévoir dans l'outil, la possibilité pour l'utilisateur de consulter le résultat des évaluations de manière désagrégée. Mais il faut aussi envisager le cas ou le nombre situations et de d'évaluateurs est plus important. Pour synthétiser l'information, il faut agréger les différents évaluateurs. En utilisant le principe la problématique du tri, nous choisissons de classer chacune des situations à évaluer dans une catégorie. Des questions d'ordre général mais nécessaires à l'utilisation de ce type de méthodes apparaissent alors, notamment concernant le nombre de catégories à retenir et leur signifiance, ou encore la façon dont on choisi de pondérer les différents points de vue.

Il reste à étudier d'autres aspects. Comment, à partir des résultats d'interviews, essayer de construire un schéma général représentant l'ensemble des objectifs d'état (correspondant aux objectifs de fin de Kenney) parmi lesquels pourront choisir les décideurs pour décliner leur propre jugement de valeurs ? Concernant l'évaluation, peut-on essayer de trouver un moyen d'appréhender tout de même les objectifs n'ayant pas directement d'évaluateur reconnu dans le domaine de l'expertise ? Doit-on ensuite intégrer aux objectifs à évaluer, certains objectifs de moyen ? En effet, selon le degré avec lequel un objectif de fin est atteint, il peut sembler pertinent d'associer à celui-ci l'évaluation des moyens mis en œuvre pour tenter de l'améliorer. D'autre part, il paraît nécessaire de s'interroger sur la façon dont on souhaite agréger l'information exprimée sur les divers types d'échelles, ainsi que sur la signifiance de cette agrégation. Puis, si l'on désire utiliser l'outil dans un contexte de décision collective, comment prendre en compte, ou agréger, les préférences et objectifs de plusieurs décideurs ? Enfin, certaines questions restent en suspens notamment concernant les choix du périmètre de l'application de l'outil. Nous n'avons pas retenu de cas réel d'application, même si nous nous orientons dores et déjà vers l'étude d'une grande agglomération française. De même, les fenêtres géographiques et temporelles d'observation ne sont pas encore fixées.

Conclusion

Nous avons tenté de présenter les grandes orientations méthodologiques pour la conception d'un outil d'évaluation de l'impact des transports sur l'environnement. En essayant de s'inspirer de méthodes de structuration des objectifs, nous orientons nos travaux vers l'évaluation de l'impact des transports sur une situation relativement à des objectifs concernant l'état de cette situation. Nous proposons une démarche pour essayer de réaliser une agrégation multicritère de l'information au sein de l'outil en s'inspirant fortement des méthodes déjà existantes, mais en sortant légèrement de leur cadre théorique initial.

Remerciements

L'auteur remercie tout particulièrement J. Beaumont, D. Bouyssou, L. Galves et M. Maurin tant pour leurs conseils avertis que pour leur soutien moral.

Références

Abernot Y. (1996): Les méthodes d'évaluation scolaire. 2ième édition. Dunod, Paris.

Keeney R.L. (1992): Value-focused thinking. A path to creative decisionmaking. Harvard University press, USA.

Michell J. (1999): Measurement in psychology. Cambridge University press, UK.

Roy B., Bouyssou D. (1993): Aide multicritère à la décision : méthodes et cas. Economica, Paris.

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport*", Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 251-254

Evaluation of the costs of air pollution in urban transportation projects

Maria Lucia Galves & Ana Cristina Moro Milleo
Univ. Estadual de Campinas, Cidade Univ. "Zeferino Vaz", 13083-970 Campinas, Brazil -
Fax +55 19 37 88 24 11 - email: mlgalves@fec.unicamp.br

Abstract
The objectives of this paper are to evaluate the costs of air pollution in urban areas due to cars and buses, and to compare them with the costs obtained when we consider the high-capacity rail system project planned for the city of Curitiba, Brazil. The applied method, proposed by the Institute of Applied Economic Research and the National Public Transport Association (IPEA/ANTP), enables us to calculate the masses of different pollutants according to speed. The pollutants taken into account are carbon monoxide (CO), hydrocarbons (HC), nitrogen oxides (NO_x) and particles. For the cost evaluation, a monetary value was attributed to each type of emission. The total reduction in emissions for the period 2003-2032 corresponds to US$ 9,129,600. The evaluation of costs due to emissions of atmospheric pollutants contributes to the decision-making process when selecting transportation modes in an urban area.
Keywords*: monetary evaluation, atmospheric pollution, urban transportation, decision-making.*

Résumé
Les objectifs de ce travail sont d'évaluer les coûts de la pollution atmosphérique en milieu urbain due aux voitures et aux autobus, et de les comparer aux coûts obtenus quand l'on considère le projet d'un système de haute capacité sur rail prévu pour la ville de Curitiba, Brésil. La méthode utilisée, proposée par l'Institut de Recherche Economique Appliquée et l'Association Nationale des Transports Publiques (IPEA/ANTP), permet le calcul des masses de différents polluants en fonction de la vitesse. Les polluants considérés sont le monoxyde de carbone (CO), les hydrocarbures (HC), les oxydes d'azote (NO_x) et les particules. La réduction totale des émissions pour la période 2003-2032 correspond à US$ 9.129.600. L'évaluation des coûts dus aux émissions de polluants atmosphériques contribue à la prise de décision concernant le choix des modes de transport en milieu urbain.
Mots-clefs*: évaluation monétaire, pollution atmosphérique, transport urbain, prise de décision.*

Introduction

In the last decades, environmental issues have been a frequent concern in many knowledge fields. However, despite the fact this subject is so widely spread out, practical actions do not always correspond to the attention it deserves. This paper illustrates how costs of environmental impacts could be evaluated to be included in technical and economical studies related to urban public transportation projects.

1 - Objectives

The objectives of this paper are to evaluate the costs of air pollution in urban areas due to cars and buses, and to compare them with the costs obtained when we consider the high-capacity rail system project planned for the city of Curitiba, Brazil.

2 - Method

The evaluation was carried out by means of a method proposed by the Institute of Applied Economic Research and the National Public Transport Association (IPEA/ANTP, 1998) which is based on a bibliographical survey and data on traffic conditions collected in ten Brazilian cities, including Curitiba.

Urban roads were separated into the following types: expressway (divided road with full control of access and geometric characteristics allowing for high speeds); arterial road I (divided road with the same geometric characteristics of expressway and traffic signals); arterial road II (divided road with geometric characteristics inferior to those of arterial road I and traffic signals) and arterial road III (undivided road with traffic signals).

Then three levels of congestion were adopted: low (for a volume/capacity ratio between 0.7 and 0.84); moderate (for a volume/capacity ratio between 0.85 and 0.99) and high (for a volume/capacity ratio equal to 1.0).

For each congestion level and each type of urban road, acceptable values for travel time and speeds were estimated as a function of the number of traffic signals per kilometer. These values, although simplified ones, were considered as representative of traffic conditions in the ten Brazilian cities. As an example, values for maximum travel time and minimum speed corresponding to moderate level congestion are presented in Tables 1 and 2 respectively.

	Cars			**Buses**		
Traffic signals/km	Arterial I	Arterial II	Arterial III	Arterial I	Arterial II	Arterial III
1	1.7	2.0	2.5	2.7	3.0	3.5
2	1.9	2.2	2.7	2.9	3.2	3.7
3	2.1	2.4	2.9	3.1	3.4	3.9
4	2.3	2.6	3.1	3.3	3.6	4.1
5	2.4	2.7	3.2	3.4	3.7	4.2
6	2.5	2.8	3.3	3.5	3.8	4.3
7	2.6	2.9	3.4	3.6	3.9	4.4

Table 1: Maximum acceptable travel time for moderate level congestion (min/km).
Tableau 1 : Temps de déplacement maximal acceptable pour le niveau d'embouteillage modéré (mn/km).

	Cars			**Buses**		
Traffic signals/km	Arterial I	Arterial II	Arterial III	Arterial I	Arterial II	Arterial III
1	35	30	24	24	22	18
2	32	27	22	23	20	17
3	29	25	21	21	19	16
4	26	23	19	20	18	16
5	25	22	19	19	17	15
6	24	21	18	18	17	15
7	23	21	18	18	16	14

Table 2: Minimum acceptable speed for moderate level congestion (km/h).
Tableau 2 : Vitesse minimale acceptable pour le niveau d'embouteillage modéré (km/h).

Concerning pollutant emissions, carbon monoxide (CO), hydrocarbons (HC), nitrogen oxides (NO_x) and particles were taken into account. In order to calculate the masses of these pollutants, the following equations were defined, in which V is the speed, in km/h; emissions are expressed in g/km/vehicle.

1 Cars

$E_{CO} = - 4.51 + (727/V) + 1.34*10^{-3} V^2$

$E_{HC} = - 0.28 + (62.48/V)$

$E_{NOx} = 1.03 + 7.477*10^{-5} V^2$

2 Buses

$E_{CO} = 43.34 - 8.98 \ln V$

$E_{HC} = 14.14 - 3.67 \ln V$

$E_{NOx} = 37.21 - 6.46 \ln V$

$E_{Particles} = 1.74 - 0.32 \ln V$

For the cost evaluation, a monetary value was attributed to each type of emission. Considering average salaries in Brazil, the following values in US dollars were adopted: $ 0.152/kg (CO); $ 0.912/kg (HC); $ 0.896/kg (NO_x); $ 0.728/kg (particles).

3 - Case study

The IPEA/ANTP method was applied to the high-capacity rail system project planned for the city of Curitiba, Brazil linking the southern metropolitan region of Curitiba to the city center (Milléo, 2001). This system, whose capacity is 30,000 passangers/hour in each direction, will be 13.9 km long with 9 stations and will operate on an elevated concrete structure.

Only the main urban roads directly affected by the high-capacity system were taken into account for the case study. They consist of two arterial roads (type II), approximately 8.7 km long each, and one two-way road for buses, 10.8 km long.

Based on previous demand studies, the evolution in the number of vehicles (cars and buses) on the arterial roads was estimated under two conditions, i.e. with and without the project, for the period 2003 to 2032. The numbers of vehicles were expressed in terms of hourly volumes and the volume/capacity ratios were then obtained as well as the congestion levels.

Assuming the arterial roads have three traffic signals per kilometer, acceptable speeds were directly assessed by entering the corresponding tables. For instance, the acceptable speed for moderate level congestion (Table 2) is 25 km/h for cars and 19 km/h for buses. The hourly pollutant emissions were calculated by means of the equations presented in the previous section, the number of vehicles and the road length. As an example, Table 3 summarizes emissions and costs evaluated for the year 2012.

	CO (kg)	HC (kg)	NO_x (kg)	Particles (kg)
Daily emissions without the project	11,746.98	1,048.78	864.82	15.21
Daily emissions with the project	8,878.64	773.88	579.30	5.91
Daily emission reduction	2,868.34	274.90	285.52	9.30
Emission reduction in the year	717,084.96	68,724.87	71,379.61	2,323.84
Cost reduction per pollutant (US$)	108,997	62,677	63,956	1,692
Cost reduction in the year (US$)	-	-	-	237,322

Table 3: Pollutant emissions and costs for the year 2012 - arterial roads.
Tableau 3 : Emissions des polluants et coûts pour l'année 2012 - voies à grande circulation.

At the time the demand studies for the project were carried out (1999), the two-way road for buses had already reached its capacity, which corresponds to high level congestion and a limit speed of 17 km/h. The speed after the project implementation was considered to be equal to 22 km/h. Table 4 illustrates pollutant emissions and costs for the year of 2012.

	CO (kg)	HC (kg)	NO_x (kg)	Particles (kg)
Daily emissions without the project	178.94	37.41	189.03	8.33
Daily emissions with the project	65.43	11.74	72.40	3.15
Daily emission reduction	113.51	25.67	116.63	5.18
Emission reduction in the year	28,377.41	6,417.73	29,156.73	1,293.65
Cost reduction per pollutant (US$)	4,313	5,853	26,124	942
Cost reduction in the year (US$)	-	-	-	37,232

Table 4: Pollutant emissions and costs for the year 2012 - two-way road for buses.
Tableau 4 : Emissions des polluants et coûts pour l'année 2012 - voie à double sens pour autobus.

4 - Results and discussion

The procedure described above was repeated for every year in the period 2003 to 2032. The pollutant mass reduction obtained with the project ranges from 1,506 t in 2003 to 2,637 t in 2020. In monetary terms, the total reduction in emissions corresponds to US$ 9,129,600.

It should be noted that the equations proposed by the IPEA/ANTP method were defined considering average vehicle emissions in the city of São Paulo; adjustments to take into account vehicle emissions in Curitiba were not made because of lack of data.

Since there are few specific studies on Brazilian conditions, monetary values assumed in the method are only approximate. Therefore results could have been even greater had higher monetary values been attributed to the emissions.

Conclusion

Despite the difficulties inherent in this kind of evaluation, costs due to emissions of atmospheric pollutants are an important issue that should not be neglected in the decision-making process when selecting transportation modes in an urban area.

Acknowledgments

The first author wishes to thank the Universidade Estadual de Campinas and the *Institut National de Recherche sur les Transports et leur Sécurité* for their financial and technical support that greatly contributed to the preparation of this paper.

References

IPEA/ANTP - Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada & Associação Nacional de Transportes Publicos (1998): Redução das deseconomias urbanas com a melhoria do transporte publico. Final report, Brasilia, Brazil, 61p.

Milléo A. C. M. (2001): Estimativa de custos da poluição atmosférica e sua incorporação na analise econômica de projetos de transporte coletivo urbano. M.Sc. thesis, Campinas, Brazil, 106 p.

1er colloque international "Environnement & Transports" / *1st International Symposium "Environment & Transport*", Avignon, France, 19-20 juin / *June 2003 proceedings* / actes, n°93, Inrets ed., Arcueil, France, 2003, p. 255-260

An integrated energy-environment-economic model for the assessment of policies aiming to achieve sustainability in transportation

Theodoros Zachariadis
National Technical University of Athens, 9 Iroon Polytechniou St., 15773 Zografou-Athens, Greece
Fax +30 210 7723630 - email: zach@central.ntua.gr

Abstract
The development of an energy-environment-economic transport forecast model is presented. Starting from a simulation of the economic behaviour of consumers and producers and the resulting modal split, the allocation of the vehicle stock into vintages and technological groups is modelled. In a third step, a technology-oriented algorithm calculates emissions of air pollutants and greenhouse gases as well as traffic congestion indices. As the model is under development, the paper outlines the methodology and the basic data sources used, presents some results of an indicative 'baseline' run for France up to 2030 and describes the elements of future work that needs to be done in order to complete the model and exploit its capabilities.
Key-words: *modal split, impact analysis, emissions, congestion*

Introduction

Sustainable development is a concept that for a long time had been accepted implicitly or explicitly as an important ingredient in formulating long-term strategies, although discussion often remained in the qualitative sphere. Apart from atmospheric pollution concerns in urban areas as well as climate change, the emergence of a great number of additional sustainability concerns in recent years (e.g. health, bio-diversity, transport congestion, social exclusion, regional imbalances with their attendant political risks etc.) has posed particular challenges to analysts with respect to integration and quantification of these problems.

One of the major issues in this agenda is sustainable transport, which is, according to recent policy documents, one of the European Commission's main priority areas. In order to assess the impact of policies on sustainability targets, an analytical model is necessary that integrates energy, economic and environmental aspects of transportation. Thus, a model covering the 15 European Union (EU) Member States is currently under development at the National Technical University of Athens. It links the choice of transport mode and technologies with economic variables such as income and generalised transport costs, but at the same time is technology-rich so as to simulate sustainability impacts in a sufficiently precise manner. The model is characterised by two additional traits: First, since it is intended to be used, along with other models, in the framework of integrated assessment exercises, it remains comparatively simple. Second, its underlying database is consistent with those of EU institutions such as the European statistical service (Eurostat), the European Commission's Directorate General for Transport (DG TREN) and the European Environment Agency (EEA).

In this way the model attempts to bridge the gap between top-down energy-economy models, which address the transport sector in an aggregate fashion, and bottom-up technological models, which provide sufficient technological coverage but often cannot simulate the effect of behavioural changes induced by changing costs and income. In fact, the model presented here is designed so as to be capable of providing input both to top-down and bottom-up models, as long as they all rely on a common database and have developed a consistent and harmonised data exchange system. This

paper presents the model's major building blocks, methodology and underlying databases, as well as an indicative 'baseline' run for France up to 2030. Finally, future work is described that will lead to completion of the model and full exploitation of its capabilities.

1 - Methodology

Determination of overall transport demand

The structure of the first part of the model, where the overall demand for passenger and freight transport is determined, is depicted in Figure 1. Starting from the base year 2000, the transport demand module simulates the evolution of total transport activity, expressed in passenger kilometres (pkm) for passenger transport and tonne kilometres (tkm) for freight transport, year by year up to 2030

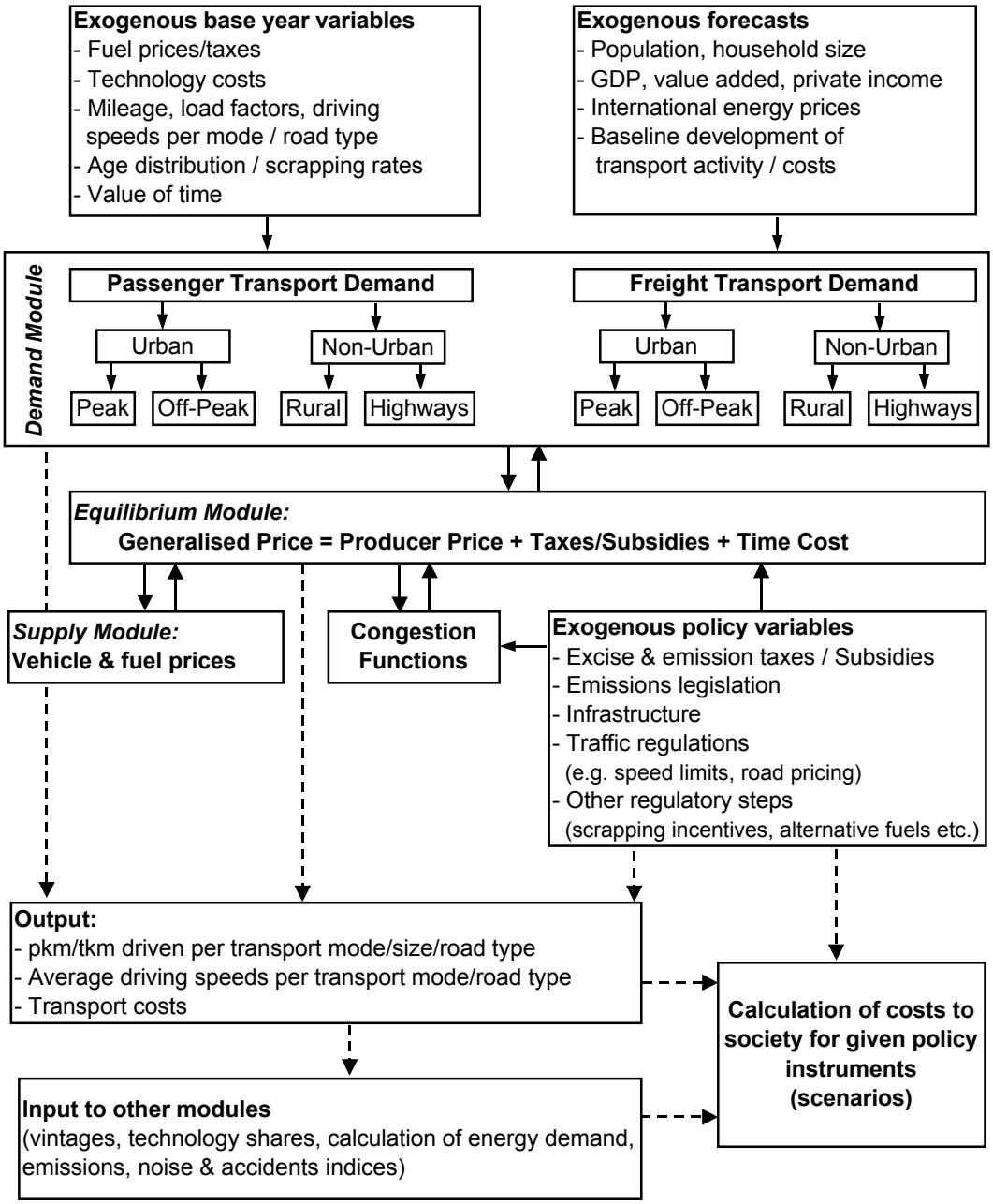


Figure 1: The structure of the transport demand, supply and equilibrium modules.

and its allocation in different transport modes. This evolution depends on exogenous assumptions

with regard to the development of demographic, macroeconomic and international energy price variables, and is also affected by the evolution of total generalised transport costs, i.e. monetary and time costs. These costs consist of:

- Vehicle purchase costs, registration and circulation taxes, maintenance costs and fuel costs (depending on fuel prices and specific fuel consumption) for cars, motorcycles and trucks.
- Average public transport fares for the corresponding transport modes (buses, tram & metro, conventional and high-speed trains, airplanes, passenger boats).
- Time costs, expressed as the product of travel time (expressed e.g. in minutes per kilometre driven) and the value of time (expressed e.g. in Euros per passenger per hour of travel time) for each transport mode and road type. Time costs are significant as congestion plays an important role in consumer behaviour and can therefore affect policy measures considerably.

A major assumption made in the model is that the choice of transport mode, both for consumers (as regards passenger transport) and for producers (as regards freight transport), is based on economic considerations. More specifically, a microeconomic optimisation framework is assumed: consumers will allocate their income expenditures for passenger mobility to different transport modes so as to maximise their overall welfare (or utility). Similarly, producers will allocate their expenditures for the transport of goods to different freight transport modes so as to minimise their total costs. Consumer and producer choices are described as a series of separable choices, which create a nesting structure (decision tree). These decision trees are to a large extent similar with those used in the TREMOVE model in the European Auto-Oil II Programme (European Commission et ali, 1999). Different decision trees exist for urban and non-urban passenger and freight transport; those for non-urban passenger transport are illustrated in Figure 2.

The utility/cost functions that describe the behaviour of economic agents were assumed to have constant elasticities of substitution (CES functions). These are established functional relationships that are widely used in transportation and other economic models – see e.g. Keller (1976). CES functions pose the advantage of allowing for a high degree of modelling flexibility, while requiring a small number of model parameters to be calibrated. If a baseline activity forecast is available, the function parameters can be calculated to exactly reproduce this exogenous baseline. In this way the CES functions are calibrated and can be further used in all scenario simulations.

In the baseline, the equilibrium situation is defined for each year through base year data and exogenous baseline forecasts. Then, for a given scenario, some transport demand quantities in the model change, which will entail a change in generalised prices. This will feed back to a further change in quantities demanded. After some iterations, the new equilibrium prices and quantities are determined for each year. This constitutes the model solution for that particular scenario.

Calculation of vehicle stock and allocation to vintages

Having determined the transport activity evolution by transport mode, vehicle size and road type (where applicable) and the associated costs, the model becomes more detailed for road transport. It calculates the evolution of the road vehicle stock and the distance travelled annually by vehicle type and size and by road type. In order to arrive from pkm/tkm to the vehicle stock, the evolution of annual mileage and vehicle load factors has to be assumed. Annual mileage per vehicle is affected by the level of private income (for passenger cars and motorcycles) or the value added of industry and agriculture (for trucks) and by the evolution of fuel prices, where a small negative elasticity is assumed. Load factors of cars are affected by demographic trends: decreasing household size, as projected by Eurostat for all EU countries, will most probably lead to lower car occupancy rates in future years. With the aid of such assumptions, the vehicle stock is determined.

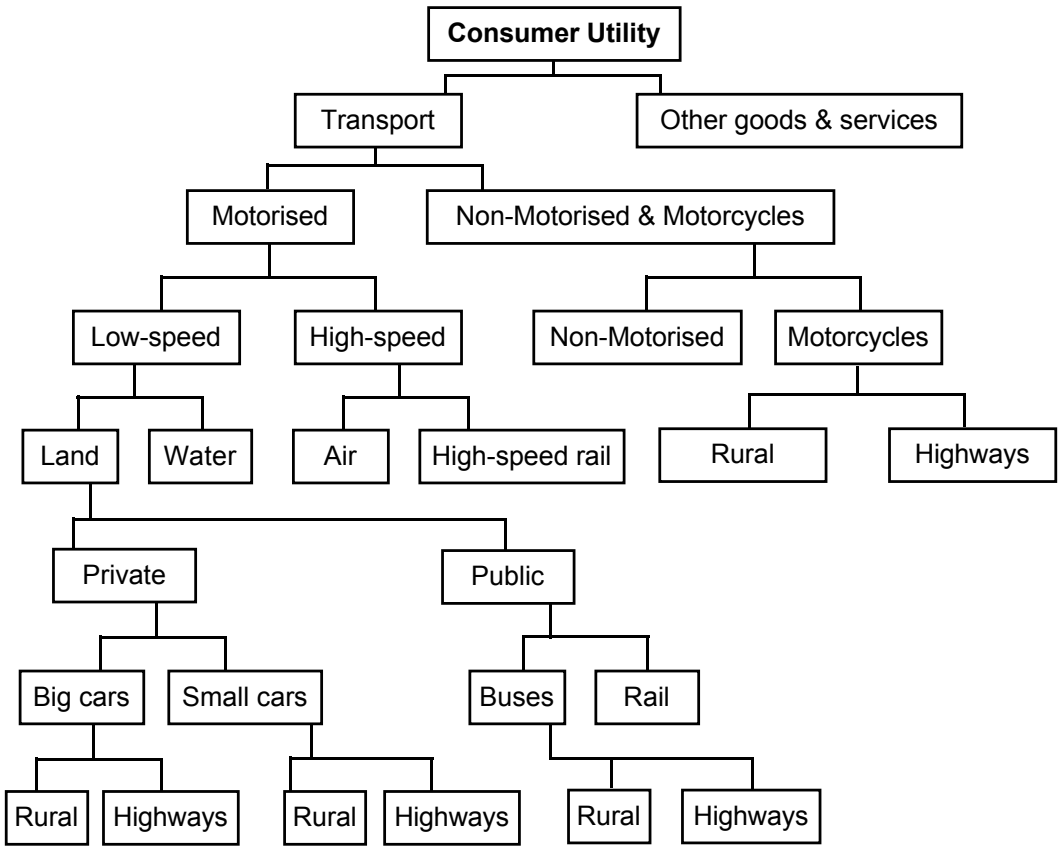


Figure 2: Structure of the consumer decision (utility) tree for non-urban passenger transport.

This stock is further decomposed into age cohorts, according to an initial exogenous age distribution in the base year and assumptions on the evolution of scrapping rates. Scrapping is simulated through the modified Weibull function used in the FOREMOVE model (Zachariadis et ali, 1995) and in the TRENDS database (LAT/AUTh et ali, 2002), which was also partly applied in the EUCARS (Denis and Koopman, 1998) and TREMOVE models. In order to evaluate economic developments and scrapping schemes, this function was complemented with two additional terms: one to account for the fact that higher income leads to faster car replacement, and another one to simulate the potential effects from the implementation of economic incentives for accelerated scrapping of old vehicles. In this way it is possible to evaluate relevant policy measures without depending on too many uncertain parameters such as a vehicle's market value or repair costs (an approach followed e.g. by EUCARS and TREMOVE).

Determination of technology shares and calculation of emissions

After having determined the age distribution for a given year, the technology shares are computed. Technology shares will depend both on EU emissions legislation (applicable for conventional vehicle technologies and fuels) and technology-related parameters such as total vehicle running costs (purchase, operating and fuel costs), availability of a given alternative technology/fuel and policy measures assessed in a specific scenario. The technology shares of newly registered vehicles change the average technical and economic characteristics of the vehicle stock, so that in next year's simulations the updated technical and cost parameters are used. The model includes the 113 technology classes of the COPERT III methodology (Ntziachristos and Samaras, 2000), which is currently the state-of-the-art methodology for vehicle emissions calculation in Europe, as well as several alternative road vehicle technologies/fuels: internal combustion engines powered with compressed natural gas, methanol or ethanol, electric vehicles and fuel cell vehicles.

As a result of the computed technology shares, the emissions module calculates fuel consumption and emissions of air pollutants and greenhouse gases. Another output of the model, the congestion

index, is calculated earlier as a result of the transport demand module. In the complete model version, to be finalised by the end of 2003, an appropriate noise index as well as an accidents index will also be computed. Regarding non-road transport modes, a simpler approach is applied. The basic technologies covered are those existing today (e.g. diesel powered and electric trains), and potential future improvements in fuel efficiency and emissions behaviour are assumed in accordance with the relevant technical literature. Vehicle fleet turnover is simulated only implicitly, through assumptions regarding the future technological evolution of these modes.

2 - The underlying database

The model uses, as far as possible, international data sources and established forecasts as a basis for both base year data and baseline transport activity and emissions outlook. The two major statistical sources for base year calibration are Eurostat's energy data (Sirene database) and DG TREN's statistical pocketbook data on pkm/tkm and vehicle stock for the year 2000 (European Commission, 2002). Additional information is used, which is sometimes adjusted in order to yield realistic figures when combined with the above mentioned data sources: Vehicle kilometre data come from Eurostat's NewCronos database; emission factors, driving speeds as well as technology shares and age distribution in base year come from the TRENDS database; transport activity forecasts are taken from own calculations or related studies; forecasts of the evolution of transport activity in different vehicle size groups and road types (small/big cars, urban/non-urban roads, peak/off-peak driving) are drawn from results of TREMOVE application in the European Auto-Oil II programme; public transport fares are based on International Public Transport Union data (UITP, 1997) and air transport fares come from the Association of European Airlines (AEA, 2002); value of time data are derived from the TRACE project (de Jong et ali, 1998), along with recommendations on their use from the World Bank (Gwilliam, 1997); and emission and fuel consumption data of vehicles with alternative fuels and/or propulsion technologies are taken from the MEET project (Hickman, 1999).

3 - A draft baseline outlook for France

On the basis of the above data sources and applying the methodology described in previous chapters, a first baseline (or 'business as usual') forecast has been performed, and a few results are presented here. The reader should keep in mind that this is a tentative baseline outlook that will be subject to updates in the near future. It is aimed at demonstrating some of the model's capabilities rather than serving as the reference on which future policy exercises will be based. Some indicative results are shown in Table 1.

Conclusion

The ongoing modelling work presented in this paper attempts to bridge the gap between top-down energy-economy models and bottom-up technological models of the transport sector. In the coming months, the setup of the model database will be completed and a baseline run for each EU country will be computed. Moreover, the model will incorporate simple algorithms for the calculation of noise and accidents indices, which are both priority areas in sustainability analyses. On the basis of these baseline forecasts, a number of exercises will be performed in order to evaluate the effectiveness of diverse policy instruments in addressing sustainable development concerns; an essential part of the model in this respect will be to develop methods to assess social costs associated with particular policy instruments.

Acknowledgements

The author wishes to thank Nikos Kouvaritakis and Nikos Stroblos (NTUA) for their substantial guidance and suggestions in model development, as well as Karl Storchmann (Yale University) who provides valuable information and comments at various stages of this work.

FRANCE	2000	2005	2010	2015	2020	2025	2030
User price of transport (Euro'00/pkm)							
Urban peak							
Cars, big	0.649	0.677	0.714	0.754	0.794	0.843	0.894
Cars, small	0.520	0.555	0.593	0.634	0.675	0.725	0.778
Motorcycles	0.454	0.489	0.524	0.560	0.596	0.639	0.683
Buses	0.785	0.872	0.947	1.025	1.105	1.201	1.302
Tram & Metro	0.401	0.427	0.452	0.479	0.507	0.536	0.566
Passenger transport activity (billion pkm)							
Urban peak	100.337	108.961	113.804	118.097	121.587	125.983	129.966
Cars, big	40.503	44.629	46.608	48.379	49.636	51.364	52.869
Cars, small	26.421	28.604	29.747	30.471	31.131	32.215	33.160
Motorcycles	1.303	1.456	1.600	1.757	1.924	2.102	2.292
Buses	22.371	24.108	25.256	26.585	27.654	28.543	29.346
Tram & Metro	3.076	3.092	3.080	3.030	2.989	3.094	3.220
Non-motorised	6.663	7.072	7.513	7.875	8.253	8.665	9.079
Kilometres travelled per vehicle by fuel/size group (thousands)							
Cars, gasoline, < 1400 cc	11.320	11.756	12.083	12.408	12.727	13.050	13.372
Cars, gasoline, 1400-2000 cc	13.378	12.058	12.447	13.263	14.032	14.385	14.733
Cars, gasoline, > 2000 cc	16.007	15.977	17.088	18.756	20.218	20.727	21.229
Cars, diesel, < 2000 cc	18.643	20.751	21.033	21.194	21.389	21.930	22.462
Cars, diesel, > 2000 cc	18.642	19.653	20.010	20.312	20.616	21.139	21.653
Heavy duty trucks, diesel, 7.5-16 t	31.548	31.590	32.012	32.772	33.550	34.521	35.470
Heavy duty trucks, diesel, 16-32 t	24.268	27.624	29.979	31.685	33.255	34.217	35.157
Congestion index (2000=1)							
Cars, urban peak	1.000	1.074	1.116	1.150	1.179	1.223	1.264
Cars, urban off-peak	1.000	1.031	1.048	1.062	1.073	1.089	1.104
Cars, rural	1.000	1.010	1.018	1.024	1.029	1.035	1.040
Cars, highway	1.000	1.021	1.038	1.055	1.071	1.078	1.083
Motorcycles, urban peak	1.000	1.053	1.082	1.105	1.125	1.155	1.183
Motorcycles, urban off-peak	1.000	1.021	1.032	1.040	1.048	1.058	1.069
Heavy duty trucks, rural	1.000	1.010	1.018	1.024	1.029	1.035	1.040
Heavy duty trucks, highway	1.000	1.019	1.037	1.055	1.070	1.076	1.081
Final energy demand from transport (million tonnes of oil equivalent)							
All fuels	51.295	57.580	63.342	68.539	73.921	81.241	88.862

Table 1: Indicative baseline model results for France.

References

AEA (Association of European Airlines) (2002): AEA Yearbook 2002, Brussels, 89 p.

De Jong G.C., O. Tegge, R. Dohmen, D.F. Ettema, R.N. Hamer, J. Massiani & T. van Vuren (1998): Review of existing evidence on time and cost elasticities of travel demand and on value of travel time (Deliverable 1 of the TRACE project), The Hague, Netherlands, 106 p.

Denis C. & G.J. Koopman (1998): EUCARS: A partial equilibrium model of European CAR emissions (Version 3.0). European Commission, Directorate General II, Report II/341/98-EN, Brussels, 61 p.

European Commission, Standard & Poor's DRI, Catholic University of Leuven (1999): The AOP II cost-effectiveness study – Part II: The TREMOVE model 1.3. Brussels, 65 p.

European Commission (2002): Energy and Transport in Figures, Statistical Pocketbook, Luxembourg.

Gwilliam K.M. (1997): The value of time in economic evaluation of transport projects – Lessons from recent research. Transport NO. OT-5, World Bank, Washington, DC, 6 p.

Hickman A.J. (ed.) (1999): Methodology for calculating transport emissions and energy consumption. Deliverable 22 of the MEET project, Transport Research Laboratory Project Report SE/491/98, Crowthorne, UK, 362 p.

Keller W. J (1976): A nested CES-type utility function and its demand and price-index functions. European Economic Review, vol. 7, p 175-186.

LAT/AUTh, DTU, psiA Consulting, INFRAS (2002): Development of a database system for the calculation of indicators of environmental pressure caused by transport. Final Report to EC – DG TREN (5 volumes), Thessaloniki, Greece.

Ntziachristos L. & Z. Samaras (2000): COPERT III – Computer programme to calculate emissions from road transport – Methodology and emission factors. Technical Report No. 49, European Environment Agency, Copenhagen, 86 p.

UITP (International Public Transport Union) (1997): Urban Public Transport Statistics. UITP, Brussels.

Zachariadis T., Z. Samaras & K.-H. Zierock (1995): Dynamic modeling of vehicle populations: An engineering approach for emissions calculations. Technological Forecasting and Social Change, vol. 50, p 135-149.