



**HAL**  
open science

## Un indicateur d'impact environnemental global des polluants atmosphériques émis par les transports

T. Goger

► **To cite this version:**

T. Goger. Un indicateur d'impact environnemental global des polluants atmosphériques émis par les transports. Océan, Atmosphère. INSA de Lyon, 2006. Français. NNT: . tel-00545101

**HAL Id: tel-00545101**

**<https://theses.hal.science/tel-00545101>**

Submitted on 9 Dec 2010

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

*Thierry GOGER*

***UN INDICATEUR D'IMPACT  
ENVIRONNEMENTAL GLOBAL DES  
POLLUANTS ATMOSPHERIQUES  
EMIS PAR LES TRANSPORTS***

*Rapport n° LTE 0633  
Novembre 2006*



*INSTITUT NATIONAL DE RECHERCHE  
SUR LES TRANSPORTS ET LEUR SÉCURITÉ*

*Thierry GOGER*

# **Un indicateur d'impact environnemental global des polluants atmosphériques émis par les transports**

*Rapport n° LTE 0633  
Novembre 2006*

*L'auteur :*

Thierry GOGER, doctorant en chimie, spécialité sciences et techniques du déchet, Ademe/Inrets-LTE/Insa Lyon, [thierry.goger@inrets.fr](mailto:thierry.goger@inrets.fr), INRETS, case 24, 69675 Bron cedex, France

Téléphone : +33 (0)4 72 14 24 95 - Télécopie : +33 (0)4 72 37 68 37

*Les encadrants*

-Robert JOUMARD, directeur de recherche, spécialiste de la pollution de l'air, co-directeur de thèse, [robert.joumard@inrets.fr](mailto:robert.joumard@inrets.fr), INRETS, case 24, 69675 Bron cedex, France

Téléphone : +33 (0)4 72 14 24 77 - Télécopie : +33 (0)4 72 37 68 37

-Patrick ROUSSEAUX, professeur en génie des procédés et énergétique, directeur de thèse, [pr@dug.chanzzy.univ-poitiers.fr](mailto:pr@dug.chanzzy.univ-poitiers.fr), Université de POITIERS, IRIAF, Département Gestion des Risques, Centre Duquesclin, Place Chanzy, 79 000 NIORT

Téléphone : +33 (0) 5 49 24 94 88 - Télécopie : +33 (0) 5 49 08 23 36

*Les partenaires*

-Ademe : Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie

2 Square La Fayette, BP 406, 49 004 ANGERS Cedex 01

Téléphone : +33 (0)2 41 20 41 17 - Télécopie : +33 (0)2 41 20 41 97

Directeur : François DEMARCQ

- INRETS-LTE : Laboratoire Transports et Environnement

Case 24, 69675 Bron cedex, France

Téléphone : +33 (0)4 72 14 23 00 - Télécopie : +33 (0)4 72 37 68 37

Directeur : Jacques BEAUMONT

- Insa Lyon-Laepsi : Laboratoire d'analyses environnementales des procédés et des systèmes industriels

Bât Sadi Carnot, 9 rue de la Physique, 69 621 Villeurbanne Cedex

Téléphone : +33 (0)4 72 43 84 30- Télécopie : +33 (0)4 72 43 87 17

Directeur : Rémy GOURDON

## Remerciements

Je souhaite adresser mes sincères remerciements à Patrick Rousseaux, mon directeur de thèse, et à Robert Joumard, mon encadrant au sein de l'Inrets-Lte, pour leur soutien et leurs conseils avisés tout au long de ma thèse.

Je tiens aussi à exprimer ma gratitude vis-à-vis des trois organismes précités et leur directeur pour le financement de mon doctorat (co-financement Ademe/Inrets), ainsi que pour l'accueil et la mise à disposition d'outils de travail.

Je remercie également mes proches collègues, en particulier Charlotte Hugrel, Delphine Presselin et Mireille Chiron pour leur aide et pour la relecture du rapport.

Je ne peux oublier par ailleurs ma famille et mes amis pour leurs encouragements.

J'aimerais témoigner finalement toute ma reconnaissance à mes deux rapporteurs, Cristina Pronello et Daniel Froelich, ainsi qu'aux autres membres du jury, Jacques Beaumont et Rémy Gourdon, et aux membres invités Gerassimos Arapis et Nathalie Martinez, pour l'intérêt porté à mon travail et pour leur à-propos.

# Fiche bibliographique

1 UR (1er auteur) INRETS-LTE		2 Projet n° Thèse de doctorat		3 Rapport n° LTE 06	
4 Titre Un Indicateur d'impact environnemental global des polluants atmosphériques émis par les transports					
5 Sous-titre				6 Langue F	
7 Auteur(s) GOGER Thierry				8 Rattachement ext. INRETS - ADEME	
9 Nom adresse financeur, co-éditeur				10 N° contrat, conv.	
				11 Date de publication novembre 2006	
12 Remarques					
13 Résumé On cherche à construire un indicateur d'impact environnemental global de la pollution atmosphérique semblable au potentiel de réchauffement climatique. Il doit permettre d'estimer l'impact environnemental global de la pollution atmosphérique induit par les transports, tout en conservant la valeur de l'impact environnemental de chaque catégorie d'impact, ainsi que l'évaluation des émissions. On s'appuie pour cela sur une typologie des impacts basée sur les connaissances scientifiques, la recherche d'un indicateur pour chaque type pollution, et l'élaboration d'une architecture d'agrégation de la pollution de l'air, qui permet d'intégrer l'ensemble des catégories d'impact environnemental au sein d'un impact global des polluants atmosphériques, et d'assister l'utilisateur à hiérarchiser ses préoccupations vis-à-vis de chacune des catégories d'impact de la pollution de l'air.					
14 Mots clés Pollution de l'air, transport, évaluation, critères, indicateurs, émissions, qualité de l'air, impact, développement durable			15 Diffusion  Libre		
16 Nombre de pages 281 pages		17 Prix gratuit	18 Confidentiel jusqu'au		19 Bibliographie oui

# Publication data form

1 Unit (1st author) INRETS-LTE		2 Project n° Post high degree thesis		3 INRETS report n° LTE 06	
4 Title An aggregated indicator of air-pollution impacts involved by transports					
5 Subtitle				6 Language F	
7 Author(s) GOGER Thierry				8 Affiliation INRETS - ADEME	
9 Sponsor, co-editor, name and address				10 Contract, conv. n°	
				11 Publication date November 2006	
12 Notes					
13 Summary <p>We intend to build a global environmental impact indicator of air pollution to assess transport infrastructures, technologies or flows. This indicator tries to be simple and transparent to facilitate its use in decision-making. The intention is for the indicator to be like the Global Warming Potential (GWP), which establishes a relationship between the emission of six greenhouse gases and the average temperature increase of the Earth. The indicator therefore allows estimating the global environmental impact of transport-generated air pollution, while simultaneously conserving the value of the environmental impact of each type of air pollution and the emission assessment. This work is based on an environmental impact typology, a set of indicators, and aggregation architecture of atmospheric pollution.</p> <p>The typology is established as a function of the specific and homogenous characteristics of each type of pollution in terms of pollutants, impact mechanisms, targets and environmental impacts. To ensure exhaustiveness and non-redundancy, 10 types of air pollution impact are proposed: greenhouse effect, ozone depletion, direct ecotoxicity (this type of pollution excludes greenhouse effects on nature, ozone depletion, eutrophication, acidification and photochemical pollution), eutrophication, acidification, photochemical pollution, restricted direct health effects (not taking into account welfare, and excluding the effects on health of the greenhouse effect, ozone depletion, acidification and photochemical pollution), sensitive pollution (annoyance caused by odours and fumes), and degradation of common and historical man-made heritage.</p> <p>Indicators similar to GWP can be identified in the literature for each type of atmospheric pollution, except for the degradation of common and historical man-made heritage, for which none indicator have been suggested. However, these indicators do not seem to have achieved wide scientific consensus, except for GWP, which may make it necessary to continue research in this field.</p> <p>Aggregating the different indicators is proposed by using an architecture composed of two structures that aggregate types of air pollution. One is based on the target affected, whereas the second has three dimensions, i.e. targets, space and time. This architecture allows also the indicator's users to establish a hierarchy of concerns for each type of atmospheric pollution.</p> <p>The indicator makes thus it possible to give a global value to impact of air pollutants, taking into account scientific assessment and social perception.</p>					
14 Key words Air pollution, transport, assessment, criteria, indicators, emissions, air quality, impact, sustainable development			15 Distribution statement  Free		
16 Nb of pages 281 pages		17 Price free		18 Declassification date	
				19 Bibliography yes	

# Synthèse

Les transports induisent une multitude d'impacts environnementaux, préoccupant de plus en plus les spécialistes, les décideurs et la population générale. Compte tenu de la diversité et de la complexité des impacts, chacun procède à sa manière pour les mettre en perspective. L'objectif de cette thèse de doctorat consiste à élaborer un indicateur d'impact global des polluants atmosphériques contribuant à évaluer simplement, et de manière synthétique et transparente les impacts environnementaux des polluants atmosphériques émis par les transports.

Notre indicateur vise comme utilisateurs principaux la population générale (avec ses composantes collective et individuelle, ses aspects professionnel ou privé) et ses représentants, sans exclure néanmoins les spécialistes (communauté scientifique).

L'orientation de l'indicateur étant résolument tournée vers un outil d'aide à la décision ne nécessitant pas une logistique « lourde », l'indicateur s'appuie sur une relation simple et claire entre l'émission des polluants (pression) et l'ampleur de l'impact, tout en veillant à ce que la relation décrive le mieux possible la relation d'impact étudiée.

L'indicateur constitue une alternative aux systèmes d'indicateurs utilisés par de nombreuses institutions, car ceux-ci ne sont pas adaptés à une évaluation agrégée des impacts environnementaux associés à la pollution de l'air induite par les transports. L'architecture de ces cadres d'analyse constitue néanmoins une base solide pour la description des impacts environnementaux des polluants atmosphériques.

L'objectif premier de l'indicateur est d'apporter une aide à la décision qui ne soit pas spécifique à l'évaluation d'une seule situation, et qui ne s'appuie pas d'un point de vue formel sur l'utilisation d'une valeur de référence. L'indicateur vise ainsi à :

- suivre dans le temps et dans l'espace l'évolution de la pollution de l'air induite par les transports,
- comparer des solutions technologiques,
- comparer des modes de transport,
- identifier un élément particulièrement polluant au sein d'un objet (de transport) considéré,
- assister la réglementation.

Le second objectif de l'indicateur réside dans la sensibilisation de la population à la pollution de l'air et à la contribution des transports à cette pollution, ainsi qu'à assister la population dans le choix des actions à effectuer, et dans l'interprétation des résultats des décisions politiques et des analyses scientifiques.

L'indicateur développé dans cette thèse constitue par ailleurs un outil invariant permettant de donner une valeur aux deux domaines d'application (trafic et infrastructure ; technologie), et ce, quel que soit l'attribut retenu (une politique, un plan, un programme, un projet ou une action). On vise néanmoins prioritairement l'évaluation d'une politique, d'un plan, d'un programme, ou d'une action.



L'indicateur s'attache à répondre principalement aux questions de choix stratégiques, dans le cas où l'information sur le plan ou le programme peut permettre son calcul. Le calcul de l'indicateur à l'aide de facteurs d'impact régionaux peut contribuer également à l'évaluation tactique de projet de transport.

Les variables d'entrée de l'indicateur sont uniquement des émissions, donc des grandeurs numériques continues. La grandeur de sortie de l'indicateur est « l'équivalent impact global ». Il s'agit d'une grandeur continue qui dispose d'une précision supplémentaire par rapport aux grandeurs catégorielles. De plus, il est tout à fait possible de transformer cette grandeur continue en une grandeur catégorielle (alors que l'inverse est impossible), ce qui lui confère une plus grande richesse. Enfin, l'équivalent habitant dispose d'une signification importante, ce qui favorise l'interprétation des résultats de l'indicateur.

La métrologie de l'indicateur s'effectue au niveau de chaque objet étudié. Elle porte d'une part sur la métrologie des émissions (grandeurs d'entrée), et sur la métrologie des impacts environnementaux.

Le champ d'étude des émissions de polluants atmosphériques s'étend dans le cadre de cette thèse aux quatre modes de transport suivants : le transport routier, transport ferroviaire, transport fluvial et maritime, et transport aérien. Il est cependant tout à fait envisageable d'utiliser cet indicateur pour d'autres modes de transport. Le champ d'étude des émissions de polluants atmosphériques couvre également les trois filières énergie, infrastructure et véhicule, subdivisées en sous-filières (fabrication, utilisation-entretien, élimination) afin de permettre de mieux saisir les éléments de l'objet de transport pris en compte dans le calcul des émissions, et aussi d'identifier ceux qui contribuent le plus aux émissions de polluants atmosphériques.

L'étude des échelles spatiale et temporelle d'un objet de transport révèle très clairement l'ambiguïté qui existe entre le besoin opérationnel exprimé en termes d'aide à la décision et à l'information, et l'exigence scientifique qui incite plutôt à ouvrir l'évaluation aux véritables échelles spatiale et temporelle des émissions. Il est donc indispensable que l'utilisateur de l'indicateur indique de manière transparente le type d'observation des émissions retenu : restreinte (limitée à l'objet de transport étudié) ou étendue (élargie au référentiel au niveau duquel on peut observer des émissions induites par l'objet de transport étudié), de manière à pouvoir expliquer ce à quoi correspondent les émissions calculées. On suggère de retenir l'échelle spatio-temporelle d'observation étendue des émissions de polluants atmosphériques.

La méthodologie d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques par filière permet d'autre part d'obtenir un inventaire exhaustif des émissions de polluants atmosphériques d'un objet de transport. Elle est donc tout à fait adaptée aux comparaisons des émissions d'un même objet de transport dans le temps, ou à celles d'objets de transport différents.

La méthodologie d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques par secteur est appropriée en revanche à la comparaison d'un objet de transport avec des objets relevant d'autres secteurs d'activité. Elle peut aussi être utilisée pour comparer des objets de transport dans le temps ou entre eux, mais elle est moins précise que la méthodologie d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques par filière dans ce type de comparaison.

Dans le cadre d'une comparaison entre plusieurs objets de transport, on suggère de mettre en perspective le résultat donné par l'indicateur avec celui donné par un ou plusieurs indicateur(s) de mobilité, de manière à aboutir à une comparaison objective plus précise entre les objets de transport alternatifs, que celle effectuée sur la seule base du résultat de notre indicateur d'impact global.

La délimitation de notre recherche en matière d'indicateur d'impact des polluants atmosphériques permet de faire le point sur les indicateurs existants, et de poser clairement les caractéristiques générales de notre indicateur.

On s'intéresse par ailleurs à donner à notre indicateur une validité scientifique et une pertinence environnementale.

On propose d'identifier les différentes catégories d'impact environnemental induites par la pollution atmosphérique, et de les caractériser sur la base des connaissances scientifiques par un indicateur, construit à l'image du potentiel de réchauffement global proposé par le GIEC. Chaque catégorie d'impact environnemental (homogène) est définie par une combinaison spécifique de polluants, de mécanismes d'impacts, de cibles et d'impacts.

Trois cibles, définies comme un ensemble de récepteurs homogènes, sont principalement affectées par la qualité de l'air : la nature entendue au sens des écosystèmes c'est-à-dire de l'association entre un environnement physico-chimique, abiotique (le biotope) et une communauté vivante caractéristique de ce dernier (la biocénose), l'homme que l'on extrait de la nature et pour lequel on s'intéresse à sa santé telle que définie par l'Organisation mondiale de la santé, et le patrimoine bâti où l'on distingue les bâtiments communs et les bâtiments historiques. On ajoute à ces trois cibles un quatrième élément, le globe terrestre, qui n'est pas une véritable cible car il recouvre l'ensemble des cibles : les trois précédentes et les milieux physiques comme l'atmosphère et les océans. Nous le considérons donc comme une pseudo-cible.

Un impact correspond à la réponse d'une cible exposée à un état de la qualité de l'air. Les impacts sont très divers et forment souvent des successions ou des chaînes d'impacts. Ainsi les émissions de gaz à effet de serre entraînent tout d'abord un réchauffement climatique global, dont découle entre autres l'élévation du niveau des océans entraînant à son tour des inondations pouvant provoquer des déplacements de population humaine et des effets sanitaires, ou des modifications des écosystèmes pouvant entraîner une perte de biodiversité.

On cherche à ce que l'ensemble des catégories d'impact soit le plus précis et le plus exhaustif possible, tout en évitant les redondances. On obtient ainsi dix catégories d'impact environnemental :

- l'effet de serre ou plus exactement l'augmentation de l'effet de serre : ensemble des impacts environnementaux induits par l'augmentation de la température moyenne du globe due au pouvoir radiatif de certains polluants atmosphériques, et en particulier du dioxyde de carbone ;
- le trou de la couche d'ozone : les composés halogénés réagissent avec l'ozone stratosphérique et entraînent une réduction de la couche d'ozone, à laquelle sont liés un certain nombre d'impacts environnementaux, en particulier sur la santé des êtres vivants dont l'homme ;
- la pollution photochimique : les oxydes d'azote et les composés organiques volatiles réagissent pour former hors centres urbains une grande quantité de polluants secondaires dont l'ozone troposphérique, toxiques pour l'homme et la nature ;
- l'acidification : les oxydes d'azote et le dioxyde de soufre sont transformés en composés acides, et acidifient les milieux naturels avec des conséquences plus ou moins préjudiciables sur la faune et la flore jusqu'à des distances de l'ordre de 1000 km de leur lieu d'émission ;
- l'eutrophisation : les oxydes d'azote contribuent à développer la biomasse végétale, dont le développement excessif entraîne une anoxie des milieux aquatiques, puis des dommages pour la faune et la flore ;
- les impacts sanitaires restreints directs : effets sur la santé humaine, mais restreints car on exclut les atteintes au bien être et les aspects psychologiques (intégrés au sein de la pollution sensible), et directs car on ne considère que les effets dus à une exposition à des polluants primaires. Les impacts sanitaires dus à des polluants secondaires (acidification, pollution

photochimique...) sont régis par des lois d'impact de nature différente appartenant à d'autres catégories d'impact ;

- l'écotoxicité directe : les polluants primaires affectant la santé humaine peuvent aussi affecter la nature ;
- la pollution sensible : on entend sous le terme de pollution sensible, les impacts sur le bien-être de l'homme de la perception sensorielle (principalement la vue et l'odorat) des fumées, des salissures et des odeurs auxquelles contribuent un certain nombre de polluants atmosphériques ;
- la dégradation du patrimoine bâti commun : elle est principalement due aux effets des particules et des produits corrosifs. Elle intègre les impacts sur les bâtiments de la pollution photochimique et de l'acidification ;
- la dégradation du patrimoine bâti historique : elle est dissociée de la précédente car l'impact n'est pas principalement sensible et économique, mais culturel avec un caractère irréversible dans la mesure où toute œuvre est unique et de ce fait impossible à rétablir à l'identique, sans compter la perte du savoir faire dans certain cas.

L'évaluation des indicateurs existants permet de dégager un indicateur pour chaque catégorie d'impact, à l'exception des catégories d'impact « dégradation du patrimoine bâti commun » et « dégradation du patrimoine bâti historique » :

- effet de serre : indicateur « réchauffement global potentiel »,
- trou de la couche d'ozone : indicateur « diminution de la couche d'ozone »,
- pollution photochimique : indicateur « formation d'ozone troposphérique »,
- acidification : indicateur « formation d'ions  $H^+$  »,
- eutrophisation : indicateur « eutrophisation »,
- pollution sensible : indicateur « odeur »,
- impacts sanitaires restreints directs : indicateur « toxicité »,
- impacts écotoxiques directs : indicateur « écotoxicité »,
- dégradation du patrimoine bâti commun : aucun indicateur sélectionné,
- dégradation du patrimoine bâti historique : aucun indicateur sélectionné.

Les résultats de l'évaluation des indicateurs sont globalement assez proches les uns des autres. Ceci tient à deux points :

- le nombre assez restreint d'indicateurs établissant une relation pression/impact,
- les caractéristiques assez semblables de l'ensemble des indicateurs recensés, dues au fait qu'ils ont été conçus pour des objectifs similaires.

Certains des indicateurs sont cependant peu valides d'un point de vue scientifique, ce qui constitue un handicap certain quant à leur utilisation. La sélection des indicateurs est donc moyennement robuste.

La recherche d'indicateurs plus pertinents apparaît nécessaire. Ce travail pourrait être effectué à partir de l'animation de collègues de spécialistes de chaque catégorie d'impact comme cela est effectué pour l'effet de serre par le GIEC (Groupe intergouvernemental sur l'évolution du climat).

Il semble prioritaire de s'attacher à déterminer un indicateur pour les deux catégories d'impact qui en sont dépourvues pour l'instant (dégradation du patrimoine bâti commun et historique), ainsi que pour les catégories d'impact « impacts sanitaires restreints directs » et « pollution sensible » pour lesquelles la coordination entre les différentes spécialités semble très faible.

La méthode d'évaluation des indicateurs constitue néanmoins un point fort de la sélection, car elle permet de rendre objectif et transparent le choix des indicateurs, trop souvent injustifié ou justifié de manière insuffisante dans la littérature. La contribution d'un panel de spécialistes de l'évaluation environnementale, certes non exhaustif, apporte aussi une solidité à la sélection adoptée.

La structure des indicateurs permet en outre d'adapter l'indicateur à des évaluations plus ou moins précises et localisées. L'utilisation d'un facteur d'impact établi pour une période de temps infinie ou de très long terme, et détaché de tout contexte local, donne à l'indicateur un caractère générique très intéressant dans le cadre d'une évaluation stratégique. Les facteurs d'impacts régionaux apportent en revanche une information plus précise, pouvant trouver son utilité lors d'une évaluation tactique (étude d'impact).

On suggère d'agrèger ensuite les indicateurs au sein d'un indicateur global, de façon à pouvoir répondre à des questions pertinentes, comme « l'essence est-elle plus polluante que le diesel ? », ou « quelle est l'évolution des impacts environnementaux des polluants atmosphériques émis par les transports routiers en France ? ». On fait reposer le plus possible l'agrégation des indicateurs sur les connaissances scientifiques, tout en veillant à ne pas aller au-delà de la légitimité de la communauté scientifique, par exemple pour pondérer des impacts comme la pollution sensible, l'effet de serre et les effets sanitaires. L'agrégation des indicateurs vise alors à refléter les préoccupations sociales vis-à-vis de la pollution de l'air.

La diversité des catégories d'impact de l'air ne permet pas d'évaluer globalement l'ensemble de ses impacts sur l'environnement, sans agréger les différentes catégories d'impact. Or agréger ou arbitrer entre des catégories d'impact aussi différentes que l'effet de serre et la dégradation du patrimoine bâti historique, ou les impacts sanitaires et la pollution sensible, dépend de la préoccupation individuelle ou collective. Pour éviter de faire appel à une procédure de synthèse souvent personnelle, non justifiée, opaque, on propose d'élaborer une architecture d'agrégation des catégories d'impact atmosphérique, donc des indicateurs. Cette architecture permet d'aider l'utilisateur de l'indicateur à agréger les différentes catégories d'impact, et à dégager celles qui lui semblent les plus importantes.

En effet, seuls la population générale concernée ou ses représentants ont la légitimité de faire de tels arbitrages. Les scientifiques ne peuvent que faciliter l'expression de ces arbitrages et en aucun cas se prononcer en tant que scientifiques sur la prédominance de tel ou tel impact. Il convient pour cela que la population générale et ses représentants soient à mêmes de distinguer les dix catégories d'impact retenues. Or si les quatre cibles affectées par la pollution atmosphérique (le globe, la nature, l'homme, le patrimoine bâti) sont bien distinguées socialement, seuls sept catégories d'impact le sont : l'effet de serre, le trou de la couche d'ozone, les effets sur les écosystèmes, les impacts sanitaires, la pollution sensible, la dégradation du patrimoine anthropique commun, et la dégradation du patrimoine bâti culturel. Cette distinction est en outre assez fragile car elle est basée uniquement sur la connaissance des termes et non de leur signification précise. Bien qu'on espère dégager d'une enquête nationale, conduite actuellement par l'Inrets sur la perception de l'environnement, une typologie socialement pertinente plus robuste, on ne peut que conclure aujourd'hui que la typologie socialement pertinente ne correspond pas à la typologie en dix types établie scientifiquement.

Une architecture d'agrégation plus complexe est donc nécessaire. Nous proposons une structure d'agrégation directe par cible, et sur une structure indirecte par le biais de trois dimensions bien connues de chacun : les cibles, l'espace et le temps.

L'agrégation des catégories d'impact par cibles s'effectue selon la préoccupation que l'on accorde à chaque cible affectée, à laquelle correspond un à quatre catégories d'impact distinguées socialement et deux à quatre catégories d'impact définies scientifiquement. Ainsi, plus un utilisateur (décideur par

ex.) privilégie la cible globe, plus il accorde de l'importance à l'effet de serre et au trou de la couche d'ozone. Ces deux catégories peuvent alors être agrégées au sein de la pollution affectant principalement le globe.

Cette agrégation ne peut être que partielle, car à une catégorie d'impact distinguée socialement correspondent parfois plusieurs catégories d'impact établies scientifiquement. On relaie donc, très ponctuellement, l'agrégation sociale ou politique par cible à l'aide d'une agrégation par la communauté scientifique. Ainsi l'écotoxicité directe, l'acidification, l'eutrophisation et la pollution photochimique doivent être agrégées par ce biais au sein des effets sur les écosystèmes.

Ce biais sans légitimité et la faiblesse de la distinction sociale qui repose uniquement sur la connaissance des termes nous incite à proposer une structure d'agrégation complémentaire, afin de rendre plus robuste notre architecture d'agrégation.

La seconde structure d'agrégation s'appuie sur la dimension cible et deux autres dimensions connues de tous : le temps, et l'espace, avec l'objectif de distinguer ainsi des catégories d'impact qui ne le sont pas socialement ni par le biais des seules cibles. Ces trois dimensions sont assez pertinentes pour l'agrégation car à une cible, une échéance temporelle (court, moyen ou long terme) et une caractéristique géographique (global, régional, local) ne correspondent généralement qu'un type de pollution défini scientifiquement parmi les dix. Les seules exceptions sont :

- l'acidification et l'eutrophisation (cible : nature ; échelle spatio-temporelle : régional/moyen terme),
- l'effet de serre à moyen terme et le trou de la couche d'ozone (cible : globe ; échelle spatio-temporelle : global/moyen terme),
- la pollution sensible et les impacts sanitaires restreints directs (cible : homme ; échelle spatio-temporelle : local/court terme),
- les dégradations des patrimoines commun et culturel (cible : bâti ; échelle spatio-temporelle : local/ moyen et long terme).

Le premier cas ne peut qu'être traité à l'aide de la communauté scientifique, car il concerne des catégories d'impact indissociables socialement, directement ou indirectement. Les trois autres cas correspondent à des catégories d'impact distinguées socialement, ce qui ne pose donc pas de problème d'agrégation.

On observe aussi que l'écotoxicité, les impacts sanitaires restreints directs, et les dégradations des patrimoines commun et historique sont peu ou pas différenciées temporellement. L'architecture d'agrégation désagrège ainsi certaines catégories d'impact définies scientifiquement. Ceci pourrait aider à la mise au point d'un indicateur global des impacts sanitaires restreints directs par exemple.

On propose enfin de s'appuyer sur des enquêtes ou d'autres méthodes participatives comme les forums pour définir les niveaux de préoccupation relatifs aux différentes catégories d'impact. Ces méthodes pourraient aussi trouver un intérêt pour déterminer le nombre de classes spatio-temporelles et leurs limites (court, moyen, long terme ; local, régional, global), et pour connaître le niveau de préoccupation sociale correspondant à chacune des dimensions.

La typologie des impacts environnementaux des polluants atmosphériques contribue à identifier de manière scientifique et transparente les différentes catégories d'impact à prendre en compte dans un indicateur de la pollution de l'air. À chaque catégorie d'impact correspond un indicateur qui est le fruit d'une collaboration entre spécialistes de cette catégorie d'impact. L'architecture permet d'encadrer ensuite l'agrégation des catégories d'impact dans un processus scientifique, en aidant l'utilisateur à attribuer un niveau de préoccupation vis-à-vis de chacune des catégories d'impact

définies scientifiquement, y compris si elles ne sont pas distinguées socialement grâce aux agrégations directe et indirecte.

Sur le plan mathématique on retient comme méthode d'agrégation, la méthode d'agrégation dite du critère unique de synthèse. L'indicateur d'impact environnemental global des polluants atmosphériques correspond ainsi à la somme des indicateurs normalisés de chaque catégorie d'impact. Les indicateurs sont normalisés à l'aide du rapport entre le coefficient de pondération (sociale) attribué à chaque catégorie d'impact et le résultat de l'indicateur pour l'objet ou la situation à laquelle se réfère le système de pondération. Ces opérateurs constituent des outils synthétiques, simples et transparents permettant de relater d'un résultat global tout en mettant en évidence des différences éventuelles dans la structure du résultat global. L'utilisateur peut alors s'intéresser de plus près à la contribution de chaque catégorie d'impact à l'impact final.

La grandeur d'impact résultant de cette normalisation correspond à «un équivalent impact environnemental global des polluants atmosphériques». L'indicateur d'impact environnemental global constitue un outil synthétique, simple et transparent permettant de relater du résultat global et du résultat par catégorie d'impact d'un objet de transport étudié ou de plusieurs.

# TABLE DES MATIERES

## *Synthèse*

**Introduction..... 1**

**Problématique ..... 3**

**1. Organisation de l'information en vue de construire un indicateur agrégé de la pollution de l'air ..... 6**

**1.1. Définition de l'indicateur.....6**

1.1.1. Utilisateurs de l'indicateur..... 7

1.1.2. Objectifs de l'indicateur..... 7

1.1.2.1. Objectif de recherche et d'expertise : aide à l'évaluation ..... 8

1.1.2.1.1. Exhaustivité et globalité des indicateurs de « recherche »..... 8

1.1.2.1.2. Types de variable de la pollution de l'air intégrées dans les indicateurs de « recherche »..... 11

1.1.2.1.3. Complexité des indicateurs de « recherche »..... 12

1.1.2.2. Objectifs opérationnels..... 13

1.1.2.2.1. Aide à la décision..... 13

1.1.2.2.1.1. Systèmes d'indicateurs..... 13

1.1.2.2.1.2. Indicateurs de pertinence, d'efficacité... .. 18

1.1.2.2.2. Aide à l'information..... 23

1.1.3. Domaines d'application de l'indicateur (infrastructure-traffic ; technologie)..... 25

1.1.4. Portée stratégique ou tactique de l'indicateur ..... 26

1.1.4.1. Portée stratégique ..... 26

1.1.4.1.1. Présentation de l'action COST 350 ..... 27

1.1.4.1.2. Approche axée sur les données de transport..... 28

1.1.4.1.3. Approche inspirée des études d'impacts..... 29

1.1.4.1.4. Approche intermédiaire ..... 29

1.1.4.2. Portée tactique ..... 31

1.1.5. Structure et métrologie de l'indicateur ..... 31

1.1.5.1. Structure de l'indicateur ..... 32

1.1.5.1.1. Etape de « transformation » entre la grandeur d'entrée et la grandeur de sortie de l'indicateur ..... 32

1.1.5.1.1.1. Grandeurs d'entrée et grandeurs de sortie de l'indicateur ..... 33

1.1.5.1.1.2. Transformation entre les grandeurs d'entrée et les grandeurs de sortie ..... 38

1.1.5.1.2. Etape de « synthèse » des grandeurs de sortie de l'indicateur ..... 41

1.1.5.1.2.1. Agrégation de la contribution des polluants à une catégorie d'impact, ou agrégation de la contribution des catégories d'impact à un impact environnemental global ..... 41

1.1.5.1.2.2. Méthodologies d'agrégation ..... 42

1.1.5.1.2.3. Critique des opérateurs de synthèse ..... 46

1.1.5.2.	Métrologie de l'indicateur .....	50
1.1.5.2.1.	Intégration spatiale et temporelle des grandeurs .....	50
1.1.5.2.2.	Incertitudes .....	52
1.1.6.	Critères d'élaboration et méthode d'évaluation de l'indicateur .....	54
1.1.6.1.	Critères d'élaboration de l'indicateur .....	54
1.1.6.2.	Méthode d'évaluation de l'indicateur .....	55
<b>1.2.</b>	<b>Structuration et calcul des émissions de polluants atmosphériques des objets de transport .....</b>	<b>57</b>
1.2.1.	Champ d'étude des émissions de polluants atmosphériques des objets de transport .....	57
1.2.1.1.	Modes de transport .....	58
1.2.1.2.	Cycle de vie des objets de transport .....	58
1.2.1.3.	Echelle spatio-temporelle d'observation des émissions de polluants atmosphériques des objets de transport .....	59
1.2.2.	Inventaire des émissions de polluants atmosphériques des objets de transport .....	61
1.2.2.1.	Méthodologies d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques des objets de transport .....	61
1.2.2.1.1.	Méthodologie d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques par filières .....	61
1.2.2.1.2.	Méthodologie d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques par secteur d'activité .....	62
1.2.2.2.	Emissions de polluants atmosphériques des transports en France .....	63
1.2.2.2.1.	Emissions globales du secteur des transports en 2004 .....	63
1.2.2.2.2.	Emissions par mode de transport .....	64
1.2.2.2.3.	Emissions du mode transport routier .....	65
1.2.2.2.4.	Interprétation des résultats .....	66
1.2.3.	Mise en perspective des émissions de polluants atmosphériques avec la mobilité offerte par les objets de transport .....	67
1.2.3.1.	Définition de la mobilité .....	67
1.2.3.2.	Les éléments de mesure de la mobilité .....	68
1.2.3.2.1.	Distance .....	68
1.2.3.2.2.	Temps .....	68
1.2.3.2.3.	Vitesse .....	69
1.2.3.2.4.	Accessibilité .....	69
1.2.3.2.5.	Confort .....	70
<b>2.</b>	<b><i>Elaboration d'un indicateur d'impact environnemental global des polluants atmosphériques émis par les transports .....</i></b>	<b>71</b>
<b>2.1.</b>	<b>Atmosphère et pollution de l'air .....</b>	<b>72</b>
2.1.1.	Physico-chimie de l'atmosphère .....	72
2.1.2.	Définition de la pollution de l'air .....	74
2.1.3.	Cadre juridique .....	76
2.1.4.	Développement durable et gestion de l'environnement .....	78
2.1.4.1.	Les différentes acceptions du développement durable .....	79
2.1.4.1.1.	L'acception « faible » du concept de développement durable .....	79
2.1.4.1.2.	L'acception « forte » du concept de développement durable .....	80



2.1.4.2.	Les implications du concept de développement durable dans la gestion de l'environnement .....	81
2.1.4.3.	Conclusion.....	82
2.1.5.	Mécanismes de la pollution atmosphérique .....	83
2.1.5.1.	Les émissions .....	84
2.1.5.2.	Le processus de transport-dispersion .....	85
2.1.5.3.	Les transformations physico-chimiques .....	86
2.1.5.4.	Les concentrations.....	86
2.1.5.5.	La déposition atmosphérique .....	87
2.1.5.6.	Les cibles.....	87
2.1.5.7.	Les lois d'impact .....	88
2.1.5.8.	Les impacts.....	89
<b>2.2.</b>	<b>Typologie et architecture d'agrégation des impacts environnementaux des polluants atmosphériques.....</b>	<b>92</b>
2.2.1.	Typologie des impacts environnementaux des polluants atmosphériques.....	92
2.2.1.1.	Méthode d'élaboration de la typologie.....	93
2.2.1.2.	Catégories d'impact environnemental des polluants atmosphériques .....	95
2.2.1.2.1.	L'effet de serre.....	95
2.2.1.2.2.	La diminution de la couche d'ozone.....	98
2.2.1.2.3.	La pollution photochimique.....	100
2.2.1.2.4.	L'acidification.....	103
2.2.1.2.5.	L'eutrophisation.....	106
2.2.1.2.6.	La pollution sensible.....	108
2.2.1.2.7.	Les impacts sanitaires restreints directs .....	111
2.2.1.2.8.	L'écotoxicité directe .....	115
2.2.1.2.9.	La dégradation du patrimoine bâti commun .....	117
2.2.1.2.10.	La dégradation du patrimoine bâti historique .....	119
2.2.1.3.	Critique de la typologie .....	120
2.2.1.3.1.	Exhaustivité et non redondance des catégories d'impact.....	120
2.2.1.3.2.	Indépendance des catégories d'impact.....	121
2.2.2.	Architecture d'agrégation des catégories d'impact environnemental au sein d'un impact environnemental global des polluants atmosphériques.....	123
2.2.2.1.	Catégories d'impact distinguées socialement.....	124
2.2.2.2.	Agrégation des catégories d'impact .....	125
2.2.2.2.1.	Structure d'agrégation des catégories d'impact au regard des cibles affectées .....	126
2.2.2.2.2.	Structure d'agrégation des catégories d'impact selon leurs dimensions spatio-temporelles .....	127
2.2.2.2.3.	Hierarchisation de la préoccupation vis-à-vis des catégories d'impact .....	131
2.2.2.2.3.1.	Approches utilisées pour établir un système de pondération entre les catégories d'impact.....	131
2.2.2.2.3.2.	Approche développée pour établir un système de pondération entre les catégories d'impact..	132
<b>2.3.</b>	<b>Construction d'un indicateur d'impact environnemental global des polluants atmosphériques</b>	<b>138</b>
2.3.1.	Sélection d'un indicateur d'impact environnemental pour chaque catégorie d'impact .....	139

2.3.1.1.	Caractéristiques des indicateurs .....	139
2.3.1.1.1.	Formalisme .....	139
2.3.1.1.2.	Intégration spatiale.....	146
2.3.1.1.3.	Intégration temporelle.....	149
2.3.1.1.4.	Synthèse.....	151
2.3.1.2.	Sélection des indicateurs .....	153
2.3.2.	Agrégation des indicateurs au sein d'un indicateur d'impact environnemental global .....	154
2.3.2.1.	Définition d'une dimension d'impact commune à l'ensemble des catégories d'impact .....	154
2.3.2.2.	Expression des indicateurs d'impact en termes d' « équivalent impact global des polluants atmosphériques » et agrégation des impacts au sein d'un impact global .....	155
2.3.3.	Exemples d'application de l'indicateur d'impact environnemental global des polluants atmosphériques.....	157
2.3.3.1.	Résultats et interprétations .....	157
2.3.3.1.1.	Comparaison de l'impact global des polluants atmosphériques émis par le système de transport français entre 1990 et 2005.....	157
2.3.3.1.2.	Comparaison Diesel/Essence.....	159
2.3.3.2.	Critiques des résultats.....	160
<b>Conclusion.....</b>		<b>163</b>
<b><i>ANNEXE 1 : Trois ensembles d'indicateurs pour l'évaluation environnementale stratégique du trafic et des infrastructures de transport.....</i></b>		<b>169</b>
<b><i>ANNEXE 2 : Méthodologie d'évaluation sectorielle des émissions de polluants atmosphériques ....</i></b>		<b>171</b>
<b><i>ANNEXE 3 : Estimations des émissions nationales du secteur des transport en 2004 : approche par filière.....</i></b>		<b>177</b>
<b><i>ANNEXE 4 : L'effet de serre.....</i></b>		<b>181</b>
<b><i>ANNEXE 5 : La diminution de la couche d'ozone.....</i></b>		<b>187</b>
<b><i>ANNEXE 6 : La pollution photochimique.....</i></b>		<b>193</b>
<b><i>ANNEXE 7 : L'acidification .....</i></b>		<b>203</b>
<b><i>ANNEXE 8 : L'eutrophisation .....</i></b>		<b>209</b>
<b><i>ANNEXE 9 : La pollution sensible .....</i></b>		<b>211</b>
<b><i>ANNEXE 10 : Les impacts sanitaires restreints directs.....</i></b>		<b>219</b>
<b><i>ANNEXE 11 : L'écotoxicité directe .....</i></b>		<b>227</b>
<b><i>ANNEXE 12 : La dégradation du patrimoine bâti commun et historique.....</i></b>		<b>229</b>
<b><i>ANNEXE 13 : Evaluation des indicateurs.....</i></b>		<b>231</b>
<b><i>ANNEXE 14 : Eléments de calcul de l'impact environnemental global des polluants atmosphériques émis par le système des transports français en 2005 .....</i></b>		<b>251</b>

<i>Glossaire</i> .....	257
<i>Acronymes et abréviations</i> .....	257
<i>Table des figures</i> .....	259
<i>Table des tableaux</i> .....	261
<i>Bibliographie</i> .....	265

---

# Introduction

Depuis l'avènement de la machine à vapeur et son application aux transports, ce secteur n'a cessé de se développer. La mobilité des personnes et des biens croît ainsi de manière continue depuis deux siècles environ. La distance moyenne parcourue par personne et par jour est passée de quelques kilomètres en 1800 à près de quarante kilomètres en 2000. Cette augmentation s'explique principalement par la stabilité, au cours des siècles, du temps consacré au déplacement, environ une heure, et par l'accès à des modes de transport de plus en plus rapides, résultant de la conjugaison des progrès technologiques et de la hausse des revenus.

La situation française actuelle des transports est marquée par une utilisation prédominante du mode de transport routier [Mt, 2003a; b]. Cette situation se retrouve tant pour les transports de personnes que pour les transports de marchandises. Pour les voyageurs, le mode de transport routier supporte près de 89% du trafic national de personnes (exprimé en voyageurs-km) en 2000, soit une part sensiblement identique à celle de 1990. Le mode aérien, en plein essor, regroupe environ 2% des trafics intérieurs. Le mode ferroviaire supportant 9% des trafics intérieurs n'a pas connu d'évolution marquée. Cette stabilité masque néanmoins un succès important des lignes à grande vitesse compensé par un déclin sensible des lignes interurbaines classiques. Pour les transports de marchandises, la part du mode routier, déjà déterminante à la fin des années 80, a connu depuis une croissance importante : elle est ainsi passée entre 1990 et 2000 de 77% à 83% du trafic total intérieur hors oléoducs (exprimé en tonnes-kilomètres). Dans le même temps, une érosion continue de la part du fret ferroviaire s'est fait ressentir pour ne contribuer en 2000 qu'à hauteur de 15% de ce trafic global, tandis que le caractère résiduel des échanges fluviaux (2%) est toujours aussi marqué.

Le secteur des transports constitue probablement le pilier des activités anthropiques, qu'elles soient d'ordre privé ou professionnel, d'ordre économique ou culturel... En marge de son essor, ce secteur a induit des impacts environnementaux, économiques et sociaux.

Insignifiante au début, la connaissance des impacts environnementaux des transports ne cesse de s'améliorer depuis lors. Les scientifiques s'accordent aujourd'hui à dire que les transports affectent l'environnement de par les ressources naturelles consommées, et les pollutions générées. Au sein de ces pollutions, la pollution atmosphérique due à l'accroissement des émissions de polluants atmosphériques apparaît comme l'une des plus importantes.

La population générale manifeste par ailleurs une préoccupation grandissante vis-à-vis de la pollution atmosphérique, et exprime une demande d'évaluation de la contribution des transports à cette pollution.

De nombreux efforts en matière de recherche sont ainsi orientés vers une meilleure compréhension des phénomènes de pollution atmosphérique. Les conséquences de la pollution atmosphérique sur les composantes naturelles et anthropiques sont encore assez mal connues, mais les relations entre les concentrations de polluants atmosphériques et les impacts sont de plus en plus objectivées. L'explication des phénomènes est cependant souvent complexe. Ainsi, la quantification des impacts, s'appuyant sur l'utilisation de modèles d'émissions, de transport-dispersion de polluants et

de modèles d'impacts, ainsi que sur la production de grandes banques de données, nécessite du temps et des moyens, et aboutit à des résultats encore entachés dans un grand nombre de cas d'une assez forte incertitude. Qui plus est, les liens établis entre les concentrations de polluants atmosphériques et les impacts engendrés ne permettent pas d'identifier facilement parmi les différentes sources d'émissions de polluants, la contribution du secteur des transports.

Il y a donc une certaine inadéquation entre « l'offre » d'information apportée par les spécialistes de l'évaluation de la pollution de l'air, et « la demande » d'information exprimée par la population générale et les décideurs.

Un axe de recherche répondant à ce thème trouverait un double intérêt. Un intérêt méthodologique d'une part, dans la mesure où la construction d'outils d'évaluation des transports, selon le point de vue de la pollution de l'air, constitue une originalité dans la recherche en matière de transport et de pollution de l'air. Un intérêt opérationnel d'autre part, puisque les acteurs pourraient disposer d'informations sur la pollution de l'air induite par les transports, adaptées à leurs attentes. La gageure de cet axe de recherche réside cependant dans l'alliance de la validité scientifique de l'outil et son adéquation au contexte décisionnel.

Cette thèse de doctorat propose d'apporter une contribution à cet axe de recherche. Elle est effectuée au sein du laboratoire Transport et Environnement de l'Institut National de Recherche sur les Transports et leur Sécurité (Inrets-Lte). Le travail s'inscrit dans un projet de recherche plus large, le projet « Prospective et Indicateurs de l'Environnement » (PIE), qui a pour objet d'évaluer de manière globale l'ensemble des impacts environnementaux induits par les transports, toutes pollutions confondues. La thèse se déroule en coopération entre l'Inrets-Lte, le laboratoire d'Analyses Environnementales des Procédés et des Systèmes Industriels (LAEPSI) de l'Institut National des Sciences Appliquées (Insa) de Lyon, et l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (Ademe). Elle est co-encadrée par Monsieur Patrick Rousseaux (Université de Poitiers) et Monsieur Robert Joumard (Inrets-Lte).

L'objectif de la thèse consiste à proposer une méthode d'évaluation de l'impact environnemental global des polluants atmosphériques émis par les transports. Plus précisément, l'objectif consiste à construire un indicateur d'impact environnemental global de la pollution de l'air, permettant d'évaluer les transports simplement et d'une manière transparente. Une attention est portée sur la souplesse et la complétude de l'indicateur, de manière à pouvoir être utilisé pour évaluer d'autres secteurs d'activité, au regard de la pollution atmosphérique engendrée.

On cherche par ailleurs à rendre lisibles les justifications et les hypothèses de l'évaluation des impacts environnementaux des polluants atmosphériques émis par le secteur des transports, qui fondent la mise en œuvre de notre indicateur d'impact global de pollution de l'air.

---

# Problématique

La finalité de notre recherche réside dans l'évaluation des transports selon le point de vue de la pollution atmosphérique.

L'objectif de cette thèse de doctorat consiste à proposer des indicateurs agrégés pertinents vis-à-vis de la finalité de la recherche, c'est-à-dire permettant d'évaluer les transports selon le point de vue de la pollution de l'air. Une contrainte majeure que nous imposons à notre travail réside dans l'utilisation possible des indicateurs pour répondre à un large panel de questions en matière de transport, mais aussi à des problématiques relevant d'autres secteurs d'activité.

Pour cette raison, l'orientation première des indicateurs se tourne en faveur de l'angle d'évaluation, c'est-à-dire vis-à-vis de la pollution de l'air. On émet l'hypothèse qu'un indicateur basé sur la pollution atmosphérique peut être utilisé pour évaluer tout type d'objet induisant cette pollution, tandis qu'un indicateur calé sur l'objet d'évaluation, c'est-à-dire l'objet sur lequel on porte une valeur, un objet de transport par exemple, suppose d'en changer lors de l'évaluation de chaque nouvel objet. Selon cette hypothèse, notre recherche s'oriente vers l'élaboration d'un indicateur agrégé de la pollution de l'air, permettant d'évaluer tout type d'objet et en particulier tout objet en matière de transport.

L'évaluation des transports selon le point de vue de la pollution de l'air revient à évaluer, parmi l'ensemble des catégories d'impact possibles, celles qui sont induites par les transports. L'indicateur établit donc un lien entre les sphères sociales et économiques, ayant trait à la mobilité, vecteur d'émissions de polluants atmosphériques, et à la sphère environnementale dans laquelle la pollution de l'air apparaît et engendre des conséquences sur la stabilité des systèmes naturels, sur le bien-être de l'homme, ainsi que certains impacts à caractère social ou économique, pouvant être inclus au sein de la sphère environnementale, d'après la conception forte du développement durable prise comme référence (§ 2.1.4.2).

L'objectif de cette thèse sous-tend une problématique de recherche assez complexe, en raison du positionnement des indicateurs à la confluence de trois sphères (environnementale, sociale et économique) profondément différentes les unes des autres, d'un cadre d'évaluation à la croisée d'une multitude de disciplines scientifiques, et d'un cadre décisionnel masquant une myriade de contextes décisionnels possibles.

La problématique de notre recherche correspond ainsi à l'ensemble des questions relatives à la construction d'un indicateur d'impact environnemental global des polluants atmosphériques, permettant d'apprécier les transports : Quels sont les utilisateurs d'une évaluation des impacts des émissions de polluants atmosphériques des transports ? Quelles utilisations peut-on en faire ? Comment peut-on effectuer une telle évaluation ? Que doit-on prendre en compte et de quelle manière ? Quels sont les indicateurs existants ? Que prennent-ils en compte ? Comment sont-ils construits ? Sous quelle forme sont exprimés les résultats ? Quelles sont les propriétés de ces indicateurs ? Sont-ils adaptés ou adaptables à notre problématique ? Comment construire un indicateur de pollution de l'air ? Comment agréger les différentes catégories d'impact au sein d'un indicateur de pollution atmosphérique global ? Quelle est la sensibilité du résultat final ?

L'ensemble des questions est animé d'une ambition commune, celle de rendre lisibles les éléments de l'évaluation.

Notre réflexion est menée en deux grandes étapes :

- l'organisation de l'information en vue de construire un indicateur d'impact global de la pollution atmosphérique (§ 1),
- l'élaboration d'un indicateur d'impact environnemental global des polluants atmosphériques (§ 2).

Chacune des deux étapes s'appuient sur une analyse de la littérature.

L'organisation de l'information s'effectue ainsi autour de deux axes :

- la définition générale de notre indicateur d'impact environnemental global de la pollution de l'air (§ 1.1),
- la définition de la procédure de calcul des émissions de polluants atmosphériques dans le cas des objets de transport (§ 1.2),

On s'intéresse tout d'abord aux caractéristiques générales de notre indicateur d'impact environnemental global des polluants atmosphériques. On cherche ainsi à définir :

- les utilisateurs de l'indicateur (§ 1.1.1),
- les objectifs de l'indicateur (§ 1.1.2),
- les domaines d'application de l'indicateur (infrastructure-traffic/technologie) (§ 1.1.3),
- la portée stratégique ou tactique de l'évaluation de l'indicateur (§ 1.1.4),
- la structure et la métrologie de l'indicateur (§ 1.1.5),
- les critères d'élaboration et la méthode d'évaluation de l'indicateur (§ 1.1.6).

On se penche ensuite sur la structuration et le calcul des émissions de polluants atmosphériques des objets de transport. On s'intéresse :

- au champ d'étude des émissions de polluants atmosphériques des objets de transport (§ 1.2.1),
- à l'inventaire des émissions de polluants atmosphériques des objets de transport (§ 1.2.2),
- à la mise en perspective des émissions de polluants atmosphériques des objets de transport avec la mobilité offerte par les objets de transport (§ 1.2.3).

L'élaboration d'un indicateur d'impact environnemental global de la pollution de l'air s'effectue en trois étapes :

- une analyse de l'information générale sur l'atmosphère et la pollution de l'air (§ 2.1),
- la construction d'une typologie et d'une architecture d'agrégation des impacts environnementaux des polluants atmosphériques (§ 2.2),
- l'élaboration d'un indicateur d'impact global (§ 2.3).

L'analyse de l'information générale sur l'atmosphère et la pollution de l'air porte sur :

- la physico-chimie de l'atmosphère (§ 2.1.1),
- la définition de la pollution de l'air (§ 2.1.2),
- le cadre juridique de la gestion de la pollution atmosphérique (§ 2.1.3),

- le concept de développement durable et son implication dans la gestion de l'environnement (§ 2.1.4),
- les mécanismes de la pollution atmosphérique (§ 2.1.5).

La méthodologie d'évaluation de la pollution atmosphérique repose sur :

- l'élaboration d'une typologie des impacts environnementaux des polluants atmosphériques à partir des connaissances physique, chimique, biologique, écologique, etc. des phénomènes, (§ 2.2.1) ;
- le développement d'une architecture d'agrégation des catégories d'impact environnemental de pollution de l'air au sein d'un impact global de la pollution atmosphérique (§ 2.2.2).
- la construction d'un indicateur d'impact environnemental pour chaque catégorie d'impact environnemental de la pollution de l'air, puis l'agrégation de ces indicateurs au sein d'un indicateur agrégé (§ 2.3).



---

# **1. Organisation de l'information en vue de construire un indicateur agrégé de la pollution de l'air**

Il existe plusieurs définitions du terme indicateur. Toutes expriment sensiblement l'idée suivante : un indicateur est une variable conventionnelle, le plus souvent chiffrée, transformant des données issues d'un vaste ensemble d'éléments (ou d'un système) plus ou moins complexe, en un résultat doté d'une représentation synthétique de cet ensemble et d'une signification. L'indicateur agrégé de la pollution de l'air que nous cherchons à mettre en œuvre répond à cette définition, puisqu'il vise à donner, à travers une intégration des émissions de polluants atmosphériques des objets de transport étudiés, une valeur globale à ces objets en termes de pollution de l'air.

L'élaboration de tout indicateur nécessite d'organiser l'information au préalable, de manière à définir avec précision les caractéristiques attendues de l'indicateur.

On cherche ainsi à définir les utilisateurs auxquels est destiné notre indicateur, les objectifs pour lesquels il est construit, sa portée (stratégique ou tactique), sa structure et sa métrologie générales, ainsi que les critères retenus pour son élaboration. Cette réflexion permet d'aboutir à la présentation générale de notre indicateur d'impact environnemental global de la pollution de l'air générée par les transports (§ 1.1).

On définit ensuite la procédure de calcul des émissions de polluants atmosphériques dans le cas des objets de transport auxquels nous nous intéressons, en précisant les paramètres à prendre en compte dans le cas d'une évaluation absolue d'un objet de transport (l'objet est évalué pour lui-même), ou dans le cas d'une évaluation relative entre objets de transport (l'objet est évalué par comparaison à un ou plusieurs autres objets) (§ 1.2).

## **1.1. Définition de l'indicateur**

Le choix des utilisateurs, des objectifs, de la portée, ainsi que de la structure et de la métrologie générale de l'indicateur s'appuie en partie sur l'étude des caractéristiques des indicateurs environnementaux et principalement de pollution de l'air existants. La revue de la littérature permet de donner une vision assez exhaustive des diverses utilisations des indicateurs, et contribue ainsi à rendre plus robustes nos orientations, puisqu'elles résultent d'une réflexion menée à partir d'une étude approfondie de l'état de l'art.

### 1.1.1. Utilisateurs de l'indicateur

Les indicateurs de pollution de l'air sont utilisés par différents acteurs : les citoyens, les décideurs publics, les acteurs économiques, les groupes de pression, ou les spécialistes (de la pollution de l'air) [Garcia & coll., 2001; Georgiades, 1987].

Dans le domaine des transports qui nous intéresse particulièrement, les décideurs publics sont les acteurs principaux car ils jouent un rôle prédominant dans la mise en œuvre des politiques et constituent les « transformateurs » des diverses revendications et pressions émanant des trois autres groupes d'acteurs [Georgiades, 1987]. L'industrie des véhicules est aussi fortement concernée par les questions de pollution atmosphérique. Les plus impliqués seraient les constructeurs et les pétroliers en raison des effets de la réglementation sur le choix des technologies à développer. Les groupes de pression représentent d'une part toute forme de groupe organisé et structuré, et d'autre part, les mouvements d'opinion plus spontanés, moins institutionnalisés. La différence entre ces deux sous-groupes se situe dans la durée de leur existence et dans la forme de leur organisation. Organisées ou spontanées, les forces rassemblées constituent un pôle de pression aussi bien sur les pouvoirs publics que sur les constructeurs. Vis-à-vis de la population générale civile, ces groupes ont « une fonction d'éveil, d'alerte, d'agitation d'idées » d'après [Carignon] dans [Georgiades, 1987]. La population générale civile représente l'ensemble des individus qui par leur propre comportement (mobilité) peuvent agir d'une manière déterminante sur la pollution atmosphérique. La sensibilisation et la mobilisation de cet acteur « a-institutionnel » dans le but de lui faire prendre conscience du rôle qu'il peut jouer dans la lutte contre la pollution de l'air semblent donc indispensables. La sensibilisation se trouve d'autant améliorée que l'information apportée par les spécialistes est valide et claire.

Notre indicateur vise comme utilisateurs principaux la population (avec ses composantes collective et individuelle, ses aspects professionnel ou privé) et les décideurs, sans exclure néanmoins les spécialistes (communauté scientifique).

### 1.1.2. Objectifs de l'indicateur

Des indicateurs de pollution de l'air sont utilisés dans de nombreux pays du monde, dont tous les pays industrialisés. Ils sont plus ou moins exhaustifs et plus ou moins complexes. Ils ont été mis au point par la communauté scientifique, à partir de la connaissance de la pollution de l'air dans son ensemble (causes, mécanismes, conséquences et ampleur des conséquences), pour répondre soit à des objectifs de recherche ou d'expertise, propres à la sphère des spécialistes, soit à des objectifs opérationnels répondant à une demande des décideurs ou de la population (figure 1).

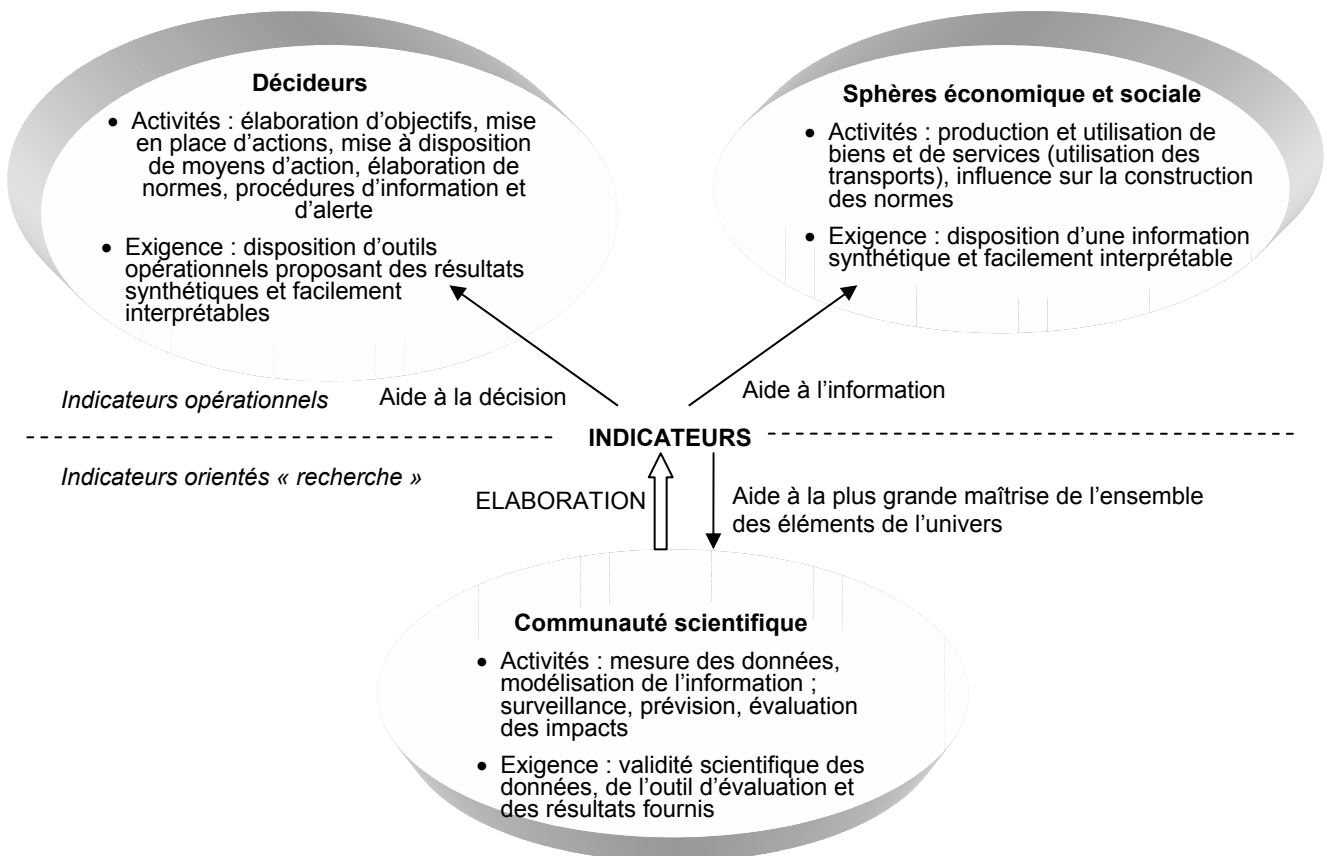


Figure 1 : Objectifs de l'indicateur

#### 1.1.2.1. Objectif de recherche et d'expertise : aide à l'évaluation

La sphère scientifique vise à améliorer la connaissance de l'ensemble des éléments de l'univers. La recherche de théories et d'outils, dont les indicateurs, permettant d'explicitier les phénomènes observés constitue l'objectif principal des spécialistes.

##### 1.1.2.1.1. Exhaustivité et globalité des indicateurs de « recherche »

Les indicateurs de pollution de l'air orientés « recherche » sont développés dans le but d'améliorer la connaissance soit sur des aspects particuliers de la pollution atmosphérique comme l'effet de serre par exemple (indicateur du « réchauffement global potentiel » appelé encore indicateur de « réchauffement climatique »), soit sur la pollution de l'air dans son ensemble (indicateur de « pollution globale »).

L'élaboration de l'indicateur du « réchauffement global potentiel » (encore appelé de réchauffement global) résulte du travail d'un collège international de spécialistes de l'effet de serre (principalement des physiciens et des chimistes de l'atmosphère). Le formalisme de l'indicateur donne une certaine exhaustivité au résultat car il permet d'exprimer, à travers une somme pondérée des émissions, la contribution des gaz à effet de serre au réchauffement global (1) [Giec, 2001].

Plus précisément, l'indicateur est défini comme le potentiel de réchauffement global (PRG ou GWP en anglais) relatif induit par les émissions de gaz à effet de serre dans l'atmosphère par une source d'émission donnée, intégré sur une durée déterminée. Au regard des connaissances actuelles, seuls six gaz (réglementés par le protocole de Kyoto) sont pris en compte pour le moment. La relation d'équivalence entre les différents gaz à effet de serre s'effectue par rapport au potentiel de réchauffement du CO<sub>2</sub> égal à 1 par construction. Les coefficients d'équivalence, appelés facteurs d'impact ou facteurs de caractérisation, prennent en compte le devenir de chaque polluant et l'impact qu'il induit, c'est-à-dire dans le cas précis de l'effet de serre, le pouvoir radiatif (capacité à échauffer l'atmosphère), la concentration dans l'atmosphère, et la demi-vie (temps au bout duquel 50% du gaz a disparu) de chaque gaz (2). Ce paramètre de l'indicateur nous semble particulièrement important car il permet d'explicitier d'une manière simple le potentiel d'impact d'un polluant, et de ce fait de mieux comprendre pourquoi une faible émission peut engendrer un large impact si son facteur d'impact est très grand, et donc pour quelle raison il est primordial d'en tenir compte. Le résultat de l'indicateur s'exprime en quantité équivalent CO<sub>2</sub>. Cette information est suffisante pour apprécier l'ampleur de l'impact potentiel, mais le nom de l'indicateur fait plutôt appel à une expression du résultat en termes de forçage radiatif<sup>1</sup> ou de variation de température, ce qui peut être faisable puisqu'il suffit de multiplier le résultat par le pouvoir radiatif du CO<sub>2</sub>.

$$I = \sum_p m_{t,p} \times \text{GWP}_p^T \quad (1)$$

$$\text{GWP}_p = \left( \int_0^T a_p \cdot C_p(t) \cdot dt \right) / \left( \int_0^T a_{\text{CO}_2} \cdot C_{\text{CO}_2}(t) \cdot dt \right) \quad (2)$$

$\text{GWP}_p^T$  : potentiel de réchauffement global relatif par rapport au CO<sub>2</sub> du gaz p intégré sur un temps T.

$m_p$  : masse de la substance gazeuse p à effet de serre émise par le système.

$a_p$  : forçage radiatif instantané dû à une augmentation d'une unité de concentration du gaz p.

$C_p(t)$  : concentration du gaz p, restante après son émission au temps t.

L'indicateur de « pollution globale » propose une évaluation assez générale de la pollution de l'air. Les émissions de huit polluants contribuant à quatre catégories d'impact différentes sont intégrées au sein de l'indicateur (tableau 1) [Mazzaracchio & coll., 1996].

<sup>1</sup> Le forçage radiatif est la variation de l'éclairement énergétique vertical net [exprimé en watts par mètre carré (W/m<sup>2</sup>)] à la tropopause (limite entre la troposphère et la stratosphère) par suite d'un changement interne ou d'une modification du forçage externe du système climatique (par exemple une modification de la concentration de dioxyde de carbone ou de la production solaire). En général, on calcule le forçage radiatif après avoir laissé les températures stratosphériques se réadapter à l'équilibre radiatif, toutes les autres propriétés troposphériques étant toutefois maintenues à leurs valeurs non perturbées. Le forçage radiatif est qualifié d'instantané si l'on n'observe aucune modification de la température troposphérique.

Tableau 1 : Indicateur de « pollution globale » [Mazzaracchio &amp; coll., 1996]

Polluant	Impacts		
CO	Pollution carbonée	Pollution chimique globale	Impact global
CO <sub>2</sub>			
SO <sub>2</sub>	Pluies acides		
NO <sub>x</sub>			
Hydrocarbures	Pollution photochimique	Pollution physico-chimique globale	
Poussières			
Radionucléides	Pollution physique		
Chaleur perdue			

Le calcul de l'indicateur est assez simple. Les émissions de monoxyde de carbone (CO) et de dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) sont intégrées au sein de la pollution carbonée à l'aide d'une simple moyenne arithmétique bornée entre 0 et 10 (3) [Mazzaracchio & coll., 1996]. De la même manière, les émissions de dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>) et d'oxyde d'azote (NO<sub>x</sub>) sont regroupées au niveau des pluies acides, les émissions d'hydrocarbures et de poussières contribuent à la pollution photochimique, et les émissions de radionucléides et de chaleur perdue sont agrégées dans la pollution physique. La pollution carbonée et les pluies acides sont ensuite agrégées au sein de la pollution chimique globale à l'aide de la même formule de calcul que celle utilisée précédemment. Il en est de même pour la pollution photochimique et la pollution physique qui sont regroupées au niveau de la pollution physico-chimique globale. Finalement, la pollution chimique globale et la pollution physico-chimique sont agrégées pour donner la pollution globale, toujours à l'aide de la même formule de calcul. Le résultat de l'indicateur est un chiffre compris entre 0 et 10, 0 qualifiant une pollution maximale et 10 qualifiant une pollution minimale.

$$I = \frac{\left( 10 \times \frac{C_{p_{1\max}} - C_{p_1}}{C_{p_{1\max}} - C_{p_{1\min}}} \right) + \left( 10 \times \frac{C_{p_{2\max}} - C_{p_2}}{C_{p_{2\max}} - C_{p_{2\min}}} \right)}{2} \quad (3)$$

$C_{p_{1\max}}$  : Concentration maximale du polluant  $p_1$ .

$C_{p_1}$  : Concentration du polluant  $p_1$ .

$C_{p_{1\min}}$  : Concentration minimale du polluant  $p_1$ .

L'auteur de l'indicateur n'avance pas cependant de justification quand au choix et à la délimitation des quatre catégories d'impact, et à leur agrégation au sein de la pollution chimique et de la pollution photochimique. La contribution d'un seul polluant à un seul impact constitue de plus une hypothèse extrêmement réductrice dans l'évaluation des impacts environnementaux (§ 2.2).

Nous souhaitons donner à notre indicateur les deux facettes de l'évaluation de la pollution de l'air :

- Une facette d'exhaustivité : l'indicateur devra prendre en compte l'ensemble des impacts environnementaux des polluants atmosphériques émis par les transports, et les évaluer de la manière la plus exhaustive et précise possible, comme dans le cas de l'indicateur de « réchauffement global potentiel » ;
- Une facette de globalité : l'indicateur devra présenter au sein d'un résultat agrégé une valeur de l'impact global, comme dans le cas de l'indicateur de « pollution globale ».

#### 1.1.2.1.2. Types de variable de la pollution de l'air intégrées dans les indicateurs de « recherche »

Les indicateurs de recherche établissent un état des lieux ou une prévision des concentrations de polluants atmosphériques (indicateur de teneur en ozone troposphérique utilisé par beaucoup de réseaux de surveillance de la qualité de l'air dans le monde [Garcia & coll., 2001]), des émissions (indicateur d'émissions de CO<sub>2</sub>/km utilisé par les constructeurs automobiles), ou des impacts environnementaux induits par la dégradation de la qualité de l'air (indicateur de coût économique des impacts sanitaires de la pollution de l'air utilisé par l'Organisation Mondiale de la Santé [Seethaler, 1999b]).

Dans le cas des indicateurs d'impacts, certains comme l'indicateur de coût économique des impacts sanitaires de la pollution de l'air de l'OMS sont focalisés sur la seule description de l'impact, sans se préoccuper de la cause [Seethaler, 1999b]. D'autres visent à mettre en évidence une relation entre différentes variables d'entrée et de sortie. L'indicateur du « réchauffement global potentiel » établit par exemple une relation entre des émissions de gaz à effet de serre et un impact (le réchauffement global potentiel) [Giec, 2001]. L'indicateur de toxicité au CO relie quant à lui une teneur en CO dans l'air respiré, et un impact physiologique mesuré par le taux de carboxy-hémoglobine<sup>2</sup> dans le sang [Chovin & coll., 1973].

Dans le cas des indicateurs d'impact basés sur les émissions, la relation entre l'émission d'un gaz et l'impact environnemental induit par cette émission correspond au produit de l'émission du gaz par le potentiel d'impact du gaz, souvent appelé facteur d'impact, et utilisé le plus souvent comme coefficient d'équivalence entre la contribution des différents gaz contribuant au même impact, comme nous l'avons déjà pour l'indicateur « réchauffement global potentiel » et l'indicateur « pollution globale ». Cependant, il n'est pas fait de différence particulière en ce qui concerne le potentiel d'impact de chaque gaz, dans le cas de l'indicateur de « pollution globale ». La contribution de l'émission d'un gaz à la pollution globale dépend de la quantité de gaz émise. Il n'est pas fait non plus de différence en ce qui concerne la gravité des impacts. Celle-ci résulte tout simplement de l'ampleur des impacts. De ce fait, l'agrégation de l'émission des différents polluants selon une arborescence établie en fonction des différents impacts auxquels contribuent les polluants ne présente pas un réel intérêt dans ce cas précis, car la relation entre les émissions et les impacts, puis la mise en perspective des différents impacts au sein de la pollution globale ne dispose d'aucune validité scientifique : le même résultat aurait pu être obtenu en effectuant une moyenne

<sup>2</sup> La carboxy-hémoglobine est un composé qui empêche l'hémoglobine d'accomplir son rôle de transport de l'oxygène des poumons vers le cœur.

arithmétique directement sur l'ensemble des huit polluants pris simultanément. Cet indicateur présente néanmoins deux intérêts sur le plan conceptuel. D'une part le résultat de l'indicateur est un résultat global facile à comprendre et signifiant. D'autre part, le résultat de l'indicateur s'appuie sur le résultat de sous-indicateurs permettant de mettre en évidence la contribution d'un polluant à un impact, et l'importance de cet impact au sein du résultat global, ce qui nous apparaît très intéressant dans l'élaboration d'un indicateur de pollution de l'air.

Notre indicateur devra proposer une évaluation la plus représentative possible des impacts environnementaux des polluants atmosphériques émis par les objets de transport étudiés, en précisant la relation qui existe entre les émissions de polluants atmosphériques, et l'ampleur de l'impact obtenu.

#### 1.1.2.1.3. Complexité des indicateurs de « recherche »

Les indicateurs de pollution atmosphérique orientés « recherche » sont plus ou moins complexes. L'indicateur de « réchauffement global potentiel » ou l'indicateur de « pollution globale » sont assez simples du point de vue de la formule de calcul. Cette simplicité ne signifie pas cependant qu'ils sont simplistes. L'élaboration de l'indicateur « réchauffement global potentiel » a nécessité par exemple la contribution de plusieurs centaines de spécialistes internationaux de l'effet serre, et ce durant plusieurs années. L'apparente simplicité de l'indicateur masque donc l'effort des concepteurs à expliciter le plus simplement possible une réalité observée d'une part, et d'autre part un certain hasard lié au fait que le phénomène de l'effet de serre lui-même peut être représenté par une relation linéaire, compréhensible par tous.

Certains indicateurs sont en revanche bien plus complexes. L'indicateur de « pollution atmosphérique intégrale » propose par exemple une évaluation globale de la pollution de l'air à partir de la somme du rapport, élevé à une certaine puissance, de la concentration mesurée de chaque polluant divisée par une concentration de référence (4) [Bezuglaya & coll., 1993]. Aucune justification théorique ne semble proposée pour donner une validité scientifique à cet indicateur, tant sur la formule que sur la définition des normes et des classes de danger. La formule de calcul doit probablement avoir été déterminée à partir de régression de résultats expérimentaux.

$$I_g = \sum \left( \frac{C_p}{C_{p\text{réf}}} \right)^{D_p} \quad (4)$$

$C_p$  : concentration en polluant p.

$C_{p\text{réf}}$  : une valeur de référence en l'occurrence la norme de danger (fixée arbitrairement).

$D_p$  : classe de danger (fixée arbitrairement).

L'indicateur « Green's index » s'attache à l'intégration de la concentration de SO<sub>2</sub> et de particules. L'intégration ne dispose pas non plus de justification théorique. Elle semble résulter d'une analyse de régression de puissance, conduisant à une formule peu conventionnelle de l'indicateur (5) [Green & coll., 1996].

$$I = \frac{84 \times (C_{\text{SO}_2})^{0,41} + 26,6 \times \text{COH}^{0,56}}{2} \quad (5)$$

$C_{\text{SO}_2}$  : concentration en  $\text{SO}_2$ .

COH : coefficient de Haze estimant la concentration en particules.

Notre indicateur devra s'efforcer de proposer une relation simple et claire entre l'émission des polluants et l'ampleur de l'impact, et justifier la relation retenue.

### 1.1.2.2. Objectifs opérationnels

Certains des indicateurs de « recherche » peuvent être utilisés dans un second temps pour des finalités opérationnelles. L'indicateur du « Réchauffement global potentiel » est par exemple très souvent utilisé dans les problématiques décisionnelles en matière de transport/pollution de l'air [Aee, 2001; 2002; Cost 350, 2006; Guinee & coll., 2002; Ocede, 1993; 1994]. Lorsqu'il n'existe pas d'indicateurs de « recherche », la communauté scientifique adapte parfois certains indicateurs ou en élabore de nouveaux de manière à répondre à des objectifs d'aide à la décision ou d'aide à l'information. De ce point de vue, l'offre d'indicateur provient du travail réalisé par la communauté scientifique soit pour son propre compte, soit pour le compte des décideurs ou de la population.

#### 1.1.2.2.1. Aide à la décision

Les indicateurs d'aide à la décision sont ceux utilisés par les décideurs. Ils sont assez simples et s'organisent souvent au sein d'un système de gestion de la pollution atmosphérique, dans lequel on trouve aussi les normes de qualité de l'air, les systèmes de surveillance de la qualité de l'air et de mesure des polluants (appareils, logiciels, systèmes de validation de données...), des outils de contrôle des émissions (inventaires des émissions, normes d'émissions, taxes sur les émissions, permis d'émissions, fiscalité, normes de qualité des combustibles...), des outils de communication, des outils de modélisation et de prévision des pollutions (outils statistiques ou numériques, associés aux données météorologiques), des procédures d'alerte pour les pointes d'émissions de pollution, des plans de la qualité de l'air et de protection de l'atmosphère, en marge desquels se situent les plans de transport ou de déplacement, ainsi que les plans d'aménagement du territoire. Les indicateurs opérationnels sont ainsi mis en lien avec des orientations politiques coordonnées, des facteurs déterminants du milieu, des données de terrain et des procédures d'estimation [Aee, 2001; 2002; Cost 350, 2006; Garcia & coll., 2001; Guinee & coll., 2002; Ocede, 1993; 1994].

##### 1.1.2.2.1.1. Systèmes d'indicateurs

###### 1.1.2.2.1.1.1. Présentation

La plupart des indicateurs s'organisent au sein de systèmes d'indicateurs, établis sur la relation de « cause à effet ». Parmi ces modèles, on peut souligner la large utilisation du cadre d'analyse « Pression-Etat-Réponse » (PSR en anglais), développé par l'Organisation de Coopération et de Développement Économique [Ocede, 1992; 1993]. Les trois autres systèmes d'indicateurs de



l'environnement « Forces motrices-Etat-Réponse » (DSR en anglais) choisi par la Commission pour un développement durable des Nations-Unies, « Forces motrices-Pression-Etat-Impact-Réponse » (DPSIR en anglais) établi par l'agence européenne de l'environnement [Aee, 1999; 2000] et « Elément moteur-Pression-Etat-Exposition-Effet-Actions » (DPSEEA en anglais) proposé par l'OMS [Oms, 1999] constituent des pendants du modèle PER.

Le modèle PSR établit simplement que les activités humaines exercent des pressions (comme des émissions de polluants atmosphériques par les transports) sur l'environnement, pouvant induire des changements de l'état de l'environnement (par exemples changement de la qualité de l'air, modification des écosystèmes et des anthroposystèmes). La population générale réagit alors aux changements des pressions ou d'états par des programmes et des politiques environnementales et économiques destinées à prévenir, réduire ou corriger les pressions et/ou les dommages environnementaux. Ce cadre d'analyse offre un intérêt pour l'évaluation de la pollution de l'air car il organise les indicateurs de la pollution de l'air d'une façon logique. Il ne semble cependant pas toujours évident de pouvoir différencier des indicateurs de pression et d'état, car on rassemble dans les indicateurs d'état, aussi bien ceux ayant trait aux mesures de concentrations que ceux se rapportant aux effets des polluants atmosphériques. D'autre part, contrairement à ce que laisse penser le modèle, certaines pressions ne sont pas toujours négatives pour l'environnement, surtout si l'on étend le modèle plus spécifiquement aux exigences de description du développement durable et que l'on retienne, dans ce cas, les pressions économiques, sociales et institutionnelles, qui peuvent avoir des influences positives sur la réduction de la pollution atmosphérique (loi sur l'air, taxes, transport en commun...).

Dans le modèle DSR, le terme « pression » a été remplacé par celui de « force motrice » afin de cerner de façon plus efficace l'addition des indicateurs sociaux, économiques et institutionnels. En outre, l'utilisation du terme « force motrice » autorise que l'impact sur le développement durable soit tant positif que négatif, comme c'est souvent le cas pour les indicateurs sociaux, économiques et institutionnels. Le modèle DSR est en réalité une matrice qui incorpore horizontalement trois types d'indicateurs et verticalement les différentes dimensions du développement durable qui sont sociales, économiques, environnementales et institutionnelles. L'amélioration du modèle DSR par rapport au cadre d'analyse PSR, porte surtout sur la prise en compte des pressions positives et négatives sur l'état de l'environnement. Seulement, la définition de l'état de l'environnement au sens large ne permet pas de différencier l'état de la qualité de l'air des effets de la modification de la qualité de l'air sur l'homme, les écosystèmes et les anthroposystèmes.

Le modèle Force motrice - Pression - État - Impact - Réponse (DPSIR) fournit un cadre exhaustif pour l'analyse des problèmes environnementaux. Des forces motrices, comme l'industrie et le transport, produisent des pressions sur l'environnement, comme les émissions polluantes, qui dès lors dégradent l'état de l'environnement. Il s'ensuit des impacts sur la santé humaine et les écosystèmes, conduisant la population générale à répondre par diverses mesures politiques, comme des réglementations, des informations ou des taxes, pouvant s'adresser à n'importe quelle autre partie du système. En conformité avec les conclusions des sommets de Cardiff et de Vienne, la Commission européenne et l'Agence européenne pour l'environnement développent depuis 1998, un modèle adapté aux nuisances environnementales dues aux transports. Le but principal de TERM (Towards a transport and environment reporting mechanism) est, avec l'utilisation d'une trentaine d'indicateurs de nuisances et de sept questions clés, d'évaluer les systèmes actuels de transport des Etats membres et l'efficacité de leurs politiques de gestion et de surveillance de l'environnement. La plupart des méthodes de calcul des indicateurs pour les pollutions de l'air et les bilans d'énergie

se rapportent à des modélisations issues de méthodologies européennes comme MEET<sup>3</sup>, AUTO-OIL, CORINAIR<sup>4</sup>. Chaque année, la méthodologie TERM est améliorée afin qu'elle puisse évaluer de mieux en mieux les effets des politiques de transport tout en couvrant les attentes de la population générale.

Le cadre d'analyse Force motrice - Pression - État - Exposition - Effet - Réponse (DPSEEA) a de grandes similarités avec le modèle DPSIR. Les forces les plus importantes sont la croissance de la population et le développement technologique et économique. Ces éléments moteurs donnent lieu à des pressions sur l'environnement, qui peuvent être exprimées par l'occupation ou l'exploitation humaine de l'environnement (agriculture, industrie, transport...). Il existe des pressions tout au long du cycle de vie du secteur ciblé. En réponse à ces pressions, l'état de l'environnement est modifié. Les changements peuvent être complexes et difficiles à évaluer. Ils sont exprimés en termes de risques naturels appliqués aussi bien à la disponibilité et à la qualité des ressources naturelles, qu'aux niveaux de pollution. Les changements ont aussi une composante géographique qu'il faut prendre en compte. Quand il existe des nuisances environnementales, il y a des populations exposées (exposition) et des risques sur la santé (effets). Face à ces problèmes, des réponses de la population générale civile et des organismes d'Etat s'évertuent à diminuer les émissions de polluants. Les indicateurs santé-environnement aboutissent à des valeurs guides, c'est-à-dire à des valeurs à partir desquelles les effets sur la santé sont observables ou suspectés. L'OMS peut ainsi effectuer des comparaisons internationales.

#### 1.1.2.2.1.1.2. Critiques

- Absence de prise en compte des impacts en cascade

Les systèmes d'indicateurs existants constituent une bonne base pour la description de la pollution de l'air, car ils décrivent, d'une manière assez exhaustive et structurée, les éléments intégrés au sein de la notion de pollution de l'air (§ 2.1.5). Un point faible de ces cadres d'analyse réside dans la très grande simplicité de la description de la ou des chaînes d'impact, lorsqu'elle a lieu. Aucun système d'indicateurs ne permet d'évaluer l'ensemble des impacts intégrés dans des chaînes d'impact longues et complexes, comme les impacts indirects sur la santé humaine de la synthèse de carboxyhémoglobine et de la sous-oxygénation résultante, induites par l'exposition au monoxyde de carbone (CO), ou celui de l'effet de serre (figure 2).

---

<sup>3</sup> Methodologies for estimating air pollutant emissions from transport.

<sup>4</sup> CORE INventory of AIR emissions in Europe. Ce programme de travail initié dans les années 1980 par la Commission européenne est actuellement géré par l'Agence européenne de l'environnement. Il a abouti à une méthodologie d'évaluation des émissions atmosphérique reconnue en Europe. Les travaux se poursuivent actuellement conjointement avec l'EMEP (Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long Range Transmission of Air Pollutants in Europe) sous l'égide des Nations-Unies.

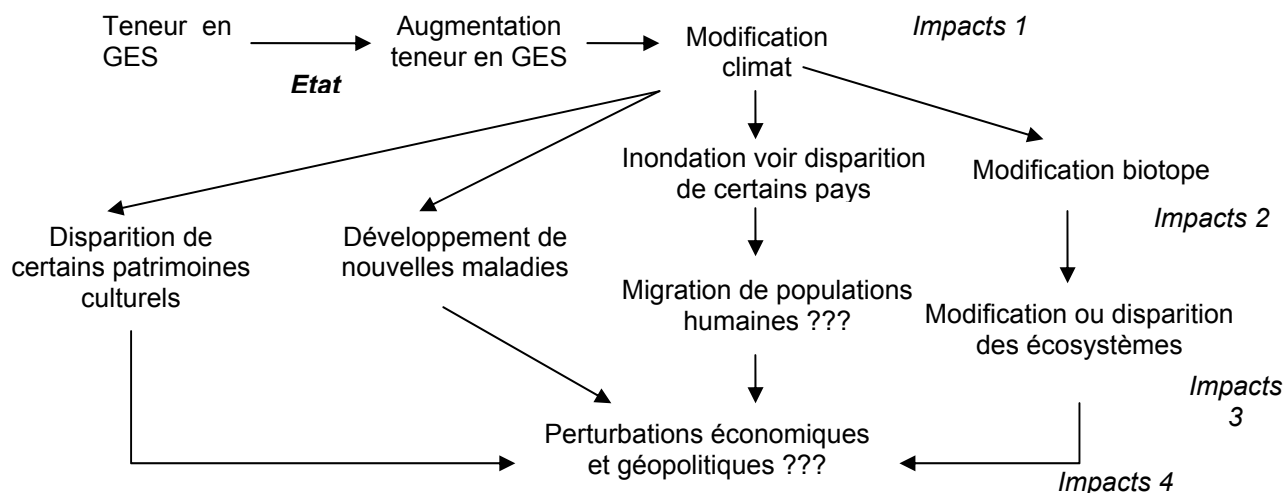


Figure 2 : Exemple de quelques chaînes d'impact incluses dans la catégorie d'impact « Effet de serre »

➤ Effort de précision dans l'aide à la décision

On observe un affinement dans la précision de l'évaluation de la pollution de l'air offerte par les différents systèmes d'indicateurs successivement élaborés. Les indicateurs de « Pression » du système PER regroupent sans distinction les indicateurs de « Force motrice » et de « Pression » des systèmes DSR, DPSIR et DPSEA. Les indicateurs « d'Etat » du système PER regroupent pour leur part les indicateurs « d'Etat » et les indicateurs « d'Impact », au sein desquels on distingue en outre les indicateurs « d'Exposition » et les indicateurs « d'Effet ». Les indicateurs de « Réponse » sont utilisés quant à eux dans les quatre systèmes sans aucune précision supplémentaire (tableau 2).

Tableau 2 : Précision des systèmes d'indicateurs [Maurin, 2004]

Types d'indicateurs utilisés dans les modèles		Systèmes d'indicateurs			
		PER	DSR	DPSIR	DPSEEA
Force motrice			x	x	x
Pression		x		x	x
Etat				x	x
Impact	Exposition	x	x	x	x
	Effet				x
Réponse		x	x	x	x

➤ Absence de résultat global

Les systèmes d'indicateurs constituent une collection d'indicateurs mono-nuisance, c'est-à-dire que l'on trouve, au sein de chaque catégorie d'impact, un ensemble d'indicateurs spécifiques, retenant les mêmes polluants atmosphériques, à l'exception de l'OMS qui ignore le dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>), compte tenu de sa non toxicité pour l'homme aux niveaux de teneurs observés. Aucun indicateur ne propose une évaluation agrégée de plusieurs catégories d'impacts associés à la pollution de l'air. La majorité des indicateurs de pollutions de l'air sont en outre des indicateurs

d'état et de pression, et dans un nombre plus restreint, des indicateurs de « force motrice », d'impacts et de réponses.

Les systèmes d'indicateurs sont établis comme des approches désagrégées de l'évaluation de l'environnement, et forment de véritables « tableaux de bord de l'environnement ». L'analyse de quelques indicateurs dits de « développement durable » témoigne à l'opposé de l'effort consenti pour proposer une information simple, agrégée, et communicative.

A titre d'exemple, l'indicateur d'« empreinte écologique » propose une évaluation des impacts environnementaux sous la forme d'un résultat dont la dimension correspond à la surface productive biologique nécessaire au maintien des flux de biens et de services environnementaux [Wackernagel & coll., 1999; Wackernagel & coll., 2002]. On peut ainsi estimer la contribution d'une activité (par exemple les transports) à la consommation du bien environnemental global, et comparer cette consommation à la surface productive biologique totale de la terre. Le résultat s'exprime sous la forme d'un pourcentage du bien environnemental global de la terre consommé par une activité. Il peut aussi s'exprimer sous la forme d'un rapport entre la surface de l'empreinte et la surface de l'activité. L'empreinte écologique de la production halieutique varie par exemple entre 20 fois la surface de l'activité dans le cas de l'élevage de moules, à 50 000 fois la surface de l'activité dans le cas de l'élevage de saumon, en Suède [Kautsky & coll., 1998].

L'indicateur s'appuie sur l'hypothèse d'un lien entre les pressions des activités anthropiques et l'impact pouvant être mesuré en termes de surface productive biologique. Lorsqu'il existe un lien physique entre la pression (coupe d'une forêt pour le passage d'une autoroute) et l'impact (surface productive biologique), la surface est déterminée simplement et directement à partir de la surface occupée par la pression (normalisée néanmoins par rapport à une surface productive biologique de référence). Lorsque la pression ne correspond pas directement à un impact pouvant être mesuré en termes de surface, les auteurs déterminent la surface productive biologique nécessaire à la neutralisation des pressions, à la condition qu'il existe un lien physique entre la pression et l'impact. Par exemple, les émissions de CO<sub>2</sub> peuvent être évaluées en utilisant la notion de puits (capacité de la végétation à fixer le carbone présent dans le CO<sub>2</sub>). On estime ainsi la surface biologique nécessaire pour neutraliser une quantité de CO<sub>2</sub> émise. On peut utiliser une alternative à la notion de puits en calculant la surface biologique productive (agricole) nécessaire à la production de biocarburant (non émetteur de CO<sub>2</sub>) substituant les combustibles fossiles (avec les technologies actuellement disponibles<sup>5</sup>). Pour ce qui est des autres polluants atmosphériques, il ne semble pas exister de lien physique entre les émissions (ou les concentrations) et les impacts.

Chaque surface étant affectée de manière exclusive à un impact particulier, les surfaces peuvent être additionnées pour obtenir une surface totale, ce qui présente un intérêt considérable en matière d'aide à la décision.

L'exclusivité d'une surface vis-à-vis d'un impact dépend aussi de l'intégration temporelle des pressions et des impacts. Les pressions sont souvent intégrées sur une année dans les bilans. Les impacts de long terme comme l'extraction de matière première aboutissent à une surface donnée pour une pression donnée (une année donnée). L'année suivante, la pression n'existe plus, mais l'impact demeure. La surface correspondant à cet impact doit être prise en compte sur une durée infinie dans le calcul de l'indicateur. En revanche, si l'on considère la surface productive

---

<sup>5</sup> Les deux approches aboutiraient sensiblement au même résultat [Wackernagel, 2002; Wackernagel & coll., 1999].

biologique nécessaire pour produire la quantité de carburant (en équivalent biocarburant) consommée par le système de transport français par an, cette surface correspond à une surface annuelle. Dans le calcul de l'indicateur, on ajoute ainsi les surfaces annuelles (de la même année) et les surfaces des impact de long terme.

➤ Diverses applications des systèmes d'indicateurs

L'évaluation de l'environnement et de la pollution de l'air s'effectue aussi à différentes échelles spatiales selon les systèmes d'indicateurs [Rodrigues, 2002] : à l'échelle internationale pour TERM (Transport Environment Reporting Mechanism) (modèle DPSIR), OCDE (modèle PER) et OMS (modèle DPSEEA), ou à l'échelle locale pour Respect (Référentiel d'évaluation et de suivi des politiques des collectivités territoriales) (modèle PER).

Chaque système envisage la question de la pollution atmosphérique selon des approches différentes [Rodrigues, 2002]. TERM repose sur une approche d'intégration de la pollution atmosphérique au sein des politiques sectorielles. C'est d'ailleurs le seul système qui soit uniquement axé sur le secteur des transports, même si tous considèrent néanmoins ce secteur comme une cause principale de la pollution atmosphérique. L'OCDE envisage plutôt une intégration de la pollution atmosphérique dans les politiques économiques de l'OCDE. L'OMS se préoccupe naturellement de la santé publique. La méthodologie Respect émane enfin d'une approche centrée sur les nuisances principalement urbaines. Parmi les systèmes analysés, TERM semble le plus complet pour les relations entre les transports et l'environnement car il appuie l'évaluation de la performance environnementale sur une description précise de la pollution de l'air, des facteurs de réduction des nuisances et des résultats des politiques environnementales en matière de transport. Le système de l'OCDE est également assez complet, même s'il se restreint aux tendances et configurations sectorielles, aux interactions avec l'environnement et aux aspects économiques monétarisables.

Les systèmes d'indicateurs ne semblent pas adaptés à une évaluation agrégée des impacts environnementaux associés à la pollution de l'air induite par les transports. L'architecture de ces cadres d'analyse constitue néanmoins une base solide pour la description de la pollution de l'air.

1.1.2.2.1.2. Indicateurs de pertinence, d'efficacité...

1.1.2.2.1.2.1. *Structuration des attentes des utilisateurs de l'indicateur*

L'élaboration des indicateurs d'aide à la décision nécessite de connaître clairement les attentes des utilisateurs de l'indicateur. Kenney et Rousval proposent une méthode d'analyse de la demande dans laquelle les utilisateurs sont amenés à définir, d'après leur système de préférence, les objectifs essentiels qu'ils désirent atteindre [Kenney, 1992; Rousval, 2005]. Ce sont des objectifs de fin qui reflètent le système de valeur du décideur [Kenney, 1992]. Ils se définissent par un contexte décisionnel, un objet, et une direction de préférence. Dans le domaine des transports qui nous intéresse, un objectif de fin peut par exemple être « la limitation de la contribution des transports au réchauffement global ». Le contexte décisionnel correspond ici à « la gestion du réchauffement global », l'objet s'attache aux transports, et l'orientation de préférence va dans le sens d'une diminution de la contribution des transports au réchauffement global.

Cet objectif de fin qualifié très souvent dans la théorie de l'aide à la décision de « finalité », peut être décomposé en sous-objectifs de fin appelés « objectifs » [O'Jones, 1970]. Par exemple, « la limitation de la contribution des transports au réchauffement global » peut être déclinée à travers « la limitation de la contribution des transports aux émissions de gaz à effet de serre ». Cet objectif de fin est non décomposable, c'est-à-dire qu'il n'est pas possible de le décliner sous des objectifs de fin de plus bas niveau.

La finalité « limitation de la contribution des transports au réchauffement global » peut aussi elle-même être intégrée au sein d'un objectif de fin de plus haut niveau comme « la préservation de l'environnement ». La terminologie de finalité et d'objectif n'est donc pas une terminologie absolue. Elle donne juste une indication sur la hiérarchie relative des objectifs.

Le moyen d'atteindre l'objectif de fin de plus bas niveau correspond à un objectif de moyen [Kenney, 1992]. Par exemple, « la limitation de la contribution des transports aux émissions de gaz à effet de serre » peut passer par « favoriser des modes de déplacement dits doux (non émetteur de polluants atmosphériques comme le vélo) », ou bien encore par « favoriser des technologies peu ou non émettrices de gaz à effet de serre » (moteur électrique). Un objectif de fin peut donc passer par différents objectifs de moyen. Réciproquement, un objectif de moyen peut agir simultanément sur plusieurs objectifs de fin [Kenney, 1992] : favoriser des déplacements en vélo peut aussi contribuer à la limitation des impacts sonores en agglomération par exemple.

L'application concrète des moyens correspond au « résultat » dans la théorie de l'aide à la décision [O'Jones, 1970]. Par exemple, « l'augmentation du nombre de pistes cyclables dans une ville » peut correspondre au résultat de « la favorisation des déplacements à vélo ».

Les conséquences de « l'augmentation du nombre de pistes cyclables dans une ville » sur « la limitation de la contribution des transports aux émissions de gaz à effet de serre » représente « l'effet » [O'Jones, 1970].

#### 1.1.2.2.1.2.2. *Types d'aide à la décision*

Les indicateurs d'aide à la décision peuvent s'inscrire dans différents types d'aide à la décision : la pertinence, la cohérence, la rentabilité, l'efficacité, et l'efficacités [O'Jones, 1970] (figure 3). La pertinence correspond à la vérification que l'objectif est bien une facette de la finalité. La cohérence regarde si les moyens permettent d'atteindre l'objectif. La rentabilité mesure l'adéquation entre le résultat et les moyens. L'efficacité met en relief les effets par rapport aux moyens. L'efficacités révèle dans quelle mesure les objectifs sont atteints eu égard des résultats obtenus.

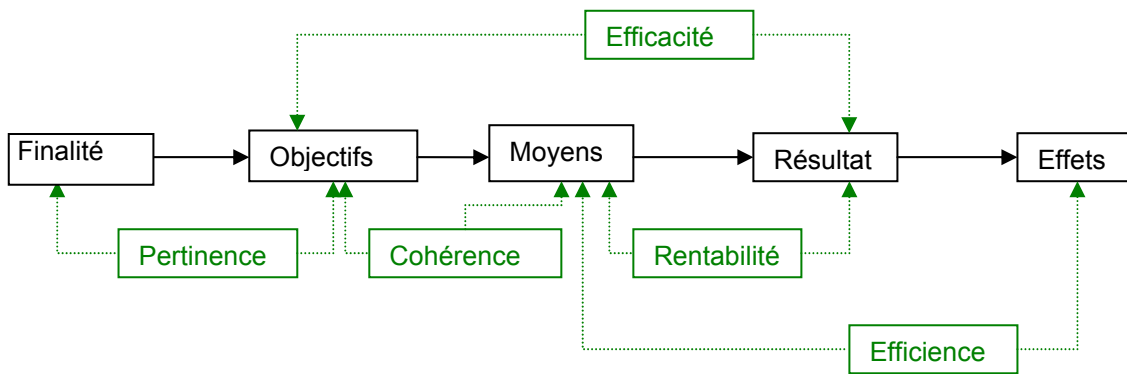


Figure 3 : Les cinq types d'évaluation d'une politique publique, d'après [O'Jones, 1970]

Les indicateurs d'aide à la décision intègrent très souvent en leur sein des valeurs de références réglementaires ou non, et/ou sont souvent associées à des mesures génériques à adopter en fonction du résultat de l'indicateur (mesures de prévention, procédure d'information et d'alerte...), comme dans le cas de l'indicateur volume critique.

L'indicateur de volume critique permet d'estimer le volume d'air nécessaire à la dilution d'un polluant pour parvenir à une concentration de référence souhaitée ou exigée, sur un lieu de travail par exemple. Le volume critique est calculé pour chaque polluant en divisant les émissions (annuelles par exemple) du polluant par une concentration de référence pour ce polluant (6) [Lindfors, 1995].

$$I = \sum E_p / C_{p\text{réf}} \quad (6)$$

$E_p$  : émissions du polluant p.

$C_{p\text{réf}}$  : concentration de référence du polluant p.

Indépendamment du fait que le choix de la concentration de référence pose un problème de légitimité et de connaissance, il engendre également un manque de robustesse du résultat de l'indicateur puisque la concentration de référence peut être modifiée à tout moment, induisant un changement au sein même de la formule de l'indicateur. On peut par ailleurs additionner du point de vue mathématique le volume de dilution de chaque gaz afin d'obtenir le volume critique global pour un ensemble de gaz. Cette hypothèse théorique n'est cependant pas valide d'un point de vue physique car un même volume d'air peut servir pour diluer plusieurs gaz. De ce fait, il serait préférable d'utiliser le plus grand volume de dilution nécessaire (c'est-à-dire d'utiliser l'opérateur maximum et non celui de la somme), car si l'on retient le plus grand volume critique, on peut être certain que la concentration de tous les autres polluants se trouve en dessous de la valeur de référence et par conséquent que ces polluants ne posent pas de problème environnemental en termes de toxicité. De plus, l'utilisation de valeur de référence sanitaire est assez délicate. Si celle-ci correspond à un risque acceptable (ou acceptée) donc à une norme, elle peut être modifiée à tout moment. Elle est peut aussi être différente selon les différents lieux, ce qui fragilise l'indicateur. Si la valeur sanitaire correspond à un seuil de toxicité (scientifique), l'indicateur dispose alors d'une plus grande robustesse, car la modification des seuils n'est pas aussi variable que celle des normes.

Cependant, la toxicité d'un polluant n'est pas forcément liée à un seuil mais peut apparaître dès l'exposition à une très faible concentration de ce polluant [Chiron, 2004a; Chiron & coll., 1996] (§ 2.2.1.2.7). Dans ce cas, le calcul du volume critique est impossible. Un tel indicateur ne prend pas non plus en compte la durée de vie d'un polluant. Or il existe une grande différence entre la durée de vie du dioxyde de carbone (100 ans) et celle de l'ozone troposphérique (quelques heures) par exemple. Considérer qu'il y ait besoin du même volume de dilution amène donc à considérer que l'on se place à l'instant précis des émissions et que l'on ne prend pas en compte le devenir du polluant.

Parmi l'ensemble des valeurs de référence, deux valeurs de référence non réglementaires et cinq valeurs de référence réglementaires sont souvent utilisées :

- valeur moyenne : indicateur de Kouzbass (7) [Smulskij, 1987]

$$I = \sum C_p / C_{p\text{moy}} \quad (7)$$

$C_{p\text{moy}}$  : concentration moyenne du polluant p.  
 $C_p$  : concentration du polluant p.

- valeur guide qui est une valeur minimale définie par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) à partir de laquelle des effets sur la santé sont observés (au niveau d'une population) : indicateur de l'observatoire du Grand Lyon (8) [Rousseaux, 1994],

$$I = \sum (C_{p\text{réf}} - C_p) / C_{p\text{réf}} \quad (8)$$

$C_{p\text{réf}}$  : concentration annuelle de référence du polluant p (directive européenne ou valeur guide de l'OMS).  
 $C_p$  : concentration annuelle du polluant p.

- norme de qualité de l'air ou d'émission défini comme un niveau de qualité de l'air ou d'émission fixé par les autorités compétentes suite à un compromis entre les différents acteurs, et devant être respectée : indicateur de pollution atmosphérique intégrale (4) [Bezuglaya & coll., 1993] (§ 1.1.2.1.3),
- objectif de qualité correspondant à un niveau fixé dans le but d'éviter, à long terme, les effets nocifs sur la santé humaine et/ou l'environnement dans son ensemble. Ce niveau est à atteindre dans la mesure du possible sur une période donnée,
- valeur limite : notion utilisée dans les directives européennes. Elle correspond à un niveau fixé sur la base des connaissances scientifiques, dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine et/ou l'environnement dans son ensemble. Ce niveau est à atteindre dans un délai donné et à ne pas dépasser,
- seuil de recommandation et d'information défini comme un niveau à partir duquel une exposition de courte durée peut présenter un risque pour la santé des personnes sensibles et à partir duquel les pouvoirs publics informent de la situation (des recommandations d'ordre sanitaires peuvent être diffusées),



- seuil d'alerte correspondant au niveau à partir duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé humaine et à partir duquel les pouvoirs publics prennent immédiatement des mesures de limitation des émissions responsables et diffusent des recommandations sanitaires élargies : l'indicateur Atmo [Garcia & coll., 2001] (présenté en détail au § 1.1.1.2.2) se situe dans cette dernière catégorie d'indicateurs car les catégories 8 et 10 de cet indicateur sont callées sur les seuils d'information et d'alerte.

Les valeurs de référence peuvent être exprimées soit telles quelles en unité d'émission ou de concentration, soit par le biais du percentile. Le percentile est défini comme le pourcentage de mesures en dessous de la valeur de référence. Par exemple, le percentile 98 signifie que 2% des mesures se situent au dessus de cette valeur. Le percentile est souvent exprimé en nombre de dépassements de la valeur de référence. Par exemple, un nombre de 18 dépassements par an équivaut à un percentile 95 calculé sur les valeurs journalières de l'indicateur ( $18/365 = 0,05$ ). Le percentile est particulièrement pertinent dans la gestion des impacts sanitaires à court terme (c'est-à-dire résultant d'une exposition de courte durée) car il permet de présenter le nombre de jours de dépassement des seuils de recommandation et d'alerte (à l'ozone par exemple).

L'analyse des décisions prises dans le domaine « transport/pollution atmosphérique » semble révéler que celles-ci ont beaucoup trait au choix d'objets de transport alternatifs : il peut s'agir par exemple du choix d'une solution technologique comme le choix entre le diesel ou l'essence, du choix d'un mode de transport comme le mode routier ou le mode ferroviaire, ou du choix d'une infrastructure de transport (avec ou sans le trafic) [Cost 350, 2006; Dom, 2002; Rousval, 2005]. La décision porte aussi sur les actions correctives à appliquer au regard des résultats de la surveillance des effets de la décision initiale (choix d'une infrastructure de transport par exemple) dans le temps et dans l'espace [Cost 350, 2006; Dom, 2002]. Finalement, la décision peut porter également sur la réglementation (choix d'une norme d'émission par exemple) [Georgiades, 1987].

Nous souhaitons proposer dans cette thèse un autre type d'indicateur d'aide à la décision qui ne soit pas spécifique à l'évaluation d'une seule situation, et qui ne s'appuie pas d'un point de vue formel sur l'utilisation d'une valeur de référence. L'indicateur du « réchauffement global potentiel » constitue à ce titre un bon exemple. Dans le cas de « la limitation de la contribution des transports aux émissions de gaz à effet de serre » (objectif), l'indicateur du « réchauffement global potentiel » permet de mesurer dans quelle mesure l'objectif a été atteint puisqu'il renseigne précisément sur la contribution des transports aux émissions de gaz à effet de serre, sans pour autant être nécessairement rapporté à une valeur de référence.

Notre indicateur devra ainsi permettre :

- d'évaluer la contribution de tout objet (de transport ou relevant d'autres secteurs d'activité) aux impacts des polluants atmosphériques, c'est-à-dire permettre de donner une valeur d'impact global propre à chaque objet évalué, pris indépendamment les uns des autres ;
- de comparer des objets de transport dans le temps ou dans l'espace ;
- d'identifier un élément particulièrement polluant au sein d'un objet (de transport) considéré ;
- d'aider à l'élaboration de la réglementation.

#### 1.1.2.2.2. Aide à l'information

Les indicateurs d'aide à l'information contribuent principalement à sensibiliser la population au problème de la pollution de l'air. Ils doivent donc être simples, significatifs et transparents.

L'indicateur Atmo constitue un très bon exemple d'indicateur d'aide à l'information, et c'est à ce titre que nous le présentons, bien qu'il s'agisse d'un indicateur s'appuyant sur les concentrations de polluants atmosphériques et non sur les émissions comme nous le souhaitons pour notre indicateur. L'indicateur Atmo est défini comme un nombre entier compris entre 1 et 10, calculé pour une journée pour les agglomérations de plus de 100 000 habitants, et caractérisant la qualité de l'air [Garcia & coll., 2001]. La valeur 1 correspond à une qualité de l'air jugée très bonne. La valeur 10 indique en revanche une très mauvaise qualité de l'air. La plupart des seuils de coupure entre les catégories ne sont pas justifiés, sauf quelques uns faisant référence à des normes de qualité de l'air. Ces normes étant établies en termes de santé publique, on peut imaginer que l'échelle de qualité s'appuie sur une estimation (non précisée) de la gravité des impacts sanitaires engendrés par une augmentation de la concentration atmosphérique de quatre polluants. L'indicateur est défini comme le plus grand des quatre résultats obtenus pour chacun des quatre polluants pris en compte (particules, SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, et O<sub>3</sub>) (tableau 3). L'heure de départ du calcul est 0 h TU (Temps Universel), et l'heure de diffusion est 16h. La communication du résultat de l'indicateur s'effectue le soir à la télévision. L'indicateur s'intéresse à l'évaluation moyenne et globale de la qualité de l'air d'une agglomération, et ne se préoccupe pas des situations très localisées, autour d'une source spécifique. L'indicateur est donc calculé à partir des stations de mesures de fond (non de proximité). La sélection des stations s'effectue de telle manière que la moyenne des concentrations réalisées par les stations soit représentative des concentrations urbaines de fond.

Tableau 3 : L'indicateur Atmo (2000) [Garcia &amp; coll., 2001]

			Particules (PM <sub>10</sub> )	SO <sub>2</sub>	NO <sub>2</sub>	O <sub>3</sub>
Valeur de l'indicateur	Qualificatif	Couleur*	Moyenne des moyennes journalières	Moyenne des maxima horaires		
1	Très bon	Vert	0-9	0-39	0-29	0-29
2	Très bon	Vert	10-19	40-79	30-54	30-54
3	Bon	Vert	20-29	80-119	55-84	55-79
4	Bon	Vert	30-39	120-159	85-109	80-104
5	Moyen	Orange	40-49	160-199	110-134	105-129
6	Médiocre	Orange	50-64	200-249	135-164	130-149
7	Médiocre	Orange	65-79	250-299	165-199	150-179
8	Mauvais	Rouge	80-99	300-399	200-274	180-249
9	Mauvais	Rouge	100-124	400-599	275-399	250-359
10	Très mauvais	Rouge	+125	+600	+400	+360

Les concentrations sont exprimées en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ; \*Les couleurs sont celles présentées au niveau national par l'Ademe. Les valeurs en couleurs correspondent aux normes issues des directives européennes (vert : valeur guide ; orange : valeur limite ; rouge : valeur d'alerte). A l'exception des particules qui ne font pas l'objet de procédure d'information et de procédure d'alerte, la valeur limite constitue le seuil d'information, et la valeur d'alerte le seuil d'alerte<sup>6</sup>.

Les indicateurs d'aide à l'information apportent aussi, dans certains cas, un éclairage sur les résultats des mesures politiques prises par les responsables publics. L'indicateur du « réchauffement global potentiel » peut servir par exemple à juger de l'efficacité d'une mesure politique visant à « limiter la contribution des transports aux émissions de gaz à effet de serre » (§1.1.2.2.1).

Ils peuvent également informer des attitudes à adopter lorsque l'indicateur dépasse une certaine valeur. La valeur 8 de l'indicateur Atmo est calée par exemple sur le seuil de recommandation et d'information. La valeur 10 est calée quant à elle sur le seuil d'alerte. A chacun de ces seuils correspond une liste d'actions possibles à communiquer à la population (§1.1.2.2.1).

Par ailleurs, le résultat de l'indicateur peut être utilisé pour des activités privées ou professionnelles, par exemple pour le choix d'une technologie ou d'un mode de transport plutôt qu'un(e) autre, en raison de son caractère moins polluant, pour l'adoption d'un comportement (de déplacement) en fonction d'un niveau de pollution atteint, pour la commercialisation d'un véhicule plus « propre », ou encore pour mettre en œuvre les moyens de respect d'une norme. A ce niveau, l'indicateur d'émission de CO<sub>2</sub>/km et l'indicateur de consommation de carburant (l/100 km) [Hugrel & coll., 2006], communiqués par les marques de véhicules pour tous les nouveaux modèles, peuvent constituer des outils utiles pour un client lors de la comparaison entre différents modèles en vue d'un achat.

<sup>6</sup> Il n'y a pas toujours de cohérence entre le niveau de l'indicateur et le déclenchement de la procédure. A titre d'exemple, une ville avec trois capteurs, un qui mesure  $185\mu\text{g}/\text{m}^3$  d'ozone, les deux autres qui mesurent  $179\mu\text{g}/\text{m}^3$ , l'indicateur calculé à partir de la moyenne sur l'agglomération aboutit à  $181\mu\text{g}/\text{m}^3$ , donc à la valeur 8 de l'indicateur. Il serait naturel dans ce cas de s'attendre au déclenchement de la procédure d'alerte. Or les conditions de déclenchement de la procédure d'alerte exigent deux capteurs au-dessus de la valeur de  $180\mu\text{g}/\text{m}^3$  : il n'y a donc pas de déclenchement de la procédure.

Notre indicateur cherchera à proposer une aide à la décision, et à sensibiliser la population à la pollution de l'air et à la contribution de l'objet de transport étudié à cette pollution, ainsi qu'à assister la population dans le choix des actions à effectuer, et dans l'interprétation des résultats des décisions politiques et des analyses scientifiques.

Compte tenu de notre souhait de disposer d'un indicateur permettant de concilier des objectifs d'aide à la décision et à l'information, nous privilégierons l'approche développée dans l'indicateur de réchauffement global potentiel car l'indicateur peut répondre aux divers objectifs, de manière simple et claire, tout en étant rigoureux et exhaustif. De plus il est adapté à l'évaluation de la pollution atmosphérique induite par des objets de transport contrairement au volume critique qui s'applique à des problèmes de pollution en milieu fermé ou semi-ouvert (comme la pollution atmosphérique à l'intérieur des bâtiments industriels), sans être toutefois inféodé à ces derniers comme les indicateurs du type « émissions de CO<sub>2</sub>/km » dont l'application est exclusive des transports.

### 1.1.3. Domaines d'application de l'indicateur (infrastructure-traffic ; technologie)

Les indicateurs de pollution de l'air sont utilisés dans deux principaux domaines d'application :

- l'organisation et l'utilisation des infrastructures de transport : l'attention est portée sur la recherche d'une solution modale (ou multimodale) et/ou d'une solution comportementale, qui soient moins génératrices d'impacts environnementaux liés à la pollution de l'air (mais aussi aux autres pollutions non prises en compte dans le cadre de cette thèse : bruit, eau, espace...). L'objet de transport peut dans ce cas intégrer le trafic et/ou les infrastructures ;
- la recherche d'une solution technologique (utilisation d'énergie) qui soit la moins génératrice possible d'impacts environnementaux liés à la pollution de l'air.

Chacun de ces deux domaines d'application peut faire l'objet d'une politique, d'un plan, d'un programme, d'un projet, ou d'une action :

- Une politique de transport est une formulation assez générale des orientations à suivre et des objectifs à atteindre en termes de développement du système de transport considéré (sous-unité de champ) ;
- Un plan est une expression formelle permettant d'inscrire dans le territoire et dans le temps un ensemble de politiques ;
- Un programme est défini comme un calendrier de l'ensemble des mesures de transport visant à mettre en œuvre un plan ;
- Un projet correspond à une application concrète d'un ensemble de mesures de transport ;
- Une action peut être définie comme un choix porté à titre individuel vis-à-vis d'une tactique de transport (choix du ou des modes de transport, de l'itinéraire) ou d'une technologie.

Les politiques, les plans, les programmes ou les projets de transport sont orientés en principe vers l'intérêt général, c'est-à-dire l'intérêt de la population concernée par celle-ci ou celui-ci. L'intérêt général peut être défini comme le bilan entre les avantages donnés par la politique (le plan...) à la population en termes de mobilité et les coûts sur l'environnement induits par la modification de la mobilité. L'intérêt général optimal pourrait se définir à travers une mobilité maximale et des impacts environnementaux minimaux.

L'évaluation peut aussi être orientée du point de vue de l'intérêt individuel. Dans ce cas, l'évaluation s'attache à des actions. L'intérêt individuel fait l'objet d'une faible préoccupation à l'heure actuelle. Cette possibilité d'application ne doit pas être pour autant négligée, dans la mesure où même si le choix en termes de tactiques ou de technologies de transport semble demeurer encore majoritairement gouverné au niveau individuel par l'aspect économique et temporel, l'évaluation des impacts environnementaux constitue un facteur décisionnel de plus en plus important, compte tenu de la préoccupation croissante de la population pour l'environnement.

L'indicateur développé dans cette thèse doit constituer un outil invariant permettant de donner une valeur aux deux domaines d'application (trafic & infrastructure / technologie), et ce quel que soit l'attribut retenu : une politique, un plan, un programme, un projet ou une action. On vise néanmoins prioritairement l'évaluation d'une politique, d'un plan, d'un programme, ou d'une action.

### 1.1.4. Portée stratégique ou tactique de l'indicateur

Les indicateurs de pollution de l'air sont élaborés pour être utilisés soit dans le cadre d'une évaluation stratégique, soit au niveau d'une évaluation tactique.

#### 1.1.4.1. Portée stratégique

Au niveau stratégique, on cherche à favoriser un débat enrichissant sur l'opportunité d'un projet ou d'une action, dans le but de parvenir à des projets acceptables pour l'environnement et compatibles avec un développement durable, ou des actions optimales du point de vue de l'intérêt strictement individuel [European Commission, 1997; 1999].

L'évaluation stratégique s'applique ainsi aux politiques, aux plans et aux programmes de transport (on les appelle PPP), qui se situent en amont des projets, ainsi qu'aux actions individuelles. En France, la politique nationale d'aménagement et de développement durable du territoire français repose sur deux choix stratégiques dominants [Michel & coll., 2001] :

- Le renforcement des pôles de développement à vocation européenne et internationale ;
- Le développement local organisé sur la complémentarité et la solidarité des territoires ruraux et urbains, l'organisation d'agglomérations et le soutien des territoires en difficultés.

Dans le domaine des transports, ces choix stratégiques sont mis en œuvre à l'échelle nationale à travers les schémas multimodaux de services collectifs de transport de voyageurs et de transport de marchandises, et à l'échelle des grandes aires urbaines, à travers des plans de déplacements urbains.

Les schémas multimodaux de transport planifient les transports intérieurs en satisfaisant les besoins des usagers dans les conditions économiques, sociales et environnementales les plus avantageuses pour la collectivité. Ils favorisent la complémentarité des transports, notamment dans le choix des infrastructures, l'aménagement des lieux d'échanges et de transformation et par le développement rationnel des transports combinés.

Les plans de déplacements urbains sont formalisés par la loi d'orientation sur les transports intérieurs. Ils ont pour objectif de définir la politique globale de transport et de gestion de la voirie et du stationnement à court et moyen terme (dix ans). Ils sont élaborés à l'initiative de l'autorité

territoriale compétente pour l'organisation des transports urbains, assistée des services de l'Etat. Ils définissent les principes de l'organisation des transports de personnes et de marchandises, de la circulation et du stationnement. Ils visent à assurer un équilibre durable entre les besoins en matière de mobilité et de facilité d'accès d'une part, et la protection de l'environnement et de la santé d'autre part, en favorisant les modes les moins polluants et les moins consommateurs d'énergie.

L'évaluation stratégique se situe en amont de la conception de la politique et des décisions de planification qui en découlent. Elle permet de favoriser en outre la transparence et la concertation préalable sur les finalités, à un moment où il est encore possible de peser sur le choix et les enjeux fondamentaux.

Dans une évaluation stratégique, on cherche à identifier la localisation spatiale et temporelle des émissions, puis des impacts environnementaux. De cette manière, la décision peut davantage intégrer la notion d'équité spatiale et temporelle incluse dans le concept de développement durable. Dans le cas de l'évaluation environnementale stratégique (SEA en anglais pour *strategic environmental assessment*) d'un corridor de transport, les impacts environnementaux locaux c'est-à-dire ceux qui affectent l'environnement proche du corridor sont naturellement envisagés, ainsi que tous les impacts environnementaux délocalisés, à savoir ceux induits par la fabrication du goudron, ceux des carrières pour la production de gravats, ceux induits par la production d'énergie...

Les paramètres de l'environnement à analyser sont cependant trop nombreux pour qu'une approche exhaustive de l'état initial de l'environnement, des émissions, et des impacts soit réalisable dans le cadre d'une évaluation stratégique. En pratique, l'évaluation stratégique se traduit alors par une évaluation assez globale, simplifiée et synthétique des atteintes potentielles (par opposition à atteintes réelles) sur l'environnement, induites par les émissions de polluants atmosphériques [European Commission, 2001].

L'expérience acquise au sein du projet européen COST 350 témoigne néanmoins de la diversité des attentes en termes de précision de l'évaluation des impacts environnementaux au niveau stratégique, et donc de la définition du caractère global de l'évaluation.

Deux approches se distinguent :

- Une approche axée sur les données de transport (§ 1.1.4.1.2) ;
- Une approche inspirée des études d'impacts (EIA en anglais, pour *Environmental Impact Assessment*) (§ 1.1.4.1.3).

Afin d'obtenir un consensus entre les différents partenaires de COST 350, on a proposé une approche mêlant les deux approches précédentes (§ 1.1.4.1.4).

#### 1.1.4.1.1. Présentation de l'action COST 350

COST est une action de Co-Opération en matière de recherche Scientifique et Technique financée par des fonds européens. Elle est structurée en un comité de pilotage et des groupes de travail (WG en anglais pour *working groups*).

L'action COST 350 « *Integrated assessment of environmental impact of traffic and transport infrastructure* » (Evaluation intégrée de l'impact environnemental du trafic et des infrastructures de transport) vise à proposer une méthode d'évaluation stratégique des impacts environnementaux du

trafic et des infrastructures de transport. Une quarantaine de représentants de vingt pays européens, experts ou spécialistes dans différents domaines y apportent leur contribution.

L'action a débuté en 2002 et se termine en 2006. Durant les quatre années, ses membres se sont réunis une quinzaine de fois.

Le WG1 a assisté le comité de pilotage à définir les orientations de COST 350. Le WG 2 a effectué une analyse de quelques évaluations stratégiques environnementales de programmes de transport effectuées en Europe. Le WG3, auquel nous participons, a proposé des indicateurs d'impact environnemental. Le WG4 s'est intéressé aux paramètres des transports qui interagissent avec ces impacts. Le WG5 s'est focalisé sur l'agrégation des impacts. Finalement, le WG6 auquel nous contribuons également, a réalisé la synthèse des informations au sein d'un rapport final [Cost 350, 2006].

L'action COST 350 est relayée depuis janvier 2006 par l'action COST 356 « Towards the definition of a measurable environmentally sustainable transport » (Vers la définition de méthodes d'évaluation d'un transport durable du point de vue de l'environnement) qui relève d'une thématique assez proche. L'idée de cette action consiste à proposer un ensemble d'indicateurs agrégeant des impacts environnementaux des transports aussi diversifiés que le bruit et le réchauffement global potentiel. La différence entre les deux actions porte sur le fondement des indicateurs, établis davantage sur les recommandations des spécialistes de chaque catégorie d'impact dans COST 356, que sur les attentes des utilisateurs comme dans COST 350 [Cost 356, 2006].

#### 1.1.4.1.2. Approche axée sur les données de transport

L'approche orientée « transport » est fondée sur la volonté de donner une idée claire mais peu précise des atteintes potentielles des transports sur l'environnement, à partir des seules données de transport [Cost 350, 2006] (Part C, chap 3). Les tenants de cette approche, constitués principalement des représentants des ministères, des bureaux d'études, des entreprises de construction d'infrastructures de transport, ainsi que des spécialistes de la planification des transports, considèrent qu'une simple idée de la situation suffit, et qu'il est de toute manière impossible d'apporter une information plus précise, faute de moyens adaptés (modèles, données, moyens financiers et humains...). Il s'agit d'une approche très opérationnelle de l'évaluation environnementale stratégique.

L'approche repose sur le postulat explicite de l'existence d'un lien direct de cause à effet entre le flux de transport et l'environnement, et sur une extension implicite de ce postulat à la présomption d'une relation cause-effet linéaire, ce qui est critiquable (§ 1.1.4.1.3).

Les indicateurs (considérés comme des outils) proposés pour évaluer les impacts environnementaux correspondent en réalité à des indicateurs de force motrice (driving force en anglais) ou de pression et non à des indicateurs d'impacts à proprement parler (§ 2.1.5).

On observe ainsi des indicateurs comme le nombre de kilomètres d'extension du réseau de lignes de transport public, ou encore le pourcentage de surface dédiée au transport public par rapport à la surface réservée aux autoroutes.

Cette approche envisage ainsi la globalité à travers l'agrégation pré-impacts, c'est-à-dire qu'au lieu d'agrèger les impacts après les avoir définis et évalués, on agrège les causes, et on suppose que ces causes induisent de manière directe l'ensemble des impacts environnementaux.

Cette approche a le mérite d'être simple, transparente et facile à appréhender. Son efficacité en fait une méthode très opérationnelle d'où l'intérêt manifesté par les utilisateurs de méthodes d'évaluation stratégique des impacts environnementaux des transports.

#### 1.1.4.1.3. Approche inspirée des études d'impacts

A l'opposé, le groupe des experts et des spécialistes de l'environnement auquel nous appartenons, au sein de COST 350, prône une approche plus précise de l'évaluation des impacts environnementaux [Cost 350, 2006] (Part C, chap 4).

Il se fonde pour cela sur le refus du postulat accepté dans la première approche : la relation de cause à effet entre le transport (infrastructures, trafic...) et l'environnement n'est pas toujours directe et encore moins linéaire.

Si le postulat peut être considéré comme correct pour le réchauffement climatique (§ 2.2.1.2.1), il semble extrêmement critiquable pour d'autres types d'impact comme le trou de la couche d'ozone (§ 2.2.1.2.2) ou la pollution photochimique (§ 2.2.1.2.3), pour ne prendre que deux exemples appartenant à la pollution de l'air.

Il considère d'autre part qu'il est possible de calculer assez aisément plusieurs indicateurs d'impact, basés sur une relation entre une pression (une émission par exemple) et un impact. A ce titre, nous préconisons d'utiliser des facteurs agrégés d'émissions comme ceux établis à partir du rapport entre le bilan des émissions et le parc de véhicules [Hugrel & coll., 2006], dans le calcul des indicateurs de pollution de l'air, car ils permettent de proposer des évaluations simplifiées et globales des émissions de différents polluants atmosphériques.

Cette approche envisage ainsi la globalité à travers une agrégation post-impact, c'est-à-dire une fois les impacts définis et évalués. L'évaluation ne tombe pas de ce fait dans l'écueil d'un lien direct de cause à effet entre le trafic ou plus largement les forces motrices ou les pressions, et les impacts. Elle apporte aussi une précision probablement pertinente y compris dans le cadre d'une décision stratégique.

Deux limites sont néanmoins notables :

- Il est important que les impacts pris en compte puissent être perçus par des décideurs, pour être intégrés au sein du résultat global ;
- L'agrégation des impacts au sein d'un ou de quelques impacts globaux s'avère difficile, tant la nature des impacts est différente, et compte tenu aussi du fait que la procédure d'agrégation doit refléter de manière transparente les considérations scientifiques et le système de valeurs des décideurs.

#### 1.1.4.1.4. Approche intermédiaire

Devant la difficulté de parvenir à un consensus quant au choix de l'approche à retenir dans le cadre du rapport final de COST 350, nous avons proposé une approche intermédiaire basée sur l'élaboration de trois ensemble d'indicateurs [Goger, 2005; Goger & coll., 2006a].



L'étude de quelques cas d'évaluation stratégique environnementale réalisée dans le cadre de COST 350 révèle que l'ensemble des politiques, plans, etc. évalués ne bénéficie pas de la même quantité et de la même qualité d'information (incluant l'incertitude associée aux données) [Cost 350, 2006] (Part C, chap 2). La disponibilité de l'information nécessaire à l'évaluation des impacts environnementaux des transports est donc variable selon chaque PPP évalué.

Sur la base de cette constatation on a imaginé définir une échelle de la disponibilité de l'information. Cette échelle n'est pas liée à l'échelle géographique ou à l'échelle du plan ou du programme évalué. Il s'agit d'une échelle s'attachant à décrire la qualité et la quantité d'information disponible pour l'objet de transport évalué. On a construit trois niveaux de disponibilité de l'information.

Le premier niveau est un niveau où il n'y a pas de définition des types d'alternatives de transport. On ne connaît pas les types d'alternatives possibles (routier, fer, naval, aérien). Les caractéristiques comme la dimension (largeur et longueur) de l'infrastructure ou le volume de transport des alternatives de transport sont aussi inconnues. La localisation des alternatives de transport n'est pas non plus déterminée. On considère ainsi que la qualité et la quantité d'information nécessaire à l'évaluation des impacts environnementaux sont trop faibles pour permettre de les évaluer d'une manière directe par des indicateurs d'impacts. On retient alors essentiellement des indicateurs de force motrice ou de pression, c'est-à-dire des indicateurs orientés « transport », et quelques indicateurs d'impact pour donner une idée des atteintes potentielles sur l'environnement.

Le deuxième niveau est un niveau où l'on maîtrise davantage les éléments du futur projet (détaillé précédemment), notamment en termes de volume de transport et de la localisation de l'infrastructure des alternatives de transport. Il n'y a néanmoins pas encore une connaissance totale des alternatives de transport. On considère ainsi que la qualité et la quantité d'information sont suffisantes pour calculer un certain nombre d'impacts (à l'aide d'indicateurs d'impact).

Le troisième niveau correspond à celui où il y a une assez bonne connaissance des types, de la localisation et des dimensions des alternatives de transport, ainsi que du trafic engendré. On estime ainsi que la disponibilité de l'information est presque complète. Il est alors possible d'effectuer une évaluation exhaustive des impacts très proche de celle pratiquée dans le cas d'une étude d'impact, à la différence près que l'on prend en compte l'ensemble des impacts locaux, régionaux et globaux dans l'évaluation stratégique, et non seulement les impacts locaux.

On propose en conséquence trois ensembles d'indicateurs permettant d'apprécier avec plus ou moins de précision les impacts environnementaux des émissions de polluants atmosphériques (incluant l'ampleur de l'impact et sa localisation), selon le niveau de disponibilité de l'information. En ce qui concerne les effets (restreints directs) sur la santé par exemple, l'indicateur « Emissions de polluants toxiques » correspondant au produit du volume de transport par mode de transport et du facteur d'émission agrégé de certains polluants au niveau de chaque mode de transport est proposé dans le cas où l'on ne dispose que de très peu d'information sur le PPP. On préconise d'utiliser plutôt l'indicateur « risque d'affecter la santé humaine (au sens strict) », établi comme le produit de la toxicité (calculée à partir de l'indicateur de « toxicité » (§ 2.3.1)) par le nombre d'habitant dans une zone définie, si la disponibilité de l'information sur le PPP est jugée de niveau intermédiaire. Finalement, un autre indicateur est proposé au niveau de disponibilité maximale d'information : il s'agit du « Nombre de personnes exposées à une concentration supérieure à la norme européenne de qualité de l'air pour les métaux lourds (Cu), les polluants organiques persistants (POP), les particules, NO<sub>x</sub> (NO<sub>2</sub>), SO<sub>x</sub> (SO<sub>2</sub>) ». Le calcul de l'indicateur s'effectue à partir de la mesure de la concentration de chaque polluant et de l'identification de ceux au-dessus

de la norme européenne d'une part, et d'autre part, du calcul du nombre de personnes vivant dans une zone très peuplée proche de l'infrastructure de transport. L'ensemble des indicateurs de chacun des trois niveaux d'information, pour les différentes catégories d'impact environnemental retenus, est présenté en annexe 1.

#### 1.1.4.2. Portée tactique

L'évaluation peut aussi être menée à une fin tactique. L'évaluation tactique ne consiste plus alors à débattre de l'opportunité d'un projet, mais plutôt de la meilleure manière de le réaliser [Directorate-General Xi, 1994]

L'évaluation tactique s'attache à améliorer l'insertion d'un projet au sein du territoire auquel il est attaché. Il s'agit de déterminer l'insertion la plus favorable à l'environnement du projet, ainsi que l'application de mesures d'atténuation des impacts environnementaux, le choix de l'option « optimale » étant déjà effectuée au niveau stratégique.

L'évaluation des impacts réalisée au niveau d'un projet a ainsi pour intérêt d'améliorer les justifications du choix d'un corridor, d'un fuseau, d'un tracé, ou encore d'une technologie. Elle permet également grâce à l'évaluation ex-post des projets (bilan) d'évaluer la pertinence voire l'efficacité des mesures de réduction et de compensation mises en œuvre.

L'évaluation se situe très en aval dans la procédure de décision, puisqu'à ce stade seul demeure le choix des aménagements relatifs à la mise en œuvre de l'option retenue.

Contrairement au niveau stratégique, l'évaluation tactique est spécifiquement liée à un projet. Elle est donc menée au niveau d'un territoire donné. L'évaluation porte sur l'ensemble des impacts permanents et temporaires, directs et indirects affectant l'environnement local [Directorate-General Xi, 1996a; b].

Compte tenu que l'information est plus importante qu'au niveau stratégique et que les paramètres de l'environnement à analyser sont souvent moins nombreux, l'évaluation tactique est assez exhaustive et s'attache aussi bien aux impacts réels que potentiels [Directorate-General Xi, 1996a; b].

Ce type d'évaluation porte le nom « d'étude d'impacts » (EIA en anglais).

Notre indicateur s'attachera à répondre principalement aux questions de choix stratégiques, dans le cas où l'information sur la politique, le plan ou le programme peut permettre son calcul (c'est-à-dire au niveau intermédiaire et au niveau élevé d'information). Nous souhaitons qu'il puisse contribuer également à l'évaluation tactique de projet de transport.

#### 1.1.5. Structure et métrologie de l'indicateur

L'étude de la littérature sur les indicateurs environnementaux témoigne d'un grand nombre d'indicateurs de pollutions atmosphériques. On distingue parmi eux deux grands types d'indicateurs : les indicateurs basés sur les émissions et les indicateurs basés sur les concentrations.

Les indicateurs d'émissions se préoccupent des éléments associés à la source de pollution de l'air (les transports par exemple). Ce sont des fonctions qui transforment les données d'émissions

(exprimées comme des flux de un ou plusieurs polluants, mesurés sur des pas de temps spécifiques, au niveau d'un système déterminé) en une valeur simple, généralement unique et unidimensionnelle ou adimensionnelle qui représente ou caractérise la contribution d'une source à la pollution atmosphérique. L'indicateur du « Réchauffement global potentiel » [Giec, 2001] appartient à ce groupe.

Les indicateurs de qualité de l'air s'attachent à décrire les éléments de la pollution atmosphérique liés à l'état de la qualité de l'air. Ce sont des fonctions qui transforment les données de qualité de l'air (exprimées comme des concentrations de un ou plusieurs polluants, mesurées sur des pas de temps spécifiques, dans des stations de mesure distinctes) en une valeur simple, généralement unique et adimensionnelle qui représente ou caractérise la qualité de l'air pour une zone dite homogène. L'indicateur Atmo appartient à ce groupe d'indicateurs [Garcia & coll., 2001].

Au regard des objectifs que nous donnons à notre indicateur, nous orientons notre recherche vers l'élaboration d'un indicateur agrégé de la pollution de l'air qui soit basé sur les émissions. L'étude de la structure des indicateurs est néanmoins élargie à celle des indicateurs de pollution de l'air fondés sur la qualité de l'air, de manière à étendre notre champ d'analyse de la structure des indicateurs, en vue d'identifier une structure pertinente pour notre indicateur.

#### 1.1.5.1. Structure de l'indicateur

Les indicateurs de pollutions de l'air disposent d'une structure semblable, fondée sur la définition des indicateurs donnée précédemment. Le calcul d'un indicateur s'échelonne en deux étapes :

- la transformation : elle établit un lien entre chaque variable d'entrée (émission ou concentration de chaque polluant), et chaque variable de sortie (correspondant assez souvent à une grandeur adimensionnelle liée à un impact environnemental). Dans le cas de l'indicateur « réchauffement global potentiel » par exemple, la transformation permet de passer de l'émission de chaque gaz à effet de serre (exprimée en tonnes) au réchauffement global potentiel induit par chaque gaz (exprimé en tonnes équivalent CO<sub>2</sub>) (§1.1.2.1.1 ; (1)) ;
- la synthèse : elle agrège les variables de sortie (désagrégées) en une variable synthétique, le plus souvent de même dimension que les variables désagrégées (en l'occurrence adimensionnelle). Toujours dans le cas de l'indicateur « réchauffement global potentiel », la synthèse consiste à sommer le réchauffement global potentiel induit par chaque gaz pour obtenir un réchauffement global potentiel tous polluants confondus. L'étape de synthèse peut être aussi étendue à l'agrégation des impacts au sein d'un impact plus global. L'indicateur de « pollution globale » propose ainsi une succession d'étapes de synthèse effectuées selon une structure d'agrégation arborescente, dans le but de parvenir in fine à un impact global de la pollution atmosphérique (§1.1.2.1.1 ; tableau 1).

##### 1.1.5.1.1. Etape de « transformation » entre la grandeur d'entrée et la grandeur de sortie de l'indicateur

Les indicateurs transforment des grandeurs d'entrée en une grandeur de sortie. Différents types de grandeurs peuvent ainsi être transformées à l'aide de divers types de transformation, comme la transformation linéaire.

### 1.1.5.1.1.1. Grandeurs d'entrée et grandeurs de sortie de l'indicateur

La mesure des grandeurs de l'indicateur peut s'établir selon différentes échelles de mesures et dans différentes dimensions. Selon la méthodologie d'agrégation utilisée, une homogénéisation des grandeurs peut être nécessaire. On distingue en outre des grandeurs extensives et des grandeurs intensives au sein des indicateurs recensés.

#### 1.1.5.1.1.1.1. Echelle de mesure des grandeurs d'entrée et de sortie

L'étape de transformation établit une correspondance entre des grandeurs d'entrée numériques continues d'émission (exprimée en flux) ou de concentration (exprimée en quantité par unité de volume) de polluants atmosphériques.

Elle donne lieu à deux types de grandeurs de sortie, l'une discrète ou catégorielle relevant de l'échelle (cardinale) d'intervalle, l'autre continue relevant de l'échelle (cardinale) de rapport. Dans le cas de l'indicateur Atmo par exemple, la transformation associe une grandeur catégorielle ordonnée de l'indicateur à un intervalle de concentration (mesurées de manière différente selon les polluants) (§ 1.1.2.2.2 ; tableau 3). L'indicateur de réchauffement global potentiel propose une transformation continue des données d'entrée correspondant aux émissions de gaz à effet de serre ( $m_p$ ), à des grandeurs de sortie définie comme le réchauffement global potentiel induit par le produit des émissions  $m_p$  par un facteur d'impact spécifique à chaque gaz (et relatif à celui du  $CO_2$ ) ( $GWP_p$ ) : il s'agit d'une fonction linéaire (§1.1.2.1.1 ; (1)).

L'échelle de rapport autorise, comme son nom l'indique, les ratios entre les résultats, car il y a une relation entre la valeur 0 de l'unité et la valeur 0 de la grandeur physique, par exemple 0 kg (on parle de grandeurs mesurables). Ainsi, dans le cas de l'indicateur « réchauffement global potentiel », l'émission de 50 tonnes équivalent  $CO_2$  indique un réchauffement climatique deux fois plus grand qu'une émission de 25 tonnes équivalent  $CO_2$ .

En revanche l'échelle d'intervalle inhibe toute notion d'écart entre deux valeurs, car le 0 de l'unité n'a pas de correspondance physique (la température en  $^{\circ}C$  est établie par exemple sur un intervalle 0-100, en rapport aux deux changements d'état de l'eau, à une pression atmosphérique donnée). Un corps à  $40^{\circ}C$  n'est pas deux fois plus chaud qu'un corps à  $20^{\circ}C$ . On parle dans ce cas de grandeur repérable. Les grandeurs quantitatives discrètes et les grandeurs qualitatives catégorielles non ordonnées ou nominales (par exemple « malade », « pas malade »), ou bien catégorielle ordinale (par exemple « faible », « moyen », « fort », ou bien « niveau 1 », « niveau 2 », « niveau 3 ») se mesurent à l'aide d'une échelle d'intervalle. L'indicateur Atmo ne permet pas de dire par exemple qu'un site dont la qualité d'air atteint le niveau 4 est deux fois plus pollué que celui dont la qualité de l'air atteint le niveau 2.

Les variables d'entrée de notre indicateur seront des émissions, donc des grandeurs numériques continues. Nous chercherons autant que possible à ce que notre indicateur dispose des grandeurs de sortie continues, car celles-ci disposent d'une qualité supplémentaire par rapport aux grandeurs catégorielles. De plus, il est tout à fait possible de transformer une grandeur continue en une grandeur catégorielle alors que l'inverse est impossible.

### 1.1.5.1.1.1.2. Dimensions des grandeurs d'entrée et de sortie

Les variables d'entrée des indicateurs sont soit des émissions, soit des concentrations. Il s'agit donc dans tous les cas de grandeurs exprimées dans une dimension physique réelle comme la concentration (indicateur « Atmo » (§ 1.1.2.2.2 ; tableau 3)), ou l'émission (indicateur de « réchauffement global potentiel » (§1.1.2.1.1 ; (1))).

Les variables de sortie des indicateurs visent à décrire le plus souvent une situation environnementale et plus particulièrement un impact environnemental. Elles peuvent être exprimées dans plusieurs dimensions :

- une dimension physique réelle comme :
  - la concentration. *Ex : indicateurs « Qualité de l'air » de la ville de Parme exprimé en concentration brute de CO, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, PM<sub>10</sub>, TSP (particules totales en suspension) et Benzène) (µg/m<sup>3</sup>) [Italie] ;*
  - l'émission. *Ex : indicateur du « réchauffement global potentiel » (tonnes équivalent CO<sub>2</sub>/unité de temps) [Giec, 2001], indicateur « émissions de CO<sub>2</sub> » (g CO<sub>2</sub>/km) utilisé par les constructeurs automobiles ;*
  - le volume de dilution. *Ex : indicateur « volume critique » : ratio entre une émission mesurée et une concentration de référence [Lindfors, 1995] (§ 1.1.2.2.1) ;*
  - le coût économique. *Ex : indicateur de « coût économique des impacts sanitaires de la pollution de l'air » utilisé par l'Organisation Mondiale de la Santé [Seethaler, 1999b]) ;*
  - le % de sur-mortalité ou sur-morbidité. *Ex : indicateurs sanitaires « dose/réponse au NO<sub>2</sub> » [Chiron, 2004a] (§1.1.4.1.1.2.2) ;*
- une dimension physique irréaliste. *Ex : « Green's Index » [Green & coll., 1996] (§ 1.1.2.1.3 ; (5));*
- une grandeur adimensionnelle. *Ex : Indicateur « Pindex » (9) [Babcock et Lyndon, 1970] dans [Nicolas, 1997]*

$$I = \frac{C_{CO}}{C_{CO_{Réf}}} + \frac{C_{PM_{10}}}{C_{PM_{10_{Réf}}} + \frac{C_{SO_2}}{C_{SO_2_{Réf}}} + \frac{C_{NO_x}}{C_{NO_x_{Réf}}} + \frac{C_{HC}}{C_{HC_{Réf}}} + \frac{C_{Oxydants}}{C_{Oxydants_{Réf}}} \quad (9)$$

Les dimensions physiques réelles présentent l'avantage d'être liées à une réalité et à ce titre bénéficient probablement d'une légitimité et d'une validité scientifique plus grandes que les dimensions irréelles. Dans le cas où la dimension est très bien connue comme la valeur économique par exemple, celle-ci donne à l'indicateur une signification, c'est-à-dire le sens qu'elle a pour l'utilisateur, très grande car l'utilisateur perçoit directement la nature et dans une certaine mesure l'ampleur du résultat.

Les grandeurs adimensionnelles résultent le plus souvent de variables réduites ou centrées réduites autour d'une valeur de référence. Pour cette raison, elles sont dotées d'une signification intrinsèque malgré l'absence de dimension. L'indicateur indique par exemple si la valeur mesurée se trouve au-dessous ou au-dessus de la valeur de référence, et permet de connaître l'écart entre la valeur mesurée et la valeur de référence (en % par exemple). Lorsque les grandeurs adimensionnelles sont des grandeurs catégorielles, la notion d'écart ne peut être renseignée (§ 1.1.5.1.1.1). La signification

de la valeur 2 par rapport à la valeur 7 est toutefois conservée dans une très large mesure, s'il est précisé que la valeur 7 est meilleure que la valeur 2 par exemple. Les grandeurs adimensionnelles sont par ailleurs indispensables si l'on souhaite agréger plusieurs variables lors de l'étape de synthèse, avec une méthode de critère unique de synthèse.

Quelle que soit la dimension de la grandeur de sortie, la signification de cette dernière peut être fortement accrue si elle est encadrée entre une borne minimale et une borne maximale.

Notre indicateur établira un lien entre des grandeurs d'entrée correspondant à des émissions, et des grandeurs de sortie établies en termes d'impact environnemental.

#### 1.1.5.1.1.1.3. Homogénéité des grandeurs de sortie

L'homogénéité des grandeurs de sortie porte sur trois points :

- la dimension des grandeurs de sortie,
- la valeur de l'unité ou de l'intervalle des grandeurs de sortie,
- les bornes des grandeurs de sortie.

D'un point de vue purement formel, l'homogénéité des dimensions est la seule condition nécessaire et suffisante pour agréger des variables de sortie. Elle est obtenue par la conversion de la dimension de la grandeur à intégrer en une dimension prise comme référence (ex : Indicateur GWP où toutes les émissions sont converties en émissions équivalent CO<sub>2</sub> ; (1) ; § 1.1.2.1.1). L'homogénéisation s'effectue parfois en rendant adimensionnel les grandeurs à intégrer. L'indicateur « Ecopoints » agrège par exemple différentes variables de sortie correspondant au produit de plusieurs grandeurs d'entrée, car les variables de sortie sont des grandeurs adimensionnelles (10) [Ahbe & coll., 1991] :

$$\sum m_p \times \frac{1}{E_{k_p}} \times \frac{E_p}{E_{k_p}} \times 10^{12} \quad (10)$$

$E_{k_p}$  : charge maximale admissible ou objectif de réduction des émissions,

$E_p$  : émission annuelle du polluant p,

$m_p$  : émissions du polluant p,

$10^{12}$  : facteur de correction pour éviter d'exprimer le résultat avec une forte puissance négative.

Cependant, si l'homogénéité dimensionnelle des grandeurs constitue une condition nécessaire, elle n'est pas suffisante de notre point de vue dans le cas d'une agrégation à l'aide de méthodes de type critère unique de synthèse. Il est capital que les grandeurs de sortie présentent en plus une homogénéité de l'unité (la valeur 1 de la grandeur), c'est-à-dire qu'à la même valeur de la grandeur de sortie doit correspondre la même ampleur de l'impact évalué (dans le cas d'une grandeur d'impact), quel que soit le polluant en question, si l'on veut que le résultat agrégé ait un sens réel et une validité scientifique au regard de l'ampleur de l'impact, et non seulement vis-à-vis de l'aspect purement formel. Les quatre échelles utilisées par exemple dans l'indicateur Atmo (§ 1.1.2.2.2 ; tableau 3), une pour chaque polluant, correspondent à quatre « lois d'impact », différentes selon la toxicité de chaque polluant, pour lesquelles une homogénéisation des différents intervalles est

effectuée, c'est-à-dire que l'intervalle noté 7 pour le polluant SO<sub>2</sub> correspond à la même qualité de l'air que l'intervalle noté 7 pour le polluant NO<sub>2</sub>. De même, le réchauffement global potentiel de 10 tonnes équivalent CO<sub>2</sub> a la même valeur en termes d'impact qu'il soit généré par l'émission de CO<sub>2</sub>, de CH<sub>4</sub> ou d'autres gaz à effet de serre (§1.1.2.1.1 ; (1)). Grâce à cette homogénéité de l'unité, la comparaison de la qualité de l'air induite par le SO<sub>2</sub> est comparable avec celle induite par l'O<sub>3</sub> dans l'indicateur Atmo. Il en est de même en ce qui concerne le réchauffement global potentiel induit par le CO<sub>2</sub> ou chacun des autres gaz à effet de serre dans l'indicateur de « réchauffement global potentiel ».

L'homogénéité des bornes (inférieure et supérieure) ne constitue pas une condition indispensable pour l'étape de synthèse. Elle apporte néanmoins un intérêt considérable dans l'interprétation des résultats, puisque l'utilisateur de l'indicateur n'est pas dans l'obligation de disposer d'un ordre de grandeur des valeurs pour pouvoir interpréter plus finement les résultats. Il convient cependant de prêter extrêmement attention à ce que l'homogénéité apparente des bornes (mêmes valeurs minimale et maximale) correspond à une homogénéité réelle. Dans le cas de l'indicateur « pollution globale » par exemple [Mazzaracchio & coll., 1996] (§ 1.1.2.1.1 ; tableau 1), chaque grandeur de sortie est bornée entre 0 et 10. Cependant, les bornes sont sensibles au choix des valeurs d'émissions maximale et minimale (donc à l'échantillonnage).

Quelque soit la méthodologie d'agrégation multicritère retenue, l'intégration de grandeurs hétérogènes nécessite à un moment donné une homogénéisation :

- dimensionnelle ; d'où notre choix pour l'expression des variables de sortie à travers une grandeur unidimensionnelle ou adimensionnelle,
- de l'unité ; à la fois au niveau de la contribution de chaque polluant à chaque impact environnemental, mais aussi au niveau de la contribution de chaque impact environnemental à l'impact environnemental global.

#### 1.1.5.1.1.1.4. Dualité des grandeurs d'entrée et de sortie

Sur le plan de la dualité, on distingue, parmi les grandeurs quantitatives utilisées au niveau des indicateurs de pollutions de l'air [Maurin, 2003] :

- les grandeurs extensives qui sont relatives à des ensembles. Elles peuvent être additionnées sur les parties disjointes :
  - par exemple 10 tonnes de CO<sub>2</sub> émises par une agglomération + 2 tonnes de CO<sub>2</sub> émises par une autre agglomération correspondraient à 12 tonnes de CO<sub>2</sub> émises pour l'ensemble des deux agglomérations,
  - par exemple le réchauffement global potentiel de 10 tonnes équivalent CO<sub>2</sub> induit par un objet de transport et le réchauffement global potentiel de 20 tonnes équivalent CO<sub>2</sub> induit par un autre objet de transport équivaldraient à 30 tonnes équivalent CO<sub>2</sub> induit par l'ensemble des deux objets de transport. L'indicateur de « réchauffement global potentiel » utilise exclusivement des grandeurs extensives aussi bien en ce qui concerne les grandeurs d'entrée que de sortie de l'indicateur (§1.1.2.1.1 ; (1)) ;

- les grandeurs intensives traduisant l'intensité en un point. Elles ne peuvent pas être additionnées :
  - par exemple 10 mg/L de NO<sub>2</sub> mesuré dans une station de mesure de la qualité de l'air et 2 mg/L de NO<sub>2</sub> mesuré dans une autre station de mesure de la qualité de l'air ne correspondraient pas à 12 mg/L de NO<sub>2</sub> dans l'agglomération, mais à 6 mg/L de NO<sub>2</sub>, c'est-à-dire à la moyenne des deux valeurs. L'indicateur de « Qualité de l'air » de la ville de Parme exprimé en concentration brute de CO, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, PM<sub>10</sub>, TSP (particules totales en suspension) et Benzène) (µg/m<sup>3</sup>) est établi de la sorte [Italie] (§ 1.1.2).

Nous souhaitons utiliser le plus souvent possible l'opérateur somme dans l'étape de synthèse de notre indicateur (§ 1.1.5.1.2). Il est donc indispensable que notre indicateur ne dispose que de variables extensives.



### 1.1.5.1.1.2. Transformation entre les grandeurs d'entrée et les grandeurs de sortie

La transformation permet d'associer une grandeur de sortie à une grandeur d'entrée de l'indicateur. Plusieurs types de transformation sont fréquemment utilisés dans les indicateurs de pollution de l'air.

Dans le groupe des transformations aboutissant à une grandeur de sortie continue de l'indicateur, on distingue les transformations monotones (associant à une grandeur d'entrée une seule grandeur de sortie) et les transformations non monotones.

Au sein des transformations monotones, on retrouve très souvent :

- La transformation « Identitaire »,
- La transformation « Linéaire »,
- La transformation « Puissance ».

Au sein des transformations non monotones, aucun indicateur n'a été identifié mais on peut imaginer un indicateur dont la transformation serait la transformation « Parabolique » par exemple.

Dans le groupe des transformations aboutissant à une grandeur de sortie catégorielle, on distingue :

- La transformation « Catégorielle ordonnée »,
- La transformation « Catégorielle non ordonnée ».

#### 1.1.5.1.1.2.1. *La transformation Identitaire*

La transformation identitaire associe à une grandeur d'entrée de l'indicateur la même grandeur de sortie.

*Ex : « Emissions des véhicules » (g/km) (indicateur utilisés par tous les concessionnaires automobiles); Ex : « Qualité de l'air » de la ville de Parme (Italie) (Communication quotidienne des concentrations brutes en CO, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, PM<sub>10</sub>, TSP (particules totales en suspension) et Benzène) (µg/m<sup>3</sup>)[Italie]*

Dans ce type de transformation, il y a une préservation complète de l'information grandeur d'entrée de l'indicateur car le résultat de la transformation est égal à la donnée d'entrée. On peut suivre le résultat de l'indicateur dans le temps et dans l'espace, et effectuer des comparaisons sous forme de rapport car la grandeur de sortie égale à la grandeur d'entrée de l'indicateur est une grandeur mesurable dans tous les indicateurs étudiés. Il est cependant très rare de pouvoir comparer les différentes grandeurs de sortie (spécifiques à chaque polluant) entre elles, car il y a rarement une homogénéité de l'unité entre les différentes grandeurs de sortie (§ 1.1.5.1.1.3). Une concentration identique en SO<sub>2</sub> et en NO<sub>2</sub>, par exemple, ne signifie pas implicitement que la qualité de l'air induite par ces deux polluants soit identique. La transformation est d'une simplicité absolue puisqu'il n'y a pas de changement entre la grandeur d'entrée et la grandeur de sortie de l'indicateur. La signification de la grandeur de sortie est néanmoins assez faible pour le non-spécialiste, car il est nécessaire de disposer d'un ordre de grandeur pour pouvoir interpréter les résultats (§ 1.1.4.1.1.2). Enfin, ce type de transformation présente l'avantage d'être aisément liable à des valeurs

réglementaires car ces dernières sont présentées le plus souvent en termes de concentration ou d'émission.

#### 1.1.5.1.1.2.2. La transformation Linéaire

La transformation linéaire établit une relation de proportionnalité entre la grandeur d'entrée et la grandeur de sortie de l'indicateur.

Ex : « Acidification » (21) [Guinee & coll., 2002; Huijbregts & coll., 2000a]

$$I_p = m_p \times AP_p \quad (11)$$

$m_p$  : masse de polluant  $p$  émise pendant un temps  $t$ , et  $AP_p$  le potentiel d'acidification du polluant  $p$  (kg équivalent  $SO_2$  sur le temps  $t$ ).

Ex : Indicateurs de sur-morbidité dû au  $NO_2$  (figure 4). Comme la plupart des indicateurs « dose/réponse » utilisés dans le domaine médical, la relation résulte d'un traitement statistique de grandeurs catégorielles (malade/sain) (§ 1.1.5.1.1.2.5). De plus, la relation est approximée comme une relation linéaire dans la limite des concentrations usuelles auxquelles peuvent être exposés les hommes dans l'environnement général. Cependant, au-delà de ces concentrations la relation est plutôt de type exponentiel. Elle peut aussi comporter des seuils pour certains effets [Chiron, 2004a; Chiron & coll., 1996].

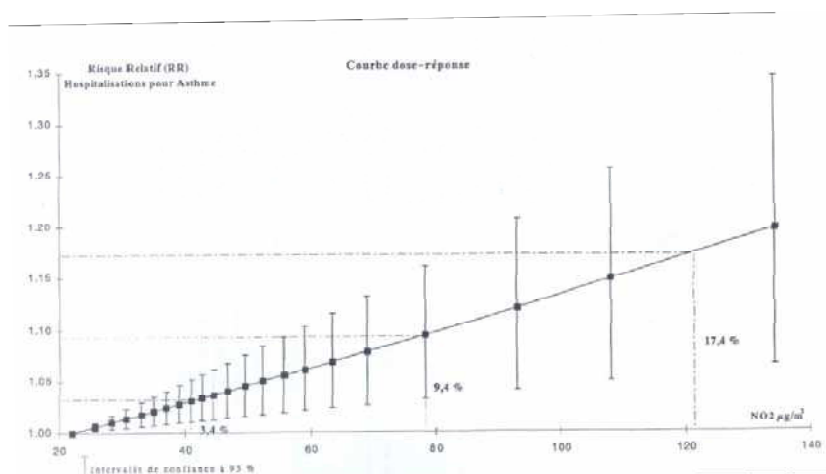


Figure 4 : Risque de sur-morbidité suite à une exposition au  $NO_2$  [Ferry & coll., 2003]

Dans ce type de transformation, la préservation de l'information de la grandeur d'entrée de l'indicateur dépend de la différence de dimension entre la grandeur de sortie et la grandeur d'entrée. Le suivi du résultat de l'indicateur est possible dans le temps et dans l'espace. La comparaison est aussi possible sous forme de rapport si la grandeur de sortie est mesurable (le 0 a une signification physique), mais impossible si ce sont des grandeurs repérables (le 0 n'a pas de signification physique) (§ 1.1.5.1.1.1). On peut aussi comparer les grandeurs de sortie du même indicateur entre elles (grandeurs spécifiques à chaque polluant), car dans tous les cas étudiés les coefficients de proportionnalité sont en outre des coefficients d'équivalence, aboutissant à des résultats homogènes du point de vue de la dimension et de l'unité (§ 1.1.5.1.1.1.3). La transformation est jugée assez simple car elle fait appel à une notion bien connue en général. La signification de la grandeur de sortie est cependant moyenne pour le non-spécialiste, car si le résultat de l'indicateur

correspond assez souvent à l'ampleur d'un impact et en ce sens bénéficie d'une certaine adhésion de l'utilisateur de l'indicateur, il manque des valeurs de référence ou des bornes pour aider l'interprétation. Le lien vers des valeurs réglementaires est possible comme dans le cas de l'indicateur Atmo par exemple où certains seuils s'appuient sur ce type de valeurs (§ 1.1.2.2.2 ; tableau 3).

Au sein de la transformation, on distingue très souvent un cas particulier : le ratio. Le ratio est un rapport entre deux variables d'entrée, le plus souvent une concentration ou une émission, et une valeur de référence pouvant être une norme, un objectif politique... (§ 1.1.2.2.1). L'utilisation de ratio conduisant à des variables réduites ou centrées réduites est très fréquente car il permet de rendre adimensionnelle la grandeur de sortie, permettant ainsi de rendre homogènes les variables de sortie du point de vue de la dimension et de donner une certaine signification au résultat puisque celui-ci est plus facilement interprétable du fait des valeurs de référence.

*Ex : Indicateur de la qualité de l'air de la région de Victoria (Australie) (% de la concentration par rapport à la norme) (Un indice de 100 signifie qu'un des polluants au moins a atteint la valeur réglementaire) [Garcia & coll., 2001].*

#### 1.1.5.1.1.2.3. La transformation Puissance

La transformation puissance élève la grandeur d'entrée à une certaine puissance.

*Ex : « Green's Index » ( $I_{SO_2} = (SO_2)^{0,41}$  ;  $I_{COH} = (COH)^{0,56}$ ) (pas d'unité physique réelle)(5)[Green & coll., 1996] (§ 1.1.2.1.3)*

Il y a donc une dénaturation importante de la grandeur d'entrée. Sauf dans le cas où la grandeur de sortie dispose d'une réalité physique (comme le m<sup>2</sup> par exemple dans le cas de la surface), la signification de la grandeur de sortie proposée par ce type de transformation est assez faible pour le non-spécialiste, car la fonction transforme beaucoup les données et il manque des valeurs donnant des ordres de grandeurs pour interpréter les résultats de l'indicateur. La complexité de cette transformation est en outre importante car l'opération n'est pas souvent intuitivement compréhensible. Finalement, le lien avec des valeurs réglementaires est très difficile car ces dernières sont présentées le plus souvent en termes de concentration ou d'émission.

#### 1.1.5.1.1.2.4. La transformation catégorielle ordonnée

Dans ce type de transformation, on associe à une grandeur d'entrée continue de l'indicateur (par exemple une concentration) une grandeur catégorielle ordonnée de sortie (1 ; 2 ; ... ; 10).

*Ex : Indicateur Atmo [Garcia & coll., 2001] (§ 1.1.2.2.2 ; tableau 3)*

Il est possible de suivre le résultat de l'indicateur dans le temps, mais la comparaison sous forme de rapport est impossible car les grandeurs de sortie sont des grandeurs repérables (le 0 n'a pas de signification physique) (§ 1.1.5.1.1.1). La comparaison entre les différentes grandeurs de sortie d'un même indicateur (respectivement à chaque polluant) est souvent possible, car les grandeurs de sortie sont homogènes du point de vue de la dimension et de l'unité (§ 1.1.5.1.1.3). La signification de la grandeur de sortie est importante pour le non-spécialiste car la grandeur de sortie est très souvent bornée, que les bornes sont le plus souvent homogènes pour toutes les grandeurs de sortie, et qu'il est souvent apposé un qualificatif à la grandeur de sortie (chiffre ou adjectif comme « bon, mauvais ou moyen ») qui facilite considérablement son interprétation. La simplicité de cette transformation est apparente car la construction de l'échelle de catégories s'avère souvent très complexe. Finalement, le lien n'est pas toujours aisé avec les valeurs réglementaires, en raison de la

difficulté de concilier homogénéisation de l'échelle des catégories et l'intégration des seuils réglementaires.

#### 1.1.5.1.1.2.5. *La transformation catégorielle non ordonnée*

La transformation catégorielle non ordonnée relie une grandeur d'entrée continue (une concentration par exemple) à une grandeur catégorielle non ordonnée de sortie (par exemple « malade » / « sain », au niveau individuel<sup>7</sup>). Dans le cas des indicateurs de pollution de l'air recensés, seules deux catégories sont utilisées simultanément (malade / sain ou mort / vivant). On peut estimer la probabilité qu'un individu appartienne à l'ensemble « malade » et déduire celle d'appartenir à l'ensemble « sain » en complément par rapport à 1.

A la vue des caractéristiques de chaque type de transformation, la transformation continue est plus riche que la transformation catégorielle. La discrétisation d'une grandeur continue en une grandeur catégorielle est donc possible alors que l'inverse ne l'est pas. Au sein des transformations continues, les transformations monotones présentent un intérêt considérable du point de vue de l'évaluation et de la compréhension car elles associent une seule grandeur de sortie à une seule grandeur d'entrée. La transformation linéaire nous semble donc celle qui allie le plus de précision (grandeurs continues d'entrée et de sortie de l'indicateur) tout en restant très simple (une seule grandeur de sortie pour une seule grandeur d'entrée, et concept mathématique simple). Notre indicateur s'efforcera autant que faire se peut d'utiliser ce type de transformation. Nous veillerons néanmoins à ce que la relation linéaire soit bien adaptée à la réalité du phénomène étudié. Typiquement, dans le cas de l'effet de serre, la transformation linéaire proposée dans l'indicateur de « réchauffement global potentiel » s'avère représenter parfaitement le phénomène de réchauffement global potentiel (§ 2.2.1.2.1). A défaut, notre indicateur s'efforcera de s'appuyer malgré tout sur une transformation continue monotone.

#### 1.1.5.1.2. Etape de « synthèse » des grandeurs de sortie de l'indicateur

##### 1.1.5.1.2.1. Agrégation de la contribution des polluants à une catégorie d'impact, ou agrégation de la contribution des catégories d'impact à un impact environnemental global

La procédure de « synthèse » permet d'agréger les grandeurs de sortie issues de la transformation, en un résultat plus global de l'indicateur.

La plupart des indicateurs de pollution de l'air recensés dans la littérature sont des indicateurs mono-thématiques, c'est-à-dire des indicateurs spécifiques à une catégorie d'impact (effet de serre, acidification, trou de la couche d'ozone...). L'étape de synthèse porte sur des grandeurs de sortie spécifiques à une catégorie d'impact. Dans le cas de l'indicateur de « réchauffement global

<sup>7</sup> Au niveau collectif, l'incidence correspond à une variable continue (courbe dose/réponse).

potentiel » par exemple, l'étape de synthèse permet d'agrèger le réchauffement global potentiel de chaque gaz à effet de serre à l'aide d'une simple somme [Giec, 2001] (§ 1.1.2.1.1 ; (1)).

Quelques indicateurs tentent d'agrèger plusieurs catégories d'impact environnemental au sein d'un impact environnemental global. L'indicateur de « pollution globale » agrège par exemple différentes catégories d'impacts à l'aide d'un opérateur de synthèse de type moyenne arithmétique [Mazzaracchio & coll., 1996] (§ 1.1.2.1.1 ; tableau 1).

Notre indicateur devra proposer une agrégation de la contribution des différents polluants atmosphériques à une même catégorie d'impact, comme le permet l'indicateur de « réchauffement global potentiel » d'une part, et d'autre part agrèger l'ensemble des catégories d'impacts au sein d'un impact environnemental global des polluants atmosphériques.

#### 1.1.5.1.2.2. Méthodologies d'agrégation

L'étape de synthèse des grandeurs de sortie d'un indicateur peut s'effectuer selon l'une des deux méthodologies suivantes :

- le critère unique de synthèse,
- l'agrégation multicritère partiel.

##### 1.1.5.1.2.2.1. *L'agrégation dite du critère unique de synthèse*

L'ensemble des opérateurs de synthèse recensés dans la littérature relève de la méthodologie d'agrégation multicritère dit du « critère unique de synthèse ». Cette méthodologie est dite « globale » car la synthèse des grandeurs de sortie de l'indicateur aboutit à un résultat global, unique, et propre à l'objet de transport évalué. On attribue ainsi une valeur à un objet de transport. Cette valeur peut ensuite être comparée à celle d'un autre objet de transport. L'agrégation des grandeurs de sortie au sein d'une grandeur globale s'effectue à l'aide d'une fonction mathématique. Cette méthodologie peut donc être qualifiée de fonctionnelle et globale. L'indicateur de « réchauffement global potentiel » agrège par exemple le réchauffement global potentiel de six gaz à effet de serre au sein d'un résultat global et unique pour l'ensemble des six gaz considérés [Giec, 2001] (§ 1.1.2.1.1 ; (1)). Il permet ainsi d'évaluer le réchauffement global potentiel induit par un objet de transport. On peut par exemple trouver pour un objet de transport A un réchauffement global potentiel de 45 kt équivalent CO<sub>2</sub>/an, et pour un objet de transport B un réchauffement global potentiel de 60 kt équivalent CO<sub>2</sub>/an.

La méthodologie s'appuie sur la transitivité de la préférence dont la formalisation mathématique est la supériorité stricte (P) pour la préférence stricte ou la supériorité faible (Q) et de l'indifférence dont la formalisation mathématique est l'égalité stricte (= ou I), ainsi que sur l'exclusion de l'incomparabilité (figure 5).

La différence de valeur d'un indicateur retenu pour évaluer une catégorie d'impact entre deux objets A et B est portée sur l'axe des abscisses. Si la différence des valeurs A-B est inférieure à q, les deux objets sont considérés équivalents ce critère. Si elle est supérieure à q et inférieure à p, l'un des deux objets est faiblement préféré à l'autre. Enfin, si elle est supérieure à p, l'un des deux objets est strictement préféré à l'autre.

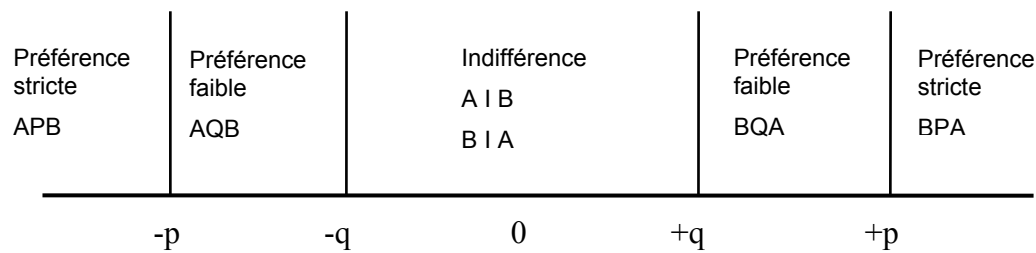


Figure 5 : Formalisation mathématique de la préférence et de l'indifférence

Le résultat final de l'indicateur permet de comparer des objets de transport entre eux. Si un objet de transport induit par exemple un réchauffement global potentiel supérieur à celui induit par un autre objet de transport, il sera préféré à ce dernier.

Cette méthodologie peut s'appliquer aussi bien aux objectifs d'aide à l'évaluation, d'aide à la décision ou d'aide à l'information définis précédemment (§ 1.1.2), car elle peut répondre aux quatre problématiques suivantes [Roy & coll., 1993] :

- Problématique de description : les résultats des indicateurs sont utilisés comme des descripteurs de l'objet de transport considéré ;
- Problématique de tri : à partir des résultats obtenus, on qualifie les objets de transport par exemple de « bons », « moyens » ou « mauvais » ;
- Problématique de rangement : à partir des résultats obtenus, on établit un classement des objets de transport. Par exemple, si l'on a trois objets de transport dont le réchauffement global potentiel est respectivement 45 kt équivalent CO<sub>2</sub>/an, 60 kt équivalent CO<sub>2</sub>/an, 400 kt équivalent CO<sub>2</sub>/an, le premier objet dont le réchauffement global potentiel est le plus faible sera le meilleur. On trouvera ensuite le deuxième puis le troisième objet. Dans le cas où les grandeurs de sortie sont des grandeurs mesurables (comme c'est le cas pour l'indicateur de « réchauffement global potentiel »), on peut en plus identifier l'écart entre les objets comparés (§ 1.1.5.1.1.1) ;
- Problématique de choix : à partir des résultats obtenus, on sélectionne le ou les meilleurs objets de transport, c'est-à-dire celui ou ceux qui présente(nt) le meilleur résultat. Par exemple, on choisira celui dont le réchauffement global potentiel est le plus faible parmi l'ensemble des projets proposés.

Les opérateurs de synthèse utilisés dans cette méthodologie ne peuvent intégrer cependant que des grandeurs homogènes. L'homogénéisation, effectuée lors de la transformation (§ 1.1.5.1.1.3), s'appuie sur des coefficients d'équivalence entre les variables intégrées. Ces coefficients sont établis le plus souvent de manière objective. Dans le cas de l'indicateur de « réchauffement global potentiel » par exemple, les facteurs d'impact (potentiel de réchauffement global) de chaque gaz à effet de serre constituent non seulement des coefficients de transformation entre une grandeur d'entrée (émission) et une grandeur d'impact (réchauffement global potentiel), mais aussi des coefficients d'équivalence entre la contribution de chaque gaz à effet de serre, car le potentiel de réchauffement global de chaque polluant est établi en référence à celui du CO<sub>2</sub> égal à 1 par

construction [Giec, 2001] (§ 1.1.2.1.1 ; (1)) (§ 1.1.4.1.1.2).

La pondération (facultative) entre les diverses catégories d'impact répond à la même ambition. Elle vise à établir une relation « d'équivalence » entre les différentes catégories d'impact. La pondération répond ainsi à l'homogénéisation de l'unité des grandeurs à intégrer.

#### 1.1.5.1.2.2.2. *L'agrégation multicritère partiel*

La méthodologie d'agrégation multicritère partiel est utilisée exclusivement à des fins décisionnelles pour comparer des objets de transport concurrent.

La méthodologie d'agrégation multicritère partiel repose sur l'intransitivité de la préférence et de l'indifférence, c'est-à-dire que si un objet de transport A dispose d'un réchauffement global potentiel plus faible qu'un objet B, et qu'un objet B dispose d'un réchauffement global potentiel plus faible qu'un objet C par exemple, on pourra affirmer que A sera préféré à B (APB) et que B sera préféré à C (BPC), mais il ne sera pas possible d'affirmer que A sera préféré à C. La méthodologie d'agrégation multicritère partiel repose aussi sur l'acceptation de l'incomparabilité. Il en ressort non plus trois mais quatre types de jugement : préférence stricte (P), préférence faible (Q), indifférence (I) et incomparabilité.

L'agrégation est dite partielle car les opérateurs de synthèse utilisés ne conduisent pas à une valeur unique de l'indicateur. Contrairement à l'agrégation de type critère unique de synthèse, où on peut par exemple trouver pour un objet de transport A un réchauffement global potentiel de 45 kt équivalent CO<sub>2</sub>/an, et pour un objet de transport B un réchauffement global potentiel de 60 kt équivalent CO<sub>2</sub>/an, l'agrégation multicritère partiel nécessite de comparer deux à deux des objets à évaluer. On aboutit non pas à un résultat unique et propre à chaque objet évalué, mais à des résultats relatifs spécifiques à la paire d'objets comparés et au sens de la comparaison. Si l'on reprend l'exemple du réchauffement global potentiel, la méthodologie multicritère partiel consiste à comparer deux à deux les objets de transport au regard du réchauffement global potentiel induit par chaque gaz, et non par rapport à l'ensemble des gaz.

Les opérateurs de synthèse correspondent ainsi à des algorithmes de surclassement binaire (spécifiques à la problématique choisie : choix, tri, rangement). Ils conduisent à des valeurs partielles<sup>8</sup> c'est-à-dire des valeurs attachées à la différence entre les grandeurs de sortie des indicateurs d'un objet et celles d'un autre. La méthodologie peut donc être qualifiée d'algorithmique et partielle.

Les valeurs partielles (appelées degré de surclassement) permettent de porter un jugement (préférence, indifférence...) dit local sur chaque critère de pollution atmosphérique retenu. Un critère peut correspondre soit à la contribution d'un polluant à une catégorie d'impact, soit à la contribution d'une catégorie d'impact à l'impact global. Par exemple, si la différence de réchauffement global potentiel induit par le CO<sub>2</sub> conduit à une différence significative telle que l'objet A apparaît meilleur que l'objet B, celui-ci sera préféré à l'objet B, sur ce critère. On attribuera alors la valeur partielle 1 à l'hypothèse « A surclasse B », et la valeur 0 à l'hypothèse « B surclasse A ». En revanche, si la différence de réchauffement global potentiel induit par le CH<sub>4</sub>

<sup>8</sup> Les valeurs partielles correspondent au degré de surclassement. Ce sont des grandeurs floues comprises entre 0 et 1 [Roy & coll., 1993].

conduit à une différence significative telle que l'objet B apparaît meilleur que l'objet A, celui-ci sera préféré à l'objet A, sur ce critère. On attribuera alors la valeur partielle 1 à l'hypothèse « B surclasse A », et la valeur 0 à l'hypothèse « A surclasse B ».

Contrairement au critère unique de synthèse qui agrège les grandeurs de sortie en une valeur unique et globale de l'indicateur, donnant ainsi à chaque objet une valeur propre, l'agrégation multicritère partiel agrège<sup>9</sup> des valeurs partielles issues de la différence entre les grandeurs de sortie de l'indicateur respectif à chaque critère (par exemple le réchauffement global potentiel induit par le CO<sub>2</sub> ou le réchauffement global potentiel induit par le CH<sub>4</sub>). Le jugement de préférence global ne permet donc pas de donner une valeur globale et unique à un objet évalué comme dans le cas des indicateurs de pollution de l'air recensé et en particulier de l'indicateur de « réchauffement global potentiel » dont nous souhaitons nous inspirer pour élaborer un indicateur d'impact environnemental global des polluants atmosphériques. Le jugement de préférence global correspond seulement à une valeur relative (en raison de la comparaison d'objets deux à deux au niveau de chaque critère, et non au niveau global) et partielle (en raison de la comparaison basée sur la différence de résultat au niveau de chaque indicateur et non sur la valeur de chaque indicateur). L'ensemble des comparaisons binaires aboutit à établir des relations globales de préférence stricte, de préférence faible, d'indifférence ou d'incomparabilité entre les différents objets étudiés, en vue d'effectuer un choix, un tri ou bien un classement.

Les opérateurs de synthèse étant fondés sur la différence de performance locale (la différence entre les grandeurs de sortie au niveau de chaque critère) de deux objets distincts, et non sur l'agrégation des performances locales de chaque objet (agrégation globale des grandeurs de sortie), cette méthodologie d'agrégation effectue l'homogénéisation des grandeurs d'entrée lors de l'étape de synthèse en transformant les écarts entre les grandeurs en grandeurs floues (valeurs partielles) comprises entre 0 et 1.

La pondération est aussi facultative. Elle contribue à l'homogénéisation de l'unité des grandeurs à intégrer. Elle prend toujours une dimension décisionnelle (subjective), reflétant le système de valeurs du décideur.

Les opérateurs de synthèse « partielle » apparaissent néanmoins comme des outils plus compliqués à utiliser, même s'ils demeurent intuitifs, et de ce fait amenuisent la transparence de la synthèse.

---

<sup>9</sup> L'agrégation de « base » réalisée dans Electre I correspond à une moyenne pondérée des degrés de surclassement. Le jugement de préférence global s'établit sur la comparaison du résultat calculé à un seuil de concordance [Roy & coll., 1993].



### 1.1.5.1.2.3. Critique des opérateurs de synthèse

#### 1.1.5.1.2.3.1. Les types d'opérateurs de synthèse recensés au sein des indicateurs de pollution atmosphérique

Peu d'opérateurs de synthèse semblent utilisés dans l'étape de synthèse des indicateurs de pollution atmosphérique recensés.

Les indicateurs basés sur les concentrations de polluants atmosphériques utilisent principalement l'opérateur maximum. L'indicateur Atmo retient par exemple la plus mauvaise grandeur de sortie décrivant l'état de la qualité de l'air parmi les quatre grandeurs de sortie respectives aux quatre polluants considérés [Garcia & coll., 2001] (§ 1.1.2.2.2 ; tableau 3).

Les indicateurs d'émissions utilisent pour leur part, comme certains indicateurs de qualité de l'air, principalement :

- la somme. Ex : Indicateur du « réchauffement global potentiel » [Giec, 2001] (§ 1.1.2.1.1 ; (1)) ou de l'« acidification » [Guinee & coll., 2002; Huijbregts & coll., 2000a] (§ 1.1.5.1.1.2.2) ; Ex : Indicateur « Green's Index » [Green & coll., 1996] (§ 1.1.2.1.3 ; (5)) ;
- la moyenne arithmétique. Ex: Indicateur de « pollution global » [Mazzaracchio & coll., 1996] (§ 1.1.2.1.1 ; (3)).

On pourrait cependant imaginer bien d'autres opérateurs comme les autres moyennes d'ordre alpha par exemple, incluant la moyenne géométrique, la moyenne des carrés, ou la moyenne des cubes<sup>10</sup>.

#### 1.1.5.1.2.3.2. Les propriétés des opérateurs de synthèse

Chaque opérateur présente des caractéristiques différentes. Un cas d'école relève les principales caractéristiques des opérateurs présentés ci-dessus (tableau 4). Ces caractéristiques peuvent être démontrées mathématiquement [Maurin, 2003; 2004].

On se place dans le cas de l'évaluation de six objets de transport (A, B, C, D, E, F) à l'aide d'un indicateur global intégrant quatre grandeurs de sortie correspondant aux catégories d'impact environnemental suivantes :

- Effet de serre : grandeur a
- Pollution photochimique : grandeur b
- Acidification : grandeur c
- Eutrophisation : grandeur d

---

<sup>10</sup> Moyenne d'ordre  $\alpha$   $\left( \frac{\sum_{p=1}^n x_p^\alpha}{n} \right)^{1/\alpha}$  ; Moyenne géométrique  $\sqrt[n]{\prod_{p=1}^n x_p}$

Les grandeurs de sortie sont plus ou moins dispersées selon les objets considérés.

Le comportement des opérateurs est mentionné vis-à-vis des caractéristiques suivantes :

- homogénéité des grandeurs de sortie : § 1.1.4.1.1.1.3,
- intensivité des grandeurs de sortie : § 1.1.4.1.1.1.4,
- propriété d'ouverture : insensibilité à l'ajout ou à la suppression d'une grandeur de sortie correspondant à une catégorie d'impact : dans notre cas, il est important que l'opérateur ne dispose pas d'une propriété d'ouverture de manière à être sensible au nombre de catégories d'impact pris en compte dans l'impact global,
- propriété d'associativité : insensibilité au sens dans lequel est effectuée l'intégration des grandeurs de sortie ( $a+b+c+d = a+c+b+d = b+b+c+a$ ),
- propriété de commutativité : insensibilité à l'association effectuée dans l'intégration des grandeurs de sortie ( $(a+b) + (c+d) = (a+c) + (d+b)$ ),
- propriété de non compensation : éviter qu'une valeur forte pour une grandeur de sortie a ne compense une valeur faible pour une autre grandeur de sortie b,
- propriété de non sensibilité à la dispersion : insensibilité du résultat vis-à-vis de la dispersion des grandeurs de sortie,
- propriété d'exhaustivité : le résultat global tient compte de l'ensemble des grandeurs a, b, c, d.

On attribue pour chaque propriété la note 0 si l'indicateur ne répond pas à cette caractéristique, 1 s'il y répond moyennement, et 2 s'il répond parfaitement (tableau 4).

Les résultats du tableau 4 révèlent que tous les opérateurs de type critère unique de synthèse déterminent une note globale pour chaque objet de transport considéré qui permet d'obtenir le classement des différents objets. Ce classement est identique pour les différents opérateurs, à l'exception de celui donné par la moyenne géométrique (tableau 5).

Les opérateurs de synthèse multicritère partiel ne donnent pas un résultat global pour chaque objet évalué. Ils ne correspondent pas pour cette raison au type d'opérateur de synthèse recherché pour l'étape de synthèse de notre indicateur (malgré le meilleur résultat obtenu au regard des critères pris en compte). Ils n'aboutissent pas non plus aux mêmes conclusions que celles données par les opérateurs de type critère unique de synthèse.

Tableau 4 : Caractéristiques des opérateurs de synthèse

Objet	Catégories d'impact	Opérateurs de synthèse de type « critère unique de synthèse »							Opérateurs de synthèse multicritère « partiel »
		Minimum	Moyenne géométrique	Moyenne arithmétique	Moyenne des carrés	Moyenne des cubes	Maximum	Somme	Electre I, IS, II, III, IV, etc.
A	a=1, b=2, c=3, d=10000	1	16	2501	5 000	#6 300	10 000	10 004	Résultats partiels, résultats de comparaisons binaires entre les objets
B	a=1, b=10, c=1000, d=10000	1	100	2753	5 025	#6 300	10 000	11 011	
C	a=1, b=7000, c=9000, d=10000	1	891	6500	7583	8032	10 000	26 001	
D	a=100, b=101, c=102, d=300	100	133	151	174	196	300	603	
E	a=100, b=160, c=220, d=300	100	180	195	208	220	300	780	
F	a=100, b=220, c=250, d=300	100	202	217	230	239	300	870	
Grandeur s d'entrée	Homogène	x	x	x	x	x	x	x	-
	Intensive	x	x	x	x	x	x		x
	Extensive	x	x	x	x	x	x	x	x
Logique mathématique	Intransitivité de la préférence et de l'indifférence	-	-	-	-	-	-	-	x
	Incomparabilité	-	-	-	-	-	-	-	x
Propriétés	Ouverture	0	1	1	1	1	0	2	1
	Associativité	2	2	2	2	2	2	2	2
	Commutativité	2	2	2	2	2	2	2	2
	Non compensation	2	1	0	0	1	2	0	1
	Non sensibilité à la dispersion	0	2	2	2	2	0	1	2
	Exhaustivité	0	2	2	2	2	0	2	2
TOTAL		6	10	9	9	10	6	9	10

Tableau 5 : Classement des objets de transport en fonction des différents opérateurs

Opérateurs de synthèse de type « critère unique de synthèse »						
Minimum	Moyenne géométrique	Moyenne arithmétique	Moyenne des carrés	Moyenne des cubes	Maximum	Somme
A	A	D	D	D	D	D
B	B	E	E	E	E	E
C	D	F	F	F	F	F
D	E	A	A	A	A	A
E	F	B	B	B	B	B
F	C	C	C	C	C	C

L'homogénéisation des grandeurs de sortie s'appuie sur une équivalence donc sur une substitution possible entre ces grandeurs. Les opérateurs relevant de la méthodologie d'agrégation multicritère basée sur le critère unique de synthèse s'inscrirait ainsi plutôt dans la conception faible du développement durable (§ 2.1.4.1.1).

La compensation entre les grandeurs définit cependant pleinement la substitution possible entre les grandeurs. Tous les opérateurs multicritère global ne relèvent donc pas tous de la conception faible du développement durable. Les opérateurs extremum tendent par exemple vers la conception forte du développement durable, car ils refusent la compensation entre les grandeurs. A l'inverse la moyenne arithmétique ou la somme s'inscrivent complètement dans le concept faible du développement durable. Les moyennes géométrique, des carrés ou cubique se situent entre les deux conceptions.

Les opérateurs relevant de la durabilité faible sont tout à fait utilisables pour l'agrégation de la contribution des polluants à une même catégorie d'impact, comme dans le cas de l'agrégation du réchauffement global potentiel des six gaz à effet de serre dans l'indicateur de « réchauffement global potentiel », car la contribution de chaque gaz au réchauffement global potentiel s'effectue selon le même mécanisme physico-chimique et que cette contribution est déterminée de manière objective par des spécialistes (§ 2.2.1.2.1).

La diversité des caractéristiques des différentes catégories d'impact pourrait en revanche laisser à penser que les différentes catégories d'impacts ne peuvent pas être substituées (§ 2.1.4.1.2 ; § 2.2.1.1). Dans ce cas, la méthodologie d'agrégation multicritère partiel, ou l'utilisation d'opérateurs de synthèse comme l'extremum ou les moyennes d'ordre  $\alpha$  tendant vers un extremum seraient plus adaptés. On peut cependant utiliser la moyenne géométrique ou la somme pour agréger les différentes catégories d'impact, si l'on considère qu'il existe une certaine unité entre ces catégories d'impact de par le fait que l'on s'intéresse aux impacts de la pollution atmosphérique donc à la même catégorie de précurseurs d'impact, à savoir les polluants atmosphériques.

Le choix d'un opérateur de synthèse constitue une tâche extrêmement délicate et difficile. L'orientation vers un opérateur de synthèse est influencée par plusieurs éléments clés :

- l'opérateur doit être simple à comprendre et utiliser, et doit conduire à un résultat global : les opérateurs algorithmiques de la méthodologie multicritère partiel ne sont pas adaptés ;
- l'opérateur de synthèse de notre indicateur doit chercher à donner une représentation de la réalité qui soit la plus exhaustive possible, c'est-à-dire qui tienne compte de toutes les grandeurs de sortie de l'indicateur : Les opérateurs extremum (maximum et minimum) ne sont donc pas adaptés. Les moyennes d'ordre  $\alpha$ , la somme et le produit répondent parfaitement à cet aspect de l'agrégation ;
- l'opérateur doit permettre de montrer l'effet « cumulatif » des impacts. En d'autres mots, l'ajout d'un impact supplémentaire doit augmenter l'impact global : l'opérateur somme apparaît comme le plus approprié ;

La somme apparaît à la lueur de ces conditions comme l'opérateur de synthèse le plus pertinent pour l'agrégation des indicateurs. La pondération des indicateurs permet par ailleurs de relativiser l'importance des catégories d'impact. On laisse cependant aux utilisateurs la possibilité d'introduire des conditions « veto » pour affiner l'évaluation lorsque l'indicateur est utilisé pour sélectionner un objet de transport. On peut par exemple imaginer spécifier qu'il faut que l'objet soit le meilleur globalement, et qu'il soit aussi le meilleur sur une catégorie d'impact donnée.

#### 1.1.5.2. Métrologie de l'indicateur

##### 1.1.5.2.1. Intégration spatiale et temporelle des grandeurs

La métrologie des indicateurs de pollution de l'air s'exerce sur une échelle spatiale et une échelle temporelle déterminée.

La métrologie de l'indicateur contribue indirectement à sa définition. Toutes choses étant égales par ailleurs, tout changement dans la métrologie d'un indicateur aboutit à la définition d'un autre indicateur. Ainsi, l'indicateur Atmo se distingue de son homologue américain principalement en raison de la différence de métrologie de l'indicateur.

L'indicateur de qualité de l'air américain [Epa (USA)] (Air Quality Index : AQI) cale les niveaux de l'indicateur sur la gravité des impacts sanitaires (effets à court terme) engendrés par une augmentation de la concentration atmosphérique de quatre polluants. La relation entre le niveau de l'indicateur et la concentration correspond à une transformation linéaire par morceaux (série de transformations linéaires en fonction de différents intervalles de concentration) propre à chaque polluant (tableau 6). L'indicateur est calculé chaque heure dans les villes de plus de 350 000 habitants. La valeur la plus élevée, toutes stations confondues, tous polluants confondus est prise comme résultat de l'indicateur du jour.

Tableau 6 : L'indicateur AQI (O<sub>3</sub>, CO, SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub> : ppm ; PM : µg/m<sup>3</sup>) [Epa (USA)]

Indicateur	Descripteur santé	Seuils de référence	O <sub>3</sub>		PM <sub>2,5</sub>	PM <sub>10</sub>	NO <sub>2</sub>	CO	SO <sub>2</sub>
			1h	8h	24h	24h	24h	8h	24h
50	Bon			0,06	15	50		4	0,03
100	Modéré	Normes	0,12	0,08	65	150		9	0,14
150	Nocif pour les groupes sensibles	Alerte	0,16	0,10	100	250		12	0,22
200	Nocif	Précaution	0,20	0,12	150	350	0,65	15	0,3
300	Très nocif	Urgence	0,40		250	420	0,125	30	0,6
400	Dangereux		0,50		350	500	1,35	40	0,8
500	Dangereux		0,60		500	600	2,05	50	1

L'étape de transformation de la grandeur d'entrée en grandeur de sortie peut s'effectuer dans le cas des indicateurs de pollution de l'air basés sur les concentrations :

- au niveau de la station. *Ex : Indicateur Atmo [Garcia & coll., 2001] (§ 1.1.2.2.2 ; tableau 3),*
- au niveau d'un espace donné. *Ex : Indicateur « Green's Index » [Green & coll., 1996] (§ 1.1.2.1.3 ; (5)).*

Dans le cas des indicateurs basés sur les émissions, l'étape de transformation se déroule au niveau de chaque système ou sous-système considéré.

L'intégration temporelle retenue dans la transformation des indicateurs de qualité de l'air est souvent de l'ordre de l'heure ou de la journée (Indicateur Atmo [Garcia & coll., 2001] (§ 1.1.2.2.2 ; tableau 3), tandis qu'elle s'étend plutôt sur une année dans le cas des indicateurs d'émissions (Indicateur de « réchauffement global potentiel » [Giec, 2001] (§ 1.1.2.1.1)), en raison de la nature des impacts.

L'étape de synthèse des grandeurs de sortie peut s'effectuer selon deux types d'intégration spatiale, dans le cas des indicateurs de qualité de l'air de type Atmo :

- Par station : intégration des résultats désagrégés au niveau de chaque station : l'indicateur renseigne du caractère localisé de la « qualité de l'air »
- Par zone homogène : intégration des résultats de « qualité de l'air » donnés par les différents polluants, toutes stations confondus : l'indicateur renseigne globalement de la « qualité de l'air » sur la zone homogène :
  - Intégration absolue : l'indicateur prend la pire valeur de qualité de l'air, tous polluants et toutes stations confondus ;
  - Intégration moyennée : l'indicateur prend la pire moyenne des résultats de qualité de l'air calculée pour chaque polluant sur l'ensemble des stations.

Aucune intégration temporelle supplémentaire par rapport à celle effectuée dans l'étape de transformation entre la grandeur d'entrée et la grandeur de sortie n'est identifiée lors de l'étape de synthèse.

Dans le cas des indicateurs basés sur les émissions, l'intégration spatiale porte en réalité sur l'objet considéré, souvent un système émetteur comme une infrastructure de transport. Là encore, aucune

intégration temporelle supplémentaire par rapport à celle effectuée dans l'étape de transformation n'est identifiée.

#### 1.1.5.2.2. Incertitudes

La gestion des incertitudes constitue un enjeu primordial pour la crédibilité des indicateurs de pollutions atmosphériques, car elle permet de leur donner de la validité. La préoccupation à l'égard de cette tâche apparaît cependant faiblement, au niveau des indicateurs recensés. Cela provient sans doute de la difficulté de définir et d'évaluer les incertitudes. Cette partie tente de répondre à cette lacune en faisant un point sur la littérature. Une définition des types d'incertitudes est tout d'abord proposée. Les différentes sources d'incertitudes sont ensuite examinées. Finalement, on présente les principales méthodes d'évaluation des incertitudes.

La définition de l'incertitude ne fait pas l'objet d'un consensus parmi les spécialistes. On identifie néanmoins trois types d'incertitude au sens large [Benetto, 2002] :

- L'imprécision concerne le contenu de l'information et dépend du contexte, c'est-à-dire de l'usage que l'on veut en faire. L'imprécision est relative aux données ou aux mesures (dans le sens de métrologie). Elle se rapporte à l'incapacité d'un expérimentateur ou d'un instrument de mesure à donner des résultats qui correspondent sans approximation à la valeur « vraie » de la grandeur à mesurer. On parlera ainsi d'une émission de CO<sub>2</sub> mesurée sur un véhicule routier de 170 g/km ± 10 g/km dû à l'imprécision de la mesure.
- L'incertitude au sens strict se caractérise par la confiance accordée à la conformité de l'information à la réalité. Elle traduit le manque de confiance du praticien sur les données, les règles et les modèles d'une représentation complexe d'un système. Concernant les données, l'incertitude dérive du fait qu'elles sont estimées à partir d'échantillons jugés insuffisamment représentatifs du phénomène étudié. En ce qui concerne les modèles et les règles, l'incertitude révèle la qualité de la description du phénomène à l'étude. On parlera ainsi des émissions de CO<sub>2</sub> du parc français de véhicules routiers en 2000 de  $1,2 \cdot 10^8$  t/an ±  $0,24 \cdot 10^8$  t/an ([Hugrel, 2004] ; § 1.2.1.3.2.3).
- La variabilité traduit l'instabilité des phénomènes naturels (dispersion autour d'une valeur moyenne) et concerne les données. On parlera ainsi des émissions de CO<sub>2</sub> du parc français de véhicules routiers de  $1 \cdot 10^8$  t/an ±  $0,5 \cdot 10^8$  t/an, c'est-à-dire une valeur moyenne de  $1 \cdot 10^8$  t/an avec une variation temporelle de  $0,5 \cdot 10^8$  t/an entre 1995 et 2005 ([Hugrel, 2004] ; § 1.2.1.3.2.3).

Les notions d'incertitude sont distinctes mais sont aussi liées entre elles. Les modèles météorologiques en sont de bons témoins. L'augmentation de la précision des modèles entraîne par exemple assez souvent un accroissement de l'incertitude au sens strict. On peut ainsi donner la météo au niveau des grandes villes de France, mais avec un intervalle de confiance assez faible. Dans le même temps, l'incertitude au sens strict des énoncés est l'une des causes de l'imprécision de l'information qui en découle. Dans notre exemple de la météo, si on veut être sûr du temps qu'il fera le lendemain, la météo donnée à l'échelle du territoire national sera plus sûre que celle donnée pour une ville de France.

Le calcul de l'incertitude associée à chaque indicateur de pollution de l'air nécessite de classer d'une part les diverses incertitudes, de les caractériser d'autre part, et d'envisager finalement la propagation des incertitudes. En s'appuyant sur les informations présentées dans les parties précédentes et sur les travaux de [Benetto, 2002; Hordez, 2003], on note deux grandes sources d'incertitude :

- les données ou mesures : données d'inventaire (matière et énergie), données utilisées dans les équations des modèles (paramètres) et les valeurs du praticien à utiliser dans l'agrégation multicritère (seuils...);
- les modèles : ensemble des paramètres, des règles (équations)<sup>11</sup>, des définitions ou propriétés.

Les incertitudes sur les données ou les mesures sont soumises aux trois types d'incertitude (imprécision, incertitude au sens strict et variabilité). Les incertitudes sur les modèles s'appliquent aux données des indicateurs (modèles d'émissions par exemple) et aux résultats (procédures de transformation et de synthèse). Ce sont des incertitudes d'ordre purement structurel (incertitude au sens strict).

Au niveau des indicateurs de qualité de l'air, les incertitudes sur les données semblent assez bien maîtrisées. Les incertitudes sur les résultats sont nettement moins bien connues. La même constatation peut être établie pour les indicateurs d'émissions. L'imprécision et la variabilité des émissions de polluants atmosphériques au niveau d'un véhicule, mais aussi et surtout l'incertitude au sens strict sur les mesures (échantillonnage des véhicules, cycle de conduite, conditions environnementales, comportements des conducteurs ...) et sur les modèles d'émissions (mode de transport, trafic, facteurs d'émissions...), contribuent probablement à cet effet [Joumard, 2003; Keller & coll., 1995].

L'étude de la propagation des incertitudes depuis les données jusqu'au résultat de l'indicateur, donne lieu finalement à une estimation de l'incertitude globale du résultat de l'indicateur. Elle est souvent préconisée, notamment dans le cas des Analyse de Cycle de Vie, mais aucune véritable étude menée à terme n'a pu être identifiée dans l'ensemble des indicateurs de pollution de l'air recensés.

La littérature recense quelques méthodes d'évaluation de l'incertitude reposant sur la logique classique ou sur la logique floue (tableau 7).

---

<sup>11</sup> Parmi les règles on trouve les facteurs de répartition des données d'inventaire en fonction des différents impacts, la règle de calcul des impacts indirects, les facteurs de caractérisation des impacts, les règles d'agrégation, les règles de comparaison et de classement des résultats d'impact...



Tableau 7 : Principales méthodes de calcul d'incertitude et de la propagation de celle-ci, adapté de [Benetto, 2002; Hordez, 2003]

Type d'incertitude	Méthodes	Caractéristiques
Variabilité	Probabilités	Distributions de probabilités de chaque donnée (les plus connues sont les distributions normales et log-normales)
Imprécision	Intervalles	Variable aléatoire caractérisée par une valeur moyenne et un intervalle qui contient toutes les valeurs
	Nombres flous	Variable aléatoire issue de la modélisation (résultat net), associée à une fourchette de variation et un degré de confiance pour les deux valeurs de la fourchette
Incertitude au sens strict	Possibilités	Valeurs de possibilité et de nécessité des règles et modèles et indice de confiance
	Ensembles flous • Raisonnement flou • Système expert	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Base d'implications floues (fonctions d'appartenance des données et opérateurs de calculs) et règle compositionnelle d'inférence floue</li> <li>• La grandeur de sortie est le résultat d'un arbre de décisions construit à partir d'avis d'experts, et non issu d'une modélisation</li> </ul>
Propagation de l'incertitude	Analyse de sensibilité	Faire varier les valeurs attribuées à l'origine aux différents paramètres du modèle d'une manière individuelle ou collective, et observer les conséquences sur le résultat
	Analyse de robustesse	Déterminer le domaine de variation de certains paramètres du modèle pour lequel le résultat reste stable
	Analyse d'incertitude (Statistique classique, Monte Carlo (échantillonnages aléatoires), Analyse du premier ordre, Réseaux Bayésiens)	Propagation des distributions de probabilité à travers chaque règle de calcul et modèle

La métrologie de notre indicateur s'effectue au niveau de chaque objet étudié. Elle porte d'une part sur la métrologie des émissions (grandeurs d'entrée) (§ 1.2) et sur la métrologie des impacts environnementaux (§ 2.2).

### 1.1.6. Critères d'élaboration et méthode d'évaluation de l'indicateur

#### 1.1.6.1. Critères d'élaboration de l'indicateur

La définition des caractéristiques de notre indicateur effectuée sur la base d'une analyse de celles des indicateurs de pollution de l'air existants conduit à développer une liste de critères d'élaboration de notre indicateur.

Ceux-ci doivent être :

- pertinents : la pertinence constitue la condition majeure à laquelle tout indicateur doit répondre. Elle correspond à l'adaptation de l'indicateur aux objectifs de recherche et opérationnels ;
- acceptables : l'acceptabilité de l'indicateur correspond à la reconnaissance et à l'acceptation de l'indicateur par les utilisateurs ;
- transparents : la transparence est définie comme la présentation claire de la structure et de la métrologie de l'indicateur ;
- compréhensibles : l'intelligibilité ou le caractère compréhensible correspond à la possibilité, pour un utilisateur de l'indicateur, de comprendre non seulement le résultat, mais aussi la procédure qui conduit à ce résultat. L'intelligibilité fait appel à des connaissances connues des utilisateurs, tant au niveau de la structure que de la métrologie de l'indicateur ;
- signifiants : la signifiante correspond au sens du résultat de l'indicateur. En d'autres mots, le résultat se réfère-t-il à une notion connue et ayant un sens pour l'utilisateur de l'indicateur ? De combien varie le résultat entre deux évaluations ? S'agit-il d'une augmentation ou d'une diminution ? ;
- opérationnels (faisables) : la faisabilité correspond à la mise en œuvre possible de l'indicateur. Elle dépend de la disponibilité et de la qualité des données d'entrée, de la disponibilité d'outils et d'agents de traitement adaptés, et de moyens financiers ;
- valides : la validité est définie comme l'adéquation entre d'une part le formalisme et la métrologie de l'indicateur, et d'autre part, les connaissances scientifiques des phénomènes évalués. La validité traduit la bonne adéquation entre l'indicateur et la réalité.
- robustes : la robustesse correspond à la capacité de l'indicateur à proposer des résultats stables malgré une faible variation des paramètres intrinsèques de l'indicateur. Au sein de ces paramètres, on trouve principalement les opérateurs mathématiques (propriété d'ouverture, d'associativité, de modularité...) et les coefficients de pondération objectifs (relevant d'une analyse purement objective d'un phénomène) ;
- sensibles : la sensibilité indique la capacité de l'indicateur à faire varier le résultat, en fonction d'une faible variation d'un paramètre extrinsèque à l'indicateur. On trouve comme paramètres extrinsèques les données d'entrée et les coefficients de pondération subjectifs (répondant à un jugement) ;
- synthétiques : le caractère synthétique de l'indicateur constitue finalement une condition importante, dans la mesure où l'on souhaite évaluer de manière la plus agrégée possible les impacts environnementaux induits par les transports ;
- adaptables : l'adaptabilité représente l'utilisation possible du même indicateur pour l'évaluation de finalités différentes, et/ou d'objets différents.

#### 1.1.6.2. Méthode d'évaluation de l'indicateur

L'évaluation de la qualité des indicateurs est effectuée au § 2.2.1, selon chacun des critères mentionnés précédemment. De manière à harmoniser les évaluations pour chaque critère, ces derniers sont décrits à l'aide d'une ou plusieurs questions. Pour chaque question, les évaluateurs attribuent une note à un indicateur :

- 0 si l'indicateur ne répond pas à la question,
- 1 si l'indicateur répond moyennement à la question,
- 2 si l'indicateur répond bien à la question.

La note pour chaque critère résulte d'une simple moyenne des notes aux questions relatives à chaque critère.

Tous les critères sont considérés avec une égale importance, c'est-à-dire que le poids de chaque critère dans l'évaluation globale est de 1. Les critères de pertinence, d'acceptabilité et de validité (scientifique) ont cependant un pouvoir veto, c'est-à-dire qu'une note égale à 0 sur un des deux critères entraîne le rejet de l'indicateur, quel que soit son résultat sur les autres critères.

L'évaluation globale s'effectue à l'aide d'une simple somme des résultats obtenus sur chaque critère. On retient l'indicateur dont la note globale est la plus élevée, et pour lequel aucun des deux critères prioritaires n'émet un veto (tableau 8).

Tableau 8 : Méthode d'évaluation des indicateurs

Critères d'élaboration	Questions relatives à chaque critère	Note à la question	Note de l'indicateur
<b>Pertinence</b>	L'indicateur décrit-il un impact caractéristique de la catégorie d'impact ?	/2	/2
	L'indicateur est-il adapté aux finalités opérationnelles et aux finalités de recherches?	/2	
<b>Acceptabilité</b>	L'indicateur est-il acceptable ou accepté par les utilisateurs ?	/2	/2
Transparence	L'indicateur présente-il les concepts, le formalisme, la métrologie, et le résultat d'une manière transparente pour l'utilisateur ?	/2	/2
Compréhensibilité	Les concepts, le formalisme, la métrologie, et le résultat sont-ils compréhensibles pour l'utilisateur ?	/2	/2
Signifiante	Le formalisme et l'expression du résultat permettent-ils de donner une signification au résultat de l'indicateur ?	/2	/2
Faisabilité	La mise en œuvre de l'indicateur est-elle possible compte tenu de la disponibilité et de la qualité des données d'entrée, de la disponibilité d'outils et d'agents de traitement adaptés, et de moyens financiers ?	/2	/2
<b>Validité</b>	Le formalisme général de l'indicateur permet-il de décrire l'impact environnemental retenu ?	/2	/2
	Le facteur d'impact est-il adapté aux caractéristiques spatiales et temporelles de l'impact considéré ?	/2	
Robustesse	Les résultats de l'indicateur demeurent-ils stables malgré une faible variation des paramètres intrinsèques de l'indicateur	/2	/2
Sensibilité	Le résultat varie-t-il en fonction d'une faible variation d'un paramètre extrinsèque à l'indicateur ?	/2	/2
Capacité de Synthèse	L'indicateur donne-t-il une information synthétique ?	/2	/2
Adaptabilité	L'indicateur peut-il être adaptable à des finalités différentes et/ou des objets différents ?	/2	/2
TOTAL			/22

La pertinence, l'acceptabilité et la validité sont des critères veto, c'est-à-dire qu'une note égale à 0 sur ces critères entraîne un rejet de l'indicateur.

## 1.2. Structuration et calcul des émissions de polluants atmosphériques des objets de transport

La demande et l'offre de transport sont le fruit d'une collaboration entre les différents acteurs impliqués dans le processus décisionnel lié au transport. Elles traduisent le besoin et la mise à disposition de moyens de déplacement de voyageurs et de marchandises.

L'activité de transport résulte de la validation partielle ou totale de la demande de transport et de l'utilisation partielle ou totale de l'offre de transport. Elle caractérise l'ensemble des activités liées au transport de voyageurs et de marchandises, c'est-à-dire les activités liées à la construction, l'entretien et la destruction d'infrastructures de transport, la construction et la destruction de véhicules, la production d'énergie et le trafic (caractérisé par le nombre de kilomètres parcourus par l'ensemble des véhicules sur un territoire et un intervalle de temps donnés [Hugrel, 2004]).

L'activité de transport entraîne une émission de polluants atmosphériques induisant des impacts environnementaux. L'évaluation de ces impacts va être effectuée à l'aide d'un indicateur d'impact environnemental global basé sur les émissions, c'est-à-dire donnant une valeur de l'impact global à partir de la valeur des émissions. L'évaluation des émissions de polluants atmosphériques constitue donc la clé de voûte de l'évaluation de l'impact environnemental global d'un objet de transport.

Les émissions sont liées aux limites structurelles de l'objet de transport considéré, c'est-à-dire à ses limites « physiques » comme les infrastructures, la technologie, le trafic..., et au contexte géographique, politique, social, économique, technologique, etc. Les éléments structurels sont définis à partir de l'expérience émanant de l'Analyse de Cycle de Vie (ACV), de l'Évaluation Environnementale Stratégique (EES), et de l'Évaluation des Impacts Environnementaux (EIE). Ils recouvrent (§ 1.2.1) :

- les modes de transport ;
- le cycle de vie ;
- l'échelle spatio-temporelle d'observation des émissions.

L'inventaire des émissions peut être effectué selon deux grandes méthodologies (§ 1.2.2) :

- la méthodologie par filière : infrastructure, véhicule, énergie ;
- la méthodologie par secteur d'activité.

Les émissions peuvent être mises en perspective avec le service rendu par l'objet de transport considéré, en termes de mobilité. Ceci permet de faire reposer la comparaison entre différents objets de transport alternatifs sur des bases objectives plus précises que le seul calcul des émissions (§ 1.2.3).

### 1.2.1. Champ d'étude des émissions de polluants atmosphériques des objets de transport

Le champ d'étude des émissions de polluants atmosphériques comprend les modes de transport, les éléments du cycle de vie, et l'échelle spatio-temporelle d'observation des émissions, pris en compte dans le calcul des émissions de polluants atmosphériques de l'objet de transport considéré.

### 1.2.1.1. Modes de transport

Le système des transports français est constitué de plusieurs modes de transport : transports routiers, transports ferroviaires, transports fluviaux et maritimes, transports aériens, transports par conduite (oléoducs, gazoducs...), transports par câble (remontées mécaniques, électricité...), transports par ondes, marche à pied... Tous les modes de transport sont plus ou moins liés les uns aux autres.

Tous les modes n'émettent pas la même quantité de polluants atmosphériques, tant et si bien que les émissions de certains modes apparaissent comme négligeables. Des difficultés pour évaluer les émissions atmosphériques des transports par ondes (télécommunication) en raison de la non connaissance du phénomène à l'heure actuelle, le manque de données et bien d'autres raisons peuvent parfois expliquer la petitesse de certaines valeurs.

Le champ d'étude des émissions de polluants atmosphériques s'étendra dans le cadre de notre indicateur aux quatre modes de transport suivants : le transport routier, transport ferroviaire, transport fluvial et maritime, et transport aérien.

### 1.2.1.2. Cycle de vie des objets de transport

L'analyse du cycle de vie (ACV) des divers objets de transport recensés dans la littérature intègre les échanges de matière et d'énergie entre les filières techniques (véhicules et infrastructures) permettant d'assurer le service de déplacement et l'environnement, sur la durée du cycle de vie de chaque objet de transport considéré.

Trois filières concourent, au niveau du déplacement, aux émissions de polluants atmosphériques (figure 6) :

- la filière énergie ;
- la filière véhicule
- la filière infrastructure

On inclut directement au sein des trois filières, la filière de la matière.

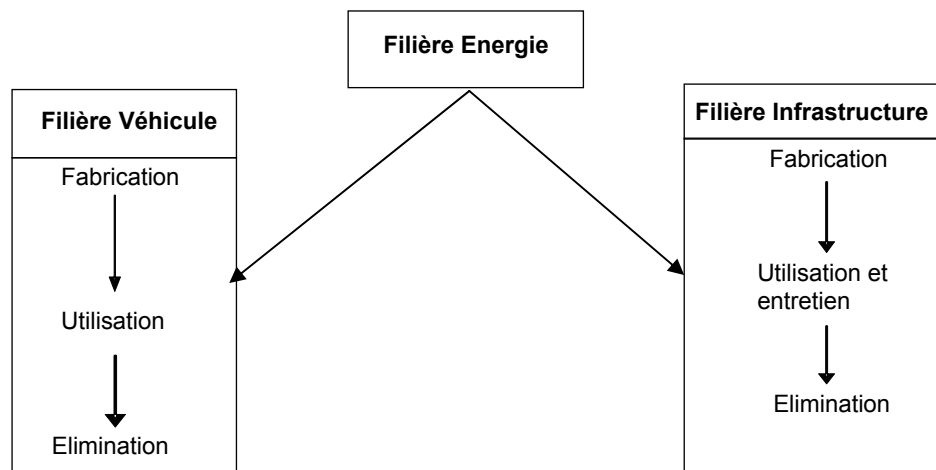


Figure 6 : Les trois filières concourant, au niveau du déplacement, aux émissions de polluants atmosphériques, adapté de [Rousseaux & coll., 2000]

Les émissions de polluants atmosphériques de la filière véhicule et de la filière infrastructure concernent les émissions relatives à l'utilisation de la matière et de l'énergie, au niveau de leurs différentes phases ou sous-filières (fabrication, utilisation-entretien, élimination). La filière énergie traite uniquement des émissions générées par la production d'énergie utilisée par la suite par les deux filières techniques, en fonction de chaque type de carburant.

Le champ d'étude des émissions de polluants atmosphériques par l'objet de transport considéré couvre les trois filières énergie, infrastructure et véhicule, subdivisées en sous-filières (fabrication, utilisation-entretien, élimination) afin de permettre de mieux saisir les éléments de l'objet de transport pris en compte dans le calcul des émissions, et aussi d'identifier ceux qui contribuent le plus aux émissions de polluants atmosphériques.

### 1.2.1.3. Echelle spatio-temporelle d'observation des émissions de polluants atmosphériques des objets de transport

L'évaluation des émissions de polluants atmosphériques d'un objet de transport suppose de définir les limites spatiale et temporelle de l'observation de ces émissions.

Habituellement, l'échelle spatio-temporelle d'observation des émissions correspond à celle de l'objet de transport lui-même [European Commission, 1996; 2001] :

- projet de transport ;
- programme de transport ;
- plan de transport ;
- politique de transport.

L'échelle spatio-temporelle d'observation des émissions peut aussi répondre à un besoin d'information ou d'aide à la décision d'un décideur ou d'une population. Six grandes échelles spatiales se référant aux enceintes décisionnelles sont alors souvent utilisées [Cost 350, 2006] :

- micro-locale (rue-quartier) ;
- locale (ville) ;

- départementale ;
- régionale ;
- nationale ;
- internationale.

La définition de l'échelle temporelle est souvent inféodée aux échéances électorales.

Le système de transport étant un système établi en réseau, les conséquences d'une politique, d'un plan, d'un programme ou même d'un projet de transport, ou d'une modification de ceux-ci sont complexes et souvent transférables à une échelle spatiale et temporelle bien plus vaste que l'échelle de la politique (du plan, du programme, ou du projet) en elle-même.

La modification de l'utilisation du réseau global des transports dépend du point d'affectation du réseau. A titre d'exemple, la décision d'établir un boulevard de contournement dans une grande agglomération aura probablement un effet sur le trafic routier de ce boulevard, mais aussi des conséquences dans les quartiers avoisinants, dans la ville, dans le département, dans la région, voire jusqu'à un niveau continental si ce boulevard améliore un corridor international, et ce après un délai plus ou moins grand, et pendant une durée plus ou moins longue.

On pourra aussi peut-être observer des transferts modaux vers le mode routier, en raison de l'augmentation du service de déplacement qu'offre ce boulevard.

Restreindre l'observation des émissions de polluants atmosphériques de l'objet de transport considéré aux limites propres de l'objet (localisation, dimension, durée... de l'objet lui-même) apparaît ainsi comme un biais méthodologique dans le calcul des émissions de polluants atmosphériques d'un objet de transport.

Il semble plus approprié d'étendre l'échelle spatio-temporelle d'observation des émissions de polluants atmosphériques d'un objet de transport :

- à l'espace dans lequel on peut observer des modifications des émissions de polluants atmosphériques résultant de changements dans l'utilisation du système de transport dans son ensemble, suite à l'application d'une politique, d'un plan, d'un programme ou d'un projet de transport, ou à une modification de ceux-ci ;
- au délai pertinent pour observer des évolutions significatives dans l'utilisation du système de transport dans son ensemble, et donc dans les émissions qui y sont associées ;
- à la durée d'observation de l'ensemble des « perturbations » induites par l'objet étudié sur le système de transport dans son ensemble, et donc de la durée des émissions qui y sont associées.

Les émissions générées par l'objet lui-même peuvent ainsi être mises en perspective avec les émissions émanant des perturbations indirectes induites par l'objet sur le système de transport dans son ensemble. Dans l'exemple de la mise en place d'un sens interdit au niveau d'une rue, le trafic et de fait les émissions générées dans cette rue pourraient être réduites. Si l'on considère les limites propres du système (au niveau de la rue), le résultat du sens interdit aurait donc un effet bénéfique sur les émissions. En revanche, si l'on tient compte des « perturbations » de trafic induites par la mise en place de ce sens interdit, sur le trafic global au niveau du quartier, voire à une échelle spatiale plus grande, on pourrait peut-être constater que le trafic global et par conséquent les émissions sont augmentés en raison de ce sens interdit. Le résultat du sens interdit serait ainsi générateur d'une plus grande pollution de l'air, au niveau étendu d'observation.

L'observation d'un objet de transport qualifiée d'étendue contribue par conséquent non seulement à améliorer l'évaluation des émissions d'un objet de transport, mais aussi à apporter une aide à l'information et à la décision plus précise et plus robuste. Lorsque l'on se place dans une optique de gestion globale des transports, incitée par le concept de développement durable, l'observation étendue s'avère la plus appropriée puisqu'elle prend en compte non seulement les émissions de polluants de l'objet lui-même, mais aussi les émissions connexes (induites par les perturbations induites par l'objet sur le système de transport dans son ensemble).

Elle est cependant plus difficile à réaliser car la prise en compte des émissions connexes requiert une étude beaucoup plus lourde. L'amplitude de l'échelle spatio-temporelle d'un objet de transport peut ainsi varier de manière importante, dans le cas d'une observation étendue.

L'étude des échelles spatiale et temporelle d'un objet de transport révèle très clairement l'ambiguïté qui existe entre le besoin opérationnel exprimé en termes d'aide à la décision et à l'information, et l'exigence scientifique qui incite plutôt à ouvrir l'évaluation aux véritables échelles spatiale et temporelle des émissions. Il est donc indispensable que l'utilisateur de l'indicateur indique de manière transparente le type d'observation des émissions retenu (restreinte ou étendue), de manière à pouvoir expliquer ce à quoi correspondent les émissions calculées. On suggère de retenir l'échelle spatio-temporelle d'observation étendue des émissions de polluants atmosphériques.

## **1.2.2. Inventaire des émissions de polluants atmosphériques des objets de transport**

### 1.2.2.1. Méthodologies d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques des objets de transport

L'évaluation des émissions de polluants atmosphériques d'un objet de transport peut s'effectuer à l'aide de plusieurs méthodes issues de deux principales méthodologies :

- la méthodologie d'inventaire par filière ;
- la méthodologie d'inventaire par secteur d'activités.

#### 1.2.2.1.1. Méthodologie d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques par filières

La méthodologie d'inventaire par filière s'appuie sur le cycle de vie de l'objet de transport (§ 1.2.1.2). Les émissions de chaque filière et de chaque sous-filière de l'objet de transport sont inventoriées. La finesse du bilan des émissions permet d'apprécier les sources de pollution atmosphérique les plus importantes, à différentes échelles d'analyse.

On peut comparer par exemple les émissions de polluants atmosphériques de la sous-filière utilisation de la filière véhicules entre les quatre principaux modes de transport retenus. On peut aussi envisager d'évaluer les émissions globales (toutes les filières) de chaque mode de transport, et



montrer ainsi que la proportion des émissions de chaque filière varie entre les quatre principaux modes de transport retenus.

Cette méthodologie d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques est donc appropriée dans le cas de l'évaluation environnementale stratégique ou de l'évaluation tactique (étude d'impacts), à l'échelle nationale ou régionale, voire urbaine, dans la mesure où ce type de modélisation des émissions permet de renseigner de manière précise et exhaustive les émissions émanant de chaque filière (incluant le lieu des émissions), et d'identifier les éléments du champ de l'objet qui émettent le plus de polluants atmosphériques.

Les émissions globales de l'objet de transport considéré ne peuvent plus être cependant comparées à celles d'objets relevant d'autres secteurs d'activité pour des raisons de redondance. La méthodologie d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques par filière se heurte en effet à un problème d'interférence entre les émissions de l'objet de transport défini selon les filières énoncées, et les émissions des autres secteurs. A titre d'exemple, les émissions de polluants atmosphériques de la filière énergie du système des transports se retrouvent au niveau des émissions de la « transformation d'énergie », dans la classification effectuée par le [Citepa].

Par ailleurs, l'inventaire de l'ensemble des émissions est souvent très difficile voire impossible à l'heure actuelle en raison du manque de données. La méthodologie d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques par filière est donc souvent réduite au calcul des émissions de la phase d'utilisation de la filière véhicule, c'est-à-dire aux émissions liées directement à l'utilisation des véhicules.

La méthodologie d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques par filière permet d'autre part d'obtenir un inventaire exhaustif des émissions de polluants atmosphériques d'un objet de transport. Elle est donc tout à fait adaptée aux comparaisons des émissions d'un même objet de transport dans le temps, ou à celles d'objets de transport différents.

#### 1.2.2.1.2. Méthodologie d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques par secteur d'activité

La méthodologie d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques par secteur établit l'inventaire des émissions de polluants atmosphériques d'un objet en fonction du secteur d'activité auquel il appartient.

Un secteur est défini de manière différente selon les différentes nomenclatures. La nomenclature établie par le Citepa distingue par exemple sept secteurs d'activité [Citepa] (annexe 2):

- transport routier ;
- autres transports ;
- transformation d'énergie ;
- résidentiel/tertiaire ;
- industrie manufacturière ;
- agriculture/sylviculture ;
- autres.

Les émissions de polluants atmosphériques inventoriées avec cette méthodologie d'inventaire correspondent uniquement aux émissions de la sous-filière utilisation de la filière véhicule définie précédemment (§ 1.2.2.1). La méthodologie d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques par secteur d'activité est donc moins riche sur le plan conceptuel que celle basée sur les filières, si l'on se place dans le cas où l'on souhaite uniquement se focaliser sur l'étude d'objets de transport.

Si l'on se préoccupe de la comparaison du secteur des transports et du secteur de l'industrie manufacturière par exemple, la méthodologie d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques par secteur trouve un réel intérêt car elle évite les redondances mentionnées précédemment dans le calcul des émissions de polluants atmosphériques (§ 1.2.2.1).

Par ailleurs, compte tenu des difficultés d'établir un inventaire exhaustif des émissions de polluants atmosphériques au niveau de la filière infrastructure et de la filière énergie, la méthodologie d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques par filière se résume à l'inventaire des émissions de polluants atmosphériques relatifs à la phase d'utilisation de la filière véhicules (§ 1.2.2.1), ce qui correspond exactement avec celles retenues dans le cadre méthodologie d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques par secteur établie par le Citepa [Citepa].

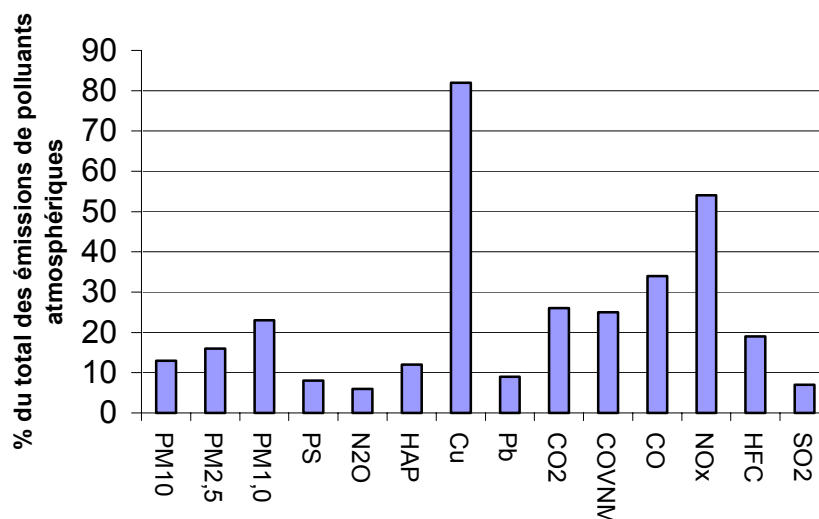
La méthodologie d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques par secteur est appropriée pour la comparaison d'un objet de transport avec des objets relevant d'autres secteurs d'activité. Elle peut aussi être utilisée pour comparer des objets de transport dans le temps ou entre eux, mais elle est moins précise que la méthodologie d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques par filière dans ce type de comparaison.

#### 1.2.2.2. Emissions de polluants atmosphériques des transports en France

On présente ici trois résultats d'évaluation des émissions de polluants atmosphériques des objets de transport appartenant au système de transport français métropolitain. L'intérêt est d'illustrer les méthodes et d'obtenir quelques résultats nous permettant de construire un exemple d'application de notre indicateur d'impact environnemental global (§ 2.3).

##### 1.2.2.2.1. Emissions globales du secteur des transports en 2004

Le calcul des émissions globales du secteur des transports est issu de la méthodologie d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques par secteur [Citepa]. Les résultats figurent en annexe 14. Ils montrent que les transports interviennent principalement dans l'émission du Cuivre (Cu) (82%), des oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>) (54%), du monoxyde de carbone (CO) (34%), des hydrofluorocarbures (HFC) (19%), du dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) (26%), des composés organiques volatils non méthaniques (COVNM) (25%), des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (12%), du dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>) (7%), du plomb (Pb) (9%), du protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O) (6%) et des particules (environ 20% pour les différentes PM) [Citepa] (figure 7).



La signification des différents symboles se trouve dans le glossaire.

L'incertitude associée au calcul des émissions de PM, PS, N<sub>2</sub>O, HAP, Pb et CO est de l'ordre de 50 à 100 %. L'incertitude associée au calcul des émissions de CO<sub>2</sub> et SO<sub>2</sub> est de l'ordre de 5%. L'incertitude associée au calcul des émissions de NOx est de l'ordre de 20 %. L'incertitude associée au calcul des émissions de COVNM est supérieure à 100 %.

Les incertitudes fournies par le [Citepa] reposent essentiellement sur des appréciations de spécialistes.

Figure 7 : Emissions de polluants atmosphériques du secteur des transports français métropolitain (en % du total des émissions sectorielles), d'après [Citepa]

#### 1.2.2.2.2. Emissions par mode de transport

Au sein du secteur des transports, le mode de transport routier, apparaît comme le mode de transport qui émet le plus de polluants atmosphériques, sauf pour le Cu et le Pb, et dans une moindre mesure pour le SO<sub>2</sub> [Citepa] (tableau 9).

Tableau 9 : Distribution des émissions de polluants atmosphériques au sein du secteur des transports (en %), d'après [Citepa].

Polluants	Routier	Aérien	Ferroviaire	Naval
PM <sub>10</sub>	<b>91</b>	1	0	8
PM <sub>2,5</sub>	<b>90</b>	1	1	8
PM <sub>1,0</sub>	<b>88</b>	1	5	6
TSP	<b>91</b>	1	4	4
N <sub>2</sub> O	<b>99</b>	0	0	1
HAP	<b>99</b>	0	0	1
Cu	0	0	<b>99</b>	1
Pb	0	0	0	<b>100</b>
CO <sub>2</sub>	<b>94</b>	3	1	2
COVNM	<b>88</b>	0	0	11
CO	<b>91</b>	0	0	9
NO <sub>x</sub>	<b>91</b>	1	1	7
SO <sub>2</sub>	<b>60</b>	4	1	<b>36</b>

Le calcul des incertitudes n'est pas effectué [Citepa].

#### 1.2.2.2.3. Emissions du mode transport routier

La modélisation du secteur des transports selon la méthodologie d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques par filière permet d'aller plus loin dans l'analyse des émissions de polluants atmosphériques issues du mode de transport routier.

D'après les données dégagées de la littérature, on tente d'établir un bilan des émissions de polluants atmosphériques propres au mode de transport routier pour l'année 2000 (tableau 10). On s'appuie sur le calcul des émissions de la filière véhicules (phase utilisation) effectué d'après une modélisation du parc roulant, et en utilisant le modèle européen d'émissions de polluants atmosphériques Copert 3 [Hugrel, 2004]. On utilise ensuite les hypothèses de répartition des émissions établies par l'analyse du cycle de vie du secteur des transport pour calculer sur la base des émissions de la phase utilisation de la filière véhicules, les émissions des autres sous-filières (véhicules et infrastructures) [Toniello, 2001]. On utilise finalement le calcul des émissions de polluants atmosphériques de la filière énergie [Antoine, 2003]. Le détail du calcul est présenté en annexe 3.

Cet inventaire des émissions de polluants atmosphériques du mode de transport routier n'a pas pour vocation de constituer une référence en matière de calcul d'émissions car une incertitude importante est associée aux résultats. Le bilan vise surtout à illustrer la méthodologie d'inventaire par filières. Les résultats permettent en outre de dégager quelques indications sur l'importance de chaque filière en termes d'émissions de polluants atmosphériques.

Les résultats montrent que les émissions de polluants atmosphériques sont fort différentes entre les trois filières considérées. Pour celles qui se recoupent, on constate que la filière véhicule représente environ 99% des émissions de CO, de N<sub>2</sub>O et de NH<sub>3</sub>, 80% des émissions de NO<sub>x</sub> et de PM, 90% des émissions de CO<sub>2</sub>, 40% des émissions de Pb et de SO<sub>2</sub>, 99% des émissions de Zn, et 0.1% des émissions de CH<sub>4</sub>. Au sein de la filière véhicule, la phase d'utilisation concentre 90 à 99% des émissions de polluants.

Tableau 10 : Emissions de polluants atmosphériques du mode de transport routier français (exprimées en tonnes), en 2000, d'après [Antoine, 2003; Hugrel, 2004; Toniello, 2001]

Polluants	Filière Véhicules			Filière Infrastructure			Filière Energie
	Phase Construction	Phase Utilisation	Phase Elimination	Phase Construction	Phase Utilisation	Phase Elimination	
CO	$4,9.10^4$	$2,4.10^6$	5	$3.10^4$	$3,6.10^4$	$2,1.10^4$	Non identifié
NO <sub>x</sub>	$1,4.10^4$	$6,9.10^5$	6	$1,2.10^5$	$1,4.10^5$	$8,4.10^4$	Non identifié
PM	$1,2.10^4$	$5,8.10^4$	$9.10^{-1}$	$1,4.10^4$	$1,7.10^4$	$9,8.10^3$	Non identifié
CO <sub>2</sub>	$6.10^6$	$1,2.10^8$	$3.10^2$	$8.10^6$	$9,6.10^6$	$5,6.10^6$	Non identifié
Pb	Non identifié	$5,8.10^1$	$3.10^{-3}$	$3.10^1$	$3,3.10^1$	$2.10^1$	Non identifié
SO <sub>2</sub>	$4,9.10^3$	$2,4.10^4$	$3.10^{-1}$	$1,2.10^4$	$1,4.10^4$	$8,4.10^3$	Non identifié
Zn	Non identifié	$3,8.10^1$	$1.10^{-2}$	$3.10^{-1}$	$3,4.10^{-1}$	$2.10^{-1}$	Non identifié
CH <sub>4</sub>	Non identifié	$2,9.10^4$	$1.10^{-1}$	Non identifié	Non identifié	Non identifié	$4,2.10^1$
COVNM	Non identifié	$3,2.10^5$	0	Non identifié	Non identifié	Non identifié	Non identifié
N <sub>2</sub> O	Non identifié	$1,1.10^4$	0	$1,6.10^2$	$1,9.10^2$	$1.10^2$	Non identifié
NH <sub>3</sub>	Non identifié	$1,2.10^4$	0	$2,9.10^1$	$3,4.10^1$	$2.10^1$	Non identifié

L'incertitude des résultats n'est pas calculée, mais elle est estimée à environ 20% pour le CO<sub>2</sub> et entre 50% et 200% pour les autres polluants [Hugrel, 2004].

Les résultats relatifs aux autres modes de transport ne sont malheureusement pas assez complets pour obtenir un bilan semblable. Seules les valeurs concernant la sous-filière utilisation de la filière véhicule et la filière énergie sont connues avec une précision acceptable.

#### 1.2.2.2.4. Interprétation des résultats

Les données relatives aux émissions ne sont pas homogènes tant en termes de quantité que de qualité.

Au niveau des modes de transport, les données d'émissions relatives au transport routier apparaissent les plus nombreuses et les mieux connues. Le transport aérien et le transport ferroviaire disposent néanmoins de plusieurs données fiables. Le transport fluvial-maritime (naval) constitue le point noir du secteur des transports en termes de données d'émissions de polluants atmosphériques disponibles et de bonne qualité.

Au niveau des filières, les données d'émissions de la filière véhicule représentent la majorité des données d'émissions de l'ensemble des trois filières. Les valeurs sont en outre les plus précises. La filière énergie ne tient compte par ailleurs que des émissions de dioxyde de carbone et de méthane, mais les résultats sont assez précis. La filière infrastructure s'avère être la filière la moins étudiée en termes d'émissions de polluants atmosphériques.

Malgré la difficulté posée par le manque de données, la littérature semble montrer que le système des transports français (tel qu'il est délimité dans cette thèse, en filières et sous-filières) s'avère constituer une source majeure de polluants atmosphériques. Au sein de ce système, le mode de transport routier représente la source principale. Plus précisément, la sous-filière utilisation de la filière véhicule du mode de transport routier apparaît comme la principale source de polluants atmosphériques.

### 1.2.3. Mise en perspective des émissions de polluants atmosphériques avec la mobilité offerte par les objets de transport

Les émissions de polluants atmosphériques constituent les seules grandeurs d'entrée de notre indicateur d'impact environnemental global. A partir du calcul des émissions l'indicateur permet d'établir l'impact environnemental global de l'objet de transport considéré. On peut ainsi suivre le résultat de l'objet de transport dans le temps. On peut encore comparer le résultat de l'objet de transport avec celui d'autres objets de transport.

Le calcul des émissions de polluants atmosphériques est donc essentiel et peut être considéré comme suffisant pour attribuer une valeur à l'objet de transport considéré au regard de l'impact environnemental induit par les polluants atmosphériques émis.

Il semble cependant que la mise en perspective des émissions et par voie de conséquences des impacts environnementaux qui en découlent avec la fonction des objets de transport considérés apporterait une précision non négligeable pour la comparaison objective entre plusieurs objets de transport [Rousseaux, 1993; 1998; Rousseaux & coll., 2000].

On suggère donc aux utilisateurs de notre indicateur de mettre en perspective les émissions de polluants atmosphériques avec la mobilité des biens et des personnes, considérée comme la fonction principale de tout objet de transport dans cette thèse, lors de la comparaison d'objets de transport alternatifs.

#### 1.2.3.1. Définition de la mobilité

La mobilité est définie comme l'aptitude au mouvement ou au changement. Elle concerne le mouvement de personnes ou de biens. Dans le cas de mouvements de personnes, on distingue trois types de mobilité [Gallez, 2002]:

- La mobilité locale, c'est-à-dire celle liée aux déplacements générés par l'accomplissement des activités habituelles des individus hors de leur domicile.
- La mobilité résidentielle, relative au changement de résidence des individus
- Et la mobilité exceptionnelle, associée aux activités non habituelles des individus et donnant généralement lieu à des déplacements à plus longues distance.

Les échelles et les formes des espaces dans lesquels s'exerce la mobilité des biens et surtout des personnes ont beaucoup évoluées depuis quelques décennies. Ce sont désormais les migrations alternantes qui révèlent le bassin de vie, davantage que la continuité du bâti qui sert à délimiter les zones agglomérées. L'essor des circulations motorisées, notamment automobiles, est mis en cause dans l'étalement urbain et dans l'augmentation des pressions exercées par l'homme sur son environnement.

Les Plans de Déplacement Urbains (PDU) ainsi que de nombreuses politiques et programmes de transport s'intéressent particulièrement à la mobilité locale. D'autres politiques, plans, et programmes s'attachent plutôt à la mobilité résidentielle ou exceptionnelle. On note néanmoins que les politiques, les plans ou les programmes de transport d'envergure régionale, nationale ou internationale contribuent le plus souvent simultanément aux trois types de mobilité.

### 1.2.3.2. Les éléments de mesure de la mobilité

Cinq dimensions peuvent être utilisées pour mesurer la mobilité :

- Distance
- Temps
- Vitesse
- Accessibilité
- Confort

Ces dimensions peuvent être utilisées séparément ou simultanément. Dans le dernier cas, seul deux des trois critères d'évaluation suivants distance, temps, vitesse, peuvent être retenus puisque le troisième peut être déduit des deux premiers.

#### 1.2.3.2.1. Distance

La mobilité a longtemps été mesurée en termes de nombre de déplacements par individu, afin de mettre l'accent sur l'intensité des interactions sociales. Or l'évolution des modes de vie et des modes de communication permet de penser que le temps passé au domicile, n'est pas nécessairement synonyme d'absence d'échange, relativisant la mobilité comme révélateur d'insertion sociale d'un individu.

Au cours des années 1980-1990, l'allongement des distances parcourues et l'augmentation du nombre de véhicules explique l'essentiel de l'accroissement de la circulation, alors que le nombre de déplacements reste à peu près stable. On ne parle plus seulement d'accès à la mobilité ou de satisfaction de besoins individuels de déplacement, mais de régulation de la demande de mobilité et de maîtrise de ces impacts.

Les distances parcourues et leur répartition selon le mode de transport utilisé deviennent indispensables pour caractériser les interactions spatiales, en d'autres mots la mobilité.

Ceci signifie que lorsque l'on compare deux objets de transport alternatifs, toutes choses étant égales par ailleurs, la différence de distance influe sur la décision : choix de l'objet dont la distance est la plus faible dans une problématique d'organisation et d'utilisation des infrastructures de transport ; choix de l'objet dont l'autonomie de distance est la plus grande dans une problématique de technologie de transport.

#### 1.2.3.2.2. Temps

Le temps est aussi intégré depuis longtemps à l'analyse et à la formalisation de la mobilité. Du fait que la mobilité est une demande dérivée de l'accomplissement d'activités individuelles, la durée de déplacement est considérée comme une contrainte : elle constitue en quelque sorte une partie du coût d'opportunité que l'individu est prêt à acquitter pour effectuer ce déplacement.

La somme de la durée et de la dépense monétaire constitue ce que l'on appelle le coût généralisé, qui intervient dans le choix du mode de transport utilisé. Sommé sur la journée, le temps passé à se déplacer s'oppose au temps que l'individu peut consacrer à ses activités.

Le budget-temps de transport varie peu au cours des années. En revanche, on assiste à une augmentation des distances parcourues grâce à l'augmentation de la vitesse permise par le progrès technologique.

Dans la comparaison entre deux objets de transport alternatifs au niveau collectif, on en déduit que celui qui permet d'aller le plus loin (*ceteris paribus*) sera préféré à l'autre, et non pas celui qui permet d'aller le plus rapidement au même endroit (ce qui pourrait en revanche être le cas si l'on effectue la comparaison au niveau individuel).

#### 1.2.3.2.3. Vitesse

Le rapport de la distance et du temps, ou vitesse de déplacement, est couramment utilisé pour caractériser les performances des modes ou des technologies de transport. L'hypothèse selon laquelle la mobilité à moindre coût (en temps, en argent et en effort physique) offre des degrés de liberté supplémentaires à la localisation des ménages et des activités au sein des espaces [Wiel] dans [Gallez, 2002], conduit à penser que l'objet de transport offrant une possibilité de déplacement plus rapide serait préféré à ses alternatives plus lentes.

#### 1.2.3.2.4. Accessibilité

L'interaction entre système de transport et système de localisation est caractérisée également par un autre concept, celui d'accessibilité.

Entendue comme une mesure locale de la facilité d'accéder à partir d'un point à plusieurs autres points de l'espace, pour une motivation liée à un besoin et par un moyen ou un ensemble de moyens de transport [Bloy & coll., 1976], l'accessibilité mêle différents aspects liés à l'espace, au temps, à la localisation des opportunités de déplacement et au réseau de transport.

Dans son acception classique, l'accessibilité est utilisée pour évaluer les performances de transport dans leur capacité à accroître la mise en connexion des lieux au sein d'un territoire. Son amélioration constitue l'un des objectifs principaux du développement de l'offre de transport<sup>12</sup>. Mesurée en un point (ou une zone) particulier(e), elle peut être évaluée à partir de courbes isochrones, décrivant les limites du territoire accessibles en des temps donnés à partir de ce point. Ces courbes peuvent être calculées pour un réseau donné ou à partir d'un système de pondération caractérisant l'utilisation moyenne des modes de transport dans la zone.

On utilise également la notion d'accessibilité gravitaire qui pondère la quantité d'opportunités accessibles à partir d'une zone par un facteur d'éloignement, fonction du temps de parcours, entre la zone d'origine et l'ensemble des zones de destinations (possibles).

Plus un objet offre une accessibilité importante, plus il sera apprécié.

Si ces mesures relient effectivement le système de localisation et le système de transport, elles ne permettent pas d'identifier les écarts d'accessibilité entre les individus pour une zone donnée. Ces écarts peuvent être liés à leurs différences d'accès au logement ou à l'emploi d'une part, à leurs différences d'accès aux modes de transport d'autre part.

<sup>12</sup> La loi n°95-115 du 4 février 1995 définit une norme d'accessibilité pour l'aménagement du territoire : « En 2015, aucune partie du territoire français ne sera située à plus de 50 km ou 45 min d'automobile, soit d'une autoroute ou d'une route express à deux fois deux voies en continuité avec le réseau national, soit d'une gare desservie par le réseau ferroviaire à grande vitesse ».



La prise en compte effective de ces différences, à partir notamment de la répartition des coûts et des avantages d'un objet de transport considéré, qui permet de mesurer l'impact des caractéristiques individuelles (en termes de revenu ou de catégorie socio-professionnelle) sur le potentiel d'activités (emplois, commerces ou équipements collectifs) accessibles est un des moyens d'aborder la question des impacts sociaux des politiques de déplacements.

#### 1.2.3.2.5. Confort

La notion de confort dans le transport est complexe. D'un point de vue de l'intérêt général ou individuel, le confort peut se traduire par :

- la souplesse vis-à-vis des différentes activités (possibilité d'utiliser le même mode de transport pour effectuer toutes les activités par exemple),
- la souplesse horaire (départ au moment souhaité et non imposé par un horaire de départ),
- la souplesse spatiale (disposition immédiate de l'objet de transport et non obligation d'aller « le chercher »),
- l'investissement imposé au niveau individuel (achat d'un titre de transport, achat d'un moyen de transport) ou au niveau collectif (infrastructure et moyens de transport publics),
- le confort du voyage lui-même (qualité d'assise, ambiance, température...).

Notre indicateur évalue l'impact environnemental global lié aux émissions de polluants atmosphériques d'un objet de transport. Dans le cadre d'une comparaison entre plusieurs objets de transport, on suggère de mettre en perspective le résultat donné par notre indicateur avec celui donné par un ou des indicateur(s) de mobilité, de manière à aboutir à une comparaison objective plus précise entre les objets de transport alternatifs, que celle effectuée sur la seule base du résultat de notre indicateur d'impact global.

---

## **2. Elaboration d'un indicateur d'impact environnemental global des polluants atmosphériques émis par les transports**

Notre indicateur d'impact global doit chercher à représenter au mieux l'ensemble des impacts environnementaux des polluants atmosphériques.

L'élaboration de l'indicateur repose sur une analyse des caractéristiques générales de la pollution de l'air (§ 2.1):

- physico-chimie de l'atmosphère,
- cadre juridique de la pollution,
- définition de la pollution,
- développement durable et gestion de la pollution,
- mécanismes de la pollution.

Sur la base de l'exposé de ces composantes, on établit :

- une typologie de la pollution de l'air correspondant à une typologie des impacts environnementaux des polluants atmosphériques : chaque catégorie d'impact est caractérisée par une combinaison spécifique de polluants, de mécanisme d'impact et de cible (§ 2.2.1) ;
- une architecture d'agrégation des catégories d'impact : la complexité et la diversité des types d'impacts environnementaux rend nécessaire l'intégration de l'ensemble des catégories d'impact au sein d'un impact environnemental global (§ 2.2.2) ;

La typologie vise à donner une signification aux différents polluants en caractérisant leurs conséquences environnementales. On s'intéresse par exemple actuellement au CO<sub>2</sub> car il est reconnu que ce gaz contribue au réchauffement global de la planète, impact environnemental de mieux en mieux décrit. La typologie cherche aussi à fournir une vision exhaustive et non redondante de l'ensemble des impacts environnementaux induits par les polluants atmosphériques.

L'architecture d'agrégation contribue à rassembler de manière objective les catégories d'impact au sein d'un impact global, en prenant en compte des éléments subjectifs comme les poids attribués aux différentes catégories d'impact.

La construction de l'indicateur global se fonde sur la typologie et l'architecture d'agrégation. On identifie tout d'abord un ensemble d'indicateurs d'impact environnemental : chaque indicateur est spécifique d'une catégorie d'impact environnemental (§ 2.3.1). On agrège ensuite les indicateurs au sein d'un indicateur d'impact environnemental global, selon l'architecture d'agrégation des catégories d'impacts (§ 2.3.2), pour donner une vision globale de la contribution d'un objet de transport étudié à la pollution de l'air.

## **2.1. Atmosphère et pollution de l'air**

L'atmosphère est un des grands « réservoirs naturels », comme la terre et l'eau (§ 2.1.1), qui peut être soumis à une pollution (§ 2.1.2). Celle-ci fait de plus en plus l'objet de réglementations (§ 2.1.3). Le concept de développement durable amène en outre les décideurs, les citoyens et les spécialistes à envisager la gestion de la pollution atmosphérique, dans l'approche plus globale de la gestion de l'environnement (§ 2.1.4).

### **2.1.1. Physico-chimie de l'atmosphère**

L'atmosphère représente la couche gazeuse qui constitue l'enveloppe de corps célestes comme la Terre et Mars [Ademe, 2003a]. L'atmosphère terrestre correspond à une couche d'air dont l'épaisseur est de l'ordre de 500 km, ce qui est faible par rapport au rayon de la terre (6730 km). L'épaisseur est difficile à préciser car le nombre de molécules de gaz par mètre cube diminue progressivement avec l'altitude, sans jamais totalement s'annuler.

On estime toutefois que 99 % de la masse d'air atmosphérique se situe entre le niveau du sol et l'altitude de 40 km. Les phénomènes météorologiques courants s'observant dans cette tranche, on la qualifie d'atmosphère météorologique.

Les caractéristiques physiques de l'atmosphère telles que la pression et la température subissent des variations importantes lorsqu'on s'éloigne du sol terrestre (figure 8). La pression atmosphérique diminue, en relation avec la raréfaction progressive en molécules de gaz. La température subit, quant à elle, des variations plus complexes, auxquelles sont associées des couches atmosphériques : troposphère, stratosphère, mésosphère, thermosphère. Des variations importantes de ces caractéristiques physiques interviennent aussi localement dans le temps.

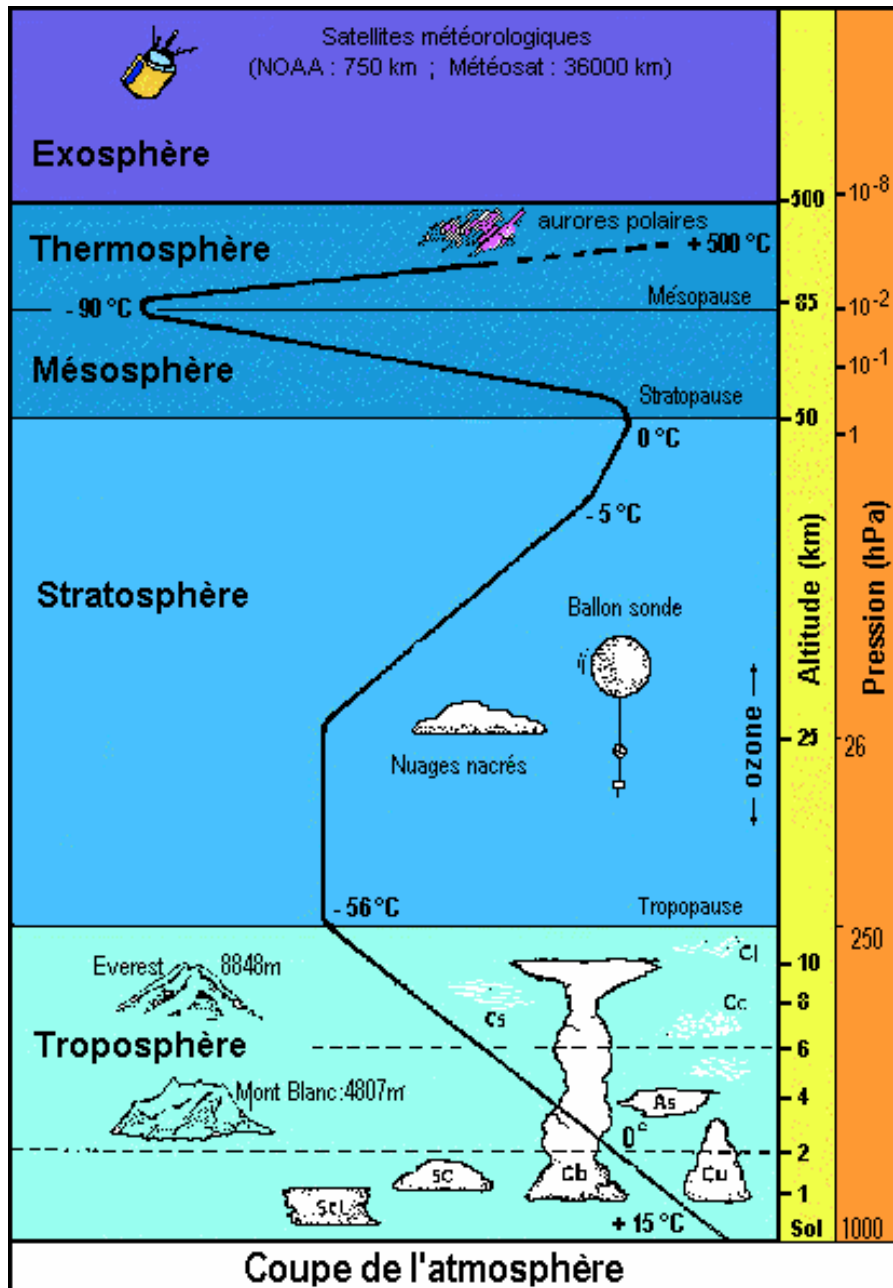


Figure 8 : Structure verticale de l'atmosphère

Du point de vue de la composition chimique de l'air atmosphérique, la vapeur d'eau, dont le rôle est très important en météorologie, joue un rôle particulier en raison de sa très grande variabilité dans le temps et l'espace, ce qui n'est pas le cas des autres constituants. On a donc l'habitude de considérer que l'air atmosphérique est un mélange d'air sec et de vapeur d'eau.

La composition de l'atmosphère varie par ailleurs avec l'altitude et on observe un phénomène de ségrégation : les gaz les plus légers ont une tendance naturelle à s'élever et présentent donc des concentrations plus élevées en altitude qu'au sol.

On peut cependant considérer que la composition de l'atmosphère est homogène, pour les composants majeurs, dans la première couche de 100 kilomètres (tableau 11).

Tableau 11 : Composition de l'air pur sec [Ademe, 2003b]

Gaz constituants	% volumique
Gaz principaux	
Azote (N <sub>2</sub> )	78,09
Oxygène (O <sub>2</sub> )	20,95
Argon (A)	0,93
Dioxyde de carbone (CO <sub>2</sub> )	0,035
Gaz traces	
Néon (Ne)	1,8.10 <sup>-3</sup>
Helium (He)	5,24.10 <sup>-4</sup>
Methane (CH <sub>4</sub> )	1,7.10 <sup>-4</sup>
Krypton (Kr)	1,0.10 <sup>-4</sup>
Hydrogène (H <sub>2</sub> )	5,0.10 <sup>-5</sup>
Xénon (Xe)	8,0.10 <sup>-6</sup>
Ozone (O <sub>3</sub> )	1,0.10 <sup>-6</sup>
Oxyde nitreux (N <sub>2</sub> O)	3,1.10 <sup>-8</sup>
Radon (Rn)	6,0.10 <sup>-18</sup>

Les caractéristiques physico-chimiques de l'atmosphère interviennent d'une manière prépondérante dans la pollution atmosphérique à travers les mécanismes de transport-dispersion et de transformations des polluants.

### 2.1.2. Définition de la pollution de l'air

L'air constitue un élément fondamental et indispensable pour les êtres vivants. Chaque jour, un homme inspire à titre d'exemple entre 15 et 20 m<sup>3</sup> d'air. Celui-ci se compose originellement d'un ensemble de gaz et de particules dont les concentrations sont compatibles avec la vie. L'appréhension exhaustive de la composition de l'air reste encore hors de portée. C'est en effet un milieu dynamique dont les multiples constituants sont en perpétuelle évolution, par suite des conditions météorologiques, des flux atmosphériques et des réactions chimiques. Ainsi, les variations temporelles sont considérables. Depuis la formation de la Terre, le système climatique a continuellement évolué, conséquence de phénomènes naturels (astronomiques, géologiques et biologiques notamment) évoluant sur de très longues périodes. Pourtant, même si des événements d'origine naturelle peuvent induire des changements brutaux dans la composition de cet équilibre atmosphérique (comme en témoignent les éruptions volcaniques et les collisions avec des météorites), depuis le début de l'ère industrielle il y a 200 à 250 ans, les sociétés humaines perturbent sensiblement l'atmosphère et le climat sur un pas de temps beaucoup plus court [Giec, 2001]. A tel point que la présence d'impuretés indésirables ou l'élévation anormale de la proportion de certains constituants dans l'atmosphère amènent progressivement l'homme à parler de pollution atmosphérique. Les récits d'Hippocrate et de ses disciples soulignaient déjà aux IV<sup>ème</sup> et V<sup>ème</sup> siècles avant J-C, l'influence des « airs et des lieux » sur la santé [Hippocrate, 1996]. Les témoignages des médecins du VII<sup>ème</sup> siècle qui se protégeaient le nez par des entonnoirs filtrants garnis de substances balsamiques pour éviter de respirer les « miasmes », exhalaisons toxiques et puantes responsables selon eux de la propagation de la peste, révèlent aussi cette prise de

conscience. Les mesures prises par la Couronne d'Angleterre, dès le XIII<sup>ème</sup> siècle, visant à restreindre l'emploi du charbon dans les foyers, à cause de la fumée et de l'odeur dégagées sont encore des signes évidents de l'éveil à la pollution atmosphérique. Aujourd'hui, c'est une notion qui fait l'objet de différentes acceptions selon les pays et les divers organismes. Voici ci-dessous quelques unes des définitions recensées dans la littérature.

- Selon [Le Petit Robert, 1989] : du latin *polluere* (1440) signifiant « souiller en rendant malsain, la pollution est définie comme la dégradation d'un milieu donné par l'introduction d'un agent physique, chimique ou biologique (polluant). Par extension, la pollution est définie comme la dégradation des conditions de vie »,
- Le Conseil de l'Europe [Ce, 1968] : « Il y a pollution atmosphérique lorsque la présence d'une substance étrangère ou une variation importante dans la proportion de ses composants est susceptible de provoquer un effet nocif, compte tenu des connaissances scientifiques du moment, ou de créer une nuisance ou une gêne »,
- Organisation de Coopération et de Développement Economique [Ocde, 1994] : « L'introduction par l'homme, directement ou indirectement, de substances ou d'énergie dans l'atmosphère qui entraîne des conséquences préjudiciables de nature à mettre en danger la santé humaine, à nuire aux ressources biologiques et aux écosystèmes écologiques, à porter atteinte aux agréments ou à gêner les autres utilisations légitimes de l'environnement »,
- La loi n°83-03 du 5 février 1983 relative à la protection de l'environnement définissait la pollution de l'atmosphère comme « l'émission dans l'atmosphère de gaz, de fumées ou de particules solides ou liquides, corrosifs, toxiques ou odorants de nature à incommoder la population, à compromettre la santé ou la sécurité publique ou à nuire aux végétations, à la production agricole et aux produits agroalimentaires, à la conservation des constructions et monuments ou au caractère des sites »
- La loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie adoptée le 30 décembre 1996 par le Parlement français (loi n°96-1236, article 2) en donne cette définition : « Constitue une pollution atmosphérique l'introduction par l'homme, directement ou indirectement, dans l'atmosphère et les espaces clos, de substances ayant des conséquences préjudiciables de nature à mettre en danger la santé humaine, à nuire aux ressources biologiques et aux écosystèmes, à influencer sur les changements climatiques, à détériorer les biens matériels, à provoquer des nuisances olfactives excessives »
- Organisation Mondiale de la Santé [Oms, 2000] : « La présence de substances contaminantes ou polluantes dans l'air à une concentration qui affecte la santé humaine ou son bien être, ou qui produit d'autres désagréments »

On note que dans les six définitions présentées, la pollution atmosphérique recouvre non seulement les modifications (dégradations) de la qualité de l'air mais aussi les conséquences des changements de la composition de l'air sur le fonctionnement des écosystèmes et des anthroposystèmes. Le Conseil de l'Europe définit d'ailleurs une substance polluante comme « une substance étrangère ou non dont la variation du taux dans l'atmosphère est susceptible, compte tenu des connaissances scientifiques du moment, de provoquer un effet nocif ou de créer une nuisance ou une gêne » [Ce, 1968]. Les conséquences de la pollution atmosphérique autrement dits les impacts (qualifiés de négatifs dans les définitions recensées) revêtent par ailleurs, tantôt un caractère objectif (impacts physiques, écologiques, biologiques, économiques...), tantôt une connotation plus subjective (gêne). La présence de polluants d'origine naturelle (volcans, érosion,...) peut aussi, selon certains organismes, être considérée comme une pollution atmosphérique tandis que d'autres préfèrent réserver le terme de polluants aux seules émissions issues de l'activité humaine. Toutes les sources

de polluants atmosphériques sont d'une façon implicite prises en compte dans les définitions, qu'il s'agisse des sources comme les activités industrielles, domestiques et agricoles, les systèmes de chauffage... ou des sources mobiles avec principalement les transports de marchandises et de personnes. La pollution atmosphérique s'applique en outre aussi bien à l'air extérieur qu'à l'air intérieur des bâtiments. Nous signalons enfin, que le Conseil de l'Europe et l'OCDE insistent sur l'importance des connaissances scientifiques du moment. La notion d'incertitude est donc au cœur des définitions de la pollution atmosphérique.

### **2.1.3. Cadre juridique**

La gestion de la pollution de l'air induite par les transports est inféodée à un cadre juridique. Au niveau international, les actions de coopération reposent sur des conventions entre Etats (Genève, 1979 : lutte contre « la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance » liées au soufre, au dioxyde d'azote, aux composés organiques volatils, au mercure, au plomb et au cadmium ; Vienne, 1985 : lutte contre les substances appauvrissant la couche d'ozone ; Rio de Janeiro, 1992 : Convention-Cadre des Nations Unies sur les changements climatiques, stabilisation des concentrations de gaz à effets de serre dans l'atmosphère à un niveau qui ne porte pas préjudice au système climatique, les pays d'Europe centrale et orientale et l'Union européenne s'engagent à stabiliser leurs émissions de gaz à effet de serre en 2010 au niveau des émissions de 1990), des conférences (Stockholm, 1972 : déclaration de principe sur la nécessité de préserver les ressources naturelles, ainsi que la création de ministères et agence de l'environnement) et des protocoles internationaux (Montréal, 1989 : mise en œuvre de mesures commerciales incitant à la réduction des émissions de chlorofluorocarbures et autres produits chimiques détruisant la couche d'ozone). Au niveau communautaire, l'action se traduit par l'adoption de textes réglementaires liés le plus souvent au cadre juridique international. Le cadre juridique national repose principalement sur la loi sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Energie (LAURE) de 1996 et le programme National de Lutte contre le Changement Climatique (PNLCC).

La réglementation en matière de lutte contre la pollution atmosphérique s'applique à deux niveaux : au niveau de la qualité de l'air et au niveau des émissions. La réglementation relative à la qualité de l'air repose sur la définition de normes de qualité de l'air, à respecter. Les normes intègrent trois paramètres : la nature du polluant, la concentration et la période d'intégration. Les sept polluants pris en compte par le décret français n°2002-213 du 15 février 2002 sont le dioxyde d'azote, les particules (fines PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub>, et les particules en suspension), le plomb, le dioxyde de soufre, l'ozone, le monoxyde de carbone et le benzène. La valeur de la concentration correspond le plus souvent à une valeur limite (notion utilisée dans les directives européennes), c'est-à-dire un niveau sur la base de connaissances scientifiques, dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine et/ou l'environnement dans son ensemble. Ce niveau, à atteindre dans un délai donné et à ne pas dépasser, peut s'exprimer de différentes manières. Les valeurs prises comme références proviennent le plus souvent des recommandations formulées par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS). Ces valeurs guides de l'OMS sont des valeurs minimales à partir desquelles des effets sur la santé sont observés. Elles sont élaborées à partir d'études (épidémiologiques, toxicologiques et d'expérimentations cliniques, ainsi que sur des volontaires) qui relie les concentrations des polluants dans l'air extérieur à des pathologies chroniques ou aiguës identifiées, principalement de type respiratoire. Dans le cas des pathologies chroniques, les valeurs guides se réfèrent à des périodes d'intégration assez longues (de plusieurs mois à un an), en

référence à l'exposition de longue durée. La protection contre les pics de pollution entraînant des pathologies aiguës se base sur des courtes durées (de moins d'une heure, jusqu'à 24 heures).

La loi LAURE définit autour de la norme trois autres valeurs de références :

- Seuils de recommandation et d'information : niveau à partir duquel une exposition de courte durée peut présenter un risque sur la santé des personnes sensibles et à partir duquel les pouvoirs publics informent de la situation, et peuvent diffuser des recommandations d'ordre sanitaire et/ou portant sur la limitation des émissions responsables
- Seuils d'alerte : niveau à partir duquel une exposition de courte durée présente un risque sur la santé humaine et à partir duquel les pouvoirs publics prennent immédiatement des mesures d'ordre sanitaire élargies
- Objectifs de qualité de l'air : niveau fixé dans le but d'éviter ou réduire, à long terme, les effets nocifs sur la santé humaine et/ou l'environnement dans son ensemble. Ce niveau est à atteindre dans la mesure du possible sur une période donnée

Un rapide tour d'horizon sur les normes de qualité de l'air permet de mettre en évidence une large diversité de ces dernières. Pour les sept polluants pris en compte dans la loi LAURE, on trouve 37 types de normes différentes au sein des 47 pays ayant répondu à l'enquête sur les normes de qualité de l'air, en prenant en compte seulement les deux premiers paramètres (nature du polluant, concentration) [Garcia & coll., 2001]. Si l'on prend en considération les trois paramètres, la variété atteint 223 normes différentes. La diversité des normes s'accroît aussi du fait que certaines normes sont assorties d'un nombre de dépassements autorisés. Par exemple, la norme européenne de NO<sub>2</sub> (1h ; 200µg/m<sup>3</sup>) ne doit pas être dépassée plus de 18 fois par an. En Croatie, la même norme est exprimée en percentile 98, ce qui équivaut à 7 dépassements annuels. La norme en Croatie apparaît alors plus sévère que la norme européenne. Des différences de mesure sont en outre une source de variété des normes. Dans certains pays, les normes annuelles sont calculées en référence à l'année « tropique » (1<sup>er</sup> avril au 31 mars) au lieu de l'année civile, de manière à écarter la variabilité météorologique dans les concentrations des polluants dits d'hiver (particules, monoxyde de carbone, dioxyde de soufre) ou dans les polluants dits d'été (ozone) dans l'hémisphère sud. La méthode de calcul des normes de court terme peut également être une source de variété des normes. Une norme journalière calculée à partir de la moyenne fixe sur 24 heures donne une valeur par jour, tandis qu'une moyenne glissante aboutit à 24 valeurs. La moyenne glissante est plus sévère que la fixe. Si l'on peut noter un consensus sur la dangerosité des polluants atmosphériques, la multitude des normes de qualité atteste de la complexité liée à la fixation d'une norme. L'élaboration d'une norme résulte en effet d'un compromis entre des facteurs scientifiques (épidémiologiques...), techniques (technologies des mesures : amélioration des limites de détection, passage des prélèvements manuels aux prélèvements automatiques ; technologies de prévention possibles et coût de ces technologies), démographiques, économiques et sociaux. Les normes évoluent ainsi dans le temps et dans l'espace. Les exemples de l'OMS (valeurs guides 1987-1999), des Etats-Unis (adoption de nouvelles normes en 1997) et de l'Union européenne (nouvelle directive 99/30/CE) en témoignent.

Dans le domaine des transports, les normes réglementaires en matière de pollution atmosphérique concernent les émissions de polluants atmosphériques (incluant la réglementation sur les carburants en matière de SO<sub>2</sub> et de particules). Les normes d'émissions sont également le fruit d'un compromis entre les différents acteurs impliqués dans la pollution de l'air. Selon [Georgiades, 1987], une norme d'émissions résulte avant tout d'un arbitrage politique établi sur la base d'un état des lieux de l'environnement et d'un arbitrage socio-économique dans lequel le poids économique et social de l'industrie des véhicules ainsi que les termes de la concurrence avec les autres constructeurs sont



des éléments déterminants. La rationalité économique n'intervient qu'a posteriori, comme justification des choix fondés. Le degré de sévérité de la norme limite le choix technologique, ce qui peut avoir des conséquences économiques importantes (monopole ou dépendance d'un savoir-faire technologique par exemple). La réglementation ne constitue pas cependant un pari technologique, les valeurs d'émissions retenues sont ainsi nécessairement respectées par le recours à des technologies disponibles dont les impacts sont assez bien appréhendés. La plupart des normes d'émissions sont plus ou moins liées aux impacts des polluants atmosphériques. Parmi les normes d'émissions qui découlent des différentes réglementations, celles concernant les véhicules routiers sont les plus abondantes. Elles réglementent, sur un cycle standardisé, les émissions de monoxyde de carbone (CO), d'hydrocarbure (HC), de particules (PM) et d'oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>). Les normes de l'Union Européenne Euro 1 à 5 transférées dans le droit français permettent de réglementer par ailleurs tous les types de véhicules routiers (véhicules particuliers, véhicules utilitaires, deux-roues...) d'une manière spécifique à chaque classe de nouveaux modèles ou de nouveaux véhicules et à la technologie employée, en fonction de leur année de sortie [Hugrel, 2004; Hugrel & coll., 2006]. Des normes concernant les émissions des moteurs d'avion sont aussi définies [Oaci, 1993; 2003]. Les normes transcrites dans le droit français sont établies pour un cycle standardisé « Landing/take-off » (LTO). Elles s'appliquent aux émissions de particules, d'hydrocarbures, d'oxyde d'azote et de monoxyde de carbone. Les moteurs concernés sont ceux dont la poussée nominale au décollage est supérieure à 26,7 kN. Les normes d'émissions imposées aux locomotives à moteur thermiques et aux navires maritimes et fluviaux n'ont pas été identifiées.

Après une mise en œuvre tardive des normes, l'Union européenne semble posséder désormais une certaine avance sur la plupart des pays, en termes de réglementation sur la qualité de l'air. Les directives sont par exemple plus sévères que les normes de qualité en vigueur aux Etats-Unis [Garcia & coll., 2001].

#### **2.1.4. Développement durable et gestion de l'environnement**

Les préoccupations pour l'environnement sont fort anciennes, mais c'est lors de la Conférence des Nations Unies sur l'environnement, tenue à Stockholm en 1972, que la communauté internationale s'est réunie pour la première fois, afin d'examiner l'environnement mondial et les impératifs du développement. Dans les années 80, la préoccupation croissante concernant les effets du développement économique sur la santé, les ressources naturelles et l'environnement a mené les Nations Unies à définir un nouveau concept de développement qualifié de durable. Le rapport Brundtland définit le développement durable comme le « développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre à leurs propres besoins » [Wced, 1987]. Le développement durable élargit ainsi la notion de développement économique en intégrant dès lors, au sein des modèles de développement, l'environnement, l'économie, la demande sociale et l'équité. Le développement durable encourage alors la protection et la préservation des ressources naturelles et de l'environnement, ainsi que la gestion de l'énergie, des déchets et du transport. Le concept implique du reste le partage équitable des avantages de l'activité économique à travers toutes les composantes de la population générale.

Cinq ans après le rapport Brundtland, en juin 1992, l'Assemblée Générale des Nations Unies a réuni durant 12 jours plus de 30 000 personnes comprenant plus de 100 chefs d'Etat lors du Sommet de la Planète Terre de Rio de Janeiro. Les pays développés ont proposé un développement durable tandis que les pays en voie de développement l'ont refusé du fait qu'il devait leur être donnée la chance de rattraper socialement et économiquement le monde développé. Cinq accords ont néanmoins été

ratifiés au Sommet de la Planète Terre de Rio. Ceux-ci sont la Convention sur la Diversité Biologique, la Convention-Cadre sur le Changement Climatique, les Principes de la Gestion des Forêts, la Déclaration de Rio sur l'Environnement et le Développement et l'Agenda 21.

L'Agenda 21 est un modèle opérationnel du développement durable au 21<sup>ème</sup> siècle qui fournit un cadre pour aborder les problèmes sociaux et écologiques parmi lesquels la pollution atmosphérique, les problèmes de transport, le déboisement, la perte de la biodiversité, la santé, le surpeuplement, la pauvreté, la consommation d'énergie, et la production de déchets figurent au premier plan. Les nations qui ont accepté de participer à l'Agenda 21 sont surveillées par la Commission Internationale sur le Développement Durable, et sont encouragées à favoriser l'Agenda 21 au niveau local et régional dans leur propre pays. Les gouvernements, les organisations non gouvernementales (ONG), l'industrie et le public en général sont encouragés à s'impliquer. Depuis la conférence de Rio, 180 pays ont signé en décembre 1997 le protocole de Kyoto. Dans ce protocole, 38 pays s'engagent à réduire d'ici 2008 à 2012 leurs émissions de gaz à effet de serre (GES) en moyenne de 5,2% pour l'ensemble des émissions de 1990.

#### 2.1.4.1. Les différentes acceptions du développement durable

La littérature sur le développement durable identifie deux principales acceptions du concept de développement durable. La première acception dite « faible », sous-tendue dans le rapport Brundtland [Wced, 1987] est la plus utilisée par les spécialistes en sciences économiques et les décideurs. Elle est à la base de nombreux outils d'évaluation et d'aide à la décision environnementale (méthode d'évaluation contingente, analyse coût-bénéfice, analyse coût-efficacité...). La seconde dite « forte », fait l'objet d'une audience de plus en plus grande, mais on lui reproche encore bien souvent la quasi absence d'outils de mesure et d'aide à la décision.

##### 2.1.4.1.1. L'acception « faible » du concept de développement durable

Dans cette approche du développement durable qualifiée de « faible », les éléments naturels (eau, air, terre..) sont supposés comme des capitaux, incluant le capital manufacturé ou productible ( $K_m$ ), le capital humain ou stock de connaissances et de savoir faire ( $K_h$ ) et le capital naturel ( $K_n$ ), c'est-à-dire l'ensemble des ressources épuisables ou renouvelables et les services environnementaux [Wced, 1987]. Ces différents types de capitaux sont supposés commensurables et équivalents (ce qui constitue une hypothèse lourde), ce qui permet d'établir que :  $K = K_m + K_h + K_n$ . Cette hypothèse d'un agrégat élargi du capital permet l'application des concepts de la théorie du capital et conduit plus particulièrement à l'identification d'une règle, à caractère normatif, censée réguler la répartition des capitaux dans l'espace et entre les générations dans l'optique d'assurer la soutenabilité du développement. Cette règle de soutenabilité sera assurée si, le long du sentier de développement, le stock total de capital ( $K$ ) est constant ou s'accroît. Cette règle dite de Hartwick (1977) assure ainsi le maintien du stock de capital dans l'espace et dans le temps, et la consommation apparaît comme l'intérêt de ce stock [Faucheux & coll., 1999]. Solow (1986) dans [Faucheux & coll., 1999] a démontré à ce propos qu'un sentier de consommation non-décroissant (dit soutenable), obtenu comme un sentier de valeur présente actualisée maximum, est conforme à cette règle. Les rentes provenant de l'usage du capital naturel par la génération présente peuvent en effet être réinvesties sous forme de capital économique reproductible qui sera transmis aux

générations futures dans des proportions permettant de maintenir les niveaux de consommation réels constants au cours du temps. La rareté du capital naturel peut alors être neutralisée et ramenée à une simple question d'efficacité économique, puisque la conception « faible » du développement durable repose sur l'hypothèse d'une haute substituabilité dans l'espace et/ou dans le temps, entre les catégories de capitaux (naturel, économique, social), et à l'intérieur même du capital naturel (entre la composante eau, air, terre, biomasse...). Dans ces conditions, le développement durable d'un secteur économique et des transports en particulier, n'est plus inféodé à aucune contrainte écologique. La vision utilitariste du capital naturel pose aussi la question de l'appropriation des biens communs et de la répartition des droits de propriété, selon [Faucheux & coll., 1999]. L'application de la règle de Hartwick implique en outre une anticipation sur le futur pour l'évolution « correcte » des rentes à réinvestir, sans laquelle les rentes pourraient être sous-estimées et insuffisantes pour assurer la « soutenabilité ».

[Daly, 1994; Ekins & coll., 1998; Hueting, 1980; O'connor, 2000] affirment cependant que la substituabilité entre les capitaux naturels et manufacturés ne devraient pas être présupposée, ni sur le plan de la production de richesse économique, ni sur le plan du bien-être individuel. Ils soutiennent également que toute tentative de calibrage des élasticités de substitution (et d'autres hypothèses artificielles du même genre) pour les besoins de l'agrégation en termes monétaires des composantes du capital naturel, ne peuvent pas aboutir à des chiffres fiables. Il s'ensuit que le rôle des évaluations monétaires des services écologiques et des composantes du capital naturel pour la construction d'indicateurs de la durabilité devrait rester plutôt restreint au profit d'analyses en termes non monétaires, selon [Faucheux & coll., 1998; 2001; O'connor & coll., 2002].

#### 2.1.4.1.2. L'acception « forte » du concept de développement durable

Dans l'approche dite « forte » du développement durable, le capital naturel est traité de façon spécifique comme le suggéraient déjà certains auteurs tels que [Marshall, 1921; Mill, 1976]. La théorie « conservationniste » prône selon [Daly, 1994] l'état d'équilibre ou « l'état stationnaire ». Dans cette approche plutôt substantive, la règle de soutenabilité résulte du caractère irréductible du capital naturel. Cette règle signifie « garder la nature intacte », ce qui traduit en quelque sorte l'idée que le développement économique devrait respecter des contraintes écologiques liées au maintien de la quantité et de la qualité du capital naturel [Daly, 1994]. Faute d'une hypothèse forte concernant le progrès technique, la règle de soutenabilité « conservationniste » implique selon nombre d'économistes des taux de croissance du secteur économique nuls, voire négatifs.

Les tenants de l'économie de l'environnement proposent plutôt d'articuler la préservation de l'environnement aux caractéristiques sociales et économiques du développement durable, à travers la notion de capital naturel critique défini « à une échelle géographique donnée, (comme fournissant) d'importantes fonctions environnementales (internes et externes<sup>13</sup>) et pour laquelle aucun substitut en termes de capital manufacturé ou humain ou même naturel n'existe » [Faucheux & coll., 1999]. La négociation, les conflits et la stratégie sont ainsi introduits dans la détermination des normes et/ou des objectifs de soutenabilité, laissant place de cette manière à la dimension politique. Qu'il s'agisse ainsi des travaux de [Constanza & coll., 1992] ou du modèle de [Barbier &

<sup>13</sup> Les fonctions environnementales internes correspondent aux mécanismes naturels nécessaires au maintien de la biosphère (photosynthèse...). Les fonctions environnementales externes désignent l'ensemble des fonctions que la biosphère donne à l'homme (épuration naturelles, matières premières...).

coll., 1990], le développement durable d'un secteur économique est toujours défini comme l'activité économique permanente maintenant les niveaux de chaque type de capital naturel de la région dans laquelle elle s'insère en dessus des seuils de reproductibilité de la biosphère<sup>14</sup>. Il s'agit comme le soulignent [Faucheux & coll., 1999] d'une optique en termes de « production jointe de biens et de services économiques concomitante à la reproduction et au renouvellement de services et supports naturels ». L'interprétation « forte » du développement durable fait apparaître ainsi le capital naturel comme structurellement fondamental car l'activité économique dépend des flux de ressources naturelles alors que les inputs manufacturés quels qu'ils soient, ne sont pas indispensables à la production de stocks atmosphériques. Le capital naturel, en tant que stock de ressources et de supports environnementaux pour l'activité de transport, se caractérise en outre par une multifonctionnalité<sup>15</sup> sans égal par rapport au capital manufacturé [Ahvenharju & coll., 2004]. L'interprétation forte du capital naturel met du reste l'accent sur la nécessité de ne pas substituer les capitaux entre eux, même si pour certains auteurs [Sachs, 1997], l'hypothèse d'une substituabilité entre les éléments du capital naturel et l'hypothèse du rôle potentiellement bénéfique du changement technique ne sont pas totalement écartées.

#### 2.1.4.2. Les implications du concept de développement durable dans la gestion de l'environnement

Quelle que soit l'acception du développement durable, le concept permet de structurer l'information relative à l'environnement, au bien-être social et aux activités économiques dans le but d'assurer une meilleure gestion de l'environnement [Bailly, 1998].

La première acception du développement durable entrevoit l'environnement d'une manière très anthropocentrée où seuls les intérêts sociaux et surtout économiques prévalent. La conception de soutenabilité faible renvoie ainsi à l'image d'une démocratie gouvernée par le modèle d'économie libérale dans laquelle l'utilisation du modèle marchand s'avère constituer une procédure pertinente pour agréger et répondre efficacement aux préférences individuelles. Les aspects environnementaux sont donc systématiquement monétarisés pour les rendre comparables aux valeurs économiques et les intégrer de la sorte dans les bilans comptables (Comptabilité verte, analyses de type coûts-avantages...) sur la base desquels se prennent les décisions visant à atteindre l'optimum économique. Aucune véritable protection du capital naturel n'est préconisée puisque le principe de cette acception du développement durable réside dans la substituabilité des capitaux entre eux, quelle que soit leur nature, et que la recherche du plus grand développement économique demeure le maître mot de l'acception faible du développement durable. L'acception faible du développement durable s'appuie en outre sur l'usage de processus technocratiques d'expression de la demande sociale, effectuée par une « élite qualifiée d'administrateurs et de spécialistes scientifiques » [Faucheux & coll., 2002].

La conception forte du développement durable propose une alternative dans laquelle l'environnement doit être appréhendé de façon spécifique et non en regard des seuls intérêts de l'homme. Dans cette approche du développement durable, le développement économique est

---

<sup>14</sup> Les seuils s'appliquent à l'utilisation des ressources naturelles renouvelables qui ne doit pas excéder leur taux de renouvellement, les ressources épuisables qui doivent être extraites à un taux permettant leur remplacement par des ressources renouvelables et les émissions de déchets qui doivent être inférieures à la capacité d'assimilation du milieu.

<sup>15</sup> Le capital naturel fournit principalement la matière et l'énergie nécessaires aux activités de déplacement. La nature constitue aussi une raison de déplacement (site touristique...).

soumis au développement social, lui-même soumis au développement ou du moins au maintien de la biosphère.

Le concept défendu dès ses débuts par [Passet, 1979] introduit la fixation de valeurs de protection du capital naturel imposées aux composantes sociale et économique du développement durable. Pour des situations où l'usage d'une composante environnementale se fait au détriment d'une autre composante, l'établissement des valeurs de référence est néanmoins compliqué et nécessite de faire un choix, comme l'indique [Huetting, 1980]. Le concept de soutenabilité forte induit de s'interroger alors sur l'importance d'un élément naturel par rapport aux autres.

L'approche de la soutenabilité forte s'appuie sur le modèle de dialogue « multi-acteurs » ou de concertation pour dégager la demande sociale en matière d'environnement et définir le choix de moyens en vue de sa réalisation. Les théoriciens de la démocratie délibérative proposent un modèle de démocratie sous forme d'un forum à travers lequel les jugements et préférences sont formés et modifiés au sein d'un dialogue ouvert, raisonné et argumenté entre les citoyens [Van Den Hove & coll., 1997].

Selon [Faucheux & coll., 2002], la culture politique de la France se caractérise, par ailleurs, par une forte polarité entre, d'une part, les cadres techniques, commerciaux et administratifs qui affirment leur compétence de gestion et de décision et, d'autre part, un public qui avoue une responsabilité réduite voire un fatalisme en ce qui concerne le présent et l'avenir de la population générale. Dans ce contexte, mêmes si les spécialistes avancent que « les raisons pour l'action qui font appel à de plus larges communautés d'intérêts (y compris celles des générations futures) auront plus de probabilité de survivre à une délibération publique qu'à une délibération privée des élites ou qu'à une solution de marché censée exprimer les préférences », ils se refusent d'envisager une politique de l'environnement, dans la population générale française, sur la seule base des pratiques de participation et de délibération propres aux traditions politiques anglo-saxonnes.

#### 2.1.4.3. Conclusion

L'intérêt pour l'environnement prend l'expression d'une anxiété sur la perte d'intégrité du patrimoine naturel et sur la mise en doute des procédures de décisions actuelles. Il témoigne aussi de l'importance des notions d'intégrité (naturelle ou personnelle) et de responsabilité (individuelle, politique) comme les forces vives d'un projet de société original de développement durable.

La tendance actuelle semble s'orienter vers l'utilisation d'une nouvelle forme de gestion de l'environnement, plus participative, jugée plus robuste que les procédures propres à la démocratie représentative [Funtowicz & coll., 1997].

Même lorsqu'un modèle délibératif est perçu comme pertinent, rien ne garantirait pourtant que la concertation des protagonistes autour d'un enjeu mènera à de meilleures solutions que celles envisagées par les méthodes propres à la démocratie représentative [Marris & coll., 1999; Van Den Hove & coll., 1997]. Les approches participatives pourraient même, dans certains cas, entraîner le blocage du processus décisionnel et provoquer des effets inverses à ceux visés lors de leur mise en œuvre, d'après [Van Den Hove & coll., 1997]. Il convient toutefois d'être prudent avec ces résultats, car ces analyses ont déjà quelques années, et dans ce domaine, la situation peut évoluer très rapidement.

Le problème ne réside pas tant dans le manque de temps ou l'insuffisance de moyens mis à la disposition des délibérants que dans l'inertie de la majorité ainsi que les intérêts partisans puissants

au sein de toute société qui ne sont pas toujours cohérents avec la poursuite de plus larges objectifs écologiques et sociaux.

Sans parler des systèmes de valeurs culturelles inconciliables, il peut exister ou émerger des conflits d'intérêt difficiles à résoudre. Ainsi, dans de nombreux projets de développement (lignes TGV, nouvelles technologies) justifiés au nom de l'intérêt national ou d'un plus grand rendement économique, les sensibilités et les intérêts réels économiques de certaines populations locales peuvent être balayés.

Les procédures participatives permettent néanmoins de révéler la valeur non monétarisée des divergences de point de vue tant au niveau des intérêts économiques que des cultures politiques, sans que soit signalée pour autant une route de sortie consensuelle.

Bien qu'initiales depuis longtemps à la gestion des problèmes environnementaux selon l'approche émanant de la conception faible de la durabilité, les sphères décisionnelle et socio-économique semblent manifester un intérêt grandissant vis-à-vis de la conception forte. Ceci laisse à penser que l'intégrité des différentes composantes naturelles, et plus particulièrement l'intégrité de celles touchées par la pollution de l'air devrait se trouver de plus en plus préservée.

La conception forte de la durabilité apparaît essentielle pour l'évaluation de la pollution de l'air, car cette conception garantit véritablement un point fondamental dans l'évaluation environnementale, à savoir la prise en considération de l'irréversibilité de certains impacts environnementaux, c'est-à-dire la non possibilité, pour une cible affectée par l'impact, de revenir à son état initial et ce pour l'éternité (c'est le cas par exemple de la disparition probable de certaines espèces vivantes en raison du réchauffement climatique) ou au moins sur une période supérieure à une vie humaine c'est-à-dire une durée supérieure à cent ans environ (l'arrêt possible du Gofl Stream en raison du réchauffement climatique pourrait entraîner par exemple un climat glacial sur la façade atlantique de la France pendant un siècle). Les impacts qualifiés de long terme peuvent par conséquent être qualifiés d'impacts irréversibles totaux lorsque ceux-ci sont définitifs ou partiels lorsqu'ils s'estompent au delà d'une centaine d'années.

L'élaboration de notre indicateur d'impact global ne privilégie pas cependant l'une des deux conceptions, car le choix d'un des deux concepts appartient à l'utilisateur de l'indicateur et non à son concepteur. La structure de l'indicateur doit donc être suffisamment souple pour pouvoir s'adapter aux deux concepts.

### **2.1.5. Mécanismes de la pollution atmosphérique**

La littérature sur la pollution atmosphérique évoque régulièrement des noms de polluants. On parle aussi de la dispersion et de la transformation de ces polluants. Les impacts et les cibles sur lesquels se manifestent les impacts sont également très souvent mentionnés. La pollution de l'air apparaît ainsi comme une boîte noire aux yeux d'un lecteur non averti. On cherche ainsi à décrire, dans cette partie, le mécanisme global de la pollution atmosphérique.

Seule la pollution de l'air extérieur est étudiée dans cette thèse dans la mesure où les transports qui constituent notre sujet d'étude interviennent majoritairement au niveau de la qualité de l'air extérieur. Cette pollution se manifeste essentiellement dans la couche de l'atmosphère comprise entre 0 et 30 km d'altitude. Elle est caractérisée par les concentrations en polluants atmosphériques et les impacts résultant de l'exposition des cibles à la qualité de l'air. La pollution atmosphérique fait aussi intervenir plusieurs autres facteurs : les émissions, le transport et la dispersion, les

transformations physico-chimiques, la déposition atmosphérique, ainsi que les lois d'impact [Ademe, 2003a; Atmo, 2002; Martin & coll., 1988].

Au niveau du secteur des transports, la demande et l'offre de transport peuvent être considérés comme le point initial du mécanisme global de la pollution atmosphérique présenté dans la figure 9. La demande de transport engendre une activité de transport qui génère une mobilité des biens et des personnes mais induit des émissions de polluants atmosphériques (§ 2).

Les polluants émis sont alors soumis à des phénomènes de transport-dispersion et de transformations physico-chimiques. La concentration en polluant atmosphérique résulte de ces processus, et caractérise un état de la qualité de l'air à un moment donné et à un endroit donné. Selon l'exposition des différentes cibles naturelles et anthropiques à des niveaux de pollution atmosphérique plus ou moins importants, celles-ci développent des réponses de diverses natures et de différentes intensités. Les impacts peuvent en outre se manifester de façon simultanée (la concentration en ozone troposphérique occasionne par exemple des impacts en termes de santé humaine et au niveau du réchauffement planétaire), ou bien en série (le réchauffement global de la planète peut induire par exemple une montée du niveau marin qui peut induire à son tour une disparition de certaines espèces vivantes).

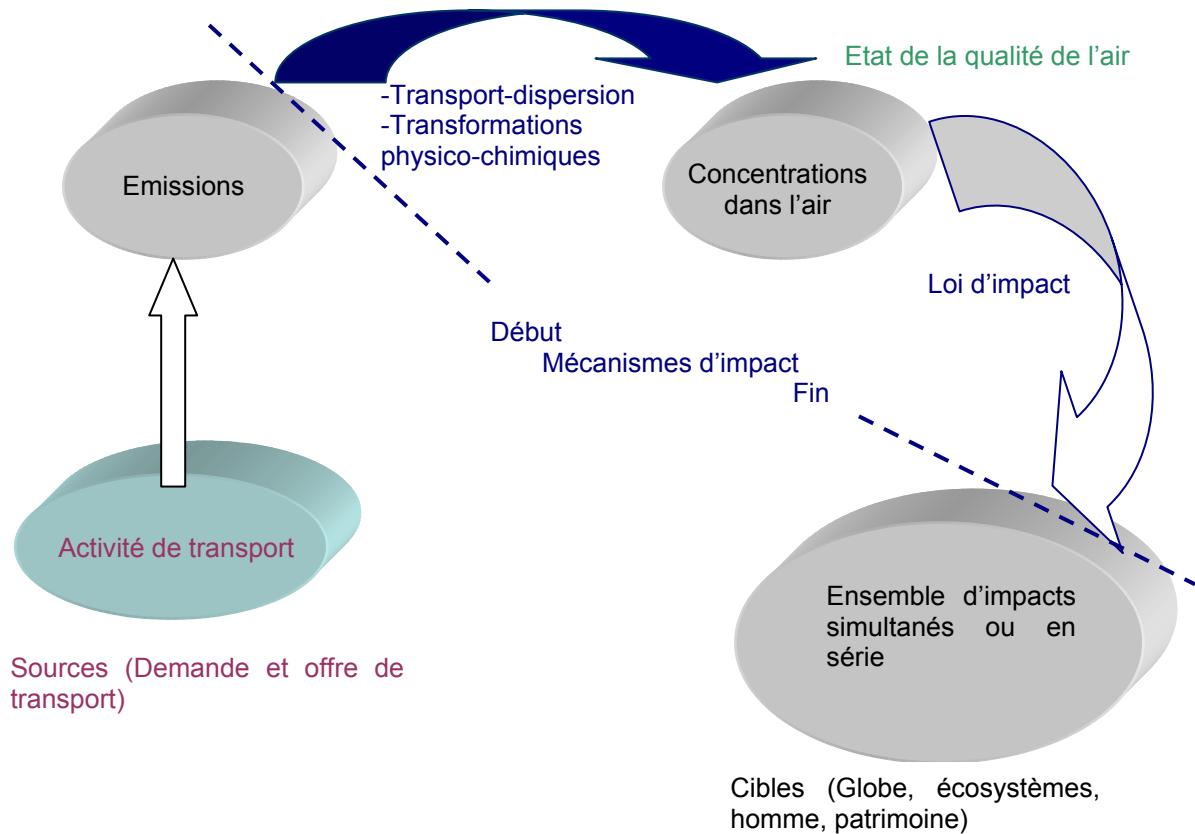


Figure 9 : Mécanisme global des impacts des polluants atmosphériques émis par les transports

#### 2.1.5.1. Les émissions

L'activité de transport et principalement le trafic, comme d'autres secteurs d'activités anthropiques, constituent une source importante d'émissions de polluants primaires dans l'atmosphère. Parmi ces

polluants, on recense par exemple les poussières ou les particules, le dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>), les oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>), le monoxyde de carbone (CO), les métaux lourds, les composés organiques volatils (COV), le fluor, l'acide chlorhydrique, le dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>), le méthane (CH<sub>4</sub>), le protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O), les chlorofluorocarbures (CFC), les hydrofluorocarbures (HFC), les perfluorocarbures (PFC), les hexafluorures de soufre (SF<sub>6</sub>), les organochlorés (dioxines et furannes), les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)... [Ademe, 2003a].

Les émissions de polluants atmosphériques sont ponctuelles et instantanées, c'est-à-dire qu'à chaque instant un système peut émettre de nouvelles molécules d'un même polluant, à un endroit donné. Etant donné que l'émission ponctuelle d'une molécule à un instant donné est forcément distincte d'une autre molécule émise au même instant et/ou au même endroit, ou à un instant différent et/ou à un endroit différent, les molécules émises peuvent être sommées sur un intervalle de temps donné ou pour une activité donnée, et sur un espace donné (grandeur extensive<sup>16</sup>).

Elles sont ainsi mesurées pour un polluant donné et une source donnée (incluant le système émetteur et l'échelle spatiale) en unité de masse par unité de temps (par exemple g/jour) ou d'activité (g/km).

Dans le domaine du transport, les facteurs qui interviennent le plus dans les émissions sont le trafic, la technologie et la topographie. Plusieurs travaux de recherches sont axés vers la connaissance des facteurs d'émissions et la modélisation des émissions de polluants atmosphériques. L'Inrets-LTE s'appuie sur des études menées sur banc à rouleau ou avec des systèmes embarqués pour identifier les facteurs d'émissions de polluants atmosphériques, et utilise les logiciels européens Copert 3 et Artemis [Artemis, 2006] pour estimer les émissions du trafic routier à l'échelle du territoire national.

#### 2.1.5.2. Le processus de transport-dispersion

Lorsqu'un polluant primaire est émis dans l'atmosphère, il est soumis aux processus de transport et de dispersion dont le calcul repose sur le principe de la continuité-conservation [Martin & coll., 1988]. La dispersion et le transport des polluants dans l'air sont très variables dans le temps et dans l'espace, et dépendent de l'état de l'atmosphère, des conditions météorologiques, des facteurs topographiques, des facteurs anthropiques et des éléments propres aux polluants. A titre d'exemple, le temps et la distance de transport des gaz à effet de serre sont négligeables car ces polluants ont une contribution quasiment immédiate sur le réchauffement de la planète et le processus s'effectue majoritairement dans la tranche d'atmosphère qui s'étend du sol jusqu'à un ou deux kilomètres d'altitude (couche de mélange atmosphérique). En revanche les polluants primaires qui interviennent dans le trou de la couche d'ozone sont transportés sur de longues distances (jusqu'à la stratosphère) et de fait sur une durée plus longue (quelques jours) [Ademe, 2003a]. Compte tenu de la grande complexité des processus de transport et de dispersion des polluants atmosphériques, la modélisation de ces phénomènes apparaît encore à l'heure actuelle entachée d'une importante incertitude. Les capteurs fixes de pollution de fond et les outils de mesure de la pollution atmosphérique de proximité témoignent par ailleurs de l'influence de la dispersion sur la concentration en polluants.

---

<sup>16</sup> Une grandeur extensive est une grandeur qui possède la propriété d'additivité sur les ensembles disjoints, ce qui est le cas des émissions [Maurin, 2003].



### 2.1.5.3. Les transformations physico-chimiques

Dans le cas de certains polluants et sous des conditions atmosphériques particulières, il existe des processus de transformation physico-chimiques des polluants primaires émis, en polluants dits secondaires, car non émis directement par les sources [Ademe, 2003a; Federation Atmo, 2002]. Les transformations sont plus ou moins rapides et ont lieu dans la troposphère et la basse stratosphère. Dans le cas de la formation d'ozone troposphérique à partir des émissions de COV et de NO<sub>x</sub>, les transformations chimiques sont assez rapides, de l'ordre de l'heure. En revanche, dans le processus de formation des précurseurs de diminution de la couche d'ozone, les réactions chimiques sont beaucoup plus longues (quelques mois) dans la mesure où elles nécessitent des conditions atmosphériques (physiques) particulières. Les facteurs qui interviennent le plus dans les processus de transformations sont la stabilité physico-chimique du polluant et les facteurs météorologiques avec principalement l'ensoleillement et les précipitations. Les transformations physico-chimiques font l'objet de modélisations plus ou moins complexes et de mieux en mieux déterminées.

### 2.1.5.4. Les concentrations

La teneur ou la concentration désigne en règle générale la présence de polluants dans l'air extérieur. Plus précisément, la concentration d'un polluant représente la présence d'un certain nombre de molécules du polluant dans un volume d'air déterminé, sur une zone donnée (pouvant être réduite à un point), et à un instant donné. Elle est normalement exprimée en unité de masse par unité de volume, par exemple en mg/m<sup>3</sup>.

Dans la littérature, on trouve souvent le terme d'immissions (d'origine allemande) pour caractériser la teneur ou la concentration.

Les concentrations ne dépendent que très peu du récepteur et de la couverture du sol [Martin & coll., 1988]. Elles dépendent principalement des émissions du polluant considéré et des conditions de dispersion et de transformation (durée de vie) dans l'air.

Les molécules présentes à un instant donné et à un endroit donné peuvent correspondre par exemple à l'ensemble des molécules émises :

- à cet instant donné et à cet endroit donné
- à un instant antérieur à ce même endroit
- à un instant antérieur et à un endroit différent.

Contrairement aux émissions qui ont un caractère instantané, les concentrations (mesurées en instantané) disposent ainsi d'une inertie temporelle d'une part, et d'une inertie spatiale d'autre part. Cette double inertie permet de définir l'échelle temporelle et l'échelle spatiale de la pollution atmosphérique. Les deux échelles peuvent être divisées en trois niveaux.

En ce qui concerne l'échelle temporelle :

- Le « court terme » représente une inertie de la concentration d'un polluant de l'ordre de la minute à la journée, c'est-à-dire que la variabilité temporelle de la concentration d'un polluant opérera sur une durée de l'ordre de la minute à la journée (pic de pollution pendant une heure par exemple),
- Le « moyen terme » représente une inertie de l'ordre du mois à quelques années,
- Le « long terme » traduit une inertie de l'ordre du siècle.

En ce qui concerne l'échelle spatiale :

- L'échelle « locale » représente une inertie de la concentration d'un polluant de l'ordre de la centaine de mètres au kilomètre, c'est-à-dire que la variabilité spatiale de la concentration se manifeste sur une distance de l'ordre de la centaine de mètres au kilomètre, depuis le lieu d'émission,
- L'échelle « régionale » traduit une distance de l'ordre de quelques kilomètres à quelques milliers de kilomètres,
- L'échelle « globale » s'applique comme son nom l'indique à l'ensemble du globe, c'est-à-dire que la concentration du polluant résulte des émissions de polluants provenant de tout point de la terre,

Dans le modèle général de la pollution de l'air, les teneurs en polluants constituent l'un des deux éléments, avec les impacts, qui permet de mesurer l'état de la qualité de l'air. Les mesures peuvent être effectuées de différentes manières. Le plus souvent les réseaux de mesures effectuent des mesures discrètes ou continues au niveau de chaque point de relevé. Les données sont ensuite traitées dans le temps (moyennes, maximum, percentile...) de telle manière à aboutir à une information homogène, avant d'être intégrées aux résultats issus des autres points de mesures (traitement spatial des données).

#### 2.1.5.5. La déposition atmosphérique

La déposition atmosphérique se réfère à l'ensemble des processus de transfert d'interface qui concourent à diminuer la teneur d'une substance présente dans l'air [Ademe, 2003a; Martin & coll., 1988]. La déposition sèche correspond au transfert d'un aérosol ou d'un gaz entre l'air et un réservoir tel que le sol, la végétation, l'eau ou un élément anthropique. La déposition humide est un transfert qui s'effectue par les précipitations et, dans certains cas, par les brouillards et la rosée. La déposition est habituellement mesurée dans une unité de masse rapportée à une unité de surface et une unité de temps (mg/m<sup>2</sup>/jour par exemple).

#### 2.1.5.6. Les cibles

Une cible caractérise un récepteur naturel ou anthropique qui se trouve exposé à un état de la qualité de l'air et affecté par celui-ci. Pour chaque catégorie d'impact, différentes cibles, formant un système de cibles caractéristique d'une catégorie d'impact, sont affectées simultanément ou bien en série.

Parmi les cibles environnementales, la littérature identifie quatre systèmes de cibles.

Deux correspondent à des récepteurs naturels :

- le globe terrestre dans son ensemble : les équilibres physico-chimiques de l'atmosphère, les équilibres climatiques, les équilibres des écosystèmes, les espèces, le patrimoine... à l'échelle du globe terrestre ;
- les espèces-écosystèmes : l'ensemble des espèces animales et végétales, ainsi que l'ensemble des écosystèmes d'une région donnée, plus ou moins vaste.

Deux autres contiennent des récepteurs anthropiques :

- l'homme : la santé humaine au sens strict et le bien-être ;
- le patrimoine : le patrimoine bâti commun et le patrimoine bâti historique.

Chaque système de cibles dispose d'une certaine homogénéité en termes d'impacts, d'échelle temporelle et d'échelle spatiale. Si l'on prend par exemple le cas du globe et des espèces-écosystèmes, une apparente redondance peut émerger au niveau des cibles espèces et écosystèmes. Cependant l'échelle spatiale de ces deux cibles n'est pas identique dans les deux cas, puisque celle-ci fait référence au globe terrestre dans le cas du globe, et à une région dans le cas du système espèces-écosystèmes. De plus, la spécificité de chaque système de cibles résulte aussi de la liaison avec les autres cibles envisagées dans chaque système de cibles. Ainsi, le globe est défini par le système de cibles comme les espèces, les écosystèmes, les équilibres physico-chimiques... tandis que le système espèces-écosystèmes ne comprend que les espèces et les écosystèmes.

Chaque système de cibles dispose ainsi d'une homogénéité et d'une indépendance vis-à-vis des autres systèmes.

On utilise indifféremment, dans la suite du mémoire, le terme de cible pour désigner une cible ou l'un de ces quatre systèmes de cibles, pour des raisons de simplification du langage. Pour la même raison, on préfère renommer la cible espèces-écosystèmes. On l'appelle désormais écosystème(s) ou plus simplement encore nature.

#### 2.1.5.7. Les lois d'impact

Les lois d'impact représentent le processus de transformation entre l'exposition d'une cible à un état de la qualité de l'air, à un endroit et durant un intervalle de temps donnés, et la réponse de la cible à cette exposition. Selon les cibles exposées, les mécanismes diffèrent. Ils peuvent être de nature physique comme dans le cas de l'augmentation du bilan radiatif engendré par l'augmentation des teneurs en gaz à effet de serre. Ils peuvent aussi être de nature chimique comme dans le cas de l'acidification des milieux naturels engendrés par la déposition de polluants atmosphériques à caractère acide. Les lois d'impact biologiques sont par ailleurs à l'origine des impacts toxiques et écotoxiques. Les processus psycho-physiques interviennent dans la gêne occasionnée par la pollution atmosphérique.

Les lois d'impact ont lieu à différentes échelles de temps. L'augmentation du bilan radiatif constitue typiquement un mécanisme à la fois immédiat et de long terme : immédiat car les émissions de gaz à effet de serre influencent aussitôt le bilan radiatif net de l'atmosphère (forçage radiatif) et entraînent un réchauffement moyen du globe ; de long terme car la durée de vie des principaux gaz à effet de serre et notamment du principal, le dioxyde de carbone, est longue (proche de 100 ans), ce qui induit une inertie du mécanisme. En revanche, l'exposition à un dégagement fugace de fumées occasionnera un impact sensible, c'est-à-dire perceptible par les sens de l'homme, immédiat. L'échelle spatiale dépend de la cible affectée. Le réchauffement de la planète qui affecte le globe terrestre dans son ensemble représente par exemple un phénomène global. Les lois d'impact biologiques qui affectent des cibles vivantes seront sujets à l'exposition de ces dernières, et de ce fait pourront voir leur échelle spatiale varier considérablement.

#### 2.1.5.8. Les impacts

La littérature est assez ambiguë sur la notion d'impact, tantôt assimilée à la notion d'effet [Le Petit Robert, 1989], tantôt différenciée [Rousseaux, 1993].

Les effets traduisent les propriétés d'une substance polluante, par exemple la propriété toxique d'un polluant atmosphérique mesurée par son potentiel de toxicité. Cela correspond au facteur de caractérisation d'impact [Guinee & coll., 2001a]. On se positionne ici du point de vue de la cause.

Les impacts sont définis quant à eux par la rencontre entre les effets des substances polluantes d'une part, et les récepteurs (ou cibles) sur lesquels l'effet se fait ressentir. La toxicité d'un polluant atmosphérique pourra ainsi occasionner des impacts mesurés en termes de mortalité ou de morbidité. On se place ici du côté de la cible.

Dans un souci de compréhension mutuelle, nous assimilons le concept d'impact au concept d'effet, car l'expression de la propriété toxique (effet) d'un polluant inclut selon nous, dans la définition même de la toxicité, la cible affectée (en l'occurrence la santé humaine dans le cas de la toxicité). La définition de l'effet est orientée par rapport à la cible envisagée. La différence entre l'effet et l'impact semble donc résider au niveau du positionnement dans le processus d'impact (au début pour l'effet et à la fin pour l'impact), et non au niveau d'une réelle différence conceptuelle.

L'impact traduit ainsi dans le mémoire la ou les conséquences plus ou moins directes d'une dégradation de la qualité de l'air, sur une cible ou un récepteur donné parmi les éléments de la biosphère, de la sphère sociale ou de la sphère économique. Il s'agit comme le précise [Maurin, 2003; 2004] d'une description explicite de la réponse d'une cible exposée à un état de la qualité de l'air. Un impact défini pour tout couple {exposition, cible} évolue en fonction de l'intensité de l'exposition. Un polluant atmosphérique peut ainsi être responsable non seulement d'impacts multiples simultanés, mais aussi d'une série d'impacts en cascade. En plus des effets propres à chaque substance, il faut considérer enfin les actions conjuguées de l'ensemble des polluants (synergie ou antagonisme).

Les impacts peuvent avoir en outre un caractère exclusif. Le caractère exclusif d'un impact traduit le fait qu'une quantité donnée d'un polluant impliqué dans un impact ne peut pas en même temps être impliqué dans un autre impact, car les mécanismes du premier impact consomment la dite quantité de polluant. Par exemple, les NO<sub>x</sub> qui interviennent dans l'acidification ne peuvent plus contribuer à l'eutrophisation.

Pour une quantité donnée d'un polluant émis, on peut ainsi définir la contribution relative d'un gaz à différents impacts.

Dans le cas où les impacts ne sont pas exclusifs, la quantité émise contribue intégralement à l'ensemble des impacts dans lesquels le polluant est impliqué. On distingue ainsi :

- une classification dite « absolue », dans laquelle l'assignation des polluants aux diverses catégories d'impact auxquelles ils contribuent est supposée totale, c'est-à-dire que toute la quantité totale de polluant est attribuée à chaque impact ou chaque catégorie d'impact,
- et une classification dite « relative », dans laquelle l'assignation des polluants aux diverses catégories d'impact auxquelles ils contribuent est supposée partielle, c'est-à-dire que l'on répartit la quantité totale de polluant au sein des différentes catégories d'impact, en fonction de quantité qui contribue uniquement à chaque catégorie d'impact.

Les impacts peuvent par ailleurs avoir un caractère positif ou négatif. La connotation positive ou négative de l'impact provient du fait que l'on juge celui-ci comme facteur d'amélioration ou de

dégradation d'une situation. Dans la littérature, l'appréciation de la qualité de l'impact est effectuée par l'homme et le plus souvent du point de vue de ses intérêts. Il s'agit très clairement d'une appréciation anthropocentrée pouvant être évaluée par des grandeurs objectives, observées et mesurables, comme le pourcentage de sur-mortalité imputable à une exposition polluante, ou bien des grandeurs subjectives issues de la réponse de l'homme, comme la gêne.

L'évaluation des impacts implique ainsi, selon [Benetto, 2002] de :

- définir la catégorie d'impact à laquelle contribuent les sources identifiées,
- identifier les paramètres initiaux, intermédiaires et finaux des catégories d'impact, c'est-à-dire les paramètres d'impact qui représentent bien la catégorie d'impact (par exemple, le réchauffement de l'atmosphère est un paramètre d'impact pertinent pour décrire l'effet de serre) [Giec, 2001]<sup>17</sup>,
- classer les critères de concentration ou d'émission en fonction des catégories d'impact, en prenant en compte les mécanismes directs et indirects, en série et en parallèle (le cas échéant, en considérant la répartition des quantités inventoriées entre différentes catégories d'impact ou la répartition dans le temps),
- choisir des modèles et des facteurs de caractérisation (c'est-à-dire des facteurs de transformation « exposition/impact ») à utiliser, qui permettent de quantifier les impacts de chaque catégorie d'impact.

La communauté scientifique internationale de l'analyse du cycle de vie (ACV) identifie deux approches de l'évaluation des impacts que l'on peut étendre à toute évaluation d'impacts environnementaux : l'approche « problèmes » proposée par le CML [Guinee & coll., 2002; Wia, 1999] et l'approche « dommages » appelée EcoIndicator [Gedkoop & coll., 2000a; b].

La principale différenciation entre les deux approches réside dans le choix des cibles prises en compte et de fait, dans les paramètres d'impacts retenus.

Dans l'approche « problèmes », les paramètres d'impacts retenus sont des critères intermédiaires dans le mécanisme d'impact de la pollution de l'air. Dans le cas de l'effet de serre par exemple, le paramètre d'impact représentant cette catégorie d'impact est le réchauffement global potentiel [Giec, 2001].

L'approche « dommages » envisage au contraire les impacts sur les cibles finales. Toujours dans le cas de l'effet de serre, un des impacts retenus pour évaluer cette catégorie d'impact correspond aux dommages sanitaires dus aux changements climatiques.

La durée de l'impact dépend du type d'impact (gêne, cancer, mort...) et de la durée et de l'intensité de l'exposition. Une méthode de détermination de la durée d'un impact est développée dans le tableau 12. Les trois classes de l'échelle temporelle correspondent à celles habituellement trouvées dans la littérature sur la pollution de l'air, et qui s'appliquent comme nous l'avons vu à l'échelle temporelle de la concentration des polluants dans l'atmosphère (§ 2.1.5.4).

L'exposition dépend principalement de la durée des émissions et des concentrations. On ignore ici la durée d'exposition réelle d'une cible à une teneur donnée compte tenu de la complexité et de l'exhaustivité du travail à réaliser pour la déterminer. La durée d'exposition réelle d'une cible est donc assimilée à la durée de la concentration c'est-à-dire que l'on considère que la cible est en permanence exposée (ce qui maximalise la durée d'exposition).

---

<sup>17</sup> GIEC : Groupe intergouvernemental de spécialistes sur l'évolution du climat

La durée de la réponse de la cible est sujette au délai de la réponse, c'est-à-dire à l'échelle temporelle du mécanisme d'impact, ainsi qu'à la durée propre de la réponse (de l'impact).

En définitive, la durée réelle de l'impact résulte du croisement des durées d'exposition et de réponse. L'impact se manifeste ainsi sur la plus grande échelle temporelle donnée par l'exposition et/ou la réponse de la cible.

En ce qui concerne les émissions émises de manière discrète ou continue, il convient d'effectuer une conversion d'échelle. Nous proposons de faire correspondre une émission discrète d'une durée de l'ordre de quelques minutes à la journée à l'échelle « court terme », un ensemble d'émissions discrètes formant une émission presque continue d'une durée de l'ordre du mois à quelques années à l'échelle « moyen terme », et enfin un ensemble d'émissions discrètes formant une émission presque continue d'une durée de l'ordre du siècle à l'échelle « long terme ».

Tableau 12 : Structure de la méthode de détermination de la durée d'un impact

Echelle temporelle		Court terme	Moyen terme	Long terme
Exposition	Durée des émissions			
	Durée des concentrations			
Réponse	Délai de la réponse (mécanisme d'impact)			
	Durée de la réponse (Impact)			
Impact				

L'échelle spatiale de l'impact dépend également de l'échelle spatiale des éléments relatifs à l'exposition et à la réponse. La méthode proposée pour établir l'échelle temporelle peut être transposée à l'échelle spatiale (tableau 13). Les trois classes de l'échelle spatiale correspondent également à celles habituellement trouvées dans la littérature sur la pollution de l'air, et qui s'appliquent comme nous l'avons vu à l'échelle spatiale de la concentration des polluants dans l'atmosphère.

Tableau 13 : Structure de la méthode de détermination de l'échelle spatiale d'un impact

Echelle spatiale		Locale	Régionale	Globale
Exposition	Etendue des émissions			
	Etendue des concentrations			
Réponse	Etendue du mécanisme d'impact			
	Etendue de l'impact			
Impact				

## 2.2. Typologie et architecture d'agrégation des impacts environnementaux des polluants atmosphériques

La littérature fait état de différents types d'impact environnemental liés aux émissions de polluants atmosphériques. On parle par exemple de l'effet de serre, du trou de la couche d'ozone, des pluies acides...

Notre indicateur d'impact environnemental doit représenter la multiplicité et la diversité des impacts environnementaux de pollution de l'air, en faisant ressortir l'homogénéité et l'hétérogénéité entre les différentes catégories d'impact.

On propose pour cela d'élaborer, dans un premier temps, une typologie des impacts environnementaux des polluants atmosphériques (§ 2.2.1).

On développe ensuite une architecture d'agrégation pour intégrer les différentes catégories d'impact environnemental au sein d'un impact environnemental global des polluants atmosphériques (§ 2.2.2).

### 2.2.1. Typologie des impacts environnementaux des polluants atmosphériques

L'élaboration d'une typologie de la pollution de l'air vise à définir le plus précisément et le plus exhaustivement possible, tout en évitant les redondances, les différents types d'impacts environnementaux des polluants atmosphériques reconnus par les spécialistes, que l'on souhaite prendre en compte dans notre évaluation de la pollution de l'air.

La littérature semble proposer deux typologies des impacts environnementaux des polluants atmosphériques. La typologie la plus souvent utilisée est basée sur l'échelle spatiale des impacts environnementaux. On distingue ainsi généralement trois types de pollution : locale, régionale, globale [Ademe, 2003a; b]. On trouve aussi une autre typologie calée sur l'échelle temporelle des impacts environnementaux. On distingue généralement trois types de pollution : court-terme, moyen-terme, long-terme [Ademe, 2003a; b].

Ces deux typologies sont intéressantes du point de vue de leur simplicité. Elles ne renseignent cependant que très peu sur les polluants, sur les mécanismes d'impact, et sur les impacts eux-mêmes.

Une autre typologie des impacts environnementaux, non spécifique à la pollution de l'air, est développée dans la méthodologie de l'analyse du cycle de vie (ACV). Cette typologie distingue plusieurs catégories d'impact environnemental : l'effet de serre, le trou de la couche d'ozone, la

pollution photochimique, l'acidification, l'eutrophisation, les impacts sanitaires, et les effets sur les écosystèmes [Guinee & coll., 2002].

L'ensemble de ces catégories d'impact permet de donner une vision assez large sur l'ensemble des types d'impact environnemental, mais oublie trois catégories auxquelles contribuent les polluants atmosphériques : la pollution sensible, la dégradation du patrimoine bâti commun et la dégradation du patrimoine bâti historique. On observe également un certain nombre de redondances entre les catégories d'impacts : les impacts sanitaires dus à la pollution photochimique, au trou de la couche d'ozone et à l'effet de serre sont par exemple redondants avec les impacts sanitaires.

On propose de définir une nouvelle typologie des impacts environnementaux des polluants atmosphériques à partir de la combinaison spécifique des polluants, des phénomènes de transport-dispersion, des processus de transformation physico-chimiques, de la déposition atmosphérique, de la concentration, des cibles, des lois d'impact, et des impacts.

L'objectif est de créer des catégories d'impact homogènes, principalement au niveau des polluants, des mécanismes d'impact impliqués, ainsi que des cibles affectées, tout en veillant à ce que chaque catégorie d'impact soit exclusive des autres.

#### 2.2.1.1. Méthode d'élaboration de la typologie

En s'appuyant sur le mécanisme global des impacts des polluants atmosphériques (§ 2.1.5), on observe que tout polluant émis induit un impact environnemental sur une cible donnée, selon un mécanisme d'impact précis.

Sur la base de cette constatation, nous proposons de croiser les polluants atmosphériques émis avec les cibles atteintes par les impacts environnementaux et les mécanismes d'impact, pour déterminer différentes catégories d'impact environnemental des polluants atmosphériques (tableau 14).

L'analyse de la littérature nous permet de dégager dix catégories d'impact dans lesquels interviennent les polluants atmosphériques :

- l'effet de serre<sup>18</sup> ou plus exactement l'augmentation de l'effet de serre : ensemble des impacts environnementaux induits par l'augmentation de la température moyenne du globe due au pouvoir radiatif de certains polluants atmosphériques, et en particulier du dioxyde de carbone (§ 2.2.1.2.1)
- le trou de la couche d'ozone : les composés halogénés réagissent avec l'ozone stratosphérique et entraînent une réduction de la couche d'ozone, à laquelle sont liés un certain nombre d'impacts environnementaux, en particulier sur la santé des êtres vivants dont l'homme (§ 2.2.1.2.2)
- la pollution photochimique : les oxydes d'azote et les composés organiques volatiles réagissent pour former hors centres urbains une grande quantité de polluants secondaires dont l'ozone troposphérique, toxiques pour l'homme et la nature (§ 2.2.1.2.3)
- l'acidification : les oxydes d'azote et le dioxyde de soufre sont transformés en composés acides, et acidifient les milieux naturels avec des conséquences plus ou moins préjudiciables

---

<sup>18</sup> Il s'agit en réalité de l'augmentation de l'effet de serre, car l'effet de serre en lui-même est un phénomène naturel permettant de maintenir une température moyenne proche de +15°C à la surface du globe, au lieu de -19°C en son absence [Giec, 2001]. Le terme « effet de serre » étant le plus souvent perçu comme l'impact c'est-à-dire l'augmentation du phénomène, la littérature retient le terme « effet de serre ».



sur la faune et la flore jusqu'à des distances de l'ordre de 1000 km de leur lieu d'émission (§ 2.2.1.2.4)

- l'eutrophisation : les oxydes d'azote contribuent à développer la biomasse végétale, dont le développement excessif entraîne une anoxie des milieux aquatiques, puis des dommages pour la faune et la flore (§ 2.2.1.2.5)
- les impacts sanitaires restreints directs : effets sur la santé humaine, mais restreints car on exclut les atteintes au bien être et les aspects psychologiques (intégrés au sein de la pollution sensible), et directs car on ne considère que les effets dus à une exposition à des polluants primaires. Les impacts sanitaires dus à des polluants secondaires (acidification, pollution photochimique...) sont régis par des lois d'impact de nature différente appartenant à d'autres catégories d'impact (§ 2.2.1.2.6)
- l'écotoxicité directe : les polluants primaires affectant la santé humaine peuvent aussi affecter la nature (§ 2.2.1.2.7)
- la pollution sensible : on entend sous le terme de pollution sensible au sens large, les impacts sur le bien-être de l'homme de la perception sensorielle (principalement la vue et l'odorat) des fumées, des salissures et des odeurs auxquelles contribuent un certain nombre de polluants atmosphériques (§ 2.2.1.2.8)
- la dégradation du patrimoine bâti commun : elle est principalement due aux effets des particules et des produits corrosifs. Elle intègre les impacts sur les bâtiments de la pollution photochimique et de l'acidification (§ 2.2.1.2.9)
- la dégradation du patrimoine bâti historique : elle est dissociée de la précédente car l'impact n'est pas principalement sensible et économique, mais culturel avec un caractère irréversible dans la mesure où toute œuvre est unique et de ce fait impossible à rétablir à l'identique, sans compter la perte du savoir faire dans certain cas (§ 2.2.1.2.10)

On ne tient pas compte de la pollution radioactive au sein de notre typologie dans la mesure où celle-ci ne met pas en jeu uniquement des polluants atmosphériques. Le mécanisme global de la pollution de l'air retenu pour établir cette typologie (présenté § 3.2) ne peut donc pas s'appliquer à cette catégorie d'impact.

Tableau 14 : Méthode de construction de la typologie des impacts environnementaux des polluants atmosphériques

		Lois d'impact								
		Physique		Chimique		Biologique		Psychologique		
Polluants*		I	II	I	II	I	II	I	II	
Cibles	Globe	Effet serre			Trou O <sub>3</sub>					
	Nature					Effet serre Eutrophisation Ecotoxicité	Trou O <sub>3</sub> P.Photochim Acidification			
	Homme	Santé au sens strict					Effets de serre Effets sanitaires restreints directs	Trou O <sub>3</sub> P.Photochim Acidification		
		Bien être							Pollution sensible	
	Patrimoine	Bâti commun	Effet serre Dégradation patrimoine anthropique commun			Dégradation patrimoine anthropique commun		P.photochim Acidification		
		Bâti historique	Dégradation du patrimoine bâti historique			Dégradation du patrimoine bâti historique			Dégradation du patrimoine bâti historique	
			Effet serre Dégradation patrimoine bâti historique			P.photochim Acidification	Eutrophisation Ecotoxicité directe			

\* I : polluant primaire ; II : polluant secondaire

### 2.2.1.2. Catégories d'impact environnemental des polluants atmosphériques

#### 2.2.1.2.1. L'effet de serre

Une présentation détaillée de « l'effet de serre » est présentée en annexe 4. On résume ici les principales informations extraites de la littérature [Giec, 2001].

## **Les émissions**

Les polluants qui contribuent à l'effet de serre sont :

- les polluants contribuant directement au réchauffement global ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{O}_3$ , les hydrocarbures qui contiennent du Cl, du F et du Br)
- les polluants contribuant indirectement au réchauffement global ( $\text{CO}$ ,  $\text{NO}_x$ , COVNM et  $\text{CH}_4$ )
- les polluants contribuant indirectement au refroidissement global (halogènes,  $\text{SO}_2$ , aérosols)

Pour ces polluants, le protocole de Kyoto de 1997 qui a pour objet de rendre opérationnelle la convention cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC) de 1992 retient six gaz à effet de serre : le dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ), le méthane ( $\text{CH}_4$ ), l'oxyde nitreux ( $\text{N}_2\text{O}$ ), l'hexafluorure de soufre ( $\text{SF}_6$ ), les perfluorocarbures (PFC) et les hydrofluorocarbures (HFC) [Onu, 1997].

Sur les six polluants réglementés, le secteur des transports n'émettrait que quatre des six gaz réglementés : le  $\text{CO}_2$  (30% de l'ensemble des émissions sectorielles), les HFC (24%), le  $\text{N}_2\text{O}$  (5%) et le  $\text{CH}_4$  (2 à 3%) (§ 1.2.2.2).

## **Le processus de transport-dispersion**

Les gaz à effet de serre émis par l'activité de transport sont transportés à la surface de la terre et dans la basse atmosphère, cependant ce paramètre n'a pas d'influence sur l'action des gaz, car en réalité, les phénomènes d'absorption du rayonnement infrarouge et de réémission par les molécules de gaz absorbants se déroulent dans l'ensemble du volume de l'atmosphère. Cela signifie qu'un rayon partant de la terre va rencontrer une première molécule de gaz et être absorbé. Un rayonnement sera réémis par la molécule dans toutes les directions (comme le soleil émet dans toutes les directions de l'espace). Ces rayons vont rencontrer d'autres molécules de gaz et le phénomène recommencera. C'est donc un genre de collision en chaîne qui se déroule dans l'atmosphère.

## **Les transformations physico-chimiques**

Les gaz à effet de serre ne subissent pas ou très peu de transformations physico-chimiques. Les polluants primaires émis sont donc responsables directement de l'effet de serre, à l'exception de l'ozone, qui est un polluant secondaire issu de la réaction photochimique entre des polluants primaires non radiatifs ( $\text{CO}$ ,  $\text{NO}_x$  et COV).

## **La déposition atmosphérique**

L'effet de serre ne fait pas intervenir le processus de la déposition atmosphérique.

## **Les concentrations**

Une fois émis dans l'atmosphère, de nombreux gaz à effet de serre y séjournent pendant des années et contribuent ainsi durablement à un forçage radiatif positif. La durée de vie des aérosols troposphériques, dont la majeure partie a tendance à favoriser un forçage radiatif négatif et un climat plus frais, est considérablement plus courte (de l'ordre de quelques jours à quelques semaines). Ceci explique la variation plus rapide de leur concentration par rapport aux variations des émissions. L'activité volcanique peut par exemple projeter dans la stratosphère de grandes quantités de gaz soufrés (surtout du dioxyde de soufre), qui se transforment par la suite en aérosols

sulfatés et entraîner un forçage négatif important mais passager, qui contribue à refroidir la surface de la Terre et la basse atmosphère pendant quelques années.

Les concentrations en gaz à effet de serre ne font pas l'objet de mesures systématiques au niveau des réseaux de mesures locaux. Elles sont néanmoins mesurées par quelques capteurs dans l'air, et dans les carottes glaciaires. Compte tenu de l'imprécision des modèles de dispersion-transformation actuels, la concentration en gaz à effet de serre est difficilement évaluable à partir des modèles. Sachant cependant que les polluants qui interviennent le plus dans le phénomène de l'effet de serre sont des polluants primaires (sauf l'ozone), l'hypothèse que les concentrations soient proportionnelles aux émissions est retenue, et les calculs d'impacts peuvent être effectués à partir des émissions.

### **Les cibles**

La première cible touchée est le globe terrestre dans son ensemble. Des cibles plus ponctuelles, comme le courant du Gulf Stream ou la calotte glaciaire, sont aussi affectés dans un deuxième temps par l'impact des gaz à effet de serre. Les animaux, les végétaux et les hommes constituent les cibles ultimes des impacts en série initiés par le réchauffement global de la planète.

### **Les lois d'impact**

La plupart de l'énergie incidente que l'atmosphère et la terre reçoivent de la part du soleil sous la forme de radiations à faible longueur d'onde est réfléchi sous la forme de radiations infrarouges. L'effet de serre est un phénomène naturel qui correspond à l'absorption d'une partie des radiations réfléchies par les gaz (à effet de serre), les aérosols et les particules, ce qui entraîne un phénomène de réchauffement global de la planète.

Le mécanisme d'impact qui agit sur le globe terrestre et qui occasionne un réchauffement global de la planète est un mécanisme direct et linéaire, c'est-à-dire que les polluants primaires émis agissent immédiatement et de manière proportionnelle à leur concentration dans l'atmosphère sur l'augmentation du bilan radiatif.

C'est aussi un mécanisme physique car l'effet de serre correspond à l'absorption d'une partie des radiations réfléchies par les gaz à effet de serre.

C'est enfin un mécanisme dans lequel les différents gaz à effet de serre n'ont pas le même forçage radiatif d'une part, et agissent d'autre part en synergie.

Les lois d'impact secondaires affectant les cibles comme le courant du Gulf Stream ou la calotte glaciaire sont aussi des processus physiques (arrêt du courant, fonte de la glace). Ils résultent de l'augmentation du bilan radiatif global. Il y a également des mécanismes biologiques qui interviennent au niveau de la modification voire la disparition de certaines espèces et de certains écosystèmes. Dans ce cas, les lois d'impact sont souvent non linéaires.

### **Les impacts**

L'impact initial de l'effet de serre est le réchauffement global de la planète. Cet impact traduit l'augmentation de la température moyenne du globe terrestre. Compte tenu de la linéarité du mécanisme d'impact, le réchauffement global est un impact continu dans le temps, c'est-à-dire qu'il n'existe pas de période dans l'année où le phénomène est nul et d'autre où il est très fort. L'impact ne dépend pas en outre de l'exposition aux polluants émis puisque le mécanisme d'impact est un mécanisme qui agit à l'échelle du globe terrestre. Compte tenu du temps de séjour dans

l'atmosphère des gaz à effet de serre, l'inertie du réchauffement global est grande, de l'ordre du siècle (impact pouvant être considéré irréversible au regard de la durée d'une vie humaine).

Les impacts secondaires sont plus ou moins bien évalués, selon que l'on s'éloigne du réchauffement global. La variation du niveau de la mer, la variation du climat et des phénomènes climatiques et météorologiques extrêmes, la variation de l'enneigement et de l'étendue des glaces, etc sont estimées avec une plus ou moins bonne précision. Les impacts sur la santé humaine ou sur le patrimoine bâti demeurent peu connus à ce jour.

L'effet de serre peut être caractérisé par :

- les gaz à effet de serre (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, SF<sub>6</sub>, PFC, HFC, etc) ;
- le réchauffement climatique global (forçage radiatif (W/m<sup>2</sup>)) (impact initial irréversible), dont le mécanisme d'impact est physique et linéaire ;
- les impacts secondaires (notamment impacts sur la santé) dont les mécanismes sont de nature diverse et le plus souvent non linéaire.

#### 2.2.1.2.2. La diminution de la couche d'ozone

Une présentation détaillée de la pollution qualifiée de « trou de la couche d'ozone » est présentée en annexe 5. On résume ici les principales informations d'après [As, 1998].

#### **Les émissions**

Les polluants qui contribuent au trou de la couche d'ozone sont les composés halogénés et principalement les chlorofluorocarbures (CFC), massivement utilisés comme gaz réfrigérant dans l'industrie du froid, des mousses, des aérosols et des solvants ; les hydrochlorofluorocarbures (HCFC), développés en remplacement des CFC en raison de leur moindre durée de vie dans l'atmosphère et les hydrofluorocarbures (HFC) utilisés comme substitut aux HCFC en raison de leur contribution quasiment négligeable à la diminution de la couche d'ozone; le trichloroéthane, solvant utilisé dans les produits de nettoyage, les dégraissages et les adhésifs (c'est un produit de substitution au tétrachlorure de carbone, matière première dans la production des CFC) ; les halons utilisés dans les matériels d'extinction des incendies (ils ont un potentiel d'appauvrissement de la couche d'ozone très élevé) ; et le bromure de méthyle, désinfectant pour la terre, les locaux de stockage et les véhicules de transport de produits agricoles.

Parmi ces polluants, le protocole de Montréal (1987) a permis de mettre en œuvre des mesures commerciales incitant à la réduction des émissions de chlorofluorocarbures et autres produits chimiques détruisant la couche d'ozone. A l'heure actuelle, l'utilisation de CFC et de HCFC est interdite en France.

Sur l'ensemble des polluants réglementés, le secteur des transports émettrait 24% du total des émissions sectorielles d'hydrofluorocarbures (HFC) (§ 1.2.2.2). Ces émissions résultent de l'utilisation de la climatisation principalement dans les véhicules particuliers [Citepa]. Compte tenu du très faible pouvoir de destruction de l'ozone des HFC, on peut considéré que le secteur des transports ne contribue pas de manière significative (contribution inférieure à 1% de la contribution totale tous secteurs confondus) à cette pollution.

### **Le processus de transport-dispersion**

Les hydrocarbures halogénés rejetés au niveau du sol, s'élèvent progressivement dans l'atmosphère jusqu'à atteindre les couches où le rayonnement UV d'origine solaire est suffisamment fort pour casser ces molécules et ainsi relâcher des atomes de chlore (ou de brome) actifs et potentiellement dangereux qui, sous certaines conditions, peuvent détruire l'ozone.

### **Les transformations physico-chimiques**

Les composés halogénés constituent des formes « réservoirs » inactives de chlore et de brome. Lors du refroidissement intense durant l'hiver austral, des réactions de chimie hétérogènes convertissent les formes réservoirs sous leur forme moléculaire  $\text{Cl}_2$  et  $\text{Br}_2$ . Au retour du soleil au printemps, les molécules sont rapidement dissociées en atomes de chlore et de brome qui conduisent à la destruction rapide et soudaine de la couche d'ozone.

### **La déposition atmosphérique**

Le processus de la déposition atmosphérique n'intervient pas dans le mécanisme de la destruction de l'ozone stratosphérique.

### **Les concentrations**

Compte tenu des engagements du protocole de Montréal et de la durée de vie dans l'atmosphère des composés chlorés et bromés déjà émis (Les CFC et les HCFC ont par exemple une durée de vie comprise entre 90 et 110 ans selon les espèces chimiques), les spécialistes jugent que des baisses d'ozone seront encore perçues au cours de cette décennie et qu'un retour à la situation du début des années soixante-dix ne pourra pas intervenir avant 2050 environ. Les scénarios suggèrent en outre une restauration plus précoce de l'ozone en Antarctique qu'en Arctique.

La conversion des formes réservoirs de chlore et de brome à leurs formes moléculaire puis atomique est en outre inféodée à la formation de nuages stratosphériques polaires (à très basse température), ce qui implique que les concentrations en  $\text{Cl}_2$  et  $\text{Br}_2$  sont en outre en perpétuelle fluctuation au cours de l'année, et qu'elles peuvent considérablement varier d'une année sur l'autre selon que l'hiver austral est plus ou moins rigoureux.

Les concentrations en composés halogénés ne font pas l'objet de mesures systématiques au niveau des réseaux de mesures. Compte tenu de l'imprécision des modèles de dispersion-transformation actuels et de la complexité des réactions physico-chimiques, la concentration en composés halogénés et principalement en  $\text{Cl}_2$  et  $\text{Br}_2$  est difficilement évaluable à partir des modèles. Sachant du reste que les polluants qui interviennent le plus dans la destruction du trou de la couche d'ozone sont des polluants secondaires résultant de réactions de chimie hétérogènes, l'hypothèse que les concentrations soient proportionnelles aux émissions ne peut pas être retenue. Les calculs d'impacts ne devraient donc pas être effectués à partir des émissions.

### **Les cibles**

La première cible touchée est la couche d'ozone stratosphérique, principalement au niveau des pôles de l'Antarctique et de l'Arctique. La réduction de la couche d'ozone entraînerait une augmentation de l'exposition aux rayons ultra-violet (UV B) dont les impacts mutagènes et cancérogènes sur les animaux, les végétaux et les hommes peuvent être considérés comme les impacts ultimes.

### **Les lois d'impact**

Les atomes de chlore et de brome qui apparaissent au printemps austral interviennent en changeant significativement ou en rendant possible des cycles de réactions chimiques détruisant l'ozone stratosphérique, sans que ces atomes ne soient eux-mêmes affectés par les cycles. La présence de lumière et les très basses températures contrôlent les cycles. Les lois d'impact sont des mécanismes physico-chimiques, non linéaires, rapides, soudains et ne sont pas continus (pas de diminution de la couche d'ozone pendant l'hiver car absence de lumière au niveau des pôles). Le potentiel de diminution de la couche d'ozone du CFC<sub>11</sub> sur une longue période (environ 100ans ) (ODP<sub>∞</sub>)<sup>19</sup> constitue la référence à partir de laquelle le potentiel des autres gaz est calculé.

Concernant les impacts sur les êtres vivants, ce sont uniquement des mécanismes biologiques qui sont impliqués. Dans ce cas, les lois d'impact sont souvent plus longues, non linéaires et plus ou moins discontinues dans l'espace et dans le temps selon l'exposition aux UV B.

### **Les impacts**

L'impact initial du trou de la couche d'ozone réside comme son nom l'indique dans la diminution de l'épaisseur de la couche d'ozone, principalement au niveau des pôles. Une fois détruit, l'ozone stratosphérique est régénéré par le cycle de Chapman. Cependant le temps de régénération est assez lent. La destruction importante de la couche d'ozone peut donc demander quelques années pour être complètement restaurée. On peut estimer néanmoins qu'il s'agit d'un impact dont la périodicité est de l'ordre d'une année, c'est-à-dire que le trou de la couche d'ozone apparaît tous les ans avec une intensité plus ou moins grande et qu'il disparaît tous les ans avec une régénération plus ou moins complète (impact réversible).

Les impacts sur la santé humaine et sur les êtres vivants d'une manière générale demeurent peu connus à ce jour, même si des corrélations sont mises en évidence entre l'augmentation de l'exposition aux UV B et l'augmentation de cancer de la peau par exemple. Les impacts sur la santé dépendent de la durée et de l'intensité de l'exposition aux UV B. Lorsque la maladie est contractée, celle-ci peut être de courte durée ou bien demeurer durant toute la vie de l'organisme (cas du cancer de la peau).

La diminution de la couche d'ozone peut être caractérisée par :

- les polluants chlorés ou bromés (CFC, HCFC, HFC, etc.) ;
- la diminution de la couche d'ozone (impact réversible), dont le mécanisme d'impact est chimique et non linéaire ;
- les impacts secondaires (principalement des impacts sanitaires plus ou moins réversibles) dont les mécanismes d'impact sont biologiques et non linéaires.

#### 2.2.1.2.3. La pollution photochimique

Une présentation détaillée de la pollution « photochimique » est présentée en annexe 6. On résume ici les informations principales.

<sup>19</sup> ODP<sub>∞</sub> : ozone depletion potential ou potentiel de diminution de la couche d'ozone, d'une substance a pendant un temps infini.

### **Les émissions**

Les polluants qui contribuent à la pollution photochimique sont les composés organiques volatils non méthaniques (COVNM), le monoxyde de carbone (CO) et les oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>).

Parmi les polluants émis, le décret français n°2002-213 (2002) réglemente les teneurs dans l'atmosphère en dioxyde d'azote et en COVNM. Dans le domaine des transports, les émissions d'oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>) et de COVNM (les hydrocarbures) sont aussi réglementées.

Au regard de l'ensemble des émissions réglementées, le secteur des transports émettrait environ 50% du total des émissions sectorielles annuelles de NO<sub>x</sub>, 30 % de COVNM et 40 % du CO (§ 1.2.2.2).

### **Le processus de transport-dispersion [Flandrin & coll., 2002]**

Les composés précurseurs de polluants photochimiques et principalement de l'ozone troposphérique sont émis majoritairement dans les agglomérations. Une fois émis, le panache de polluants primaires s'éloigne du centre urbain. En se déplaçant sur des distances pouvant atteindre plusieurs centaines de kilomètres parfois, le mélange s'appauvrit plus rapidement en NO<sub>x</sub> qu'en COVNM car la durée de vie de ces derniers est beaucoup plus longue.

### **Les transformations physico-chimiques [Flandrin & coll., 2002]**

Dans la troposphère, le dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) est dissocié en monoxyde d'azote et en oxygène atomique sous l'effet du rayonnement ultra-violet. L'oxygène atomique se combine au dioxygène pour former de l'ozone. Le monoxyde d'azote réagit avec l'ozone pour donner en retour du dioxyde d'azote et du dioxygène.

Les COVNM et le CO se dégradent sous l'action du radical hydroxyle et conduisent en présence de NO<sub>x</sub> à la synthèse de NO<sub>2</sub> et à la formation de composés secondaires, oxydants photochimiques, tels que l'ozone, les aldéhydes, les cétones et le peroxyacétylnitrique. Une molécule de COVNM ou de CO conduisant à plusieurs molécules de NO<sub>2</sub>, le cycle naturel de création d'ozone troposphérique est court-circuité, ce qui entraîne un excès de production d'ozone troposphérique.

### **La déposition atmosphérique [Flandrin & coll., 2002]**

Le processus de la déposition atmosphérique n'intervient pas dans la pollution photochimique.

### **Les concentrations**

La concentration en NO<sub>x</sub> et en CO est variable dans le temps et dans l'espace. Elle dépend principalement des émissions et de l'ensemble des phénomènes de dispersion-transport/transformation. Les réseaux de mesures assurent néanmoins le suivi de la teneur de ces deux polluants primaires et permettent d'établir que les pays où se concentrent les industries et les grandes agglomérations constituent celles où les teneurs en NO<sub>x</sub> et en CO sont les plus grandes. Les teneurs en COVNM sont plus constantes dans le temps, car la durée de vie de ces composés est plus longue et parce que les émissions naturelles sont environ dix fois plus élevées que les émissions anthropiques [Carrasco, 2004].

La concentration en ozone troposphérique qui constitue le principal oxydant photochimique varie en fonction des conditions plus ou moins propices à sa formation. La teneur en ozone est plus importante dans les zones rurales (principalement forestières), à proximité des agglomérations. La formation d'oxydants photochimiques et en particulier d'ozone s'effectue principalement en période estivale dans les régions de fort ensoleillement. L'ozone troposphérique peut



occasionnellement se retrouver dans la haute troposphère et former une couche réservoir d'ozone, qui peut se déplacer sur une distance de plusieurs kilomètres et pendant une durée de quelques jours.

### **Les cibles** [As, 1993; Cshpf, 1996; Rey & coll., 1994]

La première cible touchée par la pollution photochimique est l'atmosphère de certaines régions à certains moments. La présence d'oxydants photochimiques, principalement de l'ozone, dans ces espaces peut affecter les êtres vivants selon leur exposition.

### **Les lois d'impact**

La production d'ozone troposphérique résulte d'un processus photochimique non linéaire qui dépend des niveaux de concentration de COVNM (et de CO) et de NO<sub>x</sub> dans l'air extérieur. C'est en effet le rapport des concentrations de COVNM et de NO<sub>x</sub> qui détermine les conditions de production de polluants photochimiques et notamment de l'ozone, d'après [Flandrin & coll., 2002]. Compte tenu de la durée de vie des NO<sub>x</sub> et de la distance à laquelle les polluants peuvent être transportés, le mécanisme de création d'ozone peut être qualifié de moyen terme (quelques jours) et de régional.

Les lois d'impact affectant les êtres vivants sont uniquement des mécanismes biologiques non linéaires et plus ou moins discontinus dans l'espace et dans le temps selon l'exposition aux oxydants photochimiques. Les lois d'impact sont ou bien de court terme dans le cas de maladies aiguës, ou bien de moyen ou long terme dans le cas de morbidité tel que le cancer ou de mortalité. Si les mécanismes sont non linéaires, on observe néanmoins une proportionnalité entre l'exposition et l'impact, dans les gammes de concentration mesurées dans la réalité.

### **Les impacts**

L'impact initial de la pollution photochimique est la production d'ozone troposphérique [Guinee & coll., 2001a].

Les impacts secondaires les plus importants à prendre en compte concernent les êtres vivants. Les oxydants photochimiques semblent tout d'abord à l'origine de nécroses importantes chez les végétaux dont les suites se traduisent par l'accélération de la sénescence et l'intervention dans le phénomène du dépérissement des forêts (facteur aggravant) [As, 1993; Cshpf, 1996; Rey & coll., 1994]. Il favorise aussi le pouvoir acidifiant des oxydes de soufre et d'azote en favorisant leur oxydation. L'ozone serait aussi responsable de la réduction de la photosynthèse chez les végétaux chlorophylliens, ce qui induirait des pertes de rendement. Les études toxicologiques animales, les expérimentations humaines contrôlées et les études épidémiologiques mettent en outre en évidence les effets délétères de l'ozone et des autres polluants photochimiques sur la santé des hommes et des animaux. L'ozone étant pris comme l'indicateur majeur de la pollution photochimique, la toxicité de ce polluant vis-à-vis de l'homme est de loin la plus étudiée [Cshpf, 1996]. Les propriétés oxydantes de ce gaz entraînent lors d'une exposition à court terme une réaction inflammatoire accompagnée de la libération de divers médiateurs pro-inflammatoires qui peuvent engendrer des effets délétères principalement au niveau des yeux et des poumons [Cshpf, 1996]. Les effets sur la morbidité ressentie c'est-à-dire les symptômes déclarés par les sujets se traduisent par une irritation de l'œil et au niveau du système ventilatoire par une irritation nasale et de la gorge, et l'apparition, principalement à l'effort, d'inconfort thoracique, d'essoufflement, de la toux ou encore de douleurs à l'inspiration profonde. L'ozone diminue du reste chez l'asthmatique le seuil de réactivité aux allergènes auxquels il est sensible et favorise ainsi ou aggrave l'expression clinique de sa maladie.

On n'observe pas par ailleurs de seuil d'exposition à l'ozone en dessous duquel il n'existe pas d'effet sur la morbidité. L'étude réalisée en Ile-de-France par Médina (1994) a permis finalement d'objectiver durant la période 1987-1992 l'existence d'une corrélation positive significative entre les niveaux moyens journaliers d'ozone et la mortalité totale (de l'ordre de 1,2 décès par jour pour 1 million d'habitants, pour une augmentation de 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  du niveau journalier).

Les effets sur la santé dépendent en définitive de la « dose effective », à savoir le produit de la concentration par la durée d'exposition et la ventilation pulmonaire. Ils dépendent également d'une forte variabilité interindividuelle [Cshpf, 1996]. En cas d'exposition unique, les manifestations sont réversibles rapidement (entre 1 heure et 24 heures) alors que des expositions répétées dans les 24 heures qui suivent accentuent ces effets, car l'inflammation de l'épithélium et les dommages cellulaires entraînent une augmentation de la perméabilité et une majoration du passage de l'ozone vers les récepteurs. Des expositions de deux ou trois heures à des concentrations comprises entre 400 et 1000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , répétées de façon quotidienne, s'accompagnent en revanche d'un état apparent d'adaptation, qui persisterait plus ou moins partiellement pendant quatre à sept jours puis disparaîtrait totalement lorsqu'une période de deux semaines s'est écoulée entre la fin des expositions quotidiennes et la réexposition [Horvath & coll., 1981]. L'adaptation serait due soit à une augmentation de la protection vis-à-vis de la toxicité de l'ozone, soit à une incapacité de l'organisme à mettre en place des réactions de défense contre l'agression [Cshpf, 1996]. Les autres effets d'une exposition à long terme à l'ozone (cancers, survenue de pathologies chroniques) demeurent encore inconnus même si l'on peut noter quelques études toxicologiques animales témoignant du rôle potentiel de l'ozone sur le développement de tumeurs bronchopulmonaires.

La pollution photochimique accélère par ailleurs la dégradation des matériaux. Cette composante est exclue de la pollution photochimique et intégrée au sein de la pollution « dégradation du patrimoine bâti ». La pollution photochimique contribue également aux baisses de la visibilité dans l'atmosphère par les particules fines qu'elle génère, et donc d'une manière indirecte, à la pollution sensible [As, 1993].

L'ozone intervient aussi comme nous l'avons vu dans le phénomène de l'effet de serre et donc dans les conséquences qui lui sont associées.

La pollution photochimique peut être caractérisée par :

- les polluants suivants : COVNM, CO, et  $\text{NO}_x$  ;
- la production d'ozone troposphérique (impact initial réversible), dont le mécanisme d'impact est photochimique et non linéaire ;
- les impacts secondaires plus ou moins irréversibles (principalement toxicité et écotoxicité), dont les mécanismes d'impact sont biologiques et non linéaires.

#### 2.2.1.2.4. L'acidification

Une présentation détaillée de la catégorie d'impact « acidification » est présentée en annexe 7. On résume ici les principales informations issues de la littérature [Bonneau & coll., 1987; Dambrine & coll., 1995; Fuladi, 2002; Hauschild & coll., 1998; Luiset, 2000; Ulrich, 1984; Ulrich & coll., 1991].

### **Les émissions**

Les polluants qui contribuent à l'acidification sont les acides nitrique ( $\text{HNO}_3$ ) et sulfurique ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) qui relarguent dans le milieu des ions  $\text{H}^+$ .

Les composés précurseurs des acides sulfuriques et nitriques proviennent d'une part d'émissions naturelles notamment les émissions d'ammoniaque ( $\text{NH}_3$ ), les embruns océaniques ( $\text{HCl}$ ), les émissions volcaniques ( $\text{SO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ) et les acides volatils de la végétation (isoprène, terpènes). Ils proviennent aussi des activités anthropiques de par la combustion de carburants fossiles, les procédés industriels et les transports. L'ensemble produit du  $\text{SO}_2$  (responsable de la formation  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ), des  $\text{NO}_x$ , (responsable de la formation  $\text{HNO}_3$ ) et d'autres produits (responsable de la formation  $\text{HClO}_3$ ).

Parmi les polluants émis, le décret français n°2002-213 (2002) réglemente les teneurs dans l'atmosphère en dioxyde d'azote et en dioxyde de soufre. Dans le domaine des transports, les émissions d'oxydes d'azote ( $\text{NO}_x$ ) et de dioxyde de soufre ( $\text{SO}_2$ ) sont aussi réglementées<sup>20</sup>.

Sur l'ensemble des émissions réglementées, le secteur des transports émettrait environ 50% du total des émissions sectorielles annuelles de  $\text{NO}_x$  et 2 à 3% du total des émissions sectorielles annuelles de  $\text{SO}_2$  (§ 1.2.2.2).

### **Le processus de transport-dispersion**

Les composés précurseurs se trouvent sous forme de gaz ou sont inclus dans des particules. Ils peuvent être transportés sur de longues distance, entre 1000 km pour le  $\text{SO}_2$  et 2000 km pour les  $\text{NO}_x$ .

### **Les transformations physico-chimiques**

Les composés précurseurs sont très solubles dans l'eau et ont un caractère acide. Ils sont piégés à la surface des gouttelettes d'eau en suspension dans l'atmosphère ou dans les nuages, et se transforment en acide nitrique ( $\text{HNO}_3$ ) et acide sulfurique ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ).

### **La déposition atmosphérique**

Le processus de la déposition atmosphérique constitue un mécanisme majeur dans l'acidification des milieux. Les gouttelettes d'eau en suspension dans l'atmosphère entraînent les acides nitrique ( $\text{HNO}_3$ ) et sulfurique ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) qu'elles contiennent vers le sol lors des précipitations.

### **Les concentrations**

La concentration en polluants primaires  $\text{NO}_x$  et  $\text{SO}_2$  est variable. Elle dépend principalement des émissions et de l'ensemble des phénomènes de dispersion-transport/transformation. La concentration est donc très difficilement modélisable. Les réseaux de mesures assurent néanmoins le suivi de la teneur de ces deux polluants primaires et permettent d'établir que les pays où se concentrent les industries et les grandes agglomérations constituent celles où les teneurs en  $\text{NO}_x$  et  $\text{SO}_2$  sont les plus grandes.

---

<sup>20</sup> La réglementation des émissions de  $\text{NO}_x$  a induit l'utilisation de filtres catalytiques dont l'effet sur la diminution des émissions de  $\text{NO}_x$  est sensible depuis 1993. Par ailleurs, l'entrée en vigueur de la norme Euro III pour les poids lourds en 2002 et de la norme Euro IV à partir de 2005 pour les véhicules particuliers contribuera probablement à diminuer davantage les émissions de  $\text{NO}_x$  du transport à l'avenir. La réglementation des émissions de  $\text{SO}_2$  intervient du reste au niveau de la teneur en soufre dans la composition des carburants.

La concentration en acides nitrique ( $\text{HNO}_3$ ) et sulfurique ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) se retrouve bien évidemment au niveau des zones productrices de précurseurs acides ( $\text{NO}_x$  et  $\text{SO}_2$ ). L'acidité des dépôts s'observe aussi dans les régions reculées de Scandinavie septentrionale non émettrices de précurseurs, polluées par le transport de ces derniers, à partir des pays d'Europe occidentale, sous l'effet des vents dominants d'Ouest. D'une manière générale, la concentration en acides nitrique et sulfurique ne fait pas l'objet de mesures systématiques. La concentration en ions  $\text{H}^+$  est néanmoins plus souvent mesurée à l'aide du pH.

### **Les cibles**

L'acidification touche en premier lieu les milieux, principalement l'eau et les sols. Les cibles secondaires sont les êtres vivants qui se trouvent affectés par les modifications de leurs conditions de vie.

### **Les lois d'impact**

Les ions  $\text{H}^+$  libérés dans le milieu entraînent une lixiviation des anions présents dans le milieu. Cette lixiviation a pour conséquence une diminution du pouvoir tampon<sup>21</sup> et une diminution du pH du milieu.

Les mécanismes d'impact sur les êtres vivants sont uniquement des mécanismes biologiques souvent assez longs, non linéaires et plus ou moins discontinus dans l'espace et dans le temps selon l'acidité du milieu et la quantité de nutriments disponibles (perte de minéraux).

### **Les impacts**

L'impact initial de l'acidification est la production d'ions  $\text{H}^+$ .

Dans le cas où les ions  $\text{H}^+$  entraînent une lixiviation plus ou moins rapide des anions en fonction du pouvoir tampon du milieu, on parle d'acidification efficiente du milieu. L'acidification potentielle est définie comme l'acidification qui peut entraîner une diminution de la capacité de neutralisation acide avec un relargage possible dans le futur des anions temporairement absorbés par la biomasse. Dans les deux cas, l'acidification aboutit à une diminution du pH du milieu et à une diminution des nutriments disponibles pour la végétation pendant une durée variable pouvant atteindre plusieurs années, mais très rarement au-delà du siècle (impact réversible).

Les modifications du milieu occasionnent des impacts sur les végétaux (baisse de productivité, dépérissement des forêts...), sur les animaux (problèmes de reproduction, morbidité, mortalité), sur les hommes (problèmes respiratoires...) et sur le patrimoine bâti (corrosion, dégradation...). Les impacts sur les bâtiments sont exclus de cette catégorie d'impact, et inclus dans la pollution « dégradation du patrimoine bâti », de telle manière à éviter une redondance.

---

<sup>21</sup> Le pouvoir tampon du milieu est défini comme la capacité du milieu à pouvoir maintenir le pH constant malgré les apports d'ions  $\text{H}^+$  en faible quantité.

L'acidification peut être caractérisée par :

-l'émission de  $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_2$  et  $\text{NH}_y$  ;

-la libération d'ions  $\text{H}^+$  (impact initial réversible), dont le mécanisme d'impact est chimique et linéaire ;

-les impacts sanitaires et écotoxiques (principaux impacts secondaires), dont les mécanismes d'impact sont biologiques et non linéaires.

#### 2.2.1.2.5. L'eutrophisation

Une présentation détaillée du phénomène de l'eutrophisation est présentée en annexe 8. On résume ici les informations principales tirées de la littérature [A.E, 1997; Balvay, 1989; Blau & coll., 1995; Breemen & coll., 1988a; b; Finnveden & coll., 1997; Grall & coll., 2002; Guinee & coll., 2001a; Heijung & coll., 1992; Jefferies, 1997; Jones-Lee & coll., ; Karman & coll., 2001; Luiset, 2000; Roche & coll., 1989; Tessier-Ensminger & coll., 1997].

#### **Les émissions**

Les polluants qui contribuent à l'eutrophisation sont les ions phosphates ( $\text{PO}_4^{-3}$ ) provenant essentiellement de sources ponctuelles (rejets urbains) qui diminuent avec la dilution quand les débits augmentent, et les ions nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) et ammoniac ( $\text{NH}_4^+$ ) qui proviennent de sources diffuses (respectivement du lessivage des engrais et des rejets domestiques) et augmentent avec le débit, car le lessivage croît avec les précipitations. Les concentrations en silice  $\text{SiO}_2$  sont, quant à elles, liées à la composition rocheuse des bassins versants.

Parmi les polluants émis, la réglementation européenne et française établit des normes tant au niveau des rejets que des teneurs en ions nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) dans l'eau. Dans le domaine des transports, les émissions d'oxydes d'azote ( $\text{NO}_x$ ) qui constituent des composés précurseurs des ions nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) sont par ailleurs réglementées.

Les émissions des transports constitueraient environ 50% du total des émissions sectorielles annuelles de  $\text{NO}_x$  (§ 1.2.2.2).

#### **Le processus de transport-dispersion**

Les oxydes d'azotes émis par les transports peuvent être transportés sur une longue distance (2000 km. En ce qui concerne les émissions d'ions phosphates, nitrates et ammonium, véhiculés par l'eau, le transport est souvent beaucoup plus court. Il peut néanmoins atteindre quelques centaines de km.

#### **Les transformations physico-chimiques**

Les oxydes d'azote sont solubles dans l'eau et peuvent être transformés rapidement en ions nitrates.

#### **La déposition atmosphérique**

Le processus de la déposition atmosphérique peut intervenir dans l'eutrophisation des milieux, en particulier en ce qui concerne les émissions de  $\text{NO}_x$  par le secteur des transports.

#### **Les concentrations**

La concentration en  $\text{NO}_x$  est variable dans le temps et dans l'espace. Elle dépend principalement des émissions et de l'ensemble des phénomènes de dispersion-transport/transformation. Les réseaux

de mesures assurent néanmoins le suivi de la teneur de ces deux polluants primaires et permettent d'établir que les pays où se concentrent les industries et les grandes agglomérations constituent celles où les teneurs en  $\text{NO}_x$  sont les plus grandes.

La concentration en ions nitrates se retrouve bien évidemment au niveau des zones émettrices de  $\text{NO}_x$  mais aussi et surtout d'ions nitrates (zones agricoles). L'eutrophisation peut aussi s'observer dans les régions reculées de Scandinavie septentrionale peu émettrices de  $\text{NO}_x$ , polluées par le transport de ces derniers, à partir des pays d'Europe occidentale, sous l'effet des vents dominants d'Ouest. Les concentrations en ions phosphates et en ammoniac sont beaucoup plus inféodées au lieu d'émission puisqu'il s'agit d'émissions dans l'eau ou dans les sols.

### **Les cibles**

L'eutrophisation touche en premier lieu les systèmes aquatiques. Les cibles secondaires sont les êtres vivants qui se trouvent affectés par les modifications de leurs conditions de vie.

### **Les lois d'impact**

La synthèse d'éléments nutritifs à partir de  $\text{NO}_x$  s'effectue selon un mécanisme d'impact chimique et linéaire, identique quel que soit le milieu dans lequel le polluant est émis.

La présence en excès d'ions nitrates dans l'eau constitue un enrichissement en éléments nutritifs qui stimule la production primaire aquatique et se manifeste par une accumulation algale (biomasse végétale). L'accumulation algale entraîne progressivement un changement du milieu. Le milieu devient de plus en plus hétérotrophe, c'est-à-dire que la production de dioxygène par le mécanisme de photosynthèse devient insuffisante pour couvrir la consommation de dioxygène par le mécanisme de respiration.

Les mécanismes d'impacts sur les êtres vivants sont uniquement des mécanismes biologiques qui sont souvent assez longs, non linéaires et plus ou moins discontinus dans l'espace et dans le temps selon l'eutrophisation du milieu.

### **Les impacts**

L'eutrophisation se caractérise tout d'abord par l'augmentation de la quantité de nutriments dans l'eau (ions phosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) et nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) en particulier). L'eutrophisation occasionne ainsi une détérioration de la qualité de l'eau pendant une durée variable de quelques mois à quelques années (impact réversible).

Cette détérioration déstabilise les chaînes trophiques.

On peut observer en outre une toxicité chronique ou intermittente entraînant une diminution de la valeur commerciale de l'aquaculture et de la pêche.

Sur le plan esthétique et récréatif, les systèmes aquatiques touchés perdent beaucoup de valeur (impacts intégrés au niveau de la pollution « dégradation du patrimoine bâti historique).

L'eutrophisation peut être caractérisée par :

- l'émission de  $\text{NO}_x$  ;
- la synthèse de nutriments (ions phosphates et nitrates en particulier) (impact initial réversible), dont le mécanisme d'impact est chimique et linéaire ;
- l'anoxie du milieu et l'écotoxicité qui s'en suit (impacts secondaires pouvant être irréversibles), dont les mécanismes d'impact sont chimiques et biologiques, et non linéaires.

#### 2.2.1.2.6. La pollution sensible

La pollution sensible est définie comme son nom l'indique par nos sens. Elle est principalement perceptible par notre vue et par notre odorat. Les constituants de la pollution sensible sont les fumées, les salissures et les odeurs [Brand & coll., 1999; De Boer & coll., 1987; Ehrlichman & coll., 1990; Godinot & coll., 1995; Joumard & coll., 1995a; b; Kobal & coll., 1992; Lambert, 2001; Moch & coll., 1997; Moch & coll., 2000; Schiffman, 1974; Zald & coll., 1997]. Une présentation détaillée du phénomène de la pollution sensible est présentée en annexe 9.

#### **Les émissions**

La pollution atmosphérique sensible appartient à deux registres sensoriels : la vue et l'odorat. En ce qui concerne la perception visuelle, on recense la pollution visible directement à la source : ce sont les panaches de fumées qui peuvent être plus ou moins épais, et de couleur variée. Il y a aussi ce qui est visible lointainement, dans le ciel : ce sont les « nuages » dont la couleur peut aussi varier. Les retombées de poussières de couleurs variées constituent les derniers impacts de la pollution sensible visuelle. La pollution atmosphérique odorante est tout aussi variée, avec des odeurs de gaz, d'acides, de soufre, etc, perçues par les habitants.

Parmi les polluants sensibles émis, aucun ne semble faire l'objet d'une réglementation particulière vis-à-vis de la gêne induite par l'exposition de la population à ces polluants. La concentration des particules, de  $\text{SO}_2$ , de certains dérivés oxygénés, de certains acides gras, et de quelques composés aromatiques est cependant réglementée par le décret français n°2002-213 (2002), au regard de leurs impacts sanitaires. Dans le domaine des transports, les émissions d'oxydes d'azote ( $\text{NO}_x$ ) et de COVNM (les hydrocarbures) sont aussi réglementées.

Les transports constituent une source de polluants visuels (panaches et fumées) de par les particules émises (9 % du total des émissions sectorielles annuelles). Ils constituent aussi une source d'odeurs en raison des émissions de  $\text{SO}_2$  (6 % du total des émissions sectorielles annuelles) et de COV de faibles poids moléculaires (inférieur à  $100 \text{ g.mol}^{-1}$ ) (30%) (§ 1.2.2.2).

La pollution visuelle d'origine automobile est plus insidieuse et moins visible que celle provenant des industries. Elle fait intervenir en outre de nombreux acteurs qui en tant qu'utilisateurs des moyens de transport sont à la fois responsables et acteurs de la pollution.

#### **Le processus de transport-dispersion**

Les particules résultant de l'activité anthropique sont suffisamment fines pour que leur comportement dans l'atmosphère s'apparente à celui des gaz. Elles peuvent donc être transportées sur de longues distances. Au bout d'une centaine de mètres du lieu d'émissions, la diffusion des particules et des autres polluants est cependant telle que les fumées ne sont plus perceptibles par l'homme, car les constituants ne sont plus présents en assez grande quantité. Il en est de même pour

les polluants odorants. L'augmentation de la vitesse du vent pourrait cependant véhiculer l'odeur sur une plus grande distance [Diaper, 1987].

### **Les transformations physico-chimiques**

La formation des particules fines résulte d'un changement d'état de la matière, en l'occurrence du carburant fossile pour les transports, soit par réaction en phase gazeuse, soit par évaporation à haute température de solides liquéfiés suivie d'une condensation et d'une solidification [Bicocchi, 1998]. Les particules formées sont sphériques. Leur taille diminue lorsque la température initiale de formation des vapeurs est élevée et que le refroidissement est brutal. Elles peuvent s'agglomérer par la suite entre elles et sur les poussières de grande taille. Le SO<sub>2</sub> peut donner lieu au smog acide qui d'une certaine manière constitue une pollution sensible de par son aspect visuel. Il en est de même pour le bromure d'hydrogène (HBr) qui donne en présence d'air humide un brouillard épais et acide d'après [Inrs, 1987c] dans [Bicocchi, 1998].

Les polluants odorants subissent très peu de transformations physico-chimiques. L'ajout d'un composé odorant à un mélange change néanmoins le plus souvent l'odeur du mélange.

### **La déposition atmosphérique**

Le processus de la déposition atmosphérique peut intervenir dans la pollution sensible. Les fumées peuvent en effet se déposer sur les parois des bâtiments ou sur la végétation et donner un caractère sale au milieu de vie, pouvant entraîner par la suite un sentiment de gêne.

### **Les concentrations**

La concentration des particules en suspension est souvent mesurée par les réseaux de mesures locaux à l'aide de la méthode des fumées noires et de la quantification massique. On observe que la teneur en fumées est la plus importante dans les agglomérations. Les teneurs en SO<sub>2</sub> et COVNM font aussi l'objet de mesures systématiques par les réseaux de la qualité de l'air. Des analyses olfactométriques normalisées, non systématiques, ainsi que des analyses physico-chimiques permettent en outre d'identifier et de doser les molécules odorantes présentes dans une odeur, et d'établir un facteur de dilution au seuil de perception (OTV)<sup>22</sup>. Des nez électroniques expriment aussi la mesure des composés odorants sous la forme d'un signal numérique.

### **Les cibles**

Comme son nom l'indique, la pollution sensible est relative aux sens de l'homme (odorat et vue).

### **Les lois d'impact**

La pollution sensible agit sur l'homme par l'intermédiaire de ses sens, en l'occurrence de la vue et de l'odorat. C'est une catégorie d'impact environnemental dont le mécanisme d'impact final est psychologique, c'est-à-dire qu'il existe des interactions entre l'homme et son environnement physique, dans lesquelles les dimensions sociales sont toujours présentes et médiatisent à la fois la perception, l'évaluation, les attitudes de l'homme en rapport à son milieu physique, mais également les effets de cet environnement sur ses comportements et conduites. L'échelle spatiale et temporelle du mécanisme est locale et de court terme, en raison du faible transport des fumées et des odeurs.

### **Les impacts**

---

<sup>22</sup> OTV : Odour treshold value ou seuil de perception de l'odeur.



Les deux impacts caractéristiques de la pollution sensible sont principalement la gêne et le stress induits par la perception des formes de pollution atmosphérique visuelles ou des odeurs. Il n'y a pas de définition officielle de la gêne. L'OMS définit celle-ci comme « une sensation de désagrément provoquée par un facteur de l'environnement (les fumées ou les odeurs) dont l'individu connaît ou imagine le pouvoir d'affecter sa santé<sup>23</sup> ». La gêne représente ainsi l'expression globale des effets ressentis par les personnes soumises aux odeurs ou aux fumées, et non la seule sensation perceptive. Sont souvent associées au concept de gêne, les interférences avec les activités au quotidien (fermeture des fenêtres, séchage du linge...), mais aussi le sentiment d'environnement pollué et plus généralement l'insatisfaction vis-à-vis des conditions de vie. Les composantes psychosociologiques de la gêne sont complexes, si bien que l'on peut la considérer comme une réaction émotionnelle mais aussi comme le résultat de perturbations des activités au quotidien et même comme révélateur d'une attitude vis-à-vis de la source de pollution sensible (notamment des transports). L'évaluation de la gêne s'effectue le plus souvent à partir d'enquêtes sociales où l'on mesure la gêne exprimée à partir d'une échelle verbale ou d'une échelle numérique. Les spécialistes montrent que la gêne dépend de la perception psychologique de la pollution et non directement de l'intensité de l'exposition. La gêne n'est pas en outre déterminée (ou expliquée) uniquement par les facteurs sensoriels. Le choix d'un éventuel descripteur physique (visuel ou odorant) de la gêne ne semble donc pas pertinent pour évaluer la gêne à partir d'une courbe dose-réponse, du moins en ce qui concerne la gêne exprimée par un individu. Cela résulte du fait que la gêne est définie comme un phénomène psychologique, donc relève des jugements et des attitudes individuelles. Les facteurs non-visuels ou non-odorants qui viennent moduler la gêne peuvent être regroupés en trois classes : les facteurs de situation principalement liés à la localisation du logement ou des activités professionnelles ou socio-culturelles par rapport aux sources de fumées ou d'odeurs<sup>24</sup>, les facteurs individuels<sup>25</sup>, relativement stables dans le temps mais variant suivant les individus, et les facteurs sociaux<sup>26</sup> qui concernent des groupes importants de personnes. L'influence de la durée et de la fréquence des événements de pollution sur la gêne n'est pas mise en évidence. Globalement, la gêne peut être considérée comme un impact de court terme, dans la mesure où il est lié principalement à la perception fugace de fumées ou d'odeurs. La gêne peut être plus longue, lorsque la perception de la pollution sensible est souvent répétée, ce qui est le cas des salissures déposées sur les parois des bâtiments ou sur la végétation, ou de certaines odeurs.

Le stress est un concept relationnel qui est supposé représenter une opposition, une ambivalence entre les opportunités qu'offre l'environnement, les objectifs de l'individu, et ses capacités à faire face. Les réponses de stress peuvent se manifester verbalement, physiologiquement, psychologiquement ou de manière comportementale. La menace que l'individu perçoit de la source de gêne peut souvent constituer une source de stress. La perception d'une pollution sensible (fumées, odeurs) peut par ailleurs déterminer une mauvaise qualité de l'air, car l'individu associe généralement la perception des fumées et des odeurs à la pollution sensible, et aux effets sanitaires

<sup>23</sup> Dans le préambule à la Constitution de l'Organisation mondiale de la Santé, tel qu'adopté par la Conférence internationale sur la Santé (New York, 19-22 juin 1946; signé le 22 juillet 1946 par les représentants de 61 Etats. 1946; (Actes officiels de l'Organisation mondiale de la Santé, n° 2, p. 100) et entré en vigueur le 7 avril 1948), l'OMS définit la santé comme étant « un état de complet bien-être physique, mental et social, et ne consiste pas seulement en une absence de maladie ou d'infirmité ».

<sup>24</sup> Les facteurs de situation ne sont pas liés aux niveaux de pollution sensible qui sont à l'origine de la gêne ressentie.

<sup>25</sup> Les facteurs individuels regroupent les facteurs socio-démographiques (sexe, âge, niveau de formation, statut d'occupation du logement...) et les facteurs d'attitude (sensibilité aux odeurs ou aux fumées, peur de la source...).

<sup>26</sup> Les facteurs sociaux regroupent les styles de vie, l'image de la source de pollution sensible, les attentes vis-à-vis de l'évolution des odeurs ou des fumées, et l'action des pouvoirs publics.

néfastes. Dans ce cas, la source de stress réside directement au niveau de la qualité de l'air qui est potentiellement dangereuse pour la santé.

La pollution sensible peut être caractérisée par :

- l'émission de particules (fumées et panaches), et SO<sub>2</sub> et COV de faible poids moléculaires (odeurs) ;
- la gêne ressentie (impact initial réversible), dont le mécanisme d'impact ultime est psychologique et non linéaire.

#### 2.2.1.2.7. Les impacts sanitaires restreints directs

On qualifie les impacts sanitaires de :

- restreints : car on ne prend en compte que les effets strictement sanitaires affectant l'homme (pas d'extension à la notion de bien être comme dans la définition de la santé de l'OMS : les aspects psychologiques sont intégrés au sein de la pollution sensible),
- et directs : car on considère uniquement les effets dus à une exposition à des polluants primaires, pendant une durée variable (pics de pollution, pollution en continu). Les impacts sanitaires restreints induits par le trou de la couche d'ozone, l'acidification et la pollution photochimique sont exclus des impacts sanitaires restreints directs, car les lois d'impact ne sont pas de même nature.

Une présentation détaillée figure en annexe 10.

#### **Les émissions**

Les polluants atmosphériques qui contribuent aux impacts sanitaires restreints sont multiples [Cassadou & coll., 2004a; b; Cassadou & coll., 2003; Seethaler, 1999b]. On trouve par exemple :

- les particules, CO, aldéhydes, NO<sub>x</sub> en particulier (NO<sub>2</sub>), SO<sub>2</sub> produisant surtout des effets aigus, les hydrocarbures aromatiques polycycliques ou monocycliques (HAP ou HAM)...
- les polluants organiques persistants<sup>27</sup> et les métaux lourds qui s'accumulent dans les tissus adipeux et qui engendrent des effets chroniques...

Parmi les polluants à impacts sanitaires, tous sont réglementés par le décret français n°2002-213 (2002) pour les émissions des véhicules. Dans le domaine des transports les émissions de particules, d'oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>), de CO et de HC sont aussi réglementées.

Le secteur des transports émettrait 9 % du total des émissions sectorielles annuelles de particules en suspension, 23 % de PM<sub>10</sub>, 20 % de PM<sub>2,5</sub> et 15 % de PM<sub>1</sub>, 54 % de NO<sub>x</sub>, 6 % de SO<sub>2</sub>, et 62 % de Cu (§ 1.2.2.2).

#### **Le processus de transport-dispersion**

Les concentrations en polluants atmosphériques qui interviennent dans les impacts sanitaires restreints directs sont plus grandes à proximité des infrastructures de transport (notamment

<sup>27</sup> Les POP sont des composés organiques halogénés qui se caractérisent par des propriétés physico-chimiques spécifiques : semi-volatilité ; grande résistance à la dégradation photolytique, biologique et chimique ; faible dissolution dans l'eau mais solubilité dans lipides.

routières), qu'elles ne le sont dans des zones plus éloignées [Cassadou & coll., 2004a; b; Cassadou & coll., 2003; Chiron & coll., 1996]. Les polluants atmosphériques (émis notamment par les transports) peuvent être transportés sur des distances assez longues [Sawerysyn, 2005]. Les processus de transfert entre le milieu aérien et les autres milieux (sol, eau) constituent par ailleurs des éléments à prendre en compte dans l'établissement de l'impact sanitaire, car les polluants atmosphériques ainsi transférés peuvent affecter la santé de l'homme de manière indirecte [Guinee & coll., 2001a].

### **Les transformations physico-chimiques**

Les polluants qui interviennent dans les impacts sanitaires restreints directs sont par définition tous des polluants primaires, c'est-à-dire qu'ils sont directement émis par le secteur des transports. En réalité, la littérature médicale inclut aussi quelques polluants secondaires et notamment l'ozone, qui résulte comme nous l'avons vu de la réaction entre le CO ou les COV, et les NO<sub>x</sub>. Les effets sanitaires de l'O<sub>3</sub> étant déjà inclus dans la pollution photochimique, nous ne les prenons pas en compte dans cette classe de pollution atmosphérique réservée aux polluants primaires. Il en est de même pour les effets sanitaires résultant de l'acidification.

### **La déposition atmosphérique**

Le processus de la déposition atmosphérique intervient d'une manière indirecte dans le mécanisme d'action des impacts sanitaires car les polluants atmosphériques peuvent se déposer sur les sols (ou la végétation) ou être transférés au milieu aquatique (marin, eau de surface, eau souterraine), et être ingérés par l'homme (nourriture, eau).

### **Les concentrations**

La concentration des polluants atmosphériques émis par les transports et impliqués dans les impacts sanitaires est suivie par les réseaux locaux de mesures de la qualité de l'air (pollution de fond : CO, NO<sub>x</sub>, COV, Particules en suspension, SO<sub>2</sub>), par le mesurage environnemental spécifique de micro-environnements particuliers (CO, NO<sub>x</sub>, COV, Particules en suspension, SO<sub>2</sub>), et par le mesurage personnalisé associé ou non à l'évaluation de biomarqueurs (CO, NO<sub>2</sub>, COV, Particules en suspension). La comparaison des concentrations mesurées ponctuellement à celles fournies par les capteurs du réseau de surveillance, notamment Airparif, montre que les sites de fond sous-estiment largement l'exposition des usagers, d'autant que ces derniers sont plus proches du flux automobile, et que les sites de proximité sont assez représentatifs de l'exposition du piéton, mais moins des usagers des autres modes de transport. Le bio-monitorage confirme l'exposition des conducteurs au CO et aux HAM [Cassadou & coll., 2004a; b; Cassadou & coll., 2003; Chiron & coll., 1996].

L'exposition de la population aux polluants sanitaires dépend des concentrations en polluants atmosphériques mais aussi du nombre d'individus exposés et des caractéristiques propres à chaque individu. L'évaluation de l'exposition de la population aux polluants atmosphériques induisant des impacts sanitaires émis par les transports et notamment les automobiles n'est cependant pas aisée, notamment du fait de l'hétérogénéité des situations face à la source diffuse que constitue la source automobile. L'exposition aux polluants à effets sanitaires est globalement plus grande dans les zones urbaines et sub-urbaines que dans les zones rurales. Par ailleurs, le mesurage direct de l'exposition des citoyens aux polluants automobiles (HAP et CO) montre que l'automobiliste est le plus exposé, devant le cycliste, le piéton, l'utilisateur de bus ou de métro [Cassadou & coll., 2004a; b; Cassadou & coll., 2003; Chiron & coll., 1996]. De fortes teneurs en particules sont observées dans les enceintes ferroviaires souterraines (métro).

### **Les cibles**

Comme son nom l'indique, les impacts sanitaires restreints directs est relative à la santé de l'homme. La seule cible à prendre en compte est donc l'homme.

### **Les lois d'impact**

Les lois d'impact qui interviennent sont uniquement des mécanismes biologiques plus ou moins complexes, dont la durée et l'intensité varient fortement en fonction de la maladie développée, de la durée et de l'intensité de l'exposition. Certaines pathologies pouvant faciliter voire induire d'autres pathologies, il apparaît très difficile de classer les lois d'impact intervenant dans les impacts sanitaires restreints directs parmi les lois d'impact directs ou indirects, ni même dans ceux à court terme ou long terme.

### **Les impacts**

Les impacts sanitaires correspondent aux pathologies développées par les individus exposés à des polluants atmosphériques.

Chaque polluant atmosphérique présente une nocivité potentielle intrinsèque, caractérisée par une gamme plus ou moins grande d'effets biologiques et sanitaires, souvent peu spécifiques et communs d'un polluant à un autre [Seethaler, 1999b].

Les spécialistes ont pour habitude d'estimer, pour chaque catégorie d'effets biologiques et sanitaires, l'impact sanitaire dans la population générale de la pollution atmosphérique induite par les transports [Chiron & coll., 1996].

L'estimation de l'impact résulte de la confrontation des connaissances issues de la toxicologie et de l'épidémiologie [Campagna & coll., 2002; Seethaler, 1999b]. L'épidémiologie permet théoriquement de valider et de quantifier chez l'homme les hypothèses soulevées par la toxicologie. La toxicologie apporte la plausibilité biologique nécessaire à l'interprétation d'observations épidémiologiques.

L'évaluation du risque permet de quantifier l'impact, si l'on dispose d'une courbe dose-réponse et de données concernant l'exposition, réelle ou estimée, de la population [Chiron & coll., 1996]. Le choix du risque acceptable ne relève plus ensuite d'un travail purement scientifique, mais de choix politique de santé publique [Zmirou, 1994].

Les risques pour la santé sont déterminés par l'exposition aux polluants atmosphériques, c'est-à-dire aux concentrations de polluants atmosphériques inspirés et aux volumes inhalés [Chiron & coll., 1996].

Parmi les principaux impacts sanitaires, les spécialistes distinguent les effets à court terme des effets à long terme. Les effets à court terme caractérisent les impacts sanitaires résultant d'une exposition à court terme à la pollution atmosphérique, c'est-à-dire d'une exposition aux variations de la pollution au jour le jour [Campagna & coll., 2002; Zeghnoun & coll., 2001]. Dans ce cas, les maladies et les décès surviennent quelques jours après l'épisode de pollution journalier qui constitue en définitive un facteur d'augmentation de la prévalence de la maladie ou de risque surajouté précipitant de plusieurs semaines au minimum le décès de personnes déjà malades. Les effets à long terme représentent les impacts sanitaires induits par une exposition cumulée à des niveaux moyens de pollution pendant plusieurs années.

Les tableaux 15 et 16 présentent respectivement les principaux effets à court terme et à long terme ainsi que la qualité de l'information disponible pour l'évaluation du risque sanitaire des polluants

atmosphériques émis par les transports (principalement le transport routier) [Cassadou & coll., 2004a; b; Cassadou & coll., 2003; Chiron & coll., 1996].

Tableau 15 : Risques sanitaires à court terme de la pollution atmosphérique induite par les transports [Cassadou & coll., 2004a; b; Chiron & coll., 1996]

Effets / Polluant	Particules	SO <sub>2</sub>	NO <sub>2</sub>	Aldéhydes	CO	Exposition population : E ? (inconnue) ; E1 (connue ponctuellement) ; E2 (peut être estimée). Part de la source automobile dans l'exposition : A ? (inconnue) ; A1 (peut être estimée). Qualité de l'information sur les effets sanitaires : 0 (absence d'effet) ; ? (pas d'effet établi) ; + (effet connu mais non quantifié) ; ++ (effet connu et quantifié).
	E2	E2	E2	E ?	E1	
	A1	A1	A1	A1	A1	
Mortalité générale	++	++	?	?	?	
Mortalité respiratoire	++	++	?	?	?	
Mortalité par asthme	++	++	?	?	?	
Mortalité cardio-vasculaire	++	++	?	?	?	
Fonction respiratoire	++	++	++	?	0	
Voies aériennes supérieures	+	++	+	+	0	
Voies aériennes inférieures	++	++	++	+	0	
Crises d'asthme	+	++	+	+	0	
Affections cardio-vasculaires	++	?	?	?	++	
Troubles neuro-comportementaux	?	?	?	?	++	
Troubles ophtalmiques	?	?	?	+	0	

Tableau 16 : Risques sanitaires à long terme de la pollution atmosphérique induite par les transports  
[Cassadou & coll., 2004a; b; Chiron & coll., 1996]

Effets / Polluant	Particules	SO <sub>2</sub>	NO <sub>2</sub>	Benzène	HAP	Aldéhydes	CO	Pb
	E2	E2	E2	E ?	E ?	E ?	E2	E2
	A1	A1	A1	A1	A ?	A1	A1	A1
Mortalité générale	+	?	?	?	?	?	?	?
Mortalité respiratoire	+	?	?	?	?	?	?	?
Mortalité par asthme	?	?	?	?	?	?	?	?
Mortalité cardio-vasculaire	+	?	?	?	?	?	?	?
Mortalité par cancer	+	?	?	?	?	?	?	?
Incidence cancers respiratoires	+	0	?	0	+	?	0	0
Incidence leucémies	?	0	?	++	?	+	0	0
Incidence autres cancers	?	0	?	?	+	+	0	0
Fonction respiratoire	++	++	?	?	?	?	0	?
Voies aériennes supérieures	+	+	?	?	?	?	0	?
Voies aériennes inférieures	++	++	+	?	?	?	0	?
Prévalence de l'asthme	?	+	+	?	?	?	0	?
Affections cardio-vasculaires	?	?	?	?	?	?	?	+
Troubles neuro-comportementaux	?	?	?	?	?	?	?	++

Les impacts sanitaires restreints directs peuvent être caractérisés par :

- l'émission de polluants toxiques (particules, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, CO, Cu, etc.). les dix dernières années ont vu largement augmenter les risques attribuables aux particules, tant en court terme qu'en long terme (mortalité, cancers) ;
- une multitude d'impacts principaux et secondaires réversibles et irréversibles (cancer, etc.), dont les mécanismes d'impact sont biologiques et éventuellement linéaires au niveau d'une population, pour les niveaux de concentration courants.

#### 2.2.1.2.8. L'écotoxicité directe

L'écotoxicité directe correspond aux effets toxiques affectant la faune et la flore, et d'une manière plus large les écosystèmes, exposés pendant une durée variable (pics de pollution, pollution en continue) à des polluants primaires. L'eutrophisation, l'acidification, la pollution photochimique et le trou de la couche d'ozone sont exclus de l'écotoxicité directe car « l'effet toxique » est induit de manière indirecte. Une présentation détaillée de l'écotoxicité est présentée en annexe 11.

#### Les émissions

Les polluants atmosphériques qui contribuent à l'écotoxicité sont sensiblement les mêmes que ceux qui contribuent les impacts sanitaires, d'après [Guinee & coll., 2001a].

### **Le processus de transport-dispersion**

Les polluants atmosphériques qui interviennent dans la pollution écotoxicité directe peuvent être transportés sur des distances assez longues. Les processus de transfert du milieu aérien aux autres milieux naturels sont aussi particulièrement importants. Les polluants atmosphériques peuvent ainsi affecter l'ensemble des écosystèmes du globe.

### **Les transformations physico-chimiques**

Les polluants qui sont écotoxiques sont tous des polluants primaires, c'est-à-dire qu'ils sont directement émis par le secteur des transports. En réalité, la littérature inclut aussi quelques polluants secondaires et notamment l'ozone, qui résulte comme nous l'avons vu de la réaction entre le CO ou les COV, et les NO<sub>x</sub>. Les effets écotoxiques de l'O<sub>3</sub> étant déjà inclus dans la pollution photochimique, nous ne les prenons pas en compte dans cette classe de pollution atmosphérique réservée aux polluants primaires. Il en est de même pour les effets écotoxiques résultant de l'acidification.

### **La déposition atmosphérique**

Le processus de la déposition atmosphérique peut intervenir dans le mécanisme d'action des impacts écotoxiques car les polluants impliqués peuvent avoir une action nécosante directement par contact ou indirectement par ingestion, ou bien encore modifier les conditions du biotope (c'est-à-dire du milieu de vie des espèces).

### **Les concentrations**

La concentration des polluants atmosphériques émis par les transports et impliqués dans les impacts écotoxiques est suivie par les réseaux de mesures de la qualité de l'air (pollution de fond : CO, NO<sub>x</sub>, COV, Ps, O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>), par le mesurage environnemental spécifique de micro-environnements particuliers (CO, NO<sub>x</sub>, COV, Ps, O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>), et par le mesurage personnalisé associé ou non à l'évaluation de biomarqueurs (CO, NO<sub>2</sub>, COV, Ps, O<sub>3</sub>). L'exposition aux polluants écotoxiques dépend des concentrations en polluants atmosphériques mais aussi du nombre d'individus exposés et des caractéristiques propres à chaque individu. L'exposition aux polluants écotoxiques est globalement plus grande dans les zones urbaines et péri-urbaines que dans les zones rurales.

### **Les cibles**

Comme son nom l'indique, l'écotoxicité est relative à la santé des être vivants excepté l'homme, et au bon fonctionnement des écosystèmes.

### **Les lois d'impact**

Les lois d'impact qui interviennent sont uniquement des mécanismes biologiques et écologiques plus ou moins complexes, dont la durée et l'intensité varient fortement en fonction de la maladie développée et de la durée et de l'intensité de l'exposition. Certaines pathologies pouvant faciliter voire induire d'autres pathologies, il n'est pas possible de classer les lois d'impact intervenant dans les impacts écotoxiques parmi les lois d'impact directs ou indirects, ni même dans ceux à court terme ou long terme.

## **Les impacts**

Les impacts écotoxiques correspondent aux pathologies développées par les êtres vivants exposés à des polluants atmosphériques. Chaque polluant atmosphérique présente une nocivité potentielle intrinsèque, caractérisée par une gamme plus ou moins grande d'effets biologiques et écotoxiques, souvent peu spécifiques et communs d'un polluant à un autre [Guinee & coll., 2001a]. Parmi les principaux impacts écotoxiques, les spécialistes distinguent principalement des baisses de rendement dans la production de cultures chez les végétaux, et des maladies respiratoires, des baisses de fertilité, des cancers et des cas de mortalité chez les animaux. La littérature ne semble pas distinguer à l'heure actuelle une différence entre les effets à court terme et les effets à long terme, probablement en raison du manque d'information disponible.

L'écotoxicité directe peut être caractérisée par :

-l'émission de polluants écotoxiques (particules, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, CO, Cu, etc.) ;  
-une multitude d'impacts principaux et secondaires réversibles et irréversibles (nécrose, maladies respiratoires, baisse de rendement, etc.), dont les mécanismes d'impact sont biologiques et éventuellement linéaires au niveau d'une population, pour les niveaux de concentration courants.

### 2.2.1.2.9. La dégradation du patrimoine bâti commun

La dégradation du patrimoine bâti commun correspond aux effets affectant les bâtiments et ce qu'ils abritent. La dégradation des bâtiments est principalement due aux effets des particules et des produits corrosifs (annexe 12). On résume ici les informations principales.

## **Les émissions**

Les polluants atmosphériques qui contribuent à la dégradation du patrimoine bâti sont principalement des particules et des produits corrosifs [Diren & coll.]. Au sein des particules, ce sont surtout les particules de grande taille (suies, particules abrasives...) qui interviennent majoritairement dans les salissures. Au sein des produits abrasifs, les gaz aux propriétés acides ou oxydantes (HNO<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, O<sub>3</sub>...) sont les principaux acteurs de la corrosion des matériaux [Baer & coll., 1985; Miles, 1986; Thomson, 1954; 1986].

Parmi les polluants contribuant à la dégradation du patrimoine bâti, aucun n'est réglementé.

D'après [Citepa], le secteur des transports émettrait 9 % du total des émissions sectorielles annuelles de particules en suspension, 23 % de PM<sub>10</sub>, 20 % de PM<sub>2,5</sub> et 15 % de PM<sub>1</sub>, 54 % de NO<sub>x</sub>, (plus %) 29 % de COV, et 6 % de SO<sub>2</sub> (§ 1.2.2.2).

## **Le processus de transport-dispersion**

Les particules d'origine automobile qui interviennent dans la dégradation du patrimoine bâti sont transportées sur des distances assez faibles. Les gaz corrosifs peuvent être transportés sur des distances bien plus grandes (1000 à 2000 km) [Luiset, 2000].



### **Les transformations physico-chimiques**

Les polluants qui interviennent dans la dégradation du patrimoine bâti sont des particules (polluants primaires) ou des polluants secondaires dont les processus de transformation ont déjà été présentés au niveau de l'acidification ou de la pollution photochimique.

### **La déposition atmosphérique**

Le processus de la déposition atmosphérique intervient majoritairement dans le mécanisme d'action des impacts «dégradation du patrimoine bâti commun» car les polluants impliqués ont principalement une action par contact direct sur les parois des bâtiments et sur la surface des objets à l'intérieur des bâtiments [Baer & coll., 1985; Diren & coll., ; Miles, 1986; Thomson, 1954; 1986].

### **Les concentrations**

La concentration des polluants atmosphériques émis par les transports et impliqués dans la dégradation du patrimoine bâti commun est suivie par les réseaux de mesures de la qualité de l'air (pollution de fond : Particules, O<sub>3</sub>) [Baer & coll., 1985; Diren & coll., ; Miles, 1986; Thomson, 1954; 1986]. L'exposition aux polluants affectant le patrimoine bâti commun est globalement plus grande dans les zones urbaines et sub-urbaines que dans les zones rurales.

### **Les cibles**

Comme son nom l'indique, la dégradation du patrimoine bâti commun est relative au patrimoine bâti commun (non culturel) et aux objets (non culturels) qu'ils renferment.

### **Les lois d'impact**

Les lois d'impact qui interviennent sont uniquement des mécanismes physico-chimiques plus ou moins complexes, dont la durée et l'intensité varient fortement en fonction des matériaux utilisés et de la durée et de l'intensité de l'exposition [Baer & coll., 1985; Diren & coll., ; Miles, 1986; Thomson, 1954; 1986]. Les lois d'impact intervenant dans la dégradation du patrimoine bâti commun sont principalement des lois d'impact directs et de moyen terme.

### **Les impacts** [Baer & coll., 1985; Diren & coll., ; Miles, 1986; Thomson, 1954; 1986]

La dégradation des bâtiments se caractérise par deux types d'affectations : les salissures et la corrosion (pouvant conduire à des épaufrures).

Les salissures correspondent à la fixation de poussières sur la paroi des bâtiments et/ou à la non lixiviation de ces dernières par la pluie. Elles sont principalement dues aux particules issues des procédés de combustion, et en particulier aux transports. Elles engendrent des coûts de nettoyage pouvant être très élevés.

La corrosion des bâtiments se traduit par une corrosion physique ou chimique des matériaux.

La corrosion physique correspond à une érosion de la paroi des bâtiments se produisant lors du passage d'un vent chargé en particules abrasives (sable par exemple).

La corrosion chimique peut être sèche lorsque le métal est attaqué par un gaz (par exemple,  $Fe + Cl_2 \rightarrow FeCl_2$ ), ou humide lorsque l'oxydation s'effectue dans une solution. Lorsque la corrosion est humide, on distingue la corrosion chimique et la corrosion électrochimique. La corrosion chimique s'observe principalement dans l'atmosphère où des acides HNO<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, ..., et d'autres résidus de combustion, peuvent attaquer les métaux ( $Fe + 2H^+ \rightarrow Fe^{++} + H_2$ ). L'oxygène

de l'air oxyde le fer et forme la rouille  $[\text{Fe}(\text{OH})_3, n\text{H}_2\text{O}]$  en présence d'eau. Cet oxyde est poreux et ne protège pas le fer<sup>28</sup>. La corrosion électrochimique se manifeste dans une solution. Elle se caractérise globalement par une réduction de l'oxygène et une oxydation du métal. Selon le CEFRACOR (Centre Français de l'Anti-CORrosion), le coût de la corrosion (toutes corrosions confondues : réseaux et structures métalliques) des bâtiments peut être évaluée à environ 4% du PNB. Au sein de ce coût, la contribution des transports n'est pas estimée.

Les épaufrures correspondent à un éclatement du béton avec chute de fragments, laissant souvent les armatures oxydées apparentes. Les épaufrures sont généralement la suite logique d'un écaillage lié à la corrosion des armatures.

La dégradation du patrimoine bâti s'applique aussi aux dégradations des objets contenus à l'intérieur des bâtiments. On observe dans ce cas des problèmes de salissures et corrosion, affectant les objets de différentes matières (papier, toile...).

Suite aux émissions des polluants atmosphériques cités ci-dessus, le patrimoine bâti commun perd de la valeur économique (prix de l'immobilier) car il procure un bien-être inférieur à celui qu'il procurait lorsque le bâtiment n'était pas dégradé. Pour maintenir en état les bâtiments, des dépenses de nettoyage et de restauration sont entreprises.

Outre ces aspects de valeurs, la dégradation des bâtiments peut aussi occasionner une gêne ou des problèmes sanitaires. Ces impacts ne sont pas inclus dans cette catégorie d'impact, car ils figurent déjà dans la pollution sensible et les impacts sanitaires restreints directs.

La dégradation du patrimoine bâti commun peut être caractérisée par :

- l'émission de particules, de  $\text{NO}_x$ , de COV, de  $\text{SO}_2$ , et de CO ;
- la dégradation du patrimoine bâti (impact réversible), dont le mécanisme d'impact est un impact physique et non linéaire.

#### 2.2.1.2.10. La dégradation du patrimoine bâti historique

La dégradation du patrimoine bâti historique présente les mêmes caractéristiques physico-chimique que la dégradation du patrimoine bâti commun : cette catégorie d'impact envisage l'ensemble des dégradations des bâtiments décrites au niveau de la dégradation du patrimoine commun (épaufrures, etc) (§ 2.2.1.2.9), induites par l'émission de polluants atmosphériques des transports (annexe 12). La dégradation du patrimoine bâti historique affecte cependant des éléments ayant une valeur culturelle : il s'agit principalement des monuments historiques et des œuvres historiques (fresques, livres...) (auxquels l'homme attache par définition de l'importance). La perte de valeur culturelle n'est pas un impact réversible. L'œuvre d'un architecte, d'un maçon ou d'un peintre est unique. Cela signifie que toute restauration, même la plus réussie soit-elle, ne peut redonner à l'œuvre la même valeur culturelle. Qui plus est, il existe une multitude de corps de métier (comme tailleur de pierre...) qui disparaissent ou qui ont disparu empêchant de la sorte toute tentative de restauration à l'identique (impact irréversible).

<sup>28</sup> L'acier inox contient du chrome : les oxydes qui se forment en surface de l'alliage gênent la progression de l'oxygène.

La dégradation du patrimoine bâti historique peut être caractérisée par :

- l'émission de particules, de NO<sub>x</sub>, de COV, de SO<sub>2</sub>, et de CO ;
- la perte de valeur culturelle (impact initial irréversible), dont le mécanisme d'impact est psychologique et non linéaire.

### 2.2.1.3. Critique de la typologie

#### 2.2.1.3.1. Exhaustivité et non redondance des catégories d'impact

La typologie cherche à donner une vision exhaustive de l'ensemble des catégories d'impact environnemental induites par les émissions de polluants atmosphériques des transports. On précise aussi le critère retenu pour évaluer chaque catégorie d'impact, ainsi que sa position au sein de la chaîne d'impacts (en série) (tableau 17).

La typologie encadre aussi le choix des indicateurs de pollution de l'air, puisque l'on doit identifier un indicateur décrivant le critère d'évaluation retenu pour chaque catégorie d'impact.

Malgré le chevauchement de plusieurs catégories d'impact au niveau d'une même cible, la typologie ne semble pas présenter de redondance dans l'évaluation des impacts environnementaux liés aux émissions de polluants atmosphériques, car les impacts pris en compte ne résultent pas de la même combinaison de polluants et de mécanismes d'impact.

Ainsi, les impacts sur la nature, sur l'homme et sur le patrimoine anthropique commun regroupés au sein de la catégorie d'impact effet de serre se distinguent des impacts sur la nature rassemblés dans les catégories d'impact écotoxicité, acidification, eutrophisation, pollution photochimique, des impacts sur l'homme inclus dans les impacts sanitaires restreints directs et la pollution photochimique, et des impacts sur le patrimoine anthropique commun appartenant à la catégorie d'impact dégradation du patrimoine anthropique commun. De même, les impacts de l'acidification, de l'eutrophisation, de l'écotoxicité, et de la pollution photochimique, sur la nature, ainsi que les impacts sanitaires de la pollution photochimique et des impacts sanitaires restreints directs ont une homogénéité propre à chaque catégorie d'impact. En ce qui concerne l'aspect perceptif de la pollution de l'air, on constate que la délimitation de la pollution sensible rassemble l'ensemble des impacts liés à la perception de perturbations visuelles (fumées, dégradation du patrimoine bâti historique) et odorantes. Les impacts sur le patrimoine anthropique commun dus à l'acidification et à la pollution photochimique sont également inclus au sein de la pollution « dégradation du patrimoine anthropique commun ». Finalement, l'ensemble des impacts sur le patrimoine bâti historique induits par l'effet de serre, le trou de la couche d'ozone, la pollution photochimique, l'acidification, l'eutrophisation, l'écotoxicité directe, et la dégradation du patrimoine anthropique culturel figurent dans la « dégradation du patrimoine bâti historique ».

Tableau 17 : Typologie des catégories d'impact environnemental induites par les polluants atmosphériques

Cibles		Catégorie d'impact	Polluants atmosphériques	Impacts caractéristiques	Critère d'évaluation	Position du critère dans la chaîne d'impacts
Globe	Milieux physiques	<b>Effet serre</b>	CO <sub>2</sub> , HFC, N <sub>2</sub> O et CH <sub>4</sub>	Réchauffement du globe	Pouvoir radiatif global	Début
	Ecosystèmes Santé humaine Patrimoine	<b>Trou O<sub>3</sub></b>	CFC, HFC, HCFC	Diminution de la couche d'ozone	Potentiel de destruction de l'O <sub>3</sub> stratosphérique	Début
Nature	Espèces Ecosystèmes	<b>Ecotoxicité directe</b>	Particules en suspension, PM <sub>10</sub> , PM <sub>2,5</sub> , PM <sub>1</sub> , NO <sub>x</sub> , COVNM, SO <sub>2</sub> , HAP et Cu	Mortalité Morbidité Perte de biodiversité	Ecotoxicité	Début
		<b>Eutrophisation</b>	NO <sub>x</sub>	Anoxie des milieux	Synthèse de composés nutritionnels (HNO <sub>3</sub> )	Début
		<b>Acidification</b>	NO <sub>x</sub> et SO <sub>2</sub>	Acidification des milieux	Synthèse de composés acides (HNO <sub>3</sub> et SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	Début
		<b>Pollution photochimique</b>	NO <sub>x</sub> , COVNM et CO	Oxydants photochimiques	Synthèse d'oxydants photochimiques (O <sub>3</sub> troposphérique)	Début
Homme	Santé au sens stricte	<b>Impacts sanitaires restreints directs</b>	Particules en suspension, PM <sub>10</sub> , PM <sub>2,5</sub> , PM <sub>1</sub> , NO <sub>x</sub> , COVNM, SO <sub>2</sub> , HAP, POP et Cu	Mortalité Morbidité	Toxicité	Début
	Bien être	<b>Pollution sensible</b>	Polluants visuels : particules émises  Polluants odorants : SO <sub>2</sub> et COV de faibles poids moléculaires (inférieur à 100 g.mol <sup>-1</sup> )	Gêne	Gêne	Fin
Patrimoine	Anthropique commun	<b>Dégradation du patrimoine anthropique commun</b>	Particules émises, NO <sub>x</sub> , COVNM, Cu, et SO <sub>2</sub> .	Dégradation du patrimoine bâti commun	Valeur économique du patrimoine bâti commun	Fin
	Culturel	<b>Dégradation du patrimoine bâti historique</b>	Particules émises, NO <sub>x</sub> , COVNM, CO, et SO <sub>2</sub> .	Perte du patrimoine bâti historique	Valeur culturelle du patrimoine dégradé ou perdu	Fin

## 2.2.1.3.2. Indépendance des catégories d'impact

La typologie de la pollution de l'air montre qu'un même polluant peut intervenir au niveau de plusieurs catégories d'impact, et, au sein d'une même catégorie d'impact, au niveau d'impacts différents (sur des cibles différentes). La dépendance entre les contributions d'un même polluant à plusieurs catégories d'impact relève de la consommation d'une part des émissions de ce polluant pour les différentes catégories d'impact, et du caractère significatif de cette consommation.

La consommation d'une part des émissions par une catégorie d'impact entraîne l'indisponibilité de cette même part pour les autres auxquels il contribue aussi. Par exemple, pour une quantité donnée d'ozone produite dans l'atmosphère, l'intégralité interviendra à la fois au niveau de l'effet de serre, mais aussi au niveau de la pollution photochimique, car il n'y a pas de compétition entre les deux catégories d'impact au sens où la quantité de gaz intervenant dans l'effet de serre ou dans la pollution photochimique n'est pas « consommée » [Giec, 2001]. De la même manière, au sein de la pollution photochimique, l'intégralité des émissions de NO<sub>x</sub> pourra être attribuée aux impacts sur les écosystèmes et aux impacts sur la santé humaine. Dans ce cas, il y a une indépendance entre les contributions de chaque polluant aux différentes catégories d'impact. En revanche, les émissions de HFC consommés dans le phénomène du trou de la couche d'ozone ne peuvent plus intervenir au niveau de l'effet de serre.

La consommation d'une partie des émissions d'un polluant ne constitue pas une condition suffisante pour établir la dépendance entre différentes catégories d'impact. Cette consommation doit en plus être significative (10% des émissions totales par exemple). Les oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>) sont consommés par exemple sur une grande échelle spatiale, donc de manière significative (transformés en polluants secondaires), au niveau de la pollution photochimique, de l'acidification et de l'eutrophisation. Dans ce cas, la part consommée par une pollution ne sera plus disponible pour les deux autres. Les particules affectant l'homme (impacts sanitaires restreints directs), les écosystèmes (écotoxicité directe) ou bien le patrimoine anthropique commun et le patrimoine bâti historique ne sont pas consommés en revanche dans une proportion significative. Le caractère négligeable de la consommation laisse à penser que l'on peut attribuer la totalité des émissions de particules à ces trois catégories d'impact, ainsi qu'à la pollution sensible (non consommatrice de particules).

Dans la littérature, la quantification de la contribution de chaque gaz aux différentes catégories d'impact s'opère sous l'hypothèse d'une indépendance complète, c'est-à-dire que la contribution d'un gaz est totale pour les différentes catégories d'impact auxquelles il participe [Guinee & coll., 2001a]. Autrement dit, la totalité des émissions d'un même polluant (100%) est affectée à chacune des catégories d'impact (tableau 18). Cette approche maximalise la pollution de l'air. Nous retenons cependant cette stratégie dans un premier temps, faute d'une connaissance même approximative de la contribution d'un même polluant à différentes catégories d'impact.

Tableau 18 : Indépendance des catégories d'impact

Polluants	Catégorie d'impact									
	Effet de serre	Trou de la couche d'ozone*	Acidification	Eutrophisation	Pollution photochimique	Pollution sensible	Impacts sanitaires restreints directs	Impacts écotoxiques directs	Dégradation du patrimoine anthropique commun	Dégradation du patrimoine bâti historique
CO <sub>2</sub>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	100
PM <sub>1</sub>	0	0	0	0	0	0	100	100	0	0
PM <sub>2,5</sub>	0	0	0	0	0	0	100	100	0	0
PM <sub>10</sub>	0	0	0	0	0	0	100	100	100	100
PS	x	0	0	0	0	100	100	100	100	100
HAP	0	0	0	0	100	100	100	100	100	100
Pb	0	0	0	0	0	0	100	100	0	100
Cu	0	0	0	0	0	0	100	100	0	100
HFC	100	100	0	0	0	0	0	0	0	100
N <sub>2</sub> O	100	0	0	0	0	0	0	0	0	100
CH <sub>4</sub>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	100
CO	0	0	0	0	0	0	100	100	0	100
COVNM	0	0	0	0	100	100	100	100	100	100
NO <sub>x</sub>	0	0	100	100	100	0	100	0	100	100
SO <sub>2</sub>	0	0	100	0	0	100	100	0	100	100

\*Compte tenu du faible pouvoir de destruction de l'ozone des HFC, on peut considérer que le secteur des transports ne contribue pas de manière significative à cette catégorie d'impact.

### 2.2.2. Architecture d'agrégation des catégories d'impact environnemental au sein d'un impact environnemental global des polluants atmosphériques

Les dix catégories d'impact représentent un ensemble d'impacts cohérent, exhaustif et non redondant.

L'objectif de cette thèse étant de proposer un résultat global des impacts environnementaux des polluants atmosphériques, on cherche maintenant à agréger les dix catégories d'impact au sein d'un impact global.

On développe ainsi une architecture d'agrégation des impacts. On s'intéresse tout d'abord à la distinction des catégories d'impact. Cette distinction étant limitée, on élabore deux structures d'agrégation l'une au regard des cibles environnementales touchées par les impacts environnementaux des polluants atmosphériques, l'autre en fonction des dimensions spatio-temporelles des impacts environnementaux. Le croisement de ces deux structures aboutit à une architecture d'agrégation dans laquelle les différentes catégories d'impact ainsi que la préoccupation sociale vis-à-vis des catégories d'impact peuvent être intégrées de manière objective et transparente.

### 2.2.2.1. Catégories d'impact distinguées socialement

Des enquêtes sur la perception de l'environnement menées à l'échelle des territoires français et européen montrent que la pollution de l'air apparaît au centre des préoccupations sociales vis-à-vis de l'environnement [Boy, 2002] : les personnes interrogées<sup>29</sup> se préoccupent principalement de l'air et de l'eau, puis des problèmes nucléaires, de la faune et de la flore, des déchets... (tableau 19). Boy précise que le public accorde plus d'importance à la lutte contre la pollution de l'air dans les agglomérations (notamment à Paris) que dans les zones rurales. Ces résultats doivent être pris avec une certaine précaution car la préoccupation de la population vis-à-vis de l'environnement évolue rapidement.

Les cibles affectées par la pollution atmosphérique, à savoir le globe terrestre dans son ensemble (et plus particulièrement les équilibres physico-chimiques et climatiques planétaires), les écosystèmes (mieux compris sous l'appellation de la nature), l'homme (santé au sens strict et bien être), le patrimoine anthropique commun et le patrimoine bâti historique sont bien distingués socialement [Weber & coll., 1986].

La population distinguerait par ailleurs, au sein de la pollution de l'air : l'effet de serre, le trou de la couche d'ozone, les effets sur les écosystèmes et les impacts sanitaires. La distinction entre les catégories d'impact est basée uniquement sur la connaissance du terme et non de son contenu qui reste le plus souvent mal connu [Boy, 2002; Chartier, 2003; Cshpf, 1996].

[Moch & coll., 2000] dégage trois autres catégories d'impact distinguées socialement : la pollution sensible (visuelle et olfactive), la dégradation du patrimoine anthropique commun, et la dégradation du patrimoine bâti historique.

Globalement, l'ensemble de la littérature présentée ci-dessus permet d'identifier sept catégories d'impact distinguées socialement.

On peut donc construire le tableau 20 dans lequel on récapitule les cibles et les catégories d'impact distinguées par la population générale et les décideurs.

---

<sup>29</sup> Les résultats proviennent de trois enquêtes annuelles sur la perception sociale de la pollution atmosphérique réalisées par sondage par l'Institut ISL et RCG Conseil depuis 2000.

Tableau 19 : Réponse à la question « Quelles sont, selon vous, les deux actions que l'Etat doit mener en priorité dans le domaine de l'environnement ? » [Boy, 2002]

Réponse	En premier (en %)			En second (en %)		
	2000	2001	2002	2000	2001	2002
Lutte contre la pollution de l'air	24	23	24	20	21	23
Lutte contre la pollution de l'eau	21	19	21	21	20	21
Lutte contre les risques nucléaires	16	13	13	11	10	11
Sauvegarde de la faune et de la flore	9	12	9	11	11	12
Elimination et tri des déchets	8	9	12	12	12	12
Lutte contre l'effet de serre/changement climatique	6	9	7	6	7	6
Développement des technologies propres	5	5	6	6	5	5
Lutte contre le bruit	5	4	4	5	4	5
Protection des paysages	3	3	3	6	4	3
Nsp	2	2	1	2	5	2

Nsp : ne sait pas

Tableau 20 : Cibles et catégories d'impact distinguées socialement

Cibles		Catégories d'impact
Globe		Effet de serre
		Trou de la couche d'ozone
Nature		Effets sur la nature
Homme	Santé au sens stricte	Pollution sanitaire
	Bien être	Pollution sensible
Patrimoine	Anthropique commun	Dégradation du patrimoine anthropique commun
	Culturel	Dégradation du patrimoine bâti historique

#### 2.2.2.2. Agrégation des catégories d'impact

On développe dans ce paragraphe une architecture qui repose sur une structure d'agrégation des catégories d'impact au regard des cibles affectées, et sur une structure d'agrégation des catégories d'impact selon leurs dimensions spatio-temporelles.

La structure élaborée au regard des cibles cherche à révéler une homogénéité entre certaines catégories d'impact selon la cible principalement affectée, et caractéristique de ces catégories d'impact (§ 2.2.2.2.1). La structure développée selon les dimensions spatio-temporelles des catégories d'impact vise le même objectif que la structure précédente, mais on s'intéresse cette fois-ci aux dimensions spatio-temporelles des catégories d'impact (§ 2.2.2.2.2). Les deux structures permettent par ailleurs de faire émerger une hiérarchie d'importance entre les catégories d'impact, selon la préoccupation accordée aux différentes cibles d'une part, et au regard de la préoccupation accordée aux dimensions spatio-temporelles d'autre part (§ 2.2.2.2.3). En croisant les résultats des deux structures d'agrégation, on élabore une architecture permettant d'identifier une homogénéité et une hiérarchie d'importance entre les catégories d'impact fine et robuste (§ 2.2.2.2.4).



## 2.2.2.2.1. Structure d'agrégation des catégories d'impact au regard des cibles affectées


La mise en relation des catégories d'impact distinguées socialement avec la typologie de la pollution de l'air définie au § 2.2.1.2. permet de mettre en lumière une première structure d'agrégation des catégories d'impact (tableau 21).

Cette structure s'appuie sur l'homogénéité des catégories d'impact au regard de la cible affectée. Comme on l'a montré dans la définition des cibles (§ 2.1.5.6), la cible est une caractéristique de chaque catégorie d'impact et dispose d'une homogénéité, ce qui leur confère un isolement vis-à-vis des autres cibles. Par conséquent les ensembles de catégories d'impact qui sont homogènes au niveau de la cible peuvent être considérés indépendants les uns des autres. L'architecture ne crée donc pas de redondance dans l'évaluation de la pollution de l'air.

Dans cette structure, l'agrégation des catégories d'impact s'effectue selon la préoccupation que l'on accorde à chaque cible. Par conséquent, plus un décideur privilégie le globe, plus il sera amené à considérer l'effet de serre.

Ainsi, l'effet de serre et le trou de la couche d'ozone peuvent être agrégés au sein des catégories d'impact affectant principalement le globe. Les effets sur les écosystèmes ont une action sur les écosystèmes ou plus simplement sur la nature, terme probablement mieux perçu par la population générale. Les impacts sanitaires affectent la santé humaine au sens strict. La pollution sensible touche le bien être. Le bien être et la santé au sens strict sont intégrés à la cible humaine. On les utilise pour être plus précis dans notre analyse. La dégradation du patrimoine anthropique commun affecte comme son nom l'indique le patrimoine anthropique commun, tandis que la dégradation du patrimoine bâti historique affecte le patrimoine bâti historique. Comme dans de cas de l'homme, le patrimoine est ainsi subdivisé en patrimoine anthropique commun et patrimoine bâti historique, donnant une plus grande richesse à l'architecture d'agrégation.

Tableau 21 : Structure d'agrégation des catégories d'impact au regard des cibles affectées

Catégorie d'impact	Catégorie d'impact distinguée socialement	Cibles	
Effet de serre	Effet de serre	Globe	
Trou de la couche d'ozone	Trou de la couche d'ozone		
Ecotoxicité directe	Effets sur la nature	Nature	
Eutrophisation			
Acidification			
Pollution photochimique	Impacts sanitaires	Santé au sens stricte	Homme
Impacts sanitaires restreints directs		Bien être	
Pollution sensible	Pollution sensible	Anthropique commun	
Dégradation du patrimoine anthropique commun	Dégradation du patrimoine anthropique commun	Patrimoine	
Dégradation du patrimoine bâti historique	Dégradation du patrimoine bâti historique		
			
<b>Agrégation par des spécialistes</b>		<b>Agrégation politique</b>	

L'agrégation politique des catégories d'impact ne peut pas s'effectuer directement sur l'ensemble des catégories d'impact définies dans notre typologie, car certaines d'entre elles ne sont pas distinguées par la population. On relaie donc, très ponctuellement, l'agrégation politique par une agrégation de spécialistes.

L'écotoxicité directe, l'acidification, l'eutrophisation et la pollution photochimique peuvent ainsi être agrégées au sein des effets sur les écosystèmes. Les impacts sur la santé humaine de la pollution photochimique ainsi que les impacts sanitaires restreints directs peuvent être intégrés quant à eux dans les impacts sanitaires.

La structure d'agrégation proposée au regard des cibles et des catégories d'impact distinguées socialement permet d'agréger progressivement les catégories d'impact vers les éléments qui ont le plus de signification pour la population générale. Cette structure contribue de ce fait à aider à déterminer les catégories d'impact qui menacent le plus les cibles qui stigmatisent le plus les intérêts de la population générale et des décideurs, et dont la détérioration ou la perte ne saurait être acceptée.

On étaye la structure d'agrégation pyramidale au regard des cibles, en précisant les dimensions spatio-temporelles des catégories d'impact et des cibles, car il s'agit d'une indication pertinente pour juger du caractère de durabilité d'une mesure politique, étant entendu que toute mesure politique traduit indirectement la préoccupation du décideur pour le court-terme ou le long terme, et pour le local ou le global.

#### 2.2.2.2.2. Structure d'agrégation des catégories d'impact selon leurs dimensions spatio-temporelles

Cette structure d'agrégation des catégories d'impact en fonction de leurs dimensions spatio-temporelles s'appuie sur l'homogénéité spatio-temporelle des catégories d'impact.

On définit cette forme d'homogénéité à partir de la définition de l'échelle spatio-temporelle des impacts (§ 2.1.5.8), dans laquelle on distingue trois classes spatiales (global, régional, local) et trois classes temporelles (court terme, moyen terme, long terme), donc neuf classes spatio-temporelles (tableau 22). La pollution sensible peut par exemple être qualifiée de pollution locale et de court-terme. En revanche, l'effet de serre se caractérise principalement par ses impacts globaux et régionaux, de moyen et long terme.

Chacune de ces neuf classes dispose, par définition, de caractéristiques spatio-temporelles spécifiques, différentes de la simple addition de classes de dimensions inférieures, ce qui leur confère une indépendance vis-à-vis des autres classes. On ne peut donc pas considérer que la dimension globale/long terme, par exemple, inclut l'ensemble des autres dimensions. A titre d'exemple, le réchauffement global qui est un impact affectant la température moyenne de la Terre sur le long terme, ne peut pas inclure les impacts sur la modification du climat dans certaines régions du globe, même si celle-ci résulte du réchauffement climatique. Ce sont des impacts en chaîne, mais distincts les uns des autres.

Cette structure d'agrégation n'induit pas par conséquent de redondance dans l'évaluation de la pollution de l'air.

Tableau 22 : Structure d'agrégation des catégories d'impact selon leurs dimensions spatio-temporelles

	Dimension temporelle		
Dimension spatiale	Court terme	Moyen terme	Long terme
Globale		Effet de serre	Effet de serre
Régionale		Effet de serre	Effet de serre
Locale	Pollution sensible		

On positionne à titre illustratif quelques catégories d'impact

Dans cette grille, les différentes catégories d'impact sont tout d'abord classées. On agrège ensuite les catégories d'impact selon leur appartenance à la même case, représentant ici une classe spatio-temporelle. Lorsqu'une catégorie d'impact recouvre plusieurs cases, on propose de l'intégrer dans l'agrégation effectuée au niveau de chaque case. Cette manière de procéder pourrait apparaître comme une erreur dans la mesure où on pourrait penser induire une redondance dans l'évaluation en agissant de la sorte. Il n'en n'est rien en réalité car les sous-catégories d'impact créées à partir d'une subdivision d'une catégorie d'impact, selon les différentes classes de dimensions spatio-temporelles, font émerger des sous-catégories indépendantes les unes des autres.

La classification d'une catégorie d'impact n'est pas simple car on a montré au § 3.1.5.8 que l'échelle spatio-temporelle d'un impact dépend de l'échelle spatio-temporelle des émissions (elles-mêmes dépendant de l'échelle spatio-temporelle de l'objet de transport étudié), des concentrations, du délai de la réponse de la cible, et enfin de la durée de la réponse.

On a proposé une méthode qui permet d'inclure l'échelle spatio-temporelle de tous ces éléments et de définir l'échelle spatio-temporelle de chaque catégorie d'impact, induite par chaque objet de transport considéré. Cette méthode permet d'adapter la définition de l'échelle spatio-temporelle de chaque catégorie d'impact à l'objet de transport étudié. Ainsi, on attribuerait à la pollution sensible induite par une infrastructure routière, utilisée pendant plusieurs siècles (et générant de la pollution sensible pendant cette période), la dimension spatio-temporelle locale/long terme, alors que l'échelle spatio-temporelle propre à la réponse de la cible est locale/court terme. Cette différence au niveau de la dimension temporelle tient au fait que la durée des émissions relève du long terme. La méthode apporte donc une réponse précise à la définition de l'échelle spatio-temporelle des catégories d'impact de l'air induites par l'objet de transport considéré, puisqu'elle permet d'établir l'échelle réelle de la catégorie d'impact due à l'objet de transport étudié, et qu'elle renseigne sur l'échelle spatio-temporelle de l'ensemble des paramètres qui influent sur l'échelle spatio-temporelle de chaque catégorie d'impact. On peut ainsi montrer par exemple que le caractère long terme de l'effet de serre est dû à la réponse de la cible, donc à un caractère intrinsèque à cette catégorie d'impact, contrairement à l'exemple précédent où le caractère long terme de la pollution sensible est dû aux émissions, donc dépendant de l'objet évalué.

La méthode demande une étude préalable de l'échelle spatio-temporelle de chaque catégorie d'impact à chaque évaluation de la pollution atmosphérique, puisqu'elle nécessite de connaître en outre l'échelle spatio-temporelle des émissions de polluants de chaque objet de transport étudié et des concentrations qui en découlent dans l'atmosphère. L'agrégation des catégories d'impact de l'air au regard de leurs dimensions spatio-temporelles peut donc varier selon l'objet de transport considéré.

Dans le cas où une classification unique des catégories d'impact selon leurs dimensions spatio-temporelles est souhaitée, on suggère de retenir uniquement l'échelle spatio-temporelle intrinsèque des impacts, c'est-à-dire celle de la réponse de la cible (incluant le délai et la durée de la réponse), et de ne pas tenir compte de celle des paramètres extrinsèques comme les émissions et les concentrations, pour définir l'échelle spatio-temporelle de chaque catégorie d'impact.

La structure d'agrégation des catégories d'impact selon leurs dimensions spatio-temporelles (intrinsèques) devient alors totalement indépendante de toute considération vis-à-vis de l'objet étudié, ce qui évite l'étude de l'échelle spatio-temporelle de chaque catégorie d'impact préalable à chaque évaluation de la pollution atmosphérique, comme dans le cas où l'on utilise la méthode présentée ci-dessus, puisque l'on détermine une fois pour toutes les dimensions spatio-temporelles de chaque catégorie d'impact à partir de la réponse de la cible (tableau 23).

Tableau 23 : Classification des catégories d'impact selon leurs dimensions spatio-temporelles intrinsèques

Dimension spatiale	Dimension temporelle		
	Court terme	Moyen terme	Long terme
Global		Effet de serre	Effet de serre
		Trou de la couche d'ozone	
Régional	<i>Pollution photochimique</i>	Effet de serre	Effet de serre
		<i>Acidification</i>	
		<i>Eutrophisation</i>	
Local		Dégradation du patrimoine bâti commun	Dégradation du patrimoine bâti commun
	Pollution sensible	Dégradation du patrimoine bâti culturel	Dégradation du patrimoine bâti culturel
	<i>Ecotoxicité directe</i>	<i>Ecotoxicité directe</i>	<i>Ecotoxicité directe</i>
	<i>Impacts sanitaires restreints directs</i>	<i>Impacts sanitaires restreints directs</i>	<i>Impacts sanitaires restreints directs</i>

Les dimensions spatio-temporelles intrinsèques correspondent aux dimensions de la réponse de la cible, donc aux dimensions intrinsèques des impacts, d'où cette dénomination.

Les catégories d'impact écrites en italiques dans le tableau 23 ne sont pas distinguées par la population générale. On les présente à titre d'information. Elles sont regroupées dans la catégorie d'impact agrégée « effets sur les écosystèmes » ou « impacts sanitaires » (tableau 24).

La ventilation des catégories d'impact au sein des différentes classes spatio-temporelles fait correspondre une seule catégorie d'impact, à une seule catégorie d'impact distinguée socialement. On peut donc étendre l'agrégation politique au-delà des limites données par la seule structure d'agrégation par cibles, puisque l'utilisateur peut désormais agréger l'écotoxicité et la pollution photochimique, à partir de ses seules distinctions des effets sur la nature et des neuf classes spatio-temporelles définies. Il en est de même pour les impacts sanitaires restreints directs et la pollution photochimique. Seuls l'acidification et l'eutrophisation nécessitent ainsi une agrégation de spécialistes car elles sont toujours réunies dans les effets sur la nature.

Tableau 24 : Classification des catégories d'impact distinguées par la population générale selon leurs dimensions spatio-temporelles intrinsèques

	Dimension temporelle		
Dimension spatiale	Court terme	Moyen terme	Long terme
		Effet de serre	Effet de serre
Global		Trou de la couche d'ozone	
Régional	Impacts sanitaires (pollution photochimique)	Effet de serre	Effet de serre
	Effets sur les écosystèmes (pollution photochimique)	Effets sur les écosystèmes (acidification, eutrophisation)	
Local		Effets sur les écosystèmes (écotoxicité directe)	Effets sur les écosystèmes (écotoxicité directe)
	Pollution sensible	Dégradation du patrimoine bâti commun	Dégradation du patrimoine bâti commun
	Effets sur les écosystèmes (écotoxicité directe)	Dégradation du patrimoine bâti culturel	Dégradation du patrimoine bâti culturel
	Impacts sanitaires (Impacts sanitaires restreints directs)	Impacts sanitaires (Impacts sanitaires restreints directs)	Impacts sanitaires (Impacts sanitaires restreints directs)

En croisant les résultats du tableau 24 ci-dessus avec ceux de la structure d'agrégation par cibles (tableau 21), on peut mettre en lumière les différentes dimensions spatio-temporelles des cibles affectées par les catégories d'impact (tableau 25). L'intérêt d'une telle classification se situe dans le fait que les cibles ont davantage de signification pour la population générale que les catégories d'impact. Faire reposer une agrégation sur les cibles présente donc une robustesse plus élevée qu'une agrégation selon les catégories d'impact. En revanche, la précision d'une telle agrégation est plus faible. On propose alors de commencer par faire émerger l'intérêt du décideur pour les cibles, puis d'étayer l'analyse en s'intéressant aux préoccupations accordées vis-à-vis des différentes catégories d'impact (distinguées).

Tableau 25 : Classification des catégories d'impact selon leurs dimensions spatio-temporelles intrinsèques

	Dimension temporelle		
Dimension spatiale	Court terme	Moyen terme	Long terme
Global		Globe	Globe
Régional	Ecosystèmes	Ecosystèmes	Ecosystèmes
	Homme	<i>Eutrophisation</i>	Homme
		Patrimoine commun	Patrimoine commun
		Patrimoine bâti historique	Patrimoine bâti historique
Local		Patrimoine commun	Patrimoine commun
		Patrimoine bâti historique	Patrimoine bâti historique
	Ecosystèmes	Ecosystèmes	Ecosystèmes
	Homme	Homme	Homme

### 2.2.2.2.3. Hiérarchisation de la préoccupation vis-à-vis des catégories d'impact

L'architecture d'agrégation de la pollution de l'air basée sur une structure d'agrégation par cibles et sur une structure d'agrégation selon les dimensions spatio-temporelles permet d'intégrer de manière scientifique les différentes catégories d'impact.

#### 2.2.2.2.3.1. Approches utilisées pour établir un système de pondération entre les catégories d'impact

Différentes approches sont utilisées dans la littérature pour établir un système de pondération entre les différents impacts environnementaux. On trouve notamment les approches basées sur [Finnveden, 1999] :

- les valeurs monétaires,
- les normes et les objectifs,
- les jugements d'experts.

Les méthodes monétaires permettent d'attribuer un poids à chaque catégorie d'impact au regard de leur valeur économique. La monétarisation des impacts s'effectue assez souvent à partir de deux types de méthode :

- le consentement à payer (CAP) reflète soit les préoccupations individuelles révélées (coût de transport), soit les préoccupations individuelles exprimées (évaluation contingente), soit les préoccupations collectives exprimées (dépenses engagées par les décideurs vis-à-vis de telle ou telle catégorie d'impact) ;
- autres méthodes basées sur l'estimation du coût mais sans aucune certitude sur le fait que l'individu est réellement disposé à payer le montant indiqué : par exemple, coût de réduction des émissions de CO<sub>2</sub> pour parvenir à l'objectif du protocole de Kyoto.

Les méthodes monétaires ne conviennent pas à notre objectif de recherche car nous cherchons à donner au système de pondération une dimension sociale et non économique. De plus, les méthodes de monétarisation des effets externes présentent de nombreux biais méthodologiques d'après certains auteurs [Spash & coll., 1993].

Les méthodes basées sur les normes et les objectifs sont basées sur l'interprétation des normes pour dégager un jeu de pondération. L'interprétation s'effectue à partir de l'écart entre la situation mesurée et l'objectif ou la norme. L'interprétation apparaît cependant extrêmement délicate [Finnveden, 1999].

Les méthodes basées sur les jugements d'experts permettent également de définir des coefficients de pondération pour les différentes catégories d'impact. L'agrégation nécessitant cependant, dans son principe, d'être en mesure de pouvoir se prononcer sur chaque catégorie d'impact, on émet un doute sur la validité scientifique de tels systèmes de pondération, dans la mesure où la légitimité d'un spécialiste s'applique à son champ d'investigation, et non à l'ensemble des domaines.

Les méthodes couramment utilisées pour établir un système de pondération entre les différentes catégories d'impact ne semblent pas pertinentes dans le cas de notre indicateur. On s'oriente donc vers une autre approche reposant sur la révélation des préoccupations individuelles ou collectives à

partir d'enquêtes, notamment sur l'enquête nationale transport et environnement menée par l'Inrets-Lte.

#### 2.2.2.2.3.2. Approche développée pour établir un système de pondération entre les catégories d'impact

L'héritage culturel, l'identité collective et l'expérience de vie influent sur le choix politique des catégories d'impact prioritaires, et entraînent un arbitrage entre les différentes catégories d'impact [Huetting, 1980]. L'intégration doit donc reposer sur une association de la connaissance scientifique et de la dimension socio-économique de la pollution de l'air, et sur la coordination du tout dans le cadre d'un processus consultatif et participatif intégrant les divers acteurs impliqués dans la gestion de la pollution atmosphérique [Funtowicz & coll., 1997]. On cherche par conséquent à proposer une architecture scientifique d'agrégation politique des catégories d'impact atmosphérique.

Les catégories d'impact étant plus ou moins bien distinguées, et d'une manière générale nettement moins bien connues que les cibles environnementales affectées, ainsi que les dimensions spatio-temporelles des impacts, la détermination des pondérations entre les catégories sociales ne peut être effectuée directement.

Il est nécessaire de développer une méthode de hiérarchisation de la préoccupation permettant de donner un poids à chacun des catégories d'impact de manière indirecte. L'idée de la méthode consiste à établir un système de pondération sur la base des préoccupations exprimées vis-à-vis des cibles et des dimensions spatio-temporelles des impacts. Si la préoccupation d'une population s'oriente par exemple principalement vers l'ensemble suivant :

{ effets affectant l'ensemble du territoire français (échelle régionale); impacts sur les générations présentes (échelle moyen terme); effets sur les écosystèmes },

on pourra en déduire que les catégories d'impact dont la dimension spatio-temporelle correspond à la région et au moyen terme, et qui affectent principalement les écosystèmes sont à mettre au premier plan (effets sur les écosystèmes comprenant l'acidification et l'eutrophisation, et l'effet de serre).

On définit tout d'abord un intervalle de pondération dans lequel le décideur, la population ou tout autre utilisateur de l'indicateur peut exprimer son système de préférences vis-à-vis des différentes cibles et des dimensions spatio-temporelles des impacts. On combine ensuite les pondérations proposées pour les cibles et les dimensions spatio-temporelles des impacts de manière à aboutir à un système de pondérations pour les catégories d'impact.

##### ➤ Intervalle de pondération

L'intervalle de pondération retenu se situe entre 0 et 100. Le choix de l'intervalle 0 à 100 diffère des intervalles utilisés dans la littérature qui excluent la possibilité de donner un poids nul à une catégorie d'impact, considérant que l'utilisateur ne peut remettre en question la typologie des impacts établis par les scientifiques. Ceci constitue de notre point de vue un biais méthodologique dans la mesure où la réalisation d'une typologie des impacts exhaustive et non redondante ne doit pas contraindre l'utilisateur à forcément porter un intérêt vis-à-vis de l'ensemble des catégories d'impact établi. Ainsi, il ne semble pas inconcevable qu'un utilisateur porte un intérêt nul (poids égal à 0) pour l'eutrophisation eu égard à une multitude de raisons valables, alors que cette catégorie d'impact constitue une catégorie d'impact pertinente pour l'évaluation de la pollution de l'air, du point de vue scientifique. L'avantage supplémentaire de l'échelle 0 à 100 est de permettre

un rapport infini entre deux catégories d'impact (non restreint à un rapport maximal de 100 dans le cas d'une échelle de 1 à 100), ce qui constitue une qualité de l'intervalle.

- Expression de la préoccupation vis-à-vis des cibles et des classes spatio-temporelles.

La personne en charge de construire le système de pondération entre les catégories d'impact doit définir préalablement les auteurs de ce système, de manière à rendre transparent les résultats apportés. Il doit être ainsi clairement précisé s'il s'agit du système de préoccupation d'un décideur, d'un ensemble de décideurs, d'une population, d'un ensemble d'acteurs... Il est également intéressant de connaître la situation de référence sur laquelle s'appuie le système de préoccupation retenu. S'agit-il du fruit d'une préoccupation exacerbée pour un environnement local ? Correspond-t-il plutôt à un intérêt vis-à-vis de la situation nationale, européenne, voire mondiale ? S'agit-il d'une inquiétude relative à une perception actuelle ou cumulée d'un phénomène ? La définition des auteurs du système de préférence et de la situation de référence auquel ce système est rattaché permet de donner un sens, une transparence et une lisibilité au système de pondération élaboré.

Aucune application concrète de notre indicateur n'a été effectuée dans le cadre de cette thèse pour des raisons de temps imparti. La définition d'un système de pondération correspondant à une utilisation réelle n'a donc pas été accomplie.

Nous souhaitons cependant indiquer qu'une enquête nationale « Transport et perception de l'environnement » a été réalisée par l'Inrets-Lte, sur un échantillon de la population jugé représentatif de l'ensemble de la population générale française. Les résultats sont en cours d'analyse. Ils pourraient constituer un élément important pour établir un système de pondération entre les catégories d'impact de la population générale française, pour la situation de référence précisée dans l'enquête.

D'autres enquêtes basées sur des questionnaires ouverts, semi-ouverts, ou fermés peuvent permettre d'identifier la préoccupation individuelle mais aussi collective d'un échantillon d'individus plus ou moins large ce qui convient parfaitement dans le cas où l'on cherche à connaître le système de pondération d'une population ou d'un groupe d'acteurs.

Des méthodes alternatives, dites participatives comme les forums, peuvent aussi être utilisées. Elles s'appuient sur un débat entre les différents participants. L'objectif de l'exercice étant de parvenir à un système de pondération relativement consensuel.

On propose de construire un exemple pour illustrer l'architecture d'agrégation. On attribue de manière arbitraire des poids :

- pour les cibles (tableau 26)
- pour les dimensions spatio-temporelles (tableau 27)

Tableau 26 : Hiérarchisation des cibles

Cible	Poids
Globe	50
Nature	50
Homme	100
Patrimoine	30



Tableau 27 : Hiérarchisation des dimensions spatio-temporelles

Dimension spatiale	Dimension temporelle		
	Court terme	Moyen terme	Long terme
Global	0	30	50
Régional	30	80	40
Local	100	100	100

➤ Définition d'un système de pondération des catégories d'impact.

On calcule les poids de chaque ensemble de catégories d'impact regroupées au niveau de l'intersection entre les cibles et les dimensions spatio-temporelles en multipliant le poids de chaque cible par celui de chaque dimension spatio-temporelle. On exprime ensuite le produit sur l'intervalle de référence [0 ; 100]. On ignore certains poids (attribution de la valeur 0) lorsque la cible n'est pas affectée par aucune catégorie d'impact ou lorsque l'atteinte résulte d'une catégorie d'impact pour laquelle aucun indicateur n'a pu être mis en œuvre (tableau 28). Par exemple, le poids de la cible globe au niveau de la dimension spatio-temporelle (global/moyen terme) résulte de la multiplication du poids de la cible globe (= 50) et du poids de la dimension spatio-temporelle global/moyen terme (= 30), puis de la division du produit par 100/77900. On obtient ainsi la valeur 1,9. La valeur 77900 résulte du fait qu'on ignore dans notre exemple l'importance :

- du patrimoine lorsque celui-ci n'est affecté par aucune catégorie d'impact (écrit en italique couleur rouge tableaux 28-30) ou lorsque l'atteinte résulte des catégories d'impact « dégradation du patrimoine bâti commun » et « dégradation du patrimoine bâti historique » pour lesquelles aucun indicateur n'est actuellement disponible (écrit en italique couleur bleu tableaux 28-30) ;
- de l'homme lorsque celui-ci n'est pas affecté par aucune catégorie d'impact (écrit en italique couleur orange tableaux 28-30).

L'opérateur multiplicatif a été retenu car il rend compte de l'intersection entre les différents ensembles (cibles, dimensions spatio-temporelles) ce qui nous semble plus pertinent dans le cas d'un croisement d'information, que l'opérateur additif par exemple qui s'applique à la réunion de différents ensembles.

On ventile finalement le poids attribué à chaque cible pour chaque classe spatio-temporelle déterminé dans le tableau 28, au niveau des catégories d'impact que cet ensemble contient (tableaux 29 et 30). Dans notre exemple, on adopte la classification des catégories d'impact distinguées établie selon les dimensions spatio-temporelles intrinsèques (tableau 24).

On attribue par ailleurs deux tiers du poids total (globe, nature, homme) de la case global/moyen terme (= 8) au trou de la couche d'ozone (soit un poids de 5,3), et un tiers du poids total à l'effet de serre (soit un poids de 2,7). Cette hypothèse est retenue compte tenu du fait que le trou de la couche d'ozone affecte principalement l'homme dont le poids est de 3,4 (au regard de l'importance accordée à cette cible, pour cette dimension spatio-temporelle global/moyen terme).

L'architecture d'agrégation de la pollution de l'air permet d'encadrer l'agrégation sociale ou politique des catégories d'impact dans un processus scientifique, et d'attribuer ainsi une préoccupation collective ou individuelle à chacune des catégories d'impact, y compris à celles non distinguées socialement.

Seules l'acidification et l'eutrophisation ne peuvent pas être pondérées séparément avec notre méthode, puisque celle-ci ne permet pas de les différencier selon les dimensions spatio-temporelles et les cibles. On propose ainsi de répartir d'une manière égale le poids total de cet ensemble entre ces deux catégories d'impact, même si on peut supposer une légère préférence pour l'acidification car les impacts sur les forêts et les cours d'eau sont plus connus du grand public que ceux de l'eutrophisation. On obtient dans notre exemple, acidification (= 1) et eutrophisation (= 1). Si le besoin s'en faisait sentir, il est possible dans ce cas précis de faire appel à un collège d'experts de manière à pondérer ces deux catégories d'impact.

Tableau 28 : Hiérarchisation croisée par cibles et par dimensions spatio-temporelles

		Dimension temporelle			TOTAL
Dimension spatiale	Cible	Court terme	Moyen terme	Long terme	
Global	Globe	0	2	3,3	24,3
	Nature	0	2	3,3	
	Homme	0	4	6,6	
	Patrimoine	0	1	2,0	
	Total	0	9	15,3	
Régional	Globe	(2)	(2)	(2,7)	16
	Nature	2	2	2,7	
	Homme	4	(4)	5,3	
	Patrimoine	(1,2)	(1,2)	(1,2)	
	Total	6	2	8	
Local	Globe	(6,6)	0	0	59,7
	Nature	6,6	6,6	6,6	
	Homme	13,3	13,3	13,3	
	Patrimoine	(4)	(4)	(4)	
	Total	19,9	19,9	19,9	
TOTAL		25,9	31	43,1	100

Tableau 29 : Hiérarchisation désagrégée des catégories d'impact

		Dimension temporelle				
Dimension spatiale	Court terme	Moyen terme		Long terme		
		Global	0	Globe=2 Nature=2 Homme=4 Patrimoine=1,2	Trou de la couche d'ozone=5,3 Effet de serre=2,7 Effet de serre=1,2	Globe=3,3 Nature=3,3 Homme=6,6 Patrimoine=2
Régional	Nature = 2	Effets sur les écosystèmes (pollution photochim.) =2	Nature=2	Effets sur les écosystèmes (acidification, eutrophisation), =2	Nature=2,7	Effet de serre=8
	Homme = 4	Impacts sanitaires (pollution photochim.) =4	Homme = (4)		Homme=5,3	
	Patrimoine = (1,2)		Patrimoine= (1,2)	Dégradation du patrimoine bâti commun = (0,3) Dégradation du patrimoine bâti culturel = (0,9)	Patrimoine=1,6	Dégradation du patrimoine bâti commun= (0,4) Dégradation du patrimoine bâti culturel= (1,2)
Local	Nature=6,6	Effets sur les écosystèmes (écotoxicité directe) =6,6	Nature=6,6	Effets sur les écosystèmes (écotoxicité directe) = 6,6	Nature=50	Effets sur les écosystèmes (écotoxicité directe) = 6,6
	Homme = 13,3	Impacts sanitaires -(Impacts sanitaires restreints directs)=9,3 -(Pollution sensible)=4	Homme=13,3	Impacts sanitaires (Impacts sanitaires restreints directs)=13,3	Homme=100	Impacts sanitaires (Impacts sanitaires restreints directs)=13,3
	Patrimoine = (1,2)		Patrimoine= (4)	Dégradation du patrimoine bâti commun= (1,3) Dégradation du patrimoine bâti culturel= (2,7)	Patrimoine=4	Dégradation du patrimoine bâti commun= (1,3) Dégradation du patrimoine bâti culturel= (2,7)

Tableau 30 : Hiérarchisation agrégée des catégories d'impact

Catégorie d'impact	Pondération
Effet de serre	27
Trou de la couche d'ozone	5
Pollution photochimique	6
Acidification	1
Eutrophisation	1
Pollution sensible	4
Impacts sanitaires restreints directs	36
Ecotoxicité directe	20
Dégradation du patrimoine bâti commun	-
Dégradation du patrimoine bâti historique	-

L'architecture permet d'agrèger l'ensemble des catégories d'impact en respectant leur intégrité spatio-temporelle, et en faisant reposer cette agrégation sur les notions de cibles et de dimensions spatio-temporelles, dont la signification est bien plus grande pour la population générale.

Quelle que soit la méthode d'agrégation retenue, l'architecture peut permettre d'effectuer une agrégation progressive, en agrégeant les catégories d'impact au sein de chaque classe spatio-temporelle dans un premier temps, puis à différents ensembles de classes spatio-temporelles, ce qui lui confère indubitablement de la souplesse et de la précision. On peut par exemple imaginer agréger les catégories d'impact selon les dimensions temporelles court terme, moyen terme, long terme, toutes classes spatiales confondues. On peut aussi effectuer l'opposé, c'est-à-dire agréger les catégories d'impact selon les dimensions spatiales.

Chaque sous-catégorie d'impact résultant de la subdivision d'une même catégorie selon les différentes dimensions spatio-temporelles qu'il recouvre est évaluée à l'aide du même indicateur. L'indicateur agrégé que nous proposons doit respecter cette architecture d'agrégation progressive, de telle manière à ce que l'on puisse fournir un résultat agrégé de la pollution de l'air au niveau de chaque classe spatio-temporelle, au niveau de chaque ensemble de classes temporelles ou spatiales, et au niveau de l'ensemble des classes.

La méthode peut s'appliquer pour révéler une préoccupation collective ou individuelle au niveau de tout territoire, qu'il soit national, global ou urbain.

### 2.3. Construction d'un indicateur d'impact environnemental global des polluants atmosphériques

La construction de l'indicateur d'impact environnemental global des polluants atmosphériques émis par les transports peut s'effectuer de deux manières.

On peut élaborer un indicateur d'impact reliant une pression à un impact représentatif d'une catégorie d'impact, puis intégrer chaque indicateur au sein d'un indicateur d'impact environnemental agrégé, selon l'architecture d'agrégation proposée au § 2.2, de manière à donner une valeur globale à chaque objet de transport évalué, à partir des pressions prises en compte (figure 10) : il s'agit d'une approche *bottom-up*.

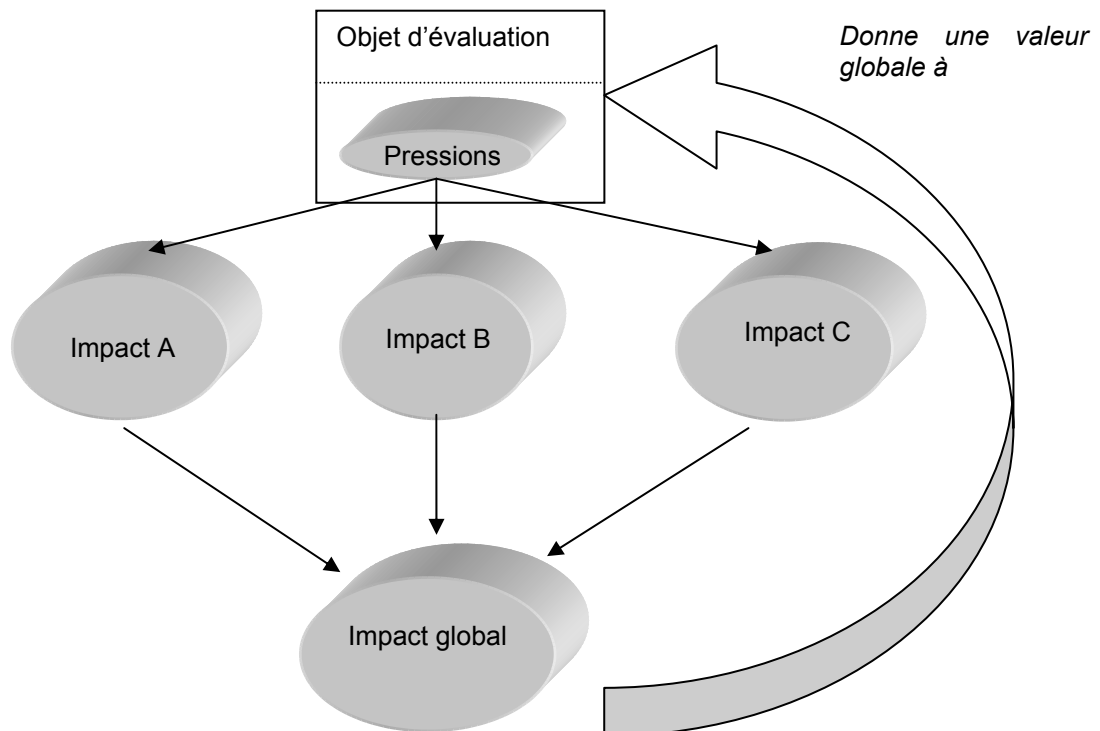


Figure 10 : Architecture *bottom-up* de l'indicateur

On pourrait imaginer aussi estimer l'impact environnemental global des polluants atmosphériques émis par l'objet de transport considéré avec un indicateur global, puis distribuer cet impact global au sein des différentes catégories d'impact d'après la structure d'agrégation proposée au § 2.2 : il s'agit d'une approche *top-down*.

L'approche *bottom-up* est ancrée dans la représentation de chaque catégorie d'impact. L'agrégation est établie a posteriori, indépendamment du résultat de l'évaluation de chaque catégorie. L'approche *top-down* envisage d'emblé un résultat global, puis recherche l'implication de chaque catégorie d'impact au résultat global.

L'approche *bottom-up* semble plus valide de notre point de vue de par la connaissance des liens physiques existant entre les émissions de polluants atmosphériques et les différents impacts environnementaux, ce qui n'est pas le cas entre les émissions de polluants et un impact environnemental global (non connu à ce jour, d'où notre recherche). L'approche *bottom-up* est donc retenue pour construire notre indicateur d'impact environnemental global des polluants atmosphériques.

L'élaboration de notre indicateur est divisée en deux grandes étapes :

- Sélection d'un indicateur d'impact environnemental pour chaque catégorie d'impact (§ 2.3.1),
- Construction d'un indicateur d'impact environnemental global sur la base de l'architecture d'agrégation développée au § 2.2.2 (§ 2.3.2).

On propose par ailleurs deux exemples de calcul de l'indicateur à titre illustratif de la méthode (§ 2.3.3).

### 2.3.1. Sélection d'un indicateur d'impact environnemental pour chaque catégorie d'impact

La sélection d'un indicateur d'impact environnemental spécifique à chaque catégorie d'impact précédemment définie s'appuie sur l'analyse des caractéristiques des indicateurs recensés. A l'aide de la méthode d'évaluation développée au § 1.1.6.2, on cherche ensuite à identifier un indicateur par catégorie d'impact.

#### 2.3.1.1. Caractéristiques des indicateurs

Ce paragraphe vise à décrire d'une manière assez exhaustive trois aspects fondamentaux des indicateurs :

- le formalisme,
- l'intégration spatiale des émissions et des impacts,
- l'intégration temporelle des émissions et des impacts.

Ces points ont une influence remarquable sur plusieurs critères de sélection des indicateurs, et en particulier sur leur validité scientifique.

##### 2.3.1.1.1. Formalisme

Tous les indicateurs évalués présentent une formalisation semblable correspondant à la formule ci-dessous (12).

$$i_x = \sum m_p \times FI_p \quad (12)$$

$i_x$  : indicateur de la catégorie d'impact  $x$ ,

$FI_p$  : facteur d'impact du polluant  $p$  : coefficient d'équivalence entre l'impact induit par une quantité de polluant et celui induit par une même quantité d'un polluant pris comme référence,  
 $m_p$  : masse du polluant  $p$ .

On distingue, au sein des indicateurs, ceux qui évaluent un impact situé au début ou au milieu de la chaîne d'impacts de chaque catégorie d'impact (impacts primaires) (approche « problème »), et ceux qui évaluent un impact situé plus en aval dans la chaîne d'impacts (impacts secondaires) (approche « dommage ») [Guinee & coll., 2001b].

➤ Indicateurs basés sur l'approche « problème ».

D'une manière générale, tous les indicateurs basés sur l'approche « problème » peuvent être formalisés de la manière suivante (13) :

$$i_x = \sum m_p \times \frac{A_{p,t}}{A_{ref,t}} \quad (13)$$

$i_x$  : indicateur de la catégorie d'impact  $x$ ,

$A_{p,t}$  : conséquence d'une émission donnée d'un polluant  $p$ , intégrée sur une durée donnée.

$A_{ref,t}$  : conséquence d'une même émission instantanée d'un polluant de référence, intégrée sur une même durée.

La conséquence d'une émission donnée d'un polluant  $p$ , intégrée sur une durée donnée ( $A_{p,t}$ ) est établie à partir du produit de trois variables (issues de modélisation) (14) :

- Facteur de destin pour le polluant  $p$  : à partir de la durée de vie d'une substance, des processus de transport et dispersion au sein du même milieu naturel et dans d'autres milieux naturels (air, eau, sol), ainsi que de la dégradation naturelle des polluants, ce facteur estime la concentration de la substance  $p$  en fonction du temps dans chaque compartiment naturel (milieu naturel) ( $FD_{p,t}$ ).
- Facteur d'exposition au polluant  $p$  : quantité disponible de polluant vis-à-vis d'une cible au regard de la concentration dans chaque compartiment naturel, en fonction du temps ( $FExp_{p,t}$ ).
- Facteur d'effet pour le polluant  $p$  ( $FE_p$ ) : relie une exposition à un niveau d'impact pour une cible donnée.

Les mêmes variables sont utilisées pour le calcul de la conséquence d'une émission donnée d'un polluant de référence.

$$i_x = \sum m_p \times \frac{FD_{p,t} \times FExp_{p,t} \times FE_p}{FD_{ref,t} \times FExp_{ref,t} \times FE_{ref}} \quad (14)$$

Selon les catégories d'impact, des simplifications ou des précisions sont proposées dans le calcul des trois facteurs mentionnés. Pour l'effet de serre et l'acidification par exemple, l'exposition est supposée totale. Seuls les facteurs de destin et d'effet sont donc modélisés [Hauschild & coll., 1998; Houghton & coll., 2001; Houghton & coll., 1996]. Pour les impacts sanitaires restreints directs et les effets directs sur les écosystèmes, les facteurs de destin et d'exposition prennent en compte de nombreux paramètres comme la diversité de milieux (air, eau de surface, eau souterraine, sol naturel, sol agricole...), la diversité de voies de transfert (air, poissons, eau potable, végétaux,

viande, lait...), la diversité d'exposition (coutumes alimentaires, consommation d'eau, débit respiratoire...), et la diversité d'effets tant au niveau de la nature de l'effet (cancers, asthme ...) que de son intensité (certains polluants sont plus toxiques que d'autres) [Heijugs & coll., 1999; Huijbregts, 1999a; 2000].

La dimension des indicateurs d'impact est une dimension physique correspondant à une émission exprimée en équivalent de la substance prise comme référence, à l'exception de l'indicateur d'« odeurs » exprimée en volume d'air nécessaire à la dilution de l'odeur au niveau de son seuil de perception par l'homme.

Les indicateurs suivants disposent de ce type de formalisation :

- « réchauffement global potentiel » ; représente l'augmentation du bilan radiatif global (température moyenne) induite par l'émission d'une quantité donnée de polluant exprimée en quantité équivalent  $\text{CO}_2$  [Giec, 2001] (§ 1.1.2.1.1 ; (1) et (2)).
- « diminution de la couche d'ozone » : représente la diminution de la couche d'ozone induite par l'émission d'une quantité donnée de polluant exprimée en quantité équivalent  $\text{CFC}_{11}$  (15) [Wmo, 1999]. Le facteur d'impact ( $\text{ODP}_p$ ) représente le rapport entre la variation de concentration dans la colonne d'ozone stratosphérique induite par les émissions annuelles d'une substance  $p$  (kg/an) et la variation de concentration dans la colonne d'ozone stratosphérique induite par les émissions annuelle de  $\text{CFC}_{11}$  (16) ;

$$i_{\text{ODP}} = \sum m_p \times \text{ODP}_p \quad (15)$$

$$\text{avec } \text{ODP}_p = \frac{\partial(\text{O}_3)_p}{\partial(\text{O}_3)_{\text{CFC}_{11}}} \quad (16)$$

$i_{\text{ODP}}$  : indicateur de la catégorie d'impact destruction de la couche d'ozone (ODP),

$\partial(\text{O}_3)$  en mol/L : dissociation d'ozone dans son état d'équilibre causé par un flux annuel (kg/an) de la substance gazeuse.

$\partial(\text{O}_3)_{\text{CFC}_{11}}$  : dissociation d'ozone dans son état d'équilibre causé par un flux annuel (kg/an) de  $\text{CFC}_{11}$ .

$m_p$  : masse de substance gazeuse émise par le système.

- « production d'ozone troposphérique » : représente la production d'ozone troposphérique induite par l'émission d'une quantité donnée de polluant exprimée en quantité équivalent  $\text{C}_2\text{H}_4$  (éthylène) (17) [Derwent & coll., 1998]. Les facteurs d'impact ( $\text{POCP}_p$ ) établis pour les COV correspondent au ratio entre d'une part la variation de concentration en ozone troposphérique due à l'émission d'un COV, et d'autre part la variation de concentration en ozone troposphérique due à l'émission de l'éthylène ( $\text{C}_2\text{H}_4$ ) (18). La procédure de calcul des facteurs d'impact établis pour les  $\text{NO}_x$  ne semble pas clairement explicitée. L'indicateur est adapté à la représentation des impacts dus aux pics d'ozone (smog de court terme), mais pas à l'exposition cumulée à de faibles concentrations d'ozone troposphérique (smog de long terme) [Nichols & coll., 1996]. Les facteurs d'impact du NO et du  $\text{NO}_2$  étant très différents, il est essentiel de connaître la proportion de ces gaz au sein des émissions de  $\text{NO}_x$  ;

$$i_{\text{POCP}} = \sum m_p \times \text{POCP}_p \quad (17)$$

$$\text{avec } \text{POCP}_p = \frac{\frac{\Delta F_p}{M_p}}{\frac{\Delta F_{\text{C}_2\text{H}_4}}{M_{\text{C}_2\text{H}_4}}} \quad (18)$$



$\Delta F_p$  : différence entre les deux quantités d'ozone formé.  
 $M_p$  : quantité totale de polluant p.

- « réactivité marginale » : ressemble beaucoup à l'indicateur de « production d'ozone troposphérique » sur le plan structurel. Il s'agit d'une alternative en ce qui concerne la définition et la mesure des facteurs d'impact (19) [Carter W., 1994]. Les facteurs d'impact ( $IR_p$ ) correspondent au rapport entre la variation marginale de la concentration en ozone troposphérique due à l'ajout d'une quantité marginale d'un COV, et la masse du polluant émis (20). Tandis que les facteurs d'impact de l'indicateur « formation d'ozone troposphérique » sont développés à partir de modèles à l'échelle de l'Europe, prenant en compte le transport des COV à travers l'Europe, et proposant une intégration sur 5 jours [Derwent & coll., 1998], les facteurs d'impact de l'indicateur « réactivité marginale » sont basés sur des modèles urbains du nord des USA, ne tenant pas compte du transport long distance des COV, et proposant une intégration sur une journée [Carter W., 1994; Carter W.P.L.]. Comme pour l'indicateur précédent, l'indicateur « réactivité maximale » est adapté à la représentation des impacts du aux pics d'ozone (smog de court terme), mais pas à l'exposition cumulée à de faibles concentrations d'ozone troposphérique (smog de long terme) [Nichols & coll., 1996] ;

$$i_{IR} = \sum m_p \times IR_p \quad (19)$$

$$\text{avec } IR_p = \frac{\Delta O_{3p}}{\Delta m_p} \quad (20)$$

$\Delta O_{3p}$  : variation de la quantité d'ozone troposphérique (g),

$\Delta m_p$  : émission marginale du polluant (COV) (g).

- « acidification » ou « formation d'ions  $H^+$  » : représente la quantité d'ions  $H^+$  libérés induite par l'émission d'une quantité donnée de polluant exprimée en quantité équivalent  $SO_2$  (21) (§ 1.1.5.1.1.2.2) [Guinee & coll., 2002; Huijbregts & coll., 2000a]. Les facteurs d'impact ( $AP_p$ ) sont définis comme le rapport du nombre d'ions  $H^+$  qui peuvent être potentiellement produit par kilogramme de polluant émis, et le nombre d'ions  $H^+$  produits par kilogramme de  $SO_2$  (22). Chaque facteur correspond au potentiel maximum d'acidification. L'impact réel dépend considérablement de l'environnement local. Il diminue à mesure que les taux de minéralisation et de dénitrification augmentent. L'acidification peut aussi être réduite de par l'absorption et l'élimination par la biomasse (surtout pour le  $NO_x$ ) [Hauschild & coll., 1998] ;

$$i_{AP} = \sum m_p \times AP_p \quad (21)$$

$$AP_p = \frac{\eta_p}{\eta_{SO_2}} \quad (22)$$

$\eta_p$  : nombre d'ions  $H^+$  libérable par kg de polluant émis

$\eta_{SO_2}$  : nombre d'ions  $H^+$  libérable par kg de  $SO_2$  émis

- « eutrophisation » : représente l'anoxie du milieu liée à la consommation d'oxygène par la biomasse formée, induite par l'émission d'une quantité donnée de polluant exprimée en quantité équivalent  $\text{PO}_4^{3-}$  (23) [Heijung & coll., 1992]. Les facteurs d'impact ( $EP_p$ ) sont établis à partir d'une composition chimique moyenne de la biomasse aquatique ( $\text{C}_{106}\text{H}_{263}\text{O}_{110}\text{N}_{16}\text{P}$ ) supposée représentative [Stumm & coll., 1981]. Les facteurs d'impact déterminent la contribution d'un polluant (utilisé comme nutriment) à la formation de la biomasse aquatique, supposant une ressource infinie pour les autres nutriments. Dans cette approche, la dégradation d'une mole de biomasse nécessite 138 moles de dioxygène ( $\text{O}_2$ ) (demande chimique en oxygène). Ainsi, la contribution à l'eutrophisation est de 1 mole pour le P, 1/16 pour le N, et 1/138 pour le  $\text{O}_2$  (24) ;

$$i_{EP} = \sum m_p \times EP_p \quad (23)$$

$$\text{avec } EP_p = \frac{v_p / M_p}{v_{\text{PO}_4^{3-}} / M_{\text{PO}_4^{3-}}} \quad (24)$$

$v_p$  : contribution potentielle à l'eutrophisation d'une mole de substance,

$M_p$  : masse molaire de la substance,  
Idem pour le  $\text{PO}_4^{3-}$ .

- « odeur » : représente la quantité d'air dont la valeur seuil d'une odeur liée à une substance est atteinte en raison de l'émission d'une quantité donnée de cette substance (25) [Heijung & coll., 1992]. Il s'agit d'une adaptation de l'indicateur « volume critique » (§1.1.2.2.1 ; (6) ; [Lindfors, 1995]) à la question spécifique des odeurs. Le facteur d'impact ( $EP_p$ ) correspond à l'inverse du seuil de perception de l'odeur d'un polluant ( $OTV_p$ ) (défini comme une concentration seuil de ce polluant) (26) ;

$$i_{OP} = \sum m_p \times OP_p \quad (25)$$

$$\text{avec } OP_p = \frac{1}{OTV_p} \quad (26)$$

- « toxicité » sous-entendue toxicité humaine: représente la toxicité induite par l'émission d'une quantité donnée de polluant exprimée en quantité équivalent 1,4 DCB (1,4 Dichlorobenzène) (27) [Heijugs & coll., 1999]. Les facteurs d'impact (HTP ou TEP) correspondent au ratio de la somme de la toxicité induite par l'émission d'un polluant atmosphérique se retrouvant dans un milieu naturel donné (air, eau de consommation, poisson, sol...) et contaminant la santé humaine par une voie d'exposition (système respiratoire ; système digestif), par la somme de la toxicité induite par l'émission d'un polluant atmosphérique de référence (1,4DCB) (28). Le facteur d'effet au sein du facteur d'impact est défini soit en laboratoire (EC50 : concentration d'un polluant à partir de laquelle un individu montre un effet), soit dans l'environnement (NOEC : concentration du polluant à laquelle aucun effet n'est observé / ADI : ingestion journalière du polluant admissible / TDI : Ingestion journalière du polluant tolérable / PNEC concentration du polluant pour laquelle aucun effet n'est envisagé / MCT concentration maximale tolérable / NOAEL : niveau pour lequel aucun effet néfaste n'est observé. Les termes « admissible », « acceptable » et néfaste » résultent de compromis entre experts ;

$$i_{HTP} = \sum m_p \times HTP_p \quad (27)$$

$$\text{avec } HTP_p = \frac{FD_{p,t} \times FExp_{p,t} \times FE_p}{FD_{ref,t} \times FExp_{ref,t} \times FE_{ref}} \quad (28)$$

$FD_{p,t}$ : facteur de destin pour le polluant  $p$  : à partir de la durée de vie d'une substance, des processus de transport et dispersion au sein du même milieu naturel et dans d'autres milieux naturels (air, eau, sol), ainsi que de la dégradation naturelle des polluants, ce facteur estime la concentration de la substance  $p$  en fonction du temps dans chaque compartiment naturel (milieu naturel) ;

$FExp_{p,t}$ : facteur d'exposition au polluant  $p$  : quantité disponible de polluant vis-à-vis d'une cible au regard de la concentration dans chaque compartiment naturel, en fonction du temps ;

$FE_p$ : facteur d'effet pour le polluant  $p$  reliant une exposition à un niveau d'impact pour une cible donnée ;

Les mêmes variables sont utilisées pour le calcul de la conséquence d'une émission donnée d'un polluant de référence (indice ref dans la formule).

- « écotoxicité » : représente la toxicité induite par l'émission d'une quantité donnée de polluant exprimée en quantité équivalent 1,4 DCB (1,4 Dichlorobenzène) (29) [Heijung & coll., 1992]. Les mêmes remarques que celles formulées pour l'indicateur de « toxicité » peuvent être faites pour l'indicateur d' « écotoxicité », à la différence que dans ce dernier les facteurs d'impact distingue davantage de milieu naturel récepteur (sédiments marin, sol...) et d'effets (aquatiques chroniques ou aiguës, chroniques au niveau des écosystèmes du sol ...) (30).

$$i_{ETP} = \sum m_p \times ETP_p \quad (29)$$

$$\text{avec } ETP_p = \frac{FD_{p,t} \times FE_p}{FD_{ref,t} \times FE_{ref}} \quad (30)$$

$FD_p$  : facteur de devenir du polluant  $p$ , intégrant le transport, la dispersion et la dégradation du polluant  $p$  ;

$FE_p$  : facteur d'effet représentant l'écotoxicité du polluant pour un écosystème donné, selon les différents milieux (air, eau de surface, eau souterraine...) dans lesquels se retrouvent le polluant.

#### ➤ Indicateurs basés sur l'approche « dommage ».

Les indicateurs relevant de l'approche « dommage » ne prennent en compte, à ce jour, que les impacts affectant :

- la santé humaine : causés par les substances cancérigènes (impacts sanitaires restreints directs), les polluants affectant l'appareil respiratoire (pollution photochimique), les gaz à effet de serre, et ceux qui contribuent à la diminution de la couche d'ozone ;
- les écosystèmes : causés par les substances écotoxiques (écotoxicité directe), et celles qui contribuent à l'acidification et à l'eutrophisation.

Le formalisme général de ces indicateurs peut être défini de la façon suivante (31 & 32).

$$i = \sum m_p \times D_p \quad (31)$$

$$\text{avec } D_p = \frac{A'_{p,t} \times D_{ref}}{A'_{ref,t}} \quad (32)$$

$A'_{p,t}$  : facteur d'impact utilisé dans l'approche problème pour le polluant p, intégré sur une durée donnée.

$A'_{ref,t}$  : facteur d'impact utilisé dans l'approche problème pour un polluant pris pour référence, intégré sur une même durée.

$D_{ref}$  : dommage en termes de santé humaine ou vis-à-vis des écosystèmes lié à la catégorie d'impact considérée, induit par une émission donnée de polluant de référence.

Par exemple, l'indicateur « dommages (marginaux) à la santé dus aux variations climatiques » est formalisé comme suit (33) [Gedkoop & coll., 2000b]. Il représente la variation du nombre de morts suite aux variations de la température moyenne et due à la malaria, la fièvre dengue et les accidents cardio-vasculaires, ainsi que le nombre de personnes déplacées à cause de l'augmentation du niveau des eaux.

$$i = \sum m_p \times \frac{GWP_p \times D_{ref}}{GWP_{ref}} \quad (33)$$

Selon la nature de la cible, le facteur d'impact est exprimé dans l'une des dimensions suivantes [Gedkoop & coll., 2000b; Goedkoop & coll., 2000; Hofstetter, 1998] :

- Pour la santé humaine : nombre d'années de vie humaine pendant lesquelles la santé est affectée (Daly : « Disability adjusted life years ») pour une quantité donnée de polluant émise (Daly/kg) ;
- Pour les écosystèmes :
  - Pourcentage d'espèces qui ont disparu dans une certaine aire (PDF : « potentially disappeared fraction of species ») à cause de l'acidification, l'eutrophisation et l'utilisation du territoire, pour une quantité donnée de polluant émise par an (PDF.m<sup>2</sup>.an/kg),
  - Pourcentage d'espèces qui ont été affectées dans une certaine aire (PAF « potentially affected fraction of species »), pour une quantité donnée de polluant émise par an (PAF.m<sup>2</sup>.an/kg).

Les indicateurs suivants présentent ce type de formalisation [Gedkoop & coll., 2000b] :

- « dommages (marginaux) à la santé dus aux variations climatiques » (cf ci-dessus) ;
- « dommages à la santé dus à la déplétion de la couche d'ozone » : représente la mortalité liée au cancer de la peau et la morbidité (cataracte) induites par une exposition aux UV-B (en faisant l'hypothèse que les cancers de la peau dépendent de la durée des expositions aux UV-B) ;
- « effets sur les capacités respiratoires des hommes dus aux substances organiques » : représente le nombre d'années de vie perdue ou le nombre d'années de vie avec un handicap respiratoire induit par la pollution photochimique ;
- « dommages à la qualité des écosystèmes dus aux effets combinés de l'acidification et de l'eutrophisation » : représente l'affectation des écosystèmes en raison de l'acidification et de l'eutrophisation ;
- « effets cancérigènes sur l'homme » : représente le nombre d'années de vie perdue ou le nombre d'années de vie avec un handicap induit par les impacts sanitaires restreints directs ;
- « dommages à la qualité des écosystèmes dus aux émissions écotoxiques » : représente l'affectation des écosystèmes par l'écotoxicité directe.

Le formalisme des indicateurs recensés établit une relation linéaire entre les émissions et les impacts. La linéarisation résulte d'une simplification des mécanismes d'impact pris en compte dans les modèles d'impact.

L'hypothèse de linéarité peut cependant affecter la validité de certains indicateurs, en fonction des échelles spatiale et temporelle d'intégration des effets.

### 2.3.1.1.2. Intégration spatiale

Les indicateurs recensés sont établis pour effectuer des évaluations génériques ou potentielles des impacts environnementaux, c'est-à-dire des évaluations non liées à un contexte environnemental spatial.

De ce fait, les facteurs d'impact correspondent à des facteurs agrégés sur toute la surface du globe ou au niveau du territoire européen (34). En d'autres mots, une émission de 100 tonnes de CO<sub>2</sub> en France et de 100 tonnes de CO<sub>2</sub> en Chine, au cours d'une même année, sont considérées comme un seul flux annuel de 200 tonnes de CO<sub>2</sub>, induisant un calcul unique de l'augmentation du bilan radiatif global. Plus l'échelle d'intégration est grande, plus le facteur d'impact global est indépendant du contexte environnemental.

$$A_{p,t} = \int_{t=0}^{t=\infty} \iiint_{\text{globe}} A_p(x,y,z,t) dt \quad (34)$$

$A_p(x,y,z,t)$  : conséquence d'une émission donnée d'un polluant p, intégrée sur trois milieux différents (air, eau, sol par exemple), et sur une durée donnée.

Tous les indicateurs présentés disposent de facteurs d'impacts globaux, c'est-à-dire des facteurs indépendants du contexte environnemental :

➤ Impacts primaires :

- « réchauffement global potentiel » : Potentiel de réchauffement global (GWP) au niveau du globe terrestre [Houghton & coll., 2001; Houghton & coll., 1996] ;
- « diminution de la couche d'ozone » : Potentiel de diminution de la couche d'ozone (ODP) au niveau du globe terrestre [Wmo, 1999] ;
- « production d'ozone troposphérique » : Potentiel de production d'ozone troposphérique (POCP) au niveau de l'Europe [Derwent & coll., 1998] ;
- « réactivité marginale » : différents types de potentiel de réactivité (MIR, MOIR, EBIR, cf ci-dessous) au niveau urbain (Nord USA) [Carter W., 1994; Carter W.P.L.] ;
- « acidification » : Potentiel d'acidification (AP) au niveau de l'Europe [Huijbregts, 1999b; Huijbregts & coll., 2000a];
- « eutrophisation » : Potentiel d'eutrophisation (EP) au niveau du globe terrestre [Heijung & coll., 1992] et de l'Europe [Huijbregts, 1999b; Huijbregts & coll., 2000a];
- « odeur » : Potentiel d'odeur (OP) au niveau du globe terrestre [Heijung & coll., 1992] ;
- « toxicité » : Potentiel de toxicité humaine (HTP) au niveau du globe terrestre [Hauschild & coll., 1998; Huijbregts, 1999d; 2000] et potentiel de toxicité équivalente (TEP) au niveau du globe terrestre [Hertwich, 1999]. Les facteurs d'impacts HTP sont calculés à partir de deux modèles distincts selon les deux auteurs, sur la base de données européennes, ce qui en fait plutôt des facteurs au niveau européen. Les facteurs TEP sont calculés à partir d'un autre

modèle sur la base de données américaines, ce qui en fait plutôt des facteurs au niveau nord américains ;

- « écotoxicité » : Potentiel écotoxique (ETP) au niveau global [Huijbregts, 1999d; 2000]. Les facteurs d'impacts ETP sont calculés à partir de données européennes, ce qui en fait plutôt des facteurs au niveau européen ;
- Impacts secondaires :
  - « dommages (marginaux) à la santé dus aux variations climatiques » : facteurs d'impact au niveau global [Mayerhover & coll., 1997] ;
  - « dommages à la santé dus à la déplétion de la couche d'ozone » : facteurs d'impact au niveau global [Hofstetter, 1998] ;
  - « effets sur les capacités respiratoires des hommes dus aux substances organiques » : facteurs d'impact au niveau global [Gedkoop & coll., 2000b]. Les auteurs émettent cependant des doutes sur la validité des facteurs d'impact à cette échelle d'intégration ;
  - « dommages à la qualité des écosystèmes dus aux effets combinés de l'acidification et de l'eutrophisation » : facteurs d'impact au niveau global [Gedkoop & coll., 2000b]. Les auteurs émettent cependant des doutes sur la validité des facteurs d'impact à cette échelle d'intégration ;
  - les mêmes commentaires que ceux formulés pour l'indicateur précédent peuvent être donnés pour les indicateurs suivant : « effets cancérigènes sur l'homme » et « dommages à la qualité des écosystèmes dus aux émissions écotoxiques ».

Cette approche est bien adaptée à l'évaluation des impacts primaires des catégories d'impact global (effet de serre et trou de la couche d'ozone), car les mécanismes d'impact sont très peu liés au contexte environnemental local des émissions (concentrations de fond, densité de la cible, sensibilité de la cible, climatologie et météorologie...).

En revanche, pour l'évaluation des impacts primaires des catégories d'impact régional et local, ainsi que celle des impacts secondaires (toxicité et écotoxicité) de toutes les catégories d'impact, une différenciation spatiale semblerait plus précise, car le facteur d'impact ou de caractérisation de chaque indicateur (pour chaque catégorie d'impact) serait plus adapté à l'échelle spatiale des mécanismes d'impact.

Quatre approches peuvent être utilisées pour effectuer une différenciation qualitative entre deux émissions égales d'une même substance, à partir d'un traitement quantitatif des émissions (deux flux distincts) et d'une prise en compte des caractéristiques environnementales locales (contexte moyen, concentrations au-dessus ou au-dessous des normes...) :

- Distinction entre les zones sensibles et non sensibles à l'impact : le facteur d'impact global est considéré nul pour les zones non sensibles : Acidification (indicateur d'« acidification ») : [Hogan & coll., 1996] ;
- Définition de la sensibilité de la cible à l'impact à l'aide d'une valeur comprise entre 0 et 1: le facteur d'impact global est multiplié par cette valeur : Acidification (indicateur d'« acidification ») : les facteurs d'impact sont calculés soit au niveau régional (pays) [Blau & coll., 1995], soit au niveau local (écosystème) [Hauschild & coll., 1998]. Il est montré par exemple que 25 % de l'apport en azote pour les écosystèmes forestier au Danemark sont éliminés lors des coupes, ce qui permet d'attribuer un coefficient de 0,75 aux forêts danoises pour le NO<sub>x</sub> .
- Utilisation d'un scénario maximum et minimum pour l'impact :

- Acidification (indicateur « acidification ») : les facteurs d'impact sont calculés sous l'hypothèse soit d'une contribution des NO<sub>x</sub> et du NH<sub>3</sub> (scénario max), soit sans la contribution de ces polluants (scénario min) [Nichols & coll., 1996] ;
- Pollution photochimique :
  - indicateur « formation d'ozone troposphérique » : facteurs d'impact calculés pour une concentration de fond en NO<sub>x</sub> soit faible [Anderson-Skold & coll., 1992], soit forte [Derwent & coll., 1998]. Les modèles calculent à partir de la situation de base, l'effet marginal induit par une émission marginal de polluant ;
  - indicateur « réactivité maximale » : pour une concentration de fond en NO<sub>x</sub> forte, les émissions de NO<sub>x</sub> sont ajustées de telle manière à produire soit la plus grande réactivité marginale (facteur d'impact MIR), soit le plus grand pic de concentration d'ozone (facteur d'impact MOIR). Pour une concentration de fond en NO<sub>x</sub> moyenne, les émissions sont ajustées de telle manière à ce que les NO<sub>x</sub> et les COV produisent d'une manière équivalente de l'ozone troposphérique (facteur d'impact EBIR) [Carter W., 1994; Carter W.P.L.] ;
- Modélisation à partir de la combinaison d'un modèle de dispersion des polluants et d'un modèle d'impact régional, permettant de calculer des facteurs d'impact régionaux : ces modèles constituent très probablement la meilleure approche. Ils nécessitent cependant davantage de données sur les caractéristiques de l'environnement local. Ils se limitent actuellement :
  - aux impacts primaires
    - de l'acidification (indicateur « acidification ») :
      - facteurs désagrégés pour 40 régions en Europe [Potting, 2000; Potting & coll., 1998a; b] / facteurs désagrégés pour plusieurs régions d'Europe [Huijbregts, 1999b; Huijbregts & coll., 2000a] ;
      - facteurs d'impact pour le Danemark [Wenzel & coll., 1997] et la Hollande [Blonk & coll., 1997b] dans [Guinee & coll., 2001b] ;
    - de l'acidification et de l'eutrophisation des milieux terrestres (indicateur « acidification ») : facteurs d'impact désagrégés au niveau de l'Europe [Huijbregts, 1999c; Huijbregts & coll., 2000a] ;
    - de la toxicité : facteurs d'impact HTP au niveau régional [Huijbregts, 1999d; 2000], et au niveau européen (découpage en plusieurs zones, prise en compte de 2 polluants) [Potting, 2000] ;
    - de l'écotoxicité : facteurs d'impact au niveau régional [Huijbregts, 1999d; 2000] ;
  - aux impacts secondaires affectant la santé humaine et les écosystèmes :
    - de l'effet de serre (indicateur « dommages à la santé dus aux réchauffement global potentiel) : facteurs d'impact au niveau de 9 régions du monde [Mayerhoyer & coll., 1997] ;
    - « effets sur les capacités respiratoires des hommes dus aux substances organiques » : facteurs d'impact au niveau de l'Europe et des Pays-Bas, mais les auteurs émettent cependant des doutes sur la validité des facteurs d'impact à l'échelle européenne [Gedkoop & coll., 2000b] ;
    - de l'acidification et de l'eutrophisation (indicateur « dommages à la qualité des écosystèmes dus aux effets combinés de l'acidification et de l'eutrophisation) : facteurs d'impact au niveau de l'Europe et des Pays-Bas, mais les auteurs émettent cependant des doutes sur la validité des facteurs d'impact à l'échelle européenne [Gedkoop & coll., 2000b] ;

- les mêmes commentaires que ceux formulés pour l'indicateur précédent peuvent être donnés pour les indicateurs suivant : « effets cancérigènes sur l'homme » et « dommages à la qualité des écosystèmes dus aux émissions écotoxiques ».

Un travail d'harmonisation des facteurs d'impacts régionaux est par ailleurs indispensable pour établir une relation d'équivalence entre les différents facteurs régionaux, sans quoi la comparaison ou l'agrégation des impacts régionaux d'une même catégorie d'impact est impossible. Ainsi, les impacts régionaux de l'acidification de la France pourraient être comparés ou agrégés avec ceux de la Finlande, non plus sur la base d'un facteur d'impact unique établi à l'échelle européenne [Huijbregts, 1999c], mais à partir de facteurs d'impact spécifiques à la France et à la Finlande.

### 2.3.1.1.3. Intégration temporelle

Les indicateurs recensés sont établis pour effectuer des évaluations génériques ou potentielles des impacts environnementaux, c'est-à-dire des évaluations non liées à un contexte environnemental temporel. Les modèles d'impact reposent ainsi sur deux intégrations temporelles distinctes [Guinee & coll., 2001b] :

- une intégration des émissions : toutes les références actuelles sont basées sur une période d'intégration de un an ;
- une intégration des effets : de manière à considérer les conséquences d'une émission d'un gaz sur toute sa destinée, l'intégration temporelle s'effectue sur une période infinie (35). L'intégration sur une période infinie permet en outre de rendre le facteur d'impact indépendant du contexte environnemental temporel. De ce fait, les impacts induits par une émission de 100 tonnes de CO<sub>2</sub> en France en 2000 ou par une émission de 100 tonnes en 2100 sont considérés équivalents en termes d'augmentation du bilan radiatif global.

$$A_{p,t} = \int_{t=0}^{t=\infty} A_p(t) dt \quad (35)$$

L'intégration des émissions dans un modèle dynamique pendant une durée infinie permettrait de suivre en continue l'effet marginal de toute émission. A défaut, une intégration des émissions sur un intervalle de temps adapté à l'échelle temporelle des mécanismes d'impact de la catégorie d'impact considérée constituerait une approximation induisant peu de biais dans le résultat. Par exemple une durée d'intégration des émissions de l'ordre de quelques minutes serait probablement plus adaptée que celle d'une année pour évaluer les impacts de la pollution sensible (odeurs). On peut considérer que pour toutes les catégories d'impact dont les mécanismes d'impact présentent une durée d'intégration des effets supérieure à une année, la simplification proposée dans les modèles actuels est peu préjudiciable à une évaluation valide. Pour les autres, plus la durée des mécanismes d'impact est brève, plus l'erreur due à l'intégration des émissions sera grande.

Au niveau de l'intégration temporelle des effets, certains auteurs proposent de donner un poids inférieur aux impacts dans le futur qu'à ceux dans le présent, au regard de l'incertitude qui croît avec la longueur de la période d'intégration [Guinee & coll., 2001b]. Deux principales stratégies sont proposées :

- une période définie : le plus souvent l'intégration s'effectue sur 100 ans. Au-delà de cette durée les effets ne sont pas pris en compte ;
- une période infinie : un taux de réduction de l'impact est ajouté de manière à diminuer les effets de long-terme (36).



$$A_{p,t} = \int_{t=0}^{t=\infty} A_p(t) \cdot e^{-rt} dt \quad (36)$$

D'autres différentiations dans l'intégration temporelle devraient être introduites comme l'influence, sur la destinée des polluants émis, du climat, des saisons, de la température, de la lumière, du moment où les émissions sont produites... [Owens, 1996a; b; 1997; Pleijel & coll., 1999]. Des modèles opérationnels intégrant ces différentiations temporelles ne semblent pas exister à l'heure actuelle.

Les modèles actuels proposent néanmoins de plus en plus plusieurs périodes d'intégration des effets adaptées à la description des mécanismes d'impact de l'impact considéré au sein de chaque catégorie d'impact (effet de court-terme, effet de moyen-terme, effet de long-terme).

En ce qui concerne l'effet de serre, trois périodes d'intégration sont retenues et permettent le calcul de trois classes de facteurs d'impact pour l'indicateur de « réchauffement global potentiel » [Giec, 2001] :

- GWP<sub>20</sub> : 20 ans pour les impacts à court-terme (effets des gaz dont la durée de vie est très brève),
- GWP<sub>100</sub> : 100 ans pour les impacts à long terme (effets sur la température des continents),
- GWP<sub>500</sub> : 500 ans pour les impacts à très long terme (effets sur la température des océans : inertie thermique plus élevée).

Ces trois classes sont aussi utilisées pour le calcul des facteurs d'impact de l'indicateur « dommages à la santé dus aux changements climatiques ». Le CH<sub>4</sub> constitue le polluant de référence pour l'intégration des effets sur 20 ans, le CO<sub>2</sub> pour les effets de moyen terme, et le N<sub>2</sub>O pour les effets de long terme au regard de la durée de vie de chacun de ces trois polluants [Mayerhover & coll., 1997].

Au niveau de la diminution de la couche d'ozone, les facteurs d'impact de l'indicateur « diminution de la couche d'ozone » sont calculés à partir de modèles fonctionnant :

- en régime stationnaire (durée infinie), afin d'étudier l'impact d'une émission instantanée (un Dirac) de polluant jusqu'à sa dégradation complète [Wmo, 1999] : ODP<sub>infini</sub> ;
- en fonction du temps, de manière à prendre en compte les échelles de temps inférieures à 50 ans (5, 10, 15, 20, 25, 30, et 40 ans) [Solomon & coll., 1992] : OPD<sub>5</sub>, OPD<sub>10</sub>, OPD<sub>15</sub>, OPD<sub>20</sub>, OPD<sub>25</sub>, OPD<sub>30</sub>, OPD<sub>40</sub>.

L'indicateur « dommages à la santé dus à la diminution de la couche d'ozone » ne semble s'intéresser qu'aux effets de moyen terme [Hofstetter, 1998]. Cette période d'intégration est néanmoins justifiée car seules la mortalité liée au cancer de la peau et la morbidité liée à la cataracte sont prises en compte. Or ces impacts résultent d'une exposition prolongée (effets cumulatifs) [Seethaler, 1999b].

Les facteurs d'impact relatifs à l'indicateur « formation d'ozone troposphérique » sont issus de modèles proposant une intégration des effets sur cinq jours (POCP<sub>5j</sub>) [Derwent & coll., 1998; Jenkin & coll., 1999].

Les facteurs d'impact de l'indicateur « réactivité marginale » proposent une intégration des effets sur une journée [Carter W., 1994; Carter W.P.L.].

Les indicateurs « effets sur les capacités respiratoires des hommes dus aux substances organiques et inorganiques » disposent de facteurs d'impact calculés à partir d'une intégration des effets sur cinq jours [Hofstetter, 1998].

Les facteurs d'impact des indicateurs « acidification », eutrophisation et « odeurs » proposent une intégration des effets sur une durée infinie : AP<sub>infini</sub> [Hauschild & coll., 1998; Huijbregts, 1999b], EP<sub>infini</sub> [Heijung & coll., 1992; Huijbregts, 1999b], et OP<sub>infini</sub> [Roos, 1989].

Il en est de même pour l'indicateur « dommage à la qualité des écosystèmes dus aux effets combinés de l'acidification et de l'eutrophisation » [Gedkoop & coll., 2000b].

Les facteurs d'impact des indicateurs « toxicité » et « écotoxicité » sont calculés pour quatre périodes d'intégration temporelle [Huijbregts, 2000; Huijbregts & coll., 2000b] :

- HTP<sub>20</sub> et ETP<sub>20</sub> : 20 ans pour les impacts à court-terme,
- HTP<sub>100</sub> et ETP<sub>100</sub> : 100 ans pour les impacts à long terme,
- HTP<sub>500</sub> et ETP<sub>500</sub> : 500 ans pour les impacts à très long terme,
- HTP<sub>infini</sub> et ETP<sub>infini</sub> : durée infinie.

La combinaison des modèles d'impact intégrant les différenciations temporelles mentionnées ci-dessus avec des modèles régionaux permettrait de construire des facteurs d'impact adaptés aux différents impacts caractéristiques de chaque catégorie d'impact de la pollution de l'air, au niveau de différentes zones géographiques.

#### 2.3.1.1.4. Synthèse

Une synthèse des principaux facteurs d'impact relatifs aux différents indicateurs présentés précédemment figure dans le tableau 31.

Tableau 31 : Synthèse des principaux facteurs d'impact relatifs à chaque indicateur

Catégorie d'impact	Indicateur	Facteur d'impact
Effet de serre	« réchauffement global potentiel »	GWP <sub>globe</sub> ; 20,100 ou 500 [Houghton & coll., 2001; Houghton & coll., 1996]
	« dommages à la santé dus aux changements climatiques »	FI <sub>globe</sub> ; 20,100 ou 500 ou FI <sub>9 régions</sub> ; 20,100 ou 500 [Mayerhover & coll., 1997]
Trou de la couche d'ozone	« diminution de la couche d'ozone »	ODP <sub>globe, infini</sub> [Wmo, 1999] ou ODP <sub>globe</sub> ; 5,10,15,20, 25, 30 ou 40 [Solomon & coll., 1992]
	« dommages à la santé dus à la diminution de la couche d'ozone »	FI <sub>globe, moyen terme</sub> [Gedkoop & coll., 2000b; Hofstetter, 1998]
Pollution photochimique	« formation d'ozone troposphérique »	POCP <sub>europe</sub> ; 5 jours ou POCP <sub>NOx faible/fort</sub> ; 5 jours [Derwent & coll., 1998]
	« réactivité maximale »	MIR <sub>urbain NOx Fort</sub> ; 1 jour ou MOIR <sub>urbain NOx Fort</sub> ; 1 jour ou EBIR <sub>urbain NOx moyen</sub> ; 1 jour [Carter W.P.L.]
	« effets sur les capacités respiratoires des hommes dus aux substances organiques »	FI <sub>globe, europe, Hollande</sub> ; 5 jours [Gedkoop & coll., 2000b; Hofstetter, 1998]. Faible validité du facteur pour le globe et l'Europe.
Acidification	« acidification »	AP <sub>globe</sub> ; infini [Hauschild & coll., 1998; Huijbregts, 1999b] ou AP <sub>zone sensible; infini</sub> [Blau & coll., 1995; Hauschild & coll., 1998; Hogan & coll., 1996] ou AP <sub>région</sub> ; infini [Huijbregts & coll., 2000a; Potting & coll., 1998a; b] ou AP <sub>Danemark</sub> ; infini [Wenzel & coll., 1997] ou AP <sub>Hollande</sub> ; infini [Blonk & coll., 1997b] dans [Guinee & coll., 2001b]
Eutrophisation	« eutrophisation »	EP <sub>globe</sub> ; infini [Heijung & coll., 1992] ou EP <sub>europe</sub> ; infini [Huijbregts, 1999b]
	« dommages à la qualité des écosystèmes dus aux effets combinés de l'acidification et de l'eutrophisation »	FI <sub>globe, europe, Hollande; infini</sub> [Gedkoop & coll., 2000b; Hofstetter, 1998]. Faible validité du facteur pour le globe et l'Europe.
Pollution sensible	« odeur »	OP <sub>globe</sub> ; infini [Heijung & coll., 1992]
Impacts sanitaires restreints directs	« toxicité »	HTP <sub>globe</sub> ; 20,100,500 ou infini [Hauschild & coll., 1998; Huijbregts & coll., 2000b] ou TEP <sub>globe; infini</sub> [Hertwich, 1999]. Facteur pour l'Europe en réalité. HTP <sub>région</sub> ; 20,100,500 ou infini [Huijbregts, 2000]
	« effets cancérigènes sur l'homme »	FI <sub>globe, europe, Hollande; infini</sub> [Gedkoop & coll., 2000b; Hofstetter, 1998]. Faible validité du facteur pour le globe et l'Europe.
Ecotoxicité directe	« écotoxicité »	ETP <sub>globe</sub> ; 20,100,500 ou infini [Huijbregts, 1999a; Huijbregts & coll., 2000b]. Facteur pour l'Europe en réalité. ETP <sub>région</sub> ; 20,100,500 ou infini [Huijbregts, 2000]
	« dommages à la qualité des écosystèmes dus aux émissions écotoxiques »	FI <sub>globe, europe, Hollande; infini</sub> [Gedkoop & coll., 2000b; Hofstetter, 1998]. Faible validité du facteur pour le globe et l'Europe.
Dégradation du patrimoine bâti commun	-	-
Dégradation du patrimoine bâti historique	-	-

### 2.3.1.2. Sélection des indicateurs

La méthode d'évaluation des indicateurs développée au § 1.1.6.1 est utilisée pour sélectionner un indicateur d'impact représentatif de chaque catégorie d'impact.

L'évaluation est effectuée par le collège d'experts réuni dans le groupe de travail n°3 portant sur l'évaluation environnementale de l'action COST 350<sup>30</sup>.

Le nom des experts et les résultats de l'évaluation des indicateurs recensés dans la littérature figurent en annexe 13. Ils permettent de sélectionner un indicateur pour chaque catégorie d'impact, à l'exception des catégories dégradation du patrimoine bâti commun et dégradation du patrimoine bâti historique pour lesquelles aucun indicateur établissant une relation entre des émissions de polluants et un impact n'a pu être identifié :

- Effet de serre : indicateur « réchauffement global potentiel »,
- Trou de la couche d'ozone : indicateur « diminution de la couche d'ozone »,
- Pollution photochimique : indicateur « formation d'ozone troposphérique »,
- Acidification : indicateur « formation d'ions H<sup>+</sup> »
- Eutrophisation : indicateur « eutrophisation »,
- Pollution sensible : indicateur « odeur »,
- Impacts sanitaires restreints directs : indicateur « toxicité »,
- Impacts écotoxiques directs : indicateur « écotoxicité »,
- Dégradation du patrimoine bâti commun : aucun indicateur sélectionné,
- Dégradation du patrimoine bâti historique : aucun indicateur sélectionné.

Les résultats de l'évaluation des indicateurs sont globalement assez proches les uns des autres. Ceci tient à deux points :

- le nombre assez faible d'indicateurs établissant une relation pression/impact,
- les caractéristiques assez semblables de l'ensemble des indicateurs recensés, dues au fait qu'ils ont été conçus pour des objectifs similaires.

Certains des indicateurs sont en outre peu valides d'un point de vue scientifique, ce qui constitue un handicap certain quant à leur utilisation. La sélection des indicateurs est donc moyennement robuste.

L'absence d'indicateurs pour les catégories d'impact « dégradation du patrimoine bâti commun » et « dégradation du patrimoine bâti historique » inhibe en outre toute évaluation de ces dernières. A ce propos, il convient de signaler que l'élaboration d'indicateurs pour ces catégories d'impact doit prendre en compte deux mécanismes d'impact complètement différents :

Les salissures sont induites par le dépôt de particules : phénomène physique

La corrosion résulte de réaction photochimique dans laquelle des polluants secondaires notamment, résultant principalement des pluies acides, interviennent.

La recherche d'indicateurs plus pertinents apparaît donc nécessaire. Ce travail pourrait être effectué à partir de l'animation de collèges de spécialistes de chaque catégorie d'impact comme cela est effectué pour l'effet de serre par le GIEC (IPCC en anglais).

---

<sup>30</sup> L'action COST 350 est présentée au §1.1.4.1.1.

Il nous semble prioritaire de s'attacher à déterminer un indicateur pour les deux catégories d'impact qui en sont dépourvus pour l'instant (dégradation du patrimoine bâti commun et historique), ainsi que pour les catégories d'impact « impacts sanitaires restreints directs » et « pollution sensible » au niveau desquelles la coordination entre les différentes spécialités semble très faible.

La méthode d'évaluation des indicateurs constitue néanmoins un point fort de la sélection, car elle permet de rendre objectif et transparent le choix des indicateurs, trop souvent injustifié ou justifié de manière obscure dans la littérature. La contribution d'un panel de spécialistes de l'évaluation environnementale, certes non exhaustif, apporte aussi une solidité à la sélection adoptée.

La structure des indicateurs permet finalement d'adapter l'indicateur à des évaluations plus ou moins précises. L'utilisation d'un facteur d'impact établi pour une période de temps infinie ou de très long terme, et détaché de tout contexte local, donne à l'indicateur un caractère générique très intéressant dans le cadre d'une évaluation stratégique. Les facteurs d'impacts régionaux apportent en revanche une information plus précise, pouvant trouver son utilité lors d'une évaluation tactique (étude d'impact).

### **2.3.2. Agrégation des indicateurs au sein d'un indicateur d'impact environnemental global**

Les indicateurs d'impact sélectionnés précédemment permettent de donner une valeur à chaque catégorie d'impact.

L'étape d'agrégation à laquelle nous nous intéressons maintenant vise à synthétiser l'information apportée par les indicateurs d'impacts sélectionnés. On développe pour cela un formalisme mathématique fidèle à l'architecture d'agrégation précédemment définie (§ 2.2.2). Celui-ci doit permettant de réunir au sein d'un même résultat l'ensemble des valeurs de chaque catégorie d'impact, tout en tenant compte de la préoccupation sociale vis-à-vis de chaque catégorie d'impact.

Le choix d'une méthode d'agrégation n'est pas simple. L'analyse des différentes méthodologies et des différents opérateurs de synthèse nous incite à utiliser la méthodologie multicritère globale dite du « critère unique de synthèse » (§ 1.1.5.1.2.3).

L'élaboration de la formule de calcul de l'impact environnemental global repose sur deux étapes :

- définition d'une dimension d'impact commune à l'ensemble des catégories d'impact, comme cela est effectué au niveau des indicateurs retenus pour les différentes catégories d'impact ;
- expression des indicateurs d'impact en termes de niveau d'impact commun, et agrégation des impacts au sein d'un impact global.

#### **2.3.2.1. Définition d'une dimension d'impact commune à l'ensemble des catégories d'impact**

L'ensemble des indicateurs d'impact retenus propose une valeur de chaque catégorie d'impact sous une dimension commune à l'ensemble des polluants impliqués. L'indicateur de réchauffement global potentiel est exprimé par exemple en quantité équivalent CO<sub>2</sub> émise par an par l'objet étudié. Dans ce même esprit, on cherche à exprimer l'ensemble des impacts dans une dimension commune de manière à pouvoir les comparer entre eux, et les intégrer au sein de l'impact global.

La définition d'une dimension d'impact environnemental commune à l'ensemble des catégories d'impact s'appuie sur les coefficients de pondération, reflétant la préoccupation sociale vis-à-vis des différentes catégories d'impact, et sur le lien existant entre les coefficients de pondération et les impacts d'une situation de référence sur laquelle s'appuie cette perception.

Il a été évoqué que si l'étude de la contribution de différents polluants atmosphériques à une même catégorie d'impact est du ressort des spécialistes, la mise en relation des différentes catégories d'impact entre elles relève, quant à elle, de choix subjectifs qui ne relèvent pas de la rationalité scientifique (§ 2.2.2). Les coefficients de pondération appliqués à chaque catégorie d'impact jouent ce rôle. Si l'on prend le système de pondération proposé à titre illustratif au § 2.2.2, on admet que l'effet de serre est 27 fois plus préoccupant que l'acidification.

La pondération étant liée à une perception sociale des catégories d'impact pour une situation donnée prise comme référence, cela signifie que les coefficients de pondération sont liés aux résultats des indicateurs d'impact correspondant à la situation de référence. Le rapport du coefficient de pondération au résultat de l'indicateur pour la situation de référence, au niveau de chaque catégorie d'impact, permet ainsi de définir un « équivalent impact global des polluants atmosphériques par impact spécifique à une catégorie d'impact » (37). La situation de référence doit cependant être la même pour tous les indicateurs, pour éviter toute distorsion des résultats.

$$\frac{P_{ES}}{i_{EF\ Ref}} = \frac{P_{TO}}{i_{TO\ Ref}} = \frac{P_{PPh}}{i_{PPh\ Ref}} = \frac{P_A}{i_{A\ Ref}} = \frac{P_E}{i_{E\ Ref}} = \frac{P_{IS}}{i_{IS\ Ref}} = \frac{P_{ISRSD}}{i_{ISRSD\ Ref}} = \frac{P_{Eco}}{i_{Eco\ Ref}} = \frac{P_{DPC}}{i_{DPC\ Ref}} = \frac{P_{DPH}}{i_{DPH\ Ref}} \quad (37)$$

P : pondération pour chaque catégorie d'impact ;

$i_{Réf}$  : valeur de l'indicateur pour chaque catégorie d'impact, pour la situation de référence (Réf) ;

ES : effet de serre ; TO : trou de la couche d'ozone ; PPh : pollution photochimique ; A : acidification ; E : eutrophisation ; IS : Impacts sensibles ; ISRSD : impacts sanitaires restreints directs ; Eco : écotoxicité ; DPC : dégradation du patrimoine commun ; DPH : dégradation du patrimoine historique.

On peut normaliser les résultats à 100, en multipliant chaque rapport par un coefficient k.

#### 2.3.2.2. Expression des indicateurs d'impact en termes d'« équivalent impact global des polluants atmosphériques » et agrégation des impacts au sein d'un impact global

On suit la même logique que celle développée dans chaque indicateur retenu pour chaque catégorie d'impact pour exprimer chaque indicateur en termes d'équivalent impact global. On multiplie ainsi la valeur de l'indicateur d'impact pour l'objet de transport ( $i_{x,t}$ ) par le rapport entre le coefficient de pondération ( $P_x$ ) et la valeur de l'indicateur d'impact pour la situation de référence ( $i_{x,Réf}$ ), au niveau de chaque catégorie d'impact (38).

$$I_x = i_{x_t} \times \frac{P_x}{i_{x_{Réf}}} \quad (38)$$

$I_x$  : indicateur de la catégorie d'impact  $x$  en équivalent impact global des polluants atmosphériques ;  
 $i_t$  : valeur de l'indicateur pour la catégorie d'impact  $x$  (en équivalent polluant de référence), pour l'objet de transport étudié ( $t$ ) ;  
 $i_{Réf}$  : valeur de l'indicateur pour la catégorie d'impact  $x$  (en équivalent polluant de référence), pour la situation de référence (Réf).

Comme nous l'avons indiqué précédemment, la définition de l'objet de référence auquel se rapporte le système de pondération est variable et requiert un certain investissement pour disposer d'une bonne précision. On peut retenir néanmoins en première approximation les impacts environnementaux induits par les émissions de l'ensemble des secteurs d'activité français.

L'agrégation des différentes catégories d'impact au sein d'un impact environnemental global est l'étape ultime en vue de proposer un résultat synthétique. Cette tâche complète l'évaluation (désagrégée) des impacts environnementaux des polluants atmosphériques.

La critique et le choix d'une méthode d'agrégation pertinente pour notre indicateur ont été discutés précédemment (§ 1.1.5.1.2.3). Malgré les faiblesses de l'opérateur Somme notamment vis-à-vis de la compensation, cet opérateur correspond le mieux à notre problématique, car il permet de montrer de manière simple, mais exhaustive, l'importance de « l'accumulation des impacts ». Ainsi, l'effet de serre, la pollution photochimique et l'acidification induisent un impact global plus grand que l'effet de serre seulement. L'indicateur global correspond par conséquent à la somme des indicateurs utilisés pour évaluer chaque catégorie d'impact (39).

$$I_{global_t} = \sum I_x = \sum \left( i_{x_t} \times \frac{P_x}{i_{x_{Réf}}} \right) \quad (39)$$

En développant la formule, on obtient l'équation 40 suivante :

$$I_{global_t} = i_{EF_t} \times \frac{P_{ES}}{i_{EF_{Réf}}} + i_{TO_t} \times \frac{P_{TO}}{i_{TO_{Réf}}} + i_{PPH_t} \times \frac{P_{PPH}}{i_{PPH_{Réf}}} + i_{A_t} \times \frac{P_A}{i_{A_{Réf}}} + i_{E_t} \times \frac{P_E}{i_{E_{Réf}}} + i_{IS_t} \times \frac{P_{IS}}{i_{IS_{Réf}}} \\ + i_{IRSD_t} \times \frac{P_{IRSD}}{i_{IRSD_{Réf}}} + i_{Eco_t} \times \frac{P_{Eco}}{i_{Eco_{Réf}}} + i_{DPC_t} \times \frac{P_{DPC}}{i_{DPC_{Réf}}} + i_{DPH_t} \times \frac{P_{DPH}}{i_{DPH_{Réf}}} \quad (40)$$

L'illustration de l'éventail d'applications possibles de l'indicateur n'est pas effectuée dans le cadre de cette thèse. On propose cependant deux exemples permettant de présenter le protocole d'utilisation de l'indicateur, ainsi que l'expression, et l'intérêt du résultat de l'indicateur.

### **2.3.3. Exemples d'application de l'indicateur d'impact environnemental global des polluants atmosphériques**

L'application de l'indicateur d'impact environnemental global des polluants atmosphériques cherche uniquement à illustrer la méthodologie d'évaluation développée dans cette thèse.

On envisage dans un premier temps d'appliquer l'indicateur à l'évaluation de l'impact global des polluants atmosphériques émis par le système de transport français. On compare deux années, de manière à montrer que l'indicateur permet d'étudier l'évolution de l'impact des transports entre deux moments distincts, voire sur une période donnée.

On propose ensuite de se placer dans le cas où l'on souhaite comparer deux technologies de transport routier, en l'occurrence l'essence et le diesel.

L'ensemble des éléments de calculs de l'indicateur sont présentés en annexe 14.

#### 2.3.3.1. Résultats et interprétations

##### 2.3.3.1.1. Comparaison de l'impact global des polluants atmosphériques émis par le système de transport français entre 1990 et 2005

L'objet de transport étudié correspond à celui défini au § 1.2.2.2.1. Il prend en compte les émissions du transport routier, aérien, ferroviaire et naval, en se cantonnant à la phase utilisation de la filière véhicules.

L'objet de référence se rapporte à l'ensemble des secteurs d'activité français émettant des émissions de polluants atmosphériques.

Les données d'émissions de polluants atmosphériques retenues proviennent de la méthodologie d'inventaire par secteur d'activité. Elle concerne les émissions de tous les secteurs d'activité, et du secteur des transports, pour l'année 2005. On retient la méthode de calcul proposée par le Citepa car la méthodologie d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques par secteur est appropriée à la comparaison d'un objet de transport avec des objets relevant d'autres secteurs d'activité (§ 1.2.2).

On suppose par ailleurs, pour le besoin de l'illustration, que les coefficients de pondération proposés dans l'exemple présenté au § 2.2.2.3.3 correspondent aux résultats d'une enquête nationale sur la perception des impacts environnementaux des polluants atmosphériques en 2005. La comparaison entre les deux années s'effectue ainsi au regard de la perception des impacts de 2005.

Les résultats figurent dans les tableaux 32 et 33.



Tableau 32 : Impact global des émissions de polluants atmosphériques du système de transport métropolitain (2005)

Catégorie d'impact	Unité	$\dot{i}_{x,t}$	$\dot{i}_{x, \text{Réf}}$	$P_x$	$I_{x,t}$
					(en « équivalent impact global »)
Effet de serre	Kt eqCO <sub>2</sub> /an	145 394,9	679 842,3	27,1	5,8
Trou de la couche d'ozone	Kt eqCFC <sub>11</sub> /an	0	0	5,2	0,0
Pollution photochimique	Kt eqC <sub>2</sub> H <sub>4</sub> /an	249,6	919,8	6,0	1,6
Acidification	Kt eqSO <sub>2</sub> /an	515,8	2 723,0	1,0	0,2
Eutrophisation	Kt eqPO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /an	90,2	418,7	1,0	0,2
Pollution sensible	m <sup>3</sup>	1,4.10 <sup>+13</sup>	7,4.10 <sup>+14</sup>	4,0	0,1
Impacts sanitaires restreints directs	Kt eq1,4-DCB/an	3 446,6	38 480,4	35,8	3,2
Ecotoxicité directe	Kt eq1,4-DCB/an	256 086,8	2 173 603,0	19,9	2,3
Dégradation du patrimoine bâti commun	-	-	-	-	-
Dégradation du patrimoine bâti historique	-	-	-	-	-
TOTAL	-	-	-	100	13,4

Tableau 33 : Impact global des émissions de polluants atmosphériques du système de transport métropolitain (1990)

Catégorie d'impact	Unité	$\dot{i}_{x,t}$	$\dot{i}_{x, \text{Réf}}$	$P_x$	$I_{x,t}$
					(en « équivalent impact global »)
Effet de serre	Kt eqCO <sub>2</sub> /an	119 053,3	679 842,3	27,1	4,7
Trou de la couche d'ozone	Kt eqCFC <sub>11</sub> /an	0	0	5,2	0,0
Pollution photochimique	Kt eqC <sub>2</sub> H <sub>4</sub> /an	752,2	919,8	6,0	4,9
Acidification	Kt eqSO <sub>2</sub> /an	963,5	2 723,0	1,0	0,4
Eutrophisation	Kt eqPO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /an	152,1	418,7	1,0	0,4
Pollution sensible	m <sup>3</sup>	8,0.10 <sup>+11</sup>	7,4.10 <sup>+14</sup>	4,0	0,0
Impacts sanitaires restreints directs	Kt eq1,4-DCB/an	3 225,2	38 480,4	35,8	3,0
Ecotoxicité directe	Kt eq1,4-DCB/an	267 340,4	2 173 603,0	19,9	2,4
Dégradation du patrimoine bâti commun	-	-	-	-	-
Dégradation du patrimoine bâti historique	-	-	-	-	-
TOTAL	-	-	-	100	15,8

Les résultats des tableaux 32 et 33 permettent de mettre en évidence une certaine hiérarchie dans la contribution des catégories d'impact à l'impact global des polluants atmosphériques émis par le système de transport métropolitain.

L'effet de serre, les impacts sanitaires restreints directs, l'écotoxicité directe et la pollution photochimique semblent constituer les catégories d'impacts les plus importantes au sein de l'impact global des polluants atmosphériques.

Cette constatation accrédite et discrédite à la fois notre indicateur dans son état actuel :

- la conjugaison de la forte validité de l'indicateur s'appuyant sur un consensus scientifique de l'effet de serre et de la forte contribution de cette catégorie d'impact dans l'impact global constitue un élément de robustesse pour notre indicateur ;
- la conjugaison de la faible validité de l'indicateur des impacts sanitaires restreints directs et de la forte contribution de cette catégorie d'impact dans l'impact global constitue en revanche un élément négatif pour notre indicateur, auquel il est nécessaire de pallier.

La comparaison des résultats de 2005 et de 1990 permet de soulever par ailleurs quelques évolutions dans la contribution des transports aux impacts environnementaux des polluants atmosphériques.

Il apparaît que l'impact global des polluants atmosphériques émis par les transports en France en 2005 soit plus faible que celui de 1990. Ceci s'explique principalement par une baisse de la contribution des transports à la pollution photochimique conjuguée à une certaine stabilité des autres catégories d'impact. On note cependant que la contribution des transport à l'effet de serre semble augmenter, ce qui diminue l'ampleur de la différence entre l'impact global de 2005 et celui de 1990.

#### 2.3.3.1.2. Comparaison Diesel/Essence

On s'intéresse dans cet exemple à comparer deux technologies de transport routier. On ne s'occupe pas du bilan d'émissions. On prend en compte uniquement les facteurs d'émissions de ces deux technologies de manière à comparer l'aspect technologique uniquement.

L'objet de référence se rapporte toujours à l'ensemble des secteurs d'activité français émettant des émissions de polluants atmosphériques.

Les données d'émissions de polluants atmosphériques retenues pour calculer les impacts de l'objet de référence proviennent comme précédemment de la méthodologie d'inventaire par secteur d'activité et sont calculés par le Citepa. Les facteurs d'émissions agrégés des deux technologies sont fournis par l'Inrets [Hugrel & coll., 2006].

On utilise les mêmes coefficients de pondération que dans l'exemple précédent.

Les résultats figurent dans le tableau 34.

On constate que le diesel semble induire un impact environnemental global moins important que l'essence, en l'état actuel des connaissances sur les facteurs d'émissions et les indicateurs d'impact retenu dans l'indicateur global, et au regard du jeu de poids retenu pour cette illustration. Cette remarque peut s'appliquer à l'ensemble des catégories d'impact, à l'exception de l'acidification et de l'eutrophisation pour lesquelles les deux technologies apparaissent sensiblement égales.

Tableau 34 : Impact global des émissions de polluants atmosphériques des technologies diesel et essence (Cas des véhicules particuliers) (2005)

Catégorie d'impact	$I_{x,t}(\text{diesel})$	$I_{x,t}(\text{essence})$	$I_{x,t}(\text{diesel}) / I_{x,t}(\text{essence})$
	équivalent impact global/ km		%
Effet de serre	$6,9.10^{-12}$	$8,4.10^{-12}$	82,5%
Trou de la couche d'ozone	0	0	-
Pollution photochimique	$5,7.10^{-13}$	$3.10^{-12}$	19,2%
Acidification	$1,6.10^{-13}$	$1,6.10^{-13}$	105,9%
Eutrophisation	$2.10^{-13}$	$1,9.10^{-13}$	106,6%
Pollution sensible	$5,3.10^{-15}$	$4,4.10^{-13}$	1,2%
Impacts sanitaires restreints directs	$1,9.10^{-13}$	$3,3.10^{-13}$	58,1%
Ecotoxicité directe	$2,1.10^{-15}$	$2,6.10^{-15}$	82,6%
Dégradation du patrimoine bâti commun	-	-	-
Dégradation du patrimoine bâti historique	-	-	-
TOTAL	$0,8.10^{-11}$	$1,2.10^{-11}$	64,6%

### 2.3.3.2. Critiques des résultats

Les résultats de l'indicateur sont liés à un contexte d'évaluation, dans lequel le système de pondération et l'objet pris comme référence ont une large influence sur les résultats de l'indicateur. L'analyse des résultats doit donc en tenir compte.

L'interprétation des résultats doit aussi s'effectuer avec précaution, en l'état actuel de l'indicateur.

Il existe en effet un réel manque de connaissance de la nature de certains composés regroupés par exemple au sein des HAP ou plus largement des COV. Les facteurs d'impacts calculés pour ces composés sont donc imprécis, car ils résultent de la combinaison entre les facteurs d'impact de composés connus, notamment en ce qui concerne la pollution photochimique, les impacts sanitaires restreints directs et l'écotoxicité directe. On s'appuie par exemple sur la connaissance du POPC de plusieurs dizaines de composés comme le formaldéhyde, l'acétone, le benzaldéhyde... pour calculer le POPC des COV. Le facteur d'impact sanitaire et écotoxique des HAP est estimé également à partir du pouvoir cancérigène de la plupart de ces composés.

On peut aussi observer une méconnaissance des émissions de certains composés comme les HFC (impactant la couche d'ozone, dans une plus faible mesure que les CFC néanmoins), en particulier lors des fuites des systèmes de climatisation.

Les facteurs d'impact ne sont pas non plus déterminés pour l'ensemble des polluants atmosphériques émis (notamment le ODP pour les HFC). Il n'est donc pas possible de prendre en compte les impacts de ces composés. Une sous-estimation dans le calcul des impacts est donc certaine.

L'incertitude associée au calcul des émissions, des facteurs d'impact, et de tous les paramètres et variables qui entrent dans le calcul des indicateurs n'est pas (ou extrêmement peu) précisée dans la littérature. Renseigner d'une incertitude connue pourrait laisser croire à sa maîtrise ainsi qu'à une certaine solidité du résultat des indicateurs, alors que celui-ci doit être interprété avec mesure, la découverte d'une incertitude bien plus grande sur un autre paramètre pouvant venir discréditer les interprétations trop hâtives. D'une manière générale, on peut néanmoins signaler que l'incertitude sur les résultats de l'indicateur doit être probablement assez importante d'après l'ordre de grandeur des quelques incertitudes recensées dans la littérature, notamment au niveau des émissions de polluants atmosphériques (§ 1.2.2.2.1, § 1.2.2.2.2 et § 1.2.2.2.3). Il s'agit là d'un axe de recherche extrêmement important pour donner à l'indicateur une validité accrue.

D'après le panel de jeux de pondération proposé dans le tableau 35, et utilisé pour étudier l'influence de ceux-ci sur le résultat global de l'indicateur, on constate qu'une faible variation des coefficients de pondération influe assez peu sur le résultat global de l'indicateur quel que soit l'objet étudié (tableaux 36-38). Une différence de maximum 25 % entre les différents résultats globaux est observée. L'influence des pondérations au niveau de chaque catégorie d'impact est cependant beaucoup plus élevée puisque les coefficients de pondération sont directement associés aux catégories d'impact. On peut observer ainsi des différences allant jusqu'à 80 % voire 100 % entre les résultats obtenus au niveau de certaines catégories d'impact en fonction du choix du jeu de pondération.

Tableau 35 : Simulation de 8 jeux de pondération

Catégorie d'impact	P (x) A	P (x) B	P (x) C	P (x) D	P (x) E	P (x) F	P (x) G	P (x) H
Effet de serre	27,1	30	25	10	20	10	20	30
Trou de la couche d'ozone	5,3	10	7	10	0	10	10	0
Pollution photochimique	6,0	10	4	20	10	10	13	11
Acidification	1,0	0	3	20	5	10	6	5
Eutrophisation	1,0	0	3	10	5	10	6	5
Pollution sensible	4,0	10	8	20	10	10	10	5
Impacts sanitaires restreints directs	35,8	40	30	10	30	10	25	22
Ecotoxicité directe	19,9	0	20	0	20	10	10	22
Dégradation du patrimoine bâti commun	-	-	-	-	-	-	-	-
Dégradation du patrimoine bâti historique	-	-	-	-	-	-	-	-
TOTAL	100	100	100	100	100	80	100	100

Tableau 36 : Simulation de l'impact global du système de transport français (2005) en fonction des 8 jeux de pondération

Catégorie d'impact	A	B	C	D	E	F	G	H
Effet de serre	5,8	6,4	5,3	2,1	4,3	2,1	4,3	6,4
Trou de la couche d'ozone	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Pollution photochimique	1,6	2,7	1,1	5,4	2,7	2,7	3,5	3,0
Acidification	0,2	0,0	0,6	3,8	0,9	1,9	1,1	0,9
Eutrophisation	0,2	0,0	0,6	2,2	1,1	2,2	1,3	1,1
Pollution sensible	0,1	0,2	0,1	0,4	0,2	0,2	0,2	0,1
Impacts sanitaires restreints directs	3,2	3,6	2,7	0,9	2,7	0,9	2,2	2,0
Ecotoxicité directe	2,3	0,0	2,4	0,0	2,4	1,2	1,2	2,6
Dégradation du patrimoine bâti commun	-	-	-	-	-	-	-	-
Dégradation du patrimoine bâti historique	-	-	-	-	-	-	-	-
TOTAL	13,4	12,9	12,8	14,8	14,2	11,2	13,8	16,1

Tableau 37 : Simulation de l'impact global de la technologie diesel (véhicules particuliers) (2005) en fonction des 8 jeux de pondération

Catégorie d'impact	A	B	C	D	E	F	G	H
Effet de serre	$6,9 \cdot 10^{-12}$	$7,7 \cdot 10^{-12}$	$6,4 \cdot 10^{-12}$	$2,6 \cdot 10^{-12}$	$5,1 \cdot 10^{-12}$	$2,6 \cdot 10^{-12}$	$5,1 \cdot 10^{-12}$	$7,7 \cdot 10^{-12}$
Trou de la couche d'ozone	0	0	0	0	0	0	0	0
Pollution photochimique	$5,8 \cdot 10^{-13}$	$9,7 \cdot 10^{-13}$	$3,9 \cdot 10^{-13}$	$1,9 \cdot 10^{-12}$	$9,7 \cdot 10^{-13}$	$9,7 \cdot 10^{-13}$	$1,3 \cdot 10^{-12}$	$1,1 \cdot 10^{-12}$
Acidification	$1,7 \cdot 10^{-13}$	0	$5 \cdot 10^{-13}$	$3,4 \cdot 10^{-12}$	$8,4 \cdot 10^{-13}$	$1,7 \cdot 10^{-12}$	$1,0 \cdot 10^{-12}$	$8,4 \cdot 10^{-13}$
Eutrophisation	$2,0 \cdot 10^{-13}$	0	$6,1 \cdot 10^{-13}$	$2,0 \cdot 10^{-12}$	$1,0 \cdot 10^{-12}$	$2,0 \cdot 10^{-12}$	$1,2 \cdot 10^{-12}$	$1,0 \cdot 10^{-12}$
Pollution sensible	$5,4 \cdot 10^{-15}$	$1,3 \cdot 10^{-14}$	$1,1 \cdot 10^{-14}$	$2,7 \cdot 10^{-14}$	$1,3 \cdot 10^{-14}$	$1,3 \cdot 10^{-14}$	$1,3 \cdot 10^{-14}$	$6,7 \cdot 10^{-15}$
Impacts sanitaires restreints directs	$1,9 \cdot 10^{-13}$	$2,1 \cdot 10^{-13}$	$1,6 \cdot 10^{-13}$	$5,2 \cdot 10^{-14}$	$1,6 \cdot 10^{-13}$	$5,2 \cdot 10^{-14}$	$1,3 \cdot 10^{-13}$	$1,1 \cdot 10^{-13}$
Ecotoxicité directe	$2,1 \cdot 10^{-15}$	0	$2,2 \cdot 10^{-15}$	0	$2,2 \cdot 10^{-15}$	$1,1 \cdot 10^{-15}$	$1,1 \cdot 10^{-15}$	$2,4 \cdot 10^{-15}$
Dégradation du patrimoine bâti commun	-	-	-	-	-	-	-	-
Dégradation du patrimoine bâti historique	-	-	-	-	-	-	-	-
TOTAL	$8,1 \cdot 10^{-12}$	$8,9 \cdot 10^{-12}$	$8,1 \cdot 10^{-12}$	$1,0 \cdot 10^{-11}$	$8,1 \cdot 10^{-12}$	$7,3 \cdot 10^{-12}$	$8,8 \cdot 10^{-12}$	$1,1 \cdot 10^{-11}$

Tableau 38 : Simulation du rapport entre l'impact global de la technologie diesel et celui de l'essence (véhicules particuliers) (2005) en fonction des 8 jeux de pondération

	A	B	C	D	E	F	G	H
TOTAL	64,6%	56,1%	67,5%	48,5%	56,5%	57%	54,1%	61,9%

---

# Conclusion

Les transports induisent une multitude d'impacts environnementaux, préoccupant de plus en plus les spécialistes, les décideurs et la population générale. Compte tenu de la diversité et de la complexité des impacts, chacun procède à sa manière pour les mettre en perspective. Une évaluation simple, synthétique et transparente de ces impacts permettrait d'assister la décision. L'évaluation des impacts sur l'environnement des polluants atmosphériques en fait partie. L'objectif de cette thèse de doctorat consiste donc à élaborer un indicateur d'impact global des polluants atmosphériques, en vue de pouvoir évaluer les conséquences environnementales des transports.

La construction d'un tel indicateur nécessite de définir précisément les utilisateurs, les objectifs, les et les domaines d'application (infrastructure-traffic/technologie) auxquels il est destiné. Il faut aussi s'intéresser à la portée de l'indicateur (stratégique/tactique), ainsi qu'à sa structure et sa métrologie. Il convient également de présenter les critères retenus pour l'élaboration de l'indicateur.

L'orientation de l'indicateur étant résolument tournée vers un outil d'aide à l'évaluation et à la décision ne nécessitant pas une logistique lourde, l'évaluation de l'impact environnemental s'effectue à partir d'une relation entre les émissions de polluants atmosphériques (pressions) et les impacts. De ce fait, la structuration des inventaires des émissions de polluants atmosphériques des objets de transport apparaît comme une étape indispensable au calcul de l'indicateur. On présente alors l'étendue possible du champ d'étude des émissions, prenant en compte les modes de transport, le cycle de vie de l'objet de transport étudié, et l'échelle spatio-temporelle d'observation des émissions. On critique également différentes méthodologies d'inventaire des émissions. On introduit finalement la notion de mobilité, de manière à mettre en perspective un bilan d'émissions au regard d'un service apporté par l'objet de transport étudié.

La délimitation de notre recherche en matière d'indicateur d'impact des polluants atmosphériques permet de faire le point sur les indicateurs existants, et de poser clairement les caractéristiques générales de notre indicateur.

On s'intéresse par ailleurs à donner à notre indicateur une validité scientifique et une pertinence environnementale.

On propose d'identifier les différentes catégories d'impact environnemental induites par la pollution atmosphérique, et de les caractériser sur la base des connaissances scientifiques par un indicateur, construit à l'image du potentiel de réchauffement global proposé par le GIEC. Chaque catégorie d'impact environnemental (homogène) est définie par une combinaison spécifique de polluants, de mécanismes d'impacts, de cibles et d'impacts.

Trois cibles, définies comme un ensemble de récepteurs homogènes, sont principalement affectées par la qualité de l'air : la nature entendue au sens des écosystèmes c'est-à-dire de l'association entre un environnement physico-chimique, abiotique (le biotope) et une communauté vivante caractéristique de ce dernier (la biocoenose), l'homme que l'on extrait de la nature et pour lequel on s'intéresse à sa santé telle que définie par l'organisation mondiale de la santé, et le patrimoine bâti

où l'on distingue les bâtiments communs et les bâtiments historiques. On ajoute à ces trois cibles un quatrième élément, le globe terrestre, qui n'est pas une véritable cible car il recouvre l'ensemble des cibles : les trois précédentes et les milieux physiques comme l'atmosphère et les océans. Nous le considérons donc comme une pseudo-cible.

Un impact correspond à la réponse d'une cible exposée à un état de la qualité de l'air. Les impacts sont très divers et forment souvent des successions ou des chaînes d'impacts. Ainsi les émissions de gaz à effet de serre entraînent tout d'abord un réchauffement climatique global, dont découle entre autres l'élévation du niveau des océans entraînant à son tour des inondations pouvant provoquer des déplacements de population humaine et des effets sanitaires, ou des modifications des écosystèmes pouvant entraîner une perte de biodiversité.

On cherche à ce que l'ensemble des catégories d'impact soit le plus précis et le plus exhaustif possible, tout en évitant les redondances. On obtient ainsi dix catégories d'impact environnemental :

- l'effet de serre ou plus exactement l'augmentation de l'effet de serre ;
- le trou de la couche d'ozone : les composés halogénés réagissent avec l'ozone stratosphérique et entraînent une réduction de la couche d'ozone. Bien que théoriquement maîtrisé, cet impact n'a pas disparu et garde donc tout son intérêt ;
- la pollution photochimique : les oxydes d'azote et les composés organiques volatiles réagissent pour former de l'ozone troposphérique hors centres urbains, toxique pour l'homme et la nature ;
- l'acidification : les oxydes d'azote et le dioxyde de soufre sont transformés en composés acides, et acidifient les milieux naturels jusqu'à des distances de l'ordre de 1000 km de leur lieu d'émission ;
- l'eutrophisation : les oxydes d'azote contribuent à développer la biomasse végétale, dont le développement excessif entraîne une anoxie des milieux aquatiques, puis des dommages pour la faune et la flore ;
- les impacts sanitaires restreints directs : effets sur la santé humaine, mais restreints car on exclut les atteintes au bien être et les aspects psychologiques (intégrés au sein de la pollution sensible), et directs car on ne considère que les effets dûs à une exposition à des polluants primaires. Les impacts sanitaires dûs à des polluants secondaires (acidification, pollution photochimique...) sont régis par des lois d'impact de nature différente ;
- l'écotoxicité directe : les polluants primaires affectant la santé humaine peuvent aussi affecter la nature ;
- La pollution sensible : perçue par nos sens, principalement la vue et l'odorat, elle est constituée par les fumées, salissures et odeurs ;
- la dégradation du patrimoine bâti commun : elle est principalement due aux effets des particules et des produits corrosifs. Elle intègre les impacts sur les bâtiments de la pollution photochimique et de l'acidification ;
- la dégradation du patrimoine bâti historique : elle est dissociée de la précédente car l'impact n'est pas principalement sensible et économique, mais culturel avec un caractère irréversible dans la mesure où toute œuvre est unique et de ce fait impossible à rétablir à l'identique, sans compter la perte du savoir faire dans certain cas.

L'évaluation des indicateurs existant permet de dégager un indicateur pour chaque catégorie d'impact, à l'exception des catégories d'impact « dégradation du patrimoine bâti commun » et « dégradation du patrimoine bâti historique » :

- Effet de serre : indicateur « réchauffement global »,
- Trou de la couche d'ozone : indicateur « diminution de la couche d'ozone »,
- Pollution photochimique : indicateur « formation d'ozone troposphérique »,
- Acidification : indicateur « formation d'ions  $H^+$  »
- Eutrophisation : indicateur « eutrophisation »,
- Impacts sensibles ou sensoriels : indicateur « odeur »,
- Impact sanitaire restreint direct : indicateur « toxicité »,
- Impact écotoxique direct : indicateur « écotoxicité »,
- Dégradation du patrimoine bâti commun : aucun indicateur sélectionné,
- Dégradation du patrimoine bâti historique : aucun indicateur sélectionné.

Les résultats de l'évaluation des indicateurs sont globalement assez proches les uns des autres. Ceci tient à deux points :

- le nombre assez faible d'indicateurs établissant une relation pression/impact,
- les caractéristiques assez semblables de l'ensemble des indicateurs recensés, dû au fait qu'ils ont été conçus pour des objectifs similaires.

Certains des indicateurs sont cependant peu valides d'un point de vue scientifique, ce qui constitue un handicap certain quant à leur utilisation. La sélection des indicateurs est donc moyennement robuste.

La recherche d'indicateurs plus pertinents apparaît nécessaire. Ce travail pourrait être effectué à partir de l'animation de collèges de spécialistes de chaque catégorie d'impact comme cela est effectué pour l'indicateur « réchauffement global potentiel » par le GIEC.

Il semble prioritaire de s'attacher à déterminer un indicateur pour les deux catégories d'impact qui en sont dépourvu pour l'instant (dégradation du patrimoine bâti commun et historique), ainsi que pour les catégories d'impact « impacts sanitaires restreints directs » et « pollution sensible » au niveau desquelles la coordination entre les différentes spécialités semble très faible.

La méthode d'évaluation des indicateurs constitue néanmoins un point fort de la sélection, car elle permet de rendre objectif et transparent le choix des indicateurs, trop souvent injustifié ou justifié de manière obscure dans la littérature. La contribution d'un panel de spécialistes de l'évaluation environnementale, certes non exhaustif, apporte aussi une solidité à la sélection adoptée.

La structure des indicateurs permet en outre d'adapter leur application à des évaluations plus ou moins précises. L'utilisation d'un facteur d'impact établi pour une période de temps infinie ou de très long terme (invariable dans le temps), et détaché de tout contexte local (invariable dans l'espace), donne à l'indicateur un caractère générique très intéressant dans le cadre d'une évaluation stratégique. Les facteurs d'impacts régionaux apportent en revanche une information plus précise, pouvant trouver son utilité lors d'une évaluation tactique (étude d'impact).

On suggère d'agréger ensuite les indicateurs au sein d'un indicateur global, de façon à pouvoir répondre à des questions pertinentes, comme « l'essence est-elle plus polluante que le diesel ? », ou « quelle est l'évolution des impacts environnementaux des polluants atmosphériques émis par les transports routiers en France ? ». On fait reposer le plus possible l'agrégation des indicateurs sur les connaissances scientifiques, tout en veillant à ne pas aller au-delà de la légitimité de la communauté scientifique, par exemple pour pondérer des impacts comme les impacts sensibles, l'effet de serre et les effets sanitaires.



La diversité des catégories d'impact de l'air ne permet pas d'évaluer globalement l'ensemble de ses impacts sur l'environnement, sans les agréger. Or agréger ou arbitrer entre des catégories d'impact aussi différentes que l'effet de serre et la dégradation du patrimoine bâti historique, ou les impacts sanitaires et la pollution sensible, dépend de préoccupations personnelles ou collectives dégagées de la préoccupation individuelle ou collective vis-à-vis des différentes catégories d'impact. Pour éviter de faire appel à une procédure de synthèse souvent personnelle, non justifiée, opaque, on propose d'élaborer une architecture d'agrégation des catégories d'impact, et donc des indicateurs. Cette architecture permet d'assister l'utilisateur de l'indicateur à agréger les différentes catégories d'impact, et à dégager celles qui lui semblent les plus importantes. L'agrégation des indicateurs s'appuie ainsi également sur les préoccupations sociales vis-à-vis des différents impacts de la pollution de l'air.

En effet, seuls la population générale concernée ou ses représentants ont la légitimité de faire de tels arbitrages; les scientifiques ne peuvent que faciliter l'expression de ces arbitrages et en aucun cas se prononcer en tant que scientifiques sur la prédominance de tel ou tel impact. Il convient pour cela que la population générale et ses représentants soient à mêmes de distinguer les dix catégories d'impact retenues. Or si les quatre cibles affectées par la pollution atmosphérique (le globe, la nature, l'homme, le patrimoine bâti) sont bien distinguées socialement, seuls sept catégories d'impact le sont : l'effet de serre, le trou de la couche d'ozone, les effets sur les écosystèmes, les impacts sanitaires restreints directs, la pollution sensible, la dégradation du patrimoine anthropique commun, et la dégradation du patrimoine bâti culturel. Cette distinction est en outre assez fragile car elle est basée uniquement sur la connaissance des termes et non de leur signification précise. Bien qu'on espère dégager d'une enquête nationale, conduite actuellement par l'Inrets sur la perception de l'environnement, une typologie socialement pertinente plus robuste, on ne peut que conclure aujourd'hui que la typologie socialement pertinente ne correspond pas à la typologie en dix types établie scientifiquement.

Une architecture d'agrégation plus complexe est donc nécessaire. Nous proposons une structure d'agrégation directe par cible, et sur une structure indirecte par le biais de trois dimensions bien connues de chacun : les cibles, l'espace et le temps.

L'agrégation des catégories d'impact par cibles s'effectue selon la préoccupation accordée à chaque cible affectée, à laquelle correspond une à quatre catégories d'impact distinguées socialement et deux à quatre catégories définies scientifiquement. Ainsi, plus un utilisateur (décideur par ex.) privilégie la cible globe, plus il accorde de l'importance à l'effet de serre et au trou de la couche d'ozone. Ces deux catégories d'impact peuvent alors être agrégées au sein de la pollution affectant principalement le globe.

Cette agrégation ne peut être que partielle, car à une catégorie d'impact distinguée socialement correspondent parfois plusieurs catégories d'impact établies scientifiquement. On relaie donc, très ponctuellement, l'agrégation sociale ou politique par cible à l'aide d'une agrégation par la communauté scientifique. Ainsi l'écotoxicité directe, l'acidification, l'eutrophisation et la pollution photochimique doivent être agrégées par ce biais au sein des effets sur les écosystèmes.

Ce biais sans légitimité et la faiblesse de la distinction sociale qui repose uniquement sur la connaissance des termes nous incite à proposer une structure d'agrégation complémentaire, afin de rendre plus robuste notre architecture d'agrégation.

La seconde structure d'agrégation s'appuie sur la dimension cible et deux autres dimensions connues de tous : le temps, et l'espace, avec l'objectif de distinguer ainsi des catégories d'impact qui ne le sont pas socialement ni par le biais des seules cibles. Ces trois dimensions sont assez

pertinentes pour l'agrégation car à une cible, une échéance temporelle (court, moyen ou long terme) et une caractéristique géographique (global, régional, local) ne correspond généralement qu'un type de pollution défini scientifiquement parmi les dix. Les seules exceptions sont :

- l'acidification et l'eutrophisation (cible : nature, régional, moyen terme),
- l'effet de serre à moyen terme et le trou de la couche d'ozone (global, moyen terme),
- les impacts sensibles et les effets sanitaires restreints directs de courte échelle spatio-temporelle (cible : homme),
- les dégradations des patrimoines commun et culturel (bâti, local, moyen et long terme).

Le premier cas ne peut qu'être traité à l'aide de la communauté scientifique, car il concerne des catégories d'impact indissociables socialement, directement ou indirectement. Les trois autres cas correspondent à des catégories d'impact distinguées socialement, ce qui ne pose donc pas de problème d'agrégation.

On observe aussi que l'écotoxicité, les effets sanitaires restreints directs, et les dégradations des patrimoines commun et historique sont peu ou pas différenciées temporellement. L'architecture d'agrégation désagrège ainsi certaines catégories d'impact définies scientifiquement. Ceci pourrait aider à la mise au point d'un indicateur global d'impact sanitaire restreint direct par exemple.

On propose enfin de s'appuyer sur des enquêtes ou d'autres méthodes participatives comme les forums pour définir les niveaux de préoccupation relatifs aux différentes catégories d'impact. Ces méthodes pourraient aussi trouver un intérêt pour déterminer le nombre de classes spatio-temporelles et leur limites (court, moyen, long terme, local, régional, global), et pour connaître le niveau de préoccupation sociale correspondant à chacune des dimensions.

La typologie des impacts environnementaux des polluants atmosphériques contribue à identifier de manière scientifique et transparente les différentes catégories d'impact à prendre en compte dans un indicateur de la pollution de l'air. À chaque catégorie d'impact caractérisée correspond un indicateur qui est le fruit d'une collaboration entre spécialistes de cette catégorie d'impact. L'architecture permet d'encadrer ensuite l'agrégation des catégories d'impact dans un processus scientifique, en aidant l'utilisateur à attribuer une préoccupation vis-à-vis de chacune des catégories d'impact définies scientifiquement, y compris si elles ne sont pas distinguées socialement grâce aux agrégations directe et indirecte.

Sur le plan mathématique on retient comme méthode d'agrégation, la méthode d'agrégation dite du critère unique de synthèse. L'indicateur d'impact environnemental global des polluants atmosphériques correspond à la somme des indicateurs normalisés correspondant à chaque catégorie d'impact. La normalisation repose sur le produit de l'indicateur d'impact calculé pour l'objet de transport étudié ( $i_{x,t}$ ), par le rapport entre le coefficient de pondération ( $P_x$ ) et l'indicateur d'impact calculé pour l'objet pris comme référence ( $i_{x,Réf}$ ), au niveau de chaque catégorie d'impact. La grandeur d'impact résultant de cette normalisation correspond à « un équivalent impact environnemental global des polluants atmosphériques ». L'indicateur d'impact environnemental global constitue un outil synthétique, simple et transparent permettant de relater du résultat global et du résultat par catégorie d'impact d'un objet de transport étudié ou de plusieurs.



# ANNEXE 1 : Trois ensembles d'indicateurs pour l'évaluation environnementale stratégique du trafic et des infrastructures de transport

Trois ensembles d'indicateurs environnementaux ont été développés pour l'évaluation environnementale stratégique des transports, dans le cadre de l'action COST 350 [Goger & coll., 2006b]. Chaque ensemble d'indicateurs correspond à un niveau où la qualité et la quantité d'information disponible permettent le calcul d'indicateurs de plus en plus précis (tableau 39).

Tableau 39 : Indicateurs environnementaux pour l'évaluation stratégique des transports

Impact category	Level of information availability		
	Low	Medium	High
Land uptake	Change of surface transport infrastructure	Valuable area lost-sealed area	Natural habitat area lost, domestic and recreation area lost, sealed area
Fragmentation of habitats	Risk of impact on valuable areas	Importance of existing habitats and planned ecological networks, length and numbers of cuttings, fragmentation index	Endangerment of populations of (representative) target species
Consumption of non-renewable raw materials and recycling of waste in construction	None	Consumption of non-renewable raw materials and recycling of waste in construction	Consumption of non-renewable raw materials and recycling of waste in construction
Concentration of pollutants in soils	None	Risk of pollution of sensitive soils	Concentration of lead, PAH, pesticides, salt in soil
Concentration of pollutants in fresh water	Risk of pollution of sensitive water	Risk of pollution of sensitive water	Concentration of oil-derivatives, pesticides and salt in fresh water
Use of fossil fuels/renewable energy	level of service transport volume	level of service use of fossil fuels/renewable energy (partly estimated)	level of service use of fossil fuels/renewable energy
Disturbance from noise	Risk of affecting highly populated areas or sensitive habitats (partly approximated)	Risk of affecting highly populated areas or sensitive habitats	Number of people affected by noise level oversteps or proximity of sensitive habitats
Sensitive pollution	None	Emissions for sensitive pollution	Sensitive pollution
Climate change	Transport volume, weighted by CO <sub>2</sub> emission coefficient	CO <sub>2</sub> emission (partly approximated)	CO <sub>2</sub> emission
Acidification	None	Emission of pollutants with acidification potential (partly approximated)	Emission of pollutants with acidification potential
Photochemical pollution	None	Emission of photochemical pollutants (partly	Emission of photochemical pollutants

		approximated)	
Toxicity and ecotoxicity	Emissions of toxic or ecotoxic gases	Risk of affecting a highly populated area (human health) or a valuable or sensitive habitat	Number of people or protected area exposed to toxic or ecotoxic pollutant immission standards oversteps of heavy metals (Cu), persistent organic compounds (POC), NO <sub>x</sub> (NO <sub>2</sub> ), SO <sub>x</sub> (SO <sub>2</sub> ).
Eutrophication	None	Emission of pollutants with eutrophication potential (partly approximated)	Emission of pollutants with eutrophication potential
Release of dangerous goods due to accidents	None	Probability of accidents causing ecological catastrophes	Probability of accidents causing ecological catastrophes within vulnerable areas
Accidents	Accident risk	Number of killed, seriously or slightly injured persons due to accidents (partly approximated)	Number of killed, seriously or slightly injured persons due to accidents
Hydromorphological risks	None	Area affected, species lost, people affected, cost of water supply (partly approximated)	Area affected, species lost, people affected, cost of water supply

## ANNEXE 2 : Méthodologie d'évaluation sectorielle des émissions de polluants atmosphériques

Cette annexe présente la méthodologie proposée par le [Citepa] pour évaluer les émissions de polluants atmosphériques des différents secteurs d'activité, en France.

### Méthodologie

La méthodologie suivie est celle proposée par le Citepa. Elle s'appuie sur la méthodologie COREINventoriyAIR qui s'est développée depuis le milieu des années 80 et qui vise à obtenir des inventaires cohérents, complets, comparables, et dotés d'une traçabilité. Elle se base sur les éléments décrits brièvement ci-après.

#### - Substances étudiées

Les substances étudiées varient selon les inventaires. Au total, une trentaine de substances sont actuellement étudiées, à savoir les substances relatives aux phénomènes : d'acidification :  $\text{SO}_x$  ( $\text{SO}_2$  +  $\text{SO}_3$ ),  $\text{NO}_x$  ( $\text{NO}$  +  $\text{NO}_2$ ) ; d'eutrophisation :  $\text{NH}_3$  ; de pollution photochimique :  $\text{CO}$  et  $\text{COVNM}$ ,  $\text{NO}_x$  ( $\text{NO}$  +  $\text{NO}_2$ ) ; d'accroissement de l'effet de serre :  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ , HFC, PFC et  $\text{SF}_6$  ; et également les métaux lourds (AS, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn), les composés organiques persistants (POP = HAP, dioxines et furannes, PCB, HCB), et les particules (TSP,  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2,5}$ ,  $\text{PM}_{1,0}$ ).

Toutes les émissions sont estimées en masse de substance sous la forme chimique citée (exemple  $\text{NH}_3$  en tonnes de  $\text{NH}_3$  et non de N). Le terme  $\text{NO}_x$  couvre exclusivement le monoxyde et le dioxyde d'azote. Les émissions sont exprimées en équivalent  $\text{NO}_2$ . Le  $\text{N}_2\text{O}$ , autre composé oxygéné de l'azote, est considéré séparément. Sous l'acronyme  $\text{COVNM}$ , les composés organiques volatils sont considérés globalement, le méthane étant exclus; ce dernier étant comptabilisé séparément. Aucun composé particulier n'est différencié à l'exception des produits organiques persistants cités ci-dessus. Les émissions correspondent à la somme des émissions de corps chimiquement différents. Le système d'inventaire comporte une spéciation des  $\text{COVNM}$  suivant environ 250 espèces ou familles de composés qui permet d'estimer des émissions de ces composés. Par convention, les émissions de  $\text{CO}_2$  sont exprimées en  $\text{CO}_2$  ultime, c'est-à-dire que le carbone émis sous d'autres formes chimiques ( $\text{CO}$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{COVNM}$ , etc.) est assimilé à du  $\text{CO}_2$  à quelques exceptions près. Par ailleurs, on notera que le  $\text{CO}_2$  total est présenté, d'une part, en tenant compte de la fixation du carbone dans certains processus (par exemple, la photosynthèse) et, d'autre part, sans ce phénomène. A cet effet, les inventaires distinguent les sources et les puits. Cependant, certains phénomènes naturels supposés être en équilibre quant au bilan de carbone, comme les respirations humaine et animale ou encore les cycles de carbone à rotation rapide, ne sont pas inclus dans l'inventaire bien qu'ils représentent des flux de  $\text{CO}_2$  très significatifs au regard des émissions totales puits inclus.

#### - Nomenclature des sources émettrices

- Référentiel d'élaboration des inventaires

Les activités anthropiques ou naturelles à l'origine des rejets de diverses substances dans l'atmosphère sont identifiées dans une nomenclature de référence appelée CORINAIR / SNAP (Selected Nomenclature for Air Pollution). Cette nomenclature qui constitue un standard européen, voire international, est spécifique à certaines substances. En l'absence de mise à jour récente (dernière version SNAP 97 version 1.0) notamment pour tenir compte des particules, cette nomenclature a fait l'objet d'extensions de la part du CITEPA pour réaliser les inventaires en particulier celui faisant l'objet du présent rapport. Le choix de ce référentiel provient de sa capacité à couvrir l'ensemble des sources et des substances considérées dans les inventaires que la France doit communiquer aux différentes organisations internationales. Ce référentiel permet également de suivre la stratégie de système d'inventaire unique qui est recommandé et s'avère plus efficient. Bien que ne prétendant pas à l'exclusivité, la SNAP 97 présente une liste détaillée d'activités (près de 400 items pour la résolution la plus fine). Quelques items, « autres » permettent d'inclure le cas échéant des activités supplémentaires (activités omises ou plus généralement négligées du fait de leurs très faibles contributions). Dans le cas des activités mettant en œuvre une combustion, la définition de l'activité émettrice est généralement affinée en distinguant les différents combustibles utilisés. La nomenclature correspondante baptisée NAPFUE (Nomenclature for Air Pollution of FUEls) prévoit dans sa version la plus récente (1994), une soixantaine de types de combustibles différents. Cette nomenclature a également fait l'objet d'extensions pour tenir compte de certains produits non initialement inclus. Le système utilisé prévoit une décomposition de chaque activité le cas échéant. Cette opportunité est utilisée, par exemple, pour différencier certains procédés, apprécier des tailles d'équipements, etc. Pour ce faire, des rubriques peuvent être ajoutées à l'activité lors de la construction de l'inventaire. La combinaison de ces trois composantes (activité, combustible, rubrique), constitue l'ensemble des activités émettrices élémentaires qui peut donc potentiellement comporter plusieurs milliers d'éléments selon les substances et le degré de résolution retenu pour l'inventaire considéré. Actuellement, pour les inventaires relatifs à la France, on dénombre environ 600 activités élémentaires.

- Référentiel de restitution des inventaires

Les résultats des inventaires sont tenus d'être présentés conformément aux exigences des demandeurs. Contrairement à la nomenclature d'élaboration qui est unique, les nomenclatures de restitution sont multiples car adaptées à des besoins particuliers selon les substances, les périmètres, l'analyse souhaitée des sources, etc. Au plan international, l'UNECE et l'UNFCCC ont défini respectivement les formats de restitution NFR et CRF qui sont très proches et compatibles à quelques détails près en termes de périmètre. Ils diffèrent par le niveau de détail au sein de certains sous-ensembles. Il existe d'autres formats utilisés pour les Grandes Installations de Combustion (GIC) et des applications nationales (SECTEN). C'est le format SECTEN que nous retenons dans notre inventaire.

#### *Types de sources*

Plusieurs catégories de sources de rejets atmosphériques sont considérées par la méthodologie d'inventaire. Toutefois, selon les cas et les inventaires, ces catégories peuvent exister ou non.

- Sources linéaires (LIN) : Elles sont essentiellement constituées par les principaux axes de communication (routier, fluvial, maritime, etc.). Elles sont donc le plus souvent relatives aux sources mobiles et occasionnellement aux sources fixes (gazoduc, oléoduc, etc.). Dans le présent inventaire, les sources linéaires sont assimilées à des sources surfaciques.
- Grandes Sources Ponctuelles (GSP) : Il s'agit des sources fixes canalisées ou diffuses dont les rejets potentiels ou effectifs dans l'atmosphère excèdent certains seuils. Ces seuils constituent une

spécification propre à chaque inventaire et résultent de multiples paramètres (objectifs de l'inventaire, zone étudiée, substances considérées, ressources et délai consacrés à l'inventaire). Au cours de l'élaboration du présent inventaire, plusieurs centaines de grandes sources ponctuelles sont étudiées sur la base de données spécifiques.

- Sources surfaciques (SUR) : Cette catégorie couvre, le solde des sources constitué par, d'une part, les sources fixes non incluses dans la catégorie des Grandes Sources Ponctuelles et, d'autre part, les sources mobiles en particulier la circulation urbaine.

Cette classification vise à renforcer la fiabilité des estimations et procure des informations plus appropriées à certains besoins (par exemple la modélisation de la qualité de l'air). En effet, pour certaines substances comme le SO<sub>2</sub> on observe qu'une part importante des émissions provient d'un nombre limité de sources. C'est pourquoi, la méthodologie suivie pour la réalisation de certains inventaires est basée sur une approche individualisée des Grandes Sources Ponctuelles et/ou Linéaires.

#### *Couverture et résolution spatiale*

Cette spécification varie d'un inventaire à l'autre. Dans le cas de la France on dénombre au moins trois cas différents obtenus par combinaison des entités « métropole », « départements d'Outre-mer (DOM) », « territoires d'Outre-mer (TOM) » et « collectivité territoriale » (CT) selon la couverture géographique propre à chaque inventaire. La résolution spatiale porte généralement globalement sur la France métropolitaine et dans certains cas l'Outre-mer pour satisfaire les demandes annuelles générales. Une résolution correspondant à des entités administratives plus petites (régions, départements, arrondissements, unités urbaines, zones de 50 x 50 km<sup>2</sup> voire moins, etc.) est aussi proposée. Les inventaires de résolution spatiale plus élevée ne sont généralement réalisés que périodiquement (par exemple tous les cinq ans en ce qui concerne l'inventaire pour l'EMEP<sub>1</sub>).

#### *Etendue et résolution temporelle, périodicité*

Sauf cas particulier, les inventaires sont établis sur la base d'une année civile sans distinction de périodes particulières (saison, semaine, etc.). Des profils temporels sont parfois disponibles pour évaluer la répartition des émissions dans le temps. D'autres inventaires sont réalisés selon une périodicité plus réduite, tandis que les inventaires de meilleure résolution géographique (niveau départemental) ne sont effectués que tous les 5 ans, intervalle actuellement retenu par l'EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme) (année 1995 pour le dernier inventaire disponible à ce jour).

#### *- Hypothèses et données*

La méthodologie utilisée dans les inventaires d'émissions est dite « orientée source ». Cela signifie que les émissions sont localisées géographiquement et par secteur où elles sont réellement rejetées. En conséquence, l'utilisation de l'électricité correspond par exemple à une émission nulle, les émissions étant attribuées à l'entité de production. Le nucléaire ou l'éolien ne sont pas émetteurs des substances étudiées dans l'inventaire. Le Citepa retient cinq principaux secteurs : procédés liés à l'utilisation de l'énergie fossile, procédés non énergétiques hors agriculture et nature, transports, agriculture et nature. Seul le secteur des transports est détaillé dans cette annexe.

Les différents modes de transport appartiennent à l'ensemble des sources mobiles. Ce dernier englobe également des engins mobiles utilisés dans d'autres secteurs : véhicules spéciaux (grues auto-portées, pelleteuses, engins de déneigement, etc.), tracteurs agricoles et forestiers, compresseurs de chantier, groupes électrogènes, etc.

- Transport routier



Les émissions des véhicules routiers dépendent de nombreux paramètres en rapport avec les caractéristiques du véhicule (voiture particulière, véhicule utilitaire léger, poids lourd, deux roues) c'est-à-dire le type de véhicule, la motorisation et le carburant (essence, gazole, GPLc, GNV), les équipements (pot catalytique, climatisation, type de réservoir, injection) et l'âge, mais aussi les conditions d'utilisation comme le parcours annuel, la longueur moyenne d'un trajet, les réseaux empruntés (autoroute, route, urbain) qui conditionnent pour partie les vitesses de circulation, la pente des routes, etc, les conditions climatiques, l'entretien du véhicule et le comportement de l'utilisateur (conduite sportive, charge du véhicule, etc.). Les émissions sont déterminées au moyen du modèle européen COPERT (Computer Programme to calculate Emissions from Road Traffic) à partir d'une estimation du parc de véhicules provenant de la base de données OPALE (Ordonnancement du Parc en Liaison avec les Emissions), d'un ensemble d'hypothèses relatives aux conditions d'utilisation et de fonctions de consommations et d'émissions, ainsi que d'un ensemble de statistiques sur le bilan de la circulation routière en France issu de la Commission des Comptes des Transports de la Nation. Dans un premier temps, le Citepa détermine les données de base. Le parc OPALE fait appel à diverses sources statistiques CCFA (Comité des Constructeurs Français d'Automobiles), ARGUS, CSNM (Chambre Syndicale Nationale du Motocycle), Ministère des Transports. Les parcours annuels, les longueurs de trajet, la répartition du trafic sur les différents réseaux sont fixés à partir de diverses sources (INRETS, ADEME, CCTN (Commission des Comptes des Transports de la Nation), etc.). Les consommations de carburants proviennent de la CCTN. Dans un deuxième temps, le Citepa calcule des consommations totales. Les consommations totales sont calculées à partir des données initiales au moyen des fonctions proposées par le modèle. Ces fonctions sont établies sur la base d'un nombre important de mesures réalisées par divers laboratoires européens. Les consommations calculées sont comparées aux consommations de référence et une démarche itérative conduit à ajuster les données initiales<sup>31</sup>. Dans un troisième temps, le Citepa calcule des émissions, sauf dans quelques cas, au moyen des fonctions d'émissions unitaires proposées par le modèle COPERT. Ces dernières sont basées sur un nombre important de mesures réalisées par divers laboratoires européens dont l'INRETS en France. Pour mémoire, en cas de résolution spatiale plus fine, les émissions sont calculées en faisant appel à des procédures complexes basées sur divers paramètres : trafic sur différents réseaux, effets de transit aux frontières, données socio-économiques (population urbaine, rurale, infrastructure routière, etc).

- Transport ferroviaire

Les émissions sont déterminées sur la base des consommations d'énergie de ce secteur, de statistiques de trafic (pour les émissions liées à l'usure mécanique) et de facteurs d'émission.

- Transport fluvial

Les émissions sont déterminées sur la base des consommations d'énergie de ce secteur et de facteurs d'émission.

- Transport maritime

Le trafic international est exclu du total national de l'inventaire mais les émissions correspondant aux combustibles vendus en France, déduction faite de la part attribuée au trafic domestique, sont rapportées séparément hors total. La part du trafic national est définie comme le trafic effectué entre deux ports français. Ainsi la liaison Le Havre - Ajaccio est comptabilisée dans les émissions

---

<sup>31</sup> Les biocarburants sont pris en compte. Pour les inventaires de gaz à effet de serre requis pour l'UNFCCC, la contribution des biocarburants dans les émissions de CO<sub>2</sub> est nulle car ces derniers sont produits à partir de biomasse à rotation rapide (cycle annuel).

françaises, même si les rejets se produisent en partie loin de France. A l'inverse, les émissions d'un ferry reliant Douvres et Calais ne sont pas incluses dans le total national. Les émissions dues au trafic national sont déterminées comme étant le ratio de consommation d'énergie correspondant au trafic défini ci-dessus. Une étude réalisée par le CITEPA à partir des trafics portuaires et de considérations relatives aux différents types et tailles de bateaux conduit à un ratio de l'ordre de 4% des soutes nationales. Les soutes internationales sont comptabilisées en dehors du total national. La pêche est intégralement prise en compte par l'intermédiaire de la consommation d'énergie de ce secteur quels que soient les lieux de pêche même très éloignés.

- Transport aérien

Dans le cas du trafic aérien, sont prises en compte dans les totaux nationaux les émissions produites au-dessous de 1000 m (y compris mouvements au sol) pour les vols domestiques (liaisons entre deux aéroports situés sur le territoire national) quelle que soit la compagnie, ainsi que les émissions au-dessus de 1000 m (croisière) pour les vols domestiques (liaisons entre deux aéroports situés sur le territoire national) quelle que soit la compagnie. Les émissions internationales (liaisons entre un aéroport français et un aéroport étranger) sont calculées et rapportées séparément hors total national dans la limite des consommations de carburants vendus en France, déduction faite de la part attribuée au trafic domestique. Les émissions sont estimées à partir d'une méthode détaillée basée sur les mouvements des trafics commerciaux et non commerciaux (sources DGAC), les données OACI et les éléments méthodologiques de MEET et de CORINAIR. Pour chaque liaison, la méthode mise en œuvre prend en compte le type d'avion, le type de moteur ainsi que les diverses caractéristiques du vol dont les consommations au cours des différentes phases (roulage au sol, décollage, montée, croisière, approche, atterrissage). Le bouclage énergétique sur la vente totale de carburant pour avions est assurée en déterminant la consommation de la phase « croisière internationale » comme égale à la différence entre le total des ventes et la consommation calculée, d'une part, pour la phase « LTO domestique et internationale » et, d'autre part, pour la phase « croisière domestique ».



## ANNEXE 3 : Estimations des émissions nationales du secteur des transport en 2004 : approche par filière

On a tenté de modéliser les émissions nationales de polluants atmosphériques issues du mode de transport routier en 2000, en utilisant l'approche par filières. On s'est appuyé pour cela sur différents travaux de synthèse [Antoine, 2003; Hugrel, 2004; Toniello, 2001]. L'objectif n'est pas de réaliser en deux mois un bilan très précis. On cherche néanmoins à être le plus exhaustif possible car notre travail vise non seulement à donner une première estimation globale des émissions nationales de polluants atmosphériques issues du mode de transport routier en 2000, ce qui n'a pas été fait à notre connaissance jusqu'à maintenant, mais aussi à illustrer la méthode d'évaluation par filières, en montrant comment on peut l'appliquer à notre étude de cas.

On calcule ainsi les émissions :

- de la filière véhicules, en différenciant les émissions de la phase de construction, de la phase d'utilisation, et de la phase de destruction,
- de la filière infrastructures, en différenciant également les émissions de la phase de construction, de la phase d'entretien, et de la phase de destruction,
- et de la filière énergie, c'est-à-dire les émissions induites par la synthèse de l'énergie et son transport jusqu'à son point d'utilisation final dans les véhicules ou les machines (utilisées pour les infrastructures).

### Filière véhicules

On calcule tout d'abord les émissions de la phase utilisation de la filière véhicules, d'après [Hugrel, 2004] (tableau 40).

Tableau 40 : Emissions de polluants atmosphériques relatives à la phase d'utilisation de la filière véhicule, en 2000 [Hugrel, 2004]

NH <sub>3</sub>	1,20.10 <sup>4</sup>
N <sub>2</sub> O	1,1.10 <sup>4</sup>
COVNM	3,2.10 <sup>5</sup>
CH <sub>4</sub>	2,9.10 <sup>4</sup>
Zn	3,8
Se	0,38
Ni	2,7
Cr	1,9
Cu	65
Cd	0,38
SO <sub>2</sub>	2,4.10 <sup>4</sup>
Pb	58
CO <sub>2</sub>	1,2.10 <sup>8</sup>
Fuel	4.10 <sup>7</sup>
PM	5,80.10 <sup>4</sup>
COV	3,50.10 <sup>5</sup>
NOx	6,9.10 <sup>5</sup>
CO	2,4.10 <sup>6</sup>
Polluants	Emissions (t)

On calcule ensuite les émissions de la phase de destruction, d'après les facteurs d'émissions unitaire donnés par [Boulmier, 2000] dans [Toniello, 2001], et le parc de véhicules routiers hors d'usage déterminé par [Hugrel, 2004] (tableau 41).

Tableau 41 : Emissions de polluants atmosphériques relatives à la phase de destruction de la filière véhicule, en 2000

Polluants	CO	NOx	COV	PM	Fuel	CO <sub>2</sub>	Pb	SO <sub>2</sub>	Cd	Cu	Cr	Ni	Se	Zn	CH <sub>4</sub>	COVNM	N <sub>2</sub> O	NH <sub>3</sub>
Emissions (t)	5	6	1	1	0	302	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

On calcule finalement les émissions des phases de construction à partir des hypothèses de répartition des émissions entre les filières et entre les différentes phases au sein d'une même filière, recensées dans [Toniello, 2001] (tableau 42).

On suppose d'après [Pereira et coll ; 1996, 1998] dans [Toniello, 2001] que :

- les émissions de CO et de NO<sub>x</sub> relatives à la phase de construction représentent 2% des émissions de la phase utilisation et de la phase destruction,
- les émissions de PM et de SO<sub>2</sub> relatives à la phase de construction représentent 20% des émissions de la phase utilisation et de la phase destruction,
- les émissions de CO<sub>2</sub> relatives à la phase de construction représentent 5% des émissions de la phase utilisation et de la phase destruction.

Tableau 42 : Emissions de polluants atmosphériques relatives à la phase de construction de la filière véhicule, en 2000

Polluants	CO	NOx	COV	PM	Fuel	CO <sub>2</sub>	Pb	SO <sub>2</sub>	Cd	Cu	Cr	Ni	Se	Zn	CH <sub>4</sub>	COVNM	N <sub>2</sub> O	NH <sub>3</sub>
Emissions (t)	48582	13751	-	11591	-	6019604	-	4877	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

### *Filière infrastructures*

On estime tout d'abord les émissions de polluants atmosphériques de la phase de construction des infrastructures routières. On se base pour cela sur les données des émissions de polluants atmosphériques relatives à la production des principaux matériaux d'une infrastructure ferroviaire (g/km) et à la consommation énergétique propre aux travaux de construction d'une infrastructure autoroutière (g/km) (chaussée et ouvrages d'art) [Pereira et coll ; 1996, 1998] dans [Toniello, 2001]. On multiplie ensuite les émissions d'un kilomètre d'autoroute dans un seul sens par le nombre de kilomètres à caractéristique autoroutière (15360 km). Ensuite, sachant qu'il y a deux sens, on multiplie les émissions pour 1km autoroute par 2. Enfin, sachant que la surface des autoroutes représentent 6% de la surface totale des routes de France métropolitaine, on déduit les émissions globales des routes (100%). On suppose par ailleurs que la durée de vie d'une route est de 60 ans. On divise donc le résultat obtenu par 60 pour avoir une estimation annuelle des émissions.

D'après cette même hypothèse sur la durée de vie d'une autoroute (60 ans), et estimant que l'entretien de l'infrastructure est opérée environ tous les 10 ans en produisant les mêmes types de polluants, on en déduit que les émissions atmosphériques propres à chaque entretien, représentent 20% de celles nécessaires à la construction.

Enfin, lors de la destruction, on fait l'hypothèse que 30% des matériaux sont recyclés, et que les polluants émis sont les mêmes que ceux émis lors de la construction.

On peut donc calculer les émissions de polluants atmosphériques de la filière infrastructures routières (tableau 43).

Tableau 43 : Emissions de polluants atmosphériques relatives à la filière infrastructure, en 2000

Polluants	CONSTRUCTION (t)	UTILISATION (t)	DESTRUCTION (t)
acétaldéhyde	4.4	5.3	3.1
acide acétique	1.0	1.2	0.7
acétone	0.2	0.3	0.2
Al	14.8	17.8	10.4
alcanes	182.6	219.1	127.8
AS	0.0	0.1	0.0
benzène	0.8	0.9	0.5
Cd	0.0	0.0	0.0
CFC 14	0.2	0.3	0.2
CO	30403.1	36483.8	21282.2
CO <sub>2</sub>	7995886.9	9595064.3	5597120.8
dioxines	0.0	0.0	0.0
HAP	0.0	0.0	0.0
HC aromatiques	0.0	0.0	0.0
H <sub>2</sub> S	0.7	0.8	0.5
HCl	155.6	186.7	108.9
HF	9690.6	11628.8	6783.5
Hg	0.0	0.0	0.0
NH <sub>3</sub>	28.7	34.5	20.1
N <sub>2</sub> O	155.7	186.9	109.0
NOx	120199.4	144239.3	84139.6
Pb	27.7	33.2	19.4
phénol	0.0	0.0	0.0
poussières grossières	2135.9	2563.0	1495.1
poussières fines	11967.3	14360.8	8377.1
SO <sub>2</sub>	11984.2	14381.0	8388.9
substances radioactives (kBq)	63300413.1	75960495.8	44310289.2
toluène	1.2	1.4	0.8
xylène	3089.5	3707.4	2162.7
Zn	0.3	0.3	0.2

### *Filière énergie*

On calcule les émissions de polluants atmosphériques de la filière énergie correspondant aux émissions dues à la production d'énergie et à son transport jusqu'à son lieu d'utilisation d'après les

consommations annuelles d'énergie par les transports et les facteurs d'émissions dits du puits à la roue donnés par [Antoine, 2003] (tableau 44).

Tableau 44 : Emissions de polluants atmosphériques relatives à la filière énergie, en 2000

Polluants	CO	NOx	COV	PM	Fuel	CO <sub>2</sub>	Pb	SO <sub>2</sub>	Cd	Cu	Cr	Ni	Se	Zn	CH <sub>4</sub>	COVNM	N <sub>2</sub> O	NH <sub>3</sub>
Emissions (t)	5	6	1	1	0	2,2.10 <sup>7</sup>	0	0	0	0	0	0	0	0	4,210 <sup>7</sup>	0	0	0

## ANNEXE 4 : L'effet de serre

### *Principe*

La Terre et spécialement sa surface absorbent le rayonnement solaire. Cette énergie est ensuite redistribuée par les circulations atmosphérique et océanique et renvoyée dans l'espace à de plus grandes longueurs d'onde (infrarouge). En moyenne annuelle et pour la Terre dans son ensemble, l'énergie solaire arrivant au sommet de l'atmosphère (342 watts/m<sup>2</sup>) est plus ou moins égal à la somme de l'énergie absorbée puis rayonnée par la Terre (235 watts/m<sup>2</sup>) (atmosphère, continents, océans) et de l'énergie solaire réfléchiée par le globe terrestre (107 watts/m<sup>2</sup>) [Melieres, 2002]. L'énergie provient essentiellement du soleil. La quantité d'énergie qui provient de la chaleur interne de la Terre (flux géothermique) ne représente environ que le dix millième de l'énergie solaire. Quand à celle qui vient du reste de l'univers (rayonnement cosmique, lumière des étoiles...) elle est de l'ordre du millionième [Melieres, 2002].

Pour un rayonnement (dans l'infra-rouge) de 235 watts/m<sup>2</sup>, les experts évaluent la température moyenne de la terre à environ -19°C. Or la température moyenne de notre planète est en réalité proche de +15°C ( $\pm 0,1^\circ\text{C}$ ), ce qui correspond à une émission de 390 watts/m<sup>2</sup>, selon [Melieres, 2002]. La différence entre les deux valeurs (155 watts par m<sup>2</sup>) correspond à un chauffage de 30°C et représente l'action globale de l'effet de serre dont l'origine naturelle est essentiellement due aux rôles de la vapeur d'eau (environ 100 Watts/m<sup>2</sup> soit un réchauffement de l'ordre de 20°C) et CO<sub>2</sub> (50 watts/m<sup>2</sup> soit un réchauffement de l'ordre de 10°C) [Melieres, 2002]. Les autres constituants émis de façon naturelle comme le méthane et l'ozone jouent un rôle beaucoup plus faible [Melieres, 2002].

### *L'augmentation de l'effet de serre*

Tout facteur qui modifie le rayonnement solaire ou celui qui est renvoyé dans l'espace, ou encore qui modifie la redistribution de l'énergie dans l'atmosphère ou entre l'atmosphère, les terres émergées et les océans, peut influencer sur le climat. Le forçage radiatif est défini comme toute modification de l'énergie rayonnante nette propre au système Terre-atmosphère [Giec, 2001]. Un forçage radiatif positif a tendance à réchauffer la surface terrestre et la basse atmosphère, tandis qu'un forçage négatif a tendance à les refroidir.

L'ampleur du forçage dépend de plusieurs facteurs :

- Les propriétés radiatives des composés : Certains composés comme la plupart des aérosols anthropiques (particules ou gouttelettes microscopiques en suspension dans l'air) présents dans la troposphère, résultant par exemple de la combustion de combustibles fossiles ou de la biomasse, peuvent réfléchir le rayonnement solaire et déclencher ainsi une tendance au refroidissement du système climatique. D'autres éléments comme les aérosols noirs carboné ou le méthane peuvent quant à eux absorber le rayonnement solaire et ont donc tendance à réchauffer le système climatique [Giec, 2001] .
- L'accroissement de la concentration de chacun des composés : Plus la concentration des éléments est élevée, plus l'ampleur du forçage radiatif est grande. Les variations de la concentration des aérosols peuvent avoir en outre des répercussions sur la nébulosité et sur



la réflectivité des formations nuageuses par le biais de leur influence sur les propriétés et la longévité des nuages [Giec, 2001].

- Le temps de séjour dans l'atmosphère : Une fois émis dans l'atmosphère, de nombreux gaz à effet de serre y séjournent pendant des siècles et contribuent ainsi durablement à un forçage radiatif positif. La durée de vie des aérosols troposphériques, dont la majeure partie a tendance à favoriser un forçage radiatif négatif et un climat plus frais, est considérablement plus courte (de l'ordre de quelques jours à quelques semaines). Ceci explique la réaction plus rapide de leur concentration aux variations des émissions. L'activité volcanique peut par exemple projeter dans la stratosphère de grandes quantités de gaz soufrés (surtout du dioxyde de soufre), qui se transforment par la suite en aérosols sulfatés, et entraîner un forçage négatif important mais passager, qui contribue à refroidir la surface de la Terre et la basse atmosphère pendant quelques années [Giec, 2001].
- La production d'énergie solaire : Elle varie légèrement (0,1 pour cent) selon un cycle de 11 ans et peut en outre présenter des variations sur de plus longues périodes. A des échelles de temps allant de quelques dizaines à plusieurs milliers d'années, les lentes variations de l'orbite terrestre, qui sont bien connues, ont contribué à modifier la répartition saisonnière et latitudinale du rayonnement solaire, ce qui a joué un rôle déterminant dans les variations du climat dans un passé lointain, notamment pour ce qui est des cycles glaciaires et interglaciaires [Giec, 2001].

Le GIEC affirme que le forçage radiatif positif est depuis quelques décennies de plus en plus fort comparé au forçage radiatif négatif, ce qui entraîne une nette augmentation de l'effet de serre [Giec, 2001].

#### *Changements observés du système climatique associés à l'augmentation de l'effet de serre*

Lorsqu'il se produit une modification du forçage radiatif, le système climatique réagit selon diverses échelles de temps. Les réactions les plus longues sont imputables à la grande capacité thermique des grands fonds océaniques et à l'ajustement dynamique des nappes glaciaires. Cela signifie que la réaction à un changement passager (positif ou négatif) peut durer des milliers d'années, d'après le [Giec, 2001]. Toute modification du bilan radiatif de la Terre, notamment par suite d'un accroissement de la concentration des gaz à effet de serre ou des aérosols, influera sur le cycle hydrologique et les circulations atmosphérique et océanique à l'échelle du globe, ce qui ne manquera pas d'avoir des répercussions sur les conditions météorologiques ainsi que sur les régimes régionaux de la température et des précipitations.

#### La température [Giec, 2001]

La température moyenne à la surface du globe a augmenté de  $0,6^{\circ}\text{C}$  ( $\pm 0,2^{\circ}\text{C}$ , pour un intervalle de précision de 95%) depuis la fin du XIX<sup>e</sup> siècle. La majeure partie de la hausse s'est produite pendant deux périodes distinctes de 1910 à 1945 et depuis 1976 (figure 11). Le réchauffement a été plus prononcé sur les terres émergées (hausse de  $0,15^{\circ}\text{C}$  environ par décennie) qu'en milieu océanique (la température des 300 premiers mètres des eaux océaniques qui accuse plus de la moitié du réchauffement global de la mer est estimé à  $0,04^{\circ}\text{C}$  par décennie) [Giec, 2001].

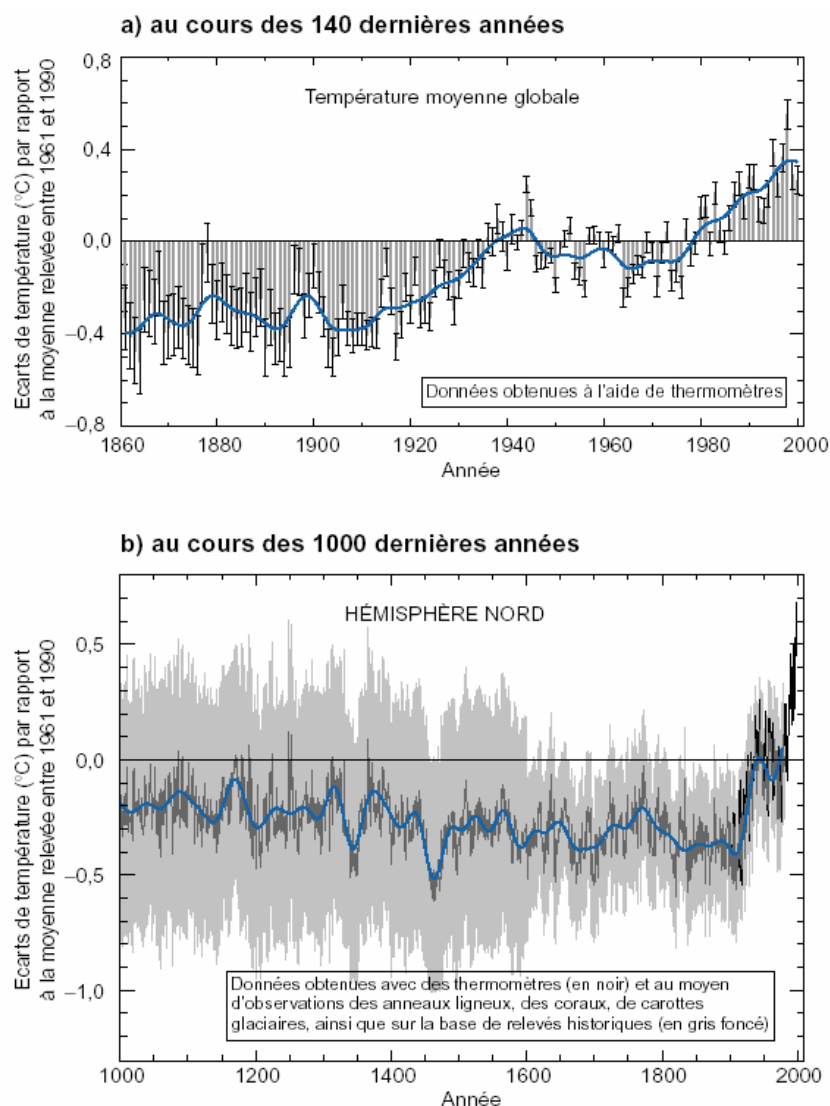


Figure 11 : Présentation des variations de température à la surface de la terre au cours des 140 et des 1000 dernières années [Giec, 2001]

En s'appuyant sur 35 scénarios et sur un certain nombre de modèles climatiques, le GIEC estime que la température moyenne à la surface du globe devrait augmenter de 1,4°C à 6°C entre 1990 et 2100 et que les zones émergées se réchaufferont plus vite que la moyenne globale. Le réchauffement dans les régions septentrionales de l'Amérique du Nord et en Asie septentrionale et centrale sera par ailleurs supérieur au réchauffement global. En Asie du Sud et du Sud-Est ainsi qu'en hiver dans les régions australes de l'Amérique du Sud, le réchauffement sera en revanche inférieur au réchauffement moyen global.

#### Les précipitations et l'humidité atmosphérique [Giec, 2001]

Dans l'hémisphère Nord, la hauteur annuelle des précipitations pour les terres émergées a continué d'augmenter à un rythme de 0,5 à 1% par décennie aux latitudes moyennes et élevées, de 0,3% par décennie pour les zones subtropicales et de 0,2 à 0,3% par décennie pour la zone tropicale. Aucune variation systématique comparable de la hauteur des précipitations moyennes selon la latitude n'a été en revanche détectée dans l'hémisphère Sud. La quantité totale de vapeur d'eau atmosphérique a augmenté dans le même temps de plusieurs points de pourcentage par décennie dans de nombreuses régions de l'hémisphère Nord. Les variations de la nébulosité totale en zone continentale aux

latitudes moyennes et élevées de l'hémisphère Nord semblent indiquer un accroissement d'environ de 2 % de la nébulosité depuis le début du XIX<sup>e</sup> siècle.

Sur la base de modèles établis à partir d'un large éventail de scénarios, le GIEC estime que les concentrations de vapeur d'eau et les précipitations moyennes globales devraient augmenter au cours du XXI<sup>e</sup> siècle. D'ici la seconde moitié du XXI<sup>e</sup> siècle, les experts prévoient une augmentation des précipitations en hiver sous les latitudes moyennes et élevées des régions septentrionales et en Antarctique. Dans les zones situées à faible latitude, des augmentations et des diminutions régionales sont envisagées sur les terres émergées. Des variations importantes des précipitations d'une année sur l'autre sont finalement prévues sur la plupart des zones où l'on projette une augmentation des précipitations moyennes.

#### Enneigement et étendue des glaces [Giec, 2001]

Il existe une corrélation positive entre la diminution de l'étendue de la couverture neigeuse et des glaces terrestres et la hausse des températures à la surface du sol, surtout dans l'hémisphère Nord. D'après les données recueillies par satellite, la couverture de neige a probablement diminué d'environ 10% depuis la fin des années 1960. La période annuelle du gel des lacs et des cours d'eau a aussi diminué d'environ 2 semaines durant les 100 à 150 dernières années. L'étendue des glaces de mer diminue dans l'hémisphère Nord (recul de 10 à 15% de la limite d'extension des glaces) mais reste stable dans l'Antarctique.

Le GIEC prévoit que la superficie de la couverture neigeuse et de la glace de mer devrait encore diminuer dans l'hémisphère nord. Les glaciers et les calottes glaciaires devraient aussi poursuivre leur retrait, largement répandu, au cours du XXI<sup>e</sup> siècle. Il est probable que l'on assiste dans le même temps à une augmentation de la masse de la nappe glaciaire antarctique due à des précipitations plus importantes, alors que celle du Groenland devrait probablement se rétracter parce que l'augmentation des écoulements l'emportera sur celle des précipitations. La stabilité de la nappe glaciaire de l'Antarctique occidental a suscité finalement quelques inquiétudes car cette nappe est ancrée au dessous du niveau de la mer. Toutefois, le GIEC estime très improbable (entre 1 et 10% de chance) une perte de la glace de fond (susceptible de provoquer un relèvement substantiel du niveau de la mer) au cours du XXI<sup>e</sup> siècle. Il n'en convient pas moins de noter à cet égard que la dynamique de ces phénomènes est encore insuffisamment comprise, notamment lorsqu'il s'agit de faire des projections à long terme.

#### Variabilité du climat et des phénomènes météorologiques et climatiques extrêmes [Giec, 2001]

Le GIEC rapporte que des précipitations fortes et extrêmes ont progressé dans les régions où les précipitations totales ont augmenté, l'inverse étant aussi vérifié. Rien n'indique en revanche avec certitude que les caractéristiques des tempêtes tropicales et extratropicales ainsi que l'évolution des phénomènes météorologiques violents de portée locale (tornades, orages et grêle) n'aient changé.

#### Le niveau de la mer [Giec, 2001]

Le GIEC estime d'après les données marégraphiques que le niveau moyen des mers s'est élevé de 1 à 2mm/an durant le XX<sup>e</sup> siècle, soit de 0,3m à 0,5m au total. Comparé à l'élévation eustatique du niveau de la mer (variation du volume des océans) qui s'est effectué à un rythme de 0.5mm/an durant les 6000 dernières années et de 0,1 à 0,2mm/an durant les 3000 dernières années, l'évolution actuelle apparaît près de 10 fois supérieure.

Les projections du niveau moyen des mers rapportent une augmentation de 0,09m à 0,88m entre 1990 et 2100. Ce relèvement sera principalement dû à la dilatation thermique et à la perte de masse des glaciers et des calottes glaciaires.

### Facteurs de forçage à l'origine des changements climatiques

Les changements climatiques sont dus à la fois à la variabilité interne du système climatique<sup>32</sup> et à des facteurs extérieurs (naturels ou anthropiques) (figure 12).

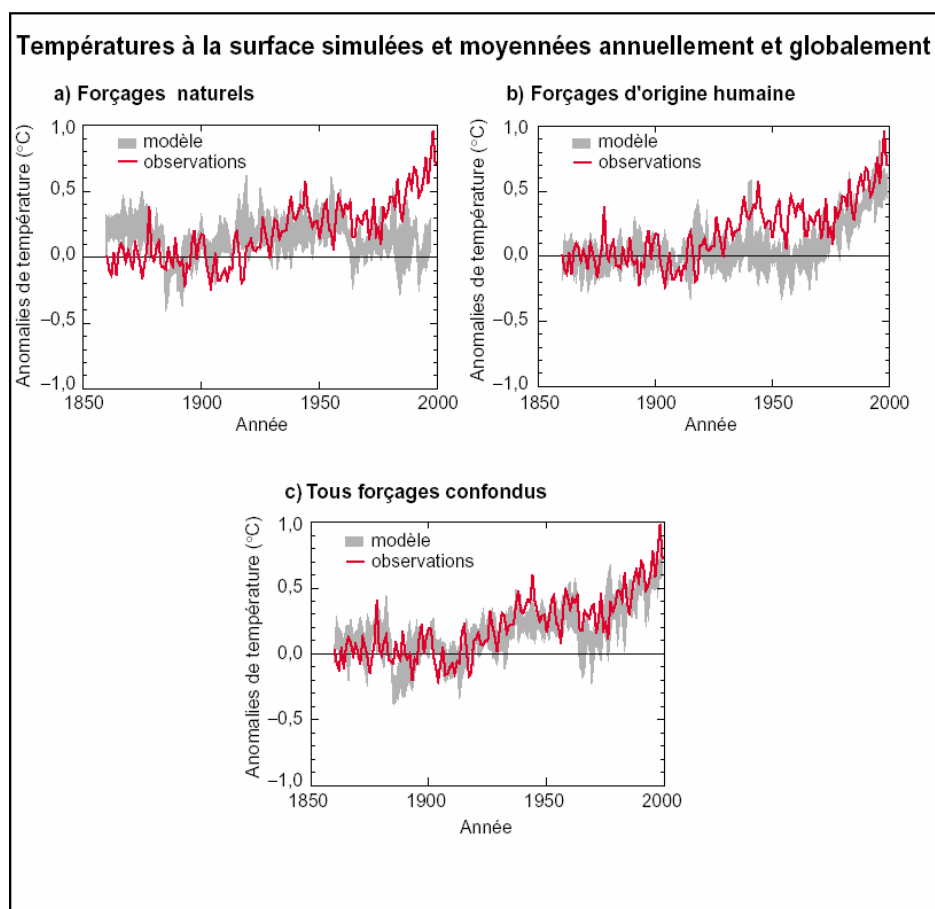


Figure 12 : Simulation des variations de température de la Terre et Comparaison des résultats aux changements mesurés [Giec, 2001]

Selon le [Giec, 2001], les facteurs anthropiques constituent les principaux responsables des changements observés. Les facteurs anthropiques qui expliquent les changements climatiques des dernières années sont les gaz à effet de serre et les aérosols. Parmi les gaz à effet de serre à durée de vie longue qui absorbent la radiation infrarouge ou qui sont dégradés en  $\text{CO}_2$ , le GIEC estime le forçage radiatif dû aux augmentations de ces gaz mélangés au niveau mondial à  $2,43\text{W/m}^2$ , entre 1750 et 2000, dont  $1,46\text{W/m}^2$  dû au  $\text{CO}_2$ ;  $0,48\text{W/m}^2$  dû au  $\text{CH}_4$ ;  $0,34\text{W/m}^2$  dû aux gaz hydrocarbures halogénés et composés apparentés; et  $0,15\text{W/m}^2$  dû au  $\text{N}_2\text{O}$ . L'augmentation de 36% de l'ozone troposphérique qui réagit rapidement aux émissions des gaz précurseurs engendre un forçage radiatif régional très variable estimé à  $0,35\text{W/m}^2$ . L'appauvrissement de la couche d'ozone entre 1979 et 2000 aurait provoqué quant à lui un forçage radiatif négatif de  $-0,15\text{W/m}^2$ . En ce qui concerne les aérosols, le bilan radiatif direct régional est estimé à  $-0,4\text{W/m}^2$  pour les sulfates (retombées acides),  $-0,2\text{W/m}^2$  pour les aérosols provenant de la combustion de la biomasse, -

<sup>32</sup> Ce sont les interactions complexes entre les diverses composantes du système climatique, et notamment le couplage océan-atmosphère. Le phénomène *El Niño*/oscillation australe (ENSO) est un exemple de cette variabilité naturelle «interne» à des échelles de temps interannuelles.

0.1W/m<sup>2</sup> pour les aérosols carbonés organiques provenant de la combustion des carburants fossiles et +0,2W/m<sup>2</sup> pour les aérosols noirs carbonés provenant de la combustion des carburants fossiles. Outre le forçage radiatif direct, les aérosols ont un forçage radiatif indirect de par leurs effets sur les nuages (figure 13).

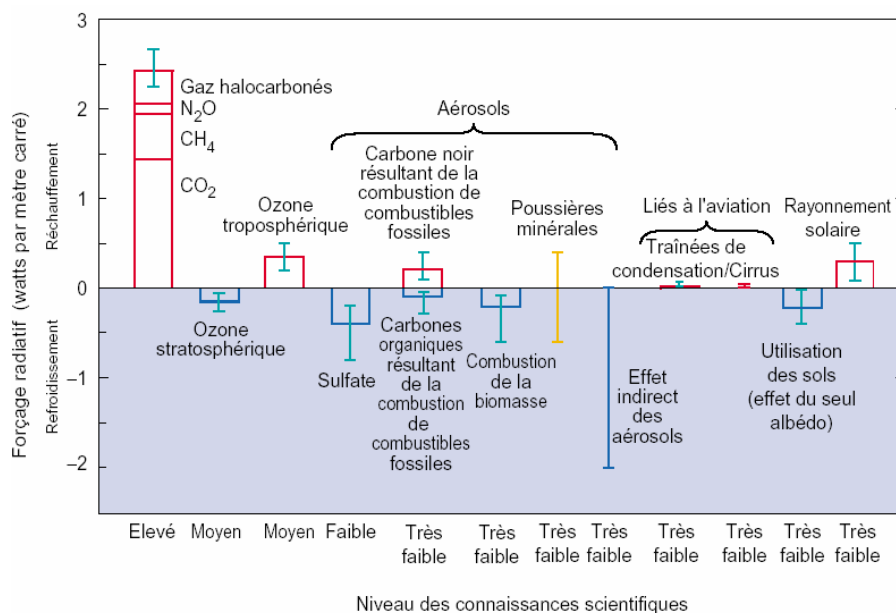


Figure 13 : Forçage radiatif moyen global du système climatique en l'an 2000 par rapport à 1750 [Giec, 2001]

Le GIEC indique que l'effet net sur le système climatique traduit par un réchauffement du climat global depuis 1750 ne peut pas être évalué à partir de la simple somme des barres positives et négatives, mais repose en réalité sur des modélisations complexes.

## ANNEXE 5 : La diminution de la couche d'ozone

### Principe

Le trou de la couche d'ozone correspond selon [Cas, 1999; Legras, 2002] à la réduction de la couche d'ozone observée aux moyennes latitudes et aux pôles, la perte la plus importante et la plus significative ayant lieu en Antarctique (figure 14), où pratiquement tout l'ozone est irrémédiablement détruit sur une superficie de la taille du continent antarctique et sur une épaisseur de plusieurs kilomètres dans la basse stratosphère, entre 12km et 20km (figure 15).

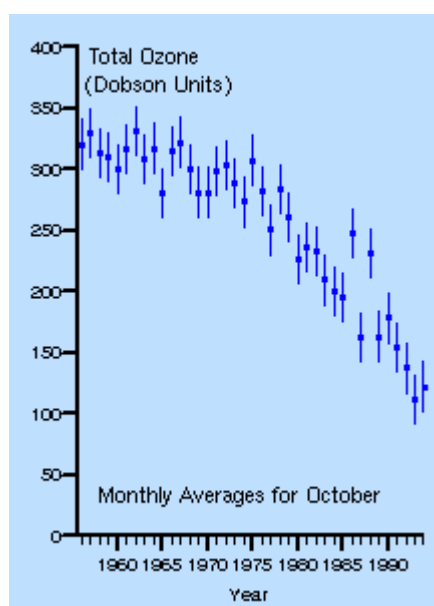


Figure 14 : Quantité totale d'ozone en moyenne pour le mois d'octobre de chaque année, mesurée à la station de Haley Bay (Antarctique) [Cas, 1999]

Chaque point représente la quantité totale d'ozone en moyenne pour le mois d'octobre de chaque année. On peut remarquer le changement soudain de la pente de la courbe qui s'est opéré à partir de 1975 environ. En 1994, la quantité totale d'ozone pour le mois d'octobre était inférieure à la moitié de sa valeur durant les années 1970, soit 20 ans plus tôt.

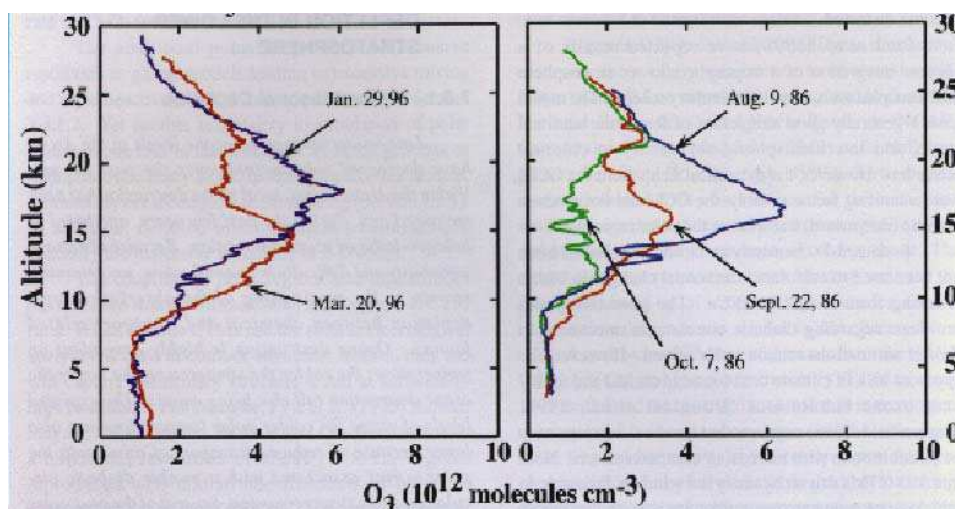


Figure 15 : Quantité d'ozone en fonction de l'altitude pour les mois d'hiver et de printemps relatifs à l'hémisphère nord (à gauche) et à l'hémisphère sud (à droite) [Legras, 2002]

Les graphiques montrent que l'ozone disparaît au printemps dans la zone où il est le plus abondant en hiver, dans les deux cas. Il révèle aussi une moindre disparition au pôle nord qu'au pôle sud.

La chute de l'ozone est due selon [Cas, 1999; Legras, 2002] à l'emploi de produits chimiques fabriqués par l'Homme, connus sous le nom de composés halogénés. Ces hydrocarbures halogénés rejetés au niveau du sol, s'élèvent progressivement dans l'atmosphère jusqu'à atteindre les couches où le rayonnement UV d'origine solaire est suffisamment fort pour casser ces molécules et ainsi relâcher des atomes de chlore (ou de brome) actifs et potentiellement dangereux qui, sous certaines conditions, peuvent détruire l'ozone (figure 16).

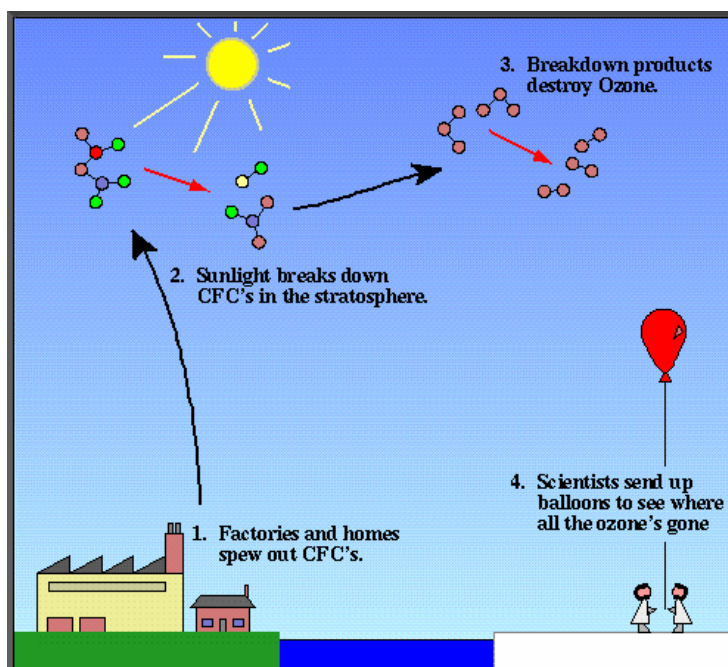


Figure 16 : Schéma de synthèse du principe de la diminution de la couche d'ozone [Cas, 1999; Legras, 2002]

## Explication du phénomène au pôle sud

### La genèse d'un tourbillon polaire

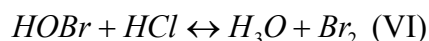
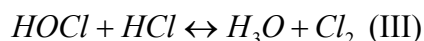
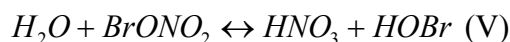
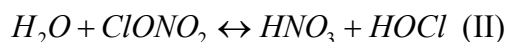
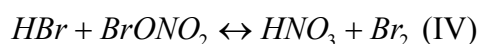
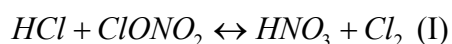
Durant la nuit polaire australe (hiver), la lumière solaire ne peut pas éclairer le pôle Sud. Un vent violent circumpolaire se développe alors dans la moyenne et basse stratosphère. Ce vent est connu sous le nom de tourbillon polaire ou encore de vortex polaire. Il a pour effet d'isoler l'air situé aux latitudes polaires du reste de l'atmosphère terrestre [Cas, 1999; Legras, 2002].

### Des températures suffisamment basses à l'intérieur de ce tourbillon polaire

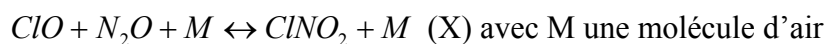
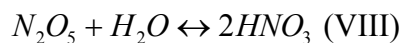
Tant que l'obscurité demeure, l'air à l'intérieur du tourbillon polaire peut y devenir très froid, si froid que des nuages spéciaux peuvent alors se former si la température descend en-dessous de  $-80^{\circ}\text{C}$ . Ces nuages appelés nuages stratosphériques polaires (PSC pour Polar Stratospheric Clouds en anglais) ne sont pas des nuages comme on en voit communément dans le ciel, car ces derniers sont composés essentiellement de gouttes d'eau. Dans un premier temps, les PSC se forment avec des particules d'acide nitrique tri-hydratés. Mais si la température continue à décroître, peuvent alors se former de plus grosses particules de glace avec de l'acide nitrique dissous à l'intérieur de ces particules [Cas, 1999; Legras, 2002].

### Des réactions de chimie hétérogène

Des réactions de chimie hétérogènes convertissent alors les formes réservoirs des espèces chlorées ( $\text{HCl}$  et  $\text{ClONO}_2$ ) et bromées ( $\text{HBr}$  et  $\text{BrONO}_2$ ) sous leur forme moléculaire ( $\text{Cl}_2$  et  $\text{Br}_2$ ) détruisant l'ozone (cf réactions I à VI), d'après [Cas, 1999; Legras, 2002].



Il est important de noter en outre que le  $\text{NO}_2$  est en équilibre avec  $\text{N}_2\text{O}_5$  (VII) et que ce dernier est supprimé de la phase gazeuse par les réactions (VIII) et (IX) (catalysées par les particules des PSC). L'effet total se traduit par une élimination nette de  $\text{NO}_2$  qui ne réagit plus avec le catalyseur  $\text{ClO}$  important dans la diminution de la couche d'ozone (X) [Cas, 1999; Legras, 2002].



### Un ensoleillement printanier

Au retour du soleil au printemps austral (octobre), les molécules de chlore  $\text{Cl}_2$  et de brome  $\text{Br}_2$  sont rapidement dissociées en atomes de chlore et de brome qui conduisent à la destruction rapide et soudaine de l'ozone. La rapidité et l'importance de la destruction résultent des cycles catalytiques dans lesquels les atomes interviennent en changeant significativement ou en rendant possible des cycles de réactions chimiques sans que ces molécules ne soient elles-mêmes affectées par les cycles [Cas, 1999; Legras, 2002]. La présence de la lumière solaire contrôle les cycles catalytiques. Cette succession de processus est confirmée par des mesures avant, pendant et après le trou d'ozone. Les experts identifient deux cycles principaux (A) et (B). La forme dimérique ( $\text{Cl}_2\text{O}_2$ ) du monoxyde de

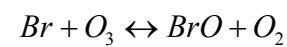
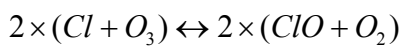
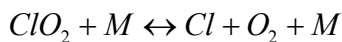
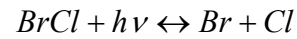
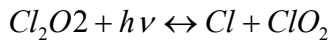
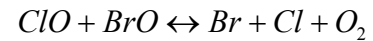
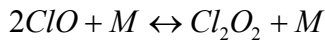


chlore présente dans le cycle (A) est thermiquement instable et le cycle est d'autant plus efficace que la température est basse. Donc, une fois encore, les très basses températures à l'intérieur du tourbillon polaire pendant l'hiver sont importantes à la réalisation de ces cycles. Les experts estiment qu'ils sont responsables à hauteur de 70 % de la destruction d'ozone en Antarctique. En Arctique (au mois de mars : printemps dans l'hémisphère nord), moins froid que l'Antarctique, une partie plus importante de la destruction de l'ozone serait due au cycle (B).

Cycle A ou Cycle de Molina et Molina (1984)

Cycle B

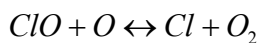
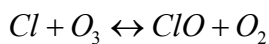
dans [Cas, 1999; Legras, 2002]



Au total on a  $2\text{O}_3 \leftrightarrow 3\text{O}_2$

Au total on a  $2\text{O}_3 \leftrightarrow 3\text{O}_2$

Il y a aussi un cycle direct [Legras, 2002]



Au total on a  $\text{O}_3 + \text{O} \leftrightarrow 2\text{O}_2$

[Legras, 2002] illustre simplement les étapes de la diminution de la couche d'ozone (figure 17).

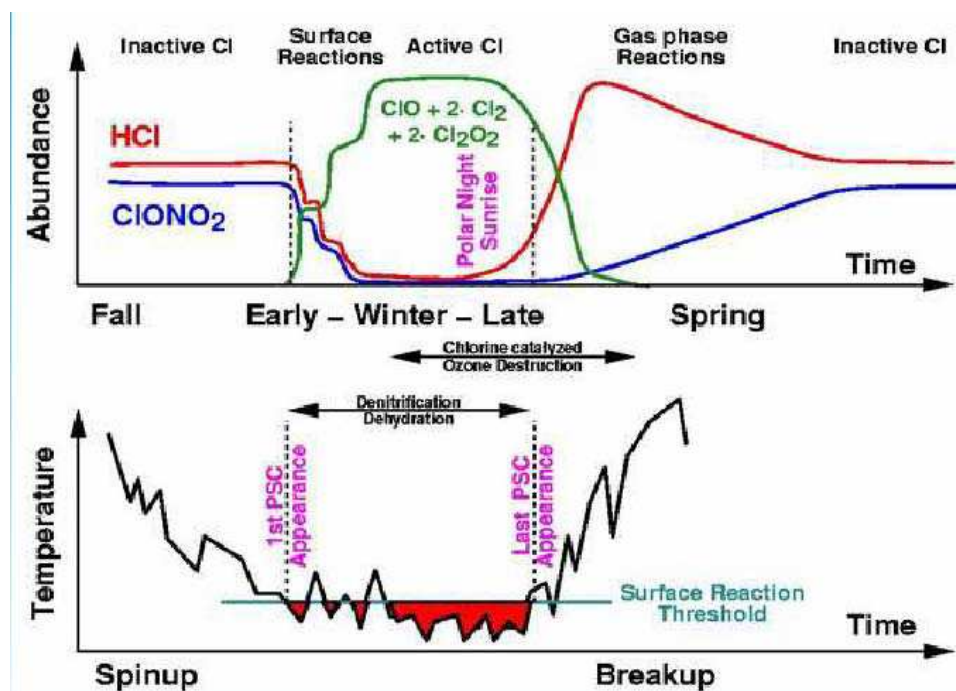


Figure 17 : Schéma de synthèse de la diminution de la couche d'ozone [Legras, 2002]

*Incertitudes scientifiques*

Les mécanismes de la diminution de l'ozone aux moyennes latitudes sont encore mal compris. Les experts estiment que seule la moitié de la diminution est due au trou d'ozone polaire [Legras, 2002]. Des hypothèses sur des effets anthropiques liés aux émissions de NO et NO<sub>2</sub> (opposés à la diminution de la couche d'ozone, car ces produits concourent au « piégeage » de ClO, qui est comme nous l'avons vu un agent de la diminution de la couche d'ozone) par le trafic aérien sont avancées mais aucune estimation scientifique tangible n'a été présentée. L'effet de serre est par ailleurs envisagé comme un facteur influant sur la limitation de la diminution de la couche d'ozone pour deux raisons. Il limite d'une part le refroidissement et modifie d'autre part les conditions de circulations atmosphériques ce qui aurait pour conséquence de diminuer la formation de nuages PSC, mais là encore aucune démonstration n'a été élaborée. Le volcanisme est en outre un élément qui semble interagir dans la limitation de la diminution de la couche d'ozone de par les émissions naturelles d'aérosols sulfatés dans la stratosphère, mais cela reste une hypothèse.

#### *Les changements observés associés à la diminution de la couche d'ozone*

Le changement principal observé et semble-t-il corrélé à la diminution de la couche d'ozone correspond à l'augmentation de l'exposition aux UV B (figure 18).

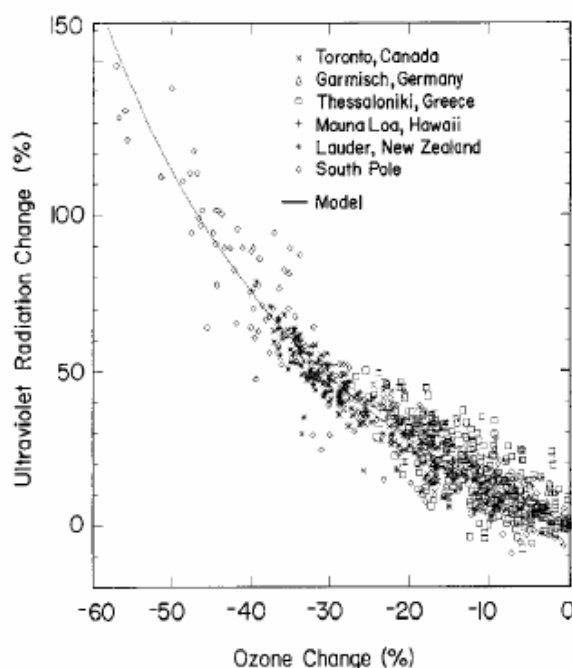


Figure 18 : Variation de l'exposition aux UV B en fonction de la variation de l'épaisseur de la couche d'ozone (en %) [Legras, 2002]

On constate qu'il existe une corrélation entre l'exposition aux UV B et l'épaisseur de la couche d'ozone. La diminution de la couche d'ozone semble ainsi favoriser l'exposition aux UV B.



## ANNEXE 6 : La pollution photochimique

La pollution photochimique est connue dans la littérature sous le nom de smog photochimique. Le mot smog provient de la combinaison des termes anglais smoke et fog. La littérature distingue en réalité deux types de smog, le smog photochimique et le smog acide. Le smog classique acide se forme en hiver par des conditions d'air humide et un faible ensoleillement, à partir du SO<sub>2</sub> émis principalement par les installations de chauffage<sup>33</sup>. Ce type de smog ne correspond donc pas du tout à une pollution photochimique.

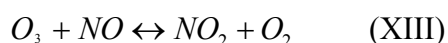
### Principe

Jusqu'aux années 1960-1970, l'ozone troposphérique était supposé provenir d'intrusions épisodiques d'air stratosphérique. Depuis lors, les scientifiques ont montré que l'ozone troposphérique provenait majoritairement d'une production photochimique localisée dans la troposphère (tableau 45), et qu'elle est aussi liée aux activités humaines.

Tableau 45 : Bilan de l'ozone troposphérique, en 10<sup>12</sup>g/an, d'après [Bojkov, 1983] dans [Cshpf, 1996]

Sources et puits	Hémisphère Nord	Hémisphère Sud	Echelle globale
Apports stratosphériques	400	250	650
Production photochimique	1350	500	1850
Destruction photochimique	1300	570	1870
Destruction sur les surfaces	450	180	630

Le smog photochimique résulte de la photodissociation, dans la troposphère, du dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) par le rayonnement ultra-violet ( $\lambda=430\text{nm}$ ), en monoxyde d'azote et en oxygène atomique (O) (XI) qui se combine au dioxygène pour former de l'ozone (XII). Le monoxyde d'azote réagit avec l'ozone pour donner en retour du dioxyde d'azote et du dioxygène (XIII). Les trois réactions étant rapides, la production d'ozone demeure faible et dépend à l'équilibre du rapport NO<sub>2</sub>/NO et de l'ensoleillement [As, 1993; Carrasco, 2004; Cshpf, 1996].



Il existe cependant des processus additionnels qui tendent à régénérer le NO<sub>2</sub> sans passer par la réaction (XIII). Les composés organiques volatils (COV) et le monoxyde de carbone se dégradent sous l'action du radical hydroxyle (OH•)<sup>34</sup> en radicaux tels que HO<sub>2</sub> et RO<sub>2</sub>, qui oxydent NO en

<sup>33</sup> Le smog acide le plus célèbre est sans doute celui de Londres du 5 au 9 décembre 1952 pour lequel on suspecte qu'il a provoqué environ 4000 décès prématurés [Cshpf, 1996].

<sup>34</sup> Le radical hydroxyle est lui-même formé à partir de l'ozone et de la vapeur d'eau sous l'action des ultra-violets [Carrasco, 2004; Medd, 2003].

NO<sub>2</sub>. Une molécule de COV ou de CO conduit à la production de plusieurs molécules d'ozone, mais aussi à d'autres composés secondaires comme des aldéhydes, des cétones, de l'acide nitrique, du peroxyacétylnitrate (PAN) (figure 19) [As, 1993; Carrasco, 2004; Cshpf, 1996; Martin & coll., 1988]. L'ozone mesuré est souvent choisi comme indicateur de cette pollution.

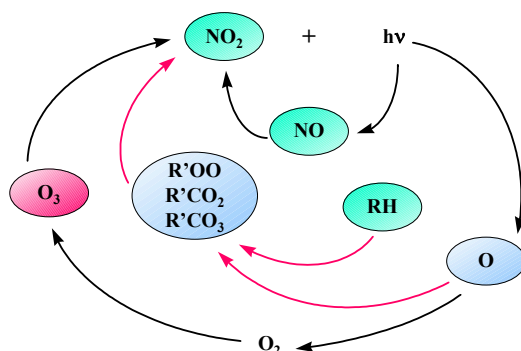


Figure 19 : Schéma de synthèse de la pollution photochimique, d'après [Flandrin & coll., 2002]

La production d'ozone troposphérique résulte ainsi d'un processus chimique non linéaire qui dépend des niveaux de concentration de COV (et de CO) et de NO<sub>x</sub> dans l'air ambiant. C'est notamment le rapport des concentrations de COV et de NO<sub>x</sub> qui détermine les conditions de production de polluants photochimiques et notamment de l'ozone, d'après [Flandrin & coll., 2002] (figure 20).

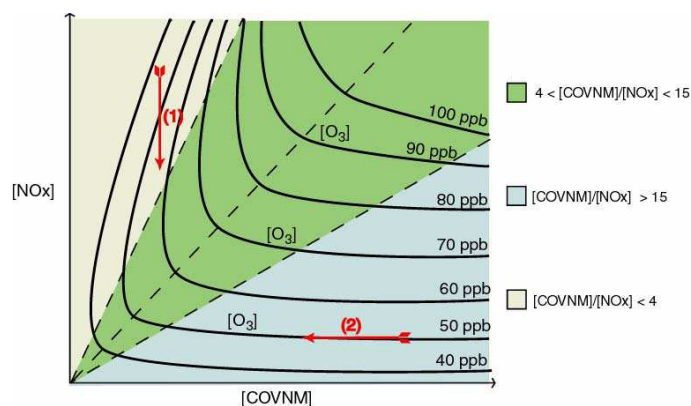


Figure 20 : Isopleths de production d'ozone en fonction de la concentration de NO<sub>x</sub> et de COVNM, d'après [Flandrin & coll., 2002]

### Répartition géographique et temporelle

La formation d'oxydants photochimiques et en particulier d'ozone occurrent principalement en période estivale dans les régions de fort ensoleillement.

### L'échelle du globe

Selon [As, 1993], « l'ensemble de la planète est concernée par l'augmentation dans la basse atmosphère des concentrations d'ozone et des photo-oxydants : les comparaisons avec les valeurs actuelles de teneurs en ozone mesurées au début du siècle mettent en évidence une augmentation

d'un facteur 4 du niveau d'ozone dans l'atmosphère libre<sup>35</sup> de l'hémisphère Nord et de l'ordre de 2 dans l'hémisphère Sud». La pollution photochimique présente par ailleurs des cycles liés notamment aux variations journalières ou saisonnières de l'ensoleillement. On observe ainsi surtout dans les régions influencées par les émissions anthropiques des minima en hiver et des pointes au printemps et en été<sup>36</sup> [As, 1993; Carrasco, 2004; Cshpf, 1996; Martin & coll., 1988]. Dans les mêmes régions, l'ozone présente aussi un cycle caractérisé par des pointes de concentration en cours d'après midi et un minima la nuit (absence de photochimie, piégeage de l'ozone par les surfaces ou la végétation, destruction par d'autres réactifs) [As, 1993; Carrasco, 2004; Cshpf, 1996; Martin & coll., 1988].

### L'échelle de l'Europe

Les durées de vie des composés impliqués dans la pollution photochimique ainsi que la présence occasionnelle d'une couche réservoir d'ozone située dans la haute troposphère (qui peut être dispersée par le vent) obligent à considérer le problème sur une grande échelle de temps (plusieurs jours) et d'espace (plusieurs milliers de km) [Carrasco, 2004; Cloirec, 1998; Elichegaray & coll., 2001; Medd, 2003]. Les émissions de polluants primaires ou la présence d'ozone dans la couche réservoir en Allemagne ou en Grande-Bretagne peut par exemple entraîner des phénomènes de pollution photochimique en France, car il n'y a pas d'obstacle naturel au transport de polluants, ce qui n'est pas le cas entre la France et l'Italie où les Alpes constituent une véritable barrière [Medd, 2003]. La climatologie de l'ozone est aussi très variable d'une année sur l'autre, indépendamment des fluctuations qui peuvent être liées aux variations des émissions de polluants primaires [Elichegaray & coll., 2001]. Le nombre et le positionnement des stations de mesure de l'ozone influent également sur l'évaluation de cette catégorie d'impact<sup>37</sup> [Elichegaray & coll., 2001].

Globalement les résultats de 2001 d'après [Elichegaray & coll., 2001] et 2003 d'après [Medd, 2003] publiés par l'Ademe témoignent d'une hétérogénéité dans les niveaux de pollution photochimique entre les différents pays européens. Les pays les plus touchés semblent être les pays de l'Europe du sud comme l'Espagne, le Portugal et l'Italie. La France et l'Allemagne affichent également des niveaux notables de pollution photochimique. Les pays du nord tels le Danemark, la Finlande, la Norvège et la Suède n'ont pas enregistré quant à eux de dépassement de seuil [Carrasco, 2004; Cloirec, 1998; Elichegaray & coll., 2001; Medd, 2003].

### L'échelle de la France

L'analyse du seuil d'information de  $180\mu\text{g}/\text{m}^3$  révèle un dépassement sur la quasi-totalité du territoire métropolitain durant les deux premières semaines d'août 2003. La durée et l'importance de l'épisode de pollution ont été particulièrement fortes en Ile de France, dans la région Centre et dans la région PACA où l'on peut observer des pics de pollution persistants et supérieurs au seuil de  $240\mu\text{g}/\text{m}^3$  durant la même période. La façade atlantique est globalement moins touchée même si l'on peut noter des dépassements surprenants autour de Nantes, Bordeaux et Pau entre le 1<sup>er</sup> août et le 14 août, d'après [Prev'air-Ineris, 2003] dans [Medd, 2003]. L'année 2003 constitue une année record vis-à-vis de la pollution photochimique, non pas en termes de valeur maximale mesurée ( $417\mu\text{g}/\text{m}^3$  en 2003 contre  $416\mu\text{g}/\text{m}^3$  en 1992 en région PACA, d'après [Ademe & coll., 2003] dans [Medd, 2003]), mais en raison de la durée et de l'étendue de l'épisode de pollution : par rapport aux plus mauvaises années, le nombre d'heures de dépassement du seuil de  $180\mu\text{g}/\text{m}^3$  est presque deux

<sup>35</sup> Zone située au-delà de quelques centaines de mètres d'altitude environ.

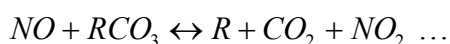
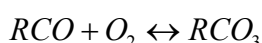
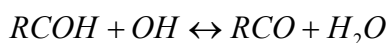
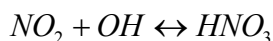
<sup>36</sup> Durant ces saisons, les intrusions stratosphériques semblent plus intenses [Cshpf, 1996].

<sup>37</sup> Le calcul du ratio entre le dépassement du seuil d'information ou d'alerte fixé par la directive 2002/3/CE et le nombre de sites en fonctionnement est souvent utilisé comme critère d'évaluation de la pollution d'ozone troposphérique.

fois plus élevé en 2003 et le nombre de sites affichant un dépassement est près d'un tiers plus élevé, selon [Ademe & coll., 2003] dans [Medd, 2003].

### La distinction ville-campagne

En milieu urbain où se situent les sources les plus importantes, les concentrations en photooxydants restent généralement faibles, car s'il existe des précurseurs, il y a aussi des composés susceptibles de détruire l'ozone ( $\text{NO}$ ,  $\text{HO}_2$ ) ou de limiter la production d'ozone par un ensemble de réactions [As, 1993; Carrasco, 2004; Cshpf, 1996; Martin & coll., 1988].



Le rapport  $\text{NO}_x/\text{COV}$  n'est pas non plus propice à la formation d'ozone, car les concentrations de  $\text{NO}_x$  sont souvent trop élevées, exceptées dans conditions météorologiques stagnantes ou de recirculations qui favorisent la production locale d'ozone [As, 1993; Carrasco, 2004; Cshpf, 1996; Martin & coll., 1988]. Lorsque le panache de polluants primaires s'éloigne du centre urbain, il tend à s'appauvrir en  $\text{NO}_x$  car ces composés ont une faible durée de vie et sont principalement émis dans les agglomérations. La charge en COV reste quant à elle constante car la durée de vie de ces composés est plus longue et les émissions de COV par la nature sont très importantes (environ 10 fois plus grandes que les émissions anthropiques, selon [Carrasco, 2004]). Les conditions (rapport  $\text{COV}/\text{NO}_x$ ) que l'on trouve dans les zones rurales (principalement les zones forestières) à proximité des agglomérations sont donc propices à la formation d'ozone troposphérique, ce qui explique les niveaux de pollution enregistrés dans ces zones, bien souvent plus élevés que dans les agglomérations<sup>38</sup> comme le montre la figure 21 [As, 1993; Carrasco, 2004; Cshpf, 1996; Martin & coll., 1988].

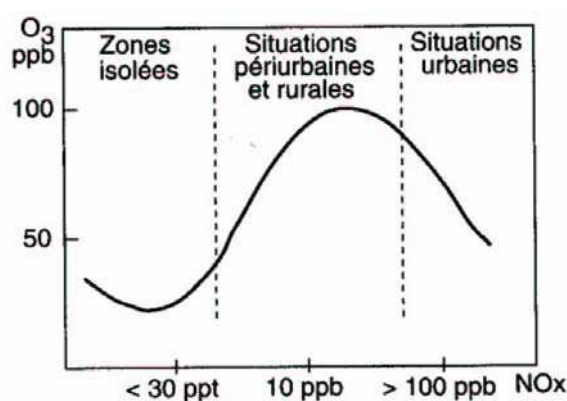


Figure 21 : Evolution typique de la production d'ozone en fonction des niveaux de  $\text{NO}_x$  dans l'atmosphère (les niveaux sont indicatifs) [Cshpf, 1996]

### *Les changements observés liés à la pollution photochimique*

Les composés secondaires issus des réactions photochimiques sont de puissants oxydants [As, 1993; Carrasco, 2004; Cshpf, 1996; Martin & coll., 1988].

<sup>38</sup> La forêt de Rambouillet enregistre très souvent des teneurs en ozone troposphérique supérieures à celles mesurées dans Paris [Ecoplan, 1993].

### Sur la végétation

On incombe à ces composés d'être à l'origine de nécroses importantes chez les végétaux dont les suites se traduisent par l'accélération de la sénescence et l'intervention dans le phénomène du dépérissement des forêts (facteur aggravant) [As, 1993; Carrasco, 2004; Cshpf, 1996; Martin & coll., 1988; Rey & coll., 1994]. Il favorise aussi le pouvoir acidifiant des oxydes de soufre et d'azote en favorisant leur oxydation [Cshpf, 1996]. L'ozone serait du reste responsable de la réduction de la photosynthèse chez les végétaux chlorophylliens. L'ozone agirait semble-t-il sur trois paramètres [Carrasco, 2004]: la capacité de la Rubisco<sup>39</sup> à fixer le CO<sub>2</sub> sur le RuBP<sup>40</sup>, la fixation de l'énergie solaire sur le RuBP et sur la capacité d'utilisation des trioses phosphates. Les pertes de rendements en blé relatifs à la réduction de la photosynthèse seraient estimés d'après [Castel & coll., 2003] à près de 25% dans le sud ouest de l'Île de France, en utilisant la relation de [Fuhrer, 1994].

### Sur l'homme et les animaux

Les études toxicologiques animales qui permettent de conduire à des hypothèses étiopathogéniques, les expérimentations humaines contrôlées et les études épidémiologiques mettent en évidence les effets délétères de l'ozone et des autres polluants photochimiques sur la santé des hommes et des animaux. L'ozone étant pris comme l'indicateur majeur de la pollution photochimique [As, 1993; Carrasco, 2004; Cshpf, 1996; Martin & coll., 1988], la toxicité de ce polluant vis-à-vis de l'homme est de loin la plus étudiée [Cshpf, 1996]. Les propriétés oxydantes de ce gaz entraînent lors d'une exposition à court terme une réaction inflammatoire accompagnée de la libération de divers médiateurs pro-inflammatoires qui peuvent engendrer des effets délétères principalement au niveau des yeux et des poumons [Cshpf, 1996]. Les effets sur la morbidité ressentie c'est-à-dire les symptômes déclarés par les sujets se traduisent par une irritation de l'œil<sup>41</sup> et au niveau du système ventilatoire par une irritation nasale et de la gorge, et l'apparition, principalement à l'effort, d'inconfort thoracique, d'essoufflement, de toux ou encore de douleurs à l'inspiration profonde [Cshpf, 1996]. Les effets sur la morbidité objective qui reflète le degré d'atteinte des fonctions respiratoires témoignent d'altérations significatives de la mécanique ventilatoire (on observe par exemple une diminution de près de 40% du volume d'expiration maximal par seconde<sup>42</sup>) [Cshpf, 1996]. Les expositions contrôlées mettent surtout en évidence un effet néfaste de l'ozone à partir d'une ventilation de 60 litres d'air par minute, ce que l'on peut observer lors d'activités physiques extérieures intenses, selon [Cshpf, 1996]. L'ozone diminue enfin chez l'asthmatique son seuil de réactivité aux allergènes auxquels il est sensible et favorise ainsi ou aggrave l'expression clinique de sa maladie [Cshpf, 1996]. Les études épidémiologiques analysant la relation entre les changements de niveau d'exposition moyenne ou de prévalence d'exposition et les changements de fréquences d'événements observés dans une même population, au sein d'une même unité géographique, confirment les résultats présentés ci-dessus (tableau 46). Ainsi, si l'on n'observe aucun seuil d'exposition à l'ozone en dessous duquel il n'existe pas d'effet sur la morbidité, il semble qu'à partir des concentrations en ozone de 160µg/m<sup>3</sup>, les enfants et les adultes présentent lors d'activités physiques intenses une diminution de 2 à 3% de leur fonction ventilatoire pour chaque augmentation de 100µg/m<sup>3</sup> [Cshpf, 1996]. L'étude réalisée en Île-de-France par Médina

<sup>39</sup> Rubisco ou ribulose biphosphate carboxylase est l'enzyme clé du cycle de Calvin. Elle catalyse la fixation du CO<sub>2</sub> sur le RuBP.

<sup>40</sup> Le RuBP ou ribulose-1,5-biphosphate est le sucre sur lequel se fixe une molécule de dioxyde de carbone durant la phase obscure de la photosynthèse.

<sup>41</sup> Les PAN seraient responsables d'un nombre important d'irritations oculaires [Künzli & coll., 1999; Seethaler, 1999b].

<sup>42</sup> D'après deux études de Donnell et al menée en 1991 sur 38 sujet exposés à 160µg/m<sup>3</sup> d'ozone pendant six heures et de Hortsman et al menée en 1990 sur des sujets exposés à une concentration de 240µg/m<sup>3</sup> pendant la même durée) [Cshpf, 1996]



(1994) d'après [Cshpf, 1996] a permis en outre d'objectiver durant la période 1987-1992 l'existence d'une corrélation positive significative entre les niveaux moyens journaliers d'ozone et la mortalité totale (de l'ordre de 1,2 décès par jour pour 1 million d'habitants, pour une augmentation de  $100\mu\text{g}/\text{m}^3$  du niveau journalier).

Tableau 46 : Principaux résultats des études épidémiologiques d'après [Cshpf, 1996]

Altération de la fonction ventilatoire liée à l'ozone	
Enfants $\text{O}_3 > 160\mu\text{g}/\text{m}^3$ - $340\mu\text{g}/\text{m}^3$	Diminution de la VEMS de $0,247 (\pm 0,029)\text{ml}$ pour une augmentation d'ozone de $1\mu\text{g}/\text{m}^3$
Adultes (exercice physique intense) $\text{O}_3 > 160\mu\text{g}/\text{m}^3$	Diminution de la VEMS de $0,64 (\pm 0,116)\text{ml}$ pour une augmentation d'ozone de $1\mu\text{g}/\text{m}^3$
Sportifs $\text{O}_3 > 160\mu\text{g}/\text{m}^3$	Diminution de la VEMS de $0,19 (\pm 0,143)\text{ml}$ pour une augmentation d'ozone de $1\mu\text{g}/\text{m}^3$
Symptômes associés à l'ozone	
$\text{O}_3 > 200\mu\text{g}/\text{m}^3$ - $300\mu\text{g}/\text{m}^3$	Irritation de l'œil (effet non spécifique lié aux PAN)
$\text{O}_3 > 400\mu\text{g}/\text{m}^3$	Toux
Aggravation de pathologies préexistantes liée à l'ozone	
Sujets souffrant de pathologie respiratoire $\text{O}_3 \approx 250\mu\text{g}/\text{m}^3$	Aggravation de la pathologie
Sujets asthmatiques $\text{O}_3 \approx 300\mu\text{g}/\text{m}^3$	Crises d'asthme, augmentation de la toux et des sifflements, diminution de l'efficacité du traitement de fond et du seuil de réactivité aux allergènes et aux substances bronchospastiques
Sujets atypiques $\text{O}_3 \approx 300\mu\text{g}/\text{m}^3$	Augmentation de la toux

VEMS : volume d'expiration maximal par seconde ; PAN : peroxyacétylnitrates

Les effets sur la santé dépendent en définitive de la « dose effective », à savoir le produit de la concentration par la durée d'exposition et la ventilation pulmonaire. Ils dépendent également d'une forte variabilité interindividuelle [Cshpf, 1996]. En cas d'exposition unique, les manifestations sont réversibles rapidement (en 1 heure à 24 heures) alors que des expositions répétées dans les 24 heures qui suivent accentuent ces effets, car l'inflammation de l'épithélium et les dommages cellulaires entraînent une augmentation de la perméabilité et une majoration du passage de l'ozone vers les récepteurs [Cshpf, 1996]. Des expositions de deux ou trois heures à des concentrations comprises entre  $400$  et  $1000\mu\text{g}/\text{m}^3$ , répétées de façon quotidienne, s'accompagnent en revanche d'un état apparent d'adaptation, qui persisterait plus ou moins partiellement pendant quatre à sept jours puis disparaîtrait totalement lorsqu'une période de deux semaines s'est écoulée entre la fin des expositions quotidiennes et la réexposition [Horvath & coll., 1981]. L'adaptation serait due soit à une augmentation de la protection vis-à-vis de la toxicité de l'ozone, soit à une incapacité de l'organisme à mettre en place des réactions de défense contre l'agression [Cshpf, 1996]. Les autres effets d'une exposition à long terme à l'ozone (cancers, survenue de pathologies chroniques) demeurent encore inconnus [Cshpf, 1996] même si l'on peut noter quelques études toxicologiques animales témoignant du rôle potentiel de l'ozone sur le développement de tumeurs bronchopulmonaires (tableau 47).

Tableau 47 : Etudes in vivo de cancérogénèse expérimentale

Auteurs	Espèces	Concentrations	Résultats adénomes pulmonaires
Stokinger (1962)	Souris	Ozone 2000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ /15mois	Augmentation de la fréquence des adénomes pulmonaires
Gardner (1965)	Souris	Ozone 500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ + Nox+SOx+CO+Particules	Augmentation de la fréquence des adénomes pulmonaires
Werthamer al al. (1970)	Souris	Ozone 9000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 2h/3j pdt 75jours	Altérations cellulaires
Last et all (1987)	Souris	Ozone 800 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Ozone 1600 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 7nuits/sem/18sem	Augmentation de la fréquence des adénomes pulmonaires

Adénome : tumeur

### Sur les matériaux-visibilité

La pollution photochimique accélère la dégradation des matériaux (notamment des plastiques) et contribue aux baisses de la visibilité dans l'atmosphère par les particules fines qu'elle génère [As, 1993; Cshpf, 1996].

### Sur la température globe

L'ozone intervient comme nous l'avons vu dans le phénomène de l'effet de serre et donc dans les conséquences qui lui sont associées.

### *Estimation des impacts de la pollution photochimique sur la santé humaine pour l'année 2001, en France métropolitaine*

Une évaluation des populations humaines soumises au dépassement du seuil d'information (en vigueur à cette date : 180 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) a été réalisée par l'Ademe à titre exploratoire, en 2001 [Elichegaray & coll., 2001]. L'approche qui repose sur la prise en compte d'aires de représentativité spatiale (tableau 48) de différentes stations de surveillance de la qualité de l'air permet d'estimer (d'une façon probablement majorante à la vue des hypothèses) la population exposée au dépassement du seuil d'information concernant la concentration en ozone troposphérique en 2001 (tableau 49).

Tableau 48 : Définition des aires de représentativité des stations de mesures de l'ozone [Elichegaray &amp; coll., 2001]

Type de station	Aire de représentativité de la station
Urbaine	Unité urbaine sur laquelle est la station
Périurbaine	Aire urbaine sur laquelle est la station
Industrielle	5 km autour de la station
Rurale régionale	25 km autour de la station
Rurale nationale	50 km autour de la station

Les notions d'aires et d'unités urbaines résultent des définitions de l'Insee. Les aires de représentativité des autres types de stations relèvent des travaux du réseau européen Euroairnet.

Tableau 49 : Estimation des populations exposées en 2001 à des dépassements du seuil d'information de  $180\mu\text{g}/\text{m}^3$  [Elichegaray & coll., 2001]

Nombre de dépassement du seuil de $180\mu\text{g}/\text{m}^3$	Nombre de communes concernées	Populations concernées
Au moins 1 dépassement	8 848	32 millions
Plus d'10 dépassements	1 677	6,3 millions
Plus de 30 dépassements	148	1,6 millions

Les données du tableau 49 peuvent s'exprimer sous la forme d'un résultat global plus approximatif mais utile pour estimer synthétiquement les impacts de la pollution photochimique sur la santé humaine pour l'année 2001 (tableau 50).

Tableau 50 : Estimation agrégée des populations exposées en 2001 à des dépassements du seuil d'information de  $180\mu\text{g}/\text{m}^3$ , en France métropolitaine

Nombre de dépassement du seuil de $180\mu\text{g}/\text{m}^3$	Populations concernées	Populations totales exposées
Au moins 1 dépassement	32 millions	32 millions (=32*1)
Plus d'10 dépassements	6,3 millions	63 millions (=6,3*10)
Plus de 30 dépassements	1,6 millions	48 millions (=1,6*30)
TOTAL		143 millions

En croisant ces données avec l'estimation des risques associés au dépassement du seuil d'information on peut évaluer globalement les impacts de la pollution photochimique sur la santé humaine pour l'année 2001, liés au dépassement de ce seuil (tableau 51).

Tableau 51 : Estimation des impacts de la pollution photochimique sur la santé humaine pour l'année 2001, lié au dépassement du seuil d'information de  $180\mu\text{g}/\text{m}^3$ , en France métropolitaine

Morbidité	
Admissions hospitalières	
110 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{h}$ à 180 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{h}$	64 ( $\pm 15$ ) admissions hospitalières/an
110 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{h}$ à 240 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{h}$	230 ( $\pm 56$ ) admissions hospitalières/an
Mortalité	
110 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{h}$ à 180 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{h}$	30 décès/an
110 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{h}$ à 240 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{h}$	107 décès/an

En estimant de la même façon les impacts de la pollution photochimique sur la santé humaine pour l'année 2001, liés au dépassement du seuil d'alerte, on pourrait aboutir à l'évaluation globale des impacts de la pollution photochimique sur la santé humaine pour l'année 2001, puis des autres années.



## ANNEXE 7 : L'acidification

Le phénomène d'acidification est connu depuis longtemps et s'est accentué lors de la révolution industrielle. En 1872, le chimiste anglais Robert Angus Smith [Smith, 1872] mentionne pour la première fois le terme de pluies acides lors de l'étude de la ville industrielle de Manchester et ses environs [Luiset, 2000]. Depuis Smith, le phénomène ne cesse de s'amplifier pour atteindre son paroxysme à la fin des années 70 [Luiset, 2000]. C'est à cette époque, en 1968, que le Suédois Svante Oden démontre le caractère transfrontalier de l'acidification. L'acidification englobe toutes les formes de dépôts sèches et humides.

### Principe

Les deux acides que l'on peut trouver dans les dépôts acides sont l'acide nitrique ( $\text{HNO}_3$ ) et l'acide sulfurique ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) [A.El.Fuladi, 2002]. Les composés précurseurs des acides sulfuriques et nitriques proviennent d'une part d'émissions naturelles notamment les émissions d'ammoniaque ( $\text{NH}_4$ ), les embruns océaniques ( $\text{HCl}$ ), les émissions volcaniques ( $\text{SO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ) et les acides volatiles de la végétation (isoprène, terpènes) [A.El.Fuladi, 2002]. Ils proviennent aussi des activités anthropiques de par la combustion de carburants fossiles, les procédés industriels et les transports, l'ensemble produisant du  $\text{SO}_2$  (responsable de la formation  $\text{H}_2\text{SO}_4$  représentant 62% de l'acidité des pluies acides au Canada [A.El.Fuladi, 2002]) et des  $\text{NO}_x$ , (responsable de la formation  $\text{HNO}_3$  représentant 32% de l'acidité des pluies acides au Canada [A.El.Fuladi, 2002]) et des autres produits (responsable de la formation  $\text{HClO}_3$  représentant 6% de l'acidité des pluies acides au Canada [A.El.Fuladi, 2002]). Les composés précurseurs se trouvent sous forme de gaz ou sont inclus dans des particules. Ils sont très solubles dans l'eau et ont un caractère acide. Ils sont piégés à la surface des gouttelettes d'eau en suspension dans l'atmosphère ou dans les nuages, et se transforment en acide nitrique ( $\text{HNO}_3$ ) et acide sulfurique ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) [A.El.Fuladi, 2002]. Les gouttelettes entraînent alors ces derniers produits vers le sol lors de la déposition (figure 22). Ces substances acides endommagent l'environnement lorsque celui-ci ne parvient pas à les neutraliser [Luiset, 2000].

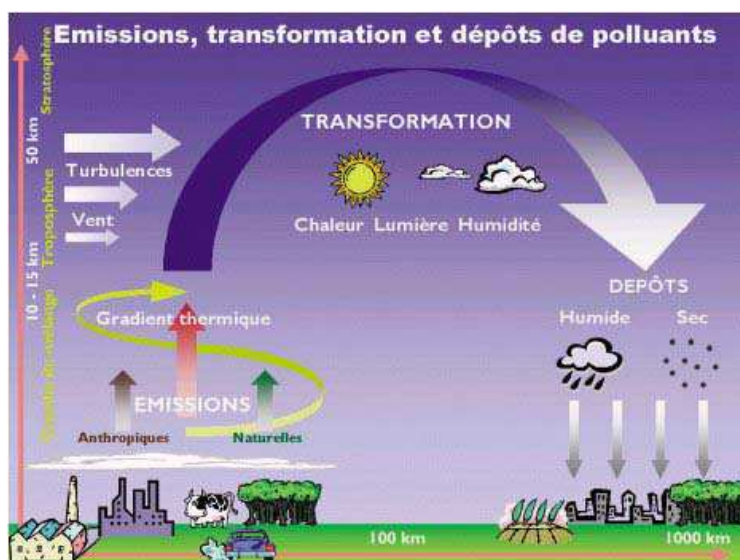


Figure 22 : Schéma de synthèse du mécanisme de la déposition atmosphérique [Citepa]

*Lien entre les précipitations acides et la pollution photochimique*

Les oxydes d'azote dont la durée de vie est de quelques jours interviennent par ailleurs comme catalyseur de la chimie de l'ozone. Quand ils sont très peu abondants dans l'atmosphère, ils contribuent à la destruction de l'ozone. Cependant, à des teneurs plus importantes (proches de la partie par milliard  $1.10^{-9}$ ), les  $\text{NO}_x$  sont lentement éliminés par oxydation en acide nitrique et contribuent alors à l'acidification [Luiset, 2000].

Les hydrocarbures (HC) réagissent aussi avec les  $\text{NO}_x$  pour former des oxydants photochimiques et en particulier de l'ozone qui intervient dans le phénomène de l'acidification de par son action nécrosant sur les feuilles des arbres [Landmann, 1991].

*La répartition géographique*

L'acidification constitue un mécanisme de pollutions de l'air dans lequel les transferts de polluants atmosphériques ont lieu à grandes distances et peuvent affecter de grandes surfaces. Nous l'avons mentionné, le  $\text{SO}_2$  peut parcourir en effet jusqu'à 1000km avant de retomber transformé ou non et le  $\text{NO}_x$  jusqu'à 2000km [Luiset, 2000]. Quant à l'échelle des surfaces affectées, elle peut atteindre des continents entiers.

Les zones où les dépôts sont les plus acides sont par ailleurs celles où se concentrent les industries et/ou les grandes agglomérations [Luiset, 2000], mais le même phénomène a été observé dans les régions reculées de Scandinavie septentrionale. L'acidité des dépôts dans ces dernières régions s'explique par le déplacement de masses d'air polluées émises par les pays d'Europe occidentale sous l'effet des vents dominants d'Ouest [Luiset, 2000] (figure 23).

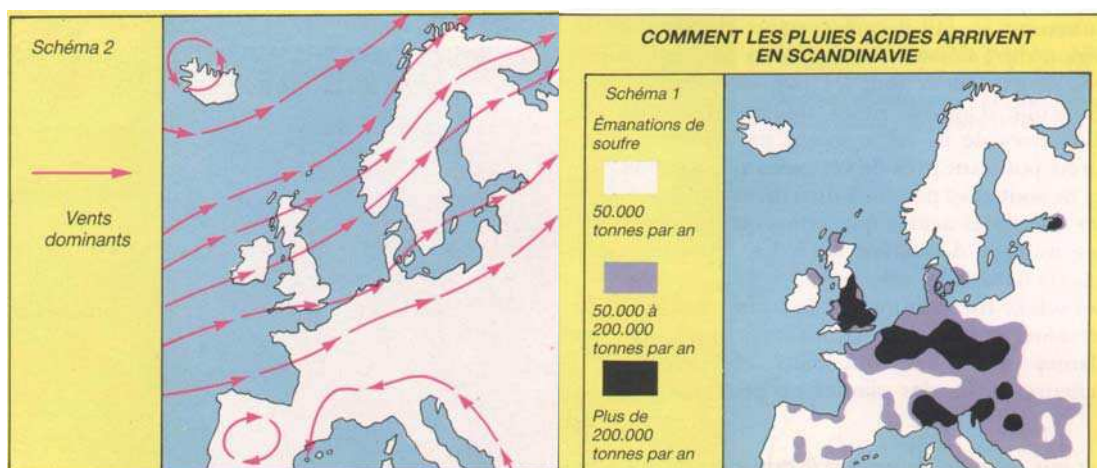


Figure 23 : Présentation des émissions de soufre en Europe occidentale et des vents dominants sur le continent européen [Baines, 1990]

*Les changements observés associés à l'acidification*

Les changements observés concernent tout d'abord l'acidité des dépôts secs et humides qui tend à augmenter, mais aussi différentes cibles sur lesquelles l'acidification va entraîner une réponse.

Sur les milieux aquatiques

L'acidification peut tout d'abord diminuer le pH des sources ou des nappes phréatiques dans certaines conditions qui dépendent de la profondeur de la nappe, de la concentration en calcium du sol et de l'eau, et de la vitesse de ruissellement de l'eau piégée dans le sol en fonction des pressions [Luiset, 2000]. Le pouvoir tampon d'une eau est ainsi d'autant plus faible que la pluie qu'elle reçoit et le sol qui la porte sont acides [Luiset, 2000]. La fonte des neiges au printemps peut contribuer en outre à l'acidification brutale d'un écosystème aquatique comme en témoigne l'exemple de la rivière Vikadel en Norvège, qui a vu au dégel 1984 son pH tomber à 3,8.

Les espèces animales (batraciens, amphibiens, crustacés, poissons, mollusques, insectes, micro-organismes) et les espèces végétales (plantes aquatiques, plancton, etc) subissent des altérations plus ou moins graves en fonction de l'acidité du milieu [Luiset, 2000]. Globalement les espèces animales sont plus vulnérables que les espèces végétales. Les poissons ont besoin par exemple pour vivre d'un pH compris entre 6.7 et 8.6. Lorsque le pH diminue et passe sous une valeur seuil de 5.6, la reproduction de ces animaux est compromise et la survie des œufs et alevins est précaire. Si le pH passe au dessous de 5, les jeunes poissons et les adultes d'espèces fragiles (truite, saumon) sont en danger. A un pH compris entre 4 et 5 la vie des poissons est impossible, alors que des espèces végétales semblent résister jusqu'à un pH<4 (tableau 52). L'acidité peut en définitive briser des chaînes alimentaires et entraîner la disparition en cascade d'un grand nombre d'espèces.

Tableau 52 : Acidité de l'eau et conséquences sur les poissons d'après [Luiset, 2000]

pH	Conséquences
5,5-6	La nourriture de base disparaît
5-5,5	Les poissons ne peuvent plus se reproduire. Les jeunes poissons ont de la difficulté à survivre. Augmentation du nombre de poissons adultes déformés. Des poissons meurent par suffocation (acide diminue la fixation de O <sub>2</sub> )
4-5	Tous les poissons meurent
<4	Aucune vie animale ou végétale n'est possible

### Sur les sols et la végétation

L'acidification peut affecter le sol et la végétation. Le sol a un pouvoir tampon variable. Des sols peu profonds, lessivés, pauvres en éléments carbonatés, comme il en existe sur les grès ou les granits, ont un faible pouvoir tampon donc une capacité limitée pour neutraliser les dépôts acides. Par exemple, au Canada et en Scandinavie, les dépôts acides tombent sur des sols de granit et de grès très pauvres en calcaire qui sont incapables de neutraliser un taux d'acidité (pH) inférieur à 5 [Luiset, 2000]. D'une manière générale les précipitations acides engendrent une augmentation du taux d'acidité de celui-ci [A.El.Fuladi, 2002]. L'augmentation de l'acidité du sol peut être propice à des réactions chimiques conduisant à la diminution d'ions échangeables du sol nécessaires à la nutrition des plantes [A.El.Fuladi, 2002] (l'acide sulfurique peut par exemple détruire les minéraux du sol comme le calcium ou le magnésium [Luiset, 2000]) ; à la mise en solution de métaux lourds toxiques comme l'aluminium et le mercure selon [A.El.Fuladi, 2002] qui peuvent ainsi être absorbés par la végétation et notamment par les arbres, d'après [Luiset, 2000] ; au lessivage des composés chimiques essentiels [A.El.Fuladi, 2002] ; et à des modifications de la composition spécifique et de la composition des organismes décomposeurs du sol [A.El.Fuladi, 2002]. Le dioxyde de soufre qui n'a pas été converti en acide se retrouve en outre dans les feuilles où il nuit au processus de



photosynthèse. Des expériences ont démontré qu'il y a plus qu'une augmentation de l'acidification cause la mort d'un plus grand nombre de bourgeons, et donc d'arbres [Luiset, 2000]. Les dépôts secs de NO<sub>x</sub> et de SO<sub>2</sub> se combinent par ailleurs pour former de l'acide sulfurique et de l'acide nitrique dans les racines. Les arbres peuvent également être amenés à grandir plus rapidement que la normale, tant et si bien qu'il y a un manque des minéraux nécessaires pour la croissance et l'arbre meurt. Globalement, on assiste à une baisse de la productivité végétale et à une augmentation de la vulnérabilité des espèces à l'égard de la sécheresse, des vents forts, du poids de la neige, des insectes, des maladies... [A.El.Fuladi, 2002].

Une incidence remarquable de l'acidification sur la végétation réside dans son implication au niveau du dépérissement des forêts [A.El.Fuladi, 2002; Landmann, 1991; Rey & coll., 1994]. De nombreux travaux de recherches entrepris sous l'égide du programme Deforpa, ont montré que le dépérissement des forêts dépend de facteurs prédisposants (peuplements âgés, sols pauvres, accumulation de dépôts acides), de facteurs déclenchants (stress climatiques surtout les sécheresses répétées) et facteurs aggravants (champignons pathogènes, insectes ravageurs, action nécrosant de l'ozone au niveau foliaire) [Landmann, 1991]. Les mécanismes d'actions directs (pénétration dans les stomates...) et indirects (lessivage des sols) ainsi que les éventuelles interactions entre les différentes substances demeurent encore mal connus [Rey & coll., 1994]. Le dépérissement des forêts se traduit selon les espèces par différents impacts (tableau 53).

Tableau 53 : Présentation des différents impacts observés de l'acidification sur quelques espèces arboricoles, d'après [Kempf, 1986] dans [Luiset, 2000]

Impacts observés	Espèces arboricoles				
	Sapin	Epicea	Pin	Hêtre	Chêne
Eclaircissement de la couronne	oui	oui	oui	oui	
Développement du houppier	oui				
Tassement de la cime des arbres	oui				
Vieillesse prématurée	oui				
Perte prématurée d'aiguilles/feuilles		oui	oui	oui	oui

En France, l'Office National des Forêts informe que le dépérissement des forêts touche l'ensemble des massifs français. Dans le massif alpin de la Grande Chartreuse un tiers des résineux étaient considérés, selon le barème de l'ONF, comme "fortement détériorés". Dans le massif alpin du Jura, 22% des sapins et 16% des épicéas étaient considérés comme fortement atteints. D'un point de vue général, les résineux sont plus atteints (10 à 25%) que les feuillus (0 à 4%) par le dépérissement des forêts, d'après [Office National Des Forêts, 1986] dans [Luiset, 2000].

#### Sur les hommes et les animaux

Les effets de l'acidification sur les hommes et la faune sont de plusieurs ordres. On recense tout d'abord des problèmes respiratoires tels que l'asthme, la toux sèche et des irritations aux yeux, au nez et à la gorge. Ils sont causés par la présence dans l'air de dioxyde de soufre et de dioxyde d'azote. Les plus exposés sont les personnes âgées, les enfants et les asthmatiques. D'après l'OMS, 0.1 mg de SO<sub>2</sub> /m<sup>3</sup> (valeur atteinte fréquemment dans les villes industrielles) suffit à diminuer la capacité respiratoire et à aggraver le nombre des infections des voies respiratoires [Luiset, 2000]. NO<sub>x</sub> quant à lui attaque le système respiratoire provoquant des vertiges et des maux de tête. On note aussi une bioaccumulation de métaux lourds (mercure, cadmium) qui peut entraîner selon la dose

des dommages cérébraux chez les jeunes, des problèmes de transmissions nerveuses et quelques fois, la mort [Luiset, 2000]. L'action de l'acidification sur les végétaux influe également sur les animaux de par la diminution, la disparition ou la contamination des ressources alimentaires de certaines espèces animales. Le Coq de bruyère souffrirait par exemple selon l'ornithologue tchèque Porkest dans [Luiset, 2000] de l'acidification, car la nourriture essentielle du grand coq, la myrtille, est sensible à des polluants véhiculés par les pluies acides et plus particulièrement par la fonte des neiges qui retiennent et concentrent les dits polluants. La diminution des résineux en Alsace entraînerait également la disparition d'espèces liées à ce type de boisement, et une baisse de 10 à 20% de la densité totale des oiseaux [Luiset, 2000].

#### Sur l'architecture et l'aspect paysager

L'acidification est par ailleurs responsable de la destruction d'ouvrages architecturaux, selon [Luiset, 2000]. Le calcaire et le marbre y sont particulièrement sensibles, se transformant peu à peu en gypse. L'acidification affecte également les structures métalliques par la corrosion. Les matériaux les plus corrodables sont ceux qui forment à leur surface des dépôts protecteurs dissous par une précipitation acide (exemple: le Cu et le Zn) [Luiset, 2000]. Les acides présents dans l'air peuvent en outre s'infiltrer dans les conduits d'aération des bâtiments et altérer les objets en papier ou carton, ce qui peut avoir des conséquences néfastes sur les livres et autres documents. Les acides présents dans la haute atmosphère peuvent pour finir réduire la visibilité des pilotes.



## ANNEXE 8 : L'eutrophisation

L'eutrophisation est une pollution qui se caractérise par une anoxie du milieu aquatique, en raison d'un développement préalable extraordinaire de végétaux [A.E, 1997; Cipel, 1988; Tessier-Ensminger & coll., 1997].

### *Principe*

L'eutrophisation résulte à l'origine d'un enrichissement du milieu aquatique en nutriments azotés et phosphorés (et oligoéléments). Les transports contribuent à l'apport de nutriments azotés par l'intermédiaire des oxydes d'azotes émis dans l'atmosphère, puis déposés sur les sols et les milieux aquatiques. L'enrichissement du milieu, associé le plus souvent à d'autres facteurs physiques comme une température élevée (les végétaux aquatiques prolifèrent particulièrement entre 15 et 25° C), un éclaircissement important (les espèces végétales aquatiques recherchent les fortes insulations pour leur photosynthèse), un courant faible (si le courant est faible les végétaux s'implantent facilement. Par ailleurs, plus le courant est faible moins le milieu se renouvelle ce qui favorise le développement du phytoplancton), une faible amplitude des variations de la ligne d'eau (un fort débit provoque des remaniements du fond du cours d'eau et l'arrachement des végétaux), une homogénéisation des conditions d'habitats des cours d'eau (une espèce prolifère d'autant plus facilement qu'elle rencontre un habitat favorable sur des grandes distances. Un habitat diversifié limite les proliférations) induisent la prolifération d'un nombre limité d'espèces végétales [A.E, 1997; Cipel, 1988; Tessier-Ensminger & coll., 1997].

Les principales espèces en cause appartiennent à diverses formes végétales. Au niveau du phytoplancton, l'eutrophisation peut émaner d'un développement d'algues microscopiques en suspension, induisant une réduction de la transparence de l'eau (eau colorée). Le développement de diatomées fixées (dépôts sur le fond du cours d'eau) peut aussi être responsable d'une eutrophisation. Les algues filamenteuses de grande taille, envahissant parfois toute la masse d'eau, sont également parfois à l'origine de la pollution. Enfin, des végétaux supérieurs, aux allures de végétaux terrestres, contribuent quelques fois à l'eutrophisation.

### *Répartition géographique.*

En ce qui concerne la répartition géographique de l'eutrophisation potentiellement induite par les émissions d'oxydes d'azote par le secteur des transports, elle peut s'étendre sur une zone allant jusqu'à 2000 km du lieu d'émission [Luiset, 2000]. On peut estimer que la répartition géographique à l'échelle de l'Europe occidentale de l'eutrophisation se rapproche sensiblement de celle de l'acidification, en raison de l'implication du même polluant, et compte tenu du fait que les pays récepteurs disposent de milieux aquatiques.

### *Changements observés associés à l'eutrophisation [A.E, 1997; Cipel, 1988; Tessier-Ensminger & coll., 1997]*

Le développement des espèces végétales entraînent globalement quatre conséquences majeures, qui à terme occasionnent une dégradation voire une disparition de l'écosystème aquatique en question.

La première conséquence est l'asphyxie du milieu. Le jour, les végétaux produisent beaucoup d'oxygène par photosynthèse et en consomment peu par respiration. La nuit, seule la respiration

continue. Si la quantité de végétaux dans le cours d'eau est très importante, au petit matin, tout l'oxygène de l'eau peut avoir été consommé. Les poissons et certains insectes aquatiques peuvent alors mourir par asphyxie.

La deuxième conséquence est l'apparition de composés toxiques. Le pH, lié à la photosynthèse a des valeurs fortes dans la journée. Si en plus les températures sont élevées et les teneurs en ammoniac ( $\text{NH}_4$ ) sont fortes, il apparaît de l'ammoniac gazeux ( $\text{NH}_3$ ) très toxique pour les poissons.

La troisième conséquence se traduit par la destruction d'habitats. Les végétaux colmatent les fonds des cours d'eau détruisant les milieux de vie des invertébrés et les zones de frai des poissons.

La pollution organique différée constitue une autre conséquence. A leur mort, les végétaux dérivent et entrent en putréfaction, constituant ainsi une pollution organique vers l'aval. Finalement, la gêne induite par les entraves posées aux activités de loisirs, les nuisances esthétiques et les émanations odorantes représente une conséquence notoire sur le plan social, entraînée par l'eutrophisation.

## ANNEXE 9 : La pollution sensible

La pollution sensible est définie, comme son nom l'indique, par nos sens. Elle est principalement perceptible par notre vue et par notre odorat. Il s'agit typiquement d'une pollution de proximité caractérisée par la gêne provoquée [Dictionnaire, 1989].

### *Principe*

Les constituants de la pollution atmosphérique sensible sont les fumées et les cendres ainsi que les odeurs.

Les fumées peuvent être définies comme un « mélange plus ou moins dense et de couleur variable de produits gazeux et de très fines particules solides qui se dégagent de corps en combustion ou qui sont portés à haute température » [Dictionnaire, 1989]. Un aérosol correspond quant à lui à une « suspension dans un milieu gazeux de particules solides ou liquides présentant une vitesse de chute négligeable ». Le brouillard est un exemple d'aérosol puisqu'il s'agit d'une « suspension de gouttelettes d'eau extrêmement fines dans un gaz saturé en vapeur » [Ademe, 2003c]. Dans les régions humides et industrielles, la combinaison de fumées et d'aérosols peut conduire à la formation de smog (Annexe 3), c'est-à-dire de brouillard épais formé de particules de suies et de gouttes d'eau. Les teneurs en fumées noires (particules noirâtres suffisamment petites pour demeurer en suspension dans l'air, c'est-à-dire inférieur à  $2\mu\text{m}$  de diamètre) sont mesurées grâce à un indice de noircissement de la tache produite par le dépôt qui est traduit en concentration au moyen de la courbe internationale d'étalonnage proposée par l'OCDE. S'il existe des méthodes pour évaluer la composition chimique des fumées et des aérosols, leur aspect visuel et plus particulièrement la gêne induite par la perception des fumées ne semblent pas faire l'objet d'évaluation.

L'odeur peut être définie comme une perception mettant en jeu un ensemble de processus complexes tels que les processus neurosensoriels, cognitifs et mnésiques qui permettent à l'homme d'établir des relations avec son environnement olfactif [Cnrs, 2003]. Le nez permet à l'homme de reconnaître quelque 10 000 senteurs différentes à des concentrations infimes. L'organe de l'odorat se situe dans la muqueuse qui tapisse le plafond des fosses nasales. Ce tissu appelé aussi tache jaune, de 2 à 3  $\text{cm}^2$ , abrite les récepteurs de l'olfaction. Les molécules odorantes inspirées se dissolvent dans la muqueuse nasale et excitent les cils vibratiles de plus de dix millions de cellules olfactives qui envoient des signaux par le bulbe et le nerf olfactifs jusqu'au lobe temporal du cerveau [Cnrs, 2003]. Les arômes présents dans la bouche peuvent aussi remonter lors de l'expiration au sommet de la fosse nasale et venir balayer la zone sensible par la voie dite rétronasale [Cnrs, 2003]. Pour être sentie, une substance doit être volatile et soluble dans l'eau. C'est le manque de solubilité d'une molécule dans le mucus nasal où baignent les récepteurs olfactifs qui rend cette molécule inodore [Ademe, 2003c; Me, 1984]. Ainsi certaines molécules n'ont pas d'odeur tout simplement parce qu'elles n'atteignent pas leurs cibles olfactives. La perception des odeurs dépend en outre de la concentration du polluant atmosphérique. Pour la plupart des polluants, il existe une fourchette de concentration dans laquelle l'homme peut percevoir l'odeur, celle-ci étant de plus en plus grande quand la concentration en polluant augmente [Cnrs]. Au niveau du cerveau, le bulbe olfactif trie les messages nerveux et les transmet au cortex olfactif où ils sont identifiés et associés à des valeurs affectives. La sensation est associée à une image dont la construction fait

appel à des mécanismes innés et acquis<sup>43</sup>. Ceci suggère la participation de la mémoire qui permettrait par le biais d'un processus adaptatif et intelligent d'établir des analogies entre une nouvelle odeur et des sensations antérieures. La mémoire interviendrait du reste dans l'effet d'accoutumance aux odeurs par un phénomène de mémorisation-saturation. La notion de préférence, liée au milieu culturel, intervient aussi dans l'appréciation [Cnrs, 2003]. La communication des sensations se heurte à l'ambiguïté du langage et à l'emploi d'un vocabulaire qui ne se réfère pas, individuellement, aux mêmes sensations. La qualification de l'odeur dépend ainsi de quatre facteurs que sont la physiologie, la psychologie, la culture et la linguistique [Ademe, 2003c; Laplanche, 2002].

Il existe globalement deux grandes familles complémentaires de méthodes de mesure des odeurs. Les analyses physico-chimiques permettent d'identifier et de doser les molécules odorantes présentes dans une odeur [Ademe, 2003c; Laplanche, 2002]<sup>44</sup>. Les analyses olfactométriques, normalisées (normes Afnor X43-101 et 43-103), sont réalisées en laboratoire ou sur le terrain par un jury de nez [Ademe, 2003c]<sup>45</sup>. Elles renseignent sur le facteur de dilution au seuil de perception (c'est-à-dire le seuil de dilution qu'il faut appliquer à l'effluent pour qu'il ne soit plus ressenti comme odorant que par 50% des personnes constituant l'échantillon [Ademe, 2003c]) ou le seuil olfactif (c'est-à-dire la concentration de substance odorante qui a une probabilité de 0,5 d'être perçue dans les conditions de l'essai [Ademe, 2003c; Laplanche, 2002]) et l'intensité de l'odeur par rapport à des substances étalons. Cette méthode ne renseigne en aucun cas la nature des composés chimiques odorants ni leur concentration<sup>46</sup>. Des nez électroniques constitués d'une barrette de capteurs réagissant au contact des molécules volatiles et qui via une interface électronique expriment la mesure des composés odorants sous la forme d'un signal numérique constituent une méthode supplémentaire (encore au stade de la recherche) proche de celle des nez naturels [Bicocchi, 1998].

#### *Les polluants atmosphériques responsables des pollutions sensibles*

Les polluants les plus impliqués dans les fumées sont les particules fines de taille inférieure à 1µm et les cendres qui contiennent pour leur part des particules plus grosses (entre 10 et 100µm) [Bicocchi, 1998]. La formation des particules fines résulte d'un changement d'état de la matière, en l'occurrence du carburant fossile pour les transports, soit par réaction en phase gazeuse, soit par évaporation à haute température de solides liquéfiés suivie d'une condensation et d'une solidification [Bicocchi, 1998]. Les particules formées sont sphériques [Bicocchi, 1998]. Leur taille

<sup>43</sup> Un nouveau-né manifeste à titre d'exemple par des réactions faciales un réflexe de plaisir au contact du sucré et un rejet au contact de l'amer.

<sup>44</sup> Les techniques les plus utilisées sont la chromatographie en phase gazeuse avec des détecteurs spécifiques (ionisation de flamme, spectrométrie de masse, détection par émissions atomiques...) [Ademe, 2003c; Godinot, en cours; Laplanche, 2002].

<sup>45</sup> L'olfactométrie peut aussi être utilisée comme système de détection et d'identification dans la méthode dite Gaz Chromatography Olfactometry (GCO) dont l'intérêt réside dans l'identification des composés qui participent le plus dans l'odeur d'un mélange complexe (c'est-à-dire dont la composition contient plus de 4 composés odorants [Godinot, en cours]). Ici la chromatographie en phase gazeuse à haute résolution (HPLC/MS) permet de séparer les composants chimiques et l'olfactométrie révèle la perception des composés chimiques [Godinot, en cours]. Il s'agit bien souvent d'une évaluation qualitative dans le sens où l'on repère seulement l'intervalle de perception de l'odeur [Ademe, 2003c].

<sup>46</sup> Dans le cadre de la mise en œuvre du dispositif RESPIRALYON, une campagne d'évaluation de la gêne occasionnée par des odeurs chroniques, ou des substances irritantes, perçues sur le territoire de l'agglomération lyonnaise, est organisée. L'évaluation repose sur la mise en œuvre d'un réseau de 200 nez (olfactomètre) qui sera mis en place dans les 55 communes de la communauté urbaine de Lyon, selon une répartition spatiale établie densifiant certaines zones telles que le sud de l'agglomération lyonnaise et fonction de la densité de population, de la proximité de sources potentielles de nuisances olfactives et des signalements recueillis sur les odeurs. L'étude se déroulera sur une période suffisamment longue afin de disposer d'un nombre suffisant de données pour réaliser des exploitations scientifiquement fiables, et pour pouvoir tenir compte de l'ensemble des situations météorologiques possibles ainsi que des variations du fonctionnement des sources d'émissions olfactives.

diminue lorsque la température initiale de formation des vapeurs est élevée et que le refroidissement est brutal [Bicocchi, 1998]. Elles peuvent s'agglomérer par la suite entre elles et sur les poussières de grande taille [Inrs, 1987a]. Le SO<sub>2</sub> peut donner lieu au smog acide qui d'une certaine manière constitue une pollution sensible de par son aspect visuel. Il en est de même pour le bromure d'hydrogène (HBr) qui donne en présence d'air humide un brouillard épais et acide d'après [Bicocchi, 1998] dans [Citepa].

Les principaux composés odorants appartiennent aux familles chimiques suivantes : soufrés (R-SH), azotés (R-NH<sub>2</sub> et R-NH-R'), dérivés oxygénés (aldéhydes R-CHO, cétones R-CO-R'), acides gras volatils (R-COOH) et composés aromatiques selon le type (tableau 54). Parmi ces composés, les COV de faibles poids moléculaires (inférieurs à 100 g.mol<sup>-1</sup>) constituent des polluants très abondants. L'hydrogène sulfuré et surtout l'ammoniac sont aussi émis en grande quantité (Emissions de 790 kT de NH<sub>3</sub> en 2000 dont la majorité provient du secteur de l'agriculture [Inrs, 1987c]). Le SO<sub>2</sub> a du reste une odeur piquante et irritante caractéristique d'après [Bicocchi, 1998] dans [Air Liquide, 1976], de même que le Brome qui est responsable à froid d'abondantes vapeurs suffocantes d'après [Bicocchi, 1998] dans [Inrs, 1987b]. L'iode a du reste une odeur caractéristique d'après [Bicocchi, 1998] dans [Ademe, 2003c].

Tableau 54 : Les principaux composés odorants (classés par famille chimique) et seuils de perception pouvant être à l'origine d'une pollution odorante sont les suivants [Citepa]

	Composés	Formule	Caractéristique de l'odeur	Seuils olfactifs (µg / m <sup>3</sup> )
Soufrés	Hydrogène sulfuré	H <sub>2</sub> S	oeuf pourri	1 à 5
	Méthylmercaptan	CH <sub>3</sub> SH	choux, ail	4 à 50
	Ethylmercaptan	C <sub>2</sub> H <sub>5</sub> SH	choux	0,3 à 3
	Diméthylsulfure	(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> SH	légumes en décomposition	3 à 30
	Diméthyldisulfure	(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> -S <sub>2</sub>	putride	# 50
Azotés	Ammoniac	NH <sub>3</sub>	piquant, irritant	5 000
	Méthylamine	CH <sub>3</sub> NH <sub>2</sub>	poisson en décomposition	30 à 300
	Diméthylamine	C <sub>2</sub> H <sub>6</sub> NH	poisson avarié	40 à 100
	Triméthylamine	C <sub>3</sub> H <sub>9</sub> N	poisson avarié	# 0,5
	Propylamine	C <sub>2</sub> H <sub>5</sub> NH <sub>2</sub>	poisson avarié	# 20
	Butylamine	C <sub>3</sub> H <sub>7</sub> NH <sub>2</sub>		# 500
Aldéhydes	Aniline	C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> NH <sub>2</sub>		50 à 1000
	Formaldéhyde	HCHO	acre	65 à 1200
	Acétaldéhyde	CH <sub>3</sub> CHO	fruit, pomme	50 à 300
	Propionaldéhyde	C <sub>2</sub> H <sub>5</sub> CHO	rance	# 20
	Butyraldéhyde	C <sub>3</sub> H <sub>7</sub> CHO	pomme	20 à 50
Acides gras volatils	Valéraldéhyde	C <sub>4</sub> H <sub>9</sub> CHO		20 à 70
	Acétique	CH <sub>3</sub> COOH	vinaigre	# 900
	Propionique	C <sub>2</sub> H <sub>5</sub> COOH		# 80
	Butyrique	C <sub>3</sub> H <sub>7</sub> COOH	beurre rance	4 à 50
	Valérique	C <sub>4</sub> H <sub>9</sub> COOH	transpiration	# 5

# : de l'ordre de

### Les principales sources de pollutions sensibles

L'analyse des émissions des fumées noires révèle que les émissions les plus importantes ont généralement lieu durant l'hiver car les conditions météorologiques sont plus défavorables à la dispersion et les émissions sont plus importantes. A cette période, on assiste parfois à des pics élevés de particules fines résultants principalement de l'inversion thermique. Les données du [Citepa] montrent que les secteurs les plus concernés sont les transports, les raffineries de pétrole et



les activités de traitement des déchets. L'analyse des émissions des fumées rousses d'oxydes d'azote montre que les transports, les industries manufacturières et les industries de transformations d'énergie sont les plus responsables de la production de NO<sub>x</sub> et de fait de fumées rousses [Citepa].

L'analyse des émissions des gaz odorants fournies par [Ademe, 2003c] révèle d'autre part que les secteurs les plus concernés sont l'agriculture (élevage), les industries agro-alimentaires, les raffineries de pétrole, l'industrie chimique, les stations d'épuration et les activités de traitement des déchets. L'Ademe estime par ailleurs à plusieurs dizaines de milliers le nombre de sites potentiellement à l'origine d'odeurs [Joumard & coll., 1995a].

### *Répartition géographique*

Le transport et la dispersion des fumées et des gaz odorants dépendent des conditions météorologiques, de la topographie et de la taille des particules. D'une manière générale, les fumées et les cendres ne sont pas transportées très loin de leur lieu d'émission (quelques km au maximum), car les particules sont ou bien dispersées de telle manière que la concentration ne permet plus de former une pollution sensible (pour l'homme), ou bien parce qu'elles retombent assez rapidement au sol. Les odeurs semblent perceptibles de la même façon sur une faible distance de leur lieu d'émissions. Dans le domaine des transports, les odeurs ne sont presque plus perçues au-delà de 100m de la source [Heran & coll., 1999].

### *Changements observés liés à la production de fumées et d'odeurs*

#### Sur les anthroposystèmes

Les fumées, les cendres et certains brouillards (smog acide) occasionnent des salissures, de la corrosion, et des épaufrures sur les patrimoines bâtis. Les salissures peuvent être définies comme la fixation de poussières sur les parois des bâtiments présentant des aspérités non lessivées par la pluie. La corrosion des armatures métalliques trouve souvent son origine dans un béton poreux et/ou carbonaté, dans un enrobage insuffisant des armatures, ou bien encore en raison de la présence de chlorures. Elle peut prendre un faciès constitué de petits cratères à la surface de l'armature (corrosion par piqûre), ou l'apparence de couches d'oxyde en feuilles (corrosion en feuillet). Les épaufrures correspondent quant à elles à un éclatement du béton avec chute de fragments, laissant souvent les armatures oxydées apparentes. Les épaufrures sont généralement la suite logique d'un écaillage lié à la corrosion des armatures. Les salissures et les dégradations sur les bâtiments sont le plus souvent évaluées en termes monétaires. L'institut de recherches économiques et régionales (IRER) de l'université de Neuchâtel aborde spécifiquement la dégradation des bâtiments courants et celle des édifices historiques. Pour les bâtiments courants, la méthodologie de l'IRER repose sur « la fréquence différentielle de restauration » (c'est-à-dire de ravalement et d'entretien des façades). Le coût serait estimé à 2 667 000 F suisses en 1990 pour la ville de Neuchâtel, soit 52€ par an et par habitant d'après [Heran & coll., 1999]. Cette évaluation surestime probablement le dommage esthétique, puisque après leur ravalement les bâtiments retrouvent leur attrait pendant un certain temps et parce qu'elle mesure aussi d'autres dommages. Les auteurs évaluent également les atteintes aux édifices historiques (16 édifices concernés) en utilisant cette fois une méthode d'évaluation contingente. L'évaluation repose sur la disposition à payer des habitants pour participer au coût de la restauration, à la vue de documents photographiques montrant l'état actuel des bâtiments. Le coût est estimé à 1 497 000 F suisses en 1990, soit 29€ par an et par habitant d'après [Decamps & coll., 1998]. Il existe par ailleurs une interaction entre les différentes catégories d'impact. Sans présenter les mêmes mécanismes, les pluies acides et l'ozone troposphérique interviennent dans les pollutions sensibles à travers la composante visuelle des impacts sur les constructions (désagrégation de la pierre, du caoutchouc...) [Godinot, en cours].

Les modifications de la perception olfactive entraînées par l'ajout d'un composé odorant à une odeur peuvent porter sur sa caractéristique hédonique, son intensité ou son aspect qualitatif. Plusieurs modèles ont été proposés pour prédire la qualité et l'intensité d'une odeur évoquée par un mélange de composé sur la base des qualités et des intensités des composés perçus séparément. En ce qui concerne l'intensité, le modèle plus connu est sans doute celui de l'addition vectorielle proposé au début des années soixante dix par [Berglund et al., 1973] dans [Godinot, en cours]. Dans ce modèle, l'intensité perçue d'un mélange odorant serait égale à la somme vectorielle de vecteurs représentant les intensités de chaque composant du mélange pris séparément. Le paramètre important de ce modèle est l'angle formé entre les vecteurs représentant des paires de composés. Cet angle serait fixe pour deux composés donnés, dépendant des relations qualitatives entre les composés de cette paire. Toutefois, si le modèle de l'addition vectorielle est relativement performant pour des mélanges binaires ou ternaires de composés odorants, il tend à mal estimer les intensités de mélanges plus complexes. Quelques études ont par ailleurs été effectuées sur la qualité odorante des mélanges. Ainsi Laing et collaborateur d'après [Godinot, en cours] montrent que les sujets humains ne sont pas capables de discriminer ni d'identifier plus de trois ou quatre odorants dans un mélange, quelque soit le niveau d'expertise des sujets, que la tâche d'identification mette en jeu des phénomènes d'attention sélective ou non, que les odeurs des substances en mélanges possèdent des propriétés de fusion plus ou moins grandes, ou même que les odorants mis en mélange soient eux mêmes des mélanges de composés odorant (Laing & Francis 1989; Laing & Glenmarec, 1992; laing & Livermore, 1992). Certains composants du mélange peuvent en outre prédominer ou imprimer leurs qualités au mélange, d'autres vont avoir tendance à s'effacer, ne pouvant plus être identifiés dans le mélange [Ademe, 2003c; Godinot, en cours; Laplanche, 2002]<sup>47</sup>. Ces résultats laissent à penser que la perception d'un mélange odorant ne peut pas être simplement réduite à la somme des perceptions de chacun de ces composants et que de fait aucune prédiction fiable de l'évolution de la perception provoquée par l'ajout d'une odeur à une source ou une ambiance données ne peut être effectuée [Ademe, 2003c; Joumard, 2002a; b]. Dans ces conditions, l'évaluation des impacts des odeurs sur l'homme caractérisés par la gêne constitue une alternative intéressante à leur mesure directe [Ademe, 2003c; Godinot, en cours; Laplanche, 2002]. L'odeur est par ailleurs très souvent associée la notion de toxicité. Cette association est dans la plupart des cas sans fondement puisque les composés odorants peuvent être perçus par l'être humain à des niveaux de concentrations très faibles et en particulier à des seuils inférieurs aux valeurs limites d'exposition définies comme la concentration moléculaire maximale à laquelle un individu peut être exposé pendant un temps donné sans que cela engendre des modifications de son état de santé [Ademe, 2003c; Godinot, en cours; Laplanche, 2002]<sup>48</sup>. Si les niveaux de concentrations en polluants odorants n'induisent aucun risque direct, les nuisances olfactives qu'ils génèrent peuvent néanmoins avoir un impact psychologique négatif lorsqu'elles sont jugées excessives. Ce stress peut alors dans certains cas avoir des conséquences graves sur la santé des personnes [Lambert, 2001].

Les pollutions atmosphériques sensibles appartiennent principalement à deux registres sensoriels : la vue et l'odorat. En ce qui concerne la perception visuelle, on recense la pollution visible directement à la source : ce sont les panaches de fumées qui peuvent être plus ou moins épaisses, et de couleur variée. Il y a aussi ce qui est visible lointainement, dans le ciel : ce sont les « nuages » dont

---

<sup>47</sup> Les odeurs et toutes informations qu'elles véhiculent sont ou bien supprimées par les autres et donc perdues, ou bien elles se mélangent les unes aux autres pour donner de nouvelles notes odorantes que l'on ne peut rattacher à aucune des odeurs de départ [Rodrigues, 2002].

<sup>48</sup> On peut aussi trouver des valeurs limites d'émission définies comme la valeur maximale de rejet autorisée pour une installation industrielle ou autre dans l'environnement.

la couleur peut aussi varier. Les retombées de poussières de couleurs variées constituent les derniers impacts de la pollution sensible visuelle. La pollution atmosphérique odorante est tout aussi variée, avec des odeurs de gaz, d'acides, de soufre... perçues par les habitants.

Les polluants visuels et les odeurs ont un caractère éminemment subjectif. Les effets qu'ils engendrent sur l'homme sont plus ou moins marqués selon les prédispositions physiologiques ou psychologiques de la personne qui les subit. L'environnement social, culturel voire le climat affectif apporte en outre une dimension toute personnelle sur la façon dont chaque individu perçoit et subit une pollution sensible. Il n'y a pas de définition officielle de la gêne. L'OMS définit celle-ci comme « une sensation de désagrément provoquée par un facteur de l'environnement (les fumées ou les odeurs) dont l'individu connaît ou imagine le pouvoir d'affecter sa santé<sup>49</sup> ». La gêne représente ainsi l'expression globale des effets ressentis par les personnes soumises aux odeurs ou aux fumées, et non la seule sensation perceptive [Garcia & coll., 2001]. Sont souvent associées au concept de gêne, les interférences avec les activités au quotidien (fermeture des fenêtres, séchage du linge sur la ligne...), mais aussi le sentiment d'environnement pollué et plus généralement l'insatisfaction vis-à-vis des conditions de vie. Les composantes psychosociologiques de la gêne sont complexes, si bien que l'on peut la considérer comme une réaction émotionnelle mais aussi comme le résultat de perturbations des activités au quotidien et même comme révélateur d'une attitude vis-à-vis de la source de pollutions sensibles (notamment des transports).

L'évaluation de la gêne s'effectue le plus souvent à partir d'enquêtes sociales où l'on mesure de manières différentes la gêne exprimée à partir d'une échelle verbale ou d'une échelle numérique. Les échelles verbales utilisent des adverbess situés sur une échelle en 4, 5 voire 7 points. Les échelles numériques sont la plupart du temps des échelles en onze points, parfois en sept points. Les enquêtes sociales montrent que la gêne n'est pas déterminée (ou expliquée) uniquement par les facteurs visuels ou odorants des fumées ou des odeurs. Les corrélations entre l'exposition à des concentrations en fumées ou en odeurs et la gêne exprimée sont plutôt faibles (généralement  $r^2$  se situe entre 0,1 et 0,3), ce qui signifie que bien d'autres facteurs interviennent dans la construction de la gêne. Le choix d'un éventuel descripteur physique (visuel ou odorant) de la gêne ne semble donc pas pertinent pour évaluer la gêne à partir d'une courbe dose-réponse, du moins en ce qui concerne la gêne exprimée par un individu. Cela résulte du fait que la gêne est définie comme un phénomène psychologique, donc relève des jugements et des attitudes individuelles. Les facteurs non-visuels ou non-odorants qui viennent moduler la gêne peuvent être regroupés en trois classes : les facteurs de situation principalement liés à la localisation du logement par rapport au sources de fumées ou d'odeurs<sup>50</sup>, les facteurs individuels<sup>51</sup>, relativement stables dans le temps mais variant suivant les individus, et les facteurs sociaux<sup>52</sup> qui concernent des groupes importants de personnes.

En ce qui concerne les facteurs individuels, les personnes âgées s'inquièteraient d'avantage des atteintes sur la santé de la pollution atmosphérique que les autres classes d'âge. La classe d'âge des

---

<sup>49</sup> Dans le préambule à la Constitution de l'Organisation mondiale de la Santé, tel qu'adopté par la Conférence internationale sur la Santé (New York, 19-22 juin 1946; signé le 22 juillet 1946 par les représentants de 61 Etats. 1946; (Actes officiels de l'Organisation mondiale de la Santé, n°. 2, p. 100) et entré en vigueur le 7 avril 1948), l'OMS définit la santé comme étant « un état de complet bien-être physique, mental et social, et ne consiste pas seulement en une absence de maladie ou d'infirmité ».

<sup>50</sup> Les facteurs de situation ne sont pas liés au niveau de pollution sensible qui est à l'origine de la gêne ressentie.

<sup>51</sup> Les facteurs individuels regroupent les facteurs socio-démographiques (sexe, âge, niveau de formation, statut d'occupation du logement...) et les facteurs d'attitude (sensibilité aux odeurs ou aux fumées, peur de la source...).

<sup>52</sup> Les facteurs sociaux regroupent les styles de vie, l'image de la source de pollutions sensibles, les attentes vis-à-vis de l'évolution des odeurs ou des fumées, et l'action des pouvoirs publics.

40-60 ans semble être la plus sensibilisée aux problèmes de pollutions de l'air. Les femmes semblent par ailleurs plus préoccupées que les hommes des problèmes de pollutions atmosphériques. Finalement, la description des pollutions de l'air se fait surtout en termes de danger pour la santé humaine.

Les pollutions sensibles ne peuvent pas être considérées comme inoffensives car elles sont responsables de l'inquiétude et du mécontentement des populations. Ce stress induit peut avoir des répercussions sur la santé tout aussi fortes que des éléments dont la toxicité est prouvée.

#### Sur les écosystèmes

Les fumées, les cendres et les smogs acides peuvent aussi dégrader le paysage naturel à travers les salissures et leur écotoxicité qui donnent l'image d'une nature en mauvais état. A ce titre les pluies acides peuvent aussi interférer avec les pollutions dites sensibles au regard du dépérissement des forêts qui présente une composante visuelle pouvant affecter l'homme. Il en est de même de la pollution photochimique qui peut entraîner des nécroses dont l'aspect visuel n'est pas flatteur.



## **ANNEXE 10 : Les impacts sanitaires restreints directs**

Les impacts sanitaires restreints directs correspondent à l'ensemble des impacts sanitaires affectant la santé de l'homme, autres que ceux induits par les autres catégories d'impacts (notamment par la pollution photochimique). Les impacts sanitaires restreints directs d'une exposition de proximité, à plus ou moins long terme, à des polluants primaires. Elle se traduit par des impacts sanitaires établis en termes de mortalité ou de morbidité des personnes exposées.

### *Principe*

Les liens entre les pollutions atmosphériques et l'état de santé d'une population sont difficiles à établir. Cela tient aux multiples expositions à faibles doses, aux latences plus ou moins longues entre celles-ci et la survenue des effets de nature aiguë ou chronique, peu ou pas spécifiques, et à l'existence de risques individuels faibles [Cassadou & coll., 2004a; b; Cassadou & coll., 2003; Chiron, 2004b; Cshpf, 1996]. La compréhension des effets de la pollution atmosphérique sur la santé nécessite une prise en compte de données toxicologiques consacrées aux effets nuisibles à court terme et à long terme d'une substance sur la vie et le développement ou la reproduction de tout organisme vivant, et d'analyses épidémiologiques décrivant et mesurant les effets sur la santé de l'homme pris dans son environnement naturel en fonction de différentes expositions. Pendant longtemps, la question des effets sanitaires de la pollution atmosphérique s'est résumée à celle de l'impact des pics de pollution [Deloraine & coll., 2001]. Or les études épidémiologiques et toxicologiques ont pu mettre en évidence un continuum de l'effet sanitaire de la pollution atmosphérique tant à court terme qu'à long terme, et non une menace progressant par saut d'un pic de pollution à l'autre [Deloraine & coll., 2001].

### *Polluants contribuant aux impacts sanitaires restreints directs*

Parmi les polluants primaires engendrant des impacts sanitaires restreints directs sur les espèces animales et végétales et sur l'homme, les particules (notamment les PM<sub>10</sub>) sont considérées dans la très large majorité des travaux épidémiologiques et toxicologiques comme l'indicateur des impacts sanitaires restreints directs, selon [Campagna & coll., 2002; Deloraine & coll., 2001; Filiger & coll., 1999; Künzli & coll., 1999; Oms, 1987; Seethaler, 1999b; Sommer, 1999; Zeghnoun & coll., 2001]. Le dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>) et le dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) sont également un peu étudiés.

### *Répartition géographique et temporelle*

Les études épidémiologiques montrent qu'il existe un lien entre l'exposition aux pollutions atmosphériques et les effets sur la santé de l'homme. Les impacts sanitaires restreints directs revêtent deux dimensions : une échelle temporelle et une échelle spatiale. La durée de l'exposition aux pollutions atmosphériques entraîne des impacts sanitaires à court terme ou à long terme. L'exposition varie aussi en fonction du lieu de résidence d'une manière importante compte tenu qu'il s'agit d'une catégorie d'impacts très localisés.

### Echelle temporelle

La méta-analyse réalisée par l'OMS sur les coûts sanitaires de la pollution atmosphérique (particules PM10 uniquement) dues aux transports routiers [Filiger & coll., 1999; Künzli & coll., 1999; Seethaler, 1999b; Sommer, 1999] d'une part et, d'autre part les travaux menés sur les effets sanitaires de la pollution atmosphérique par le programme francilien Erpurs [Ferry & coll., 2003], le réseau français de « surveillance air et santé 9 villes » et son équivalent européen « Air pollution and Health, a european approach » [Campagna & coll., 2002; Zeghnoun & coll., 2001] apportent des informations quant à l'estimation de l'exposition des populations aux particules, la quantification de la mortalité et de la morbidité qui résultent de l'exposition aux particules et la monétarisation des effets sur la santé de la pollution atmosphérique.

#### - Les effets à long terme

L'estimation de l'exposition de la population des trois sites d'étude (France, Autriche et Suisse) à l'ensemble des concentrations de particules (PM10) révèle que 50% de la population environ réside dans les zones où les valeurs de PM10 sont comprises entre 20 et 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 30% dans les zones où les valeurs sont inférieures à 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$  et 20% dans les grandes agglomérations où les concentrations dépassent les 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$  [Filiger & coll., 1999; Seethaler, 1999b]. Les niveaux moyens annuels de PM10 montrent par ailleurs que le trafic routier intervient sensiblement au niveau global (tableau 55) et surtout dans la répartition spatiale de l'exposition (moins de 3% de la population vivrait dans les zones où les valeurs sont supérieures à 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$  [Filiger & coll., 1999; Seethaler, 1999b]).

Tableau 55 : Niveaux annuels moyens de PM10 (en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) d'après [Filiger & coll., 1999; Seethaler, 1999b]

$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Autriche	France	Suisse
Niveau global	26	23,5	21,4
Niveau hors trafic routier	18	14,6	14
Niveau du au trafic routier	8	8,9	7,4

L'évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique menée dans le travail de l'OMS s'appuie sur plusieurs études épidémiologiques nationales et internationales prenant en compte les expositions à court terme et à long terme. Elle repose sur trois types de données : l'estimation des niveaux d'exposition de la population, la quantification des risques sanitaires et la fréquence de l'événement de santé dans la population [Filiger & coll., 1999; Seethaler, 1999b]. La quantification de la mortalité et de la morbidité effectuée à l'aide de 8 indicateurs indépendants les uns des autres (afin d'éviter les doubles comptes) doit être interprétée comme un ordre de grandeur compte tenu des hypothèses effectuées et des incertitudes inhérentes aux différentes étapes de calcul (modélisation de l'exposition...). Elle aboutit cependant selon les auteurs [Künzli & coll., 1999; Seethaler, 1999b] à une faible surestimation de l'impact des particules sur la santé humaine. Les résultats du tableau 56 montrent que les effets à long terme des particules (PM<sub>10</sub>) sur la mortalité s'élèvent à près de 31 600 décès par an pour la France, dont 17 600 attribuables aux émissions du trafic routier, et sur la morbidité à environ 36 700 cas annuels de bronchites chroniques dont 20 400 attribuables aux émissions du trafic routier.

Tableau 56 : Estimation de l'impact sanitaire des particules PM10 sur la population française en 1996, d'après [Künzli &amp; coll., 1999; Seethaler, 1999b]

Effets sanitaires	Indicateur de santé	Excès de cas (ou risque absolu) pour une augmentation de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM10 par million d'habitants ( $\pm$ intervalle de confiance de 95%) 53 ****	Cas de mortalité et de morbidité attribuables à une exposition à l'ensemble des PM10 *****	Cas de mortalité et de morbidité attribuables à une exposition aux PM10 émis par le trafic routier *****
A long terme	Mortalité totale à long terme (adultes >30 ans)	340 (206-476)	31692 (19202-44369) ***	17629 (10681-24680)
	Morbidité à long terme : Incidence bronchite chronique (adultes)	394 (35-784)	36726 (3262-73079)	20429 (1814-40650)
A court terme	Hospitalisations pour causes respiratoires	148 (16-282)	1308 (1491-26286)	7674 (829-14622)
	Hospitalisations pour causes cardio-vasculaires	212 (112-315)	19761 (10440-29362)	10992 (5807-16333)
	Incidence bronchite aiguë (enfants)	4830 (2129-8728)	450218 (198250-813562)	250434 (110388-452554)
	Jours de restriction d'activité*	263696 (221987-305966)	24579872 (20692055-28519982)	13672554 (11509956-15864240)
	Crises d'asthme** (adultes asthmatiques)	6192 (3016-9431)	242633 (149141-337151)	134965 (82960-187540)
	Crises d'asthme** (enfants asthmatiques)	2603 (1600-3617)	577174 (281130-879091)	321053 (156378-488994)

\*Jours de restriction d'activité : total personnes-jours par an

\*\*Crises d'asthme : total personnes-jours avec crises

\*\*\* Un estimation plus récente aboutirait à plus de 40 000 décès/an selon [Campagna & coll., 2002]

\*\*\*\* Ne disposant pas de fonction exposition-risque pour une gamme de concentration inférieure à 5-10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , l'OMS a retenu comme niveau de base 7,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Pour estimer plus facilement l'importance des effets sur la mortalité de l'exposition cumulée à des niveaux moyens de pollution pendant plusieurs années (effets à long terme), les valeurs sont mises en perspective avec celles des accidents de la route d'après une synthèse de l'Ademe [Ademe, 2000] (tableau 57). On peut constater que les résultats sont du même ordre de grandeur tant en termes d'espérance de vie perdue que de coûts sanitaires.

<sup>53</sup> Dans toutes les études épidémiologiques, les risques relatifs ou absolus donnés par les fonctions dose-réponse sont exprimés en termes d'excès de cas de mortalité ou de morbidité du à une augmentation de x  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de polluant à partir d'une concentration de base en polluant prise comme référence. La concentration de base correspond le plus souvent à la concentration minimale (approche « at least ») en dessous de laquelle les effets sur la santé ne sont pas considérés. Pour cette concentration de base, on recense le nombre de décès ou de maladies qui correspond au niveau de base de mortalité ou de morbidité pour lequel le facteur étudié (en l'occurrence la pollution de l'air) n'intervient pas ou du moins pour lequel on ne peut empêcher son intervention (minimale). Compte tenu de la gamme de concentrations des polluants atmosphériques (faible concentration) à laquelle les hommes peuvent être soumis, les fonctions dose-réponse sont très souvent approximées par des fonctions affines, ce qui signifie que l'excès de cas croît proportionnellement avec l'augmentation de la concentration en polluant. Qui plus est la fonction additive du risque absolu aboutit sensiblement au même résultat que la fonction multiplicative du risque relatif.



Tableau 57 : Mise en perspective de l'évaluation monétaire des décès dus aux particules PM10, en France en 1996 avec une cause de décès plus familière, les accidents de la route de la même année, d'après [Ademe, 2000]

	Effets sanitaires des particules émises par le trafic routier	Effets sanitaires des accidents de la route
Nombre de décès liés à la pollution atmosphérique ou aux accidents de la route	31600	8500
Age moyen des décès	78 ans	40 ans
Espérance de vie perdue à l'âge du décès	10 années	40 années
Mortalité à long terme exprimée en termes d'espérance globale de vie perdue	316000 années	340000 années
Coûts globaux des effets sanitaires en termes de mortalité	5.66 milliards d'€	4.88 milliards d'€

Dans les travaux de l'OMS [Seethaler, 1999b; Sommer & coll., 1999], deux méthodes sont retenues pour exprimer les coûts sanitaires des effets à long terme de la pollution par les particules PM10. La première relève d'une approche en termes de perte de bien-être avec pour objectif de calculer les coûts matériels estimés pour la mortalité par les pertes de consommations induites par un décès prématuré (125 828 €/année de vie perdue) et pour la morbidité à partir des coûts médicaux et ceux relatifs à l'absentéisme, et les coûts non-matériels incluant la douleur, la peine ou encore les aspects psychologiques, estimés pour la mortalité sur la base du consentement à payer pour réduire un risque de mortalité (environ 0,92 million € pour l'évitement d'1 décès) et pour la morbidité, à partir de la somme que les individus accepteraient de payer pour éviter chaque épisode morbide. La seconde méthode se restreint quant à elle au calcul des seuls coûts matériels. Les résultats des deux méthodes sont consignés dans le tableau 58. On observe que 93% des coûts évalués par les pertes de bien être et 72% des coûts évalués par les pertes matérielles concernent les effets sanitaires à long terme. Les pertes liées à la mortalité représentent environ 80% des coûts évalués par les pertes de bien être et 70% des coûts évalués par les pertes matérielles. La morbidité est toutefois sous-évaluée car une part importante de la morbidité à long terme n'a pas été prise en compte faute de données épidémiologiques [Ademe, 2000]. Les pertes matérielles liées aux pollutions atmosphériques (aux seules particules en réalité) représentent par ailleurs 0,5% du PNB de 1996 (c'est-à-dire de la valeur marchande de la richesse nationale produite) et 0,3% pour la part du trafic routier, selon [Seethaler, 1999b; Sommer & coll., 1999].

Tableau 58 : Evaluation monétaire de l'impact des particules PM10 sur la santé humaine, en France en 1996, d'après [Campagna &amp; coll., 2002] (en millions d'euros)

Effets sanitaires		Evaluation de l'impact sanitaire global des particules	Evaluation de l'impact sanitaire des particules émises par le trafic routier
<b>Méthode des pertes de bien être</b>			
Long terme	Mortalité à long terme	29009 ***	16136
	Morbidité ambulatoire à long terme*	7680	4272
	<b>Total</b>	<b>36389</b>	<b>20408</b>
Court terme	Hospitalisations de court terme pour causes respiratoire et cardio-vasculaire	264	147
	Morbidité ambulatoire court terme**	84	47
	Jours d'activités restreinte (court terme)	2312	1286
	<b>Total</b>	<b>2660</b>	<b>1480</b>
Global	Total long terme et court terme	39049	21888
<b>Méthodes des coûts matériels</b>			
Long terme	Mortalité à long terme	3965	2212
	Morbidité ambulatoire à long terme	121	67
	<b>Total</b>	<b>4086</b>	<b>2279</b>
Court terme	Hospitalisations de court terme pour causes respiratoire et cardio-vasculaire	158	88
	Morbidité ambulatoire court terme	18	10
	Jours d'activités restreinte (court terme)	1402	780
	<b>Total</b>	<b>1578</b>	<b>878</b>
Global	Total long terme et court terme	5664	3157

\* bronchites chroniques chez les adultes.

\*\* hospitalisations pour causes respiratoires et cardio-vasculaires, bronchites aiguës chez les enfants, crises d'asthme chez les adultes et les enfants.

\*\*\* Une estimation plus récente aboutissant à plus de 40 000 décès/an, donne un coût de 50 milliards d'€ selon [Campagna & coll., 2002; Zeghnoun & coll., 2001].

## - Effets à court terme

Des approches épidémiologiques permettent également d'estimer les risques de mortalité et de morbidité résultant d'une exposition à court terme à la pollution atmosphérique, c'est-à-dire d'une exposition aux variations de la pollution au jour le jour [Campagna & coll., 2002]. Dans le cas de l'exposition à court terme, les maladies et les décès surviennent quelques jours après l'épisode de pollution journalier qui constitue en définitive un facteur d'augmentation de la prévalence de la maladie ou de risque surajouté précipitant de plusieurs semaines au minimum le décès de personnes déjà malades. Les résultats obtenus sur les neuf villes françaises sont présentés en termes d'excès de risque (ou risque relatif) associé à une augmentation de concentration en polluant de  $10\mu\text{g}/\text{m}^3$  dans le tableau 59 et en termes de décès anticipés potentiellement évitables par une réduction de la pollution atmosphérique dans le tableau 60.

Tableau 59 : Excès de risque de mortalité et de morbidité pour différentes durées d'exposition à court terme et pour une augmentation de  $10\mu\text{g}/\text{m}^3$  des indicateurs de pollutions, en 1999, d'après [Campagna & coll., 2002]

Excès de risque de mortalité et de morbidité pour différentes durées d'exposition et pour une augmentation de $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ des indicateurs de pollutions *				
Polluants		Particules (Fumées noires)	SO <sub>2</sub>	NO <sub>2</sub>
Mortalité totale	0-1	<b>0,8%</b>	<b>1,1%</b>	<b>1,0%</b>
	0-5	<b>1,2%</b>	<b>1,9%</b>	<b>1,3%</b>
Morbidité				
Pathologie cardio-vasculaire (15-64 ans)	0-1	0,4%	<b>1,0%</b>	0,3%
	0-5	0,6%	<b>1,4%</b>	0,4%
Pathologie cardio-vasculaire (65 ans et +)	0-1	0,3%	0,3%	0,4%
	0-5	0,3%	0,3%	0,3%
Pathologie respiratoire (0-14 ans)	0-1	<b>1,8%</b>	1,2%	<b>1,2%</b>
	0-5	4,7%	<b>2,6%</b>	<b>3,7%</b>
Pathologie respiratoire (65 ans et +)	0-1	0%	0,9%	1,0%
	0-5	0%	<b>2,1%</b>	<b>1,9%</b>

0-1 : on prend en compte l'exposition du jour du décès ou de l'apparition de la maladie et la veille

0-5 : on prend en compte l'exposition du jour du décès ou de l'apparition de la maladie et les cinq jours qui précèdent

nd : données non disponibles

Les excès de risque statistiquement significatifs selon [Campagna & coll., 2002] sont présentés en caractères gras

\* Le niveau de base de la concentration est identique pour tous les polluants, il est égal à  $10\mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle, ce qui correspond à une valeur représentative selon [Campagna & coll., 2002], d'un « air urbain faiblement pollué ».

Tableau 60 : Nombre de décès anticipés potentiellement évitables par une réduction de 50% et de 10% des niveaux moyens, et par une réduction au niveau de base des indicateurs de pollution atmosphérique sur l'ensemble des 9 villes étudiées, en 1999, d'après [Campagna & coll., 2002]

Nombre de décès anticipés potentiellement évitables par une réduction de 50% des niveaux d'indicateurs de pollution atmosphérique sur l'ensemble des 9 villes étudiées	1834
* Taux de décès anticipés potentiellement évitables par une réduction de 50% des niveaux d'indicateurs de pollution atmosphérique sur l'ensemble des 9 villes étudiées	Environ 16,2 décès/100000 habitants
Nombre de décès anticipés potentiellement évitables par une réduction de 10% des niveaux d'indicateurs de pollution atmosphérique sur l'ensemble des 9 villes étudiées	367
* Taux de décès anticipés potentiellement évitables par une réduction de 10% des niveaux d'indicateurs de pollution atmosphérique sur l'ensemble des 9 villes étudiées	Environ 3,2 décès/100000 habitants
Nombre de décès attribuables à l'impact à court terme de la pollution atmosphérique, anticipés et potentiellement évitables par un retour au niveau de base des indicateurs de pollution atmosphérique sur l'ensemble des 9 villes étudiées **	2786
* Taux de décès attribuables à l'impact à court terme de la pollution atmosphérique, anticipés et potentiellement évitables par un retour au niveau de base des indicateurs de pollution atmosphérique sur l'ensemble des 9 villes étudiées **	Environ 24,6 décès/100000 habitants

\* La population des 9 villes retenues est estimée par l'Insee à 11 309 535 habitants en 1999

\*\* Le niveau de base de la concentration est identique pour tous les polluants, il est égal à  $10\mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle, ce qui correspond à une valeur représentative selon [Seethaler, 1999b; Sommer & coll., 1999], d'un « air urbain faiblement pollué ».

En reprenant les valeurs des coûts matériels et non-matériels estimés par l'OMS [Seethaler, 1999a; Sommer, 1999] pour la mortalité, on peut évaluer monétairement l'impact des trois polluants atmosphériques sur la mortalité à court terme, en France, en 1999 (tableau 61).

Tableau 61 : Evaluation monétaire de la mortalité à court terme due aux pollutions, en France, en 1999

Niveau de réduction des valeurs des indicateurs de pollutions atmosphériques	Gain économique potentiel (en millions €) lié à l'évitement de décès anticipés par une réduction des niveaux d'indicateurs de pollution atmosphérique sur l'ensemble des 9 villes étudiées	
Réduction de 50% des niveaux des indicateurs	Méthode des pertes de bien être *	1687,3
	Méthodes des coûts matériels **	230,7
Réduction de 10% des niveaux des indicateurs	Méthode des pertes de bien être	337,6
	Méthodes des coûts matériels	46,1
Retour au niveau de base des indicateurs de pollution atmosphérique sur l'ensemble des 9 villes étudiées	Méthode des pertes de bien être	2563,1
	Méthodes des coûts matériels	350,5

\* Les coûts non-matériels incluant la douleur, la peine ou encore les aspects psychologiques, sont estimés sur la base du consentement à payer pour réduire un risque de mortalité à environ 0,92 million € pour l'évitement d'1 décès [Seethaler, 1999b; Sommer & coll., 1999].

\*\* Les pertes de consommations induites par un décès prématuré sont estimées à 125 828 €/année de vie perdue [Künzli & coll., 1999; Reungoat, 2003].

### Echelle spatiale

Les études épidémiologiques s'appliquent aux effets sanitaires de la pollution atmosphérique intérieure et à celle de l'air ambiant. En ce qui concerne les pollutions atmosphériques affectant l'air ambiant, la variabilité de leur intensité varie considérablement dans l'espace, d'après

[Reungoat, 2003]. Les impacts sanitaires restreints directs sont en effet très sensibles à la dilution des gaz dans l'atmosphère, à l'importance des émissions, à la distance du point d'émissions tant au niveau vertical qu'horizontal et aux conditions météorologiques et topographiques de dispersion. En milieu urbain où les teneurs de la majorité des polluants atmosphériques sont plus élevées qu'en milieu rural, les lieux de séjours des citoyens et les citoyens eux-mêmes se trouvent inégalement exposés aux pollutions atmosphériques, selon [Dab & coll., 2001; Reungoat, 2003]. Dans ces conditions, la caractérisation de l'exposition individuelle en utilisant les concentrations mesurées par les stations fixes des réseaux de surveillance de la qualité de l'air (niveau de fond) constitue selon les spécialistes une source d'approximation susceptible d'entraîner des erreurs de classement qui pourraient conduire notamment à mal estimer les risques attribuables au trafic routier [Reungoat, 2003]. Le recours au mesurage personnalisé des expositions avec des dispositifs portables constitue selon [Reungoat, 2003] une méthode contraignante ne permettant pas du reste de reconstituer l'exposition passée. Les modèles mathématiques de dispersion des polluants permettent d'estimer des concentrations ambiantes de polluants en différents points (par exemple pour différents lieux de séjour). L'exposition à court terme ou cumulée sur toute la vie de chaque individu se déduit en pondérant les concentrations des polluants calculés dans les différents points par le temps passés dans ces lieux. C'est sur ce principe qu'un nouvel indice d'exposition (ExTra) a été validé récemment par [Reungoat, 2003]. Les estimations données par les modèles de dispersion restent cependant fortement entachées d'incertitude en raison du manque de connaissances scientifiques des mécanismes de transport et de dispersion des polluants atmosphériques, principalement pour les échelles régionales.

## ANNEXE 11 : L'écotoxicité directe

L'écotoxicité se rapporte à l'ensemble des impacts affectant les êtres vivants autres que les hommes. Les impacts écotoxiques résultent d'une exposition des animaux et des végétaux brève ou de long terme, à des polluants primaires [Ademe, 2002; Labrot & coll., 1996; Ribera, 2002]. La catégorie d'impacts écotoxicité ne prend pas en compte les impacts induits par les autres catégories d'impact déjà mentionnés, comme la pollution photochimique.

### *Principe*

Les polluants atmosphériques primaires, en particulier les métaux lourds peuvent perturber le fonctionnement d'un écosystème en affectant directement les organismes, ou bien en modifiant les conditions de vie des organismes de par la perturbation des milieux. Les impacts écotoxiques induits se caractérisent au niveau de la biocénose par une perte de la diversité spécifique et génétique, et au niveau des milieux par une perte de la biodiversité des biotopes. La résultante globale des pertes de biodiversité « locale » se traduit par la perte de biodiversité au niveau des écosystèmes dans leur ensemble [Ademe, 2002; Labrot & coll., 1996; Ribera, 2002].

### *La répartition géographique.*

En ce qui concerne la répartition géographique de l'écotoxicité potentiellement induite par les émissions de polluants atmosphériques par le secteur des transports, elle peut s'étendre sur une zone allant jusqu'à 2000 km du lieu d'émission [Luiset, 2000]. On peut estimer que la répartition géographique à l'échelle de l'Europe occidentale de l'écotoxicité se rapproche sensiblement de celle de l'acidification et de l'eutrophisation.

### *Les changements observés associés à l'écotoxicité*

La première conséquence de l'écotoxicité se traduit par les conséquences sanitaires sur les êtres vivants (non humains). Les affections peuvent porter sur le développement, la stérilité, la respiration, les mutations génétiques.

Une fois affectées, les espèces animales ou végétales peuvent disparaître, et déstabiliser ainsi l'écosystème auquel elles appartiennent.



## ANNEXE 12 : La dégradation du patrimoine bâti commun et historique

La dégradation du patrimoine anthropique commun et la dégradation du patrimoine anthropique culturel sont deux catégories d'impact ont en commun une même composante : la dégradation du patrimoine bâti [Baer & coll., 1985; Miles, 1986; Thomson, 1954; 1986].

### *Principe*

La dégradation du patrimoine bâti résulte principalement des émissions de particules et de produits corrosifs. Au sein des particules, ce sont surtout les particules de grandes tailles (suies, particules abrasives...) qui interviennent majoritairement. Au sein des produits corrosifs, les gaz aux propriétés acides ou oxydantes ( $\text{HNO}_3$ ,  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{O}_3$ ...) sont les principaux acteurs de la corrosion des matériaux [Baer & coll., 1985; Miles, 1986; Thomson, 1954; 1986].

La dégradation des bâtiments se caractérise par trois types d'affectations : les salissures, la corrosion, et les épaufrures.

Les salissures correspondent à la fixation de poussières sur la paroi des bâtiments et/ou à la non lixiviation de ces dernières par la pluie. Elles sont principalement dues aux particules issues des procédés de combustion, et en particulier aux transports. Elles engendrent des coûts de nettoyage pouvant être très élevés.

La corrosion des bâtiments se traduit par une corrosion physique ou chimique des matériaux. La corrosion physique correspond à une érosion de la paroi des bâtiments se produisant par le passage d'un vent chargé de particules abrasives (sable par exemple). La corrosion chimique peut être sèche lorsque le métal est attaqué par un gaz (par exemple,  $\text{Fe} + \text{Cl}_2 \rightarrow \text{FeCl}_2$ ), ou humide lorsque l'oxydation s'effectue dans une solution. Lorsque la corrosion est humide, on distingue la corrosion chimique et la corrosion électrochimique. La corrosion chimique s'observe principalement dans l'atmosphère où des acides  $\text{HNO}_3$ ,  $\text{H}_2\text{SO}_4$ , ..., et d'autres résidus de combustion, peuvent attaquer les métaux ( $\text{Fe} + 2\text{H}^+ \rightarrow \text{Fe}^{++} + \text{H}_2$ ). L'oxygène de l'air, en présence d'eau, oxyde le fer et forme la rouille [ $\text{Fe}(\text{OH})_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ ]. Cet oxyde est poreux et ne protège pas le fer<sup>54</sup>. La corrosion électrochimique se manifeste dans une solution. Elle se caractérise globalement par une réduction de l'oxygène et une oxydation du métal. Selon le CEFRACOR (Centre Français de l'Anti-CORrosion), le coût de la corrosion (toutes corrosions confondues : réseaux et structures métalliques) des bâtiments peut être évaluée à environ 4% du PNB. Au sein de ce coût, la contribution des transports n'est pas estimée.

Les épaufrures correspondent à un éclatement du béton avec chute de fragments, laissant souvent les armatures oxydées apparentes. Les épaufrures sont généralement la suite logique d'un écaillage lié à la corrosion des armatures.

La dégradation du patrimoine bâti s'applique aussi aux dégradations des objets contenus à l'intérieur des bâtiments. On observe dans ce cas des problèmes de salissures et corrosion, affectant

<sup>54</sup> L'acier inox contient du chrome : les oxydes qui se forment en surface de l'alliage gênent la progression de l'oxygène.



les objets de différentes matières (papier, toile...) [Baer & coll., 1985; Miles, 1986; Thomson, 1954; 1986].

#### *La répartition géographique.*

En ce qui concerne la répartition géographique de la dégradation des bâtiments potentiellement induite par les émissions de polluants atmosphériques issus du secteur des transports, elle est très variable. Globalement, on peut estimer que les salissures, résultants de la déposition de particules émises par les transports, apparaissent à proximité des points d'émissions, en l'occurrence de la voie. La corrosion et les épaufrures peuvent en revanche s'étendre sur une zone allant jusqu'à 2000 km du lieu d'émission, puisque les gaz impliqués sont les NO<sub>x</sub> et les SO<sub>x</sub> [Luiset, 2000].

#### *Les changements observés associés à la dégradation du patrimoine bâti*

Suite aux émissions des polluants atmosphériques cités ci-dessus, le patrimoine bâti commun perd de la valeur économique et le patrimoine bâti historique perd de la valeur culturelle. Pour maintenir en état les bâtiments, des dépenses de nettoyage et de restauration sont entreprises. Ces actions permettent de « réparer » les dégâts causés par la pollution de l'air, car ces impacts sont réversibles. En revanche, les travaux de restauration ne permettent pas de compenser l'intégralité de la valeur culturelle perdue à cause de la pollution de l'air, car la restauration aussi bien faite puisse-t-elle être ne peut remplacer le travail de l'artiste initial, ni celui de l'architecte ou des différents corps de métier qui ont contribué à l'élaboration d'une fresque ou d'un édifice.

Outre ces aspects de valeurs, la dégradation des bâtiments peut aussi occasionner une gêne ou des problèmes sanitaires. Ces impacts ne sont pas inclus dans cette catégorie d'impacts, car ils figurent déjà dans la pollution sensible et les impacts sanitaires restreints directs. Au sein de la pollution « dégradation des bâtiments », seuls les éléments économiques et sociaux (pouvant être monétarisés) sont pris en compte.

## ANNEXE 13 : Evaluation des indicateurs

La méthode d'évaluation des indicateurs développée au § 1.1.6.1 est utilisée pour sélectionner un indicateur d'impact représentatif de chaque catégorie d'impact.

L'évaluation est effectuée par le collège d'experts suivant, réuni dans le groupe de travail n°3 portant sur l'évaluation environnementale de l'action COST 350<sup>55</sup> :

- ARAPIS Gerassimos (Greece)
- ANDEL Petr (Czech Republic)
- DE BERG Sandra (The Netherlands)
- DE BOCK Luc (Belgium)
- MARANDA-DOBIERSKA Katarzyna (Poland)
- GOGER Thierry (France)
- JEDLICKA Jiri (Czech Republic)
- KARKALIS Akis (Greece)
- MERETEI Imre Tamás (Hungary)
- STEIN Wolfgang (Germany)

Les résultats de la sélection des indicateurs figurent dans les tableaux 62 à 75.

### ➤ Effet de serre

Tableau 62 : Evaluation de l'indicateur « réchauffement global potentiel »

Critères d'élaboration	Questions relatives à chaque critère	Note à la question	Note de l'indicateur	Commentaire
<b>Pertinence</b>	L'indicateur décrit-il un impact caractéristique de la catégorie d'impact ?  L'indicateur est-il adapté aux finalités opérationnelles et aux finalités de recherche?	1/2  2/2	1,5/2	L'augmentation du bilan radiatif est l'impact caractéristique de l'effet de serre dont découle tous les autres impacts secondaires. Il est néanmoins moins bien perceptibles que ces derniers pour la population générale.
<b>Acceptabilité</b>	L'indicateur est-il acceptable ou accepté par les utilisateurs ?	2/2	2/2	L'indicateur est utilisé par de nombreuses institutions dans le monde entier.
Transparence	L'indicateur présente-il les concepts, le formalisme, la métrologie, et le résultat d'une manière transparente pour l'utilisateur ?	2/2	2/2	Les éléments de l'indicateur sont présentés sans ambiguïté
Compréhensibilité	Les concepts, le formalisme, la métrologie, et le résultat	2/2	2/2	La somme des émissions de GES pondérées d'un facteur d'équivalence est une notion

<sup>55</sup> L'action COST 350 est présentée au §1.1.4.1.1.

	sont-ils compréhensibles pour l'utilisateur ?			connue par une large majorité des utilisateurs
Signifiante	Le formalisme et l'expression du résultat permettent-ils de donner une signification au résultat de l'indicateur ?	1/2	1/2	La quantité émise de GES équivalent CO <sub>2</sub> donne une indication indirecte de l'élévation de la température moyenne du globe et des impacts en cascade
Faisabilité	La mise en œuvre de l'indicateur est-elle possible compte tenu de la disponibilité et de la qualité des données d'entrée, de la disponibilité d'outils et d'agents de traitement adaptés, et de moyens financiers ?	1/2	1/2	L'indicateur nécessite de connaître les émissions de GES, ce qui n'est pas toujours évident notamment dans le cas de l'évaluation stratégique des transports.
Validité	Le formalisme général de l'indicateur permet-il de décrire l'impact environnemental retenu ?	2/2	2/2	La formalisation représente bien la réalité du phénomène de réchauffement global (impact initial) (mécanisme linéaire). Il y a un grand consensus scientifique autour de cet indicateur. L'indicateur n'intègre pas cependant : <ul style="list-style-type: none"> <li>• tous les polluants contribuant directement au réchauffement global (O<sub>3</sub> par exemple) ;</li> <li>• les polluants contribuant indirectement au réchauffement global (CO, NO<sub>x</sub>, COVNM, CH<sub>4</sub>) ;</li> <li>• les polluants contribuant indirectement au refroidissement global (halogènes, SO<sub>2</sub>, aérosols).</li> </ul>
	Le facteur d'impact est-il adapté aux caractéristiques spatiales et temporelles de l'impact considéré ?	2/2		L'IPCC a développé trois classes de facteurs d'impact, selon que l'on s'intéresse aux impacts [Houghton & coll., 2001; Houghton & coll., 1996] : <ul style="list-style-type: none"> <li>• de court-terme</li> <li>• de moyen-terme</li> <li>• de long-terme</li> </ul>
Robustesse	Les résultats de l'indicateur demeurent-ils stables malgré une faible variation des paramètres intrinsèques de l'indicateur	1/2	1/2	La somme pondérée n'apporte pas une grande robustesse au résultat de l'indicateur (sensibilité à l'ajout de polluant, à la modification des facteurs d'impact...).
Sensibilité	Le résultat varie-t-il en fonction d'une faible variation d'un paramètre extrinsèque à l'indicateur ?	2/2	2/2	Le résultat de l'indicateur est sensible aux variations des émissions de GES
Capacité de Synthèse	L'indicateur donne-t-il une information synthétique ?	2/2	2/2	L'indicateur propose un résultat agrégé de l'impact initial de l'effet de serre (réchauffement global).
Adaptabilité	L'indicateur peut-il être adaptable à des finalités différentes et/ou des objets différents ?	2/2	2/2	L'indicateur peut être utilisé pour évaluer le réchauffement global induit par tout type d'objets y compris des objets ne relevant pas des transports
TOTAL			18,5/22	

Tableau 63 : Evaluation de l'indicateur « dommages (marginaux) à la santé dus aux variations climatiques »

Critères d'élaboration	Questions relatives à chaque critère	Note à la question	Note de l'indicateur	Commentaire
<b>Pertinence</b>	L'indicateur décrit-il un impact caractéristique de la catégorie d'impact ?  L'indicateur est-il adapté aux finalités opérationnelles et aux finalités de recherche?	1/2  2/2	1,5/2	Les impacts sanitaires constituent un ensemble d'impacts secondaires caractéristiques de l'effet de serre. Les impacts sanitaires ne permettent pas de représenter néanmoins l'ensemble des impacts secondaires.
<b>Acceptabilité</b>	L'indicateur est-il acceptable ou accepté par les utilisateurs ?	0,5/2	0,5/2	L'indicateur ne semble pas utilisé par aucune institution dans le monde entier. Il ne présente cependant aucune condition de non acceptabilité.
Transparence	L'indicateur présente-il les concepts, le formalisme, la métrologie, et le résultat d'une manière transparente pour l'utilisateur ?	2/2	2/2	Les éléments de l'indicateur sont présentés sans ambiguïté.
Compréhensibilité	Les concepts, le formalisme, la métrologie, et le résultat sont-ils compréhensibles pour l'utilisateur ?	1,5/2	1,5/2	La somme des émissions de GES pondérées d'un facteur d'équivalence établi en termes d'impact sanitaire, est une notion connue par une large majorité des utilisateurs. Le facteur d'impact est néanmoins plus compliqué que celui de l'indicateur « réchauffement global potentiel »
Signifiante	Le formalisme et l'expression du résultat permettent-ils de donner une signification au résultat de l'indicateur ?	2/2	2/2	Le dommage sanitaire donne une indication directe d'un ensemble d'impacts secondaires de l'effet de serre. Le résultat de l'indicateur a une signifiante plus grande pour la population que la quantité émise de GES équivalent CO <sub>2</sub> .
Faisabilité	La mise en œuvre de l'indicateur est-elle possible compte tenu de la disponibilité et de la qualité des données d'entrée, de la disponibilité d'outils et d'agents de traitement adaptés, et de moyens financiers ?	1/2	1/2	L'indicateur nécessite de connaître les émissions de GES, ce qui n'est pas toujours évident notamment dans le cas de l'évaluation stratégique des transports.
<b>Validité</b>	Le formalisme général de l'indicateur permet-il de décrire l'impact environnemental retenu ?  Le facteur d'impact est-il adapté aux caractéristiques spatiales et temporelles de l'impact considéré ?	0/2  1/2	0,5/2	La formalisation donne une représentation linéaire des mécanismes conduisant aux impacts sanitaires de l'effet de serre ce qui ne semble pas correspondre avec la réalité des phénomènes.  Aucun consensus n'existe autour des facteurs d'impact, déclinés en trois classes d'intégration temporelle, pour 9 régions du monde [Mayerhover & coll., 1997] : <ul style="list-style-type: none"> <li>• de court-terme</li> <li>• de moyen-terme</li> <li>• de long-terme</li> </ul>
Robustesse	Les résultats de l'indicateur demeurent-ils stables malgré une faible	1/2	1/2	La somme pondérée n'apporte pas une grande robustesse au résultat de l'indicateur (sensibilité à l'ajout de polluant, à la

	variation des paramètres intrinsèques de l'indicateur			modification des facteurs d'impact...).
Sensibilité	Le résultat varie-t-il en fonction d'une faible variation d'un paramètre extrinsèque à l'indicateur ?	2/2	2/2	Le résultat de l'indicateur est sensible aux variations des émissions de GES
Capacité de Synthèse	L'indicateur donne-t-il une information synthétique ?	2/2	2/2	L'indicateur propose un résultat agrégé de l'impact final de l'effet de serre (réchauffement global).
Adaptabilité	L'indicateur peut-il être adaptable à des finalités différentes et/ou des objets différents ?	2/2	2/2	L'indicateur peut être utilisé pour évaluer le réchauffement global induit par tout type d'objets y compris des objets ne relevant pas des transports
TOTAL			1622	

➤ Diminution de la couche d'ozone

Tableau 64 : Evaluation de l'indicateur « diminution de la couche d'ozone »

Critères d'élaboration	Questions relatives à chaque critère	Note à la question	Note de l'indicateur	Commentaire
<b>Pertinence</b>	L'indicateur décrit-il un impact caractéristique de la catégorie d'impact ?	1/2	1,5/2	La diminution de la couche d'ozone est l'impact initial caractéristique de cette catégorie d'impact. Il est cependant moins bien perceptible vis-à-vis de la population que des impacts secondaires comme les impacts sanitaires.
	L'indicateur est-il adapté aux finalités opérationnelles et aux finalités de recherche ?	2/2		
<b>Acceptabilité</b>	L'indicateur est-il acceptable ou accepté par les utilisateurs ?	1/2	1/2	L'indicateur est utilisé par quelques institutions dans le monde entier, notamment celles qui pratiquent l'analyse de cycle de vie
Transparence	L'indicateur présente-il les concepts, le formalisme, la métrologie, et le résultat d'une manière transparente pour l'utilisateur ?	2/2	2/2	Les éléments de l'indicateur sont présentés sans ambiguïté
Compréhensibilité	Les concepts, le formalisme, la métrologie, et le résultat sont-ils compréhensibles pour l'utilisateur ?	2/2	2/2	La somme des émissions de polluant dégradant la couche d'ozone pondérées d'un facteur d'équivalence est une notion connue par une large majorité des utilisateurs.
Signifiante	Le formalisme et l'expression du résultat permettent-ils de donner une signification au résultat de l'indicateur ?	1/2	1/2	La quantité émise de polluant équivalent CFC <sub>11</sub> donne une indication indirecte de l'élévation de la diminution de la couche d'ozone et des impacts secondaires en cascade
Faisabilité	La mise en œuvre de l'indicateur est-elle possible compte tenu de la disponibilité et de la qualité des données d'entrée, de la disponibilité d'outils et d'agents de traitement	1/2	1/2	L'indicateur nécessite de connaître les émissions de polluants dégradant la couche d'ozone, ce qui n'est pas toujours évident notamment dans le cas de l'évaluation stratégique des transports.

	adaptés, et de moyens financiers ?			
<b>Validité</b>	Le formalisme général de l'indicateur permet-il de décrire l'impact environnemental retenu ?	1/2	1,5/2	La formalisation représente bien la réalité du phénomène de la dégradation de l'ozone (en laboratoire) (impact initial) (mécanisme linéaire). En revanche, il semble que le mécanisme ne soit pas linéaire in-situ, en raison notamment des contraintes environnementales influant sur les processus-physico-chimique de transformation des polluants. Il y a néanmoins un assez large scientifique autour de cet indicateur.
	Le facteur d'impact est-il adapté aux caractéristiques spatiales et temporelles de l'impact considéré ?	2/2		Les facteurs d'impact sont développés pour le globe, et intègrent différentes périodes d'intégration temporelle des effets [Solomon & coll., 1992]
<b>Robustesse</b>	Les résultats de l'indicateur demeurent-ils stables malgré une faible variation des paramètres intrinsèques de l'indicateur	1/2	1/2	La somme pondérée n'apporte pas une grande robustesse au résultat de l'indicateur (sensibilité à l'ajout de polluant, à la modification des facteurs d'impact...).
<b>Sensibilité</b>	Le résultat varie-t-il en fonction d'une faible variation d'un paramètre extrinsèque à l'indicateur ?	2/2	2/2	Le résultat de l'indicateur est sensible aux variations des émissions de polluants détruisant l'ozone stratosphérique
<b>Capacité de Synthèse</b>	L'indicateur donne-t-il une information synthétique ?	2/2	2/2	L'indicateur propose un résultat agrégé de l'impact initial caractéristique de la diminution de la couche d'ozone.
<b>Adaptabilité</b>	L'indicateur peut-il être adaptable à des finalités différentes et/ou des objets différents ?	2/2	2/2	L'indicateur peut être utilisé pour évaluer la diminution potentielle de la couche d'ozone induite par tout type d'objets y compris des objets ne relevant pas des transports
<b>TOTAL</b>			17/22	

Tableau 65 : Evaluation de l'indicateur « dommages à la santé dus à la diminution de la couche d'ozone »

Critères d'élaboration	Questions relatives à chaque critère	Note à la question	Note de l'indicateur	Commentaire
<b>Pertinence</b>	L'indicateur décrit-il un impact caractéristique de la catégorie d'impact ?	1/2	1,5/2	Les impacts sanitaires constituent un ensemble d'impacts secondaires caractéristiques de la diminution de la couche d'ozone. Les impacts sanitaires ne permettent pas de représenter néanmoins l'ensemble des impacts secondaires.
	L'indicateur est-il adapté aux finalités opérationnelles et aux finalités de recherche?	2/2		
<b>Acceptabilité</b>	L'indicateur est-il acceptable ou accepté par les utilisateurs ?	0,5/2	0,5/2	L'indicateur ne semble pas utilisé par aucune institution dans le monde entier. Il ne présente cependant aucune condition de non acceptabilité.
<b>Transparence</b>	L'indicateur présente-il les concepts, le formalisme, la métrologie, et le résultat d'une manière transparente pour	2/2	2/2	Les éléments de l'indicateur sont présentés sans ambiguïté.

	l'utilisateur ?			
Compréhensibilité	Les concepts, le formalisme, la métrologie, et le résultat sont-ils compréhensibles pour l'utilisateur ?	1,5/2	1,5/2	La somme des émissions de polluants entraînant des impacts sanitaires dus au trou de la couche d'ozone, pondérées d'un facteur d'équivalence est une notion connue par une large majorité des utilisateurs. Le facteur d'impact est néanmoins plus compliqué que l'indicateur « diminution de la couche d'ozone ».
Signifiante	Le formalisme et l'expression du résultat permettent-ils de donner une signification au résultat de l'indicateur ?	2/2	2/2	Le dommage sanitaire donne une indication directe d'un ensemble d'impacts secondaires de la diminution de la couche d'ozone. Le résultat de l'indicateur a une signifiante plus grande pour la population que la quantité émise de polluant dégradant l'ozone stratosphérique équivalent CFC <sub>11</sub> .
Faisabilité	La mise en œuvre de l'indicateur est-elle possible compte tenu de la disponibilité et de la qualité des données d'entrée, de la disponibilité d'outils et d'agents de traitement adaptés, et de moyens financiers ?	1/2	1/2	L'indicateur nécessite de connaître les émissions de polluant, ce qui n'est pas toujours évident notamment dans le cas de l'évaluation stratégique des transports.
<b>Validité</b>	Le formalisme général de l'indicateur permet-il de décrire l'impact environnemental retenu ?  Le facteur d'impact est-il adapté aux caractéristiques spatiales et temporelles de l'impact considéré ?	0/2  1/2	0,5/2	La formalisation donne une représentation linéaire des mécanismes conduisant aux impacts sanitaires de la diminution de la couche d'ozone ce qui ne semble pas correspondre avec la réalité des phénomènes. La validité des facteurs d'impact ne semble pas avérée.  Le facteur d'impact est établi pour le globe et le moyen terme, ce qui nous semble bien adapté aux impacts sanitaires induits par la couche d'ozone (exposition cumulée)
Robustesse	Les résultats de l'indicateur demeurent-ils stables malgré une faible variation des paramètres intrinsèques de l'indicateur	1/2	1/2	La somme pondérée n'apporte pas une grande robustesse au résultat de l'indicateur (sensibilité à l'ajout de polluant, à la modification des facteurs d'impact...).
Sensibilité	Le résultat varie-t-il en fonction d'une faible variation d'un paramètre extrinsèque à l'indicateur ?	2/2	2/2	Le résultat de l'indicateur est sensible aux variations des émissions de polluant
Capacité de Synthèse	L'indicateur donne-t-il une information synthétique ?	2/2	2/2	L'indicateur propose un résultat agrégé d'un ensemble d'impacts finaux de la diminution de la couche d'ozone.
Adaptabilité	L'indicateur peut-il être adaptable à des finalités différentes et/ou des objets différents ?	2/2	2/2	L'indicateur peut être utilisé pour évaluer de la diminution de la couche d'ozone induite par tout type d'objets y compris des objets ne relevant pas des transports
TOTAL			16/22	

## ➤ Pollution photochimique

Tableau 66 : Evaluation de l'indicateur « formation d'ozone troposphérique »

Critères d'élaboration	Questions relatives à chaque critère	Note à la question	Note de l'indicateur	Commentaire
<b>Pertinence</b>	L'indicateur décrit-il un impact caractéristique de la catégorie d'impact ? L'indicateur est-il adapté aux finalités opérationnelles et aux finalités de recherche?	1/2  2/2	1,5/2	La formation d'ozone troposphérique est l'impact initial caractéristique de cette catégorie d'impact. Il est cependant moins bien perceptible vis-à-vis de la population que des impacts secondaires comme les impacts sanitaires.
<b>Acceptabilité</b>	L'indicateur est-il acceptable ou accepté par les utilisateurs ?	1/2	1/2	L'indicateur est utilisé par quelques institutions dans le monde entier, notamment celles qui pratiquent l'analyse de cycle de vie
Transparence	L'indicateur présente-il les concepts, le formalisme, la métrologie, et le résultat d'une manière transparente pour l'utilisateur ?	2/2	2/2	Les éléments de l'indicateur sont présentés sans ambiguïté
Compréhensibilité	Les concepts, le formalisme, la métrologie, et le résultat sont-ils compréhensibles pour l'utilisateur ?	2/2	2/2	La somme des émissions de polluant induisant une formation de polluants photochimiques (O <sub>3</sub> est le représentant) pondérées d'un facteur d'équivalence est une notion connue par une large majorité des utilisateurs.
Signifiante	Le formalisme et l'expression du résultat permettent-ils de donner une signification au résultat de l'indicateur ?	1/2	1/2	La quantité émise de polluant équivalent C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> donne une indication indirecte de la production d'ozone troposphérique et des impacts secondaires en cascade
Faisabilité	La mise en œuvre de l'indicateur est-elle possible compte tenu de la disponibilité et de la qualité des données d'entrée, de la disponibilité d'outils et d'agents de traitement adaptés, et de moyens financiers ?	0,5/2	0,5/2	L'indicateur nécessite de connaître les émissions de polluants induisant la formation d'ozone troposphérique, ce qui n'est pas toujours évident notamment dans le cas de l'évaluation stratégique des transports.  De plus, le facteur d'impact du NO et du NO <sub>2</sub> est très différent, ce qui requiert de connaître les émissions de chacun de ces gaz. Or les bilans d'émission des transports ne sont pas si précis.
<b>Validité</b>	Le formalisme général de l'indicateur permet-il de décrire l'impact environnemental retenu ?  Le facteur d'impact est-il adapté aux caractéristiques spatiales et temporelles de l'impact considéré ?	0,5/2  1,5/2	1/2	La formalisation ne représente pas la réalité du mécanisme de formation de l'ozone (non linéaire). Néanmoins, le facteur d'impact et l'indicateur constituent une approximation moyennée acceptable des résultats des modèles qui sont construits sur des lois non linéaires.  Les facteurs d'impact sont développés pour le globe, l'Europe et au niveau régional (différentes concentrations de fond en NO <sub>x</sub> ), et intègrent les effets sur 5 jours. Il manque les impacts à long terme induits par une exposition prolongée à de faibles concentrations d'ozone troposphérique.
Robustesse	Les résultats de	1/2	1/2	La somme pondérée n'apporte pas une grande



	l'indicateur demeurent-ils stables malgré une faible variation des paramètres intrinsèques de l'indicateur			robustesse au résultat de l'indicateur (sensibilité à l'ajout de polluant, à la modification des facteurs d'impact...).
				De plus, il est fort probable qu'une modification des concentrations de fond en NO <sub>x</sub> ait une répercussion assez grande sur les facteurs d'impact et sur le résultat de l'indicateur.
Sensibilité	Le résultat varie-t-il en fonction d'une faible variation d'un paramètre extrinsèque à l'indicateur ?	2/2	2/2	Le résultat de l'indicateur est sensible aux variations des émissions de polluants responsables de la formation d'ozone troposphérique
Capacité de Synthèse	L'indicateur donne-t-il une information synthétique ?	2/2	2/2	L'indicateur propose un résultat agrégé de l'impact initial caractéristique de la pollution photochimique.
Adaptabilité	L'indicateur peut-il être adaptable à des finalités différentes et/ou des objets différents ?	2/2	2/2	L'indicateur peut être utilisé pour évaluer formation potentielle d'ozone troposphérique induite par tout type d'objets y compris des objets ne relevant pas des transports
TOTAL			16/22	

Tableau 67 : Evaluation de l'indicateur « Réactivité marginale »

Critères d'élaboration	Questions relatives à chaque critère	Note à la question	Note de l'indicateur	Commentaire
<b>Pertinence</b>	L'indicateur décrit-il un impact caractéristique de la catégorie d'impact ?	1/2	1,5/2	La formation d'ozone troposphérique est l'impact initial caractéristique de cette catégorie d'impact. Il est cependant moins bien perceptible vis-à-vis de la population que des impacts secondaires comme les impacts sanitaires.
	L'indicateur est-il adapté aux finalités opérationnelles et aux finalités de recherche ?	2/2		
<b>Acceptabilité</b>	L'indicateur est-il acceptable ou accepté par les utilisateurs ?	0,5/2	0,5/2	L'indicateur est utilisé par très peu d'institutions dans le monde entier.
Transparence	L'indicateur présente-il les concepts, le formalisme, la métrologie, et le résultat d'une manière transparente pour l'utilisateur ?	2/2	2/2	Les éléments de l'indicateur sont présentés sans ambiguïté
Compréhensibilité	Les concepts, le formalisme, la métrologie, et le résultat sont-ils compréhensibles pour l'utilisateur ?	2/2	2/2	La somme des émissions de polluant induisant une formation de polluants photochimiques (O <sub>3</sub> est le représentant) pondérées d'un facteur d'équivalence est une notion connue par une large majorité des utilisateurs.
Signifiante	Le formalisme et l'expression du résultat permettent-ils de donner une signification au résultat de l'indicateur ?	1/2	1/2	La quantité émise de polluant équivalent C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> donne une indication indirecte de la production d'ozone troposphérique et des impacts secondaires en cascade
Faisabilité	La mise en œuvre de l'indicateur est-elle possible compte tenu de la disponibilité et de la qualité des données d'entrée, de la disponibilité d'outils et d'agents de traitement	0,5/2	0,5/2	L'indicateur nécessite de connaître les émissions de polluants induisant la formation d'ozone troposphérique, ce qui n'est pas toujours évident notamment dans le cas de l'évaluation stratégique des transports.  De plus, les facteurs d'impact du NO et du NO <sub>2</sub> sont très différents, ce qui requiert de connaître

	adaptés, et de moyens financiers ?			les émissions de chacun de ces gaz. Or les bilans d'émission des transports ne sont pas si précis.
<b>Validité</b>	Le formalisme général de l'indicateur permet-il de décrire l'impact environnemental retenu ?	0,5/2	1/2	La formalisation ne représente pas la réalité du mécanisme de formation de l'ozone (non linéaire). Néanmoins, le facteur d'impact et l'indicateur constituent une approximation moyennée acceptable des résultats des modèles qui sont construits sur des lois non linéaires.
	Le facteur d'impact est-il adapté aux caractéristiques spatiales et temporelles de l'impact considéré ?	1,5/2		Les facteurs d'impact sont développés pour le globe, l'Europe et au niveau régional (différentes concentrations de fond en NO <sub>x</sub> ), et intègrent les effets sur 5 jours. Il manque les impacts à long terme induits par une exposition prolongée à de faibles concentrations d'ozone troposphérique.
<b>Robustesse</b>	Les résultats de l'indicateur demeurent-ils stables malgré une faible variation des paramètres intrinsèques de l'indicateur	1/2	1/2	La somme pondérée n'apporte pas une grande robustesse au résultat de l'indicateur (sensibilité à l'ajout de polluant, à la modification des facteurs d'impact...).
				De plus, il est fort probable qu'une modification des concentrations de fond en NO <sub>x</sub> ait une répercussion assez grande sur les facteurs d'impact et sur le résultat de l'indicateur.
<b>Sensibilité</b>	Le résultat varie-t-il en fonction d'une faible variation d'un paramètre extrinsèque à l'indicateur ?	2/2	2/2	Le résultat de l'indicateur est sensible aux variations des émissions de polluants responsables de la formation d'ozone troposphérique
<b>Capacité de Synthèse</b>	L'indicateur donne-t-il une information synthétique ?	2/2	2/2	L'indicateur propose un résultat agrégé de l'impact initial caractéristique de la pollution photochimique.
<b>Adaptabilité</b>	L'indicateur peut-il être adaptable à des finalités différentes et/ou des objets différents ?	2/2	2/2	L'indicateur peut être utilisé pour évaluer formation potentielle d'ozone troposphérique induite par tout type d'objets y compris des objets ne relevant pas des transports
<b>TOTAL</b>			15,5/22	

Tableau 68 : Evaluation de l'indicateur « dommages à la santé dus à la pollution photochimique »

Critères d'élaboration	Questions relatives à chaque critère	Note à la question	Note de l'indicateur	Commentaire
<b>Pertinence</b>	L'indicateur décrit-il un impact caractéristique de la catégorie d'impact ?	1/2	1,5/2	Les impacts sanitaires constituent un ensemble d'impacts secondaires caractéristiques de la pollution photochimique. Il manque néanmoins les impacts sur les écosystèmes.
	L'indicateur est-il adapté aux finalités opérationnelles et aux finalités de recherche ?	2/2		
<b>Acceptabilité</b>	L'indicateur est-il acceptable ou accepté par les utilisateurs ?	0,5/2	0,5/2	L'indicateur ne semble pas utilisé par aucune institution dans le monde entier. Il ne présente cependant aucune condition de non acceptabilité.
<b>Transparence</b>	L'indicateur présente-il les concepts, le formalisme, la métrologie, et le résultat	2/2	2/2	Les éléments de l'indicateur sont présentés sans ambiguïté.

	d'une manière transparente pour l'utilisateur ?			
Compréhensibilité	Les concepts, le formalisme, la métrologie, et le résultat sont-ils compréhensibles pour l'utilisateur ?	1/2	1/2	La somme des émissions de polluants entraînant des impacts sanitaires dus à la pollution photochimique, pondérées d'un facteur d'équivalence est une notion connue par une large majorité des utilisateurs. Le facteur d'impact est néanmoins plus compliqué que l'indicateur « formation d'ozone troposphérique ».
Signifiante	Le formalisme et l'expression du résultat permettent-ils de donner une signification au résultat de l'indicateur ?	2/2	2/2	Le dommage sanitaire donne une indication directe d'un ensemble d'impacts secondaires de la pollution photochimique. Le résultat de l'indicateur a une signifiante plus grande pour la population que la quantité émise de polluant responsable de la formation d'ozone troposphérique équivalent C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> .
Faisabilité	La mise en œuvre de l'indicateur est-elle possible compte tenu de la disponibilité et de la qualité des données d'entrée, de la disponibilité d'outils et d'agents de traitement adaptés, et de moyens financiers ?	0,5/2	0,5/2	L'indicateur nécessite de connaître les émissions de polluant, ce qui n'est pas toujours évident notamment dans le cas de l'évaluation stratégique des transports.  De plus, le facteur d'impact du NO et du NO <sub>2</sub> est très différent, ce qui requiert de connaître les émissions de chacun de ces gaz. Or les bilans d'émission des transports ne sont pas si précis.
Validité	Le formalisme général de l'indicateur permet-il de décrire l'impact environnemental retenu ?	0/2	0,25/2	La formalisation donne une représentation linéaire des mécanismes conduisant aux impacts sanitaires de la formation d'ozone troposphérique ce qui ne semble pas correspondre avec la réalité des phénomènes. La validité des facteurs de dommage reliant la formation d'ozone troposphérique à des impacts sanitaires semble critiquable notamment en ce qui concerne les impacts sanitaires retenus, et la nature de la relation.
	Le facteur d'impact est-il adapté aux caractéristiques spatiales et temporelles de l'impact considéré ?	0,5/2		Le facteur d'impact est établi pour le globe, l'Europe et la Hollande, et intègre les effets sur 5 jours, ce qui est adaptés aux impacts dus l'exposition à des pics d'ozone, mais pas aux impacts relevant d'une exposition cumulée. De plus, la validité des facteurs globaux et européens est très limitée.
Robustesse	Les résultats de l'indicateur demeurent-ils stables malgré une faible variation des paramètres intrinsèques de l'indicateur	1/2	1/2	La somme pondérée n'apporte pas une grande robustesse au résultat de l'indicateur (sensibilité à l'ajout de polluant, à la modification des facteurs d'impact...).
Sensibilité	Le résultat varie-t-il en fonction d'une faible variation d'un paramètre extrinsèque à l'indicateur ?	2/2	2/2	Le résultat de l'indicateur est sensible aux variations des émissions de polluant.
Capacité de Synthèse	L'indicateur donne-t-il une information synthétique ?	2/2	2/2	L'indicateur propose un résultat agrégé d'un ensemble d'impacts secondaires (sanitaires) dus à la pollution photochimique.
Adaptabilité	L'indicateur peut-il être adaptable à des finalités	2/2	2/2	L'indicateur peut être utilisé pour évaluer la pollution photochimique induite par tout type

	différentes et/ou des objets différents ?			d'objets y compris des objets ne relevant pas des transports
TOTAL			14,75/22	

➤ Acidification

Tableau 69 : Evaluation de l'indicateur « acidification » ou « formation d'ions H<sup>+</sup> »

Critères d'élaboration	Questions relatives à chaque critère	Note à la question	Note de l'indicateur	Commentaire
<b>Pertinence</b>	L'indicateur décrit-il un impact caractéristique de la catégorie d'impact ? L'indicateur est-il adapté aux finalités opérationnelles et aux finalités de recherche?	1/2  2/2	1,5/2	La libération d'acide (ions H <sup>+</sup> ) est l'impact initial caractéristique de cette catégorie d'impact. Il est cependant moins bien perceptible vis-à-vis de la population que des impacts affectant les écosystèmes et les monuments historiques.
<b>Acceptabilité</b>	L'indicateur est-il acceptable ou accepté par les utilisateurs ?	1/2	1/2	L'indicateur est utilisé par quelques institutions dans le monde entier, notamment celles qui pratiquent l'analyse de cycle de vie.
Transparence	L'indicateur présente-il les concepts, le formalisme, la métrologie, et le résultat d'une manière transparente pour l'utilisateur ?	2/2	2/2	Les éléments de l'indicateur sont présentés sans ambiguïté.
Compréhensibilité	Les concepts, le formalisme, la métrologie, et le résultat sont-ils compréhensibles pour l'utilisateur ?	2/2	2/2	La somme des émissions de polluant pondérées d'un facteur d'équivalence est une notion connue par une large majorité des utilisateurs.
Signifiante	Le formalisme et l'expression du résultat permettent-ils de donner une signification au résultat de l'indicateur ?	1/2	1/2	La quantité émise de polluant équivalent SO <sub>2</sub> donne une indication indirecte de l'acidification et des impacts secondaires en cascade
Faisabilité	La mise en œuvre de l'indicateur est-elle possible compte tenu de la disponibilité et de la qualité des données d'entrée, de la disponibilité d'outils et d'agents de traitement adaptés, et de moyens financiers ?	1/2	1/2	L'indicateur nécessite de connaître les émissions de polluants dégradant la couche d'ozone, ce qui n'est pas toujours évident notamment dans le cas de l'évaluation stratégique des transports.  Le facteur d'émission pour les NO <sub>x</sub> correspond en réalité à celui du NO <sub>2</sub> car le NO n'intervient pas dans cette catégorie d'impact. Les émissions de NO <sub>x</sub> surestiment ainsi les émissions de NO <sub>2</sub> .
<b>Validité</b>	Le formalisme général de l'indicateur permet-il de décrire l'impact environnemental retenu ?  Le facteur d'impact est-il adapté aux	1/2  2/2	1,5/2	La formalisation représente bien la réalité du phénomène de l'acidification (en laboratoire) (impact initial) (mécanisme linéaire). Il semble cependant que le mécanisme ne soit pas linéaire in-situ, en raison notamment des contraintes environnementales influant sur les processus-physico-chimique de transport/dispersion et transformation des polluants. Il y a néanmoins un assez large scientifique autour de cet indicateur.  Les facteurs d'impact sont développés pour le

	caractéristiques spatiales et temporelles de l'impact considéré ?			globe, l'Europe et au niveau régional (Pays-Bas), et intègrent les effets sur une durée infinie.
Robustesse	Les résultats de l'indicateur demeurent-ils stables malgré une faible variation des paramètres intrinsèques de l'indicateur	1/2	1/2	La somme pondérée n'apporte pas une grande robustesse au résultat de l'indicateur
Sensibilité	Le résultat varie-t-il en fonction d'une faible variation d'un paramètre extrinsèque à l'indicateur ?	2/2	2/2	Le résultat de l'indicateur est sensible aux variations des émissions de polluants responsables de l'acidification.
Capacité de Synthèse	L'indicateur donne-t-il une information synthétique ?	2/2	2/2	L'indicateur propose un résultat agrégé de l'impact initial caractéristique de l'acidification.
Adaptabilité	L'indicateur peut-il être adaptable à des finalités différentes et/ou des objets différents ?	2/2	2/2	L'indicateur peut être utilisé pour évaluer l'acidification induite par tout type d'objets y compris des objets ne relevant pas des transports
TOTAL			17/22	

Tableau 70 : Evaluation de l'indicateur « dommages à la qualité des écosystèmes dus aux effets combinés de l'acidification et de l'eutrophisation »

Critères d'élaboration	Questions relatives à chaque critère	Note à la question	Note de l'indicateur	Commentaire
<b>Pertinence</b>	L'indicateur décrit-il un impact caractéristique de la catégorie d'impact ? L'indicateur est-il adapté aux finalités opérationnelles et aux finalités de recherche?	2/2 2/2	2/2	Les impacts affectant les écosystèmes constituent un ensemble d'impacts secondaires caractéristiques de l'acidification et de l'eutrophisation. Il manque la dégradation des monuments historiques pour l'acidification.
<b>Acceptabilité</b>	L'indicateur est-il acceptable ou accepté par les utilisateurs ?	0,5/2	0,5/2	L'indicateur ne semble pas utilisé par aucune institution dans le monde entier. Il ne présente cependant aucune condition de non acceptabilité.
Transparence	L'indicateur présente-il les concepts, le formalisme, la métrologie, et le résultat d'une manière transparente pour l'utilisateur ?	2/2	2/2	Les éléments de l'indicateur sont présentés sans ambiguïté.
Compréhensibilité	Les concepts, le formalisme, la métrologie, et le résultat sont-ils compréhensibles pour l'utilisateur ?	1,5/2	1,5/2	La somme des émissions de polluants entraînant des impacts sur les écosystèmes dus à l'acidification et à l'eutrophisation, pondérées d'un facteur d'équivalence est une notion connue par une large majorité des utilisateurs. Le facteur d'impact est néanmoins plus compliqué que celui des indicateurs « acidification » ou « eutrophisation ».
Signifiante	Le formalisme et l'expression du résultat permettent-ils de donner une signification au résultat de l'indicateur ?	1,5/2	2/2	Les dommages à la qualité des écosystèmes donnent une indication directe sur les impacts secondaires les plus importants de l'acidification et de l'eutrophisation. Le résultat de l'indicateur a une signifiante plus grande pour la population que la quantité émise de polluant responsable

				de l'acidification ou de l'eutrophisation. On ne peut pas cependant distinguer la proportion des impacts induits par l'acidification ou par l'eutrophisation.
Faisabilité	La mise en œuvre de l'indicateur est-elle possible compte tenu de la disponibilité et de la qualité des données d'entrée, de la disponibilité d'outils et d'agents de traitement adaptés, et de moyens financiers ?	1/2	1/2	L'indicateur nécessite de connaître les émissions de polluant, ce qui n'est pas toujours évident notamment dans le cas de l'évaluation stratégique des transports.
<b>Validité</b>	Le formalisme général de l'indicateur permet-il de décrire l'impact environnemental retenu ?  Le facteur d'impact est-il adapté aux caractéristiques spatiales et temporelles de l'impact considéré ?	0/2  0,5/2	0,25/2	La formalisation donne une représentation linéaire des mécanismes conduisant aux impacts secondaires sur les écosystèmes de la combinaison acidification-eutrophisation ce qui ne semble pas correspondre avec la réalité des phénomènes. Les facteurs d'impact ne semblent pas bénéficier d'un consensus scientifique.  Le facteur d'impact est établi pour le globe, l'Europe et pour les Pays-Bas. Il intègre les impacts sur le long terme, ce qui semble bien adapté aux impacts sur les écosystèmes induits par l'acidification et l'eutrophisation. Cependant, la validité des facteurs d'impact à l'échelle du globe et de l'Europe semble très faible.
Robustesse	Les résultats de l'indicateur demeurent-ils stables malgré une faible variation des paramètres intrinsèques de l'indicateur	0,5/2	0,5/2	La somme pondérée n'apporte pas une grande robustesse au résultat de l'indicateur
Sensibilité	Le résultat varie-t-il en fonction d'une faible variation d'un paramètre extrinsèque à l'indicateur ?	2/2	2/2	Le résultat de l'indicateur est sensible aux variations des émissions de polluant
Capacité de Synthèse	L'indicateur donne-t-il une information synthétique ?	2/2	2/2	L'indicateur propose un résultat agrégé d'un ensemble d'impacts secondaires de l'acidification et de l'eutrophisation.
Adaptabilité	L'indicateur peut-il être adaptable à des finalités différentes et/ou des objets différents ?	2/2	2/2	L'indicateur peut être utilisé pour évaluer les effets combinés de l'acidification et de l'eutrophisation induits par tout type d'objets y compris des objets ne relevant pas des transports
TOTAL			15,75/22	

➤ Eutrophisation

Tableau 71 : Evaluation de l'indicateur « eutrophisation »

Critères d'élaboration	Questions relatives à chaque critère	Note à la question	Note de l'indicateur	Commentaire
<b>Pertinence</b>	L'indicateur décrit-il un impact caractéristique de la catégorie d'impact ?	1/2	1,5/2	La production de nutriments pour les végétaux chlorophylliens est l'impact initial caractéristique de cette catégorie d'impact. Il est cependant

	L'indicateur est-il adapté aux finalités opérationnelles et aux finalités de recherche?	2/2		moins bien perceptible vis-à-vis de la population que des impacts secondaires.
<b>Acceptabilité</b>	L'indicateur est-il acceptable ou accepté par les utilisateurs ?	1/2	1/2	L'indicateur est utilisé par quelques institutions dans le monde entier, notamment celles qui pratiquent l'analyse de cycle de vie
Transparence	L'indicateur présente-il les concepts, le formalisme, la métrologie, et le résultat d'une manière transparente pour l'utilisateur ?	2/2	2/2	Les éléments de l'indicateur sont présentés sans ambiguïté
Compréhensibilité	Les concepts, le formalisme, la métrologie, et le résultat sont-ils compréhensibles pour l'utilisateur ?	2/2	2/2	La somme des émissions de polluant responsable de l'eutrophisation pondérées d'un facteur d'équivalence est une notion connue par une large majorité des utilisateurs.
Significiance	Le formalisme et l'expression du résultat permettent-ils de donner une signification au résultat de l'indicateur ?	1/2	1/2	La quantité émise de polluant équivalent $\text{PO}_4^{3-}$ donne une indication indirecte de l'eutrophisation et des impacts secondaires en cascade.
Faisabilité	La mise en œuvre de l'indicateur est-elle possible compte tenu de la disponibilité et de la qualité des données d'entrée, de la disponibilité d'outils et d'agents de traitement adaptés, et de moyens financiers ?	1/2	1/2	L'indicateur nécessite de connaître les émissions de polluants responsables de l'eutrophisation, ce qui n'est pas toujours évident notamment dans le cas de l'évaluation stratégique des transports.
Validité	Le formalisme général de l'indicateur permet-il de décrire l'impact environnemental retenu ?  Le facteur d'impact est-il adapté aux caractéristiques spatiales et temporelles de l'impact considéré ?	1/2  2/2	1,5/2	La formalisation représente bien la réalité du phénomène de l'eutrophisation (en laboratoire) (impact initial) (mécanisme linéaire). En revanche, il semble que le mécanisme ne soit pas linéaire in-situ, en raison notamment des contraintes environnementales influant sur les processus-physico-chimique de transport/dispersion et transformation des polluants. Il y a néanmoins un certain consensus scientifique autour de cet indicateur.  Les facteurs d'impact sont développés pour le globe, l'Europe et au niveau régional, et intègrent les effets sur une période infinie.
Robustesse	Les résultats de l'indicateur demeurent-ils stables malgré une faible variation des paramètres intrinsèques de l'indicateur	1/2	1/2	La somme pondérée n'apporte pas une grande robustesse au résultat de l'indicateur
Sensibilité	Le résultat varie-t-il en fonction d'une faible variation d'un paramètre extrinsèque à l'indicateur ?	2/2	2/2	Le résultat de l'indicateur est sensible aux variations des émissions de polluants entraînant l'eutrophisation.

Capacité de Synthèse	L'indicateur donne-t-il une information synthétique ?	2/2	2/2	L'indicateur propose un résultat agrégé de l'impact initial caractéristique de l'eutrophisation.
Adaptabilité	L'indicateur peut-il être adaptable à des finalités différentes et/ou des objets différents ?	2/2	2/2	L'indicateur peut être utilisé pour évaluer l'eutrophisation induite par tout type d'objets y compris des objets ne relevant pas des transports
TOTAL			17/22	

➤ Pollution sensible

Tableau 72 : Evaluation de l'indicateur « odeur »

Critères d'élaboration	Questions relatives à chaque critère	Note à la question	Note de l'indicateur	Commentaire
<b>Pertinence</b>	L'indicateur décrit-il un impact caractéristique de la catégorie d'impact ? L'indicateur est-il adapté aux finalités opérationnelles et aux finalités de recherche?	0,5/2 1,5/2	1/2	La production d'odeurs est l'impact initial caractéristique de cette catégorie d'impact. Il est cependant moins bien perceptible vis-à-vis de la population que la gêne induite par la perception des odeurs (impacts secondaires). Prise en compte uniquement des odeurs (absence des aspects visuels : fumées...).
<b>Acceptabilité</b>	L'indicateur est-il acceptable ou accepté par les utilisateurs ?	0,5/2	0,5/2	L'indicateur ne semble pas utilisé par aucune quelconque institution dans le monde entier.
Transparence	L'indicateur présente-il les concepts, le formalisme, la métrologie, et le résultat d'une manière transparente pour l'utilisateur ?	2/2	2/2	Les éléments de l'indicateur sont présentés sans ambiguïté
Compréhensibilité	Les concepts, le formalisme, la métrologie, et le résultat sont-ils compréhensibles pour l'utilisateur ?	2/2	2/2	La somme des émissions de polluants odorants pondérées d'un facteur d'équivalence est une notion connue par une large majorité des utilisateurs.
Signifiante	Le formalisme et l'expression du résultat permettent-ils de donner une signification au résultat de l'indicateur ?	1/2	1/2	Le volume d'air nécessaire à la dilution d'une substance odorante au niveau du seuil de perception donne une indication indirecte de la pollution sensible (odeur) et des impacts secondaires en cascade. Néanmoins, le volume est une notion signifiante.
Faisabilité	La mise en œuvre de l'indicateur est-elle possible compte tenu de la disponibilité et de la qualité des données d'entrée, de la disponibilité d'outils et d'agents de traitement adaptés, et de moyens financiers ?	1/2	1/2	L'indicateur nécessite de connaître les émissions de polluants dégradant la couche d'ozone, ce qui n'est pas toujours évident notamment dans le cas de l'évaluation stratégique des transports.
Validité	Le formalisme général de l'indicateur permet-il de décrire l'impact environnemental retenu ?	0,5/2	0,5/2	La formalisation ne représente pas bien la réalité du phénomène de la pollution sensible, car l'intensité d'une odeur ne correspond pas à la somme des odeurs. Il y a des effets antagonistes et des effets cumulatifs qui ne sont pas pris en compte dans cet indicateur.



	Le facteur d'impact est-il adapté aux caractéristiques spatiales et temporelles de l'impact considéré ?	0,5/2		Les facteurs d'impact sont développés pour le globe et l'infini, ce qui n'est pas du tout adapté à la pollution sensible.
Robustesse	Les résultats de l'indicateur demeurent-ils stables malgré une faible variation des paramètres intrinsèques de l'indicateur	1/2	1/2	La somme pondérée n'apporte pas une grande robustesse au résultat de l'indicateur.
Sensibilité	Le résultat varie-t-il en fonction d'une faible variation d'un paramètre extrinsèque à l'indicateur ?	2/2	2/2	Le résultat de l'indicateur est sensible aux variations des émissions de polluants odorants.
Capacité de Synthèse	L'indicateur donne-t-il une information synthétique ?	1/2	1/2	L'indicateur propose un résultat agrégé d'un des deux impacts initiaux caractéristiques de la pollution sensible (seulement odeur).
Adaptabilité	L'indicateur peut-il être adaptable à des finalités différentes et/ou des objets différents ?	2/2	2/2	L'indicateur peut être utilisé pour la pollution sensible induite par tout type d'objets y compris des objets ne relevant pas des transports
TOTAL			14/22	

➤ Impacts sanitaires restreints directs

Tableau 73 : Evaluation de l'indicateur « toxicité »

Critères d'élaboration	Questions relatives à chaque critère	Note à la question	Note de l'indicateur	Commentaire
<b>Pertinence</b>	L'indicateur décrit-il un impact caractéristique de la catégorie d'impact ?	1/2	1,5/2	La toxicité correspond à l'impact initial et à l'impact secondaire caractéristiques de cette catégorie d'impact. Cependant la toxicité est une notion difficile à appréhender dans son ensemble tant les formes de toxicité sont diverses.
	L'indicateur est-il adapté aux finalités opérationnelles et aux finalités de recherche?	2/2		
<b>Acceptabilité</b>	L'indicateur est-il acceptable ou accepté par les utilisateurs ?	1/2	1/2	L'indicateur est utilisé par quelques institutions dans le monde entier, notamment celles qui pratiquent l'analyse de cycle de vie. Il n'est pas utilisé cependant par les institutions sanitaires.
Transparence	L'indicateur présente-il les concepts, le formalisme, la métrologie, et le résultat d'une manière transparente pour l'utilisateur ?	2/2	2/2	Les éléments de l'indicateur sont présentés sans ambiguïté.
Compréhensibilité	Les concepts, le formalisme, la métrologie, et le résultat sont-ils compréhensibles pour l'utilisateur ?	2/2	2/2	La somme des émissions de polluant pondérées d'un facteur d'équivalence établi en termes de toxicité humaine est une notion connue par une large majorité des utilisateurs, dans son principe, même s'il existe de grandes difficultés d'y parvenir dans la réalité en raison de la multitude et de la diversité des impacts sanitaires.
Signifiante	Le formalisme et l'expression du résultat permettent-ils de donner	1/2	1/2	La quantité émise de polluant équivalent 1,4DCB donne une indication indirecte des

	une signification au résultat de l'indicateur ?			impacts sanitaires multiples.
Faisabilité	La mise en œuvre de l'indicateur est-elle possible compte tenu de la disponibilité et de la qualité des données d'entrée, de la disponibilité d'outils et d'agents de traitement adaptés, et de moyens financiers ?	1/2	1/2	L'indicateur nécessite de connaître les émissions de polluants toxiques, ce qui n'est pas toujours évident notamment dans le cas de l'évaluation stratégique des transports.
Validité	Le formalisme général de l'indicateur permet-il de décrire l'impact environnemental retenu ?	0/2	1/2	Le formalisme ne semble pas adapté à la représentation des mécanismes d'impact in-situ. L'agrégation de plusieurs impacts aussi variés que les irritations cutanées ou les cancers au sein du facteur d'impact ne bénéficie pas non plus d'un consensus scientifique.
	Le facteur d'impact est-il adapté aux caractéristiques spatiales et temporelles de l'impact considéré ?	2/2		Les facteurs d'impact sont développés pour le globe, l'Europe et au niveau régional, et intègrent les effets sur une période infinie.
Robustesse	Les résultats de l'indicateur demeurent-ils stables malgré une faible variation des paramètres intrinsèques de l'indicateur	1/2	1/2	La somme pondérée n'apporte pas une grande robustesse au résultat de l'indicateur.
Sensibilité	Le résultat varie-t-il en fonction d'une faible variation d'un paramètre extrinsèque à l'indicateur ?	2/2	2/2	Le résultat de l'indicateur est sensible aux variations des émissions de polluants toxiques.
Capacité de Synthèse	L'indicateur donne-t-il une information synthétique ?	2/2	2/2	L'indicateur propose un résultat agrégé des impacts sanitaires restreints directs.
Adaptabilité	L'indicateur peut-il être adaptable à des finalités différentes et/ou des objets différents ?	2/2	2/2	L'indicateur peut être utilisé pour évaluer les impacts sanitaires restreints directs induits par tout type d'objets y compris des objets ne relevant pas des transports
TOTAL			16,5/22	

➤ Ecotoxicité directe

Tableau 74 : Evaluation de l'indicateur « écotoxicité »

Critères d'élaboration	Questions relatives à chaque critère	Note à la question	Note de l'indicateur	Commentaire
<b>Pertinence</b>	L'indicateur décrit-il un impact caractéristique de la catégorie d'impact ?	1/2	1,5/2	L'écotoxicité correspond à l'impact initial et à l'impact secondaire caractéristiques de cette catégorie d'impact. Cependant, l'écotoxicité regroupe une multitude de formes d'écotoxicité, ce qui rend difficile l'appréhension de cette notion.
	L'indicateur est-il adapté aux finalités opérationnelles et aux finalités de recherche?	2/2		
<b>Acceptabilité</b>	L'indicateur est-il acceptable ou accepté	1/2	1/2	L'indicateur est utilisé par quelques institutions dans le monde entier, notamment celles qui

	par les utilisateurs ?			pratiquent l'analyse de cycle de vie.
Transparence	L'indicateur présente-il les concepts, le formalisme, la métrologie, et le résultat d'une manière transparente pour l'utilisateur ?	2/2	2/2	Les éléments de l'indicateur sont présentés sans ambiguïté.
Compréhensibilité	Les concepts, le formalisme, la métrologie, et le résultat sont-ils compréhensibles pour l'utilisateur ?	2/2	2/2	La somme des émissions de polluant pondérées d'un facteur d'équivalence établi en termes d'écotoxicité est une notion connue par une large majorité des utilisateurs.
Signifiante	Le formalisme et l'expression du résultat permettent-ils de donner une signification au résultat de l'indicateur ?	1/2	1/2	La quantité émise de polluant équivalent 1,4DCB donne une indication indirecte des impacts multiples sur les espèces et les écosystèmes.
Faisabilité	La mise en œuvre de l'indicateur est-elle possible compte tenu de la disponibilité et de la qualité des données d'entrée, de la disponibilité d'outils et d'agents de traitement adaptés, et de moyens financiers ?	1/2	1/2	L'indicateur nécessite de connaître les émissions de polluants écotoxiques, ce qui n'est pas toujours évident notamment dans le cas de l'évaluation stratégique des transports.
Validité	Le formalisme général de l'indicateur permet-il de décrire l'impact environnemental retenu ?	0/2	1/2	Le formalisme ne semble pas adapté à la représentation des mécanismes d'impact in-situ. L'agrégation de plusieurs impacts affectant la santé des espèces animales et végétales, ainsi que l'état des écosystèmes, au sein du facteur d'impact, ne bénéficie pas non plus d'un consensus scientifique.
	Le facteur d'impact est-il adapté aux caractéristiques spatiales et temporelles de l'impact considéré ?	2/2		
Robustesse	Les résultats de l'indicateur demeurent-ils stables malgré une faible variation des paramètres intrinsèques de l'indicateur	1/2	1/2	La somme pondérée n'apporte pas une grande robustesse au résultat de l'indicateur.
Sensibilité	Le résultat varie-t-il en fonction d'une faible variation d'un paramètre extrinsèque à l'indicateur ?	2/2	2/2	Le résultat de l'indicateur est sensible aux variations des émissions de polluants écotoxiques.
Capacité de Synthèse	L'indicateur donne-t-il une information synthétique ?	2/2	2/2	L'indicateur propose un résultat agrégé des impacts écotoxiques directs.
Adaptabilité	L'indicateur peut-il être adaptable à des finalités différentes et/ou des objets différents ?	2/2	2/2	L'indicateur peut être utilisé pour évaluer les impacts écotoxiques directs induite par tout type d'objets y compris des objets ne relevant pas des transports
TOTAL			16,5/22	

Tableau 75 : Evaluation de l'indicateur « dommages à la qualité des écosystèmes dus aux émissions écotoxiques »

Critères d'élaboration	Questions relatives à chaque critère	Note à la question	Note de l'indicateur	Commentaire
<b>Pertinence</b>	L'indicateur décrit-il un impact caractéristique de la catégorie d'impact ?  L'indicateur est-il adapté aux finalités opérationnelles et aux finalités de recherche?	1/2  2/2	1,5/2	L'écotoxicité correspond à l'impact initial et à l'impact secondaire caractéristiques de cette catégorie d'impact. Cependant, l'écotoxicité regroupe une multitude de formes d'écotoxicité, ce qui rend difficile l'appréhension de cette notion.
<b>Acceptabilité</b>	L'indicateur est-il acceptable ou accepté par les utilisateurs ?	0,5/2	0,5/2	L'indicateur ne semble utilisé par aucune institution dans le monde entier. Il ne présente cependant aucune condition de non acceptabilité.
Transparence	L'indicateur présente-il les concepts, le formalisme, la métrologie, et le résultat d'une manière transparente pour l'utilisateur ?	2/2	2/2	Les éléments de l'indicateur sont présentés sans ambiguïté.
Compréhensibilité	Les concepts, le formalisme, la métrologie, et le résultat sont-ils compréhensibles pour l'utilisateur ?	1,5/2	1,5/2	La somme des émissions de polluants pondérées d'un facteur d'équivalence (écotoxicité) est une notion connue par une large majorité des utilisateurs. Le facteur d'impact est néanmoins plus compliqué que l'indicateur « écotoxicité ».
Signifiante	Le formalisme et l'expression du résultat permettent-ils de donner une signification au résultat de l'indicateur ?	2/2	2/2	Le dommage écotoxique exprimé sous la forme de la fraction d'organismes exposés à une concentration au moins égale aux concentrations pour lesquelles aucun effet n'est observé en laboratoire donne une indication directe des impacts écotoxiques. Le résultat de l'indicateur a une signifiante plus grande pour la population que la quantité émise de polluant écotoxique équivalent 1,4DCB.
Faisabilité	La mise en œuvre de l'indicateur est-elle possible compte tenu de la disponibilité et de la qualité des données d'entrée, de la disponibilité d'outils et d'agents de traitement adaptés, et de moyens financiers ?	1/2	1/2	L'indicateur nécessite de connaître les émissions de polluant, ce qui n'est pas toujours évident notamment dans le cas de l'évaluation stratégique des transports.
Validité	Le formalisme général de l'indicateur permet-il de décrire l'impact environnemental retenu ?  Le facteur d'impact est-il adapté aux caractéristiques spatiales et temporelles de l'impact considéré ?	0/2  0,5/2	0,25/2	La formalisation donne une représentation linéaire des mécanismes conduisant aux impacts écotoxiques ce qui ne semble pas correspondre avec la réalité des phénomènes.  Le facteur d'impact est établi pour le globe, l'Europe et les Pays-Bas, et intègre les effets sur une période infinie, ou sur 20, 100 ou 500 ans, ce qui est adapté aux impact écotoxiques induits par l'exposition à des mélanges mais pas à ceux induits par l'exposition à une seule substance. De plus, la validité des facteurs d'impact à l'échelle du globe et de l'Europe semble très faible.

Robustesse	Les résultats de l'indicateur demeurent-ils stables malgré une faible variation des paramètres intrinsèques de l'indicateur	1/2	1/2	La somme pondérée n'apporte pas une grande robustesse au résultat de l'indicateur
Sensibilité	Le résultat varie-t-il en fonction d'une faible variation d'un paramètre extrinsèque à l'indicateur ?	2/2	2/2	Le résultat de l'indicateur est sensible aux variations des émissions de polluant
Capacité de Synthèse	L'indicateur donne-t-il une information synthétique ?	2/2	2/2	L'indicateur propose un résultat agrégé des impacts écotoxiques.
Adaptabilité	L'indicateur peut-il être adaptable à des finalités différentes et/ou des objets différents ?	2/2	2/2	L'indicateur peut être utilisé pour évaluer l'écotoxicité directe induit par tout type d'objets y compris des objets ne relevant pas des transports
TOTAL			15,75/22	

➤ Dégradation du patrimoine bâti commun et dégradation du patrimoine bâti historique

Aucun indicateur établissant une relation entre la pression (émissions) et l'impact n'a pu être identifié dans la littérature pour les deux catégories d'impact dégradation du patrimoine bâti commun et dégradation du patrimoine bâti historique.

# ANNEXE 14 : Éléments de calcul de l'impact environnemental global des polluants atmosphériques émis par le système des transports français en 2005

## ➤ Facteurs d'impact

Les facteurs d'impact retenus dans les différents calculs de l'indicateur sont extraits des travaux de [Guinee & coll., 2002]. Ils correspondent le plus souvent aux facteurs d'impact « universels », c'est-à-dire indépendant de toute zone géographique (échelle globale) et de toute période temporelle (échelle de temps infinie) (tableau 76).

Tableau 76 : Emissions de polluants atmosphériques en France

		GWP <sub>100</sub> (éq CO <sub>2</sub> )	ODP <sub>100</sub> (éq C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> )	AP <sub>100</sub> (éq SO <sub>2</sub> )	EP <sub>100</sub> (éq PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	OP <sub>100</sub> (m <sup>3</sup> /kt)	HTP <sub>100</sub> (éq 1,4-DCB)	ETP <sub>100</sub> (éq SO <sub>2</sub> )						
								FAETP	MAETP	FSETP	MSETP	TETP		
SO <sub>2</sub>	Dioxyde de soufre		0,048	1			0,096							
NO <sub>x</sub>	Oxydes d'azote		0,028	0,693	0,13		0,060							
NH <sub>3</sub>	Ammoniac		0,000	1,879	0,35	1.10 <sup>+1</sup> <sub>2</sub>	0,100							
COVNM	Composés organiques volatiles non méthaniques		0,500				0,64	1,4.10 <sup>-11</sup>	7,9.10 <sup>-11</sup>	9,0.10 <sup>-12</sup>	7,1.10 <sup>-11</sup>	1,3.10 <sup>-12</sup>		
<i>dont benzène</i>	<i>Benzène</i>		0,220				1 900	8,4.10 <sup>-05</sup>	2,8.10 <sup>-03</sup>	6,4.10 <sup>-05</sup>	1,3.10 <sup>-03</sup>	1,6.10 <sup>-05</sup>		
CO	Monoxyde de carbone		0,027											
CO <sub>2</sub>	Dioxyde de carbone	1												
CH <sub>4</sub>	Méthane	21												



		GWP <sub>100</sub> (éq CO <sub>2</sub> )	ODP <sub>100</sub> (éq C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> )	AP <sub>100</sub> (éq SO <sub>2</sub> )	EP <sub>100</sub> (éq PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	OP <sub>100</sub> (m <sup>3</sup> /kt)	HTP <sub>100</sub> (éq 1,4-DCB)	ETP <sub>100</sub> (éq SO <sub>2</sub> )				
Zn	Zinc						104	17,8	67 255	45,6	68 095	12
	Dioxines et furannes						1,9.10 <sup>9</sup>	2,1.10 <sup>6</sup>	3,0.10 <sup>8</sup>	6,8.10 <sup>6</sup>	8,1.10 <sup>8</sup>	1,2.10 <sup>4</sup>
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques						572 400	1,7.10 <sup>2</sup>	7,3.10 <sup>3</sup>	5,3.10 <sup>2</sup>	2,5.10 <sup>4</sup>	8.10 <sup>-01</sup>
PCB	PolyChloroBiphényles											
HCB	HexaChloroBenzène						3 157 103	1,3	2 406	4,3	2 751	0,3
TSP	Particules en suspension											
PM <sub>10</sub>	Particules inférieures à 10 microns						0,82					
PM <sub>2,5</sub>	Particules inférieures à 2,5 microns											
PM <sub>1,0</sub>	Particules inférieures à 1 micron											

➤ Bilan des émissions

Les bilans d'émission utilisés pour calculer l'indicateur sont établis par le Citepa [Citepa]. Ils concernent les émissions totales de tous les secteurs d'activités pour l'année 2005 (année de référence vis-à-vis du système de pondération), et celles du secteur des transports pour l'année 1990 et l'année 2005 (tableau 77).



Tableau 77 : Emissions de polluants atmosphériques en France

		Unité	Total (en 2004)	Transports (en 1990)	Transports (en 2004)
SO <sub>2</sub>	Dioxyde de soufre	kt	484,0	155,0	36,0
NO <sub>x</sub>	Oxydes d'azote	kt	1 219,0	1 164,0	655,0
NH <sub>3</sub>	Ammoniac	kt	742,0	0,8	13,7
COVNM	Composés organiques volatiles non méthaniques	kt	1 367,0	1 081,0	347,0
<i>dont benzène</i>	<i>Benzène</i>	<i>kt</i>	<i>45,5</i>		<i>13,4</i>
CO	Monoxyde de carbone	kt	6 008,0	6 352,0	2 070,0
CO <sub>2</sub>	Dioxyde de carbone	kt	534 000,0	116 700,0	138 000,0
CH <sub>4</sub>	Méthane	kt	2 788,0	35,3	23,3
N <sub>2</sub> O	Protoxyde d'azote	kt	234,0	5,2	13,8
HFC	Hydrofluorocarbures	t	6 681,0	0,0	1 576,0
PFC	Perfluorocarbures	t	319,0	0,0	0,0
SF <sub>6</sub>	Hexafluorure de soufre	t	56,7	0,0	0,0
As	Arsenic	t	13,3	0,0	0,0
Cd	Cadmium	t	7,6	0,0	0,0
Cr	Chrome	t	51,0	0,0	0,0
Cu	Cuivre	t	173,0	115,2	142,0
Hg	Mercure	t	7,8	0,0	0,0
Ni	Nickel	t	179,0	0,9	0,5
Pb	Plomb	t	174,0	3 934,0	16,2
Se	Sélénium	t	13,5	0,0	0,0
Zn	Zinc	t	521,0	0,1	0,2
	Dioxines et furannes	g ITEQ	310,0	9,3	2,7
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques	t	35,0	2,5	4,3
PCB	PolyChloroBiphényles	kg	26,0	0,0	0,0
HCB	HexaChloroBenzène	kg	1 147,0	3,3	7,1
PS	Particules en suspension	kt	1 476,0	123,8	122,4
PM <sub>10</sub>	Particules inférieures à 10 microns	kt	527,0	81,8	70,2
PM <sub>2,5</sub>	Particules inférieures à 2,5 microns	kt	321,0	64,8	52,2
PM <sub>1,0</sub>	Particules inférieures à 1 micron	kt	191,0	55,0	43,8

➤ Facteurs d'émissions diesel/essence

Les facteurs d'émission pour les véhicules particuliers (VP) essences ou diesels sont calculés par l'Inrets [Hugrel & coll., 2006]. Ils concernent l'année 2005 (tableau 78).

Tableau 78 : Facteurs d'émissions diesel/essence (cas des véhicules particuliers) (2004)

		Unité	Diesel	Essence
SO <sub>2</sub>	Dioxyde de soufre	mg/km	4,7	5,8
NO <sub>x</sub>	Oxydes d'azote	g/km	0,7	0,4
NH <sub>3</sub>	Ammoniac	mg/km	1,0	82,8
COVNM	Composés organiques volatiles non méthaniques	g/km	0,1	0,5
<i>dont benzène</i>	<i>Benzène</i>	-	-	-
CO	Monoxyde de carbone	g/km	0,6	7,6
CO <sub>2</sub>	Dioxyde de carbone	g/km	166,0	201,8
CH <sub>4</sub>	Méthane	-	-	-
N <sub>2</sub> O	Protoxyde d'azote	mg/km	27,0	30,8
HFC	Hydrofluorocarbures	-	-	-
PFC	Perfluorocarbures	-	-	-
SF <sub>6</sub>	Hexafluorure de soufre	-	-	-
As	Arsenic	-	-	-
Cd	Cadmium	µg/km	0,6	0,7
Cr	Chrome	µg/km	2,9	3,5
Cu	Cuivre	µg/km	99,3	120,4
Hg	Mercuré	-	-	-
Ni	Nickel	µg/km	4,1	5,0
Pb	Plomb	µg/km	0,0	0,2
Se	Sélénium	µg/km	0,6	0,7
Zn	Zinc	µg/km	58,8	70,8
	Dioxines et furannes	-	-	-
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques	-	-	-
PCB	PolyChloroBiphényles	-	-	-
HCB	HexaChloroBenzène	-	-	-
PS	Particules en suspension	-	-	-
PM <sub>10</sub>	Particules inférieures à 10 microns	g/km	0,1	0
PM <sub>2,5</sub>	Particules inférieures à 2,5 microns	-	-	-
PM <sub>1,0</sub>	Particules inférieures à 1 micron	-	-	-



# Glossaire

Indicateur	Formalisation permettant de représenter d'une manière synthétique les critères de pollution atmosphérique
Agrégation	Processus permettant d'exprimer synthétiquement sous la forme d'un résultat unique, une multitude de résultats intermédiaires.
Développement durable	Un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations à venir de satisfaire à leurs propres besoins [Wced, 1987]
Critère	Un critère permet de mesurer les impacts caractéristiques d'une catégorie d'impact. On identifie ainsi un critère d'évaluation pour chaque catégorie d'impact. L'ensemble des critères, appelé « famille de critère », permet d'apprécier la pollution de l'air dans sa globalité.
Objet ou variante de transport	Un objet de transport correspond à un système de transport précisément défini (limites structurelles et éventuellement fonctionnelles). Dans la littérature sur l'aide à la décision, on retient les termes de variante ou d'alternative de transport.

# Acronymes et abréviations

ACV	Analyse du Cycle de vie
ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie
ADP	Aéroports de Paris
AE	Agence de l'eau
AEE	Agence européenne de l'environnement
AFSSE	Agence française de sécurité sanitaire environnementale
AS	Académie des Sciences
AMC	Analyse multicritère
CAS	Center for Atmospheric Sciences
Cd	Cadmium
CERTU	Centre d'Etudes sur les Réseaux, les Transports, l'Urbanisme et les constructions publiques
CITEPA	Comité Interprofessionnel d'Etude et de Protection de l'Atmosphère
CML	Leiden University Institute of Environmental Sciences (Centum voor Milieukund Leiden)
CO	Monoxyde de carbone
CO <sub>2</sub>	Dioxyde de carbone
COPERT	Computer Programme to Calculate Emissions from Road Transport
CORINAIR	COReInventory of AIR emissions in Europe
COV	Composés organiques volatils
COVNM	Composés organiques volatils non méthaniques
CSTB	Centre scientifique et technique du bâtiment
CTE	Centre Thématiques Européens
Cu	Cuivre

DGAC	Direction Générale de l'aviation Civile
DGRSNE	Direction générale des ressources naturelles et de l'environnement
EPA	Environmental Protection Agency ou agence de protection de l'environnement
EUSES	European Uniform System for the Evaluation of Substances
GIEC	Groupe de spécialistes intergouvernemental sur l'évolution du climat
GWP	Global Warming Potential ou potentiel de réchauffement climatique
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
HC	Hydrocarbures
HEI	Health Effects Institute
HFC	Hydrofluorocarbures
IFEN	Institut Français de l'Environnement
INSA	Institut National des Sciences Appliquées
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
ISO	International Organization for Standardization
Km	Kilomètres
LAEPSI	Laboratoire d'Analyse Environnementale des Procédés et des Systèmes Industriels
MEET	Methodology for calculating transport emissions and energy consumption
NO <sub>x</sub>	Oxydes d'azote (NO, NO <sub>2</sub> , N <sub>2</sub> O)
O <sub>3</sub>	Ozone
OCDE	Organisation pour la coopération et le développement économique
OFEFP	Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage (Suisse)
OMM	Organisation météorologique mondiale (WMO en anglais)
OMS	Organisation mondiale de la santé (WHO en anglais)
PAN	Péroxyacétylnitrate
Pb	Plomb
PDU	Plan de Déplacements Urbains
PIB	Produit Intérieur Brut
PM <sub>10</sub> , PM <sub>2,5</sub> , PM <sub>1</sub>	Particules de diamètre 10 ; 2,5 et 1µm
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'Environnement
ppm	Partie par million : Mesure de concentration en volume. La concentration est exprimée en parties par million, par exemple un m <sup>3</sup> de la substance par million de m <sup>3</sup> d'air. Une partie par million (1 ppm) représente le volume qu'occupe une pièce d'un euro dans un million de pièces de un euro.
TPS	Total Particules en suspension
RESPECT	Référentiel d'évaluation et de suivi des politiques des collectivités territoriales
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
SO <sub>2</sub>	Dioxyde de soufre
T	Tonne
TERM	Towards a transport and environment reporting mechanism (for the EU)
UE	Union Européenne
UNEP	United Nations Environmental Programme
UV	Ultra-violet
WCED	World Commission on Environment and Development
Zn	Zinc

# Table des figures

Figure 1 : Objectifs de l'indicateur	8
Figure 2 : Exemple de quelques chaînes d'impact incluses dans la catégorie d'impact « Effet de serre »	16
Figure 3 : Les cinq types d'évaluation d'une politique publique, d'après [O'Jones, 1970]	20
Figure 4 : Risque de sur-morbidité suite à une exposition au NO <sub>2</sub> [Ferry & coll., 2003]	39
Figure 5 : Formalisation mathématique de la préférence et de l'indifférence	43
Figure 6 : Les trois filières concourant, au niveau du déplacement, aux émissions de polluants atmosphériques, adapté de [Rousseaux & coll., 2000]	59
Figure 7 : Emissions de polluants atmosphériques du secteur des transports français métropolitain (en % du total des émissions sectorielles), d'après [Citepa]	64
Figure 8 : Structure verticale de l'atmosphère	73
Figure 9 : Mécanisme global des impacts des polluants atmosphériques émis par les transports	84
Figure 10 : Architecture <i>bottom-up</i> de l'indicateur	138
Figure 11 : Présentation des variations de température à la surface de la terre au cours des 140 et des 1000 dernières années [Giec, 2001]	183
Figure 12 : Simulation des variations de température de la Terre et Comparaison des résultats aux changements mesurés [Giec, 2001]	185
Figure 13 : Forçage radiatif moyen global du système climatique en l'an 2000 par rapport à 1750 [Giec, 2001]	186
Figure 14 : Quantité totale d'ozone en moyenne pour le mois d'octobre de chaque année, mesurée à la station de Haley Bay (Antarctique) [CAS, 1999]	187
Figure 15 : Quantité d'ozone en fonction de l'altitude pour les mois d'hiver et de printemps relatifs à l'hémisphère nord (à gauche) et à l'hémisphère sud (à droite) [Legras, 2002]	188
Figure 16 : Schéma de synthèse du principe de la diminution de la couche d'ozone [CAS, 1999; Legras, 2002]	188
Figure 17 : Schéma de synthèse de la diminution de la couche d'ozone [Legras, 2002]	190
Figure 18 : Variation de l'exposition aux UV B en fonction de la variation de l'épaisseur de la couche d'ozone (en %) [Legras, 2002]	191
Figure 19 : Schéma de synthèse de la pollution photochimique, d'après [Flandrin & coll., 2002]	194
Figure 20 : Isoleths de production d'ozone en fonction de la concentration de NO <sub>x</sub> et de COVNM, d'après [Flandrin & coll., 2002]	194
Figure 21 : Evolution typique de la production d'ozone en fonction des niveaux de NO <sub>x</sub> dans l'atmosphère (les niveaux sont indicatifs) [CSHPF, 1996]	196
Figure 22 : Schéma de synthèse du mécanisme de la déposition atmosphérique [Citepa]	204
Figure 23 : Présentation des émissions de soufre en Europe occidentale et des vents dominants sur le continent européen [Baines, 1990]	204



# Table des tableaux

Tableau 1 : Indicateur de « pollution globale » [Mazzaracchio & coll., 1996]	10
Tableau 2 : Précision des systèmes d'indicateurs [Maurin, 2004]	16
Tableau 3 : L'indicateur Atmo (2000) [Garcia & coll., 2001]	24
Tableau 4 : Caractéristiques des opérateurs de synthèse	48
Tableau 5 : Classement des objets de transport en fonction des différents opérateurs	49
Tableau 6 : L'indicateur AQI (O <sub>3</sub> , CO, SO <sub>2</sub> , NO <sub>2</sub> : ppm ; PM : µg/m <sup>3</sup> ) [Epa (USA)]	51
Tableau 7 : Principales méthodes de calcul d'incertitude et de la propagation de celle-ci, adapté de [Benetto, 2002; Hordez, 2003]	54
Tableau 8 : Méthode d'évaluation des indicateurs	56
Tableau 9 : Distribution des émissions de polluants atmosphériques au sein du secteur des transports (en %), d'après [Citepa].	65
Tableau 10 : Emissions de polluants atmosphériques du mode de transport routier français (exprimées en tonnes), en 2000, d'après [Antoine, 2003; Hugrel, 2004; Toniello, 2001]	66
Tableau 11 : Composition de l'air pur sec [Ademe, 2003b]	74
Tableau 12 : Structure de la méthode de détermination de la durée d'un impact	91
Tableau 13 : Structure de la méthode de détermination de l'échelle spatiale d'un impact	92
Tableau 14 : Méthode de construction de la typologie des impacts environnementaux des polluants atmosphériques	95
Tableau 15 : Risques sanitaires à court terme de la pollution atmosphérique induite par les transports [Cassadou & coll., 2004a; b; Chiron & coll., 1996]	114
Tableau 16 : Risques sanitaires à long terme de la pollution atmosphérique induite par les transports [Cassadou & coll., 2004a; b; Chiron & coll., 1996]	115
Tableau 17 : Typologie des catégories d'impact environnemental induites par les polluants atmosphériques	121
Tableau 18 : Indépendance des catégories d'impact	123
Tableau 19 : Réponse à la question « Quelles sont, selon vous, les deux actions que l'Etat doit mener en priorité dans le domaine de l'environnement ? » [Boy, 2002]	125
Tableau 20 : Cibles et catégories d'impact distinguées socialement	125
Tableau 21 : Structure d'agrégation des catégories d'impact au regard des cibles affectées	126
Tableau 22 : Structure d'agrégation des catégories d'impact selon leurs dimensions spatio-temporelles	128
Tableau 23 : Classification des catégories d'impact selon leurs dimensions spatio-temporelles intrinsèques	129
Tableau 24 : Classification des catégories d'impact distinguées par la population générale selon leurs dimensions spatio-temporelles intrinsèques	130
Tableau 25 : Classification des catégories d'impact selon leurs dimensions spatio-temporelles intrinsèques	130
Tableau 26 : Hiérarchisation des cibles	133
Tableau 27 : Hiérarchisation des dimensions spatio-temporelles	134



Tableau 28 : Hiérarchisation croisée par cibles et par dimensions spatio-temporelles	135
Tableau 29 : Hiérarchisation désagrégée des catégories d'impact	136
Tableau 30 : Hiérarchisation agrégée des catégories d'impact	137
Tableau 31 : Synthèse des principaux facteurs d'impact relatifs à chaque indicateur	152
Tableau 32 : Impact global des émissions de polluants atmosphériques du système de transport métropolitain (2005)	158
Tableau 33 : Impact global des émissions de polluants atmosphériques du système de transport métropolitain (1990)	158
Tableau 34 : Impact global des émissions de polluants atmosphériques des technologies diesel et essence (Cas des véhicules particuliers) (2005)	160
Tableau 35 : Simulation de 8 jeux de pondération	161
Tableau 36 : Simulation de l'impact global du système de transport français (2005) en fonction des 8 jeux de pondération	162
Tableau 37 : Simulation de l'impact global de la technologie diesel (véhicules particuliers) (2005) en fonction des 8 jeux de pondération	162
Tableau 38 : Simulation de la comparaison de l'impact global des technologies diesel et essence (véhicules particuliers) (2005) en fonction des 8 jeux de pondération	162
Tableau 39 : Indicateurs environnementaux pour l'évaluation stratégique des transports	169
Tableau 40 : Emissions de polluants atmosphériques relatives à la phase d'utilisation de la filière véhicule, en 2000 [Hugrel, 2004]	177
Tableau 41 : Emissions de polluants atmosphériques relatives à la phase de destruction de la filière véhicule, en 2000	178
Tableau 42 : Emissions de polluants atmosphériques relatives à la phase de construction de la filière véhicule, en 2000	178
Tableau 43 : Emissions de polluants atmosphériques relatives à la filière infrastructure, en 2000	179
Tableau 44 : Emissions de polluants atmosphériques relatives à la filière énergie, en 2000	180
Tableau 45 : Bilan de l'ozone troposphérique, en $10^{12}$ g/an, d'après [Bojkov, 1983] dans [CSHPF, 1996]	193
Tableau 46 : Principaux résultats des études épidémiologiques d'après [CSHPF, 1996]	198
Tableau 47 : Etudes in vivo de cancérogenèse expérimentale	199
Tableau 48 : Définition des aires de représentativité des stations de mesures de l'ozone [Elichegaray & coll., 2001]	200
Tableau 49 : Estimation des populations exposées en 2001 à des dépassements du seuil d'information de $180\mu\text{g}/\text{m}^3$ [Elichegaray & coll., 2001]	200
Tableau 50 : Estimation agrégée des populations exposées en 2001 à des dépassements du seuil d'information de $180\mu\text{g}/\text{m}^3$ , en France métropolitaine	200
Tableau 51 : Estimation des impacts de la pollution photochimique sur la santé humaine pour l'année 2001, lié au dépassement du seuil d'information de $180\mu\text{g}/\text{m}^3$ , en France métropolitaine	201
Tableau 52 : Acidité de l'eau et conséquences sur les poissons d'après [Luiset, 2000]	205
Tableau 53 : Présentation des différents impacts observés de l'acidification sur quelques espèces arboricoles, d'après [Kempf, 1986] dans [Luiset, 2000]	206
Tableau 54 : Les principaux composés odorants (classés par famille chimique) et seuils de perception pouvant être à l'origine d'une pollution odorante sont les suivants [Citepa]	213
Tableau 55 : Niveaux annuels moyens de PM10 (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) d'après [Filiger & coll., 1999; Seethaler, 1999b]	220

Tableau 56 : Estimation de l'impact sanitaire des particules PM10 sur la population française en 1996, d'après [Künzli & coll., 1999; Seethaler, 1999b]	221
Tableau 57 : Mise en perspective de l'évaluation monétaire des décès dus aux particules PM10, en France en 1996 avec une cause de décès plus familière, les accidents de la route de la même année, d'après [Ademe, 2000]	222
Tableau 58 : Evaluation monétaire de l'impact des particules PM10 sur la santé humaine, en France en 1996, d'après [Campagna & coll., 2002] (en millions d'euros)	223
Tableau 59 : Excès de risque de mortalité et de morbidité pour différentes durées d'exposition à court terme et pour une augmentation de 10µg/m <sup>3</sup> des indicateurs de pollutions, en 1999, d'après [Campagna & coll., 2002]	224
Tableau 60 : Nombre de décès anticipés potentiellement évitables par une réduction de 50% et de 10% des niveaux moyens, et par une réduction au niveau de base des indicateurs de pollution atmosphérique sur l'ensemble des 9 villes étudiées, en 1999, d'après [Campagna & coll., 2002]	225
Tableau 61 : Evaluation monétaire de la mortalité à court terme due aux pollutions, en France, en 1999	225
Tableau 62 : Evaluation de l'indicateur « réchauffement global potentiel »	231
Tableau 63 : Evaluation de l'indicateur « dommages (marginaux) à la santé dus aux variations climatiques »	233
Tableau 64 : Evaluation de l'indicateur « diminution de la couche d'ozone »	234
Tableau 65 : Evaluation de l'indicateur « dommages à la santé dus à la diminution de la couche d'ozone »	235
Tableau 66 : Evaluation de l'indicateur « formation d'ozone troposphérique »	237
Tableau 67 : Evaluation de l'indicateur « Réactivité marginale »	238
Tableau 68 : Evaluation de l'indicateur « dommages à la santé dus à la pollution photochimique »	239
Tableau 69 : Evaluation de l'indicateur « acidification » ou « formation d'ions H <sup>+</sup> »	241
Tableau 70 : Evaluation de l'indicateur « dommages à la qualité des écosystèmes dus aux effets combinés de l'acidification et de l'eutrophisation »	242
Tableau 71 : Evaluation de l'indicateur « eutrophisation »	243
Tableau 72 : Evaluation de l'indicateur « odeur »	245
Tableau 73 : Evaluation de l'indicateur « toxicité »	246
Tableau 74 : Evaluation de l'indicateur « écotoxicité »	247
Tableau 75 : Evaluation de l'indicateur « dommages à la qualité des écosystèmes dus aux émissions écotoxiques »	249
Tableau 76 : Emissions de polluants atmosphériques en France	251
Tableau 77 : Emissions de polluants atmosphériques en France	254
Tableau 78 : Facteurs d'émissions diesel/essence (cas des véhicules particuliers) (2004)	255



---

## Bibliographie

[A.E, 1997] A.E. *Lessivage, phosphates et eutrophisation des eaux*. Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse. Lyon Lamazière et Gruffat, 1997. 24 p.

[A.El.Fuladi, 2002] A.EL.FULADI. *Macro pollution : les pluies acides. Causes, Impacts, Mécanisme de contrôle, Stratégie canadienne*. Université de Montréal. 2002. 45 p. Disponible sur internet : [www.lemig.umontreal.ca/cours/geo1312/](http://www.lemig.umontreal.ca/cours/geo1312/) (consulté le 02/02/03)

[Ademe, 2000] ADEME. *Le coût des effets sur la santé de la pollution atmosphérique*. Sophia Antipolis (France) Ademe, 2000. 11 p. Disponible sur : <<http://www.ademe.fr/htdocs/actualite/dossier/PM10.htm>> (consulté le 06/07/03)

[Ademe, 2002] ADEME. *Ecotoxicité des sols et des déchets*. ADEME, 2002. 96 p.

[Ademe, 2003a] ADEME. *Buldair*. 2003a. Disponible sur : <<http://194.250.150.138/buldair/index.htm>> (consulté le 12/11/03)

[Ademe, 2003b] ADEME. *Guide pratique information des citoyens : qualité de l'air*. 2003b. pp.10. Disponible sur : <<http://www.ademe.fr/particuliers/Fiches/3688/>> (consulté le 06/01/2004)

[Ademe, 2003c] ADEME. *Pollutions odorantes*. Juin 2003, 2003c. Disponible sur : <<http://entreprises.ademe.fr/polluants/polluants/polluant.asp?ID=48&o=1>> (consulté le 10/10/2003)

[Ademe & coll., 2003] ADEME & AASQUA. *Graphique de l'évolution des valeurs maximales d'ozone enregistrées en France métropolitaine entre 1991 et 2003*. 2003.

[Aee, 1999] AEE. *Towards a transport and environment reporting mechanism (TERM) for the EU - Part I : TERM concept and process*. Technical report n°18. AEE, 1999. 37 p. Disponible sur : <[www.eea.int](http://www.eea.int)> (consulté le 10/07/03)

[Aee, 2000] AEE. *Term 2000, Term 2001 : Est-ce la bonne route ?* Copenhague (Danemark) 2000. Disponible sur : <[www.eea.int](http://www.eea.int)> (consulté le 04/04/03)

[Aee, 2001] AEE. *Term 2001: Indicators tracking transport and environment integration in the European Union*. Copenhague (Danemark) OPOCE, 2001. Environmental issue n°23, 60 p.

[Aee, 2002] AEE. *Term 2002: Paving the way for EU enlargement - Indicators of transport and environment integration*. Copenhague (Danemark) AEE, 2002. Environmental issue report n°32, 64 p.

[Ahbe & coll., 1991] : AHBE S. & BRAUNSCHEIG A. *Méthodologie des écobilans sur la base de l'optimisation écologique*. AFSSE. : Bern (Suisse), 1991. n° 133, 53 p.

[Ahvenharju & coll., 2004] AHVENHARJU S., KÖNNÖLÄ T., GROUP OY G., VAN GROL R., WALKER W. B., R., DE TOMASSI R., AREND M., BICKEL P. & DE CEUSTER G. *SUMMA* -

- Operationalising Sustainable Transport and Mobility, the system diagram and indicators*. European Commission, 2004. 258 p.
- [Air Liquide, 1976] AIR LIQUIDE. *Encyclopédie des gaz*. 1976.
- [Anderson-Skold & coll., 1992] : ANDERSON-SKOLD Y., GRENNFELT P. & PLEIJEL K. *Photochemical ozone creation potentials : a study on different concepts*. : 1992. vol 42, n° 9, pp.1152-1158.
- [Antoine, 2003] ANTOINE L. *Evaluation du bilan en émissions de gaz à effet de serre d'un autobus à pile à combustible*. Bron (France) Inrets, 2003. 300 p.
- [Artemis, 2006] ARTEMIS. [en ligne]. 2006. <http://www.trl.co.uk/artemis> (consulté le 02/01/2006)
- [As, 1993] AS. *Ozone et propriétés oxydantes de la troposphère*. Paris (France) Tec&Doc, 1993. 262 p.
- [As, 1998] AS. *L'ozone stratosphérique*. Paris (France) Tec&Doc, 1998. 270 p.
- [Atmo, 2002] ATMO. *Les polluants en question*. Dépliant de synthèse. FEDERATION ATMO, 2002. 4 p. Disponible sur : <<http://www.atmo-france.org/>> (consulté le 1/10/2003)
- [Baer & coll., 1985] BAER N. S. & BANKS P. N. *Indoor air pollution-effects on cultural and historic materials*. Int.J.Museum Management & Curatorship, 1985. n°4, pp.9-20.
- [Bailly, 1998] BAILLY J. P. *Prospective, débat, décision publique*. Paris (France) Conseil Economique et Social, 1998. pp.27-51.
- [Baines, 1990] BAINES J. *Les pluies acides*. Paris 1990. 43 p.
- [Balvay, 1989] BALVAY G. *Evolution de la biocénose rotatorienne au cours des variations de l'état trophique du Léman et comparaison avec le lac de Constance*. Revue des Sciences de l'Eau 1989. 2, 4, pp.739-753.
- [Barbier & coll., 1990] BARBIER E. B. & MARKANDYA A. *The Conditions for the Achieving Environmentally Sustainable Growth*. European Economic Review, 1990. vol 34, pp.659-669.
- [Benetto, 2002] BENETTO E. *Evaluation de l'incertitude des impacts environnementaux du cycle de vie (EPCV) et conception de l'éco-innovation : application à la filière charbon*. Thèse de doctorat en Sciences et Techniques du Déchet. Lyon (France) Insa-Lyon, 2002. 280 p.
- [Bezuglaya & coll., 1993] BEZUGLAYA E., SHCHUTSKAYA A. B. & SMIRNOVA I. *Air pollution index and interpretation of measurements of toxic pollutant concentrations*. 1993. vol 27A, n°5, pp.773-779.
- [Bicocchi, 1998] BICOCCHI S. *Les polluants et techniques d'épuration des fumées : Cas des unités de destruction thermique des déchets*. RECORD. Paris (France) Tec&Doc, 1998. 188 p.
- [Blau & coll., 1995] BLAU S. & SENEVIRATNE S. *Acidification and eutrophication in life cycle assessments*. Student thesis. Zürich Swiss federal institute of technology, 1995.
- [Bloy & coll., 1976] BLOY E., BONNAFOUS A., CUSSET M. & GERARDIN B. *Evaluer la politique des transports*. Lyon Economica/Presse universitaire de Lyon, 1976.

- [Bonneau & coll., 1987] BONNEAU M., DAMBRINE E., NYS C. & RANGER J. *L'acidification des sols*. Bull. Ecol. 1987. 18, 3, pp.127-136.
- [Boy, 2002] BOY D. *Les représentations sociales de l'effet de serre*. 07/2002, RCB Conseil. Paris (France) Ademe, 2002. 4 p. Disponible sur : [http://www.ademe.fr/Etudes/Socio/documents/PDF/rapRCB\\_2000.pdf](http://www.ademe.fr/Etudes/Socio/documents/PDF/rapRCB_2000.pdf) (consulté le 12/10/03)
- [Brand & coll., 1999] BRAND G., MILLOT J. L. & HENQUELL D. *OLFaction and hemispheric asymmetry: Unilateral stimulation and bilaterla electrodermal recordings*. Neuropsychobiology 1999. 39, pp.160-164.
- [Breemen & coll., 1988a] BREEMEN N. V. & DIJK H. F. G. *Ecosystem effects of atmospheric deposition of nitrogen in the Netherlands*. Elsevier Applied Science 1988a.
- [Breemen & coll., 1988b] BREEMEN N. V. & DIJK H. F. G. *Ecosystem effects of atmospheric deposition of nitrogen in the Netherlands*. Environmental pollution: Series A 1988b. 54, 3-4, pp.249-274.
- [Campagna & coll., 2002] CAMPAGNA D., CASSADOU S., DECLERCQ C., EILSTEIN D., FILLEUL L., LE TERRE A., MEDINA S., NUNES C., PASCAL L., PROUVOST H., SAVIUC P., ZEGHNOUN A. & QUENEL P. *Programme de surveillance air et santé 9 villes - Surveillance des effets sur la santé liés à la pollution atmosphérique en milieu urbain-Phase II*. Revue de synthèse. Paris (France) INVS, 2002. 24 p. Disponible sur : <http://www.invs.sante.fr/surveillance/psas9/presentation.html> (consultés le 15 et 16/12/03)
- [Carrasco, 2004] CARRASCO N. *Etude de la photodissociation d'un composé d'origine biotique, le 2-metyl-but-3ène-2-ol (MBO), en atmosphère simulée*. Université de Lille. Journée Interdisciplinaire sur la Qualité de l'Air. 19/01/04, Villeneuve d'Asq (France). 2004.
- [Carter, 1994] CARTER W. *Development of Ozone reactivity scales for volatile organic compounds*. Journal of the Air and Waste Management Association, 1994. vol 44, pp.881-889.
- [Carter] CARTER W. P. L. *The SAPRC 99 chemical mechanism and updated VOC reactivity scales*. Disponible sur : <http://certu.ucr.edu/carter/reactdat.html/> (consulté le 05/07/03)
- [Cas, 1999] CAS. *The Ozone Hole Tour*. Cambridge (United Kingdom) CAS, 1999. 15 p. Disponible sur : [http://www.atm.ch.cam.ac.uk/tour/tour\\_fr/](http://www.atm.ch.cam.ac.uk/tour/tour_fr/) (consulté le 06/02/04)
- [Cassadou & coll., 2004a] CASSADOU S., NICOULET I., NOPPE J., CHIRON M., ROUHAN A. B., A., BASSI C. C., L., VINOT J. P., DESQUEYROUX H. & NEDELLEC V. *Sélection des agents dangereux à prendre en compte dans l'évaluation des risques liés aux infrastructures routières*. Ministère de la santé et des solidarités 2004a. 78 p.
- [Cassadou & coll., 2004b] CASSADOU S., NICOULET I., NOPPE J., CHIRON M., ROUHAN A. B., A., BASSI C. C., L., VINOT J. P., DESQUEYROUX H. & NEDELLEC V. *Sélection des agents dangereux à prendre en compte dans l'évaluation des risques liés aux infrastructures routières: Annexes*. Ministère de la santé et des solidarités 2004b. 166 p.
- [Cassadou & coll., 2003] : CASSADOU S., QUENEL P., ZEGHNOUN A., SAVIUC P., PROUVOST H., PASCAL L., NUNES C., MEDINA S., LE TERTRE A., FILLEUL L., EILSTEIN D. & DECLERCQ C. *Impact sanitaire de la pollution atmosphérique : des questions et des réponses*. : 2003. vol 4, n°1,

- [Castel & coll., 2003] CASTEL J. F. & LEBARD S. *Estimations des impacts potentiels de la pollution par l'ozone sur le rendement du blé en Ile de France*. Paris (France) 2003.
- [Ce, 1968] CE. *Déclaration du Conseil de l'Europe*. Strasbourg CE, 1968.
- [Chartier, 2003] CHARTIER C. *Synthèse des résultats des études de l'Ademe sur la perception de l'Effet de Serre*. Paris (France) Ademe, 2003. 4 p. Disponible sur :  
<<http://www.ademe.fr/Etudes/Socio/documents/PDF/66-03-synthese-etudes-ADEME-GES.pdf>>  
(consulté le 24/11/03)
- [Chiron, 2004a] : CHIRON M. *La pollution de l'air par les transports : Effets sur la santé*. Communication orale à visée didactique. : 2004a.
- [Chiron, 2004b] : CHIRON M. *La pollution de l'air par les transports : Effets sur la santé*. *Communication personnelle*. Communication orale personnelle. : 2004b.
- [Chiron & coll., 1996] CHIRON M., DONATI J., FESTY B., QUENEL P., ZMIROU D., AUBURTIN G., BIGNON J., DELORAINE A., ELICHEGARAY C., GONNET J. F., JOUAN M., LAFON D., LE MOULLEC Y., MEDINA S., MOMAS I., PICHARD A., STROEBEL R. & WALLAERT B. *La pollution atmosphérique d'origine automobile et la santé publique : Bilan de 15 ans de recherche internationale*. CHIRON, M. Paris (France) Société française de santé publique, 1996. 4, 251 p.
- [Chovin & coll., 1973] CHOVIN P. & RICHALET J. *Etude théorique de la cinétique de la fixation du monoxyde de carbone sur l'hémoglobine du sang*. *Ann.Fals.exp.chim*, 1973. 710, pp.177-189.
- [Cipel, 1988] CIPEL. *Etude des pollutions d'origine diffuse dans le bassin Lémanique*. Lausanne (Suisse) CIPEL, 1988. 119 p.
- [Citepa] CITEPA. *Inventaires des émissions de polluants atmosphériques en France - Séries sectorielles et analyses étendues*. Graphique, Coralie, mise à jour avril 2002. 225 p. Disponible sur :  
<<http://www.citepa.org>> (consulté le 03/03/03)
- [Cloirec, 1998] CLOIREC L. *Les composés organiques volatiles dans l'environnement*. Paris (France) Tec&Doc, 1998. 734 p.
- [Cnrs] CNRS. *Perception des odeurs*. Disponible sur :  
<<http://www.cnrs.fr/cw/dossiers/doschim/decouv/parfums/odeurs.html>> (consulté le 08/12/03)
- [Cnrs, 2003] CNRS. *Comment perçoit-on les odeurs ? 2003*. Disponible sur :  
<[http://www.cnrs.fr/cw/dossiers/doschim/decouv/parfums/loupe\\_odeurs.htm](http://www.cnrs.fr/cw/dossiers/doschim/decouv/parfums/loupe_odeurs.htm)> (consulté le 08/12/03)
- [Constanza & coll., 1992] CONSTANZA R. & DALY H. *Natural capital and sustainable development*. *Conservation Biology*, 1992. vol 6, pp.37-46.
- [Cost 350, 2006] COST 350. *Integrated Assesment of Environmental Impact of Traffic and Transport infrastructure: Final Report*. Brussels COST, 2006.
- [Cost 356, 2006] COST 356. *Towards the definition of a measurable environmentally sustainable transport (EST)*. JOURMARD R. COST 2006. 21 p.

- [Cshpf, 1996] CSHPF. *L'ozone, indicateur majeur de la pollution photochimique en France : évaluation et gestion du risque sur la santé*. Paris (France) Ministère du travail et des affaires sociales-Direction Générale de la Santé, 1996. 164 p.
- [Dab & coll., 2001] DAB W., DOR F., FESTY B., P. L., LE MOULEC Y., LE TERTRE A., MEDINA S., QUENEL P., WALLAERT B. & ZMIROU D. *Pollution atmosphérique et santé : corrélation ou causalité ? Le cas de la relation entre l'exposition aux particules et la mortalité cardio-pulmonaire*. Avril-Juin 2001, Article de journal. 2001. pp.219-234.
- [Daly, 1994] DALY H. *Operationalizing Sustainable Development by Investing in Natural Capital*. Jansson A. M. H. M., Folke C., Costanza, R. Investing in Natural Capital : The Ecological Economics Approach to Sustainability. Costanza R. (eds). Washington D.C (USA) Island Press, 1994.
- [Dambrine & coll., 1995] DAMBRINE E., ULRICH B., CENAC N., DURAND P., MIRABEL P., NYS C., PROBST A., RANGER J. & ZEPHORIS M. *Atmospheric deposition in France*. LANDMANN G. & BONNEAU M. Forest decline and atmospheric deposition in the French mountains. Springer Berlin, Heidelberg, New-York, 1995.
- [De Boer & coll., 1987] DE BOER J., VAN DER LINDEN J. & VAN DER PLIGT J. *Air pollution, annoyance and coping*. HARRY S. K. Environmental annoyance : Characterisation, measurement, and control. 15-18/09/1986, Centre Woudschoten (The Netherlands). Amsterdam, New-York, Oxford Elseviere Science Publisher, 1987. pp.165-174.
- [Decamps & coll., 1998] DECAMPS E. & TOUBON P. *La qualité de l'air*. Paris (France) 1998. 121 p.
- [Deloraine & coll., 2001] DELORAINE A. & SEGALA C. *Quels sont les impacts de la pollution de atmosphérique sur la santé ?* Paris (France) La Documentation Française, 2001. 87 p.
- [Derwent & coll., 1998] DERWENT N. G., JENKIN M. E. & SAUNDERS S. M. *Photochemical ozone creation potentials for organic compounds in Northwest Europe calculated with a master chemical mechanism*. Atmospheric Environment, 1998. vol 32, pp.2429-2441.
- [Diaper, 1987] DIAPER J. *Odour potential and annoyance*. HARRY S. K. Environmental annoyance : Characterisation, measurement, and control. 15-18/09/1986, Centre Woudschoten (The Netherlands). Amsterdam, New-York, Oxford Elseviere Science Publisher, 1987. pp.174-152.
- [Dictionnaire, 1989] DICTIONNAIRE. *Dictionnaire Petit Robert*. Paris (France) Le Robert, 1989. 500 p.
- [Directorate-General Xi, 1994] DIRECTORATE-GENERAL XI. *Environmental Impact Assessment: Review Checklist*. Environmental Resources Management 1994.
- [Directorate-General Xi, 1996a] DIRECTORATE-GENERAL XI. *Environmental Impact Assessment: Guidance on Scoping*. Environmental Resources Management 1996a.
- [Directorate-General Xi, 1996b] DIRECTORATE-GENERAL XI. *Environmental Impact Assessment: Guidance on Screening*. Environmental Resources Management 1996b.
- [Diren & coll.] DIREN, ADEME, CSTB & LABORATOIRE DES MONUMENTS HISTORIQUES. *Les effets de la pollution atmosphérique sur le patrimoine bâti*. Disponible sur : <<http://www.pays-de-la-loire.drire.gouv.fr/Env/AI/AIe/8.pdf>> (consulté le 05/03/04)



- [Dom, 2002] DOM A. *Environmental assessment of road and rail infrastructure*. PETTS J. e. Handbook of environmental impact assessment. Oxford (UK) Blackwell, 2002.
- [Ecoplan, 1993] ECOPLAN. *Soziale Kosten von Verkehrsunfällen in der Schweiz ; Aktualisierung für das Jahr*. Bern (Suisse) 1993.
- [Ehrlichman & coll., 1990] EHRLICHMAN H. & BASTONE L. *Olfaction and emotion*. SERBY M. & CHOBOR K. L. Science of olfaction. Springer-Verlag New-York, 1990. pp.410-438.
- [Ekins & coll., 1998] EKINS P. & SIMON S. *The sustainability Gap*. Faucheux S. & Gheorghe A. *International Journal of Sustainable Development*, 1998. vol 2, n°1, pp.32-58.
- [Elichegaray & coll., 2001] ELICHEGARAY C., VALROFF J., COLOSIO J. & FANGEAT E. *Le climat de l'ozone en 2001 et sur la période 1991/2001, bilan des dépassements du seuil d'information réglementaire*. Paris (France) Ademe, 2001. 18 p. Disponible sur : <[http://www.ademe.fr/htdocs/publications/publipdf/etude\\_ozone91\\_01.pdf](http://www.ademe.fr/htdocs/publications/publipdf/etude_ozone91_01.pdf)> (consulté le 12/02/04)
- [Epa (USA)] EPA (USA). *Air Quality Index Reporting: Final rule*. Federal Register. EPA (USA), Part III, pp.42544.
- [European Commission, 1996] EUROPEAN COMMISSION. *Methodologies for Transport Impact Assessment*. Luxembourg Transport Research Series, Office for Official Publications of the European Communities, 1996.
- [European Commission, 1997] EUROPEAN COMMISSION. *Case studies on strategic environmental assessment*. Brussels (Belgium) Directorate-General XI, 1997.
- [European Commission, 1999] EUROPEAN COMMISSION. *Manual on Strategic Environmental Assessment of Transport Infrastructure Plans*. Brussels (Belgium) European Commission - DGVII Transport, 1999. 133 p.
- [European Commission, 2001] EUROPEAN COMMISSION. *Strategic Environmental Assessment of Transport Corridors: Lessons learned comparing the methods of five Member States*. Brussels European Commission - DG Environment, 2001. 112 p.
- [Faucheux & coll., 1998] FAUCHEUX S. & O'CONNOR M. *Valuation for sustainable development : methods and policy indicators*. eds. Cheltenham (Angleterre) Edward Elgar Publisher, 1998. 350 p.
- [Faucheux & coll., 1999] FAUCHEUX S. & O'CONNOR M. *Un concept controversé : Le Capital Naturel*. St Quentin en Yvelines (France) Université Versailles - St Quentin en Yvelines, 1999. 49 p.
- [Faucheux & coll., 2001] FAUCHEUX S. & O'CONNOR M. *Natural Capital, The Greened National Product and the Monetization Frontier*. E. van Ierland J. v. d. S. H. V. Economic Growth and Valuation of the Environment. Cheltenham (Angleterre) 2001. pp.pp.225-274.
- [Faucheux & coll., 2002] FAUCHEUX S. & O'CONNOR M. *Le capital naturel et la demande sociale pour les biens et les services environnementaux*. St Quentin en Yvelines (France) Université Versailles - St Quentin en Yvelines, 2002. 16 p.
- [Federation Atmo, 2002] FEDERATION ATMO. *Les polluants en question*. 15/07/2002, Dépliant de synthèse. 2002. Disponible sur : <<http://www.atmo-france.org/>> (consulté le 1/10/2003)

- [Ferry & coll., 2003] FERRY R., LEFRANC A. & NUNES-ODASSO C. *Erpurs 1987-2000 : Analyse des liens à court terme ente pollution atmosphérique et santé*. Janvier 2003, Paris (France) 2003. 199 p.
- [Filiger & coll., 1999] FILIGER P. & PUYBONNIEUX-TEXIER V. *Health costs due to road traffic-related air pollution : A impact assessment project of Austria, France and Switzerland - PM10 population exposure : Technical report on air pollution*. GVF-Report nr 340. Bern (Suisse) WHO, 1999. 80 p.
- [Finnveden, 1999] FINNVEDEN G. *A critical review of operational valuation/weighting methods for life cycle assessment*. Stockholm Swedish EPA, 1999. AFR-report 253,
- [Finnveden & coll., 1997] : FINNVEDEN G. & ÖSTLUND P. *Eutrophisation as an impact category. State of the art and research needs*. : 1997. vol 4, n° 6, pp.311-314.
- [Flandrin & coll., 2002] FLANDRIN Y., VIDON R., TASSEL P., DECHAUX J. C., NOLLET V., CAZIER F. & JOURMARD R. *Mesure des émissions automobiles de composés organiques volatils et dérivés carbonylés*. Bron (France) Inrets, 2002. 269 p.
- [Fuhrer, 1994] FUHRER J. *Effects of ozone on the yield of spring wheat (Triticum aestivum L. cv. Albis) grow in open-top field chambers*. 1994. vol 60, pp.273-289.
- [Fuladi, 2002] FULADI A. E. *Macro pollution : les pluies acides. Causes, Impacts, Mécanisme de contrôle, Stratégie canadienne*. Montréal (Québec) Université de Montréal, 2002. 45 p. Disponible sur : < [www.lemig.umontreal.ca/cours/geo1312/](http://www.lemig.umontreal.ca/cours/geo1312/) > (consulté le 02/02/03)
- [Funtowicz & coll., 1997] FUNTOWICZ S., O'CONNOR M. & RAVETZ J. *Emergent complexity and ecological economics - Economy and ecosystems in change*. Van den Bergh J. & Van der Straaten J. *Economy and Ecosystems in Change: Analytical and Historical Approaches*. Eds. Cheltenham (Angleterre) Edward Elgar, 1997. pp.75-95.
- [Gallez, 2002] GALLEZ C. *Indicateurs de comparaison de scénarios prospectifs. Peut-on élargir le débat sur l'avenir de la mobilité urbaine?* Article. Arceuil (France) Inrets, 2002. 77, pp.281-295.
- [Garcia & coll., 2001] GARCIA J., COLOSIO J. & JAMET P. *Les indices de qualité de l'air*. Paris (France) Tec&Doc, 2001. 200 p.
- [Gedkoop & coll., 2000a] GEDKOOP M. J. & SPRIEMSMA R. *The Eco-Indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment - Manual for designers*. 2nd Edition. 2000a. 34 p.
- [Gedkoop & coll., 2000b] GEDKOOP M. J. & SPRIEMSMA R. *The Eco-Indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Methodology Report and Methodology Annex*. 2nd Edition. 2000b. 132 et 82 p.
- [Georgiades, 1987] GEORGIADES Y. *Voiture économique ou voiture écologique : Les rationalités de l'arbitrage. Thèse de doctorat en économie des transports. Thèse de doctorat en Sciences économiques*. Bron (France) Inrets, 1987. 339 p.
- [Giec, 2001] GIEC. *Bilan 2001 des changements climatiques : Les éléments scientifiques*. GIEC, 2001. 90 p.
- [Godinot, en cours] GODINOT N. *Contribution à l'étude de la perception olfactive : Qualité des odeurs et mélanges de composés odorants*. SISCARD G. & HOLLEY A. Thèse de doctorat. Lyon en cours.

Disponible sur internet : <http://olfac.univ-lyon1.fr/documentation/olfaction/categorisation/godinot-these/nico-these.htm> (consulté le 18/03/04)

[Godinot & coll., 1995] GODINOT N., SISCARD G. & DUBOIS D. *Categories, familiarity and unpleasantness of odours*. *Odours's and VOC's Journal* 1995. 1, pp.202-208.

[Goedkoop & coll., 2000] GOEDKOOP M. & SPRIEMSMA R. *The Eco-Indicator 99: A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment*. Methodology report. 2nde Edition 2000. 214 p.

[Goger, 2005] GOGER T. *Three sets of indicators for a SEA of traffic and transport infrastructure*. SEA Indicators workshop 2. November, (Irlande) D. EPA, 2005. 7 p.

[Goger & coll., 2006a] GOGER T., MARANDA K. & KARKALIS A. *Indicators for SEA of traffic and transport infrastructure*. COST 350 International Conference: Integrated assessment of environmental impact of traffic and transport infrastructure. 30 June, (Pologne) W. COST 2006a. 8 p.

[Goger & coll., 2006b] GOGER T., MARANDA K. & KARKALIS A. *Three sets of indicators for SEA of traffic and transport infrastructures*. In: Final conference of COST 350 - Integrated assessment of environmental impacts of traffic and transport infrastructures. 30/06/06, (Pologne) V. 2006b. 14 p.

[Grall & coll., 2002] GRALL J. & CHAUVAUD L. *Marine eutrophication and benthos: the need for new approaches and concepts*. *Global Change Biology* 2002. 8, 9, pp.813-830.

[Green & coll., 1996] GREEN & MARVIN H. *An air pollution index based on Sulfur dioxide and smoke shade*. 1996. vol 11, n° 12, pp.703-706.

[Guinee & coll., 2002] GUINEE J. B., GORREE M. & HEIJUGS R. *Handbook on Life Assessment. An operational guide to the ISO standard*. London (UK) Kluwer Academic, 2002. 704 p.

[Guinee & coll., 2001a] GUINEE J. B., GORREE M., HEIJUGS R., HUPPES G., KLEIJN R., DE KONING A., VAN OERS L., WEGENER SLEESWIJK A., SUH S., UDO DE HAAES H. A., DE BRUIJN J. A., VAN DUIN R., HUIJBREGTS M. A., LINDEIJER E., ROORDA A., VAN DER VEN B. L. & WEIDEMA B. P. *Handbook on Life Assessment. An operational guide to the ISO standards*. Eds. Leiden (The Netherlands) University of Leiden, 2001a. 700 p. Disponible sur internet : <http://www.leidenuniv.nl/interfac/cml/ssp/projects/lca2/lca2.html> (consulté le 01/05/04)

[Guinee & coll., 2001b] GUINEE J. B., GORREE M., HEIJUGS R., HUPPES G., KLEIJN R., DE KONING A., VAN OERS L., WEGENER SLEESWIJK A., SUH S., UDO DE HAAES H. A., DE BRUIJN J. A., VAN DUIN R., HUIJBREGTS M. A., LINDEIJER E., ROORDA A., VAN DER VEN B. L. & WEIDEMA B. P. *Handbook on Life Assessment. Scientific Background*. Eds. Leiden (The Netherlands) University of Leiden, 2001b. 314 p. Disponible sur internet : <http://www.leidenuniv.nl/interfac/cml/ssp/projects/lca2/lca2.html> (consulté le 01/05/04)

[Hauschild & coll., 1998] HAUSCHILD M. & WENZEL H. *Environmental Assessment of products*. London (UK) Chapman & Hall, 1998. 565 p.

[Heijugs & coll., 1999] HEIJUGS R. & WEGENER SLEESWIJK A. *The structure of impact assessment: Mutually independent dimensions as a function of modifiers*. *Int.J..LCA*, 1999. 4, 1, pp.2-3.

[Heijung & coll., 1992] HEIJUNG R., GUINEE J. B. & HUPPES G. *Environmental life assesment of products*. Leiden (The Netherlands) University of Leiden, 1992.

- [Heran & coll., 1999] HERAN F., PERRIOLLAT S. & PAQUES A. *Recherche documentaire sur la monétarisation de certains effets externes des transports en milieu urbain : effets de oupore, effets sur l'affectation des espaces publics et effets sur les paysages*. Juin, Article de synthèse. Lille 1999. 8 p.
- [Hertwich, 1999] HERTWICH E. G. *Toxicity equivalency: adressing human health effects in life cycle impact assessment*. Thesis. Berkeley University of California, 1999.
- [Hippocrate, 1996] HIPPOCRATE. *Les airs, les eaux, les lieux*. Rivage, 1996.
- [Hofstetter, 1998] HOFSTETTER P. *Perspectives in Life Cycle Impact Assesment - A structured Approach to Combine Models of the Technosphere, Ecosphere and Valuesphere*. Dordrecht (The Netherlands) Kluwer Academic Publishers, 1998. 484 p.
- [Hogan & coll., 1996] HOGAN L., BEAL R. & HUNT R. *Threshold inventory interpretation methodology: a case study of three juice container systems*. Int.J.LCA, 1996. 1, 3, pp.159-167.
- [Hordez, 2003] HORDEZ E. *Incertitudes des indicateurs d'impact sur l'environnement*. Bron (France) Inrets, 2003. 49 p.
- [Horvath & coll., 1981] HORVATH S. M., GLINER J. A. & FOLINSBEE L. J. *Adaptation to ozone : duration of effects*. Am Rev Respir Dis, 1981. 123, pp.496-499.
- [Houghton & coll., 2001] HOUGHTON J. T., DING Y. & GRIGGS D. J. *Climate change 2001 : The scientific basis*. IPCC (International Panel on Climate Change), 2001. 944 p.
- [Houghton & coll., 1996] HOUGHTON J. T., MEIRA FIHO L. G., CALLANDER B. A., HARRIS N., KATTENBERG A. & MASKELL K. *Climate change 1995: the science of climate change*. Cambridge Cambridge University Press, 1996.
- [Hueting, 1980] HUETING R. *New Scarcity and Economic Growth; More Welfare through Less Production?* Amsterdam (The Netherlands) North-Holland publishing company, 1980.
- [Hugrel, 2004] HUGREL C. *Transport routier : Parc, usage et émissions des véhicules en France de 1970 à 2025*. Bron (France) Inrets, 2004. 90 p.
- [Hugrel & coll., 2006] HUGREL C. & JOUMARD R. *Normes et facteus agrégés d'émissions des véhicules routiers en France, de 1970 à 2025*. Inrets 2006. 115 p.
- [Huijbregts, 1999a] HUIJBREGTS M. A. *Ecotoxical effect factors for the terrestrial environment in the frame of LCA*. Amsterdam (The Netherlands) University of Amsterdam, 1999a. 22 p.
- [Huijbregts, 1999b] HUIJBREGTS M. A. *Life cycle impact assessment of acidifying and eutrophying air pollutants - Calculation of equivalency factors with Rains-LCA*. Amsterdam Interfaculty department of environmental sciences - Faculty of environmental science - University of Amsterdam, 1999b.
- [Huijbregts, 1999c] : HUIJBREGTS M. A. *Life cycle impact assessment of acidifying and eutrophying air pollutants: Calculation of equivalency factors with Rains-LCA*. University of Amsterdam (Faculty of environmental science) : Amsterdam (The Netherlands), 1999c. 40 p.
- [Huijbregts, 1999d] HUIJBREGTS M. A. *Priority assessment of toxic substance in the frame of LCA. Development and application of the multi-media fate, exposure and effect model USES-LCA*. Amsterdam (The Netherlands) University of Amsterdam, 1999d. 76 p.

- [Huijbregts, 2000] HUIJBREGTS M. A. *Priority assessment of toxic substance in the frame of LCA. Time horizon dependency in toxicity potentials calculated with the multi-media fate, exposure and effect model USES-LCA*. Amsterdam (The Netherlands) University of Amsterdam, 2000. 12 p.
- [Huijbregts & coll., 2000a] HUIJBREGTS M. A., SCHOPP W. & VERKUIJLEN E. *Spatially explicit characterization of acidifying and eutrophying air pollution in life-cycle assessment*. *Journal of Industrial Ecology*, 2000a. 4, 3, pp.125-142.
- [Huijbregts & coll., 2000b] HUIJBREGTS M. A., THISSEN U., GUINEE J. B., JAGER T., VAN DE MEENT D., RAGAS A. M. J. & WEGENER SLEESWIJK A. *Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment: Calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effect model USES-LCA*. *Chemosphere*, 2000b. 41, 4, pp.541-573.
- [Inrs, 1987a] INRS. *Fiche toxicologique pour le brome*. 1987a. FT n°27,
- [Inrs, 1987b] INRS. *Fiche toxicologique pour l'iode*. 1987b. FT n°207,
- [Inrs, 1987c] INRS. *Fiche toxicologique sur le SO<sub>2</sub>*. INRS, 1987c.
- [Italie] ITALIE. *Indicateur de qualité de l'air*. [en ligne]. Disponible sur : <http://www.arpa.emr.it/Parma/urp/certify.htm> (Consulté le 20/08/04)
- [Jefferies, 1997] JEFFERIES M. *Biodiversity and conservation*. London (UK) Routledge, 1997. 208 p.
- [Jenkin & coll., 1999] JENKIN M. E. & HAYMAN G. D. *Photochemical ozone creation potentials for oxygenated volatile organic compounds: sensitivity to variations in kinetic and mechanistic parameters*. *Atmos. Environ.*, 1999. 33, 8, pp.1275-1293.
- [Jones-Lee & coll.] JONES-LEE A. & LEE G. F. *Eutrophication (Excessive Fertilization)*. 13 p.
- [Joumard, 2002a] JOUMARD R. *Les enjeux de la pollution de l'air dans le secteur des transports routiers*. Bron (France) Inrets, 2002a.
- [Joumard, 2002b] : JOUMARD R. *Les enjeux de la pollution de l'air dans le secteur des transports routiers*. 5E COLLOQUE C-VELEC. VEHICULES ELECTRIQUES ET HYBRIDES. ENJEUX TECHNOLOGIQUES ET PERSPECTIVES. 25 et 26 Juin 2002, Grenoble. : Arceuil (France), 2002b. pp.9-17.
- [Joumard, 2003] JOUMARD R. *Présentation orale sur les émissions de polluants atmosphériques*. 2003.
- [Joumard & coll., 1995a] JOUMARD R., LAMURE C., LAMBERT J. & TRIPIANA F. *Air quality and urban space management*. Proc. 5th intern symp. "Hightway and Urban Pollution. 22-24 May, Copenhagen. 1995a. *Sc. Total Environ.*, 189/190, pp.57-67.
- [Joumard & coll., 1995b] JOUMARD R., LAMURE C., LAMBERT J. & TRIPIANA F. *Politiques de transport et qualité de l'air dans les agglomérations*. Bron (France) Inrets, 1995b. 125 p.
- [Karman & coll., 2001] KARMAN E. & JONSSON H. *Including oxidisation of ammonia in the eutrophication impact category*. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2001. 6, 1, pp.29-33.

- [Kautsky & coll., 1998] KAUTSKY N., FOLKE C., RÖNNBÄCK P. & TROELL M. *L'empreinte écologique, un outil pour évaluer l'utilisation des ressources et les limites au développement en aquaculture*. Echos de l'expo 98 1998. 11, 3-4, pp.7-9.
- [Keller & coll., 1995] KELLER M., EVEQUOZ R., HELDSTAB J. & KESSLER H. *Emissions polluantes du trafic routier*. Bern (Suisse) 1995. vol 255, 428 p.
- [Kempf, 1986] KEMPF C. *Les forêts meurent aussi : pluies acides et dépérissement forestier*. PIANTANIDA T. Strasbourg 1986. 171 p.
- [Kenney, 1992] KENNEY R. L. *Value-focused thinking: a path to creative desion-making*. Cambridge (UK) Harward University Press, 1992.
- [Kobal & coll., 1992] KOBAL G., HUMMEL T. & VAN TOLLER S. *Differences in human chemosensory evoked potentials and somatosensory chemical stimuli presented to left and right nostrils*. Chemical senses 1992. 17, pp.233-244.
- [Künzli & coll., 1999] KÜNZLI N., KAISER R., MEDINA S., STUDNICKA M., OBERFELD G. & HORAK F. *Health costs due to road traffic-related air pollution : A impact assessment project of Austria, France and Switzerland - Air pollution attributable cases : Technical report on epidemiology*. GVF-Reprt nr 326. Bern (Suisse) WHO, 1999. 75 p.
- [Labrot & coll., 1996] LABROT F., RIBERA D., TISNERAT G., CABRIDENC R. & NARBONNE J. F. *Contamination des écosystèmes et effets biologiques dans l'environnement*. MORLOT, J. Paris Lavoisier, 1996. pp.3-17.
- [Lambert, 2001] LAMBERT J. *Caractérisation, mesures et descripteurs acoustiques de la gêne due au bruit routier*. CITEDES CONGRES. *Journées d'étude du bruit du trafic routier*. 22-23/11/2001, Nantes. 2001. Disponible sur : <<http://www.inrets.fr/ur/lte/publications/publications-pdf/Lambert-publi/Nantes-2001.pdf>> (Consulté le 15/04/04)
- [Landmann, 1991] LANDMANN G. *Dépérissement des forêts attribué à la pollution atmosphérique : Bilan des 6 dernières années de recherhces (1984-199) dans le cadre du programme Déforpa*. REED (Stretie info), Bulletin du service de la recherche des études et du traitement de l'information sur l'environnement. Paris (France) 1991. vol 33, pp.3-16.
- [Laplanche, 2002] LAPLANCHE A. *Les odeurs*. 2002. Disponible en ligne : <http://www.sofrab.com/archives/2002/laplanche.htm> (consulté le 09/012/03)
- [Le Petit Robert, 1989] LE PETIT ROBERT. *Dictionnaire Petit Robert*. Paris (France) Le Robert, 1989. 500 p.
- [Legras, 2002] LEGRAS B. *Le trou d'ozone*. 2002. Disponible sur : <<http://gershwin.ens.fr/legras/Cours/meteo/ozone.sxi.pdf>> (consulté de 19/01/04)
- [Lindfors, 1995] LINDFORS L. G. *LCA Nordic Technical report n°10 and Special reports n°1-2*. Copenhague (Danemark) Nordic Council of Ministers, 1995. 150 p.
- [Luiset, 2000] LUISET N. *Les pluies acides*. Université de haute-savoie, 2000. Disponible sur : <<http://www.univ-savoie.fr/mse/ressources/rapports/rapports00/Luiset/moi+.htm>> (consulté le 08/02/04)

- [Marris & coll., 1999] MARRIS C. & JOLY P. B. *Between consensus and citizens: public participation in technological decision-making in France*. Science Studies, 1999. vol 12, n°2, pp.2-31.
- [Marshall, 1921] MARSHALL A. *Economics of Industry*. London (UK) Mac Millan, 1921.
- [Martin & coll., 1988] MARTIN J. & MAYSTRE L. Y. *Santé et pollution de l'air*. Lausanne (Suisse) Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, 1988. 250 p.
- [Maurin, 2003] MAURIN M. *Une analyse structurelle et morphologique des indicateurs d'impacts sur l'environnement*. Bron (France) Inrets, 2003. 6 p.
- [Maurin, 2004] MAURIN M. *La problématique pour l'approche globale multi-nuisances dans l'environnement*. Bron (France) Inrets, 2004. 16 p.
- [Mayerhover & coll., 1997] MAYERHOVER P., KREVITT W. & FRIEDRICH R. *ExternE : core project. Extension of the accounting framework*. Stuttgart (Germany) European Commission, 1997. 257 p.
- [Mazzaracchio & coll., 1996] MAZZARACCHIO P., RAGGI A., BARBIROLI A. & ALLINEY S. *A proposal for a new method for assessing the global quality of energy systems*. Applied Energy, 1996. vol 53, pp.315-324.
- [Me, 1984] ME. *Les odeurs et les nuisances olfactives*. MINISTERE ENVIRONNEMENT, 1984. 15,
- [Medd, 2003] MEDD. *Pollution par l'ozone au cours de l'été 2003, bilan*. Paris (France) Ministère de l'Ecologie et du Développement durable, 2003. Disponible sur : <http://www.environnement.gouv.fr/actua/com2003/novembre/media/bilan-ozone-2003.pdf> (consulté le 10/02/04)
- [Melieres, 2002] MELIERES M. A. *Effet de serre*. 2002. Site internet : <http://www.cnrs.fr/cw/dossiers/dosclim/sysfacte/effetserre/> (consulté le 05/01/04)
- [Michel & coll., 2001] MICHEL P. & MONIER T. *L'évaluation environnementale des plans et programmes de transport : Enjeux, indicateurs d'effets et outils d'évaluation*. Ministère de l'Aménagement du territoire et de l'environnement Paris (France), 2001. 89 p. (Plans & Programmes). file://E:%5CBibliographie%5CDoc%20biblio%5CAide%20a%20decision%5CSEA%5Cfrance\_SEA\_transport\_compleete.pdf
- [Miles, 1986] MILES C. *Wood coating for display and storage*. Studies in Conservation, 1986. n°31, pp.114-124.
- [Mill, 1976] MILL J. S. *Principles of Political Economy*. New-York (USA) Kelly A.M, 1976.
- [Moch & coll., 1997] MOCH A. & MOSER G. *Psychologie environnementale, perspectives actuelles*. Revue de psychologie française, 1997. 2, 42,
- [Moch & coll., 2000] MOCH A. & ROUSSEL I. *Représentation et évaluation de la pollution atmosphérique dans l'agglomération de Dunkerque*. Lille Appa, 2000. 82 p.
- [Mt, 2003a] : MT. *Evolution depuis 1981, du fret national exprimé en milliards de tonnes-kilomètres*. [en ligne]. : 2003a. Disponible sur : <http://www.transports.equipement.gouv.fr/> (consulté le 05/05/03)

- [Mt, 2003b] : MT. *Evolution depuis 1996, du trafic voyageurs par rail exprimé en milliards de voyageurs-kilomètres*. [en ligne]. : 2003b. Disponible sur : <<http://www.transports.equipement.gouv.fr/>> (consulté le 06/09/03)
- [Nichols & coll., 1996] NICHOLS P., HAUSCHILD M., POTTING J. & WHITE P. *Part V. UDO DE HAAES H. A. Impact assessment of non-toxic pollution in life cycle assessment*. 1996.
- [Nicolas, 1997] NICOLAS F. *Indicateurs d'Etat et Pression pour une évaluation globale de la pollution atmosphérique*. Rapport LTE 9720. Inrets-LTE. Bron 1997. 96 p.
- [Oaci, 1993] OACI. *Annexe 16 : "Protection de l'environnement-Emissions des moteurs d'avions"*. OACI, 1993. vol 2, 100 p.
- [Oaci, 2003] OACI. *Normes d'émissions de l'OACI*. OACI, 2003. Disponible sur : <[http://www.qinetiq.com/aviation\\_databank/index.asp](http://www.qinetiq.com/aviation_databank/index.asp)> (Consulté le 06/02/03)
- [Ocde, 1992] OCDE. *Indicateurs de l'environnement : corps central de l'OCDE*. ISBN 92-64-04263-6. Paris (France) OCDE, 1992. 159 p.
- [Ocde, 1993] OCDE. *OECD core set of indicators for environmental performance reviews*. Paris (France) OCDE, 1993. 159 p.
- [Ocde, 1994] OCDE. *Code Permanent Environnement et Nuisances - Introduction sur le thème de l'air*. Paris (France) OCDE, 1994. pp.449-458.
- [O'connor, 2000] O'CONNOR M. *Natural Capital*. Spash C. L. & Carter C. *EVE Policy Brief*. Cambridge (UK) 2000. vol 3,
- [O'connor & coll., 2002] O'CONNOR M. & STEURER A. *The AICCAN, the GEGDP and the Monetisation Frontier : A Typology of Environmentally Adjusted National Sustainability Indicators*. O'Connor M. & Meité V. *Environmental Evaluation*. Cheltenham (UK) Edward Elgar, 2002. pp.Chap. 9.
- [Office National Des Forets, 1986] OFFICE NATIONAL DES FORETS. *Inventaire sur le dépérissement des forêts en France*. 1986.
- [O'jones, 1970] O'JONES C. *An Introduction to the study of public policy*. Belmont (USA) Duxbury Press, 1970.
- [Oms, 1987] OMS. *Health and Safety Component of Environmental Impact Assesment*. WHO-EURO. Copenhagen 1987.
- [Oms, 1999] OMS. *Environment health Indicators - Framework and methodologies*. Geneva 1999.
- [Oms, 2000] OMS. *WHO air quality guidelines*. WHO, 2000. Disponible sur : <[http://www.euro.who.int/air/Activities/20020620\\_1](http://www.euro.who.int/air/Activities/20020620_1)> (consulté le 09/12/03)
- [Onu, 1997] ONU. *Protocole de Kyoto à la Convention Cadre des Nations Unies sur les changements climatiques*. ONU, 1997. 24 p. Disponible sur : <<http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpfrench.pdf>> (consulté le 09/10/03)
- [Owens, 1996a] OWENS J. W. *LCA Impact assessment categories: Technical feasibility and accuracy*. Int.J..LCA, 1996a. 1, 3, pp.151-158.



- [Owens, 1996b] OWENS J. W. *Life Cycle Assessment: Constraints on moving from inventory to impact assessment*. J.Ind.Ecol, 1996b. 1, 1, pp.37-49.
- [Owens, 1997] OWENS J. W. *Life-Cycle Assessment in relation to Risk Assessment: An evolving perspective.l*. Risk Anal, 1997. 17, 3, pp.359-365.
- [Passet, 1979] PASSET R. *L'économie et le vivant*. Paris (France) Payot, 1979. 300 p.
- [Pleijel & coll., 1999] PLEIJEL K., PLEIJEL H. & KARLSON G. P. *Quantification of additional ozone load from local source emissions of NOx and VOC. 9th annual meeting of SETAC-Europe*. 25-29 May, Leipzig. 1999.
- [Potting, 2000] POTTING J. *Spatial differentiation in life cycle impact assessment*. PhD Thesis. Universiteit Utrecht Utrecht, 2000. 250 p.
- [Potting & coll., 1998a] POTTING J., SCHÖPP W. & BLOK K. *Comparison of the acidifying impact from emissions with different regional origin in life-cycle Assessment*. Journal of Hazardous Materials, 1998a. vol 61, pp.155-162.
- [Potting & coll., 1998b] POTTING J., SCHÖPP W. & BLOK K. *Site dependent life cycle impact assessment of acidification*. Journal of Industrial Ecology, 1998b. vol 2, n° 2, pp.63-87.
- [Prev'air-Ineris, 2003] PREV'AIR-INERIS. *Cartographies de la pollution photochimique (ozone) durant la période du 1er au 14 août 2003*. Ineris, 2003.
- [Reungoat, 2003] REUNGOAT P. *L'évaluation de l'exposition à la pollution atmosphérique d'origine automobile dans le cadre d'études épidémiologiques : application à l'étude VESTA*. 19 décembre 2003, Thèse de doctorat en Santé publique. Paris (France) 2003. 283 p.
- [Rey & coll., 1994] REY G. & HERMELINE M. *L'Europe et la forêt*. Paris (France) ONF, 1994. Chap V11, 15 p.
- [Ribera, 2002] RIBERA D. *Evaluation of sublethal effects of contaminants on soil fauna: a case study using pure chemical mixtures and biomarkers in the worm*. The sciences of the total environment, 2002.
- [Roche & coll., 1989] ROCHE B. & LOYE PILOT M. D. *Eutrophisation récente d'un lac de montagne sans occupation humaine: conséquence d'agents atmosphériques*. Rev.Sci.Eau 1989. 2, 4, pp.681-707.
- [Rodrigues, 2002] RODRIGUES C. *Analyse et synthèse bibliographiques des différents systèmes d'indicateurs environnement et transports*. Bron (France) Inrets, 2002. 143 p.
- [Roos, 1989] ROOS C. *Vooronderzoek financiële consequenties van een geurbelevingsnorm*. Apeldoorn 1989. 88, 230 p.
- [Rousseaux, 1993] ROUSSEAU P. *Evaluation comparative de l'impact environnemental global (ECIEG) du cycle de vie des produits*. Thèse de doctorat en Gestion et traitement des déchets. Lyon (France) Insa-Lyon, 1993. 276 p.
- [Rousseaux, 1994] ROUSSEAU P. *Proposition de descripteurs de suivi de l'état de l'environnement*. Lyon (France) Observatoire des changements écologiques du Grand Lyon, 1994. 39 p.

- [Rousseaux, 1998] : ROUSSEAU P. *Analyse du cycle de vie : évaluation des impacts*. : 1998. G5605, pp.1-11.
- [Rousseaux & coll., 2000] ROUSSEAU P. & APOSTOL T. *Valeur environnementale de l'énergie*. Lausanne (Suisse) Presses Polytechniques Universitaires Romandes, 2000. 186 p.
- [Rousval, 2005] ROUSVAL B. *Aide multicritère à l'évaluation de l'impact des transports sur l'environnement*. Paris (France) Université Paris IX Dauphine, 2005. 266 p.
- [Roy & coll., 1993] ROY B. & BOUYSSOU D. *Aide multicritère à la décision : méthodes et cas*. Paris (France) Economica, 1993. 250 p.
- [Sachs, 1997] SACHS I. *L'Ecodéveloppement*. Paris (France) La Découverte, 1997. 124 p.
- [Sawerysyn, 2005] SAWERYSYN J. P. *Les polluants organiques persistants*. Lille (France) Association pour la Préservation de la Pollution Atmosphérique (APPA), 2005. n°68, pp.3.
- [Schiffman, 1974] SCHIFFMAN S. S. *Physicochemical correlates of olfactory quality*. Science 1974. 185, pp.112-117.
- [Seethaler, 1999a] SEETHALER R. *Health costs due to road traffic-related air pollution : A impact assessment project of Austria, France and Switzerland. Synthesis report : prepared on behalf of the tri-lateral research team of Austria, France and Switzerland*. Bern (Suisse) 1999a. 105 p.
- [Seethaler, 1999b] SEETHALER R. *Health costs due to road traffic-related air pollution : A impact assessment project of Austria, France and Switzerland - Synthesis report : prepared on behalf of the tri-lateral research team of Austria, France and Switzerland*. Bern (Suisse) WHO, 1999b. 105 p.
- [Smith, 1872] SMITH A. R. *Air et pluies : les débuts de la climatologie chimique*. 1872.
- [Smulskij, 1987] SMULSKIJ I. *Indice complexe et niveaux de pollution atmosphérique pour des conditions météorologiques défavorables*. Meteorologia u Gichologia (en Russe), 1987. n°8, pp.48-56.
- [Solomon & coll., 1992] SOLOMON S. & ALBRITTON D. L. *Time-dependant ozone depletion potentials for short and longterm forecast*. 1992. vol 357, pp.33-37.
- [Sommer, 1999] SOMMER H. *Health costs due to road traffic-related air pollution : A impact assessment project of Austria, France and Switzerland*. SEETHALER R., CHANEL O., HERRY M., MASSON S. & VERGNAUD J. C. Economic evaluation : Technical report on economy. GVF-Reprt nr 325. Bern (Suisse) 1999. 92 p.
- [Sommer & coll., 1999] SOMMER H., SEETHALER R., CHANEL O., HERRY M., MASSON S. & VERGNAUD J. C. *Health costs due to road traffic-related air pollution : A impact assessment project of Austria, France and Switzerland- Economic evaluation : Technical report on economy*. Bern (Suisse) WHO, 1999. 92 p.
- [Spash & coll., 1993] SPASH C. L. & HANLEY N. *Cost-benefit analysis and the environment*. Chetlenam (UK) Edward Elgar, 1993. 270 p.
- [Stumm & coll., 1981] STUMM W. & MORGAN J. J. *Aquatic chemistry-Introduction emphasizing chemical equilibria in naural water*. New-York John Wiley & Sons (2nd Edition), 1981.

- [Tessier-Ensminger & coll., 1997] TESSIER-ENSMINGER A. & SAJALOLI B. *Proposition d'une grille du degré d'eutrophisation des mares d'Eure-et-Loire, en vue de leur gestion et de leur réhabilitation*. TESSIER-ENSMINGER A. & SAJALOLI B. Radioscopie des mares. L'Harmattan, 1997. pp.251-261. 288 p.
- [Thomson, 1954] THOMSON G. *Air pollution-a review for conservation chemists*. Studies in conservation, 1954. pp.147-166.
- [Thomson, 1986] THOMSON G. *The museum environment*. BUTTERWORTH & Co, 2ème Edition, 1986.
- [Toniello, 2001] TONIELLO A. *Pollution émise par la fabrication des véhicules et des infrastructures de transport*. Bron (France) Inrets, 2001. 135 p.
- [Ulrich, 1984] ULRICH B. *Effects of air pollution on forest ecosystems and water - The principles demonstrated at a case study in Central Europe*. Atmospheric Environment 1984. 18, pp.621-628.
- [Ulrich & coll., 1991] ULRICH B. & SUMNER M. E. *Soil acidity*. Springer-Verlag Berlin, 1991.
- [Van Den Hove & coll., 1997] VAN DEN HOVE S. & O'CONNOR M. *Social perceptions of environmental issues : a case study looking at people's representations of environmental issues*. International journal of environment and pollution, 1997. vol 7, n°4, pp.560-578.
- [Wackernagel, 2002] WACKERNAGEL M. *Le dépassement des limites de la planète*. Automne 2002, L'écologiste. 2002. Vol 3, n° 2, pp.31-36.
- [Wackernagel & coll., 1999] WACKERNAGEL M. & REES W. *Notre empreinte écologique*. 1999. 207 p.
- [Wackernagel & coll., 2002] WACKERNAGEL M., SCHULZ NIELS B., DEUMLING D., CALLEGAS L. A., JENHINS M., KAPOS V., MONFREDA C., LOH J., MYERS N., NOORGARD R. & RANDERS H. *Tracking the ecological overshoot of the human economy*. Proceedings of the National Academy of Sciences L'Ecologiste, 2002. vol 99, n°14, pp.9266-9271. (Traduit sous le titre *Le dépassement des limites de la planète*, n°8, pp.31-36) p. Disponible sur : <<http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.142033699>> (Consulté le 02/03/04)
- [Wced, 1987] WCED. *Our Common Futur (The Brundtland Report)*. London (UK) WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT, 1987. 374 p.
- [Weber & coll., 1986] WEBER J. L. & VANOLLI A. *Les Comptes du Patrimoine Naturel*. INSEE, 1986. n°535-536, 552 p.
- [Wenzel & coll., 1997] WENZEL H., HAUSCHILD M. & ALTING L. *Environmental assessment of products. Volume 1: Methodology, tools and case studies in product development*. London (UK) Chapman & Hall, 1997.
- [Wia, 1999] WIA. *Best available practice regarding impact categories and category indicators in Life Cycle Impact Assessment*. WIA, 1999. vol 4, n° 2 et 3, pp.66-74 et 167-174.
- [Wmo, 1999] WMO. *Scientific assesment of ozone depletion : 1998. Global ozone research and monitoring project*. Geneva (Switzerland) World Meteorological Organisation, 1999.

---

[Zald & coll., 1997] ZALD H. & PARDO J. V. *Emotion, olfaction, and the human amygdala: amygdala activation aversive olfactory stimulation*. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 1997. 94, pp.4419-4124.

[Zeghnoun & coll., 2001] ZEGHNOUN A., CASSADOU S., DECLERCQ C., EILSTEIN D., FILLEUL L., LE TERRE A., MEDINA S., NUNES C., PASCAL L., PROUVOST H., SAVIUC P. & QUENEL P. *Programme de surveillance air et santé 9 villes - Surveillance des effets à court terme de la pollution atmosphérique sur la mortalité en milieu urbain. Résultats d'une étude de faisabilité dans 9 villes françaises*. Revue de synthèse. Paris (France) INVS, 2001. 24 p.

[Zmirou, 1994] ZMIROU D. *Principes pour l'élaboration de valeurs de référence de la qualité de l'air à visée sanitaire*. Pollution Atmosphérique, 1994. n°144, pp.69-76.

THESE SOUTENUE DEVANT L'INSTITUT NATIONAL DES SCIENCES APPLIQUEES DE LYON

NOM : GOGER

DATE de SOUTENANCE : 28/11/2006

Prénoms : Thierry, Francis, Auguste, Pierre

TITRE : Un indicateur d'impact environnemental global des polluants atmosphériques émis par les transports

NATURE : Doctorat

Numéro d'ordre : 2006 ISAL 0099

Ecole doctorale : Chimie de Lyon

Spécialité : Sciences et Techniques du Déchet

Cote B.I.U. - Lyon : T 50/210/19 / et bis CLASSE :

RESUME : On cherche à construire un indicateur d'impact environnemental global de la pollution atmosphérique semblable au potentiel de réchauffement climatique. Il doit permettre d'estimer l'impact environnemental global de la pollution atmosphérique induit par les transports, tout en conservant la valeur de l'impact environnemental de chaque catégorie d'impact, ainsi que l'évaluation des émissions. On s'appuie pour cela sur une typologie des impacts basée sur les connaissances scientifiques, la recherche d'un indicateur pour chaque type pollution, et l'élaboration d'une architecture d'agrégation de la pollution de l'air, qui permet d'intégrer l'ensemble des catégories d'impact environnemental au sein d'un impact global des polluants atmosphériques, et d'assister l'utilisateur à hiérarchiser ses préoccupations vis-à-vis de chacune des catégories d'impact de la pollution de l'air.

MOTS-CLES : Pollution de l'air, transport, évaluation, critères, indicateurs, émissions, qualité de l'air, impact, développement durable

Laboratoire de recherche : Laboratoire d'Analyse Environnementale des Procédés et des Systèmes Industriels (LAEPSI)

Directeur de thèse: Patrick ROUSSEAUX

Président de jury : R.GOURDON

Composition du jury : R.GOURDON, C.PRONELLO, D.FROELICH, J.BEAUMONT, R.JOUMARD, P.ROUSSEAUX