

Analyse d'indicateurs pour les études d'impact sur l'environnement

JOUMARD Robert ^a, NICOLAS Jean-Pierre ^b et BOUGHEDAOUI Ménéouèr ^c

^a Lab. Transports et Environnement, INRETS, 69675 Bron, France, joumard@inrets.fr

^b Lab. d'Économie des Transports, ENTPE, 69518 Vaulx-en-Velin, France, nicolas@entpe.fr

^c Université Saad Dahlab de Blida, 09000 Blida, Algérie, boughedaoui@wissal.dz

Résumé

De nombreux indicateurs d'impact des transports sur l'environnement peuvent être utilisés pour évaluer les impacts sur l'environnement de projets. Certains indicateurs sont construits avec une logique d'unité commune, d'autres pour représenter chaque impact séparément. Nous analysons des indicateurs tels que les coûts externes, l'empreinte écologique et le MIPS pour le premier groupe, ainsi que les indicateurs d'impact sur la santé, d'effet de serre et de déchets pour le second groupe. Ces indicateurs sont évalués selon des critères de représentativité de l'impact, d'opérationnalité et d'aide à la décision. Il apparaît clairement que le choix approprié des indicateurs à utiliser pour une étude d'impact sur l'environnement est déterminant pour la qualité de l'évaluation des impacts d'un projet. Rares sont les indicateurs d'impact sur l'environnement réunissant toutes les qualités attendues d'un outil d'évaluation. Sauf exception, les indicateurs, malgré leur relative facilité d'application, éclairent difficilement les décideurs sur le choix et les mesures à prendre pour réduire les impacts sur l'environnement. Cela débouche sur la double nécessité de mettre au point des jeux d'indicateurs pour les principaux impacts sur l'environnement, et d'autre part de mettre au point des méthodes d'agrégation performantes.

Mots-clés : indicateur, impact, environnement, cycle de vie, chaîne de causalité, évaluation.

1. Introduction

Les indicateurs d'impact des transports sur l'environnement peuvent être utilisés pour évaluer les impacts sur l'environnement dans le cadre de la réalisation de projets, de choix de variantes, ou lors de la prise de décision finale par les décideurs d'entreprise ou de collectivités publiques. Un indicateur peut être défini comme une variable, basée sur des mesures, représentant aussi précisément que possible un phénomène donné. Un indicateur d'impact environnemental représentera l'impact d'une activité humaine donnée sur l'environnement (Joumard et Gudmundsson, 2010). Au vu de son utilisation, la représentativité de l'indicateur ne peut être sa seule qualité. Un indicateur peut en effet servir à orienter l'attention, à décrire une situation, à évaluer, à diagnostiquer, à définir des responsabilités, à identifier des solutions. C'est donc un outil d'aide à la décision, qui doit avoir aussi les qualités attendues de ce type d'outils que nous détaillons plus loin.

Afin de circonscrire notre champ, il est nécessaire de définir ce qu'on entend par impact sur l'environnement, à l'aide d'une vision matricielle de l'environnement, qui offre un cadre normatif au choix des indicateurs. Chaque indicateur doit entretenir un rapport très clair avec un thème de la vision matricielle, selon un critère de pertinence (Van Assche et coll., 2008). Un impact sur l'environnement peut être défini tout d'abord par sa cible finale. On peut en distinguer cinq : les ressources abiotiques, les écosystèmes, la santé au sens restreint du terme, le bien-être, et le patrimoine bâti. Un indicateur qui ne considérerait que la cible ne permettrait cependant pas de

relier l'impact mesuré à une quelconque source ou cause. Les indicateurs les plus performants intègrent donc aussi les sources, avec une approche de cycle de vie. Pour l'activité transport, on distingue l'infrastructure, l'énergie et le véhicule en tenant compte de leur production, de leur distribution, de leur maintenance et de leur élimination, ainsi bien sûr que du trafic. Le lien entre la source et la cible finale est un processus ou une suite de phénomènes physiques, chimiques, biologiques, psychologiques notamment, dite chaîne de causalités. Joumard et coll. (2010) ont ainsi décrit 49 chaînes de causalités, comme l'impact sur la santé de la pollution photochimique, la perte d'habitats naturels due à la consommation d'espace, les déchets non recyclables, la gêne due au bruit... On peut les regrouper en 8 grands groupes : bruit et vibrations (5 chaînes), accidents (2), pollution de l'air (15), pollution des eaux et des sols (8), impacts sur l'espace (8), ressources non renouvelables et déchets (3), effet de serre, et autres impacts (7).

L'objectif de la recherche est d'analyser un certain nombre d'indicateurs existants et de comparer leur applicabilité et leur efficacité dans le cas des projets de transport. Pour cela nous analysons les méthodes de construction de quelques indicateurs d'impact environnementaux. Puis après avoir discuté les critères d'évaluation des indicateurs, nous les appliquons aux indicateurs étudiés.

2. Méthodes de construction d'indicateurs

On peut distinguer deux grandes approches en matière d'indicateur d'impact environnemental. Un premier type d'indicateur cherche à représenter le plus fidèlement possible un impact particulier, quitte ensuite à devoir agréger ces indicateurs avec difficulté pour obtenir un indicateur composite représentant un panier d'impacts. Ce type d'indicateur est dit représentatif car ils sont construits selon une logique de représentativité. Un second type d'indicateur est construit pour être facilement agrégé, en utilisant une même unité. L'agrégation est facile et apparaît même évidente, par simple sommation. Ce sont des indicateurs à unité commune.

2.1. Indicateurs à unité commune

Parmi les indicateurs construits pour être facilement additifs par le biais d'une même unité, nous considérons ci-dessous les indicateurs économiques (coûts externes) exprimés en unité monétaire, l'empreinte écologique exprimée en surface de sol productif global, et le MIPS exprimé en masse.

2.1.1. Coûts externes

Dans notre société, l'argument économique joue un rôle déterminant pour constater un fait et justifier une action collective (Desaigues et Point, 1993) et l'évaluation monétaire des impacts environnementaux constitue donc un indicateur d'impact souvent considéré.

Vu du prisme de l'approche économique standard, les biens environnementaux ne sont le plus souvent pas soumis à propriété et ne s'échangent pas sur un marché. Il n'y a pas de prix du silence, de la qualité de l'air ou d'un cadre de vie, de la biodiversité, etc., qui soit fixé par le jeu de l'offre et de la demande. Les interactions entre agents économiques qui existent via ces « biens » particuliers s'opèrent donc hors marché et sont de ce fait qualifiées d'externalités. Comment dès lors établir des prix ? Trois familles de méthodes peuvent être distinguées selon qu'elles relèvent de comportements réellement observés, de comportements déclarés ou d'un premier bilan systématique de la chaîne d'impacts concernée et des coûts imputables à chacun d'entre eux.

Dans la première famille des évaluations à partir de marchés de substitution, la plus reconnue est la méthode des prix hédonistes. Elle repose sur l'idée que, toutes autres choses égales par ailleurs, la valeur d'un bien varie non seulement suivant ses caractéristiques propres, mais également en fonction des caractéristiques du lieu dans lequel il se situe dont, entre autres, la qualité de son environnement. Une régression multiple intégrant les principaux facteurs

constitutifs du prix permet alors de mesurer l'éventuel impact d'un environnement dégradé sur la valeur économique du bien.

La seconde famille de méthodes, dites évaluations contingentes, conduit à la mise en place de protocoles rigoureux pour simuler l'existence d'un marché. Elles ont vocation à enregistrer et à valoriser monétairement les réactions des personnes enquêtées lorsqu'on simule avec elles des variations dans la qualité ou les quantités de biens non marchands. Ces méthodes ont connu une forte expansion ces 20 dernières années, et elles peuvent s'appliquer à des dommages très différents (santé publique, dommages aux bâtiments, visibilité, etc.).

La mesure du coût des impacts recensés peut se faire de différentes manières. On peut revenir sur l'approche précédente, d'estimation des préférences des individus sur un marché, existant ou simulé. On peut aussi calculer les pertes de production liées à ces dommages ou estimer les coûts de leur réparation. Ces deux dernières méthodes apparaissent complémentaires: par exemple une hospitalisation se traduit tout à la fois par un absentéisme et une perte de production en plus des coûts médicaux.

Par ailleurs ces différentes familles de méthodes tendent à mesurer des éléments différents du coût, entre la valeur d'usage, les valeurs d'option et la valeur d'existence du bien environnemental dégradé (Barde, 1991 ; Pearce et Turner, 1990). Elles pourraient donc être considérées comme plus complémentaires qu'opposées, si leurs frontières d'application pouvaient être mieux définies (Manière, 1999). Enfin, les hypothèses retenues pour prendre en compte les impacts à long terme sur l'environnement à travers la technique de l'actualisation (Arrow et coll., 1996) peuvent également jouer sur les résultats (Nicolas et coll., 2005). Dès lors, les très fortes variations obtenues entre les estimations (allant facilement de 1 à 10, cf. par exemple Chanel et Vergnaud, 2001) peuvent se comprendre autant par les différences de méthodologie, que du fait des spécificités de chaque contexte, et des progrès méthodologiques encore à réaliser.

L'usage des coûts externes pour évaluer des projets publics passe dès lors nécessairement par un arbitrage politique pour fournir des valeurs tutélaires, admises collectivement sur la base d'un compromis, et les efforts sont sans doute autant à porter sur les procédures à mettre en place pour que ce compromis soit établi sur des bases transparentes et démocratiques que sur la recherche économique en matière d'évaluation des coûts externes...

2.1.2. Empreinte écologique

L'empreinte écologique d'une population donnée peut être définie comme "la surface terrestre et aquatique biologiquement productive nécessaire à la production des ressources consommées et à l'assimilation des déchets produits par cette population, indépendamment de la localisation de cette surface" (Wackernagel et Rees, 1996). L'unité choisie est la surface de terre cultivable, exprimée en hectares globaux, correspondant à la productivité mondiale moyenne. L'empreinte est calculée pour 6 types d'usage (cultures agricoles, forêts, pâturages, pêche - maritime et cours d'eau, terrains utilisés par les infrastructures pour le transport, l'habitat, l'industrie et les réservoirs hydroélectriques, ainsi que séquestration du carbone). Dans ce dernier cas, pour mesurer l'empreinte écologique liée à la consommation d'énergie fossile, deux méthodes sont utilisables : la séquestration du CO₂ émis par la forêt, et la substitution de la production de l'énergie par le bois-énergie (Boutaud et Gondran, 2009).

La méthode a fait l'objet de nombreuses critiques, dont 2 sont essentielles :

- Le faible nombre d'impacts sur l'environnement pris en compte : parmi les 49 chaînes de causalités définies plus haut, seules sont prises en compte la disparition des habitats naturels par consommation d'espace, les ressources non renouvelables et encore très partiellement à travers la seule consommation de pétrole, et l'effet de serre à travers la seule émission de CO₂.
- L'empreinte carbone est essentielle, car elle explique le dépassement écologique mondial, les différences très importantes entre pays développés et pays en développement, et 82 %

de l'augmentation de l'empreinte écologique mondiale de 1964 à 2005 (Ewing et coll., 2008). Sa méthode de calcul est cependant fragile car basée sur de pures hypothèses.

Le choix d'une unité pratique et concrète – une surface de sol – donne cependant à l'empreinte écologique un grand pouvoir d'évocation. C'est donc un outil puissant de sensibilisation publique, malgré ses faiblesses méthodologiques.

2.1.3. MIPS

La méthode MIPS pour *Material Input per Service-unit* calcule les ressources utilisées pour produire une unité de produit ou de service avec une approche d'analyse de cycle de vie (Schmidt-Bleek, 1994). 5 types de ressources sont considérés : les ressources abiotiques (matériaux, énergie fossile...), biotiques (biomasse), les déplacements de terre mécaniques ou par érosion, l'eau (de surface, nappes, fossile), et l'air (Ritthoff et coll., 2002). Ces consommations sont simplement sommées, ce qui donne un indicateur de consommation de ressources.

L'absence de pondération des différentes ressources consommées se traduit par la prépondérance de la ressource la plus consommée en masse, c'est-à-dire souvent l'eau. Ainsi lors du calcul de cet indicateur pour 6 produits industriels ou alimentaires, la consommation d'eau compte pour 95 à 98 % du total selon les cas (Burger et coll., 2009).

2.2. Indicateurs représentatifs

Parmi les indicateurs construits pour représenter au mieux un impact environnemental donné, nous examinons ci-dessous les indicateurs d'effet de serre, d'impact sanitaire de la pollution atmosphérique, et enfin de déchets.

2.2.1. Effet de serre

Les gaz à effet de serre modulent le bilan radiatif de la Terre. Toute modification de leurs concentrations modifie ce bilan d'énergie, et donc la température globale d'équilibre de la Terre.

La contribution des émissions de gaz à l'effet de serre global est évaluée par des indicateurs qui tiennent compte de l'accroissement des gaz à effet de serre et du forçage radiatif de chaque gaz dans l'atmosphère, qui est la capacité d'absorption des rayonnements infrarouges sortant.

Les gaz ont des propriétés radiatives et des durées de séjour dans l'atmosphère très différentes, ce qui empêche toute comparaison directe de l'effet de leurs émissions sur le climat global. On établit une équivalence en pouvoir radiatif de chaque gaz, par rapport au gaz de référence qui est le CO₂, pour considérer l'effet global avec une pondération de chaque gaz.

L'indicateur d'effet de serre le plus largement utilisé est le Potentiel de réchauffement global (PRG ou GWP) qui est défini comme étant le rapport entre la perturbation du bilan radiatif de la Terre pendant une période déterminée, généralement de 100 ans, suivant l'émission ponctuelle du gaz et la perturbation sur la même période d'une émission ponctuelle d'une même masse de CO₂. Le PRG d'un gaz exprime son effet de réchauffement dans le temps par rapport au dioxyde de carbone dont le PRG est pris égal à l'unité (Forster et coll., 2007). Il représente l'effet combiné de la concentration de ce gaz dans l'atmosphère, de sa durée de vie et de son efficacité d'absorption du rayonnement infrarouge. Cet indicateur est le seul admis, à ce jour, par la convention cadre des Nations unies sur les changements climatiques et le protocole de Kyoto, pour les 6 gaz CO₂, méthane, N₂O, HFC, PFC et SF₆. Une version simplifiée, PRG', ne prend en compte que le CO₂.

Cependant, cet indicateur est souvent critiqué pour évaluer l'effet à un horizon temporel donné pour tous les gaz et de ne pas tenir compte de l'effet des gaz à courte durée de vie.

D'autres indicateurs d'effet de serre alternatifs au PRG ont été proposés, tels que le GTP et plus récemment le CEWN.

Le Potentiel de température global (GTP) est défini comme le rapport entre la variation de température de la surface moyenne du globe à un horizon temporel donné à la suite de

l'émission d'un gaz par rapport au gaz de référence CO₂. Le GTP représente la variation de température à un moment donné à la suite d'une émission ponctuelle d'un gaz (GTP_p) ou à une variation pérenne d'émissions (GTP_s) par rapport à une variation d'émissions similaire de dioxyde de carbone (Shine et coll., 2007). Cet indicateur à l'avantage de pouvoir être utilisé pour la prise de décision car il représente l'impact brut sur le climat en terme de température, plutôt que la notion de forçage radiatif.

Un autre indicateur appelé Nombre de réchauffement équivalent carbone (Carbon Eq. Warming Number : CEWN) correspond à la valeur intégrée du forçage radiatif jusqu'à un certain taux d'élimination du gaz de l'atmosphère, le temps de séjour, alors que les autres indicateurs évaluent le réchauffement à un horizon temporel donné après émission (Sekiya et Okamoto, 2009).

2.2.2. Impact sanitaire direct de la pollution atmosphérique

Parmi les polluants primaires ayant des effets sur la santé, les particules et d'abord les PM10 sont considérées dans la plupart des études épidémiologiques comme la cause principale des effets sanitaires restreints directs (WHO, 1999 ; Cassadou et coll., 2002). Les indicateurs d'impact considèrent la mortalité de court terme (toutes causes, non accidentelle, cardiaque, ou pulmonaire), les admissions en hôpital (respiratoire, cardio-vasculaire, bronchite aiguë, asthme des enfants, asthme aigu adulte), la mortalité de long terme, les bronchites chroniques, le cancer du poumon, et enfin le nombre d'années de vie perdues. Ces indicateurs sont ramenés à une unité de concentration de PM10 et par habitant.

2.2.3. Déchets

Les indicateurs sont classés par mode de transport (routier, ferroviaire, aérien et maritime) et par différentes catégories de production de déchets (fabrication, utilisation, entretien, élimination des véhicules et pièces détachées, recyclage). Les quantités de déchets originaires de diverses sources du système de transport, exprimées en poids unitaires par unité de temps (tonnes par jour ou par an), sont des indicateurs de la production de déchets qui constituent une pression sur l'environnement.

Les indicateurs de base sont généralement utilisés pour la gestion des déchets et l'évaluation des politiques et des mesures pour contrôler la production des déchets, la promotion du recyclage, et les impacts environnementaux. Dans quelques cas, l'état de l'environnement peut être estimé comme la contamination des sols ou la pollution de l'eau.

Il existe pour chaque activité des indicateurs de déchets générés pour décrire l'impact sur l'environnement tels que:

- Volume de déchets des chaussées mis en décharge,
- Quantité de pneus hors d'usage mis en décharge ou stockés,
- Quantité de batteries (acide) mises en décharge,
- la détérioration directe des habitats lors du dragage,
- Nombre d'espèces tuées par enchevêtrement ou ingestion des débris plastique en mer,
- Nombre d'oiseaux mazoutés en mer.

3. Évaluation des indicateurs

Nous nous proposons d'évaluer les qualités intrinsèques de ces indicateurs. Pour cela nous définissons dans un premier temps des critères à partir de la littérature, que nous appliquons ensuite aux indicateurs.

3.1. Critères d'évaluation

Selon Gudmundsson et coll. (2010), les critères d'évaluation des indicateurs, trouvés en grand nombre dans la littérature, peuvent être regroupés en 3 critères de représentativité, 3 critères d'opérationnalité, et 4 critères d'aide à la décision, qui nous serviront à évaluer nos indicateurs :

- validité : un indicateur valide doit réellement mesurer ce qu'il est censé mesurer,
- reproductibilité: sur une même population, un recalcul doit donner la même valeur,
- sensibilité : la capacité à traduire les variations importantes de ce qu'il est censé mesurer,
- mesurabilité : simple et utilisable avec des moyens limités,
- disponibilité des données d'entrée ou obtention pour un coût et dans un délai limités,
- éthique : compatible avec les droits humains et les valeurs de la population concernée,
- transparence : l'indicateur doit être facile à comprendre et critiquable par l'utilisateur,
- interprétabilité : permet une interprétation intuitive et sans ambiguïté,
- liable à un objectif : peut mesurer la performance d'une mesure par rapport à un objectif,
- lié à une décision : doit mesurer des facteurs modifiables directement par une décision.

3.2. Évaluation

Table 1 : Evaluation des indicateurs d'impact sur l'environnement étudié selon 10 critères (x=faible; xx=limité; xxx=bon; xxxx=excellent)

Indicateur	représentativité			opérationnalité			aide à la décision				
	validité	reproductibilité	sensibilité	mesurabilité	disponibilité des données	éthique	transparence	interprétabilité	liable à un objectif	lié à une décision	
coûts externes	Évaluation contingente	xxx	xx	xxx	xxx	xx	xxxx	xx	xx	xxx	x
	Préfér. révélées dont prix hédonistes	xxx	xxx	xx	xxx	xx	xxxx	xx	xx	xxx	x
	Méthode des dommages	xxx	xxx	xxxx	xxx	xx	xxxx	xx	xx	xxx	xx
Empreinte écologique	x	xx	xxx	xx	xxx	xxxx	xxx	x	x	x	x
MIPS	x	xx	xx	xx	xxx	xxxx	xxxx	xx	x	x	x
effet de serre	PRG ou GWP	xxx	xxxx	xxx	xxx	xxx	xxxx	xxxx	xxx	xxx	xxx
	PRG'	xx	xxxx	xxx	xxxx	xxxx	xxxx	xxxx	xxx	xxx	xxx
	GTP _P , GTP _s	xxx	xxxx	xxx	xxx	xxx	xxxx	xxxx	xxxx	xxx	xxx
	CEWN	xxx	xxxx	xxx	xxx	xx	xxxx	xxxx	xxx	xxx	xx
Impacts sur la santé	Mortalité court terme toutes causes	x	xxxx	xx	xxx	xx	xxxx	xxxx	xx	xxx	xx
	Mortalité court terme cause précise	xx	xxxx	xxx	xxx	xx	xxxx	xxxx	xx	xxx	xx
	Admissions hôpital cause précise	xx	xxxx	xxx	xxx	xx	xxxx	xxxx	xx	xxx	xx
	Mortalité long terme	xx	xxxx	xxx	xxx	xx	xxxx	xxxx	xx	xxx	xx
	Années de vie perdues	xxx	xxxx	xxxx	xxx	xx	xxxx	xxxx	xx	xxx	xx
déchets	Volume de déchets des chaussées	xxx	xxx	xxx	xxxx	xx	xxxx	xxxx	xxxx	xxx	xx
	Quantité de pneus en décharge	xxx	xxx	xxxx	xxx	xxx	xxxx	xxxx	xxxx	xxx	xx
	Quantité de batteries en décharge	xx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxxx	xxxx	xxxx	xxx	xx
	Détérioration habitats lors du dragage	xxx	xxx	xxx	xxx	x	xxxx	xx	xx	xx	x
	Nombre d'espèces tuées par plastique	xx	xx	xxxx	x	x	xxxx	xxxx	xxx	xxxx	xxx
	Nombre d'oiseaux mazoutés en mer	xx	xx	xxxx	x	x	xxxx	xxxx	xxx	xxxx	xxx

Le résultat de l'évaluation des différents indicateurs décrits Table 1 selon les 10 critères ci-dessus montre globalement qu'il y a de fortes différences de qualité entre les indicateurs. Les principales concernent :

- la validité, faible pour certains indicateurs, ce qui signifie qu'ils ne mesurent pas ce qu'ils sont censés mesurer,
- la disponibilité des données, qui, lorsqu'elle est faible, indique un indicateur en devenir,
- la transparence, qui est limitée pour certains indicateurs, ce qui leur ne permet guère d'être reconnus hors de cercles restreints,
- l'interprétabilité qui est parfois faible et le plus souvent limitée : les indicateurs sont alors peu utiles, voire dangereux car ils peuvent conduire à des erreurs d'interprétation,
- le lien avec un objectif ou la décision peut être faible, l'indicateur étant alors de peu d'utilité pour le décideur.

4. Conclusion

Les indicateurs d'impact sur l'environnement que nous avons évalués sont très divers, ressortent de schémas différents et répondent plus ou moins bien aux critères de représentativité, d'opérationnalité et d'aide à la décision qui en définissent la qualité. Rares sont les indicateurs d'impact sur l'environnement réunissant toutes les qualités attendues d'un outil d'évaluation. Certains indicateurs, bien que largement utilisés, sont méthodologiquement faibles, soit qu'ils représentent fort mal ce qu'ils sont censés représenter, soit qu'ils sont peu opérationnels. Sauf exception, les indicateurs, malgré leur relative facilité d'application, éclairent difficilement les décideurs sur le choix et les mesures à prendre pour réduire les impacts sur l'environnement. Il apparaît clairement que le choix approprié des indicateurs à utiliser pour une étude d'impact sur l'environnement est déterminant pour la qualité de l'évaluation des impacts.

La représentation d'un impact donné sur l'environnement par le biais d'un indicateur dépend de la prise en compte correcte de la chaîne de causalités qui va de la source à la cible finale. Il est donc important de la préciser et de faire appel aux spécialistes pour construire un tel indicateur. Un autre aspect important pour les indicateurs composites est la qualité de l'agrégation de ses différentes composantes. Une même unité n'est pas indispensable à condition de situer les différents éléments dans un concept commun, de développement durable par exemple. Et une unité commune n'est pas gage d'agrégation correcte : ainsi l'addition des masses consommées par l'indicateur MIPS sans aucune pondération donne un indicateur agrégé qui n'a guère de signification.

Il faudrait donc d'une part mettre au point des jeux d'indicateurs pour les principaux impacts sur l'environnement, d'autre part mettre au point des méthodes d'agrégation performantes, afin de disposer d'indicateurs d'impact fiables et utiles.

Références

- Arrow, K.J., Cline W.R., Mäler K.G., Munasinghe M., Squitieri R. & Stiglitz J.E., 1996. Intertemporal equity, discounting, and economic efficiency. In: Bruce JP., H. Lee, E.F. Haites (eds), *Climate Change 1995: Economic and Social Dimensions of Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K., New York and Melbourne, Ch. 4, pp. 125-144.
- Barde J-P., 1991. *Economie et politique de l'environnement*. Presses Universitaires de France, Paris.
- Boutaud, A. & Gondran, N., 2009. *L'empreinte écologique*. La Découverte, Paris, 122 p.
- Burger E., Giljum S., Manstein C. & Hinterberger F., 2009. Comprehensive ecological indicators for products: Three case studies applying MIPS and ecological footprint. 8th Int. Conf. of the European Society for Ecological Economics Transformation, innovation and adaptation for sustainability – Integrating natural and social sciences, Ljubljana, 29 June - 2 July, 2009.

- Cassadou S., Declercq C., Eilstein D., Filleul L., Le Tertre A., Médina S., Pascal L., Prouvost H., Saviuc P., Zeghnoun A. & Quénel P., 2002. Programme de surveillance air et santé 9 villes - Surveillance des effets sur la santé liés à la pollution atmosphérique en milieu urbain - Phase II. INVS report, INVS, Paris, 184 p. www.invs.sante.fr/publications/2002/psas_020624/programme.html
- Chanel, O. & Vergnaud J.C., 2001. Monétarisation des effets de la pollution atmosphérique : un état de l'art pluridisciplinaire. Rapport Greqam, Eurequa pour le Ministère des transports-PREDIT, Paris, 246 p.
- Desaigues B. & Point P., 1993. Economie du patrimoine naturel – la valorisation des bénéfices de protection de l'environnement. Economica, Paris.
- Ewing B., Reed A., Rizk S.M., Galli A., Wackernagel M. & Kitzes J., 2008. Calculation Methodology for the National Footprint Accounts, 2008. Global Footprint Network, Oakland, USA, 17 p. www.footprintnetwork.org/download.php?id=508
- Forster P., Ramaswamy V., Artaxo P., Berntsen T., Betts R., Fahey D.W., Haywood J., Lean J., Lowe D.C., Myhre G., Nganga J., Prinn R., Raga G.M.S. & Van Dorland R., 2007. Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In S. Solomon et al. (Eds), *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*, Contribution of Working Group I to the 4th Assessment Report of the IPCC, Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Gudmundsson H., Tennøy A. & Joumard R., 2010. Criteria and methods for indicator assessment and selection. In Joumard R. & Gudmundsson H. (eds), *Indicators of environmental sustainability in transport*, Rapport INRETS, n°281, Bron, France, p. 109-151, à paraître.
- Joumard R. and Gudmundsson H. (eds), 2010. Indicators of environmental sustainability in transport: an interdisciplinary approach to methods. INRETS report, n°281, Bron, France, 436 p., à paraître.
- Joumard R., Gudmundsson H., Kehagia F., Mancebo Quintana S., Boulter P., Folkesson L., McCrae I., Boughedaoui M., Waeger P. & Calderon E., 2010. Transport, environment and sustainability. In Joumard R. & Gudmundsson H. (eds), *Indicators of environmental sustainability in transport*, Rapport INRETS, n°281, Bron, France, p. 47-81, à paraître.
- Manière D., 1999. Méta-analyse de l'évaluation des coûts sociaux de la pollution atmosphérique. Thèse, Univ. Paris X, Paris.
- Nicolas J.-P., Duprez F., Durand S., Poisson F., Aubert P.L., Chiron M., Crozet Y. & Lambert J., 2005. Ten Years of Valuation of the Local Impact of Atmospheric Pollution: from Scientific Assessments to Political Decisions. *Atmos. Environ.*, n°39, 2475-2482.
- Pearce D.W. & Turner K.R., 1990. *Economics of natural resources and the environment*. Harvester Wheatsheaf, London
- Ritthof M., Rohn H. & Liedtke C., 2002. MIPS berechnen? Ressourcenproduktivität von Produkten und Dienstleistungen. Wuppertal Spezial 27, Wuppertal Institut, Wuppertal, Allemagne.
- Schmidt-Bleek F., 1994. *Wieviel Umwelt braucht der Mensch? MIPS – das Mass für ökologisches Wirtschaften (De combien d'environnement l'homme a-t-il besoin ? MIPS – la masse pour une économie écologique)*. Birkhauser, Berlin, Boston, Basel. ISBN 3-7643-2959-9.
- Sekiya A. & Okamoto S., 2009. Evaluation of carbon dioxide equivalent values for greenhouse gases: CEWN as a new indicator replacing GWP. *J. Fluorine Chem.*, doi:10.1016/j.jfluchem.2009.11.020 (in press)
- Shine K. P., Berntsen T. K., Fuglestvedt J. S., Stuber N. and Skeie R., 2007: Comparing the climate effect of emissions of short and long lived climate agents. *Phil. Trans. R. Soc. A*, 365, 1903-1914.
- Van Assche J., Block T. & Reynaert H., 2008. Une méthode participative pour mesurer la durabilité urbaine. Le cas du Moniteur des Villes Flamandes. Coll. internat. La problématique du développement durable vingt ans après : nouvelles lectures théoriques, innovations méthodologiques, et domaines d'extension, Lille, France, 20-22 nov. 2008.
- Wackernagel M. & Rees W., 1996. *Our ecological footprint: Reducing human impact on the Earth*. New Society Pub., Gabriola Islands B.C., Canada, 160 p. Traduction française : *Notre empreinte écologique*. Écosociété, 1999, 207 p.
- WHO, 1999. Health costs due to road traffic-related air pollution - An impact assessment project of Austria, France and Switzerland. Synthesis report, DETEC, Berne, 93 p.

Remerciements

Nous remercions les membres de l'action COST 356 EST "Towards the definition of a measurable environmentally sustainable transport" pour la réflexion collective dont nous présentons une partie ici (<http://cost356.inrets.fr>).