

Thierry GOGER

PANORAMA DES INDICATEURS DE POLLUTION ATMOSPHERIQUE

*Rapport n° LTE 0610
Avril 2006*



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

Thierry GOGER

Panorama des indicateurs de pollution atmosphérique

*Rapport n° LTE 0610
Avril 2006*

L'auteur :

Thierry GOGER, doctorant en chimie, spécialité sciences et techniques du déchet, Ademe/Inrets-LTE/Insa Lyon, 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, 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 sciences et techniques du déchet, directeur de thèse, pr@dug.chanzuy.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 BOURDON

Remerciements

Je remercie les trois organismes précités et leur directeur pour l'accueil et la mise à disposition d'outils de travail et d'informations. Je remercie aussi mes deux encadrants pour leur soutien et leurs conseils avisés. Je remercie enfin mes proches collègues pour leur aide et pour la relecture du rapport.

FICHE BIBLIOGRAPHIQUE

1 UR (1er auteur) INRETS-LTE		2 Projet n° Thèse de doctorat		3 Rapport n° LTE	
4 Titre Panorama des indicateurs de pollutions atmosphériques.					
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 Avril 2006	
12 Remarques					
13 Résumé Un panorama des indicateurs de pollutions de l'air témoigne de leur multiplicité et de leur diversité. Dans cette panacée, une structuration de l'information est essentielle. Elle s'appuie tout d'abord sur l'identification des principales finalités des indicateurs ainsi que des critères nécessaires à leur élaboration ou leur sélection. L'organisation des indicateurs au sein de systèmes est aussi étudiée. L'analyse de la structure et de la métrologie des indicateurs figure également dans cette critique de la littérature. Quelques informations sur les incertitudes sont finalement présentées.					
14 Mots clés Pollutions de l'air, transport, évaluation, critères, indicateurs, émissions, qualité de l'air, impact, développement durable			15 Diffusion Libre		
16 Nombre de pages 64 pages		17 Prix gratuit	18 Confidentiel jusqu'au		19 Bibliographie oui

PUBLICATION DATA

1 Unit (1st author) INRETS-LTE		2 Project n° Post high degree thesis		3 INRETS report n° LTE 1103	
4 Title Bibliographical synthesis on air pollutions valuation due to the transport sector					
5 Subtitle Application to the French metropolis case				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 Avril 2006	
12 Notes					
13 Summary A literature review of air pollution shows their multiplicity and their diversity. Information must be structured in this confusing situation. Issues of indicators and useful criteria for elaborating indicators are firstly identified. We secondly present how indicators are organized within indicator systems. Indicator structure and metrology are also analysed. Finally, we highlight some information about uncertainty.					
14 Key words Air pollution, transport, assesement, criteria, indicators, emissions, air quality, impact, sustainable development			15 Distribution statement Free		
16 Nb of pages 64 pages		17 Price free	18 Declassification date		19 Bibliography yes

TABLE DES MATIERES

<i>FICHE BIBLIOGRAPHIQUE</i>	
<i>INTRODUCTION</i>	1
1. Finalités et critères d'élaboration des indicateurs.....	2
1.1. Finalités	2
1.2. Critères d'élaboration.....	6
2. Systèmes d'indicateurs.....	8
2.1. Présentation	8
2.2. Critiques.....	10
3. Structure et métrologie des indicateurs.....	12
3.1. Exemples	12
3.2. Mesurage des grandeurs des indicateurs	14
3.3. Procédures de « correspondance » et de « synthèse ».....	15
3.3.1. Procédure de « correspondance ».....	15
3.3.2. Procédure de « synthèse ».....	20
3.4. Incertitudes	26
 <i>CONCLUSION</i>	 29
<i>ANNEXES</i>	31
<i>AREVIATIONS ET ACRONYMES</i>	55
<i>TABLE DES FIGURES</i>	56
<i>TABLE DES TABLEAUX</i>	57
<i>BIBLIOGRAPHIE</i>	58

INTRODUCTION

Les pollutions de l'air font l'objet d'une attention importante depuis plusieurs années maintenant. L'étude bibliographique des pollutions atmosphériques permet de construire une typologie de ces pollutions [Goger, 2004]. La construction repose sur une analyse des impacts environnementaux associés aux émissions de polluants atmosphériques. La différenciation entre les catégories d'impacts résulte d'un croisement entre les polluants et les mécanismes d'impacts impliqués, ainsi que les cibles prioritairement affectées. Les impacts retenus pour caractériser une catégorie d'impact sont principalement situés en amont de la chaîne d'impact ou des chaînes d'impact relative(s) à chaque catégorie d'impact. Ce choix se justifie par le fait que ces impacts sont plus aisément évaluables d'une part, et qu'ils permettent une évaluation indirecte des impacts situés en aval d'autre part. Une étude de la perception des pollutions de l'air permet en outre d'identifier les catégories d'impacts perçues socialement. La typologie contient dix types de pollutions de l'air, chaque type correspondant à une catégorie d'impacts environnementaux bien définie (tableau 1). La typologie contient aussi en son sein une architecture potentielle d'agrégation des impacts environnementaux, basés sur des aspects plus sociaux révélant des enjeux environnementaux du développement durable. Les dix catégories d'impacts pourraient ainsi être agrégées selon les catégories d'impacts perçues socialement. Ces catégories pourraient à leur tour faire l'objet d'une agrégation selon les cibles affectées. Cette typologie apporte une structuration préalable de l'information relative aux pollutions de l'air. L'évaluation de ces pollutions peut ainsi s'effectuer d'une manière claire, organisée et transparente.

Tableau 1 : Typologie des pollutions de l'air [Goger, 2004]

Cibles		Pollutions de l'air perçues socialement	Pollutions de l'air établies scientifiquement
Globe		Effet de serre	Effet de serre
		Trou de la couche d'ozone	Trou de la couche d'ozone
Ecosystèmes		Effets sur les écosystèmes de serre	Ecotoxicité directe
			Eutrophisation
			Acidification
			Pollution photochimique
Homme	Santé au sens stricte	Pollution photochimique	Pollution sanitaire restreinte directe
		Pollution sanitaire restreinte directe	
	Bien être	Pollution sensible	Pollution sensible
Patrimoine	Anthropique commun	Dégradation du patrimoine anthropique commun	Dégradation du patrimoine anthropique commun
	Culturel	Dégradation du patrimoine culturel	Dégradation du patrimoine culturel

L'utilisation d'indicateurs de l'environnement a été retenue pour évaluer les pollutions de l'air. L'idée consiste à identifier un ou plusieurs indicateurs pertinents pour chaque catégorie d'impacts identifiée, puis de les agréger selon l'architecture d'agrégation présentée précédemment. L'identification d'indicateurs pertinents nécessite une étude bibliographique de l'existant. L'analyse des indicateurs de pollutions atmosphériques recensés dans la littérature a pour objet de proposer une définition commune du terme indicateur, de présenter les différentes finalités et les différents critères de construction des indicateurs, et d'étudier leur structure et leur métrologie.

Définition d'un indicateur

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.

1. Finalités et critères d'élaboration des indicateurs

1.1. Finalités

Finalités générales

Les indicateurs de pollutions de l'air sont utilisés dans de nombreux pays du monde, dont tous les pays industrialisés. Au sein de ces indicateurs se mélangent des indicateurs « opérationnels » et des indicateurs plus orientés « recherche ». Les indicateurs opérationnels sont ceux utilisés par tous les types d'instances décisionnelles (individu, entreprise, pouvoir public). Ils s'organisent au sein d'un système de gestion des pollutions atmosphériques, 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, fiscalisation, 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 pollutions, des plans pour la qualité de l'air et protection de l'atmosphère, et en marge duquel se situent les plans de transports ou de déplacement, ainsi que les plans d'aménagement du territoire. Les indicateurs opérationnels sont ainsi mis en lien avec des objectifs politiques coordonnés, des facteurs déterminants du milieu, des données de terrain et des procédures d'estimation [Garcia & coll., 2001]. Les indicateurs orientés « recherche » sont moins nombreux et souvent plus complexes que les indicateurs opérationnels. Ils ne s'organisent pas (ou très rarement) au sein d'un système de gestion, mais se développent plutôt dans le but d'évaluer un aspect particulier des pollutions atmosphériques.

Trois principales finalités peuvent être dégagées : l'aide à l'évaluation, l'aide à la décision, et l'aide à la communication (figure 1).

Les indicateurs d'aide à l'évaluation ont pour objet d'établir un état des lieux des concentrations, des émissions, ou des impacts induits par la dégradation de la qualité de l'air. Le résultat des indicateurs doit permettre un suivi dans le temps et dans l'espace, ainsi qu'une éventuelle comparaison entre les différentes sources d'émissions. Dans certains cas, les indicateurs peuvent aussi avoir pour objet d'établir une prévision. Les indicateurs d'aide à l'évaluation proposent des évaluations absolues des objets évalués, c'est-à-dire qu'un objet à une valeur propre indépendante de celle d'un autre objet. On trouve dans cette catégorie d'indicateurs l'indicateur « Changement

Climatique » [Giec, 2001], qui donne pour un objet évalué, par exemple un projet d'infrastructure de transport, la quantité de gaz à effet de serre (GES) émise par an (en équivalent CO₂). On trouve aussi l'indicateur de volume critique [Lindfors L.G., 1995b] ($I = \sum \frac{E_p}{C_{p\text{réf}}}$ ¹) exprimé en m³ d'air nécessaire à la dilution du gaz p pour parvenir à une concentration de référence.

Les indicateurs d'aide à la décision s'attachent à la gestion des conséquences des pollutions atmosphériques. Les indicateurs intègrent en leur sein des valeurs de références réglementaires ou non et/ou sont souvent associés à des mesures génériques à adopter en fonction de l'état de la qualité de l'air (mesures de prévention, procédure d'information et d'alerte...). Deux valeurs de référence non réglementaires et cinq valeurs de référence réglementaires sont souvent utilisées².

L'indicateur de Kouzbass [Smulskij, 1987] ($I = \sum \frac{C_p}{C_{p\text{moy}}}$ ³) aboutit à une évaluation relative callée sur un rapport à une situation moyenne. La valeur guide 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 [Rousseaux, 1994a]

construit tel que $I = \sum \frac{(C_{p\text{réf}} - C_p)}{C_{p\text{réf}}}$ ⁴). La norme de qualité de l'air ou d'émission définit 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 respecté (Indicateur de pollution atmosphérique intégrale

[Bezuglaya & coll., 1993] défini tel que $I = \sum \left(\frac{C_p}{C_{p\text{réf}}} \right)^d$ ⁵). L'objectif de qualité correspond 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. La valeur limite est une 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. Le seuil de recommandation et d'information est 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). Le seuil d'alerte correspond 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

¹ E_p : émissions du polluant p; $C_{p\text{réf}}$: concentration de référence du polluant p

² La modification de la valeur de référence inhibe toute comparaison du résultat de l'indicateur dans le temps et dans l'espace.

³ $C_{p\text{moy}}$: concentration moyenne du polluant p; C_p : concentration du polluant p.

⁴ $C_{p\text{réf}}$: concentration annuelle de référence du polluant p (directive européenne ou valeur guide de l'OMS); C_p : concentration annuelle du polluant p

⁵ $C_{p\text{réf}}$: concentration de référence du polluant p (norme de danger); C_p : concentration du polluant p; d : une des 4 classes de danger définies

ci-après) se situe dans cette dernière catégorie d'indicateurs car les catégories 8 et 10 sont callées sur les seuils d'information et d'alerte.

Les valeurs de référence peuvent être exprimées telles quelles en unité de concentration ou bien 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 peuvent être 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 données journalières. Le percentile est particulièrement pertinent dans l'évaluation des impacts sanitaires à court terme (c'est-à-dire résultant d'une exposition de courte durée) car il permet de présenter la durée d'exposition d'une population à un pic de pollution (à l'ozone par exemple).

L'aide à la communication a pour intérêt de rendre claires et transparents les résultats des mesures politiques prises par les responsables publiques, ainsi que d'informer les utilisateurs de l'indicateur des actions à suivre, et enfin de les sensibiliser au problème des pollutions de l'air. Les indicateurs d'aide à la communication doivent être simple et transparent.

Les indicateurs peuvent répondre parfois simultanément à deux finalités. Les indicateurs d'aide à l'évaluation et d'aide à la décision peuvent ainsi, à la condition d'être simple et transparent, servir de support à la communication. Les indicateurs d'aide à la communication sont en revanche peu adaptables à des finalités d'aide à la décision ou d'aide à l'évaluation. De même, un indicateur construit dans le but d'aider à l'évaluation peut, au regard d'une mise en perspective du résultat de l'indicateur avec une valeur de référence appropriée, fournir une aide à la décision. L'inverse est souvent beaucoup plus difficile. En définitive, la construction d'un indicateur d'aide à l'évaluation s'avère être une stratégie pertinente dans la mesure où ce type d'indicateur fournit une information pouvant être utilisée telle quelle par les décideurs, et dans la mesure où il est plus facilement adaptable aux autres finalités. A titre d'exemple, un indicateur comme le volume critique, pourrait remplir les trois finalités, dans la mesure où il répond aux finalités d'aide à l'évaluation et d'aide à la communication, et en prenant comme valeur de référence la valeur guide de l'OMS ou une autre, il pourrait aussi répondre à la finalité d'aide à la décision.

Finalités dans le domaine du transport

Dans le cas des indicateurs de pollutions de l'air développés dans les problématiques des transports, on observe deux grandes finalités plutôt d'ordre décisionnel, liées au niveau d'application de la décision. Au niveau stratégique, les paramètres de l'environnement à analyser sont trop nombreux pour qu'une approche exhaustive, tant de l'état initial de l'environnement que de celle des impacts, soit réalisable. Dans ce cas, seule une évaluation globale, simplifiée et synthétique des atteintes potentielles sur l'environnement, via les pollutions atmosphériques exercées à long terme par l'objet de transport considéré, peut être menée et apporter une information utile. L'évaluation stratégique vise à orienter la décision politique vers l'option la plus favorable au développement durable et en particulier à l'environnement. L'évaluation se situe ainsi 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. Au niveau territorial, les paramètres de l'environnement à analyser étant moins nombreux, la portée de l'évaluation s'étend à l'ensemble des impacts permanents et temporaires, directs et indirects sur l'environnement local. L'étude « territoriale », connue sous le nom d'étude d'impacts, s'attache à améliorer l'insertion d'un projet

au sein du territoire auquel il est attaché, en déterminant la manière la plus favorable à l'environnement et l'application de mesures d'atténuation des impacts environnementaux, le choix de l'option « optimale » étant déjà effectuée au niveau stratégique. L'évaluation se situe ainsi 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.

Finalités de notre projet de recherche

Le choix de retenir un type d'indicateur plutôt qu'un autre dépend essentiellement de la finalité de l'indicateur. La structuration de la finalité d'un indicateur de pollutions de l'air apparaît ainsi comme la priorité à donner avant toute élaboration d'un indicateur.

Notre projet de recherche vise au développement d'un outil d'aide à l'évaluation d'un objet de transport, relativement aux impacts environnementaux (incluant l'homme) liés aux pollutions de l'air qu'il induit. L'approche se veut globale, c'est-à-dire qu'elle s'efforcera de prendre en compte l'ensemble des catégories d'impacts environnementaux. Elle cherche aussi à être applicable tant au niveau stratégique qu'au niveau de l'étude d'impacts d'un projet de transport. Notre projet de recherche vise en outre à proposer des résultats synthétiques, intelligibles et signifiants, afin de faciliter les échanges entre les acteurs, mais aussi entre les spécialistes dans des domaines éloignés. L'approche d'une évaluation des pollutions de l'air sur la base des émissions de polluants semble la mieux correspondre aux ambitions du notre projet, dans la mesure où elle permet d'évaluer d'une manière directe et globale la contribution d'une source de pollution aux impacts environnementaux induits via les pollutions de l'air, sans avoir à recourir à des modèles de dispersion. L'outil cherche finalement à permettre des comparaisons entre les différents objets d'évaluation : politiques, plans, projets portant sur des infrastructures de transports, des modes de transport ou des technologies. En marche de l'orientation de l'outil vis-à-vis de la finalité d'aide à l'évaluation, l'ambition du projet porte par ailleurs sur la capacité de l'outil à fournir une aide à la décision et à la communication. Les indicateurs de pollutions de l'air devront en définitive disposer d'une souplesse leur permettant de répondre simultanément aux trois finalités.

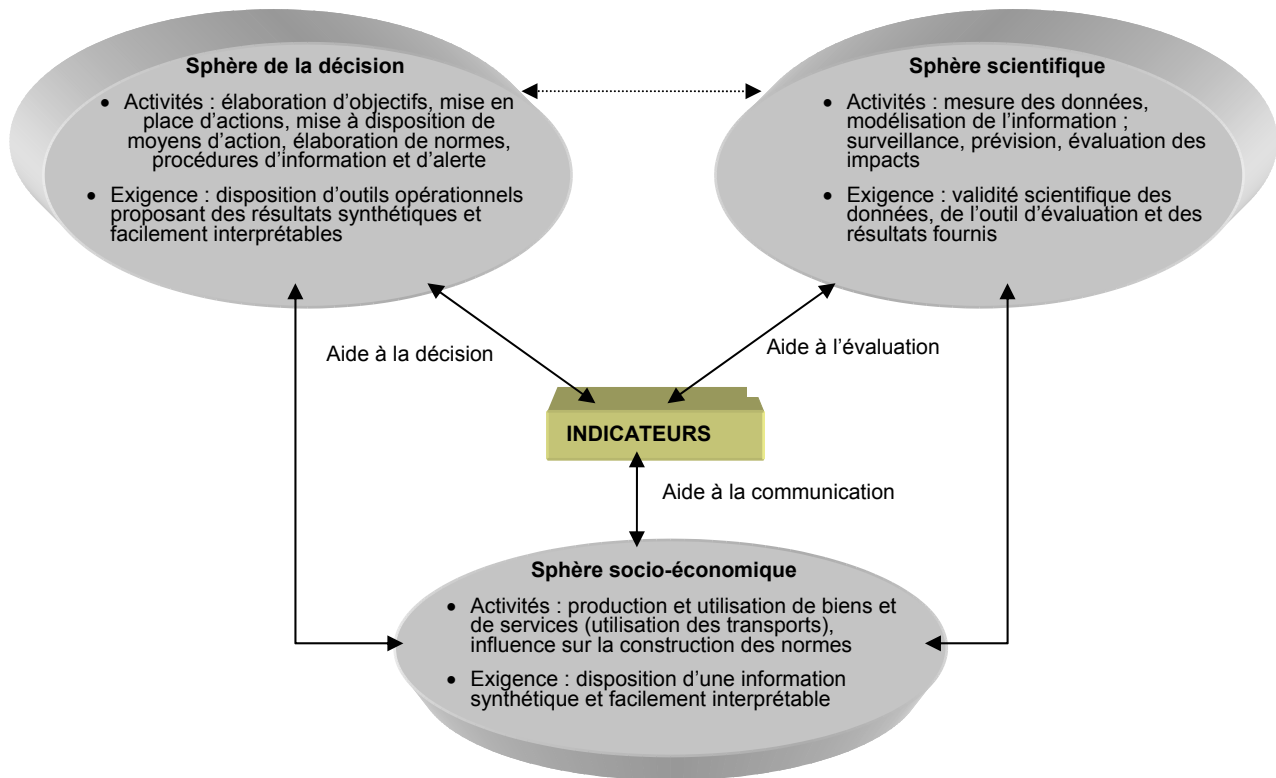


Figure 1 : Indicateurs et système général de gestion des pollutions atmosphériques

1.2. Critères d'élaboration

La littérature présente un certain nombre de critères génériques nécessaires à l'élaboration d'un indicateur de pollutions de l'air, quelque soit sa finalité. Douze critères sont ici retenus.

La pertinence constitue le critère majeur auquel tout indicateur doit répondre. Il correspond à l'adaptation de l'indicateur à la finalité retenue. Il est le gage de l'acceptabilité de l'indicateur, c'est-à-dire sa reconnaissance par les utilisateurs. La pertinence et l'acceptabilité pourraient être des critères de premier niveau dans la mesure ils se réfèrent très directement à la finalité de l'indicateur. Ces deux critères s'appuient sur un ensemble d'autres critères, les uns émanant à l'origine plutôt des sphères décisionnelle et socio-économique, les autres plutôt de la sphère scientifique.

Parmi les critères issus des sphères décisionnelle et socio-économique on trouve la transparence, définie comme la présentation claire de la structure et de la métrologie de l'indicateur. L'intelligibilité 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. 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 significative pour l'utilisateur de l'indicateur ? De combien varie le résultat entre deux évaluations ? S'agit-il d'une augmentation ou d'une diminution ? Enfin, 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.

Parmi les critères provenant de la sphère scientifique on distingue la validité, définie comme l'adéquation entre d'une part le formalisme et la métrologie, et d'autre part, les connaissances scientifiques des phénomènes évalués. 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). 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). La représentativité correspond au respect des caractéristiques objectives et subjectives (dimension, unité, échelle d'évaluation, coefficients de pondération...) relatives aux pollutions atmosphériques (incluant les polluants) induites par les objets de transports étudiés.

Outre ces critères génériques, les finalités issues du domaine des transports, et plus particulièrement celles formulées dans le cadre de notre projet de recherche, conduisent à ajouter deux autres critères. L'adaptabilité représente l'utilisation possible du même indicateur pour l'évaluation de finalités différentes, et/ou d'objets différents. Le caractère synthétique de l'indicateur constitue aussi un des points d'orgues émanant des ambitions de notre projet de recherche, dans la mesure où il est très clairement affiché la volonté d'évaluer de manière la plus agrégée possible les impacts environnementaux induits par les transports.

Nous proposons une méthode d'évaluation de la qualité des indicateurs en vue d'une éventuelle sélection. Les indicateurs sont évalués selon chacun des critères mentionnés. Les notes attribuées à un indicateur pour un critère donné sont 0 si l'indicateur ne répond pas au critère, 1 si l'indicateur répond moyennement au critère, et 2 si l'indicateur répond bien au critère. Les notes sont attribuées par un collège de spécialistes impliqués dans le projet européen COST 350⁶. 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 et d'acceptabilité 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, quelque 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. Un indicateur peut être potentiellement utilisable si la valeur globale dépasse 15/24 et qu'aucun des deux critères prioritaires n'émet un veto (tableau 2).

⁶ European Cooperation in the field of science and technical research: "Integrated assessment of environmental impact of traffic and transport infrastructure"

Tableau 2 : Méthode d'évaluation d'un indicateur

Critères d'élaboration	Indicateur
Pertinence	/2
Acceptabilité	/2
Transparence	/2
Compréhensibilité	/2
Signifiante	/2
Faisabilité	/2
Validité	/2
Robustesse	/2
Sensibilité	/2
Représentativité	/2
Adaptabilité	/2
Capacité de Synthèse	/2
TOTAL	/24

L'évaluation des indicateurs, selon les critères de sélection retenus, met en évidence la liste d'indicateurs potentiels suivants : changement climatique, production d'ozone photochimique, acidification, eutrophisation, pollution odoriférante, toxicité, écotoxicité, volume critique, écopoints, pollution globale de Mazzaraccio (basé sur les émissions). Le détail de chaque évaluation figure en annexe 1.

2. Systèmes d'indicateurs

2.1. 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 [Ocde, 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; 2000b] 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 société 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 des pollutions 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 des pollutions atmosphériques (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 société 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 posées par les 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 7 questions clés, d'évaluer les systèmes actuels de transports 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 MEET⁷, AUTO-OIL, CORINAIR⁸. Chaque année, la méthodologie TERM est améliorée afin qu'elle puisse évaluer de mieux en mieux les effets des politiques de transports tout en couvrant les attentes de la société.

Le cadre d'analyse Force motrice - Pression - État - Exposition - Effet - Réponse (DPSEEA) a de grandes similarités avec le modèle DPSIR. Les forces motrices représentent les facteurs qui stimulent et poussent les procès environnementaux concernés. 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 dans l'environnement, qui sont normalement exprimés par l'occupation ou l'exploitation humaine de l'environnement généré par tous les secteurs

⁷ Methodologies for estimating air pollutant emissions from transport.

⁸ 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.

économiques (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 société civile et des organismes d'Etat s'évertuent de 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.

2.2. Critiques

Les systèmes d'indicateurs existants constituent une bonne base pour la description des pollutions 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. Le point faible de ces cadres d'analyses réside dans la très grande simplicité de la description de la ou des chaînes d'impact, lorsqu'elle a lieu. Si le modèle DPSEEA décrit relativement bien les impacts directs, issus d'une chaîne d'impact courte comme les impacts sanitaires du monoxyde de carbone (CO) par exemple (Etat (Concentration en CO) ; Exposition (nombre d'individus exposés à une teneur en CO supérieure à un certain seuil) ; Effet (carboxyhémoglobine et sous-oxygénation)), aucun modèle n'est pertinent dans le cas d'une description d'impacts émanant d'une chaîne ou de chaînes d'impact longue(s) et complexe(s), comme celles de l'effet de serre (figure 2).

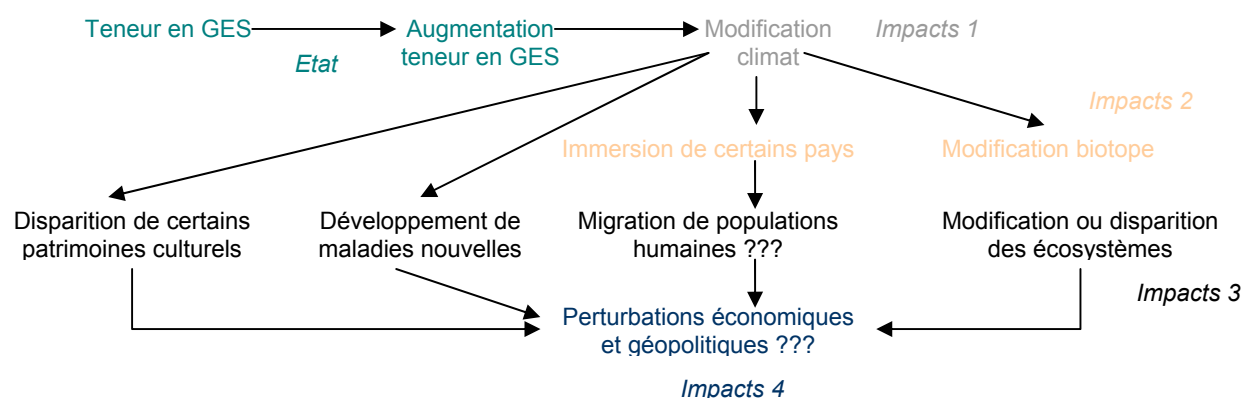


Figure 2 : Exemple de quelques chaînes d'impact inclus dans la catégorie d'impact « Effet de serre »

On observe un affinement dans la précision de l'évaluation des pollutions 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 3).

Tableau 3 : 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

Les systèmes d'indicateurs constituent une collection d'indicateurs mono-nuisance, c'est-à-dire que l'on trouve non seulement au sein de chaque catégorie de nuisances environnementales, mais aussi au sein de chaque type de pollutions de l'air, un ensemble d'indicateurs spécifiques, retenant les mêmes polluants atmosphériques, à l'exception de l'OMS qui ignore le dioxyde de carbone (CO₂), compte tenu de sa non toxicité pour l'homme dans les niveaux de teneurs observés. Aucun indicateur ne propose une évaluation agrégée de plusieurs catégories d'impacts associés aux pollutions 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 » (détails en Annexe 2) témoigne à l'opposé de l'effort consenti pour proposer une information simple, agrégée, et communicative. A titre d'exemple, l'indicateur « empreinte écologique » [Wackernagel & coll., 1999; Wackernagel & coll., 2002] propose une évaluation des impacts environnementaux sous la forme d'un résultat dont la dimension est exprimée en terme de surface productive biologique nécessaire au maintien des flux de biens et de services environnementaux. Ainsi, on peut estimer la contribution d'une activité (par exemple les transports) à la consommation du bien environnemental global, et regarder ce que cette consommation représente par rapport 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. L'indicateur s'appuie ainsi sur un raisonnement en terme de stock, valable pour les activités qui consomment de l'espace ou bien qui produisent des pollutions de long terme dont l'épuration peut être effectuée directement par la nature. L'effet de serre pourrait ainsi être évalué par le biais de cet indicateur, en utilisant la notion de puits, c'est-à-dire la capacité de la végétation à fixer le carbone présent dans le CO₂ (principal gaz responsable de l'effet de serre). Pour les autres pollutions de l'air, les impacts environnementaux sont induits principalement par les flux des polluants (et non leur stock). L'épuration naturelle est aussi très limitée, mis à part le phénomène de dilution. L'indicateur « empreinte écologique » ne permet donc pas d'évaluer les pollutions de l'air d'une manière agrégée. Il offre cependant une idée intéressante quant à la construction d'un indicateur agrégé des pollutions atmosphériques.

L'évaluation de l'environnement et des pollutions 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 du reste la question des pollutions atmosphériques selon des approches différentes [Rodrigues, 2002]. TERM repose sur une approche politique d'intégration des pollutions atmosphériques 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 des pollutions atmosphériques. L'OCDE envisage plutôt une intégration des pollutions atmosphériques dans les politiques économiques de l'OCDE. L'OMS se préoccupe du reste 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 des pollutions de l'air, des facteurs de réduction des nuisances et des résultats des politiques environnementales en matière de transports. 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.

En conclusion, les systèmes d'indicateurs ne semblent donc pas adaptés à une évaluation agrégés des impacts environnementaux associés aux pollutions de l'air induites notamment par les transports. L'architecture de ces cadres d'analyse constitue néanmoins une base solide pour la description des pollutions de l'air.

3. Structure et métrologie des indicateurs

3.1. Exemples

L'étude de la littérature sur les indicateurs environnementaux témoigne d'une myriade d'indicateurs de pollutions atmosphériques. On distingue parmi eux deux grands types d'indicateurs : les indicateurs de « qualité de l'air » et les indicateurs « d'émissions ». Les indicateurs de qualité de l'air s'attachent à décrire les paramètres du système des pollutions atmosphériques liées 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 distinctes) en une valeur simple, généralement unique et adimensionnelle qui représente ou caractérise la qualité de l'air pour une zone dite homogène [Garcia & coll., 2001]. L'indicateur Atmo appartient à ce groupe d'indicateur. Il 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. 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 terme de santé publique, on peut imaginer que l'échelle de qualité, quelques catégories en tous cas, semble s'appuyer 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, SO₂, NO₂, et O₃) (tableau 4). L'heure de départ du calcul est 0 h TU, et l'heure de diffusion est 16h. 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. Une présentation rapide de l'ensemble des indicateurs de qualité de l'air figure en annexe 3.

Tableau 4 : L'indicateur Atmo (2000) [Garcia & coll., 2001]

Valeur de l'indicateur	Qualificatif	Couleur*	Particules (PM ₁₀)	SO ₂	NO ₂	O ₃
			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 µg/m³ ; *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 procédures d'information et d'alerte, la valeur limite constitue le seuil d'information, et la valeur d'alerte le seuil d'alerte⁹.

Les indicateurs d'émissions se préoccupent des éléments associés à la source des pollutions (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 adimensionnelle qui représente ou caractérise la contribution d'une source de pollutions atmosphériques à la production de pollutions atmosphériques. L'indicateur du « Changement Climatique » [Giec, 2001] appartient à ce groupe. 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. La relation d'équivalence entre les différents gaz à effet de serre s'effectue par rapport au potentiel de réchauffement du CO₂ auquel on attribue la valeur 1. Les coefficients d'équivalence, appelé facteur d'impact ou facteur 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. Le résultat de l'indicateur s'exprime en quantité équivalente CO₂ (tableau 5). Cette information est suffisante pour apprécier l'ampleur de l'impact potentiel, mais le nom de l'indicateur fait plutôt

⁹ Il n'y a cependant 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 185µg/m³ d'ozone, les deux autres qui mesurent 179µg/m³, l'indicateur calculé à partir de la moyenne sur l'agglomération aboutit à 181µg/m³, 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 180µg/m³ : il n'y a donc pas de déclenchement de la procédure.

appel à une expression du résultat en terme de forçage radiatif¹⁰ ou de variation de température, ce qui peut être faisable puisqu'il suffit de multiplier le résultat par le pouvoir radiatif du CO₂. Une présentation rapide de l'ensemble des indicateurs de qualité de l'air figure en annexe 4.

Tableau 5 : L'indicateur « Changement Climatique » [Giec, 2001]

Indicateur	Formalisme
Changement Climatique global exprimé en quantité équivalente CO ₂	$\sum_p m_{T,p} \times GWP_p \text{ où } GWP_p = \left(\int_0^T a_p \cdot C_p(t) \cdot dt \right) / \left(\int_0^T a_{CO_2} \cdot C_{CO_2}(t) \cdot dt \right)$ <p>avec GWP_p le potentiel de réchauffement global relatif par rapport au CO₂ du gaz p intégré sur un temps T, m_p la 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 et C_p(t) concentration du gaz p, restante après son émission au temps t.</p>

3.2. Mesurage des grandeurs des indicateurs

Les indicateurs de pollutions de l'air intègrent des variables et proposent des résultats correspondant à des grandeurs qualitatives ou quantitatives.

Le mesurage des grandeurs quantitatives ou numériques peut s'effectuer à l'aide de trois échelles de mesures : l'échelle absolue, l'échelle (cardinale) de rapport et l'échelle (cardinale) d'intervalle. L'échelle absolue se caractérise par le caractère identitaire entre la donnée d'entrée et le résultat de l'indicateur. Dans ce cas la valeur d'entrée est strictement égale à la valeur de sortie de l'indicateur, et toutes les opérations arithmétiques et statistiques sont permises. L'indicateur « Qualité de l'air » de la ville de Parme [Italie] constitue un représentant car il propose un résultat en terme de concentrations brutes en CO, NO₂, O₃, PM₁₀, TSP (particules totales en suspension) et Benzène) (µg/m³). L'échelle de rapport autorise comme son nom l'indique les ratios entre les résultats, car il y a une correspondance entre la valeur 0 de l'unité et la valeur 0 de la grandeur physique, par exemple 0 kg. Ainsi, comme le montre l'exemple de l'indicateur « changement climatique », l'émission de 50 tonnes équivalent CO₂ indique un réchauffement climatique deux fois plus grand qu'une émission de 25 tonnes équivalent CO₂. Les grandeurs quantitatives continues sont mesurables à l'aide d'une échelle absolue ou de rapport : on parle de grandeurs mesurables (autorisant les comparaisons à l'aide de ratios).

En revanche l'échelle d'intervalle inhibe toute notion d'écart entre deux valeurs, car le 0 de l'unité n'a pas de référence physique (la température en °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°C n'est pas deux fois plus chaud qu'un corps à 20°C. On parle dans ce cas de grandeur repérable. Les grandeurs quantitatives discrètes et les grandeurs qualitatives catégorielle 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

¹⁰ Le forçage radiatif est la variation de l'éclairement énergétique vertical net [exprimé en watts par mètre carré (W/m²)] 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.

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.

Sur le plan de la dualité, on distingue, parmi les grandeurs quantitatives utilisées au niveau des indicateurs de pollutions de l'air, les grandeurs extensives qui sont relatives à des ensembles (peuvent être additionnées sur les parties disjointes, par exemple x tonnes de CO₂ émises par une agglomération + y tonnes de CO₂ émises par une autre agglomération = x + y tonnes de CO₂ émises pour l'ensemble des deux agglomérations), et les grandeurs intensives traduisant l'intensité en un point (ne peuvent pas être additionnées, par exemple x mg/L de CO₂ dans une station de mesure + y mg/L ≠ x + y mg/L de CO₂ dans l'agglomération) [Maurin, 2003].

Le résultat des indicateurs est exprimé dans une dimension physique réelle comme la concentration (indicateur « Qualité de l'air » de la ville de Parme), l'émission (indicateur « réchauffement climatique »), le volume de dilution (indicateur « volume critique » : ratio entre une émission et une concentration de référence), le coût économique (Consentement à payer, à recevoir), ou le % de sur-mortalité ou sur-morbidité (indicateurs sanitaires « dose/réponse »), dans une dimension physique irréaliste (« Green's Index » : $I = [84.(C_{SO_2})^{0,41} + 26,6.(COH)^{0,56}]/2$, COH : coefficient de Haze pour l'estimation des particules en suspension, prenant la valeur 0,9 ; 50 ou 100 en fonction du seuil considéré de l'indice 25 ; 50 ; 100 [Green & coll., 1996]), ou encore sous la forme d'un adimensionnement (Indicateur « Pindex » [Babcock et Lyndon, 1970] dans [Nicolas, 1997] :

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

Indicateur de gêne : représentant « 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 (au sens large)¹¹ », sur une échelle catégorielle).

3.3. Procédures de « correspondance » et de « synthèse »

Les indicateurs de pollutions de l'air sont construits sur une structure semblable, fidèle à la définition des indicateurs donnée précédemment. La formule mathématique d'un indicateur se compose ainsi d'une procédure de « correspondance », établissant un lien entre les données et un résultat significatif, et d'une procédure de « synthèse », agrégeant les résultats désagrégés en une valeur synthétique.

3.3.1. Procédure de « correspondance »

La procédure de correspondance donne lieu à deux types de grandeurs de sortie, l'une discrète ou catégorielle, l'autre continue. Dans le cas de l'indicateur Atmo, la transformation associe une grandeur catégorielle ordonnée de l'indicateur à un intervalle de concentrations (mesurées de manière différentes selon les polluants, cf tableau 4). Les quatre échelles utilisées, une pour chaque polluant, correspondent probablement à quatre lois d'impact différentes pour lesquelles on peut noter un effort d'homogénéisation (non explicité) au niveau des bornes d'une part (0-10), et entre

¹¹ Selon la définition de la santé de l'OMS

les différents intervalles d'autre part (c'est-à-dire que l'intervalle noté 7 pour le polluant SO₂ doit probablement correspondre à la même qualité de l'air que l'intervalle noté 7 pour le polluant NO₂). L'indicateur de changement climatique dispose d'une procédure de « correspondance » continue correspondant au produit des émissions m_p par un facteur d'impact (GWP_p) : il s'agit d'une fonction linéaire.

On observe aussi deux approches de construction d'une relation de correspondance. Dans certains cas, la relation de correspondance résulte d'une loi scientifique connue (par exemple, l'indicateur de changement climatique qui associe à une certaine quantité de gaz émis, un certain pouvoir de réchauffement de la planète en équivalent CO₂). La plupart des indicateurs de pollutions de l'air dont la procédure de correspondance s'intéresse uniquement à la physico-chimie de l'atmosphère, ou bien ne tient pas compte des cibles affectées (nombre d'individus, surface...) sont souvent callés sur des lois connus. Dans les autres cas où il n'y a pas de loi de correspondance établie, la relation de correspondance s'appuie sur le croisement entre des données d'entrée (qualité de l'air, émissions) traduisant l'exposition d'une cible, et d'autres grandeurs d'entrée (nombre d'individus affectés par un impact donné), de telle manière à obtenir un résultat exprimé sous la forme d'une grandeur catégorielle, représentant l'ampleur de l'impact observé. Les indicateurs « dose/réponse » utilisés par les épidémiologistes sont typiquement le fruit d'un croisement entre des données de qualité de l'air (exposition d'une population à des niveaux différents de concentration d'un polluant atmosphérique) et des données de populations affectées ou non par une ou plusieurs pathologie(s). Le résultat de l'indicateur est alors exprimé en pourcentage (ou équivalent) de personnes atteintes par la dite maladie, en fonction d'une exposition donnée à un polluant donné. Les indicateurs « dose/réponse » établissent une relation entre une maladie et un polluant.

70% des indicateurs de pollutions de l'air recensés établissent une correspondance entre les données de qualité de l'air ou d'émissions, et des impacts.

Dans le cas des indicateurs de qualité de l'air, l'évaluation porte sur une évaluation des impacts observés, en aval de la ou des chaînes d'impact. Ils s'adressent aux catégories d'impact suivantes : la pollution photochimique sanitaire, la pollution sanitaire directe restreinte (aux impacts directs induits par une exposition à des polluants primaires), et pollution sensible. L'évaluation peut être directe dans le cas des indicateurs « dose/réponse » ou de « gêne », ou indirecte dans le cas des autres indicateurs faisant référence à des normes de qualité de l'air (découlant en partie des courbes « dose/réponse »). L'indicateur établi par [Mazzaracchio & coll., 1996] propose néanmoins une évaluation exhaustive de la qualité de l'air, puisqu'il intègre seize polluants, intervenant au niveau de huit impacts (tableau 7). Le calcul de l'indicateur repose sur l'utilisation d'une procédure de correspondance de type linéaire bornée entre 0 et 10

$$I = \frac{\left(10 \times \frac{C_{p1\max} - C_{p1}}{C_{p1\max} - C_{p1\min}} \right) + \left(10 \times \frac{C_{p2\max} - C_{p2}}{C_{p2\max} - C_{p2\min}} \right)}{2} \quad 12.$$

¹² C_{p1max} : Concentration maximale du polluant p₁; C_{p1} : Concentration du polluant p₁; C_{p1min} : Concentration minimale du polluant p₁

Dans le cas des indicateurs d'émissions, l'évaluation porte sur les impacts potentiels, situés en amont de la ou des chaînes d'impact (indicateur « production d'ozone photochimique) ou en aval (« effets sur les capacités respiratoires des hommes dus aux substances inorganiques ». On trouve des indicateurs d'impact dans toutes les catégories d'impacts environnementaux, à l'exception de la dégradation du patrimoine bâti commun et culturel. Ces indicateurs sont des indicateurs « mono-thématique » dans la mesure où ils sont spécifiques à une seule catégorie d'impact. L'évaluation peut être directe dans le cas des indicateurs proposés dans la théorie de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV), ou indirecte dans le cas des autres indicateurs faisant référence à des valeurs de référence. L'indicateur établi par [Mazzaracchio & coll., 1996] propose également une évaluation exhaustive des émissions, puisqu'il intègre huit polluants, intervenant au niveau de quatre impacts (tableau 8). Le calcul de l'indicateur repose sur l'utilisation de la même procédure de correspondance que son homologue établi pour la qualité de l'air.

On distingue deux types d'application spatiale de la procédure de correspondance pour les indicateurs de qualité de l'air : au niveau de la station, dans le cas des indicateurs de type Atmo, au niveau d'un espace donné, dans le cas de tous les autres indicateurs. La procédure de correspondance des indicateurs d'émissions est calculée au niveau de chaque système ou sous-système considéré. L'intégration temporelle retenue dans la procédure de correspondance des indicateurs de qualité de l'air est souvent de l'ordre de l'heure ou de la journée, tandis qu'elle s'étend plutôt sur une année dans le cas des indicateurs d'émissions.

L'ensemble des fonctions utilisées dans les procédures de « correspondance » recensées dans la bibliographie sur les indicateurs de pollutions de l'air est présenté ci-après.

Dans le groupe des transformations déterministes aboutissant à une grandeur continue de l'indicateur, on distingue :

- La fonction Identité : préservation complète de l'information brute car le résultat de la fonction est égal à la donnée d'entrée. Suivi possible du résultat de l'indicateur dans le temps, et comparaison possible sous forme de rapport car travail directement sur les données (absolues) d'entrée. Comparaison souvent impossible entre les polluants car il y a rarement une équivalence directe entre les valeurs des données se rapportant à des paramètres différents (une concentration identique en SO₂ et en NO₂ ne signifie pas implicitement que la qualité de l'air induit par ces deux polluants soit identique). Signification assez faible pour le non-spécialiste, car il est nécessaire de disposer d'un ordre de grandeur pour pouvoir interpréter les résultats. Simplicité absolue puisqu'il n'y a pas de changement entre la donnée et le résultat. Lien aisé avec les valeurs réglementaires car elles sont présentées le plus souvent en terme de concentration ou d'émission. *Ex* : « Emissions des transports » (kg/j/km²) ; *Ex* : « Qualité de l'air » de la ville de Parme (Italie) (Communication quotidienne des concentrations brutes en CO, NO₂, O₃, PM₁₀, TSP (particules totales en suspension) et Benzène) (µg/m³)
- La fonction Linéaire : la préservation de l'information brute dépend de la différence de dimension entre la variable de sortie et la variable d'entrée. La relation de proportionnalité entre les données d'entrée et les résultats de sortie, confère cependant un point positif à ce paramètre. Suivi possible du résultat de l'indicateur dans le temps, et comparaison possible sous forme de rapport car si les grandeurs de sortie sont mesurables (le 0 a une signification physique), mais impossible si ce sont des grandeurs repérables (le 0 n'a pas de signification physique). Comparaison possible entre les polluants car dans tous les cas étudiés les coefficients de proportionnalité sont en outre

des coefficients d'équivalence, aboutissant à des résultats homogènes. Signification moyenne pour le non-spécialiste, car le résultat de l'indicateur correspond assez souvent à la gravité d'un impact, mais il manque encore des valeurs de référence pour aider l'interprétation. Simplicité car la fonction est très bien connue. Lien possible avec les valeurs réglementaires. Ex : « Acidification » ($I_p = \sum_p m_p \times AP_p$ où m_p est la masse de polluant émise pendant un temps t , et AP_p le potentiel d'acidification du polluant p) (kg équivalent SO_2 sur le temps t)

- Linéaire segmentée. Ex : « Index of quality of the air » du Canada (grandeur adimensionnée)(figure 3)

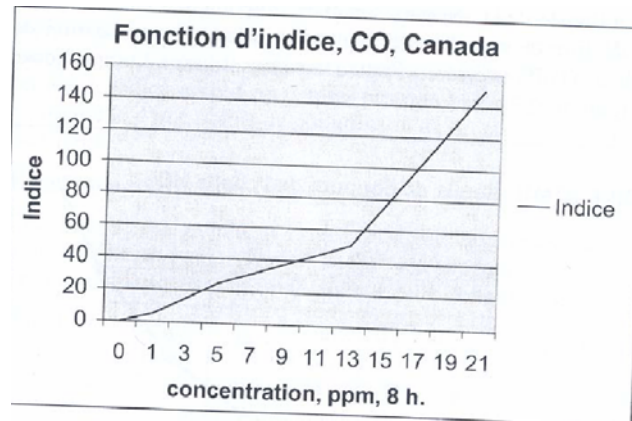


Figure 3 : Correspondance linéaire segmentée niveau d'indicateur/concentration

- Ratio (rapport entre deux données d'entrée, le plus souvent une concentration ou une émission, et une valeur de référence fixe (norme...)). 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).*
- La fonction Puissance : préservation faible de l'information brute en raison de l'élévation de la donnée d'entrée à une certaine puissance, et de la multiplication de la valeur d'entrée par un coefficient de pondération. Suivi possible du résultat de l'indicateur dans le temps, et comparaison possible sous forme de rapport car si les grandeurs de sortie sont mesurables (le 0 a une signification physique), mais impossible si ce sont des grandeurs repérables (le 0 n'a pas de signification physique). Comparaison possible entre les polluants car les coefficients sont en outre des coefficients d'équivalence, aboutissant à des résultats homogènes. Signification assez faible pour le non-spécialiste, car la fonction transforme beaucoup les données et il manque des valeurs donnant des ordres de grandeurs. Complexité importante car l'opération n'est pas intuitivement compréhensible. Lien difficile avec les valeurs réglementaires car elles sont présentées le plus souvent en terme de concentration ou d'émission. Ex : « Green's Index » ($I = [84.(CSO_2)^{0,41} + 26,6.(COH)^{0,56}] / 2$) (pas d'unité physique réelle)(COH : coefficient de Haze pour l'estimation des particules en suspension, prenant la valeur 0,9 ; 50 ou 100 en fonction du seuil considéré de l'indice 25 ; 50 ; 100)

Dans le groupe des transformations déterministes aboutissant à des grandeurs catégorielles, on distingue :

- La fonction catégorielle ordonnée : préservation très faible de l'information brute car relation entre des ensembles de données d'entrée et des résultats catégoriels ordonnés de sortie. Suivi possible du résultat de l'indicateur dans le temps, mais comparaison

impossible sous forme de rapport car les grandeurs de sortie sont des grandeurs repérables (le 0 n'a pas de signification physique). Comparaison souvent possible entre les polluants car les résultats sont exprimés sur une échelle bornée à l'identique pour les différents polluants, et dont les catégories se valent en terme de gravité, c'est-à-dire que la note 2 pour un polluant équivaut à la note 2 pour un autre polluant. Signification importante pour le non-spécialiste car non seulement il dispose de points de référence (fixant souvent les points de rupture entre les catégories), mais l'apposition d'un qualitatif au résultat (chiffre ou adjectif) facilite considérablement son interprétation. Simplicité apparente mais la construction de l'échelle de catégories s'avère souvent très complexe. Lien pas toujours aisé avec les valeurs réglementaires, en raison de la difficulté de concilier homogénéisation de l'échelle des catégories et intégration des seuils réglementaires. *Ex : Atmo (2000)*

Dans le groupe des transformations aléatoires donnant des grandeurs catégorielles on distingue :

- *La fonction catégorielle non ordonnée* : préservation très faible de l'information brute car relation entre des ensembles de données d'entrée et des résultats catégoriels non ordonnés de sortie. Suivi possible du résultat de l'indicateur dans le temps, mais comparaison impossible sous forme de rapport, car les grandeurs de sortie sont des grandeurs repérables (malade ou mort, sain). A l'intérieur de chaque catégorie, le dénombrement s'effectue souvent à travers le pourcentage de sur-morbidité ou de sur-mortalité, ou de sain. Il est donc possible d'effectuer des comparaisons sous forme de ratio à l'intérieur de chaque catégorie, et comme dans le cas des indicateurs de pollutions de l'air recensé, seules deux catégories sont utilisées simultanément (malade ou mort/ sain), le résultat obtenu dans une catégorie est le complément de l'autre par rapport à 1. L'indicateur de sur-mortalité ou sur-morbidité est ainsi toujours le seul indicateur employé. Comparaison possible entre les polluants dont la concentration est du même ordre de grandeur. Signification importante pour le non-spécialiste car le % de sur-morbidité ou de sur-mortalité est intuitivement compréhensible. Simplicité car ce sont des relations binaires. Lien assez aisé avec les valeurs réglementaires. En fait les valeurs réglementaires découlent entre autre des relations « dose/réponse ». *Ex : Indicateurs de sur-morbidité au NO₂*

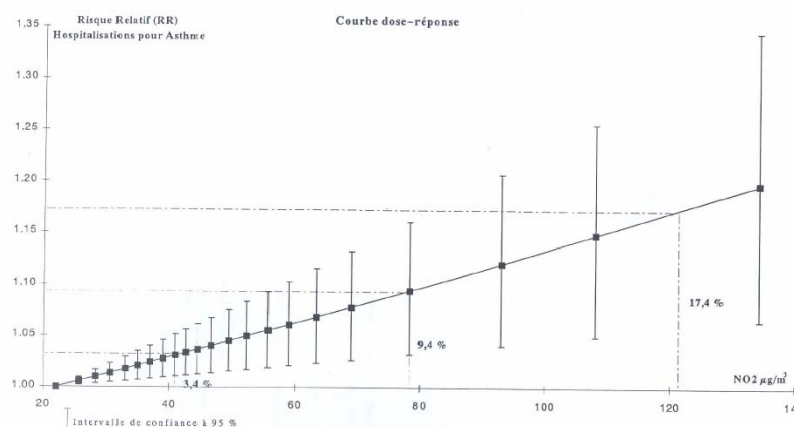


Figure 4 : Correspondance risque de sur-morbidité/concentration

L'application de ces procédures ainsi que le traitement des données s'exerce sur une échelle spatiale et une échelle temporelle déterminée. La métrologie de l'indicateur contribue aussi à sa définition. Tout changement dans l'application des procédures ou du traitement des données abouti

à la définition d'un autre indicateur. Ainsi, l'indicateur Atmo se distingue de son homologue américain de part la structure mais aussi la métrologie.

L'indicateur de qualité de l'air américain [Epa (USA)] (Air Quality Index : AQI) cale le niveau 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 fonction linéaire segmentée 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 (O₃, CO, SO₂, NO₂ : ppm ; PM : µg/m³) [Epa (USA)]

Indicateur	Descripteur santé	Seuils de référence	O ₃		PM _{2,5}	PM ₁₀	NO ₂	CO	SO ₂
			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

3.3.2. Procédure de « synthèse »

La procédure de « synthèse » permet d'agrèger les résultats issus de la procédure de correspondance, en un résultat global de l'indicateur. Elle peut s'appliquer aussi aux résultats donnés par des indicateurs mono-thématiques, c'est-à-dire spécifiques à une catégorie d'impact, pour aboutir à un résultat traduisant l'impact plus ou moins global des pollutions de l'air. L'ensemble des indicateurs de pollutions de l'air recensés dans la littérature sont spécifiques à une catégorie d'impact donnée, comme cela a été présenté précédemment, à l'exception des deux indicateurs de [Mazzaracchio & coll., 1996] qui agrègent les différents impacts à l'aide d'une stratégie d'agrégation arborescente utilisant un opérateur de synthèse de type moyenne arithmétique (tableaux 7 et 8).

Tableau 7 : Structure de l'indicateur de qualité de l'air de [Mazzaracchio & coll., 1996]

Polluant	Impacts			
CO	Oxydes gazeux	Barrière	Smog et effet de serre	Impact global
NO _x				
Hydrocarbures (HC)	Agents photochimiques			
Oxydants photochimiques				
Particules	Poussières	Toxicité minérale		
Silice				
Pb	Métaux lourds			
Autres métaux lourds				
SO _x	Soufre	Agressivité	Détérioration et préjudice	
H ₂ S				
HCl	Acidité première			
HF				
Cl ₂	Chlore anthropogène	Mutagène		
Dioxines				
Radionucléides à courte durée de vie	Radioactivité			
Radionucléides à longue durée de vie				

Tableau 8 : Structure de l'indicateur d'émissions de [Mazzaracchio & coll., 1996]

Polluant	Impacts		
CO	Pollution carbonée	Pollution chimique globale	Impact global
CO ₂			
SO ₂	Pluies acides		
NO _x			
Hydrocarbures	Pollution photochimique	Pollution physico-chimique globale	
Poussières			
Radionucléides	Pollution physique		
Chaleur perdue			

On ne dénombre pas une multitude d'opérateurs de synthèse utilisés dans le calcul des indicateurs de pollutions atmosphériques recensés. Les indicateurs de qualité de l'air utilisent beaucoup l'opérateur maximum. Les indicateurs d'émissions utilisent pour leur part, comme certains indicateurs de qualité de l'air, la somme (pondérée ou non) (Indicateur d'acidification, Green's Index) ou bien la moyenne arithmétique (indicateur de [Mazzaracchio & coll., 1996]). On pourrait ajouter d'autres opérateurs comme la moyenne des carrés, des cubes, la moyenne géométrique¹³, et bien d'autres encore.

¹³ Moyenne arithmétique $\left(\sqrt[y]{\frac{\sum_{p=1}^n x_p^y}{n}} \right)$; Moyenne géométrique $\sqrt[n]{\prod_{p=1}^n x_p}$

Dans le cas des indicateurs de qualité de l'air de type Atmo, on distingue deux types d'intégration spatiale possible :

- Par station : intégration des résultats désagrégés au niveau de chaque station : l'indicateur renseigne du caractère localisé et exceptionnel de la « qualité de l'air »
- Par zone homogène : intégration des résultats de « qualité de l'air » donnés par les différents polluants, toutes stations confondues : 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 confondues
 - Intégration moyennées : 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 la procédure de correspondance n'est identifiée.

Dans le cas des indicateurs d'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 la procédure de correspondance n'est identifiée.

L'ensemble des opérateurs de synthèse inventoriés relève de la méthodologie d'agrégation multicritère basée sur le critère unique de synthèse. Cette méthodologie est dite « globale » car la procédure de synthèse aboutit à un résultat global, unique, et absolu (un objet d'évaluation est évalué pour lui-même, et non au regard d'un autre objet). Elle s'appuie sur la transitivité de la préférence (stricte) et de l'indifférence, et sur l'exclusion de l'incomparabilité. Le résultat final de l'indicateur permet de comparer, à travers des nombres, des structures entre elles, et de porter un jugement de préférence ou d'indifférence. Les opérateurs de synthèse « absolue » ne peuvent intégrer cependant que des grandeurs homogènes. L'homogénéisation (effectuée le plus souvent lors de la procédure de correspondance) s'appuie sur des coefficients d'équivalence entre les variables intégrées. Ces coefficients sont établis le plus souvent de manière objective. La méthodologie d'agrégation multicritère basée sur le critère unique de synthèse renvoie donc à la conception faible du développement durable, pour laquelle la substitution des éléments naturels les uns aux autres constitue en partie le cœur.

Proposée dans les ACV au niveau de la phase d'agrégation des impacts (phase 4), mais non identifiée au sein des indicateurs de pollutions de l'air recensés, la méthodologie d'agrégation multicritère dite « partielle » propose des opérateurs de synthèse alternatifs. La méthodologie d'agrégation « partielle » repose sur l'intransitivité de la préférence et de l'indifférence et sur l'acceptation de l'incomparabilité. Il en ressort quatre types de jugement : préférence stricte, préférence faible, indifférence et incomparabilité. L'agrégation est dite partielle car les opérateurs de synthèse utilisés ne conduisent pas à une valeur absolue de l'indicateur. Au contraire, l'agrégation nécessite la comparaison deux à deux des objets à évaluer, de telle manière à aboutir non pas à un résultat absolu, mais à un résultat relatif des différents objets entre eux. Les opérateurs de synthèse correspondent ainsi à des algorithmes de surclassement binaire (spécifiques à la

problématique choisie : choix, tri, rangement). Elles conduisent à des valeurs partielles¹⁴ c'est-à-dire des valeurs attachées à la différence entre les caractéristiques (performances) d'un objet et celles d'un autre. Les valeurs partielles (appelées degré de surclassement) permettent de porter un jugement local sur chaque critère de performance retenu. Par exemple, si la différence de performance sur le critère de performance 1 des objets a et b conduit à une différence significative telle que l'objet a apparaît plus performant que l'objet b, celui-ci sera préféré à l'objet b, sur ce critère de performance. On attribuera alors la valeur partielle 1 à l'hypothèse « a surclasse b », et la valeur 0 à l'hypothèse « b surclasse a ». Le jugement de préférence global se base finalement sur l'agrégation de l'ensemble des valeurs partielles¹⁵, permettant d'établir qu'un objet est meilleur qu'un autre globalement. 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 fondées sur la différence de performance locale (au niveau de chaque critère de performance) de deux objets distincts, et non sur l'agrégation globale et absolue des performances locales de chaque objet, ces opérateurs de synthèse permettent de conserver la dimension des valeurs d'entrée le plus longtemps possible et d'inhiber l'homogénéisation des grandeurs d'entrée, préservant ainsi les spécificités et la complexité de la réalité. La pondération (si elle a lieu) entre les différentes valeurs partielles n'est donc plus inféodée à l'homogénéisation des grandeurs à intégrer, elle peut prendre alors 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 procédure de synthèse. La méthodologie d'agrégation multicritère « partielle » trouve surtout sa pertinence dans le cadre d'évaluations portant sur des éléments hétérogènes de portée assez générale, ce qui est le cas des différentes catégories d'impacts perçues socialement. Elle renvoie donc à la conception forte du développement durable, pour laquelle la non substitution des éléments naturels les uns aux autres constitue en partie le cœur.

Chaque opérateur présente des caractéristiques différentes. En nous appuyant sur un exemple construit dans un but didactique, nous relevons les principales caractéristiques des opérateurs présentés ci-dessus. L'exemple est constitué de deux groupes de trois objets, évalués selon quatre points de vue. Dans le groupe 1, les points de vue disposent d'une échelle d'évaluation très grande (de 1 à 10 000). Dans le groupe 2, les points de vue sont évalués sur une échelle plus réduite (de 100 à 300). On recense tout d'abord le type de grandeurs potentiellement intégrable par chaque opérateur recensé, ainsi que la logique mathématique d'intégration. On présente aussi le comportement des opérateurs vis-à-vis des principales propriétés d'ouverture, d'associativité, de commutativité, de modularité, de non compensation, de représentativité, et de non sensibilité à la dispersion : 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 9).

Comme mentionné précédemment, l'ensemble des opérateurs d'agrégation « globale » nécessite des grandeurs homogènes. L'homogénéité porte tant sur l'aspect qualitatif de la grandeur (même dimension) que sur l'aspect quantitatif (même unité, même échelle d'évaluation pour tous les points de vue). A l'exception de l'opérateur Somme qui ne peut intégrer que des grandeurs extensives, les

¹⁴ Les valeurs partielles correspondent au degré de surclassement. Ce sont des grandeurs floues comprises entre 0 et 1 [Roy & coll., 1993a].

¹⁵ 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., 1993a].

autres peuvent intégrer soit des grandeurs intensives soit des grandeurs extensives. Les opérateurs d'agrégation « partielle » peuvent intégrer des grandeurs non homogènes, intensives ou extensives. L'indépendance entre les points de vue (dimension, unité, échelle pouvant être différentes selon les points de vue pris en compte) confère aux opérateurs « partiels » un respect de la spécificité des points de vue à intégrer.

Propriété d'ouverture : Les opérateurs Min et Max ne sont pas sensibles à l'ajout ou la suppression d'une nouvelle variable car elles ne rapportent que le résultat extrême (note 2). Les opérateurs moyenne géométrique, moyenne arithmétique, moyenne des carrés, et moyennes des cubes disposent d'une propriété d'ouverture moyenne, car les résultats sont rapportés au nombre de variables à intégrer (note 1). Les opérateurs Somme et Produit sont très sensibles à la propriété d'ouverture car le résultat est directement influencé par le nombre de variables (note 0). Les opérateurs Algorithmes de surclassement binaire ne sont pas du tout sensibles à la propriété d'ouverture puisqu'ils sont fondés sur la comparaison binaire pour chaque variable (critère de performance) (note 2).

Propriété d'associativité : quelque soit les regroupements possibles dans l'intégration des performances locales c'est-à-dire des évaluations des objets selon chaque point de vue, le résultat est identique pour tous les opérateurs « globaux » recensés (note 2). Le respect de la spécificité des points de vue, imposé par les opérateurs « partiels », ne leur permet pas associer les différents points de vue, c'est-à-dire que l'on ne peut pas comparer deux objets A et B sur l'association des quatre points de vue ... En revanche, quelque soit l'association des valeurs partielles ou des degrés de surclassement (issus de la différence entre deux évaluations sur un point de vue donné), le résultat global de la procédure d'agrégation « partielle » demeure inchangé.

Propriété de commutativité : quelque soit l'ordre dans lequel s'effectue l'intégration des performances locales c'est-à-dire des évaluations des objets selon chaque point de vue, le résultat est identique pour tous les opérateurs « globaux » recensés (note 2). Le respect de la spécificité des points de vue, imposé par les opérateurs « partiels », ne leur permet pas associer les différents points de vue, c'est-à-dire que l'on ne peut pas comparer deux objets A et B sur sans que la comparaison s'appuie sur une comparaison binaire entre les mêmes de points de vue (point de vue 1/point de vue 1 ; point de vue 2/point de vue 2 ; ...). En revanche, quelque soit l'ordre dans lequel sont agrégées les valeurs partielles ou des degrés de surclassement (issus de la différence entre deux évaluations sur un point de vue donné), le résultat global de la procédure d'agrégation « partielle » demeure inchangé.

Propriété de modularité : lors d'un changement de la grandeur d'une ou plusieurs points de vue, la validité de l'opérateur peut être mise en cause. C'est le cas de tous les indicateurs de la méthodologie d'agrégation « globale », car il leur est nécessaire d'intégrer des grandeurs homogènes (note 0). Lorsque le changement de grandeur intervient sur toutes les points de vue et aboutit à une grandeur homogène, la validité de l'opérateur Somme peut être encore remise en cause si la nouvelle grandeur est intensive. Seuls les opérateurs Algorithmes de surclassement binaire ne sont pas du tout sensibles à la propriété de modularité puisqu'ils qu'ils préservent longtemps la spécificité des variables d'entrée (note 2).

Propriété de non compensation : les opérateurs Min et Max ne sont pas compensatoires, c'est-à-dire qu'une valeur faible ne peut pas être compensée par une valeur forte et aboutir à une valeur moyenne, puisque l'opérateur ne retient que la valeur extrême (note 2). La moyenne géométrique et

la moyenne des cubes sont peu compensatoire, la première se rapprochant de l'opérateur Min, et l'autre du Max (note 1). Au milieu, les opérateurs moyenne arithmétique et moyenne des carrés sont très compensatoires (note 0). Les opérateurs Algorithmes de surclassement binaire sont moyennement compensatoires car ils sont basés sur une évaluation relative et non absolue, et propose des seuils veto autorisant l'incomparabilité, mais l'agrégation des valeurs partielles s'effectue à l'aide d'opérateurs comme la moyenne pondérée qui est compensatoire (note 1).

Propriété de non sensibilité à la dispersion (spatiale et temporelle) des variables : tous les opérateurs sont sensibles à la dispersion spatiale et temporelle des variables à l'exception des opérateurs extremum et Algorithmes de surclassement binaire, car dans le premier cas, le choix de la valeur extrême est arbitraire, et dans le second ils sont basés sur une évaluation relative et non absolue, et préservent la spécificité des variables (note 2). Les moyennes des carrés et des cubes sont peu sensibles à la dispersion spatiale et temporelle des variables (note 1). La moyenne arithmétique et plus encore la moyenne géométrique sont très sensibles à la dispersion spatiale et temporelle des variables, ainsi que la Somme et le Produit en raison de leur caractère non borné entre la valeur minimale et la valeur maximale (note 0).

On constate en outre que quelque soit la dispersion des valeurs des deux groupes de trois objets proposés, chaque opérateur d'agrégation « globale » établit le même classement (on considère pour l'exemple, que plus le résultat est grand, meilleure est la performance de l'objet). Les résultats des opérateurs s'échelonnent systématiquement de la manière suivante : Min < Moyenne géométrique < Moyenne arithmétique < Moyenne des carrés < Moyennes des cubes < Max < Somme < Produit. Les opérateurs d'agrégation « partielle » peuvent apporter des résultats différents, notamment en raison de l'acceptation de l'incomparabilité. Ainsi, dans la comparaison des trois objets du premier groupe, les objets B et C et les objets A et C sont jugés incomparables tant la différence de performance (locale) sur les critères g_2 et g_3 est jugée trop importante (au dessus du seuil de veto) (Annexe 5). Rappelons en outre que la méthodologie d'agrégation multicritère « partielle » a été mise en œuvre à l'origine dans une optique d'aide à la décision en matière de choix entre plusieurs projets qualifiés de concurrents. Elle suppose ainsi que les projets remplissent les objectifs assignés, mais de manière différente. Elle n'est donc pas adaptée à une problématique d'évaluation à proprement parlé, c'est-à-dire à la possibilité d'effectuer un état des lieux, et à suivre éventuellement dans le temps et dans l'espace l'évolution de cet état des lieux. On pourrait imaginer néanmoins adapter cette méthodologie à une problématique d'évaluation, en effectuant non plus des comparaisons binaires entre les différents objets (en concurrence) entre eux, mais entre les différents objets et un objet de référence (en utilisant par exemple Electre Tri). On pourrait ainsi suivre de manière qualitative l'évolution de l'état des lieux, dans la mesure où on pourrait déceler une augmentation ou une diminution, mais en aucun cas l'ampleur des changements, c'est-à-dire l'écart entre les différents résultats.

Tableau 9 : Caractéristiques des opérateurs de synthèse

		Opérateurs de synthèse « absolue »								Opérateurs de synthèse « partielle »
		Minimum	Moyenne géométrique	Moyenne arithmétique simple	Moyenne des carrés	Moyenne des cubes	Maximum	Somme	Produit	Electre I, IS, II, III, IV, etc.
Groupe objets 1	A : 1, 2, 3, 10000	1	16	2501	5 000	#6 300	10 000	10 004	60 000	Résultats relatifs et non absolus, résultant de la comparaison binaire entre les objets (annexe 1)
	B : 1, 10, 1000, 10000	1	100	2753	5 025	#6 300	10 000	11 011	1.10 ⁸	
	C : 1, 7000, 9000, 10000	1	891	6500	7583	8032	10 000	26 001	6,3.10 ¹¹	
Groupe objets 2	D : 100, 101, 102, 300	100	133	151	174	196	300	603	303.10 ⁵	
	E : 100, 160, 220 300	100	180	195	208	220	300	780	1,05.10 ⁹	
	F : 100, 220, 250 300	100	202	217	230	239	300	870	1,65.10 ⁹	
Grandeurs d'entrée	Homogène	×	×	×	×	×	×	×	×	-
	Intensive	×	×	×	×	×	×		×	×
	Extensive	×	×	×	×	×	×	×	×	×
Logique mathématique	Intransitivité de la préférence et de l'indifférence	-	-	-	-	-	-	-	-	×
	Incomparabilité	-	-	-	-	-	-	-	-	×
Propriétés	Ouverture	2	1	1	1	1	2	0	0	2
	Associativité	2	2	2	2	2	2	2	2	2
	Commutativité	2	2	2	2	2	2	2	2	2
	Modularité	0	0	0	0	0	0	0	0	2
	Non compensation	2	1	0	0	1	2	0	0	1
	Non sensibilité à la dispersion	2	0	0	1	1	2	2	2	2

Classement : -groupe 1 : CPBPA (agrégation « absolue ») / BPA, B incomparable à C et A incomparable à C (agrégation « partielle ») ; -groupe 2 : FPEPD (agrégation « absolue ») / D le plus mauvais, E et F équivalents mais meilleurs que A.

3.4. Incertitudes

La gestion des incertitudes constitue un enjeu primordial pour la crédibilité des indicateurs de pollutions atmosphériques, car elles permettent 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 de mesurer 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 de mesure 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.
- 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.
- La variabilité traduit l'instabilité des phénomènes naturels (dispersion autour d'une valeur moyenne) et concerne les données.

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. Ainsi, plus on cherche à obtenir un résultat fiable, moins l'information sera précise. 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 pollutions 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'incertitudes :

- 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 données (paramètres), règles (équations)¹⁶ et définitions ou propriétés, qui sont le plus souvent issues du langage humain

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 correspondance 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 sont assez bien maîtrisées. Les incertitudes sur les résultats sont nettement moins bien connues. La même constatation peut être établie pour les indicateurs d'émissions, si ce n'est que les incertitudes liées

¹⁶ 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...

aux calculs d'émissions semblent plus élevées que celles liées aux calculs de concentration. 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 transports, trafic, facteurs d'émissions...), expliquent probablement cette différence [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 ACV, mais aucune véritable étude menée à terme n'a pu être identifiée dans l'ensemble des indicateurs de pollutions 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 10).

Tableau 10 : 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 toute 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 <ul style="list-style-type: none"> • Raisonnement flou • Système expert 	<ul style="list-style-type: none"> • Base d'implications floues (fonctions d'appartenance des données et opérateurs de calculs) et règle compositionnelle d'inférence floue • La grandeur de sortie est le résultat d'un arbre de décision construit à partir d'avis d'experts, et non issu d'une modélisation
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 modèles

CONCLUSION

L'état de l'art sur les indicateurs de pollutions atmosphériques permet de faire le point sur « l'offre » en matière d'indicateurs disponibles. Ce travail propose en outre un recensement des différents critères d'élaboration ou de sélection d'un indicateur de pollutions de l'air, au regard d'une ou plusieurs finalités.

La littérature présente un vaste nombre d'indicateurs de pollutions de l'air, dans une proportion sensiblement égale entre les indicateurs de qualité de l'air et les indicateurs d'émissions. Au sein de ces indicateurs, la majeure partie a une vocation opérationnelle, même si l'on note la présence de quelques indicateurs orientés « recherche ». Un large nombre se préoccupe par ailleurs directement ou indirectement (par l'intermédiaire d'une valeur de référence) des impacts induits par les polluants atmosphériques.

Les indicateurs de qualité de l'air ne prennent en compte que les impacts appartenant aux catégories d'impact : pollution sanitaire directe, pollution photochimique sanitaire, et pollution sensible. Dans le cas des indicateurs d'émissions, presque toutes les catégories d'impacts construites dans la typologie des impacts environnementaux liés aux pollutions de l'air proposée (tableau 1) font l'objet d'une évaluation par un indicateur. Seule la dégradation du patrimoine bâti commun et culturel ne disposent pas d'indicateur. La majeure partie des indicateurs potentiellement utilisables provient des travaux réalisés dans le cadre de l'Analyse des Cycles de Vie (ACV) des systèmes. Les indicateurs sont construits comme la somme des émissions des gaz impliqués dans l'impact potentiel évalué, pondérées par un facteur d'impact (potentiel) prenant en compte le devenir et l'ampleur de l'impact de chaque polluant, et jouant en outre le rôle de coefficient d'équivalence entre les impacts induits par les différents gaz. A l'instar des indicateurs de l'effet de serre et de l'acidification, présentés précédemment, les indicateurs issus de l'ACV sont utilisables dans le cas d'une évaluation générique et non particulière des impacts environnementaux liés aux pollutions de l'air, dans la mesure où ils sont basés sur des facteurs d'impacts ne prenant pas en compte les spécificités environnementales locales : le raisonnement est réalisé en terme de potentiel d'impact et non d'impact réel. Pour cette raison, les indicateurs issus de l'ACV disposent d'une souplesse telle que l'on peut les appliquer à tout système émetteur de polluants atmosphériques (différents modes ou technologies de transport, bâtiment...), à toute échelle spatiale, et à toute échelle temporelle d'observation. Pour chaque catégorie d'impact, deux stratégies d'évaluation sont proposées. Dans le cas de la pollution photochimique sanitaire par exemple, on peut évaluer l'impact situé en amont de la chaîne d'impact à l'aide de l'indicateur de production d'ozone (troposphérique) photochimique, exprimé en émission équivalence C_2H_4 . On peut aussi évaluer l'impact situé plus en aval à l'aide de l'indicateur « Effets sur les capacités respiratoires des hommes dus aux substances inorganiques », représentant le nombre d'années de vie perdue ou le nombre d'années de vie avec le handicap respiratoire induit par l'exposition à l'ozone troposphérique. Dans ce cas, le facteur d'impact tient compte d'une cible particulière (la santé humaine), autre que les seuls mécanismes physico-chimique se déroulant dans l'atmosphère. Le facteur d'impact correspond ainsi au produit d'un facteur d'exposition et d'un facteur d'effet. Le facteur d'exposition est calculé à partir du devenir de la production marginale d'ozone (qui permet de reproduire les non linéarités du mécanisme de formation) et de la densité de population exposée. Le facteur d'effet est établi à l'aide d'une relation dose-réponse spécifique à chaque polluant, estimée par des études épidémiologiques. Le facteur d'impact correspond au nombre d'années de vie perdues ou affectées par un handicap respiratoire induit par la production marginale d'une unité d'ozone.

Deux autres indicateurs d'émissions présentent un intérêt dans le cadre de la problématique de notre projet de recherche. Fondé sur la somme des ratios entre des émissions et des valeurs de référence, les indicateurs « Volumes critiques » et « Ecopoints » permettent d'aboutir à un résultat global et significatif, d'une manière simple et transparente. Dans le cas de l'indicateur « volume critique », la valeur de référence est la concentration de référence. Dans le cas de l'indicateur « Ecopoints », la valeur de référence correspond à la charge maximale admissible ou l'objectif de réduction pour le polluant p, pondérée d'un facteur correspondant au ratio entre cette même valeur de référence et le niveau annuel de rejets du polluant p, multiplié par un facteur 10^{12} pour éviter la présence de trop grandes puissances négatives ($\sum m_p \times \frac{1}{E_{k_p}} \times \frac{E_p}{E_{k_p}} \times 10^{12}$ ¹⁷) (résultat adimensionné). Le point de

faiblesse de ces indicateurs réside dans la non prise en compte du facteur d'impact, c'est-à-dire du devenir (évolution de la concentration dans le temps et dans l'espace) et du potentiel d'impact des différents polluants.

Un travail de recherche permettant d'apporter à ce type d'indicateur une relation avec les différentes catégories d'impacts relevées pourrait constituer une voie intéressante, dans la mesure où ce type d'indicateur répond le mieux aux critères d'élaboration ou de sélection des indicateurs de pollutions de l'air.

¹⁷ 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.

ANNEXE 1 : Résultats de l'évaluation des indicateurs de pollutions de l'air, selon la liste de critères d'évaluation retenue

L'ensemble des indicateurs de qualité de l'air présentés en annexe 3 ne satisfait pas la condition de pertinence de l'indicateur, car ceux-ci ne sont pas basés sur les émissions, mais sur les concentrations. Seuls les indicateurs d'émissions font ainsi l'objet d'une évaluation complète en vue de déterminer une liste d'indicateur potentiellement utilisable (tableau 11).

Tableau 11 : Evaluation des indicateurs

Indicateur	Critères d'élaboration	Pertinence	Acceptabilité	Transparence	Compréhensibilité	Signifiante	Faisabilité	Validité	Robustesse	Sensibilité	Représentativité	Adaptabilité	Capacité de Synthèse	TOTAL (/22)
Changement climatique		2	2	2	2	1	1	2	2	2	2	2	2	23
Destruction de la couche d'ozone		0	2	2	2	1	1	2	2	2	2	2	2	0
Domage sanitaire du changement climatique		2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	13
Production d'ozone photochimique		2	2	1	2	1	1	1	2	2	1	2	2	19
Acidification		2	2	1	2	1	1	1	2	2	1	2	2	19
Domages à la santé dus aux effets combinés de l'acidification et de l'eutrophisation		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	12
Eutrophisation		2	2	1	2	1	1	1	2	2	1	2	2	19
Pollution odoriférante		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	15
Toxicité		2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	15
Effets sur les capacités respiratoires des hommes dus aux substances organiques ou inorganiques		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	12
Effets cancérigènes		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	12
Ecotoxicité		2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	15
Domages à la qualité des écosystèmes dus aux émissions écotoxiques		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	12
Volume critique		2	2	2	2	1	1	1	2	2	2	2	2	22
Ecopoints		2	2	2	2	1	1	1	2	2	2	2	2	22
Pollution globale de Mazzaraccio		2	2	2	2	1	1	1	2	2	2	2	2	22

L'évaluation a été réalisée principalement dans le cadre d'un projet européen sur l'évaluation des impacts environnementaux des transports (European Co-Operation In the field scientific and Technical Research : COST 350). Elle s'appuie sur l'expertise d'un collège de spécialistes de l'environnement.

L'évaluation des indicateurs basés sur les émissions selon les critères de sélection retenus met en évidence la liste d'indicateurs potentiels suivante (la note d'admissibilité est fixée à 15/20) : changement climatique, production d'ozone photochimique, acidification, eutrophisation, pollution odoriférante, toxicité, écotoxicité, volume critique, écopoints, pollution globale de Mazzarachio.

ANNEXE 2 : Indicateurs de développement durable

L'« indice de développement humain (IDH) » a été développé par [ONU, 2000] dans [Lopez-Garcia, 2000]. Il représente le niveau global de développement humain, dans un pays donné. Il est calculé à l'aide de la formule suivante : $\sum \left(\frac{\text{Valeur réelle} - \text{Valeur minimale}}{\text{Valeur maximale} - \text{Valeur minimale}} \right) / 3$. Les trois variables prises en compte sont la durée de vie, le niveau d'instruction et le niveau de vie¹⁸.

L'« indice sexospécifique du développement humain (ISDH) est plus complexe que l'IDH. Il est aussi développé par [ONU, 2000] dans [Lopez-Garcia, 2000]. Il représente le niveau global de développement humain, dans un pays donné. L'ISDH est composé des mêmes variables que l'IDH. La différence provient du fait de la correction des niveaux moyens par un coefficient de pondération qui exprime une aversion modérée pour l'inégalité hommes/femmes. Le détail du calcul est présenté dans la note technique du Rapport mondial sur le développement humain de 1995, et un exemple de calcul est donné dans [Lopez-Garcia, 2000].

L'« indicateur de pauvreté » (IPH), développé par [ONU, 2000] dans [Lopez-Garcia, 2000], envisage les mêmes variables que l'IDH, mais sous l'angle du « manque ». La première forme de manque se mesure ainsi en termes de longévité, c'est la probabilité de décéder à un âge relativement précoce, c'est-à-dire le pourcentage de personnes risquant de décéder avant 40 ans (P_1). La deuxième forme de manque, qui a trait à l'instruction, correspond à la probabilité de se trouver exclu du monde de la lecture et de la communication, c'est-à-dire le pourcentage d'adultes analphabètes (P_2). La troisième forme de manque concerne l'absence d'accès à des conditions de vie décentes, et s'attache en particulier à ce que procure l'économie dans son ensemble. On calcule la probabilité (P_3) à partir de la moyenne arithmétique du pourcentage d'individus privés d'accès à l'eau potable (P_{31}), du nombre de personnes n'ayant pas accès aux services de santé (P_{32}) et du nombre d'enfants âgés de moins de cinq ans et souffrant d'insuffisance pondérale modérée ou aiguë (P_{33}). Le calcul de l'indicateur s'effectue à l'aide de la formule suivante :

$$\left(\frac{(P_1)^3 + (P_2)^3 + \left(\frac{P_{31} + P_{32} + P_{33}}{3} \right)^3}{3} \right)^{1/3}$$
. L'IPH est calculé pour les pays en développement et pour les pays industrialisés¹⁹.

L'indicateur Baromètre des inégalités et de la pauvreté (BIP 40) fait la moyenne de seize indicateurs disponibles, dont chacun prend des valeurs comprises entre 0 et 100. On attribue la valeur 0 à la plus mauvaise valeur atteinte au cours de la période de construction de l'indice (en général deux ou trois décennies), et 100 à la meilleure [Gadrey & coll., 2003].

L'indicateur de bien être économique articule les bases de la comptabilité nationale et celles de certaines statistiques sociales. Son principe consiste à faire la moyenne de quatre indicateurs eux-mêmes synthétiques, portant sur les flux de consommation au sens large, les stocks de richesse (économique, humaine et environnementale), les inégalités et la pauvreté économiques, et

¹⁸ Pour la variable niveau de vie, on utilise le log(PIB), avec PIB le produit intérieur brut.

¹⁹ Dans le cas des pays industrialisés, l'IPH comporte en plus des trois variables mentionnées une quatrième variable en l'occurrence l'exclusion, mesurée par le pourcentage de la population active au chômage de longue durée, c'est-à-dire sans travail depuis au moins un an.

l'insécurité économique (tenant compte des risques économiques liés au chômage, à la maladie, à la vieillesse, et ceux des familles monoparentales) [Osberg & coll.].

L'indicateur de progrès véritable (GIP : Genuine Progress Indicator) associé à la mesure traditionnelle de la consommation des ménages diverses autres contributions (par exemple, l'activité bénévole, le travail domestique), et soustrait la valeur des « richesses perdues », notamment naturelles et sociales. Dans cette comptabilité nationale « élargie », une évaluation globale de l'ensemble des valeurs positives et négatives est effectuée.

Le dernier indicateur recensé est un indicateur d'impact global établi par [Wackernagel, 2002; Wackernagel & coll., 1999]. Dans cet indicateur intitulé « Empreinte écologique », les impacts des activités anthropiques correspondent à la consommation de ressources naturelles et aux rejets de polluants générés par l'homme et épurés par la nature, c'est-à-dire aux biens et aux services naturels. Les impacts sont mesurés en terme de surface productive biologique nécessaire au maintien des flux de biens et d'aménités environnementaux (celles qui ne le peuvent pas sont exclues du champ d'étude). La relation de correspondance est définie comme une transformation entre les flux de biens et de services fournis par la nature, et la surface productive biologique nécessaire au maintien de ces flux. Posant comme postulat que les surfaces sont destinées à des usages mutuellement exclusifs (conception forte du développement durable) et que les surfaces ne disposent pas toutes de la même productivité, la procédure d'agrégation des impacts au sein d'un impact global repose sur l'utilisation d'un modèle additif, plus exactement de la somme pondérée, dans lequel on additionne les surfaces productives biologiques pondérées d'un coefficient variant en fonction de leur productivité en biomasse utilisable²⁰. L'impact écologique de l'humanité est ainsi mesuré comme la surface terrestre et aquatique biologiquement productive qui est nécessaire à la production des ressources consommées et à l'assimilation des déchets produits par l'homme, dans les conditions de gestion et d'exploitation de l'année. L'impact écologique permet en fait de comparer la demande de l'homme et l'offre de la nature et, sur la base d'un raisonnement économique classique, de montrer l'importance de maintenir la demande humaine en dessous de la capacité de charge biologique de la planète. En ce qui concerne le secteur d'activité « combustion de combustibles fossiles » générant des pollutions atmosphériques et se rapportant au secteur des transports, l'auteur ne prend en compte que les émissions de dioxyde de carbone. Il établit en outre la transformation émissions/impact ou bien à partir du calcul de la surface productive nécessaire au piégeage du carbone, ou bien à partir de la surface consommée pour se substituer aux consommations de combustibles fossiles (avec les technologies actuellement disponibles²¹).

²⁰ Une unité de la grandeur d'impact global, en l'occurrence un hectare dit global, représente la productivité en biomasse moyenne de la planète.

²¹ Selon l'auteur, les deux approches aboutiraient sensiblement au même résultat.

ANNEXE 3 : Indicateurs de qualité de l'air

L'Allemagne utilise un indice non officiel mis en place par le Verband Deutscher Ingenieure [Vdi].

L'indice est calculé de la façon suivante : $I = \sum_{p=1}^4 \frac{C_p}{N_p}$, avec C_p la concentration des quatre pires

polluants p et N_p la norme des polluants p . Le résultat du ratio est comparé à une échelle catégorielle à 4 niveaux. L'indice est décliné en quatre sous-indices annuel, journalier, horaire et de « court terme ». L'indice prend en compte cinq polluants O_3 , NO_2 , SO_2 , CO , TSP .

L'Angleterre utilise des descripteurs qualitatifs : la moyenne glissante sur 8 et 24 heures respectivement pour le CO et les PM_{10} , la moyenne horaire pour le NO_2 , la moyenne sur 15 minutes pour le SO_2 , et la moyenne horaire et glissante pour le O_3 en fonction des niveaux de concentration. Le résultat de l'indicateur correspond à une grandeur catégorielle dont les quatre niveaux sont directement liés à des impacts sanitaires et à des procédures d'information et d'alerte [Angleterre].

L'Autriche ne dispose pas d'un indicateur officiel. On trouve néanmoins un indice très utilisé. Les polluants pris en compte sont l'ozone et le monoxyde de carbone (moyenne sur 8 heures), le dioxyde de soufre (moyenne 24h et 30min), le dioxyde d'azote (moyenne 30 min), et les TSP (moyenne journalière). Les résultats sont présentés comme un pourcentage de la norme et donnent lieu à deux valeurs catégorielles (bon ou mauvais) selon que la concentration soit au-dessous ou au-dessus de la norme [Autriche].

La Belgique dispose de deux indices officiels. L'indice général couvre toute une région tandis que l'indice urbain couvre seulement les agglomérations. Les deux indices sont basés sur les teneurs en O_3 , NO_2 (moyennes d'une heure), et SO_2 et les particules PM_{10} (moyennes de 24h). Des valeurs caractéristiques quotidiennes sont calculées à partir de la moyenne des valeurs mesurées. La valeur caractéristique retenue est celle du plus mauvais résultat [Belgique].

La Finlande utilise un indicateur depuis 1993. Les polluants inclus sont le CO (moyennes 1 et 8h), le NO_2 et le SO_2 (moyennes 1 et 24h), l' O_3 (moyenne 1h) et les PM_{10} (moyennes 1h et 24h). Chaque heure, un résultat intermédiaire est calculé pour chaque polluant (moyenne glissante pour ceux qui ont une période plus étendue que l'heure). Le résultat le plus élevé constitue le résultat de l'indicateur. Ce résultat est apprécié à l'aide d'une échelle catégorielle à quatre niveaux. Chaque catégorie est définie en fonction d'effets sanitaires et d'effets sur les milieux naturels [Finlande].

L'Italie ne dispose pas d'un indicateur au niveau national. Cependant quelques indicateurs ont été développés dans certaines villes. Pour la ville de Parme, un indicateur incluant le CO , le NO_2 , le SO_2 , l' O_3 , les TPS et le benzène a été défini. Les concentrations brutes sont comparées à une échelle catégorielle à 4 niveaux établis à partir de la législation italienne. La ville de Naples a adopté un indicateur dont le calcul repose sur le ratio entre la concentration de chaque polluant et la norme qui lui est associée. La somme des ratios est ensuite divisée par le nombre de polluants pris en compte dans l'indice. En multipliant par 100 on obtient la valeur finale de l'indicateur [Italie].

Les Pays-Bas ne disposent pas d'indicateurs de qualité de l'air, sauf pour l'ozone où un indicateur est calculé sur la base d'une comparaison entre la concentration journalière et une échelle catégorielle à cinq niveaux, calée sur les seuils européens [Pays-Bas].

Le Portugal dispose d'un indicateur officiel, prenant en compte l' O_3 , le NO_2 et le CO (moyenne 1h), ainsi que le SO_2 et les PM_{10} (moyenne sur 24h). Les concentrations sont directement traduites sur une échelle qualitative à cinq niveaux, dont les valeurs seuils ne sont pas systématiquement

calées sur les seuils réglementaires. L'indicateur de chaque station est défini à partir du polluant le plus mauvais [Portugal].

La Suède utilise un indice annuel prenant en compte trois polluants : SO₂, fumées noires et NO₂ [Ss, 1999]. L'indicateur est calculé à partir d'une série temporelle elle-même calculée à partir des moyennes journalières des valeurs hivernale (6 mois). Une moyenne entre les valeurs des trois polluants est ensuite effectuée. Le calcul tient aussi compte des populations des villes avec un facteur de pondération relatif au nombre d'habitants. Les niveaux de pollution de 1986/1987 servent comme niveaux de référence. Seules les stations de fond d'environ 40 villes sont prises en compte.

L'Estonie utilise un indicateur dont la méthode est identique à celle de l'indicateur américain (PSI). Les six niveaux de l'échelle qualitative sont calés sur les valeurs guides de l'OMS, induisant un lien indirect avec les impacts sanitaires [Estonie].

La Lituanie dispose d'un indicateur pour la ville de Vilnius, prenant en compte le CO, le NO₂ et le SO₂. L'indicateur est calculé à partir de la somme des ratios entre la concentration et la norme de chaque polluant. Le résultat est exprimé sous la forme d'une grandeur catégorielle (6 niveaux sans réelle justification). Une valeur supérieure à 1 signale une pollution préoccupante [Lituanie].

La Pologne propose un indicateur non officiel prenant en compte le SO₂, le NO₂, le CO et les PM₁₀ (moyenne sur 24 h). L'indicateur est calculé comme le ratio de la concentration et de la norme de chaque polluant. Le résultat final est présenté à l'aide d'une échelle à six catégories, définies comme des tranches de 20% comptées en percentile [Pologne].

La République Slovaque utilise trois indicateurs : annuel, journalier et court terme. Les trois indicateurs sont calculés sensiblement de la même manière et sont corrélés par les normes annuelle, journalière et demi-horaire en vigueur dans le pays. Les polluants pris en compte sont SO₂, NO₂ et TSP. L'indicateur annuel est calculé à partir de la somme des ratios entre la concentration moyenne annuelle et la norme annuelle. L'indicateur journalier est calculé à partir de la somme des ratios entre le percentile 95 journalier et la norme journalière. L'indicateur court-terme est calculé à partir de la somme des ratios entre percentile 95 demi-horaire et la norme annuelle. Le résultat de l'indicateur est exprimé comme une grandeur adimensionnelle (à cinq niveaux sans réelle justification). Une valeur supérieure à 1 signale une pollution préoccupante.

La République Tchèque utilise deux indicateurs de qualité de l'air. Les polluants pris en compte dans le premier indicateur sont SO₂, TSP et NO_x (moyennes annuelles et valeurs percentile 95 des données journalières). Les résultats sont exprimés à travers une échelle qualitative à cinq niveaux, calés sur les normes. Le second indicateur, développé par l'Institut de Santé publique, comprend les mêmes polluants, ainsi que deux termes traduisant la synergie entre le dioxyde de soufre et les particules d'une part, et d'autre part entre le NO₂ et le rayonnement solaire. L'indicateur est calculé à partir du ratio entre la concentration et la norme. Une moyenne pour chaque polluant est ensuite effectuée pour l'ensemble des stations de la ville. La valeur maximale est ensuite retenue, puis comparée à une échelle catégorielle à six niveaux (non calés sur des valeurs réglementaires).

L'Australie dispose d'indicateurs spécifiques à chaque région. La région de [Victoria] dispose d'un indicateur prenant en compte CO (moyenne de 8h), NO₂ et O₃ (moyenne 1h), PM₁₀ (moyenne 24h) et le facteur de réduction de la visibilité. L'indicateur est calculé pour chaque station, comme le ratio maximum entre la concentration et la norme de chaque polluant. Le résultat est exprimé à travers une échelle à 5 niveaux. Pour les polluants primaires, il est nécessaire de constater un dépassement de la norme sur au moins deux stations, tandis que pour les polluants secondaires (O₃ et NO₂), il suffit qu'une seule station excède ce niveau. La région de Nouvelle Galles du Sud [N.G.S] propose un indicateur prenant en compte O₃, la visibilité associée aux particules, et le

dioxyde d'azote. L'indicateur est calculé deux fois par jours, à cheval sur deux jours consécutifs. La formule de l'indicateur est une relation linéaire simple entre la concentration de chaque polluant et le niveau de pollution. Le résultat est exprimé à travers une grandeurs catégorielle à quatre niveaux.

La Nouvelle-Zélande propose un indicateur prenant en compte O₃ et SO₂ (moyenne 8h), NO₂ (moyenne 1h), et PM₁₀ (moyenne 24h). L'indicateur est calculé pour chaque station de mesure, à partir du ratio entre la concentration et la valeur guide. Le résultat est exprimé sous la forme d'une grandeur catégorielle (cinq niveaux), définie en fonction de la valeur du ratio. Chaque niveau est associé à une procédure d'action environnementale. Le ratio le plus élevé constitue le résultat de l'indicateur.

Le Brésil utilise un indicateur dérivé de celui des Etats-Unis. L'indicateur inclut SO₂ et PM₁₀ (moyenne 24h), NO₂ et O₃ (moyenne 1h), CO (moyenne 1h). L'indicateur est basé sur des fonctions linéaires segmentées entre la concentration et la valeur de l'indice. Les seuils de coupures sont calés sur les valeurs réglementaires. Le niveau 100 correspond à la norme. L'indicateur est calculé pour chaque station. Le résultat est présenté sous la forme d'une grandeur catégorielle (6 niveaux) [Bresil].

Le Canada utilise un indicateur reposant sur les objectifs nationaux. Les objectifs « souhaitables » représentent les niveaux de la qualité de l'air désirables dans le long terme. Les objectifs « acceptables » se rapportent à la protection contre les effets sur la santé, les milieux, les matériels et la visibilité. Les objectifs « tolérables mettent l'accent sur les effets à court terme et sont liés à des actions de réduction des émissions. L'indice est calculé pour les polluants SO₂, NO₂, O₃ et TSP. L'indicateur est calculé pour chaque station à l'aide d'une fonction linéaire segmenté, dont l'origine correspond à une concentration nulle puis dont les autres seuils se réfèrent à chacun des objectifs précités [Canada].

Le Chili dispose d'un indicateur prenant en compte PM₁₀ et SO₂ (moyenne glissante 24h), O₃ et NO₂ (moyenne 1h), et le CO (moyenne glissante 1h). L'indicateur est calculé à l'aide d'une fonction linéaire segmentée qui relie la concentration de chacun des polluants avec une grandeur catégorielle, dont les niveaux sont définis à partir de la norme (valeur 100). La valeur maximale, toutes stations et tous polluants confondus constitue la valeur de l'indicateur [Chili].

Les Etats-Unis utilisent un indicateur depuis 1976, le Pollutant Standards Index (PSI) puis l'Air Quality Index (AQI) [Epa, 1992]. Les polluants inclus sont O₃ (moyenne 1 et 8h), PM_{2,5} et PM₁₀ (moyenne 24h), CO (moyenne 8h), SO₂ (moyenne 24h), et NO₂ (moyenne 24h). L'indicateur est calculé à l'aide d'une fonction linéaire reliant la concentration à une grandeur catégorielle, dont les niveaux sont calés sur les normes et une estimation des impacts sanitaires. Le niveau 100 correspond aux effets sur la santé à court terme, exprimé comme les normes de qualité de l'air pour les périodes inférieures à 24 heures. L'indicateur est calculé chaque heure pour chaque zone homogène considérée. La valeur la plus élevée, toutes stations et tous polluants confondus constitue la valeur de l'indicateur.

Le Mexique utilise l'indicateur métropolitain de la qualité de l'air (IMECA), comprenant O₃ et NO₂ (moyenne 1h), CO (moyenne 8h), CO, PM₁₀ et TSP (moyennes 24h). Le calcul de l'indicateur repose sur une fonction linéaire segmentée spécifique à chaque polluant. Le niveau 100 de la valeur de sortie est associé aux valeurs limites de la législation mexicaine. Le niveau 500 est défini pour des concentrations associées aux nuisances significatives pour la santé. L'échelle catégorielle dans laquelle le résultat de l'indicateur est exprimé est constituée de quatre niveaux [Mexico].

Hong-Kong possède un indicateur prenant en compte PM₁₀ et SO₂ (moyenne 24h), CO (moyenne de 8h), O₃ et NO₂ (moyenne 30 min). La pire valeur toutes stations et tous polluants confondus

constitue le résultat de l'indicateur. L'indice a été développé à partir du PSI des Etats-Unis, avec une fonction linéaire segmentée renversée, c'est-à-dire que pour une concentration zéro, l'indice prend la valeur 10, et quand la norme est atteinte, l'indice s'annule (100-PSI) [Hong Kong].

Israël dispose d'un indicateur calculé à partir du ratio entre la concentration du polluant et la norme. Les polluants inclus sont O₃, NO₂, SO₂, CO et PM₁₀. Le résultat est exprimé sous la forme d'une grandeur catégorielle (5 niveaux). Chaque niveau correspond à des impacts sanitaires identifiés précisément. La plus mauvaise valeur toutes stations et tous polluants confondus constitue le résultat de l'indicateur. Un indicateur, calculé de la même façon, mais seulement au niveau des stations à proximité du trafic est également développé en vue d'évaluer les impacts de ce secteur.

Singapour a développé, sur la base du PSI, un indicateur prenant en compte O₃, NO₂, CO et PM₁₀. Une fonction linéaire segmentée est utilisée. Le niveau 100 est calé sur les normes nationales. L'indicateur retient le plus mauvais résultat toutes stations et tous polluants confondus. Une échelle à cinq niveaux et une description des effets sur la santé sont associées [Singapour].

La Thaïlande a aussi adapté le PSI aux conditions locales. Les polluants O₃ et NO₂ (moyenne 1h), CO (moyenne 8h), SO₂ et PM₁₀ (moyenne 24h) sont pris en compte. L'indicateur est calculé à partir d'une fonction linéaire segmentée. La valeur 100 est calée sur les normes nationales. Le résultat de l'indicateur sur une zone définie correspond au plus mauvais résultat tous polluants et toutes stations confondues. Il est exprimé sur une échelle cinq niveaux [Thaïlande].

L'agence européenne de l'environnement utilise, dans le cadre de TERM, sept indicateurs de qualité de l'air [Aee, 1999; 2000a; b]. Chaque indicateur prend en compte un seul polluant à la fois, et compare la concentration mesurée avec l'objectif de qualité de l'air en Europe. Les polluants pris en compte sont CO (moyenne 8h), Pb (moyenne annuelle), NO₂ (percentile 98 horaire et annuel), O₃ (moyenne glissante 8h), PM₁₀ (moyenne annuelle), SO₂ (Percentile 98 horaire et annuel), et benzène (moyenne annuelle). Le résultat de l'indicateur indique uniquement si l'objectif est atteint ou non.

Le programme Respect propose trois indicateurs, plutôt relatifs aux épisodes extrêmes de pollutions atmosphériques [Cnftp & coll., 2000]. Les indicateurs correspondent au nombre de jours de dépassement des valeurs guides pour les trois polluants pris en compte : SO₂, NO₂ et O₃. Le résultat de l'indicateur indique uniquement si l'objectif est atteint ou non.

L'OMS dispose de deux types d'indicateurs de qualité de l'air. Le premier groupe intègre les indicateurs de concentration de sept polluants dans l'air ambiant : NO₂, PM₁₀ (moyenne annuelle), SO₂, PM_{2,5}, TSP, Fumées noires, et O₃ (moyenne journalière) [Oms, 2000]. L'OMS identifie pour chacun des indicateurs une ou plusieurs valeur(s) de référence telle que le dépassement de cette (ces) limite(s) occasionne des impacts sanitaires. L'indicateur est calculé de la manière suivante :

$$I_p = \sum \left\{ \left(\frac{P_i}{P} \times (C_{pi} - R_p) \right) \right\}$$
, avec p le polluant p, P_i la population exposée, R_p la référence pour le

polluant p, et $P = \sum P_i$. Le résultat de l'indicateur permet d'estimer la population exposée à des valeurs supérieures aux valeurs de référence. Le deuxième groupe d'indicateurs proposés par l'OMS est davantage orienté en terme d'impacts. Les indicateurs cherchent à mettre en relation la qualité de l'air et les impacts sanitaires, évalués en terme de morbidité et de mortalité [Seethaler, 1999]. Ces indicateurs étant déjà présentés dans l'annexe 7, ils ne sont pas repris ici.

Une quinzaine d'indicateurs établis dans une perspective de recherche ont été recensés dans la littérature. Tous les indicateurs sont calculés à partir d'un ratio entre la concentration de chaque

polluant p et une valeur de référence spécifique à ce polluant. La valeur de référence est le plus souvent une norme. Parfois, il s'agit d'une valeur moyenne. La fonction de synthèse la plus souvent utilisée est une somme pondérée ou non. Certaines pondérations de type puissance sont proposées, mais ne semblent pas vraiment justifiées scientifiquement. Une présentation de ces indicateurs figure dans le tableau 12.

Tableau 12 : Indicateurs de qualité de l'air orientés « recherche »

Indicateur	Formalisme	Source bibliographique
Pindex	$I_g = \frac{[\text{CO}]/[\text{CO}]_{\text{réf}} + [\text{PM}]/[\text{PM}]_{\text{réf}} + [\text{SO}_2]/[\text{SO}_2]_{\text{réf}} + [\text{NOx}]/[\text{NOx}]_{\text{réf}} + [\text{HC}]/[\text{HC}]_{\text{réf}} + [\text{oxydants}]/[\text{oxydants}]_{\text{réf}}}{1}$ <p>avec [CO] la concentration journalière en CO et [CO]réf la norme exprimée pour 247h, idem pour les autres polluants</p>	[Babcock et Lyndon, 1970] dans [Nicolas, 1997]
Pollution atmosphérique intégrale	$I_g = \sum \left(\frac{x_p}{x_{p,\text{réf}}} \right)^{C_p}$ <p>avec x_p la concentration en polluant p, $x_{p,\text{réf}}$ une valeur de référence en l'occurrence la norme de danger, et C_p une des 4 classes de danger définies.</p> <p>Les polluants auxquels l'indicateur s'applique ne sont pas précisés.</p> <p>Les valeurs des $x_{p,\text{réf}}$ et des C_p semblent fixées arbitrairement.</p>	[Bezuglaya & coll., 1993]
Oraqi	$I_g = 5,3 \times \{ [\text{CO}]/[\text{CO}]_{\text{réf}} + [\text{PM}]/[\text{PM}]_{\text{réf}} + [\text{SO}_2]/[\text{SO}_2]_{\text{réf}} + [\text{NOx}]/[\text{NOx}]_{\text{réf}} + [\text{oxydants}]/[\text{oxydants}]_{\text{réf}} \}^{1,37}$ <p>avec [CO] la concentration journalière en CO et [CO]réf la norme exprimée pour 247h, idem pour les autres polluants.</p> <p>Les valeurs de 5,3 et de 1,37 ne semblent pas validées scientifiquement.</p>	[Babcock et al, 1971] dans [Nicolas, 1997]
Observatoire écologique du Grand Lyon	$I_g = \sum \frac{(c_{p,s} - c_p^t)}{c_{p,s}}$ <p>avec $c_{p,s}$ la valeur de référence du polluant p (selon la Directive CEE ou recommandation de l'OMS), et c_p^t la concentration du polluant p (moyenne ou percentile 98 ou max) pour l'année t.</p> <p>Les polluants considérés dans l'indicateur sont le Pb, le NO₂, le SO₂, les particules, les HC et le CO</p>	[Rousseaux, 1994b]
Kouzbass	$I_g = \sum x/x_{\text{moy}}$ <p>avec x : concentration du polluant et x_{moy} : concentration moyenne du polluant. Les polluants auxquels l'indicateur s'applique ne sont pas précisés.</p>	[Smulskij, 1987]
Maqi ²²	$I_g = (\sum I_p^2)^{0,5}$ <p>avec $I_p = \sqrt{([\text{p}]/[\text{p}]_{\text{réf}})^2 + \delta([\text{p}]/[\text{p}]_{\text{réf}})^2}$, $\delta = (1 \text{ si } [\text{p}] > [\text{p}]_{\text{réf}}; 0)$</p> <p>et p : CO, SO₂, PM, oxydants, NO₂.</p> <p>L'indicateur intègre dans le premier élément de l'équation l'impact d'une exposition sur une période assez longue (par exemple max sur 8 heures pour CO ou moyenne annuelle pour NO₂), et dans le second élément l'impact d'un pic de pollution (par exemple max sur 1 heure pour le CO ou max sur 3h pour le SO₂).</p> <p>La formule ne semble pas validée scientifiquement, d'après [Nicolas, 1997]</p>	[Bielles et al, 1972] dans [Nicolas, 1997]

²² Les concentrations qui entrent dans le calcul de l'indicateur ne font pas référence à la même échelle de temps.

[CO]₈ : concentration maximale sur 8 heures. [CO]₁ : concentration maximale sur 1 heure. $\delta = (1 \text{ si } [\text{CO}]_1 > [\text{CO}]_{1,\text{réf}}; 0)$.

[NO₂] : moyenne des concentrations annuelles. [oxy] : concentration horaire maximale.

[PM] : moyenne des concentrations annuelles. [PM]₂₄ : concentration journalière maximale.

[SO₂] : moyenne des concentrations annuelles. [SO₂]₂₄ : concentration journalière maximale. $\delta = (1 \text{ si } [\text{SO}_2]_{24} > [\text{SO}_2]_{24,\text{réf}}; 0)$. $\lambda = (1 \text{ si } [\text{SO}_2]_3 > [\text{SO}_2]_{3,\text{réf}}; 0)$.

Green's Index	$I_g = (84 \times [\text{SO}_2]^{0.41} + 26,6 \times [\text{COH}]^{0.56}) / 2$ avec $[\text{SO}_2]$ la concentration en SO_2 et $[\text{COH}]$ le coefficient de Haze estimant la concentration en particules. Les relations de correspondance seraient déterminées à partir d'une analyse de régression de puissance, d'après [Nicolas, 1997] dans [Green & coll., 1996]	[Green & coll., 1996]
Ontario API	$I_g = 126 [\text{SO}_2] + 26,6 [\text{COH}]$ avec $[\text{SO}_2]$ la concentration en SO_2 et $[\text{COH}]$ le coefficient de Haze estimant la concentration en particules. La formule ne semble pas validée scientifiquement, d'après [Nicolas, 1997]	[Shenfeld, 1970] dans [Nicolas, 1997]
Contaminants respiratoires indésirables	$I_g = 70 \times [\text{COH}]^{0.7}$ avec $[\text{COH}]$ le coefficient de Haze estimant la concentration en particules. La formule ne semble pas validée scientifiquement en dehors de détroit, d'après [Murc, 1968] dans [Nicolas, 1997]	[Murc, 1968] dans [Nicolas, 1997]
Indice complexe	$I_g = \sum (x/x_{\text{réf}}) / (x_{\text{moy}}/x_{\text{réf}})$ avec x : concentration du polluant et $x_{\text{réf}}$: concentration maximale admissible du polluant	[Smulskij, 1987]
Effets locaux	$I_p = (100 \times C_p) / VL_p$, avec C_p la concentration du polluant p dans une zone géographique donnée (3 zones définies : urbain, périurbain, rural) et VL_p la valeur limite de la teneur du polluant p . Etape 1 : $I_g = \sum I_p$ Etape 2 : $I_g = \sum I_p$ pour lesquels $C_p > VL_p$ Etape 2bis : $I_g = \text{Max}(I_p)$	[Certu, 1999]

L'indicateur [Mazzaracchio & coll., 1996] intègre seize polluants, intervenant au niveau de huit impacts. Le calcul de l'indicateur repose sur l'utilisation d'une fonction linéaire bornée entre 0 et 10, et sur l'utilisation d'une stratégie d'agrégation arborescente utilisant un opérateur de synthèse de type moyenne arithmétique. Le détail figure dans le tableau 13.

Tableau 13 : Structure de l'indicateur de qualité de l'air de [Mazzaracchio & coll., 1996]

Polluant	Impacts			
CO	Oxydes gazeux	Barrière	Smog et effet de serre	Impact global
NO _x				
Hydrocarbures (HC)	Agents photochimiques	Toxicité minérale	Détérioration et préjudice	
Oxydants photochimiques				
Particules	Poussières	Toxicité minérale	Détérioration et préjudice	
Silice				
Pb	Métaux lourds	Agressivité	Détérioration et préjudice	
Autres métaux lourds				
SO _x	Soufre	Agressivité	Détérioration et préjudice	
H ₂ S				
HCl	Acidité première	Mutagène	Détérioration et préjudice	
HF				
Cl ₂	Chlore anthropogène	Mutagène	Détérioration et préjudice	
Dioxines				
Radionucléides à courte durée de vie	Radioactivité		Détérioration et préjudice	
Radionucléides à longue durée de vie				

ANNEXE 4 : Indicateurs « d'émissions »

La bibliographie sur l'Analyse des Cycles de Vie (ACV) fait état de plusieurs indicateurs d'émissions, liés à l'évaluation des différentes catégories d'impacts. Les indicateurs recensés relèvent de l'approche dite « problème » des impacts, c'est-à-dire que les impacts évalués se situent au début de la série d'impacts, ou l'approche « dommages » dans le cas où les impacts évalués se situent à la fin de la série d'impacts. Les indicateurs de « problème » sont extraits de [Guinee & coll., 2002; Wia, 1999]. Les indicateurs de « dommages » sont extraits de [Gedkoop & coll., 2000a; b; Hofstetter, 1998]. Le choix de l'approche « problème » semble préférable du fait que les indicateurs issus de l'approche « problème » sont bien définis, et quantifiables, ce qui n'est pas le cas des indicateurs issus de l'approche « dommage », en raison de l'incertitude qui règne encore sur les impacts finaux.

- Effet de serre

Tableau 14 : Indicateurs « effet de serre »

Indicateur	Formalisme	Approche
Réchauffement global	$\sum m_p \times \left(\int_0^T a_p \cdot C_p(t) \cdot dt \right) / \left(\int_0^T a_{CO_2} \cdot C_{CO_2}(t) \cdot dt \right)$ <p>où $GWP = \left(\int_0^T a_p \cdot C_p(t) \cdot dt \right) / \left(\int_0^T a_{CO_2} \cdot C_{CO_2}(t) \cdot dt \right)$</p> <p>avec GWP le potentiel de réchauffement global, m_p la 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 et $C_p(t)$ concentration du gaz p, restante après son émission au temps t.</p>	« Problème »
Dommages sanitaires dus aux changements climatiques	$D_p = \frac{GWP_p \times D_{ref}}{GWP_{ref}}$ <p>avec D_p le dommage dû à l'émission unitaire de polluant p [Daly] (nombre d'années de vie humaine pendant lequel la santé est affectée), GWP_p le potentiel de réchauffement du polluant p [sans dimension] et D_{ref} et GWP_{ref} les équivalents pour le polluant de référence.</p>	« Dommage »

L'indicateur « réchauffement global » (tableau 14) représente l'augmentation de la température du globe terrestre induite par l'émission d'une quantité donnée de polluant p . Le modèle Image (Integrated Model to Assess the Greenhouse Effect) développée par l'IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) [Hauschild & coll., 1998b; Houghton & coll., 2001] calcule la concentration de polluant dans l'atmosphère à partir des conditions initiales, des réactions chimiques et des phénomènes de diffusion-dispersion. La concentration est ensuite multipliée par le coefficient d'absorption infrarouge qui dépend du spectre d'absorption moléculaire de chaque substance et qui est fonction de la concentration en polluant ainsi que de la présence d'autres polluants ayant un spectre d'absorption qui se superpose. Les résultats sont intégrés sur le temps T . Le GWP représente le rapport entre le réchauffement induit par l'émission d'1 Gt de polluant p et le réchauffement induit par l'émission d'1 Gt de CO_2 . Le réchauffement est ainsi établi comme un mécanisme linéaire, alors que le modèle de concentration est un modèle non linéaire. Lorsque l'on s'intéresse aux effets sur la température des continents, le [Giec, 2001] recommande une intégration sur 100 ans, car l'équilibre avec la température atmosphérique se fait rapidement. Une intégration sur 500 ans est préférable pour les effets sur la température des océans, en raison de l'inertie thermique plus élevée. Une intégration sur 20 ans permet du reste de modéliser les gaz dont la durée de vie est très brève. La contribution indirecte d'un gaz à l'effet de serre est par ailleurs calculée à

partir des effets de sa dégradation : émissions de CO₂, formation d'ozone troposphérique ou déplétion de la couche d'ozone.

Les valeurs de « dommages (marginaux) à la santé dus aux variations climatiques » (tableau 14) sont calculées à partir de 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-vasculaire et à partir du nombre de personnes déplacées à cause de l'augmentation du niveau des eaux, pour 9 régions du monde, avec le modèle Fund de [Mayerhover & coll., 1997]. Les résultats sont extrapolés pour tous les autres gaz à effet de serre vis-à-vis de trois substances de référence, suivant la durée de vie du polluant (CH₄ : 20 ans ; CO₂ : 20 à 110 ans ; N₂O : > 110ans).

- Trou de la couche d'ozone

Tableau 15 : Indicateurs « trou de la couche d'ozone »

Indicateur	Formalisme	Approche
Destruction de la couche d'ozone	$\sum m_p \times \frac{(\partial(o_3))}{(\partial(o_3)_{CFC11})}$ <p>avec ODP (potentiel de destruction de la couche d'ozone) = $[\partial(O_3) / \partial(O_3)_{CFC11}]$, m_p masse de substance gazeuse émise par le système, $\partial(O_3)$ en mol/L dissociation d'ozone dans son état d'équilibre causé par un flux annuel (kg/an) de la substance gazeuse, et $\partial(O_3)_{CFC11}$ dissociation d'ozone dans son état d'équilibre causé par un flux annuel (kg/an) de CFC11</p>	« Problèmes »
Dommages à la santé dus à la déplétion de la couche d'ozone	$\sum m_p \times \text{Facteur d'exposition} \times \text{Facteur d'effet}$	« Dommages »

L'indicateur « destruction de la couche d'ozone » (tableau 15) représente l'augmentation de l'intensité des radiations UV-B arrivant sur la surface de la terre. La caractérisation repose sur des modèles atmosphériques qui simulent les variations de certains paramètres (composition chimique...) en fonction du temps. La référence est le CFC₁₁ car son effet est important et est relativement bien connu. Le facteur de caractérisation est calculé à l'échelle du globe, en régime stationnaire, afin d'étudier sur un temps infini l'impact d'une émission instantanée de polluant jusqu'à sa dégradation complète. [Solomon & coll., 1992] propose une variante de l'ODP, calculée cette fois en fonction du temps, de manière à prendre en compte les échelles de temps inférieures à 50 ans. Le facteur de caractérisation est beaucoup plus compliqué.

L'indicateur « dommages à la santé dus à la déplétion de la couche d'ozone » (tableau 15) 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). Le modèle de caractérisation établit tout d'abord un lien entre l'émission de polluant p et la diminution de la couche d'ozone (facteur d'exposition) : $\Delta O = f \times n \times k \times m_{CFC11}$, avec ΔO la diminution temporaire de la couche d'ozone (ppb/an), f le facteur de destin ($2,8 \cdot 10^{-9}$ ppb/an), n le nombre d'atomes de Cl dans le CFC₁₁ (3), k la relation entre la concentration de chlore et la déplétion de la couche d'ozone (2%), et mCFC11 la quantité de polluant émise (kg). Le facteur d'effet correspond ensuite au produit de l'augmentation en % de l'incidence des maladies de la peau et des yeux suite à l'augmentation de 1% des radiations UV-B, et de l'augmentation en % des UV-B effectifs en fonction de la diminution de l'épaisseur de la couche d'ozone, d'après [Hofstetter, 1998].

- Pollution photochimique

Tableau 16 : Indicateurs d'impacts relatifs à la pollution photochimique

Indicateur	Formalisme	Approche
Production d'ozone photochimique	$\sum m_p \times \frac{\Delta F_p / M_p}{\Delta F_{C_2H_4} / M_{C_2H_4}}$ <p>avec $POCP_p$ (potentiel de création d'ozone photochimique) = $(\Delta F_p / M_p) / (\Delta F_{C_2H_4} / M_{C_2H_4})$ où ΔF_p correspond à la différence entre les deux quantités d'ozone formé et M_p est la quantité totale de polluant p et avec m_p la masse de la substance émise dans l'air par le système</p>	« Problèmes »
Effets sur les capacités respiratoires des hommes dus aux substances inorganiques	$\sum m_p \times \text{Facteur d'exposition} \times \text{Facteur d'effet}$	« Dommages »

L'indicateur « Production d'ozone photochimique » (tableau 16) représente la contribution potentielle à la formation d'ozone troposphérique. Le facteur de caractérisation (POCP) est calculé à partir d'un modèle simulant les conditions physiques des masses d'air (température, pression, transport et dispersion-diffusion) et les conditions chimiques (photochimie et réactions redox avec des radicaux OH, O₃, NO_x, en prenant en compte les différents sous-produits des réactions). On fixe d'abord la composition d'un mélange de substances qui contient le polluant p, et les principales conditions météorologiques. La formation d'ozone est calculée pour ce mélange. Ensuite, la formation est à nouveau calculée pour le même mélange mais avec une quantité en polluant p différente. La différence ΔF_p (en moles) entre les deux quantités d'ozone formé est divisée par la quantité totale M (en moles) de polluant p, de manière à obtenir la formation spécifique au polluant p. Le facteur de caractérisation correspond au rapport de la valeur spécifique au polluant p et de la valeur spécifique à une substance de référence (l'éthylène). Le calcul se fait ou bien sur 24 heures afin de représenter la formation près de la source (contexte urbain), ou bien sur 4-5 jours dans le but de modéliser l'oxydation presque complète des COV ayant une durée de vie assez élevée. Il existe actuellement deux modèles pour calculer le POCP. Le modèle du United Kingdom Atomic Energy Authority (UK AEA) développé par [Derwent & coll., 1990] décrit la formation d'ozone dans un volume d'air de la couche limite atmosphérique, en déplacement sur l'Europe centrale, selon différentes routes d'est en ouest, et du sud au nord. L'air reçoit constamment des émissions de COV et de CO pendant son déplacement, selon les conditions moyennes à la surface. Le second modèle de l'IvI en Suède établi par [Andersson-Skold & coll., 1992] correspond à une adaptation du premier modèle aux conditions suédoises.

L'indicateur « Effets sur les capacités respiratoires des hommes dus aux substances inorganiques » (tableau 16) représente le nombre d'années de vie perdue ou le nombre d'années de vie avec le handicap respiratoire induit par l'exposition à l'ozone troposphérique. Le facteur d'exposition est calculé à partir du devenir de la production marginale d'ozone (qui permet de reproduire les non linéarités du mécanisme de formation) et de la densité de population exposée. Le facteur d'effet est établi à l'aide d'une relation dose-réponse spécifique à chaque polluant, estimée par des études épidémiologiques. Le facteur de caractérisation correspond ainsi au nombre d'années de vie perdues ou affectées par un handicap respiratoire induit par la production marginale d'une unité d'ozone.

- Acidification

Tableau 17 : Indicateurs « acidification »

Indicateur	Formalisme	Approche
Acidification	$\sum m_p \times \frac{\gamma_p / M_p}{\gamma_{SO_2} / M_{SO_2}}$ <p>avec m_p la masse du polluant p en kg, γ_p potentiel d'acidification de la substance p, AP_p ou $[(\gamma_p / M_p) / (\gamma_{SO_2} / M_{SO_2})]$ le nombre de mole de protons libérables par mole de substance p et M_p la masse molaire de p.</p>	« Problèmes »
Dommages à la santé dus aux effets combinés de l'acidification et de l'eutrophisation	$\sum m_p \times \text{Facteur d'exposition} \times \text{Facteur d'effet}$	« Dommages »

L'indicateur « acidification » (tableau 17) représente la quantité maximale théorique d'ions H^+ qui peuvent être relargués dans le milieu. On considère ainsi la somme de l'acidification potentielle et de l'acidification actuelle [Heijung & coll., 1992b]. La substance de référence est le SO_2 car il s'agit du principal gaz responsable de l'acidification²³. L'approche est à la fois marginale et proportionnelle. Il existe plusieurs autres modèles de caractérisation, notamment ceux de [Hauschild & coll., 1998b], et [Potting & coll., 1997a; b; Potting & coll., 1998a; b]. Ils sont sensiblement plus compliqués. A titre d'exemple, l'indicateur de [Huijbregts, 1999a] considère la variation marginale (dI/dE) de l'indice de danger I, défini comme le rapport entre la concentration modélisée de la substance p, après son émission dans un compartiment c (aquatique, terrestre ou sédiment), et la concentration pour laquelle le polluant n'occasionne pas d'effet. Le facteur de caractérisation correspond au rapport entre le résultat de l'indicateur pour le polluant p et les résultats pour la référence (SO_2) : $AP_{p,i} = \frac{dI / dE_{p,i}}{dI / dE_{réf}}$. Le facteur de caractérisation est ainsi relatif à

un polluant p émis dans une région i.

L'indicateur « Dommages à la qualité des écosystèmes dus aux effets combinés de l'acidification et de l'eutrophisation » (tableau 17) représente les dommages sanitaires globaux et marginaux induits par le changement de l'acidité et par l'eutrophisation du milieu. Le modèle de caractérisation « Nature planner » modélise l'exposition et le dommage sur une maille carrée de 250 m. Le modèle prévoit ainsi les changements de pH du sol et la disponibilité de l'azote (N) par zone et par an, suite au dépôt marginal de 10 moles de NO_x , SO_x et NH_3 par Km^2 . Le modèle intègre par ailleurs les fonctions dose-réponse de plus de 900 espèces de plantes des Pays-Bas.

²³ Le Citepa propose par ailleurs de prendre comme référence la quantité de protons (H^+) émise (kg équivalent H^+ /an/habitant).

- Eutrophisation

Tableau 18 : Indicateurs « eutrophisation »

Indicateur	Formalisme	Approche
Eutrophisation	$\sum m_p \times \frac{v_p}{v_{PO_4^{3-}}} \times \frac{PM_{PO_4^{3-}}}{PM_p}$ <p>avec EP (potentiel d'eutrophisation) = $\frac{v_p}{v_{PO_4^{3-}}} \times \frac{PM_{PO_4^{3-}}}{PM_p}$</p> <p>$m_p$ la masse de polluant p émise en kg, v_p nombre de moles de biomasse susceptibles d'être produites par mole de polluant p et M_p la masse molaire du polluant p.</p>	« Problèmes »
Domages à la santé dus aux effets combinés de l'acidification et de l'eutrophisation	$\sum m_p \times \text{Facteur d'exposition} \times \text{Facteur d'effet}$	« Domages »

L'indicateur « eutrophisation » (tableau 18) représente la formation d'eutrophisation potentielle, c'est-à-dire le nombre de moles d'azote (N) ou de phosphore (P) qui peuvent être relarguées dans l'environnement par mole de substance donnée. Le modèle de caractérisation est simple, il donne un potentiel d'enrichissement maximal car il ne vérifie pas si les conditions spécifiques du milieu d'émission permettent l'enrichissement et il ne quantifie pas les quantités de N et P en arrière plan. Le facteur de caractérisation de [Heijung & coll., 1992a] donne ainsi une estimation globale et indépendante des conditions locales. Des facteurs de caractérisation similaires pour N et P seraient aussi disponibles selon, ce qui permettrait d'évaluer l'eutrophisation induite par les émissions de NO_x issues du secteur des transports, mais ils n'ont pas été identifiés. [Huijbregts, 1999a] propose également (comme dans le cas de l'acidification) un indicateur reposant sur la variation marginale de l'indice de danger I calculé pour chaque substance entraînant l'eutrophisation. La référence correspond à l'émission de NO_x en Suisse.

- Pollution sensible

Tableau 19 : Indicateurs d'impacts relatifs à la pollution sensible

Indicateur	Formalisme	Approche
Seuil d'odeur	$\sum_p m_p \times \frac{1}{OTV_p}$ <p>avec m_p l'émission de polluant p, OTV la valeur du seuil d'odeur, et $1/OTV$ (m^3/kg) le facteur de caractérisation</p>	« Problèmes »

L'indicateur « seuil d'odeur » (tableau 19) représente l'odeur produite par l'émission d'un polluant atmosphérique. Le facteur de caractérisation est défini par [Roos, 1989].

- Pollution sanitaire

Tableau 20 : Indicateurs d'impacts relatifs à la pollution sanitaire

Indicateur	Formalisme	Approche
Toxicité et Ecotoxicité	$\sum m_p \times \text{Facteur d'exposition} \times \text{Facteur d'effet}$ <p>Potentiel de toxicité = Facteur d'exposition \times Facteur d'effet</p> <p>Le facteur d'exposition provient du résultat de modèles de dispersion (modèle de Mackay...). A ce jour le produit des facteurs d'exposition et d'effet est défini pour 300 polluants atmosphériques</p>	« Problèmes »
Effets cancérigènes sur l'homme	$\sum m_p \times \text{Facteur d'exposition} \times \text{Facteur d'effet}$	« Dommages »
Effets sur les capacités respiratoires des hommes dus aux substances organiques ou inorganiques	$\sum m_p \times \text{Facteur d'exposition} \times \text{Facteur d'effet}$	« Dommages »
Dommages à la qualité des écosystèmes dus aux émissions écotoxiques	$\sum PAF(c) = \sum \frac{1}{1 + e^{(\alpha - \log c) / \beta}}$ <p>avec PAF(c) la fraction d'organismes exposées à une concentration au moins égale aux concentrations pour lesquelles aucun effet n'est observé en laboratoire, c la concentration du polluant p, α le paramètre calculé à partir du NOEC moyen pour le polluant p quelque soit l'espèce (sans dimension), et β le coefficient issu de l'écart-type de la distribution de NOEC de la substance (sans dimension)</p>	« Dommages »

L'indicateur « Toxicité » (tableau 20) représente la toxicité du polluant p émis, à différentes échelles spatiales (globale et régionale). Le potentiel de toxicité est calculé à partir du produit d'un facteur d'exposition et d'un facteur d'effet. Le facteur d'exposition correspond à la quantité de polluant p ingérée par l'homme pendant une durée déterminée, par une voie d'exposition i. Il est calculé à partir des émissions de polluant p dans un compartiment donné. Le facteur d'effet indique la valeur limite de la toxicité pour l'homme de chaque polluant dans un compartiment donné, et pour une voie d'exposition i. Il existe différents modèles de caractérisation plus ou moins sophistiqués [Guinee & coll., 1996; Hauschild & coll., 1998a; b; Huijbregts, 1999b; 2000]. Selon [Benetto, 2002], le modèle de caractérisation Uses (Uniform System for the Evaluation of Substances) développé par [Huijbregts, 1999b; 2000] figure parmi le plus valide scientifiquement. [Huijbregts, 1999b; 2000] calculent ainsi cinq potentiels de toxicité pour 181 polluants puis rapportent les résultats à la toxicité potentielle du 1,4DCB émis dans l'air. Les facteurs de caractérisation sont par ailleurs intégrés ou bien sur trois pas de temps différents (20 ans, 50 ans, 100 ans) suite à une émission unitaire d'un polluant p au temps zéro, ou bien de manière continue, afin de différencier les effets à court terme et à long terme d'une substance ayant une longue durée de vie. L'indicateur d'écotoxicité dont le modèle de caractérisation est développé est semblable en tout points à l'indicateur de toxicité.

L'indicateur « Effets cancérigènes sur l'homme » (tableau 20) représente le nombre d'années de vie perdue ou le nombre d'années de vie avec le cancer induit par l'exposition à une substance cancérigène. Le facteur d'exposition est calculé à partir du devenir de l'émission de composés cancérigènes (modèle Euses : European Uniform System for the Evaluation of Substances²⁴) et de la densité de population : le nombre de personnes exposées est égal à la densité de l'Europe de l'Ouest (160 pers/km²) si le temps de résidence du polluant est de un jour, le nombre de personnes

²⁴ Le modèle Euses est une version plus simple du modèle de caractérisation Uses, utilisée par l'Union européenne.

correspond à la densité mondiale si le temps de résidence est de un an, et il atteint au maximum 300 pers/km². Le facteur d'effet est établi à l'aide du concept d'unité de risque (probabilité qu'un individu moyen développe le cancer lorsqu'il est exposé par inhalation à une concentration de la substance de 1µg/m³ pendant 70 ans²⁵). Le facteur d'effet correspond ainsi à l'incidence du cancer, exprimée comme le nombre de cancers pour 1kg de substance émise. Le facteur de caractérisation correspond alors au nombre d'années perdues ou affectées par un cancer induit par la production d'une unité de substance.

Les indicateurs « Effets sur les capacités respiratoires des hommes dus aux substances organiques et inorganiques » (tableau 20) représentent le nombre d'années de vie perdue ou le nombre d'années de vie avec le handicap respiratoire induit par l'exposition à une substance inorganique. Le facteur d'exposition est calculé à partir du devenir de l'émission de la substance (modèles avec relation linéaire entre l'émission et la concentration) et de la densité de population exposée. Le facteur d'effet est établi à l'aide d'une relation dose-réponse spécifique à chaque polluant, estimée par des études épidémiologiques. Le facteur de caractérisation correspond ainsi au nombre d'années de vie perdues ou affectées par un handicap respiratoire induit par l'émission d'une unité de polluant organique ou inorganique.

L'indicateur « Dommages à la qualité des écosystèmes dus aux émissions écotoxiques » (tableau 20) représente la fraction d'organismes exposés à une concentration au moins égale aux concentrations pour lesquelles aucun effet n'est observé en laboratoire (NOEC). La procédure globale de calcul des dommages suite à l'émission de plusieurs substances dans un compartiment est assez longue. Tout d'abord, la variation marginale de la concentration de chaque substance dans un compartiment spécifique est déterminée avec le modèle de devenir des polluants (Euses). La variation correspondante des concentrations standardisées des différents mélanges de substances présentes en arrière plan, pour chaque polluant émis, est ensuite calculée puis sommée avec celle des autres polluants. Les PAF sont par ailleurs établis en fonction des concentrations standardisées sommées. Le point correspondant aux conditions actuelles de stress en arrière plan est du reste identifié. Au niveau de ce point, le dommage temporaire marginal est estimé à travers la pente de la courbe PAF. Le dommage temporaire ponctuel est enfin extrapolé à l'aire totale du compartiment environnemental étudié. Cette procédure est répétée pour les concentrations des substances dans chaque compartiment (eau, sols). Toutes les valeurs obtenues sont en définitive sommées pour obtenir un dommage total au niveau européen.

L'OCDE propose trois type d'indicateurs relatifs aux émissions de six polluants atmosphériques : CO₂, NO_x, CO, COV, particules et SO_x. Le premier type d'indicateur rapporte les émissions au nombre d'habitants, de telle manière à obtenir un résultat par habitant. Le deuxième type rapporte les émissions au nombre de kilomètres parcourus. Le troisième type se rapporte au produit intérieur brut (PIB). L'indicateur est calculé chaque année pour chaque polluant, pour chaque mode transport et pour tous les modes de transports confondus [Ocde, 1991; 1992; 1993].

L'AEE utilise dans le cadre du programme TERM des indicateurs d'émissions de type bilan. Les premiers indicateurs inventorient les émissions annuelles de trois gaz à effet de serre (CO₂, N₂O, CH₄), et ce pour le secteur des transports uniquement. Les données utilisées sont issues directement des bases de données des pays membres ou bien d'Eurostat. Il en est de même pour les indicateurs d'émissions de COVNM, NO_x, SO₂ et PM₁₀. Les émissions sont estimées à partir de la méthodologie CORE INventory of AIR utilisée par l'AEE [Aee, 1999; 2000b].

²⁵ Le facteur d'effet pour l'ingestion alimentaire est calculé en extrapolant les quantités ingérées correspondantes aux quantités inhalées.

L'OMS dispose aussi d'indicateurs d'émissions de Pb, PM₁₀, NO_x, SO₂, COV et benzène par secteur d'activité (industries et trafic) dans les zones urbaines. L'indicateur effectue un bilan global des émissions annuelles [Oms, 1999].

Le programme Respect propose aussi des indicateurs de bilan d'émissions par secteur d'activité, et pour toute échelle spatiale et temporelle. Les polluants pris en compte sont SO₂, NO_x, poussières, CO, COVNM, CO₂, NH₄, CH₄. Les données sont issues de la base de données du Citepa. Respect utilise également les indicateurs « réchauffement global (PRG) », « acidification (AP) », et « écotoxique » différents de ceux recensés ci-dessus. L'indicateur écotoxique représente ici le volume d'air dans lequel il faudrait diluer l'ensemble des polluants de façon à ce que leurs concentrations soient inférieures à la norme que l'on souhaite. L'indicateur est ainsi calculé en divisant les émissions par la norme de qualité d'air puis par le nombre d'habitants, de manière à obtenir un volume dit « critique » (m³/habitant/an). Les polluants pris en compte sont SO₂, NO₂, Ps [Cnftp & coll., 2000].

On trouve aussi quelques indicateurs plus ou moins agrégés développés dans une optique de recherche. Le tableau 21 présente les indicateurs recensés dans la littérature.

Tableau 21 : Indicateurs d'émissions orientés « recherche »

Indicateur	Formalisme	Source bibliographique
Rhône Poulenc	$I_g = 5 \text{ NO}_x + 0.5 \text{ N}_2\text{O} + 5 \text{ COV} + 3 \text{ SO}_x + \text{HX} + 2 \text{ Poussières}$ Avec NO _x l'impact environnemental induit par les émissions annuelles de NO _x par l'entreprise, idem pour les autres polluants. La formule ne semble pas validée scientifiquement.	[Rhone-Poulenc, 1994] dans [Nicolas, 1997]
Volumes critiques	$I_g = \sum \frac{m_p}{C_p}$ avec m _p la masse de la substance émise dans l'air par le système et C _p la concentration de référence de la substance émise dans l'air.	[Lindfors, 1995a]
Ecopoints	$I_g = \sum m_p \times \frac{1}{F_{k_p}} \times \frac{F_p}{F_{k_p}} \times 10^{12}$ $\text{avec Ecofacteur du polluant } p = \frac{1}{F_{k_p}} \times \frac{F_p}{F_{k_p}} \times 10^{12},$ avec m _p la masse de la substance émise dans l'air par le système, F _p le niveau annuel des rejets de polluant p, F _{k_p} la charge maximale admissible pour le polluant p (ou objectif de réduction des émissions) et 10 ¹² un coefficient évitant la présence de trop grandes puissances de 10 négatives	[Mazzaracchio & coll., 1996]

Outre les indicateurs présentés ci-dessus, on identifie aussi un indicateur global de pollutions atmosphériques, établi au regard des émissions et des impacts. L'indicateur de [Mazzaracchio & coll., 1996] (émissions) repose comme son homologue de la qualité de l'air sur une stratégie d'agrégation arborescente et sur l'utilisation d'une fonction de synthèse de type moyenne arithmétique, ainsi que sur l'utilisation d'une fonction de correspondance linéaire bornée entre 0 et 10. La formule est identique à celle utilisée dans l'indicateur de qualité de l'air, si ce n'est que les paramètres d'émissions sont remplacés par des paramètres de concentration :

$$I = \frac{\left[\left(10 \times \frac{p_{1_{\max}} - p_1}{p_{1_{\max}} - p_{1_{\min}}} \right) + \left(10 \times \frac{p_{1_{\max}} - p_1}{p_{1_{\max}} - p_{1_{\min}}} \right) \right]}{2}$$

Les polluants pris en compte et les catégories d'impacts diffèrent quelque peu de l'approche en terme de qualité de l'air. Le détail concernant l'indicateur de [Mazzaracchio & coll., 1996] (émissions) figure dans le tableau 22.

Tableau 22 : Structure de l'indicateur d'émissions de [Mazzaracchio & coll., 1996]

Polluant	Impacts		
CO	Pollution carbonée	Pollution chimique globale	Impact global
CO ₂			
SO ₂	Pluies acides		
NO _x			
Hydrocarbures	Pollution photochimique	Pollution physico-chimique globale	
Poussières			
Radionucléides	Pollution physique		
Chaleur perdue			

ANNEXE 5 : Illustration de la procédure d'agrégation multicritère « partielle »

La méthodologie d'agrégation multicritère dite partielle repose sur l'intransitivité de la préférence et de l'indifférence, et sur la prise en compte de l'incomparabilité. Elle propose des évaluations relatives et partielles des variantes car les résultats sont issus de comparaison des variantes paires par paires et non de façon indépendante et globale, comme dans le cas de l'agrégation à l'aide du critère unique de synthèse. La méthodologie conserve le plus longtemps possible la spécificité des grandeurs et propose un résultat peu compensé, ce qui est en adéquation avec la conception « forte » du développement durable. Selon [Roy & coll., 1993a], les méthodes d'agrégation partielle sont surtout pertinentes dans le cas où l'information est hétérogène et revêt une dimension plus générale, ce qui est le cas des différentes catégories d'impacts de pollutions atmosphériques identifiées dans la littérature.

Les méthodes d'agrégation partielle suivent une même démarche en trois étapes.

La première étape consiste à identifier la performance des différentes variantes, au niveau de chaque critère de performance g . Cette étape est illustrée dans exemple constitué de deux groupes de trois objets (A, B, C/D, E, F) à évaluer selon quatre critères de performance g_1, g_2, g_3, g_4 (). Le résultat de l'indicateur peut résulter d'une évaluation technique ou d'un jugement de valeur. Il traduit la performance locale de l'objet. Il peut s'exprimer sur une échelle ordinale ou sur une échelle cardinale. Par convention, plus grande sera le résultat de l'indicateur, plus grande sera sa performance, c'est-à-dire plus faible sera la pollution induite. L'ensemble des évaluations de tous les indicateurs aboutit à un éco-profil (tableau 23), c'est-à-dire à un bilan « mono-nuisance » des impacts des pollutions de l'air (un critère de performance correspond à une catégorie d'impact).

Tableau 23 : Eco-profils

Critère		g_1	g_2	g_3	g_4
Echelle		1-10000			
Groupe d'objets 1	A	1	2	3	10000
	B	1	10	1000	10000
	C	1	7000	9000	10000
Echelle		100-300			
Groupe d'objets 2	D	100	101	102	300
	E	100	220	250	300
	F	100	220	250	300

La comparaison des éco-profils se base ensuite sur l'établissement d'un ensemble de relations de préférence (surclassement) locales noté S . La relation de préférence locale S s'appuie sur la différence de performance des deux variantes, au niveau de chaque critère g_i : $g_i(b) - g_i(a)$. On définit des seuils de préférence stricte, de préférence faible, d'indifférence, et d'incomparabilité à partir desquels on identifie, sur l'échelle de préférence, des intervalles de préférence stricte, préférence faible, d'indifférence, et d'incomparabilité (figure 5).



Figure 5 : Relations de préférence locale S

Soit deux variantes A et B évaluée sur un critère g_i et $g_i(B) - g_i(A)$ la différence entre les évaluations des variantes A et B sur le critère g_i .

p est le seuil de préférence et q le seuil d'indifférence. P est la relation de préférence stricte, Q est la relation de préférence faible et I est la relation d'indifférence, d'après [Roy & coll., 1993b].

La relation de préférence S est codée par un degré de surclassement compris entre 0 et 1, qui évolue toujours de façon croissante entre l'indifférence et la préférence stricte. Selon le résultat de la différence, et selon les valeurs des seuils, trois types de critères sont définis, chacun faisant référence à une logique de comparaison différente (tableau 24).

Tableau 24 : Codage et représentation graphique de la relation de préférence locale S

Critère	Seuils	Logique	Relation de préférence	Codage du degré de surclassement	Représentation graphique
Vrai-critère	$p=q=0$	Booléenne	I	0	
			P	1	
Quasi-critère	$p=q$	Booléenne	I	0	
			P	1	
Pseudo-critère	p q	Floue	I	0	
			Q	$]0,1[$	
			P	1	

Dans notre exemple, l'évaluation des relations de préférence locale S conduit aux résultats figurant dans le tableau 3. Pour des raisons de simplification, nous avons considérés que les critères g sont des vrais critères, c'est à dire que $p=q=0$. S'agissant d'une comparaison binaire, les résultats tiennent compte de la comparaison de la variante a par rapport à b, puis de la variante b par rapport à a. Par convention, si l'on se place sous l'hypothèse $aS_j b$, le degré de surclassement prendra la valeur :

1 quand $aP_g b \Leftrightarrow g(a) - g(b) \geq 0$ et 0 quand $aP_g b \Leftrightarrow g(a) - g(b) < 0$, et réciproquement.

Critère		g ₁	g ₂	g ₃	g ₄
Echelle		1-10000			
Groupe d'objets 1	A	1	2	3	10000
	B	1	10	1000	10000
	C	1	7000	9000	10000
Pondération		1	1	1	1
Valeurs partielles	<i>APB</i>	1	0	0	1
	<i>BPA</i>	1	1	1	1
	<i>APC</i>	1	0	0	1
	<i>CPA</i>	1	1	1	1
	<i>BPC</i>	1	0	0	1
	<i>CPB</i>	1	1	1	1

Critère		g ₁	g ₂	g ₃	g ₄
Echelle		100-300			
Groupe d'objets 1	D	100	101	102	300
	E	100	220	250	300
	F	100	220	250	300
Pondération		1	1	1	1
Valeurs partielles	<i>DPE</i>	1	0	0	1
	<i>EPD</i>	1	1	1	1
	<i>DPF</i>	1	0	0	1
	<i>FPD</i>	1	1	1	1
	<i>EPF</i>	1	1	1	1
	<i>FPD</i>	1	1	1	1

La troisième étape réside dans l'agrégation des relations de préférences locales, au niveau d'une relation de préférence globale. Si les neuf critères sont unanimes pour faire apparaître la variante a comme au moins aussi bonne que b, les critères ne sont pas en conflit dans la comparaison de a et b. Dans le cas où les neuf critères ne sont pas unanimes pour faire apparaître a comme au moins aussi bonne que b, les critères sont dits conflictuels dans la comparaison de a et b, et le jugement de préférence globale apparaît comme la résultante des conflits [Roy & coll., 1993a].

La résultante dépend du système de valeurs considéré. Le système de valeurs représente l'importance relative accordée entre les critères. Il s'exprime dans la pondération des critères, et effectuée le plus souvent par les décideurs. La méthodologie multicritère partielle n'agrège pas directement les performances locales en une valeur unique de performance globale, mais propose une agrégation des préférences locales sur la base des deux exigences ci-dessous²⁶ :

- « Pour valider la proposition bSa, il est nécessaire qu'une majorité suffisamment importante de critères (coalition de critères concordant avec

²⁶ Les règles ont un caractère assez général, même si l'on note que leur formalisation diffère selon la méthode utilisée. Les deux formalisations énoncées correspondent à la méthode Electre I, qui est adaptée à l'exemple étudié, puisqu'elle s'applique aux vrai-critères.

l'hypothèse $[C(bPa), C(bIa)]$ soit favorable à cette proposition », ce qui se formalise sous la forme d'un indice de concordance tel que $c(b, a) = \frac{k[C(bPa), C(bIa)]}{k[F]} \geq s$

- « Pour valider la proposition bSa, il est nécessaire que, parmi la coalition de critères qui s'oppose à cette proposition ($C(aPb)$), aucun d'eux ne mette son veto », ce qui se formalise sous la forme d'un indice de discordance tel que $v_j[(g_j(b)) \geq g_j(a) - g_j(b)]$

On pose comme seuil de concordance, la valeur 0,7 c'est-à-dire que l'on accepte que ASB si 70% des critères votent en faveur d'une préférence pour la variante A. Le calcul de $c(A, B) = \frac{1+1}{4} = 0,5 \leq s$ montre que l'hypothèse ASB ne peut pas être retenue, donc l'action A ne surclasse pas la variante B. L'ensemble des résultats figure dans les tables de vérités (tableaux 25 et 26).

Tableau 25 : Table des vérités ou des préférences locales pour le groupe 1



	A	B	C
A	•	0,5	0,5
B	1	•	0,5
C	1	1	•

Tableau 26 : Table des vérités ou des préférences locales pour le groupe 2

	D	E	F
D	•	0,5	0,5
E	1	•	1
F	1	1	•

On pose comme seuil de discordance pour le groupe 1 la valeur 3000, c'est-à-dire que si l'écart de performance entre deux objets sur un critère de performance dépasse 3000, alors les deux objets sont considérés incomparables, ce qui est le cas par exemple de A et C, et B et C, sur les critères g_2 et g_3 . On en déduit que seul B surclasse A, ce qui est un résultat assez pauvre, mais traduisant la complexité de la réalité.

On pose comme seuil de discordance pour le groupe 2 la valeur 150, et on constate que tous les objets sont comparables entre eux. D apparaît comme l'objet le moins performant, et E et F présente une performance équivalente.

ACRONYMES et ABREVIATIONS

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 ₂	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 d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
GWP	Global Warning 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 _x	Oxydes d'azote (NO, NO ₂ , N ₂ O)
O ₃	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	Péroxyacéthylnitrate
Pb	Plomb
PDU	Plan de Déplacements Urbains
PIB	Produit Intérieur Brut
PM ₁₀ , PM _{2,5} , PM ₁	Particules de diamètre 10 ; 2,5 et 1µm
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'Environnement
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 ₂	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 : Indicateurs et système général de gestion des pollutions atmosphériques	6
Figure 2 : Exemple de quelques chaînes d'impact inclus dans la catégorie d'impact « Effet de serre »	10
Figure 3 : Correspondance linéaire segmentée niveau d'indicateur/concentration	18
Figure 4 : Correspondance risque de sur-morbidité/concentration	19

TABLE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Typologie des pollutions de l'air [Goger, 2004]	1
Tableau 2 : Méthode d'évaluation d'un indicateur	8
Tableau 3 : Précision des systèmes d'indicateurs [Maurin, 2004]	11
Tableau 4 : L'indicateur Atmo (2000) [Garcia, 2001]	13
Tableau 5 : L'indicateur « Changement Climatique » [Giec, 2001]	14
Tableau 6 : L'indicateur AQI (O ₃ , CO, SO ₂ , NO ₂ : ppm ; PM : µg/m ³) [Epa (USA)]	20
Tableau 7 : Structure de l'indicateur de qualité de l'air de [Mazzaracchio, 1996]	21
Tableau 8 : Structure de l'indicateur d'émissions de [Mazzaracchio, 1996]	21
Tableau 9 : Caractéristiques des opérateurs de synthèse	26
Tableau 10 : Principales méthodes de calcul d'incertitude et de la propagation de celle-ci, adapté de [Benetto, 2002, Hordez, 2003]	28
Tableau 11 : Evaluation des indicateurs	31
Tableau 12 : Indicateurs de qualité de l'air orientés « recherche »	39
Tableau 13 : Structure de l'indicateur de qualité de l'air de [Mazzaracchio, 1996]	40
Tableau 14 : Indicateurs « effet de serre »	41
Tableau 15 : Indicateurs « trou de la couche d'ozone »	42
Tableau 16 : Indicateurs d'impacts relatifs à la pollution photochimique	43
Tableau 17 : Indicateurs « acidification »	44
Tableau 18 : Indicateurs « eutrophisation »	45
Tableau 19 : Indicateurs d'impacts relatifs à la pollution sensible	45
Tableau 20 : Indicateurs d'impacts relatifs à la pollution sanitaire	46
Tableau 21 : Indicateurs d'émissions orientés « recherche »	48
Tableau 22 : Structure de l'indicateur d'émissions de [Mazzaracchio, 1996]	49
Tableau 23 : Eco-profils	50
Tableau 24 : Codage et représentation graphique de la relation de préférence locale S	51
Tableau 25 : Table des vérités ou des préférences locales pour le groupe 1	53
Tableau 26 : Table des vérités ou des préférences locales pour le groupe 2	53

BIBLIOGRAPHIE

- [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> (consulté le 10/07/03)
- [Aee, 2000a] AEE. *Signaux environnementaux 2000 - Rapport périodique à base d'indicateurs - Evaluation*. 2000a. Disponible sur : <www.eea.int> (consulté le 19/06/03)
- [Aee, 2000b] AEE. *Term 2000, Term 2001 : Est-ce la bonne route ?* Copenhague (Danemark) 2000b. Disponible sur : <www.eea.int> (consulté le 04/04/03)
- [Andersson-Skold & coll., 1992] ANDERSSON-SKOLD Y., GREENFELT P. & PLEIJEL K. *Photochemical ozone creation potentials : a study on different concepts*. Journal of Air Waste Manage Association. 1992. Vol 42, n° 9, 1152-1158 p.
- [Angleterre] ANGLETERRE. *Indicateur de qualité de l'air*. Disponible sur : <<http://www.aeat.co.uk/netcen/airqual>> (Consulté le 20/08/04)
- [Autriche] AUTRICHE. *Indicateur de qualité de l'air*. Disponible sur : <<http://193.170.161.197:8001/pub/igl.html>> (Consulté le 20/08/04)
- [Belgique] BELGIQUE. *Indicateur de qualité de l'air*. Disponible sur : <<http://www.irceline.be>> (Consulté le 20/08/04)
- [Benetto, 2002] BENETTO E. *Evaluation de l'incertitude des impacts environnementaux du cycle de vie (EI²CV) 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*. Atmospheric environment, 1993. vol 27A, n°5, pp.773-779.
- [Bresil] BRESIL. *Indicateur de qualité de l'air*. Disponible sur : <<http://www.cetesbe.sp.gov.br>> (Consulté le 20/08/04)
- [Canada] CANADA. *Indicateur de qualité de l'air*. Disponible sur : <<http://www.gov.nb.ca/scripts/environm/air/GetValues.idc>> (Consulté le 20/08/04)
- [Certu, 1999] CERTU. *Prise en compte de la pollution de l'air, du bruit et de la consommation d'énergie, plan de déplacements urbains*. 1999. 300 p.
- [Chili] CHILI. *Indicateur de qualité de l'air*. Disponible sur : <<http://www.santiagolimpio.cl>> (Consulté le 20/08/04)
- [Cnftp & coll., 2000] CNFTP, MATE & ADEME. *Référentiel d'évaluation et de suivi des politiques environnementales des collectivités territoriales - Un tableau de bord pour les collectivités européennes : RESPECT*. Paris (France) CNFPT, 2000. 350 p.
- [Derwent & coll., 1990] 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*. 1990. vol 32, pp.2429-2441.
- [Epa, 1992] EPA. *Projected skin cancer impacts of future depletion of ozone*. 1992. 2 p.
- [Epa (USA)] EPA (USA). *Air Quality Index Reporting; Final rule*. Federal Register. EPA (USA), Part III, pp.42544.
- [Estonie] ESTONIE. *Indicateur de qualité de l'air*. Disponible sur : <<http://www.tallinn.ee/keskkonnaamet/>> (Consulté le 20/08/04)
- [Finlande] FINLANDE. *Indicateur de qualité de l'air*. Disponible sur : <<http://www.ytv.fi/english/air/airidx.html>> (Consulté le 20/08/04)
- [Gadrey & coll., 2003] GADREY J. & JANY-CATRICE F. *Développement durable, progrès social : des indicateurs alternatifs*. Alternatives économiques, 2003. février,

- [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*. 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*. 2000b. 132 et 82 p.
- [Giec, 2001] GIEC. *Bilan 2001 des changements climatiques : Les éléments scientifiques*. GIEC, 2001. 90 p.
- [Goger, 2004] GOGER T. *Synthèse bibliographique sur les indicateurs de pollutions de l'air. Application au secteur des transports*. Lyon (France) Inrets, 2004. 150 p.
- [Green & coll., 1996] GREEN & MARVIN H. *An air pollution index based on Sulfur dioxide and smoke shade*. Journal of the Air Pollution, 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) 2002. 704 p.
- [Guinee & coll., 1996] GUINEE J. B., HEIJUGS R. & VAN OERS L. *USES (Uniform System for the evaluation of substances) - inclusion of fate in LCA characterization of toxic releases*. 1996. vol 1, n° 3, pp.133-138.
- [Hauschild & coll., 1998a] HAUSCHILD M. & WENZEL H. *Environmental Assessment of products : Methodology, tools and case studies in product development*. London (UK) 1998a. vol 1, 543 p.
- [Hauschild & coll., 1998b] HAUSCHILD M. & WENZEL H. *Environmental Assessment of products : Scientific backgrounds*. London (UK) 1998b. vol 2, 565 p.
- [Heijung & coll., 1992a] HEIJUNG R., GUINEE J. B. & HUPPES G. *Environmental life assesment of products*. Leiden (The Netherlands) Uniersity of Leiden, 1992a.
- [Heijung & coll., 1992b] HEIJUNG R., GUINEE J. B. & HUPPES G. *Environmental life assesment of products. Guide and background*. Leiden; The Netherlands 1992b.
- [Hofstetter, 1998] HOFSTETTER P. *Perspectives in Life Cycle Impact Assesment - A structured Approach to Combine Models of the Technosphere, Ecosphere and Valuesphere*. Dordrecht 1998. 484 p.
- [Hong Kong] HONG KONG. *Indicateur de qualité de l'air*. Disponible sur : <<http://www.epd-asg.gov.hk/e/api/backgd/backgdf.htm>> (Consulté le 20/08/04)
- [Hordez, 2003] HORDEZ E. *Incertitudes des indicateurs d'impact sur l'environnement*. Bron (France) Inrets, 2003. 49 p.
- [Houghton & coll., 2001] HOUGHTON J. T., DING Y. & GRIGGS D. J. *Climate change 2001 : The scientific basis. Contribution of working group I to the thrid assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. 2001. 944 p.
- [Huijbregts, 1999a] HUIJBREGTS M. A. *Life cycle impact assessment of acidifying and eutrophying air pollutants*. University of Amsterdam. Amsterdam 1999a. 40 p.
- [Huijbregts, 1999b] 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 1999b. 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 2000. 12 p.
- [Italie] ITALIE. *Indicateur de qualité de l'air*. Disponible sur : <<http://www.arpa.emr.it/Parma/urp/certify.htm>> (Consulté le 20/08/04)
- [Joumard, 2003] JOUMARD R. *Présentation orale sur les émissions de polluants atmosphériques*. 2003.
- [Keller & coll., 1995] KELLER M., EVEQUOZ R., HELDSTAB J. & KESSLER H. *Emissions polluantes du trafic routier*. Bern (Suisse) 1995. vol 255, 428 p.
- [Lindfors, 1995a] LINDFORS. *Technical report n°10 and Special reports n°1-2*. Copenhagen (Danemark) 1995a. pp.34-40.

- [Lindfors, 1995b] LINDFORS L. G. *LCA Nordic Technical report n°10 and Special reports n°1-2*. Copenhague (Danemark) Nordic Council of Ministers, 1995b. 150 p.
- [Lituanie] LITUANIE. *Indicateur de qualité de l'air*. Disponible sur : <<http://oras.gamta.lt/airquality.htm>> (Consulté le 20/08/04)
- [Lopez-Garcia, 2000] LOPEZ-GARCIA R. *Méthodes de construction des indicateurs de pollution atmosphérique et de développement*. Rapport LTE2032. Bron 2000. 53 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 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.
- [Mexico] MEXICO. *Indicateur de qualité de l'air*. Disponible sur : <<http://sma.df.gob.mx>> (Consulté le 20/08/04)
- [N.G.S] N.G.S. *Indicateur de qualité de l'air*. Nouvelles Gales du Sud, Disponible sur : <<http://www.epa.nsw.gov.au>> (Consulté le 20/08/04)
- [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.
- [Ocde, 1991] OCDE. *Indicateurs de l'environnement - Une étude pilote*. Paris (France) OCDE, 1991.
- [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.
- [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> (consulté le 09/12/03)
- [Osberg & coll.] OSBERG & SCHARPE. *L'indice de bien être économique*. Disponible sur : <www.csls.ca/iwb.asp> (Consulté le 14/10/2004)
- [Pays-Bas] PAYS-BAS. *Indicateur de qualité de l'air*. Disponible sur : <<http://telekst.nos.nl/cgi-bin/tt/nos/page/m/711-1>> (Consulté le 20/08/04)
- [Pologne] POLOGNE. *Indicateur de qualité de l'air*. Disponible sur : <<http://www.krakow.pios.gov.pl>> (Consulté le 20/08/04)
- [Portugal] PORTUGAL. *Indicateur de qualité de l'air*. Disponible sur : <http://www.drarn-lvt.pt/cga/sigqa/portugues/index_p.html> (Consulté le 20/08/04)
- [Potting & coll., 1997a] POTTING J. & HAUSCHILD M. *Predicted environmental impact and expected occurrence of actual environmental impact - Part 1 : The linear nature of environmental impact from emissions in Life Cycle Assessment*. 1997a. vol 2, n° 3, pp.171-177.
- [Potting & coll., 1997b] POTTING J. & HAUSCHILD M. *Predicted environmental impact and expected occurrence of actual environmental impact- Part 2 : Spatial differentiation in Life Cycle Assessment via the site-dependent characterization of environmental impact from emissions*. 1997b. vol 2, n° 4, pp.209-216.
- [Potting & coll., 1998a] POTTING J., SCHÖPP W. & BLOK K. *Comparison of the acidifying impact from emissions with different regional origin in life-cycle Assessment*. 1998a. vol 61, pp.155-162.
- [Potting & coll., 1998b] POTTING J., SCHÖPP W. & BLOK K. *Site dependent life cycle impact assessment of acidification*. 1998b. vol 2, n° 2, pp.63-87.
- [Rhone-Poulenc, 1994] RHONE-POULENC. *L'indice environnement, une innovation de Rhône-Poulenc*. Plaquette d'information éditée par la direction qualité sécurité environnement. 1994.

- [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, 1994a] ROUSSEAU P. *Proposition de descripteurs de suivi de l'état de l'environnement*. Lyon (France) Observatoire des changements écologiques du Grand Lyon, 1994a. 39 p.
- [Rousseaux, 1994b] ROUSSEAU P. *Proposition de descripteurs de suivi de l'état de l'environnement - 3ème rapport d'avancement*. Lyon (France) Observatoire des changements écologiques du Grand Lyon, 1994b. 39 p.
- [Roy & coll., 1993a] ROY B. & BOUYSSOU D. *Aide multicritère à la décision : méthodes et cas*. Paris (France) Economica, 1993a. 250 p.
- [Roy & coll., 1993b] ROY B. & BOUYSSOU D. *Aide multicritère à la décision : méthodes et cas, Université de Paris Dauphine*. Lamsad. Paris 1993b. 250 p.
- [Seethaler, 1999] 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, 1999. 105 p.
- [Singapour] SINGAPOUR. *Indicateur de qualité de l'air*. Disponible sur : <http://www.env.gov.sg/psi/index.html> (Consulté le 20/08/04)
- [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.
- [Ss, 1999] SS. *Air quality in urban areas in winter 1998/1999*. Stockholm Statistics Sweden, 1999. pp.12-13.
- [Thaïlande] THAÏLANDE. *Indicateur de qualité de l'air*. Disponible sur : <http://www.aqnis.pcd.go.th/> (Consulté le 20/08/04)
- [Vdi] VDI. *Indicateur de qualité de l'air*. Disponible sur : <http://www.vdi-nachrichten.com/info-service/umwelt.asp> (Consulté le 20/08/04)
- [Victoria] VICTORIA. *Indicateur de qualité de l'air*. Disponible sur : <http://www.epa.vic.gov.au/aq> (Consulté le 20/08/04)
- [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., KAPOV 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)
- [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.