Université Libre de Bruxelles
Faculté des Sciences
Institut de Gestion de l'Environnement et d'Aménagement du Territoire
Centre d'Etude du Développement Durable

Les indicateurs de développement durable

Fondements et applications

Thèse présentée par
Bruno Kestemont
en vue de l'obtention du grade académique de
Docteur en sciences

Mai 2010

Directeur : Prof. Edwin Zaccaï (CEDD-IGEAT-ULB)

Président du jury : Prof. Walter Hecq (CEESE-ULB)
Membres du jury :
Prof. Philippe Bourdeau (IGEAT-ULB)
Prof. Marie-Françoise Godart (IGEAT-ULB)
Prof. Daou Joiris (Centre d'Anthropologie culturelle – ULB)
Prof. Christian Vandermotten (IGEAT-ULB)
Prof. Franck-Dominique Vivien (Université de Reims-Champagne-Ardenne)
Prof. Bertrand Zuindeau (CLERSE, Université de Lille 1)

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier vivement le professeur Edwin Zaccaï de m'avoir fait confiance initialement, puis de m'avoir conseillé, orienté judicieusement et encore encouragé puis relu maintes fois pendant la préparation de ce travail.

Je suis un pur produit du CEESE, où le professeur Walter Hecq m'a aidé à faire mes premiers pas dans la recherche et qui n'a jamais refusé depuis de m'abreuver de ses connaissances étendues et de ses conseils bienveillants. Les autres coauteurs des articles publiés (François Goor, Lise Frendo et Marc Kerckhove), ainsi que divers relecteurs attentifs (Philippe Bourdeau, Jean-Paul Ledant, Mathis Wackernagel) reçoivent toute ma gratitude pour leur contribution stimulante à ces constructions communes. Les professeurs Daou Joiris et Christian Vandermotten, ainsi que Marc Totté et les referees des articles publiés, m'ont donné des conseils et orientations de lectures déterminantes pour les voies de recherche les plus stimulantes. Je remercie également les professeurs Marie-Françoise Godart et Franck-Dominique Vivien pour leur intervention décisive et encourageante dans les derniers kilomètres (les plus pénibles) de ce Marathon.

Je suis redevable aux générations passées, à commencer par feu le professeur Paul Duvigneaud qui avait réussi à m'enseigner la fibre du « développement durable » avant que l'on en parle en ces termes. Le véritable enseignement, je le dois au peuple de Guinée-Bissau, en particulier mes homologues guinéens et mes voisins balantes de Caboxanque ainsi qu'à leurs interprètes culturels que furent Channah Bentein et Dominique Temple. Mon épouse (Veronique Wemaere) et mon cousin à plaisanterie (Moussa Badji) m'ont beaucoup aidé à garder les pieds sur terre, à confronter (dans la chaleur conviviale) la théorie à la réalité. Je n'oublierai jamais Tanubai, Tursiram, Ishwarbai et Barry Underwood. Je remercie aussi Gabrielle, Caroline, Betsy, Florence, Michel, Sogi, Stephan, Brigitte, François et tant d'autres pour leur aide et leurs encouragements.

Je remercie Annie Versonnen pour sa confiance et pour m'avoir régulièrement renouvelé le crédit de formation pour la réalisation de ce travail. Enfin je remercie d'avance le lecteur pour son indulgence à la découverte des erreurs et imprécisions dont j'assume la pleine responsabilité.

Acronymes

AEE	Agence européenne de l'environnement
ANS	Adjusted net savings = Genuine savings [World Bank, 2006]
CDPE	Compte des dépenses de protection de l'environnement [Kestemont, 1999]
CO2	Dioxyde de carbone
EF	Ecological Footprint [Wackernagel et Rees, 1996]
EPI	Environmental Performance Index [Esty, 2008]
EPI-EU	Environmental Pressure Indice [Jesinghaus, 1995]
ESI	Environmental Sustainability Index [WEF, 2004]
EU	European Union
GDP	Gross domestic product
GPI	Genuine Progress Index [Hamilton, 1999]
GS	Genuine savings [World Bank, 2006]
HDI	Human development index [UNDP, 2003]
ISEW	Index of Sustainable Economic Welfare [Cobb et Cobb Jr., 1994]
MFA	Material Flow Accounting [Adriaanse et al., 1997]
NAMEA	National Accounting Matrix including Environmental Accounts [Eurostat, 2001b]
PIB	Produit intérieur brut
SB	Surplus biocapacity [Wackernagel et Rees, 1996]
SCN	Système des comptes nationaux (= SNA) [United Nations et al., 2003]
SDI	Sustainable development indicators
SEEA	System of Environmental Economic Accounts
SNA	System of National Accounts (standard des Nations Unies)
SNI	Sustainable National Income [World Bank, 2006]
SO_2	Dioxyde de soufre
SSI	Sustainable Society Index [van de Kerk et Manuel, 2008]
TMR	Total material requirement [Adriaanse et al., 1997]
UN-CSD	United Nations – Commission for Sustainable Development
WI	Wellbeing index [Prescott-Allen, 2001]

Table des matières

Remerciements *3*

Table des matières *7*

Avertissement *11*

Résumé des articles *13*

Article 1 : Quelle importance a l'environnement ? Enseignements du cas Lomborg **13**

Article 2: Les fondements utilitaristes et anti-utilitaristes de la coopération en biologie **13**

Article 3 : Material flow accounting of an Indian village **14**

Article 4 : A model of Emissions Trading for minimizing the cost of air pollution control from Belgian power plants **14**

Article 5 : Indicateurs des impacts du développement sur l'environnement : une comparaison Afrique-Europe. **15**

Les indicateurs de développement durable

Fondements et applications *19*

Résumé *19*

1. Introduction générale *21*

2. Les fondements du développement durable *23*

2.1. Le développement durable **23**

2.1.1. Définition 23

2.1.2. Entre science et politique 24

2.1.3. La soutenabilité faible 25

2.1.4. La soutenabilité forte 28

2.2. Conditions de la durabilité **33**

2.2.1. En soutenabilité faible 33

2.2.2. En soutenabilité forte 35

3. Les indicateurs de développement durable *39*

3.1. Définition **39**

3.2. Exemples d'indicateurs de développement durable..... 39

3.3. Méthodes d'agrégation..... 43

3.3.1. En soutenabilité faible.....43

3.3.2. En soutenabilité forte.....47

3.4. Responsabilité, affectation et indicateurs..... 49

3.4.1. L'approche géographique 49

3.4.2. L'approche Consommateur.....50

3.4.3. L'approche Producteur.....50

3.4.4. L'approche Produit 50

3.4.5. La comparaison aux limites.....51

4. Analyse de quelques indicateurs de développement durable.....53

4.1. L'empreinte écologique de qui ? De quoi ?..... 53

4.2. Les indicateurs de dématérialisation..... 57

4.3. L'échange de droits de polluer 61

4.4. L'impact sur l'environnement..... 63

5. Conclusion générale.....67

Références.....73

Article 1 : Quelle importance a l'environnement ? Enseignements du cas Lomborg.....*85*

1. Introduction..... 87

2. Controverses scientifiques..... 89

3. Démanteler la litanie..... 91

4. Perdu dans les forêts..... 93

5. Croissance et qualité de l'air..... 95

6. Quelques enseignements..... 99

Bibliographie (hors liste dans l'encadré) 103

Article 2 : Les fondements utilitaristes et anti-utilitaristes de la coopération en biologie.....*107*

1. Introduction..... 107

2. La réciprocité indirecte 111

3. La réciprocité indirecte en chaîne 115

4. La réciprocité dure 117

5. Finitude, milieux hétérogènes, flèche du temps..... 121

6. L'effet des fluctuations 123

7. La sélection de groupe 125

8. L'instabilité de la concurrence parfaite..... 127

9. La sélection culturelle ou la co-évolution groupe-individu 131

10. Conclusion 133

Bibliographie 135

Article 3 : Material flow accounting of an Indian village.....*143*

1. Introduction..... 145

2. Material and method 147

3. Results..... 149

4. Discussion 155

5. Conclusion 159

Acknowledgments 161

References..... 162

Article 4 : A Model of Emission Trading for Minimizing the Cost of Air Pollution Control from Belgian Power Plants.....*169*

1. Introduction..... 169

2. Method..... 171

2.1. First step 171

2.2. Second step.....172

2.3. Third step 173

2.4. Fourth step.....174

2.5. Fifth step.....176

3 . Results..... 177

3.1. The power plants studied.....177

3.2. Legislation 178
3.3. Scenarios involving a reduction in sulphur dioxide (SO_2) emissions 181
3.4. Scenarios involving a reduction in nitrogen oxides (NO_x) emissions 182
3.5. The cost of applying legal emission standards (N_L) on an individual basis 184
3.6. Costs accruing from the application of the emission trading programme 185
3.7. Credit 188
3.8. Credits from emission trading and emission reduction targets 190

4. Conclusions 193

References 195

Article 5 : Indicateurs d'impacts du développement sur l'environnement : une comparaison Afrique - Europe *199*

1. Introduction 201

2. Méthodologie 203

3. Résultats par problématiques 205

3.1. Utilisation des terres par l'homme 205
3.2. Modification de la composition de l'atmosphère 207
3.3. Perturbations du cycle de l'eau 209
3.4. Modification du cycle de l'azote 213
3.5. Perte de biodiversité 216
3.6. Epuisement des pêcheries 219

4. Discussion et conclusions 223

4.1. Quelques limites de l'analyse par indicateurs 223
4.2. Quelles conclusions pour un développement durable en Afrique ? 224

Remerciements 227

Biographie 228

Bibliographie 229

Bibliographie générale *235*

Avertissement

La forme de cette thèse est une "thèse à articles". Les articles 1 à 5 repris en annexe en constituent le corps. Cette manière de présenter est adaptée à une recherche réalisée sur une longue période, en marge d'une activité professionnelle. En effet, en cas de thèse "classique" constituée par un texte unique, il aurait fallu attendre tout ce temps avant de pouvoir valoriser des résultats de recherche. Les articles se suffisent donc à eux-mêmes et peuvent être lus indépendamment l'un de l'autre. Rédigés sur une période s'étendant sur plus de quinze ans, entrecoupés de rapports et d'articles non repris ici, ces articles couvrent, comme le développement durable, des sujets très différents. Le texte de lien "*Les indicateurs de développement durable. Fondements et applications*" a pour objet de mettre les articles en perspective. Il permet de les situer dans le fil du questionnement sur les fondements des indicateurs de développement durable - fondements des indicateurs, fondements du développement, fondement de la soutenabilité.

Résumé des articles

Article 1 : Quelle importance a l'environnement ? Enseignements du cas Lomborg

[Zaccaï, Goor et Kestemont, 2003], Natures Sciences Sociétés (12) : 44-49.

The Skeptical Environmentalist. Measuring the Real State of the World, de Bjorn Lomborg entend combattre la "litanie" environnementaliste qui selon lui assombrit à tort l'évolution favorable du développement mondial vers le progrès.
Ses chiffres cependant sont sujets à caution. Nous illustrons cette constatation par l'étude du traitement de la déforestation et du rejet de polluants acidifiants dans l'air. Dans le premier cas, l'apparente stabilité de leur superficie n'est valable qu'en agrégeant des données disparates et en négligeant largement les différences de qualité entre peuplements. Dans le second, la diminution relative apparaissant à certains niveaux de croissance économique n'est ni généralisable, ni spontanée, alors même que l'auteur entretient une vision spontanéiste des améliorations apportées par la croissance et les technologies.
D'autres présupposés et cadrages de problèmes sont encore analysés dans cet article, avec l'intention de comprendre les raisons de la fixation de débats écologiques en termes d'oppositions manichéennes.

Article 2: Les fondements utilitaristes et anti-utilitaristes de la coopération en biologie

[Kestemont, 2008], Revue du M.A.U.S.S. n° 31, pp. 242-269.

Alors que les sciences naturelles ont semblé donner raison à l'utilitarisme pendant plus d'un demi-siècle, il devient aujourd'hui possible de contredire cette hypothèse : l'homme n'est pas uniquement égoïste, en plus du fait qu'il n'est pas parfaitement rationnel. Ce non-utilitarisme de l'être humain s'applique aux formes les plus primitives de la vie : la coopération est inscrite dès les origines et pourrait être, avec la survie du plus apte, un des moteurs essentiels de l'évolution. La découverte récente de mécanismes permettant

la naissance de la coopération, même dans un contexte de "gènes égoïstes", remet 100 ans de débats sociologiques sur la table de travail.

Article 3 : Material flow accounting of an Indian village.

[Kestemont et Kerckhove, 2010], Biomass & Bioenergy (accepté le 12/3/2010)

Nous présentons la comptabilité de flux de matières et les indicateurs qui en découlent pour un village indien en 1983. Cela donne un point de comparaison avec la comptabilité de flux de matière pour des pays développés. L'utilisation totale de matière (TMR) du village traditionnel, des USA, du Japon, de l'Allemagne et des Pays-Bas est respectivement de 5, 84, 46, 86 et 84 tonnes par personne et par an. L'écoefficience apparente (kg par US dollar en Parité de Pouvoir d'Achat) est respectivement de 18, 3, 3, 4 et 3 kg $\$^{-1}$. La limite de l'indicateur d'écoefficience réside dans le degré différent de monétarisation des économies. Dans des économies peu monétarisées, cet indicateur est fortement biaisé par les flux de matière non marchands.

Article 4 : A model of Emissions Trading for minimizing the cost of air pollution control from Belgian power plants

[Hecq et Kestemont, 1991], Journal of Environmental Management(33) : 367-382.

En Belgique, la législation nationale et communautaire règle les niveaux d'émissions de polluants acides (SO_2 et NO_x) et s'applique aux grosses unités de combustion dont les polluants sont transportés sur de grandes distances. Se conformer à ces législations requiert des équipements coûteux. Afin de limiter les coûts d'assainissement, nous analysons les potentialités de programmes d'échange de droits de polluer au moyen d'un modèle de programmation linéaire. Six centrales thermiques ont été choisies pour tester le modèle. Les résultats suggèrent que de substantielles réductions de coûts sont obtenues pour la limitation des émissions des deux polluants.

Article 5 : Indicateurs des impacts du développement sur l'environnement : une comparaison Afrique-Europe.

[Kestemont, Frendo et Zaccaï, 2006], VertigO 7 (2) : 14.

Cet article calcule et présente des données quantitatives sur l'impact sur l'environnement pour un groupe de pays d'Europe de l'Ouest et un groupe de pays d'Afrique de l'Ouest. Six problématiques majeures sont traitées : (1) l'utilisation de terres par l'homme, (2) la modification de la composition de l'atmosphère, (3) la diminution des ressources en eau, (4) la perturbation du cycle de l'azote, (5) la perte de biodiversité, (6) l'épuisement de pêcheries. L'article fait ressortir l'importance du choix des indicateurs quant aux résultats atteints. Il met par ailleurs en évidence la part proportionnellement plus importante d'impacts infligés dans les pays africains qu'européens, en regard de leur niveau économique respectif. Plusieurs explications de ce résultat sont proposées en conclusion, requérant l'accroissement de la prise en compte d'objectifs de développement durable en Afrique.

Les indicateurs de développement durable

Fondements et applications

Les indicateurs de développement durable

Fondements et applications

Résumé

Nous étudions comment différentes visions du monde peuvent influencer la manière de concevoir des indicateurs de développement durable. La comparaison des courants de la soutenabilité faible et de la soutenabilité forte sert de fil conducteur pour évaluer la part normative et la part objective du choix des paramètres et de leur méthode d'agrégation. Nous présentons ensuite une typologie des acteurs et du partage des responsabilités, également susceptible d'introduire des grandes divergences dans les résultats publiés. Quelques études de cas illustrent ces différents éléments dans des contextes contrastés. Il ressort qu'il est possible d'identifier, dans chaque calcul d'indicateur de développement durable, une composante relativement objective de soutenabilité et une composante négociable de partage des droits et responsabilités.

1. Introduction générale

Le concept de développement durable est apparu parallèlement à la montée des préoccupations environnementales dans les années 1970 [Meadows et al., 1972] et au début des années 1980 [IUCN, 1980] pour atteindre un consensus politique en 1987 avec la publication du rapport de la Commission Mondiale pour l'Environnement et le Développement. Ce dernier affirmait l'importance du développement pour satisfaire l'aspiration à une vie meilleure dans les limites de l'écologiquement possible [WCED, 1987]. L'Agenda 21 (chapitre 40.4) a reconnu le besoin de développer des indicateurs de développement durable destinés à fournir des bases solides pour la décision à tous niveaux et à "contribuer à une durabilité autorégulée des systèmes intégrés d'environnement et de développement" [UN, 1992]. Depuis lors, aucun set d'indicateurs de développement durable n'a obtenu de consensus scientifique. Cette recherche a suscité une controverse entre tenants de la soutenabilité faible, fidèles à la théorie économique dominante et les tenants de la soutenabilité forte, partisans de théories alternatives ayant pour point commun la remise en cause fondamentale de la théorie néoclassique. Nous allons faire diverses contributions à ce débat en abordant les questions de recherche principales suivantes :

1) Existe-t-il un consensus scientifique sur les conditions de la durabilité ?
2) Est-il possible de construire un indicateur unique de soutenabilité faible ?
3) Quelles sont les composantes objectives et subjectives des indicateurs ?
4) Peut-on envisager des indicateurs objectifs de soutenabilité ?
5) Quelles voies de recherche sont-elles nécessaires pour développer des indicateurs de développement durable ?

La thèse est structurée sous forme de cinq articles repris en annexe, publiés dans des revues à comité de lecture, et ce texte formant le lien entre les articles. Le présent texte comporte, outre cette introduction et la conclusion générale, deux parties traitant l'une, des fondements théoriques des indicateurs de développement durable et l'autre, d'applications concrètes. Une table des matières et une liste d'acronymes permettent de naviguer dans l'ensemble de l'ouvrage.

La première partie aborde les fondements théoriques et empiriques des indicateurs de développement durable, à partir de la littérature et de contributions originales. Notre analyse du livre de Lomborg, "L'environnementaliste sceptique", illustre les enjeux idéologiques-scientifiques présents la plupart du temps dans la littérature scientifique sur les liens entre environnement et développement (article 1). L'article 2 approfondit la question de l'utilitarisme et, à travers lui, la perception néoclassique du comportement humain et de l'évolution. Cette perception sert de fondement à la formation des prix sur un marché "parfait", base, entre autres hypothèses, de la soutenabilité faible. Après cette revue de la littérature, nous montrons le lien étroit qui unit méthodes de calcul, hypothèses de soutenabilité et résultats en prenant pour exemples la méthode d'agrégation, l'unité, le dénominateur et l'univers de référence. Ceci nous permet de proposer des conditions généralisées de la soutenabilité.

La deuxième partie présente des études de cas d'indicateurs de développement durable. Nous présentons d'abord un outil de comptabilité qui, en explicitant la plupart des externalités, est susceptible de "servir" toutes les approches. L'article 3 illustre, par une étude de cas située en Inde, la problématique des indicateurs de dématérialisation de l'économie. L'article 4 porte sur une minimisation de coûts sous contrainte de soutenabilité forte, soit la combinaison de critères de la soutenabilité faible et de la soutenabilité forte. Un exercice de construction d'indicateurs d'impact environnemental au "Nord" et au "Sud" dans l'article 5 nous permet enfin de tirer des conclusions tant sur la situation environnementale au regard des perspectives de développement que sur les larges incertitudes de toute construction d'indicateurs même "forts" et de sciences "exactes".

2. Les fondements du développement durable

2.1. Le développement durable

2.1.1. Définition

Il y a des dizaines de définitions du *développement durable* [Pezzoli, 1997] - ou développement soutenable [Vivien, 2005] - dont la plus citée est celle du rapport Brundtland : "le développement durable est un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs» (*Sustainable development is development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs*)[WCED, 1987]. Les différentes définitions plus ou moins précises du développement durable et les "conditions" de sa mise en place dépendent des contextes culturels au sens large, notamment la discipline des auteurs. Elles comportent cependant certains éléments communs dont nous retenons [Gasparatos, El-Haram et Horner, 2008, Zaccaï, 2002] :

- La relation des activités du présent et du *futur* dans une recherche d'équilibre (au minimum) et, si possible, d'amélioration pour le futur;
- Des préoccupations *économiques*, *environnementales* et *sociales*, voire *institutionnelles*, et la prise en compte des interdépendances ou *interactions* entre ces "piliers", "domaines" ou "dimensions" du développement durable;
- Une vision *mondiale (*en fait vision multi échelles, du local au mondial, du particulier au global, à différents niveaux);
- Une reconnaissance de l'existence *d'incertitudes* quant aux conséquences de nos actions et l'adoption du *principe de précaution;*
- La reconnaissance du public (*connaissance complexe*, *projet commun*), appel à la *participation;*
- Des considérations *éthiques*, comme l'équité intergénérationnelle et intragénérationnelle.

Les spécialistes du développement durable peuvent se diviser en deux grands groupes essentiellement départagés par leurs *convictions fondamentales* quant aux promesses de la technologie et le degré de substituabilité entre les différents types d'actifs retenus

dans la perspective du développement durable. La soutenabilité faible et la soutenabilité forte [Zaccaï, 2002, Neumayer, 2003, Pearce et Barbier, 2000] sont les termes les plus employés pour distinguer ces deux grandes familles d'approche du développement durable. En 1997, le débat entre théoriciens des deux bords n'était pas résolu [Daly, 1997b, Stiglitz, 1997, Solow, 1997, Daly, 1997a]. Pour les tenants de la soutenabilité faible, il n'y a pas de limite au développement car tous les biens et capitaux trouvent tôt ou tard des substituts. Pour les tenants de la soutenabilité forte, le développement est limité car certaines ressources naturelles n'ont pas de substitut. Dans la mesure où ce débat reste, selon nous, très implicite chez les praticiens du développement durable et de ses indicateurs, il est important d'en analyser la portée. Nous structurerons notre récit en abordant successivement le point de vue de la soutenabilité faible et de la soutenabilité forte.

2.1.2. Entre science et politique

En étudiant la contribution de Lomborg dans l'article 1, nous avons noté qu'il semble possible de démontrer scientifiquement une thèse ("l'environnement n'est pas un problème et sera résolu par les lois du marché") et son contraire ("notre environnement est menacé et doit faire l'objet d'une politique active»). Bien sûr, nous avons aussi montré que Lomborg trichait un peu, mais comment affirmer qu'il a pu le faire intentionnellement ou surtout que les théoriciens néoclassiques ne sont pas de bonne foi ? Peut-être ont-ils raison et les biologistes "catastrophistes" ont-ils tort ?

Ce débat entre soutenabilité faible et forte se retrouve dans la littérature scientifique (Economie de l'environnement versus Ecological Economics), dans les indicateurs de soutenabilité environnementale (Environmental Sustainability Index -ESI - versus Ecological Footprint - EF)[1], dans les ouvrages de vulgarisation scientifique (Lomborg versus Brown) et bien entendu en politique.

Ceci suggère empiriquement que la question du développement durable est à la fois scientifique et politique [Boulanger et al., 2003]. L'élaboration d'indicateurs de développement durable relève d'un grand degré de subjectivité [Wilson, Tyedmers et Pelot, 2007]. C'est la politique [WCED, 1987] qui a en fin de compte défini l'objectif de

[1] voir liste des acronymes en début de volume

développement durable et les indicateurs sont censés éclairer cette politique. Mais cette politique consensuelle fait appel à l'équité intra- et intergénérationnelle et demande de mettre au même niveau toutes les valeurs de tous les hommes d'aujourd'hui et de demain. Pour le scientifique ou le technicien, le risque de confusion des rôles, encore renforcée par l'incertitude, est bien réel.

Cette ambiguïté d'une science au service du politique, porte à relativiser toute conclusion, même "scientifique", sur le développement durable, premier pas important pour aborder la question des indicateurs.

2.1.3. La soutenabilité faible

La soutenabilité faible suppose une substituabilité parfaite entre différents types de capitaux, ainsi que leur commensurabilité [Faucheux et Noël, 1995]. La clé de cette conception est que la substituabilité est permise par le progrès technique et des prises de relais assurées par le mouvement des prix [Vivien, 2005]. L'hypothèse de substituabilité parfaite permet aux modélisateurs de tout ramener à une seule unité et ainsi, par exemple, de "sommer des pommes et des poires" en sommant leur valeur. La capacité à réduire différents éléments à une seule valeur permet à l'inverse de concevoir un modèle de substituabilité parfaite. Substituabilité et valeur unique constituent un ensemble cohérent. L'un ne va pas sans l'autre. Par extension, le fait de tout ramener à une seule unité, quelle qu'elle soit (une valeur, un poids, une quantité de calories, etc.), implique une forme ou l'autre de substituabilité, et relève, dans notre définition, d'une forme de soutenabilité faible.

La formulation classique de la "soutenabilité faible" apparaît avec l'ajout par Stiglitz et Solow, comme réponse aux préoccupations environnementales de l'époque [Meadows et al., 1972], du capital naturel k_n comme troisième facteur de production (en plus du travail et du capital manufacturé) dans la fonction de production de Cobb-Douglas (encadré 1) [Stiglitz, 1979, Solow, 1974b, Solow, 1997, Stiglitz, 1974, Stiglitz, 1997]. Les économistes classiques et keynésiens avaient déjà relevé l'importance de la nature ("le sol") [Tinbergen, 1976] et même de la monnaie pour la production [Polanyi, 1944] mais pour les néoclassiques, la création de valeur d'usage [Pareto, 1906] provenait

principalement de la quantité de capital manufacturé et de travail humain mis en œuvre à technologie donnée [Solow, 1956].

Encadré 1 : la fonction de production de Cobb-Douglas

La production est fonction d'un certain nombre de facteurs de production qui peuvent se ramener à deux facteurs [Solow, 1956, Douglas et Cobb, 1928], le capital manufacturé k_m et le travail k_h (capital humain), et d'une série de coefficients exogènes dépendant de la technologie. L'accroissement marginal d'un des facteurs de production se fait "toutes choses étant égales par ailleurs". Pour augmenter la production, on peut augmenter indifféremment le nombre de machines ou le nombre de travailleurs, l'objectif de l'économie étant de trouver la combinaison optimale d'un point de vue coût-bénéfice. D'après les hypothèses néoclassiques, les facteurs de production sont substituts l'un de l'autre. On peut aussi considérer que le facteur technologique est inclus implicitement dans la "valeur" des machines et du travail : des machines plus performantes ou des travailleurs plus qualifiés.

Pour Solow, le capital construit par l'homme peut remplacer tout le capital naturel, à l'exception de lieux uniques comme le Grand Canyon [Solow, 1992]. En particulier, les services de la nature peuvent trouver un substitut qui ne sera éventuellement mis en œuvre que quand le différentiel de prix le justifiera. C'est, par exemple, le cas pour ce qui concerne l'énergie : le bois a pu être remplacé par le charbon, puis par le pétrole, puis par le nucléaire, et quand les énergies fossiles et l'uranium viendront à manquer, dans des centaines d'années [Goeller et Weinberg, 1976], il deviendra rentable d'exploiter des énergies alternatives comme le solaire ou à nouveau la biomasse. Les lois de la thermodynamique n'ont aucune importance pratique pour modéliser "ce qui n'est après tout qu'un bref instant dans une petite parcelle de l'univers"[Solow, 1997]. Les économistes ne doivent donc pas s'inquiéter de la finitude des ressources [Weitzman, 1999] puisqu'une alternative viendra, bien à temps, "automatiquement" remplacer un produit ou service qui viendrait à manquer. Le retour de la nature comme facteur de production ne change pas l'idée fondamentale suivant laquelle tous ces facteurs de production sont substituables entre eux.

La théorie néoclassique constitue le fondement de la soutenabilité faible et la référence dominante des indicateurs de soutenabilité de quelques grandes organisations

internationales [voir World Bank, 2006, UNECE, 2009]. La version "orthodoxe" de cette théorie constitue un ensemble logique cohérent qui repose sur une série d'hypothèses interconnectées, décrivant "une économie abstraite, une extension de celle d'un jeu" [Arrow et Debreu, 1954]. Cette économie abstraite se caractérise par une substituabilité parfaite des facteurs, une fluidité parfaite des échanges, l'efficience informationnelle de marchés parfaitement concurrentiels, une infinité d'acteurs parfaitement rationnels et égoïstes, l'absence de rareté absolue, etc. [Rees, 2002, Kaldor, 1972].

Ces hypothèses sont logiquement liées les unes aux autres, inséparables. Par exemple, il ne peut pas y avoir d'absence de rareté absolue en tout point sans fluidité parfaite des échanges et sans substituabilité des ressources manifestement épuisables par des ressources de substitution. Le moindre biais du modèle néoclassique par rapport à la réalité ou les moindres changements méthodologiques ou erreurs de mesures dans son application mettent en péril la crédibilité de ses analyses [Sapir, 2007]. En particulier, l'hypothèse suivant laquelle toutes les préférences individuelles sont agrégées en un système de prix représentant la préférence bien informée de la société ne tient que si les acteurs ne recherchent *exclusivement* que leur intérêt égoïste bien compris. C'est une hypothèse fondamentale du modèle néoclassique. Si les acteurs ne savent pas bien identifier leur intérêt ou s'ils ne sont pas parfaitement égoïstes, l'indicateur de soutenabilité faible en "valeur monétaire" de type "PIB" est fortement biaisé[2]. Nous montrons dans l'article 2 que les acteurs ne peuvent pas être considérés comme 100% utilitaristes, loin de là.

Nous montrons dans le même article que la "démonstration" de la naissance biologique de l'*homo oeconomicus* repose sur des hypothèses d'un monde ressemblant en tous points à l'économie abstraite des néoclassiques : substituabilité parfaite, fluidité des échanges, efficience informationnelle, infinité d'acteurs parfaitement rationnels et égoïstes ("loi du plus fort"), ressources illimitées, etc. Si l'hypothèse utilitariste ne tient pas, les prix ne mesurent plus la "préférence collective", la substitution par les prix n'est plus possible et on ne peut plus faire confiance au marché concurrentiel "parfait" pour nous indiquer la voie du développement durable. Il ne peut plus y avoir d'indicateur de

[2] pour d'autres biais du PIB voir par exemple [Stockhammer et al., 1997, van den Bergh, 2007, Bleys, 2009, Viveret, 2002]

soutenabilité faible fiable et unique. Les fluctuations internationales des prix et de la bourse, la spéculation, les difficultés à donner une valeur monétaire aux capitaux hors marché rendent la soutenabilité faible incommensurable en pratique.

Les modèles mathématiques simplifiés des précurseurs avaient en fait surtout un objectif pédagogique et ne devaient pas être utilisés comme base d'une politique économique [Pareto, 1906].

2.1.4. La soutenabilité forte

La soutenabilité forte naît des critiques du modèle néoclassique et de la reconnaissance de l'importance des flux non monétarisés. Les capitaux humains, sociopolitiques et naturels sont des facteurs explicatifs puissants de la satisfaction de vie subjective, reléguant le rôle du capital manufacturé et du PIB au second plan [Abdallah, Thompson et Marks, 2008]. Une difficulté des fonctions de production de type Cobb-Douglas apparaît quand un facteur de production n'est pas substituable à un autre. Si des facteurs de production comme le travail et le capital peuvent être en partie substituables, ils sont aussi en partie complémentaires, tout comme sont complémentaires et non parfaitement substituables les grands secteurs économiques comme le primaire (mines, agriculture), le secondaire (industrie) et le tertiaire (services) [Kaldor, 1975]. En cas de pénurie de main-d'œuvre, la réduction du prix du capital peut rétablir l'équilibre, mais non l'inverse, car les salaires ne peuvent pas tomber en dessous d'un seuil vital [Kaldor, 1975] : en cas de pénurie de capital, les gens meurent de faim ! En cas de pénurie de pétrole, c'est la mobilisation physique de ce capital naturel qui peut déterminer la mobilisation de beaucoup d'autres facteurs dans une société industrielle, comme on a pu le constater lors de la crise énergétique du début des années 70 [voir Meadows et al., 1972].

Loin de l'équilibre et des variations infinitésimales, ce qui va le plus déterminer l'augmentation de la production, ce sera donc l'augmentation *quantitative* (non en valeur*)* du *facteur limitant*. Les tenants de la soutenabilité forte appellent ce facteur limitant "*capital critique"*. Il faut préciser que la définition internationale de "capital critique" fait encore aujourd'hui référence explicite au seul capital naturel [United Nations et al., 2003: Glossary p.7] : "Natural capital that is essential for human survival

and is irreplaceable. Such critical capital should be monitored separately in physical units". Pour les tenants de la soutenabilité forte, il n'est globalement et *in fine* (quand toutes les possibilités technologiques ont été exploitées) pas possible d'augmenter le capital manufacturé sans augmenter la mobilisation de ressources naturelles [Daly, 1997a, Georgescu-Roegen, 1979]. Mais, dans notre optique, il est possible que d'autres formes de capital deviennent localement critiques. Il peut y avoir pénurie de main d'œuvre, comme en Belgique pendant les Golden sixties, ou pénurie de capitaux manufacturés comme en période de chômage généralisé, sans compter le cas plus complexe du manque de demande solvable. Nous parlerons donc de "facteur limitant" ou "capital critique" dans le sens le plus large. Cette notion - comme d'ailleurs celle de "capital" ou "facteur de production" - est conjoncturelle, elle dépend du contexte. Un capital critique ici et maintenant peut ne pas être critique ailleurs ou à un autre moment.

Des exemples de capitaux critiques environnementaux planétaires sont le changement climatique, l'acidification des océans, l'ozone stratosphérique, les cycles biogéochimiques de l'azote et du phosphore, l'utilisation globale d'eau douce, le changement d'occupation du sol et la biodiversité [Rockström et al., 2009]. D'autres capitaux critiques planétaires supplémentaires résultent de la combinaison de différents phénomènes, comme par exemple l'eutrophisation qui dépend de la fixation du phosphore et de l'azote atmosphérique par l'industrie et l'agriculture [Carpenter et al., 1998]. Un même paramètre, l'azote réactif, peut donc intervenir dans plusieurs capitaux critiques pour des raisons bien différentes (ici, les pluies acides et l'eutrophisation).

Une marge d'incertitude subsiste quant à la fixation des "limites" admissibles de ces capitaux critiques. Des hypothèses basses et des hypothèses hautes sont généralement nécessaires et font intervenir un choix normatif des risques que l'humanité est prête à courir et dans lesquels un facteur éthique peut intervenir [Rockström et al., 2009].

Outre que la notion de "limites" distingue l'économie écologique (et d'autres théories économiques dites "hétérodoxes") de l'économie néoclassique (en particulier l'économie de l'environnement), elle donne des visions du développement durable différentes. Le Tableau A résume la relation entre tous ces concepts.

Tableau A : Quelques concepts de base de la soutenabilité faible et de la soutenabilité forte

	Soutenabilité faible	**Soutenabilité forte**
Objet	"Marché parfait"	Economie totale
Concepts	Substituabilité parfaite	Substituabilité partielle
	Réversibilité des phénomènes	Irréversibilité de certains phénomènes naturels
	Rareté relative	Rareté absolue
	Homogénéité ("homme moyen")	Diversité (de rationalités, d'espèces, de contextes, de relations)
	Milieu homogène, sans frontières, sans friction, ajustements instantanés	Milieu visqueux, frontières, limites
Unité	Unité unique (le plus souvent monétaire)	Unités ad hoc (physiques, monétaires, quantitatives, qualitatives)

Source : auteur

La théorie néoclassique ne traite que du "marché parfait" défini par ses fondateurs comme un marché fictif répondant à une série de conditions très restrictives rappelées page 27. La soutenabilité forte s'applique par contre à l'*économie totale*, une imbrication de systèmes économiques différents. Elle comporte l'ensemble de ce qui fonde l'économie des flux de biens et services, en particulier les flux naturels mêmes s'ils interviennent "gratuitement" dans l'économie et ne font pas l'objet d'un marché. L'économie totale est une imbrication de systèmes économiques différents. Dans une économie traditionnelle, la partie marchande des flux de biens et services est négligeable (article 3, figure 1). Pour le village indien étudié dans l'article 3, les flux matériels marchands (surtout représentés par l'exportation de bois) représentent environ 9% des flux matériels utiles. L'énergie marchande (importée) représente 0,003 % de l'énergie naturelle (soleil) qui fait tourner l'écosystème et procure la lumière et la chaleur nécessaires à la production et au bien-être. Comme, en soutenabilité faible, tous les flux non marchands ont une pondération implicite nulle, ces flux économiques passent inaperçus dans sa comptabilité et ses indicateurs.

La substituabilité parfaite permet à la soutenabilité faible d'intégrer tous les phénomènes en une seule unité, là où la soutenabilité forte reconnaît que cette substituabilité ne peut être que partielle, incomplète [Ayres, 2007].

Pour la soutenabilité faible, un bien ne peut être rare que par rapport à un autre (la rareté relative s'exprimera par des variations de prix) et les évolutions sont en tout point réversibles, ce qui permet de construire des modèles prévisionnels en se basant sur les observations passées. Pour la soutenabilité forte, il existe une limite naturelle qu'elle soit sous forme de l'irréversibilité de certaines évolutions naturelles (lois thermodynamiques) [Georgescu-Roegen, 1971] ou de rareté absolue [Daly, 1977, Barbier, 1989, Barnett et Morse, 1963, Underwood et King, 1989, Baumgärtner et al., 2006]. Des exemples de phénomènes irréversibles sont la mort d'espèces et la contamination radioactive.

Là où la soutenabilité faible ne traite que de phénomènes homogènes (homme moyen, rationalité parfaite, "prix du marché", revenu moyen etc.), la soutenabilité forte reconnaît la diversité (de rationalités, d'espèces, de contextes, de relations) [Boudon, 2002, Gudeman, 2008, Rainey et al., 2000]. Par exemple, une toxicité dépendra plus des individus et des concentrations maximales que des concentrations moyennes. La rationalité utilitariste (rechercher son intérêt égoïste bien compris) n'est qu'une forme de rationalité parmi d'autres[3].

Il en va de même pour la "fluidité parfaite" des échanges, condition du marché parfait. L'hypothèse de la soutenabilité forte est qu'il existe à la fois des zones "fluides" où les échanges sont relativement instantanés et des "barrières" et autres freins qui limitent, retardent ou empêchent les échanges. En biologie, cette viscosité du milieu a pu favoriser l'émergence de la coopération, en plus de la "compétition", comme nous le montrons dans l'article 2.

[3] nous voyons dans l'article 2 des exemples de comportements manifestement éloignés de la rationalité utilitariste, comme la propension réflexe à punir des comportements inciviques ou à s'intéresser à des générations lointaines.

Le choix des unités en soutenabilité forte est varié et adapté aux problématiques. L'absence de substituabilité empêche de "sommer des pommes et des poires" sous une même unité monétaire censée concentrer toute l'information, comme en soutenabilité faible.

Si aucun principe n'interdit de reconnaître l'institution du marché *à côté d'autres institutions* [Postel, 2007] et d'appliquer certaines de ses règles dans un contexte approprié, le cadre très restrictif de fonctionnement de la théorie néoclassique lui interdit d'agir sur ses "externalités" sans mettre à mal sa cohérence interne. Tous les pionniers de la théorie, de Pareto à Arrow, insistent sur les limites de fonctionnement des modèles "abstraits" présentés [voir p.ex. Arrow et Debreu, 1954, Pareto, 1906]. Ceux qui essaient "d'internaliser" des facteurs externes, comme donner une valeur à la vie humaine [Dreze, 1999], aux services environnementaux [Costanza et al., 1997] ou au "capital total" [World Bank, 2006] peuvent être aisément critiqués pour le caractère arbitraire de leurs hypothèses.

Beaucoup d'auteurs tentent de réconcilier soutenabilité faible et soutenabilité forte. Pearce et Warford cités par Zaccaï séparent le capital naturel en capital naturel substituable et capital naturel non substituable [Zaccaï, 2002: 245]. L'importance plus ou moins grande donnée au capital naturel non substituable séparerait le courant de la soutenabilité faible (où il est quasi nul) de celui de la soutenabilité forte. Des auteurs de la soutenabilité forte calculent des équivalents monétaires des capitaux naturels et promeuvent des outils économiques (taxes, subsides, internalisations de coûts), tandis que des auteurs néoclassiques élaborent des modèles faisant intervenir des seuils, des aspects dynamiques ou de la diversité, ce qui, pour Zaccaï, rapproche en pratique ces deux courants [Zaccaï, 2002: 278-279]. Les cas intermédiaires relèvent cependant pour moi de la soutenabilité forte telle que je la décris, pour deux raisons. D'abord, ils "cassent" la cohérence interne du modèle néoclassique orthodoxe et lui retirent ainsi son principal fondement. Ensuite, comme nous le proposerons plus loin, la soutenabilité forte peut être considérée comme un cas général capable d'englober les cas particuliers de soutenabilité faible et non l'inverse.

2.2. Conditions de la durabilité

2.2.1. En soutenabilité faible

Suivant l'approche néoclassique, la durabilité dépend du maintien du niveau d'utilité ou de consommation, lui–même fonction du niveau de production, lui-même fonction du capital total [Solow, 1974b, Solow, 1993]. Le problème de durabilité est alors un problème de maximisation de l'utilité totale (approchée par la consommation totale) pendant un temps infini [Martinet et Rotillon, 2007, Heal, 1998].

Considérons une fonction de production avec trois formes de capitaux ou facteurs de production (dont le capital naturel). Si le niveau de consommation est fonction du niveau de capital total (Solow, 1974, 1993), il suffirait, pour que le développement soit durable, que la croissance du capital total soit plus grande ou égale à zéro [Faucheux et Noël, 1995] :

(1) $k_{.} = k_m + k_h + k_n$

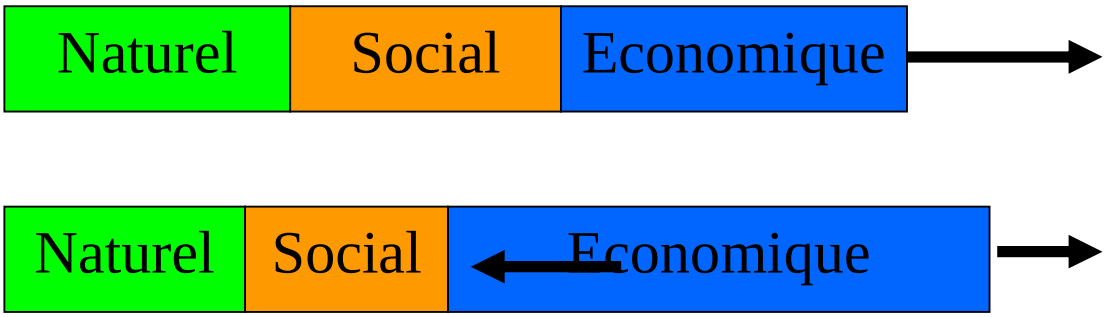
(2) $k_{.t} - k_{.0} \geq 0$

où $k_{.}$=capital total
$k_{.t}$=capital total au temps t
$k_{.0}$=capital total initial
k_m = capital "manufacturé" ou "reproductible" ou "capital économique"
k_h= capital "humain" ou "stock de connaissance" ou "savoir faire" ou "capital social" [Kennedy, Kawachi et Brainerd, 1998, Putnam, 1995]
k_n= capital "naturel" ou "ressources" (épuisables ou renouvelables) et "services environnementaux"

Les définitions exactes de ce qu'incluent k_m , k_h et k_n varient suivant les auteurs, d'où la série de "ou" dans leur description ci-dessus, mais l'idée générale de sommer tous les capitaux, y compris naturels et humains (sociaux), reste la même.

Pour la soutenabilité faible, peu importe l'évolution de chaque capital pris séparément pourvu que le capital total croisse (Figure 1).

Figure 1 : Exemple de dynamique de soutenabilité faible pour 3 types de capitaux



La formulation (2) est la condition de la soutenabilité faible. Généralisons cette formulation pour des capitaux ou facteurs de production substituables quelconques. Considérant un ensemble KS de capitaux k_j substituables entre eux,

$KS = \{k_1, k_2, ..., k_n\}$

Soit $k_.$ la somme des capitaux substituables entre eux

$$(1') \quad k_. = \sum_{i=1}^{n} k_j$$

et soit $k_.'$ la croissance du capital total

$k_.' = k._t - k._0$

La condition généralisée de la soutenabilité faible s'écrit

(2') $k_.' \geq 0$ *Le capital total doit augmenter*

Notons que le capital total doit augmenter "toutes choses égales par ailleurs". En particulier, la population est supposée constante. C'est en fait le capital total *par habitant* qui doit croître ou rester stationnaire [UNECE, 2009].

Tenant compte de l'hypothèse néoclassique de substituabilité parfaite entre les différents types de capitaux, il existerait une trajectoire optimale d'investissement au cours du temps (remplacement de capital naturel par du capital manufacturé) qui permettrait d'optimiser la consommation (donc l'utilité et le bien-être). La comptabilisation des différents types de capitaux en équivalent monétaire nous donnerait un indicateur potentiel (unique) de développement durable. Le choix de l'unité unique n'est pas si simple en pratique dans un marché réel "imparfait". On peut choisir telle ou telle devise de référence et telle ou telle année de référence pour les prix, l'exprimer en prix courants ou prix fixes, en parité de pouvoir d'achat, etc. La substituabilité parfaite n'interdit pas d'utiliser d'autres unités pour exprimer les flux économiques, comme l'énergie, les tonnes de matière etc. Nous verrons plus loin que le choix de l'unité unique équivaut au choix d'une pondération normative.

2.2.2. En soutenabilité forte

Si l'on considère que les trois grands types de capitaux ne sont pas substituables, des conditions de la soutenabilité forte peuvent s'écrire :

(3) $k_{mt} - k_{m0} \geq 0$

$k_{ht} - k_{h0} \geq 0$

$k_{nt} - k_{n0} \geq 0$

k_{mt} = capital manufacturé (reproductible, "économique"), au temps t

k_{ht}= capital humain (stock de connaissance, savoir faire, "capital social") au temps t

k_{nt}= capital naturel (ressources épuisables ou renouvelables, service environnementaux) au temps t

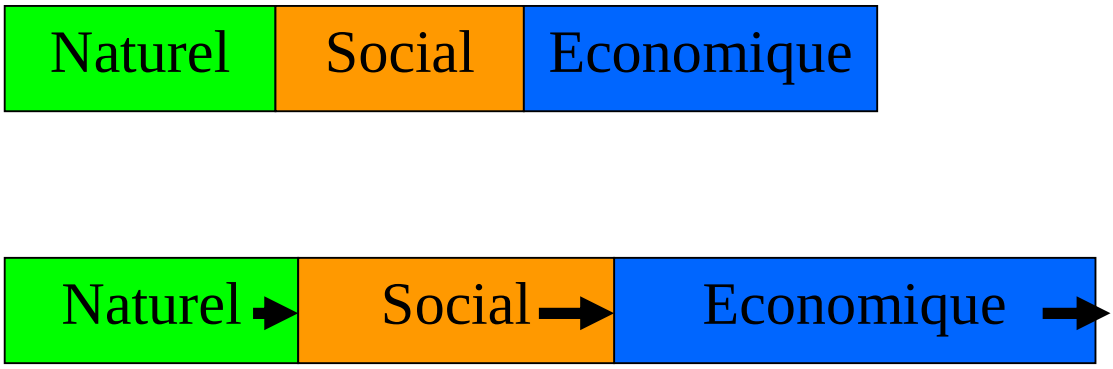
k_{m0} = capital manufacturé (…) au temps initial

k_{h0}= capital humain (…) au temps initial

k_{n0}= capital naturel (…) au temps initial

Ces conditions sont illustrées dans la figure 2.

Figure 2 : Exemple de dynamique de soutenabilité forte pour 3 types de capitaux critiques



La forme la plus répandue de "soutenabilité forte" met l'accent sur la préservation du seul capital naturel [Zaccaï, 2002], sans trop insister sur les échanges possibles ou non entre capital social et capital économique. Nous étendons cette notion à toute forme de facteur limitant non substituable. Ces limites peuvent être simples (directes), comme dans le cas de l'épuisement d'un réservoir d'essence ou complexes (combinées) quand plusieurs sources et produits entrent en jeu, comme pour la maîtrise d'un feu ou la survie d'une espèce. Ces limites peuvent être absolues ou relatives à l'espace (densité, concentration), au temps, à la vitesse (changement), au récipient (résistance spécifique). Par exemple, la toxicité de telle substance pour la nature ou pour l'être humain détermine des limites locales *relativement objectives*.

Pour généraliser, considérons un ensemble KR de capitaux critiques k_r (non substituables et non nuls) :

$KR = \{k_1, k_2, ..., k_n\}$

Soit la croissance k_r' de chaque capital critique :

$k_r' = k_{rt} - k_{r0}$

k_{r0} = capital r au temps initial
k_{rt} = capital r au temps t

La condition généralisée de soutenabilité forte devient :

(3') $\forall\, k_r \in KR,\ k_r' \geq 0$

Tout capital critique doit se maintenir ou augmenter

Le "capital total faible" $k_.$ de la formule (1') a toutes les caractéristiques d'un capital critique parmi d'autres, qui devrait également augmenter et dont la limite est sujette à discussion. On peut par exemple fixer un seuil individuel de pauvreté [Blackorby et Donaldson, 1982] ou au contraire ne considérer que la situation globale [Solow, 1974b], auquel cas le seuil individuel (de capital ou de revenu) est implicitement fixé à zéro. Exprimé en unité monétaire par habitant, un indicateur de soutenabilité faible est par exemple la croissance de la "richesse des nations" [World Bank, 2006]. Les incertitudes et positions éthiques relatives à cet indicateur de "bien-être" sont largement commentées dans la littérature [Gowdy, 2005, Abdallah, Thompson et Marks, 2008, Diener, 1984, Veenhoven, 1991, Easterlin, 1995, Mentzakis et Moro, 2008, Stevenson et Wolfers, 2008, van den Bergh, 2007, Fleurbaey, 2008] et nous ne nous y attarderons pas dans ce travail. Relevons seulement que la soutenabilité forte est un modèle plus général que la soutenabilité faible puisqu'il permet d'inclure des conditions de soutenabilité faible, pas l'inverse.

Chaque capital critique pris séparément a une "base d'information" particulière [au sens de Sen, 1977], c'est à dire que certaines informations y sont incluses et d'autres en sont exclues de manière à rendre l'évaluation concernée invariante par rapport à ses "externalités" [au sens de Pigou, 1920]. Aucun capital critique ne peut donc seul représenter l'ensemble de l'information nécessaire à l'évaluation de la soutenabilité, pas même le "capital total" de la soutenabilité faible.

3. Les indicateurs de développement durable

3.1. Définition

Par souci de clarté, nous appellerons indifféremment "*indicateur*" toute représentation quantitative et synthétique de la réalité. Les indicateurs occupent les étages intermédiaires et supérieurs de la pyramide de l'information [Hammond et al., 1995]. Cette dernière représente à la base les modèles et données brutes, aux étages intermédiaires les indicateurs et au sommet les indices synthétiques. Nous ne faisons pas de grande différence entre indice synthétique et indicateur vu qu'un indicateur est, tout comme un indice synthétique, le plus souvent le résultat d'une agrégation. Le rôle des indicateurs de développement durable est de fournir une indication *concise* aux décideurs quant à la marche à suivre vers le développement durable.

En pratique, nous nous limitons donc ici aux données quantitatives agrégées.

3.2. Exemples d'indicateurs de développement durable

Partant des définitions du développement durable et des indicateurs, on peut proposer la définition suivante :

Un indicateur de développement durable est une mesure synthétique et aisément communicable de la satisfaction des besoins du présent qui ne compromet pas la capacité des générations futures de répondre aux leurs.

Quelques-unes des principales approches pour mesurer le développement durable sont reprises dans le Tableau B.

Tableau B : Quelques approches pour mesurer le développement durable

Approche	Exemples[4]	Références
Les jeux d'indicateurs	- Indicateurs de la commission du développement durable des Nations unies (UN-CSD) - Indicateurs de développement durable de l'Union européenne (Eurostat SDI) - Indicateurs de développement durable de l'UNECE - Indicateurs de développement durable du Bureau fédéral du Plan	[UNCSD, 2005, Eurostat, 2005, Hass, Brunvoll et Hoie, 2002, Wolff, 2003, UNECE, 2009, Bureau fédéral du Plan, 2009]
Le PIB et les comptes nationaux étendus	- Index du bien-être économique durable (ISEW) - Index du progrès véritable (GPI) - Système des comptes économiques environnementaux (SEEA) - Revenu national durable (SNI) - Epargne véritable (GS = ANS) - Croissance de la richesse des nations	[Cobb et Cobb Jr., 1994, Bleys, 2008, Hamilton, 1999, World Bank, 2006, Bleys, 2009, UNECE, 2009]
Les comptes satellites	- Matrice de comptes nationaux incluant les comptes environnementaux (NAMEA) - Comptes des dépenses de protection de l'environnement (CDPE)	[Vandille et Van Zeebroeck, 2003, Eurostat, 2001b] [Kestemont, 1999]
Les comptes biophysiques	- Besoin total de matière (TMR) - Empreinte écologique (EF) - Approches écoénergétiques	[Adriaanse et al., 1997] [Wackernagel et Rees, 1996] [Ba, 1979, Ravindranath et al., 1981]
Les indices à poids égaux	- Indice de soutenabilité environnementale (ESI) - Index de société soutenable (SSI) - Index de développement humain (HDI)	[WEF, 2002] [van de Kerk et Manuel, 2008] [UNDP, 2003]
Les indices à poids inégaux	- Indice de pression environnementale (EPI-EU) - Index de performance environnementale (EPI) - Index de bien-être (WI)	[Jesinghaus, 1995] [Esty, 2008] [Prescott-Allen, 2001]
L'analyse d'écoefficience	- Indicateurs de dématérialisation	[Cleveland et Ruth, 1999, Bartelmus, 2003, Ayres et van den Bergh, 2005], article 3

Source : auteur d'après une typologie de [World Bank, 2003]

[4] Les acronymes sont explicités en début de volume

Les jeux d'indicateurs sont des listes d'indicateurs présentés côte à côte, sans agrégation ultime. C'est la présentation la plus courante reprise notamment par la Commission du développement durable des Nations Unies UN-CDS), Eurostat et le Bureau fédéral belge du Plan. Le refus de les agréger reconnaît leur non substituabilité et relève plutôt de la soutenabilité forte.

Le PIB et les comptes nationaux étendus sont des comptabilités monétaires, extensions et ajustements du PIB dont, par exemple, on retranche les dépenses de protection de l'environnement (dépenses "défensives" qui ne créent pas de réelle valeur ajoutée) ou auxquelles on ajoute une estimation de la valeur des services non monétarisés. Ce sont les indicateurs de soutenabilité faible par excellence.

Les comptes satellites sont une comptabilité de grandeurs physiques, comme des tonnes de matières ou des émissions atmosphériques, mais présentées, suivant la typologie de la comptabilité nationale, par grands acteurs économiques. Ils relèvent plutôt de la soutenabilité forte car chaque indicateur est présenté séparément.

Les comptes biophysiques sont également une comptabilité nationale de type "satellite" mais qui relèvent, pour chaque produit, ses impacts sur tout leur cycle de vie.

Les indices sont des agrégations de listes d'indicateurs avec pour résultat un indice unique censé représenter de manière équilibrée l'ensemble des problématiques. Les indices relèvent de la soutenabilité faible. Les différents indicateurs constituant ces indices peuvent être pondérés ou non.

Les analyses d'écoefficience vont comparer les performances économiques aux performances environnementales pour évaluer la productivité des facteurs critiques.

Une étude comparative de toutes ces tentatives relèverait d'une thèse à part entière. Le lecteur intéressé pourra se référer aux nombreux travaux comparatifs sur cette question [Hass, Brunvoll et Hoie, 2002, Singh et al., 2009, Boulanger, 2007]. Nous verrons plus loin (figure 3) que ces indicateurs donnent des résultats très différents, parfois contradictoires. Nous allons nous limiter à proposer des clés génériques permettant

d'aborder l'étude critique de tout indicateur de développement durable à partir de ses fondements.

3.3. Méthodes d'agrégation

La construction d'indicateurs est toujours confrontée à des problèmes d'agrégation. Le cas le plus simple est de regrouper des gaz à effet de serre en les traduisant en "potentiel équivalent CO2", comme c'est souvent le cas dans les listes d'indicateurs. Il est déjà un peu plus compliqué si pas impossible de regrouper des toxicités différentes en un seul indicateur. En pratique, la plupart des "listes d'indicateurs" comportent un résumé reprenant une dizaine "d'indicateurs-clés" censés résumer l'ensemble. Il s'agit implicitement d'une agrégation ! La théorie des choix sociaux a longuement cherché la meilleure manière de sommer des préférences individuelles pour obtenir un ordre social représentatif [voir p.ex. Sen, 1977]. C'est une problématique centrale de la soutenabilité faible qui entend tout regrouper en une seule "valeur d'utilité sociale". Par ailleurs, la Commission Stiglitz mise en place par le président Sarkozy et le processus "beyond GDP" de la Commission européenne demandent un nombre réduit d'indices synthétiques [Stiglitz, Sen et Fitoussi, 2009].

Nous allons proposer des méthodes d'agrégation en soutenabilité faible et en soutenabilité forte.

3.3.1. En soutenabilité faible

Généralisons le critère de soutenabilité faible vu plus haut (formule 2') pour un ensemble de capitaux. La formulation classique implique que plus on inclut de capitaux différents (par exemple, en brevetant le vivant), plus le capital total apparent croît ce qui est une erreur statistique élémentaire (l'univers de référence ne peut pas changer).

Une solution pragmatique pour que l'indicateur soit plus stable suivant l'état des connaissances, est de passer à une moyenne pondérée sur des variables standardisées et de même unité.

Considérant un ensemble KS de capitaux k_j parfaitement substituables entre eux,

$$KS = \{k_1, k_2, ..., k_n\},$$

Et les poids non-négatifs standardisés correspondants,

$$W = \{w_1, w_2, ..., w_n\},$$

$$\sum_{j=1}^{n} w_j = 1, w_j \geq 0 \text{ pour } j = 1, ..., n.$$

La moyenne arithmétique pondérée des capitaux, A(k), est calculée suivant la formule :

$$(1'') \qquad \bar{k} = A(k) = \sum_{j=1}^{n} w_j k_j$$

Soit la croissance du capital moyen $\bar{k}' = A(k_t) - A(k_0)$, (t = au temps t, 0 = au temps initial)

La condition de soutenabilité faible (2') devient

$$(2'') \qquad \bar{k}' \geq 0$$

Le capital moyen doit augmenter.

Une politique faible de développement durable consistera à maximiser le capital moyen:

$$(4) \qquad \max \bar{k}'$$

Le passage à la moyenne pondérée est une généralisation de la condition de durabilité faible décrite dans l'équation (2') puisqu'elle permet d'oublier certains types de capitaux en première approximation et de les inclure en fonction de l'évolution des connaissances (à condition de les inclure pour tout temps et à poids constant).

La fixation des poids relatifs dépend de l'importance donnée à chaque capital (ou indicateur) pour le développement durable. C'est un choix politique ou d'expert.

Le choix d'une unité unique est une forme de pondération implicite. Par exemple, la formulation néoclassique pondère les capitaux par leur valeur marchande ou prix unitaires, Lomborg somme des forêts monospécifiques avec des forêts riches en biodiversité en les pondérant par leur surface (article 1), l'EPI pondère des indicateurs de performances environnementales en faisant appel à des experts, etc. Représenter des flux économiques en monnaie, en tonnes de matière, en unité énergétique ou en "indices sans unité" peut refléter des réalités très différentes (article 3).

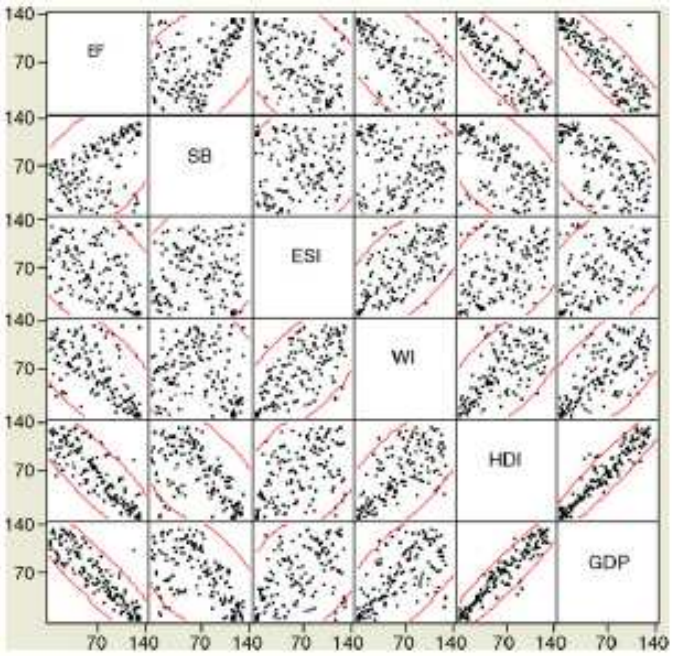
Il y a donc potentiellement autant d'indices de soutenabilité faible que de visions du monde.

Une vision du monde néoclassique orthodoxe donnerait, comme indicateur de soutenabilité, le PIB marchand. Une vision de soutenabilité faible "écologiste" donnerait les flux de matières ou l'empreinte écologique.

Une comparaison du classement des pays suivant les indices synthétiques de développement durable les plus courants[5] donne un grand contraste allant de la corrélation positive à la corrélation négative en passant par l'absence de corrélation entre ces classements (Figure 3). Dans cette figure, les 140 pays considérés sont classés suivant chaque indice, du plus soutenable (rang 1) au moins soutenable (rang 140). Les classements des 140 pays sont ensuite comparés deux à deux. Par exemple, dans le tableau en haut à droite, le classement des pays suivant l'empreinte écologique est comparé au classement des mêmes pays suivant le PIB. On y observe une corrélation négative : les pays les mieux classés suivant le PIB sont les moins bien classés suivant l'empreinte écologique. Au centre de la figure, l'indice de soutenabilité environnementale (ESI) classe les pays de manière tout à fait différente, sans corrélation avec le classement suivant l'EF ou le GDP. Il ressort de cette analyse et de la comparaison de la centaine d'indices de la littérature qu'il y a autant de classements de pays que de conceptions "agrégées" du développement durable.

[5] Empreinte écologique (EF), surplus de biocapacité (SB), indice de soutenabilité environnementale (ESI), index de bien-être (WI), indice de développement humain (IDH) et PIB (GDP), tous présentés dans un sens allant du moins soutenable au plus soutenable – voir tableau B pour la littérature

Figure 3 : Comparaison du classement des pays suivant différents indices de développement durable



Source : [Wilson, Tyedmers et Pelot, 2007]

La plupart des indices synthétiques de soutenabilité existant aujourd'hui utilisent une méthode d'agrégation arithmétique pour des variables incomparables [Singh et al., 2009]. Par exemple, l'empreinte écologique est une somme pondérée d'utilisations de surfaces bioproductives, l'ESI une somme pondérée d'une série d'indicateurs etc. Or, mathématiquement, la fonction arithmétique ne permet d'agréger de manière invariante[6] que des variables parfaitement comparables[7] et exprimées dans la même unité [Ebert et Welsch, 2004].

Tous ces indices relèvent donc, suivant notre définition, de la soutenabilité faible[8]. Les différences entre eux proviennent en grande partie de la différence des normes (pondérations implicites et choix des paramètres, unités et échelles) mises en œuvre par leurs auteurs.

[6] c'est à dire que les transformations admises des données de base, comme la mise à l'échelle ou la standardisation, ne peut pas changer le classement agrégé
[7] donc parfaitement corrélées ou substituables
[8] L'agrégation de paramètres incomparables est possible dans des cas particuliers très restrictifs trop longs à développer ici mais que nous développerons dans de futurs travaux [voir Ebert et Welsch, 2004, Blackorby et Donaldson, 1982]. On peut aussi faire appel aux méthodes d'aide multicritère à la décision [voir Vincke, 1989].

3.3.2. En soutenabilité forte

En soutenabilité forte, il y a des "cotes d'exclusion", c'est-à-dire que certains indicateurs indiquent une non soutenabilité absolue non récupérable (non substituable) par une bonne performance par ailleurs. Reprenons la condition de soutenabilité forte vue précédemment.

(3') $\forall k_r \in KR,\ k_r' \geq 0, k_r' = k_{rt} - k_{r0}$

Cette condition peut être considérée comme une forme élémentaire d'agrégation. Notons qu'il n'est pas indispensable de trouver une méthode de pondération (ou une unité unique) pour déterminer l'insoutenabilité : chaque problématique doit être évaluée dans son unité la plus pertinente comme nous l'avons fait dans l'article 5. Tout capital critique suffit en effet à déterminer l'insoutenabilité de sorte que la formule (3') est toujours valable.

Proposons la fonction agrégative suivante :

(3'') $\min (k_r') \geq 0$

L'insoutenabilité est déterminée par le capital critique le plus menacé

La formule (3'') indique l'insoutenabilité quelle que soit l'unité ou la méthode de pondération utilisée[9]. Il suffit que le résultat soit plus petit que zéro pour qu'il y ait insoutenabilité.

[9] Son réqsultat est binaire: "soutenable" ou "insoutenable". Il n'indique pas de "degré de soutenabilité" et ne permet pas de classer des pays du "plus" soutenable au "moins" soutenable.

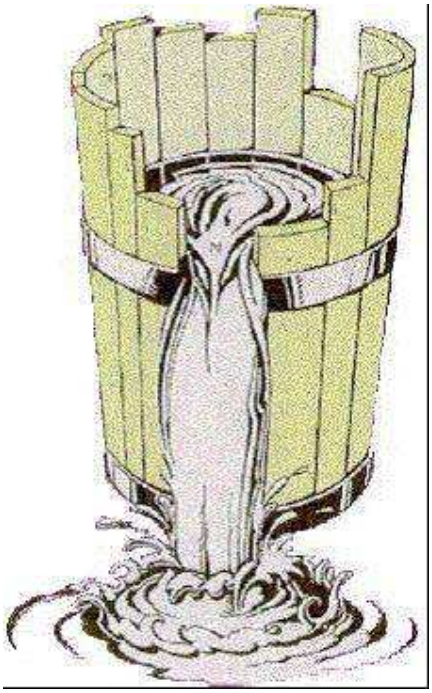


Figure 4 : Le capital le plus critique limite la capacité maximale

La figure 4 illustre la notion de capital "agrégé" suivant la soutenabilité forte. Si chaque planche représente un capital critique ou facteur de production non substituable ("facteur limitant"), c'est la planche la plus courte qui détermine la capacité du seau.

Une politique de développement durable consistera à maximiser le facteur le plus limitant :

(5) max (min (k_r'))

La formule (5) s'ajuste bien entendu en "maximisations" ou en "minimisations" suivant les contextes et les transformations d'unités utilisées[10].

[10] la théorie rawslienne de la justice "maximin", qui préconise de favoriser la situation du plus démuni [Rawls, 1987, Solow, 1974a] peut être considérée comme un cas normatif particulier de la formule (5) où le point de vue serait, par exemple, la consommation individuelle et la "limite" le minimum vital. Pour une discussion du minimax rawlsien, voir Arrow [Arrow, 1978]. Pour une application aux capitaux ou capacités individuelles, voir Sen [Sen, 1977].

3.4. Responsabilité, affectation et indicateurs

Calculer des indicateurs suppose de déterminer à qui ou à quoi les attribuer : qui est responsable du capital considéré ? Qui y a accès ? Qui en profite ? Quels sont les acteurs ? Qui en subit les impacts ? Prenons, par exemple, une aciérie brûlant du charbon. Qui est responsable de la pollution correspondante ? L'utilisateur final de la voiture construite avec cet acier ? Les actionnaires de l'usine sidérurgique ? Le propriétaire de la mine de charbon ou le mineur ? Tous profitent indirectement, en amont ou en aval, de l'émission de CO2 de l'usine sidérurgique.

Des erreurs fréquentes, intentionnelles ou non, apparaissent quand le dénominateur et le numérateur d'un indicateur couvrent des *univers*[11] différents. Nous proposons ci-dessous une typologie des principaux univers utilisés en statistique de l'environnement. Ces notions aident à mieux percevoir certains enjeux normatifs qui se cachent derrière les indicateurs les plus courants.

3.4.1. L'approche géographique

L'approche internationale de la responsabilité est une approche géographique : l'externalité est affectée au lieu et au moment de son apparition. Les inventaires d'émission tendent, pour des raisons pratiques de mesure, à se concentrer sur le lieu de production [Peters, 2008]. Les émissions nationales de la Belgique incluent les émissions par son industrie et les émissions par les consommateurs (belges ou non) qui consomment (brûlent) en Belgique. Chaque pays étant souverain, il est supposé responsable de tout ce qui se passe sur son territoire, que ce soit au niveau de la consommation ou de la production. Plus l'univers géographique est petit et les échanges transfrontières importants, moins l'approche géographique est pertinente.

[11] en statistique, un univers est une "population", objet d'étude, vers laquelle des résultats seront, par exemple, extrapolés. Prenons la "population" de la Belgique. Suivant les points de vue (visions du monde), on peut considérer plutôt les habitants (résidents), les consommateurs, les citoyens, les belges, les "agents économiques" etc.

3.4.2. L'approche Consommateur

Des auteurs ont pris le contre-pied de la position classique (géographique ou "cadastrale"), en analysant la responsabilité du consommateur. C'est l'approche Consommateur. Cette approche peut avoir une base éthique, une base politique de responsabilisation différentielle "du Nord" ou "des riches", ou une base économique en économie keynésienne basant la croissance sur la demande (les consommateurs) avec les externalités environnementales de la "société de consommation". Elle peut avoir pour but une responsabilisation des consommateurs pour qu'ils participent à l'effort de protection de l'environnement.

Cette démarche a notamment été défendue par les Amis de la Terre et les précurseurs de l'écologie politique comme Illich, Schumacher ou René Dumont [Zaccaï, 2002]. Elle fait référence à la notion d'équité. Elle a notamment donné naissance au concept d'empreinte écologique : "combien de terres faudrait-il si tout le monde avait le même train de vie que les occidentaux ?".

3.4.3. L'approche Producteur

Si l'on considère au contraire que c'est le producteur individuel (l'entreprise) qui est responsable de ce qu'il advient de son produit, on préfèrera une approche Producteur. L'approche Producteur est cohérente avec une politique économique basant la croissance sur la production. Elle fait appel à la "responsabilité des entreprises". La tendance à la responsabilisation des producteurs se dessine progressivement au niveau volontaire ("responsible care") et légal (par exemple, en instaurant une obligation de reprise comme dans le système Recupel pour l'électroménager). Cette approche prévaut dans les comptes environnementaux, où les émissions sont attribuées aux acteurs qui créent la valeur ajoutée [Vandille et Van Zeebroeck, 2003].

3.4.4. L'approche Produit

A la croissance de la valeur ajoutée dans la chaîne du cycle de vie d'un produit peut s'ajouter une "pollution ajoutée" par chaque acteur ou "sac à dos écologique" [Bartelmus, 2003]. Le produit lui-même est alors porteur de l'ensemble de ses impacts agrégés [Zaccaï, 2002].

Cette approche Produit a donné naissance, dans la sphère environnementale aux études de cycle de vie des produits (Life Cycle Assessment) et au principe très fécond des émissions intégrées (embedded emissions) dans l'échange de produits. Le produit étant séparé de ses protagonistes, il devient possible d'en suivre la trace sur base des statistiques existantes (imports/export et production), pour en fin de compte attribuer la "responsabilité" au producteur, au consommateur ou aux deux ou au produit lui-même.

3.4.5. La comparaison aux limites

Une cinquième manière d'analyser un problème environnemental est la comparaison aux limites ("capitaux critiques"). Les indicateurs seront alors relatifs à la même unité donc sans dimension comme, par exemple, un pourcentage d'utilisation d'un stock ou d'un flux, la distance à un seuil, etc.

Ces limites localement très nombreuses sont exprimées dans les réglementations environnementales, comme dans l'article 4 où la minimisation de coûts de dépollution se fait sous contrainte normative précise quant aux taux de dépollution devant être atteints. Elles peuvent avoir une base locale objective ou résulter d'un compromis normatif sur la répartition d'une limite de pertinence internationale, comme le changement climatique. Au niveau planétaire, au moins 8 limites majeures ont déjà été quantifiées avec un certain degré de certitude scientifique, dont 3 sont actuellement dépassées [Rockström et al., 2009] : la concentration atmosphérique de CO2 dépasse le seuil limite de 350 ppm, la fixation artificielle d'azote par l'industrie et l'agriculture dépasse le seuil limite de 35 Tg N par an et l'extinction annuelle d'espèces dépasse les 10 par million d'espèces.

4. Analyse de quelques indicateurs de développement durable

Après avoir rappelé ou proposé des concepts fondamentaux sur les indicateurs de développement durable, nous pouvons passer à quelques applications choisies dans le domaine environnemental.

4.1. L'empreinte écologique de qui ? De quoi ?

La comptabilité nationale de l'empreinte écologique tient le haut du pavé des sources d'indicateurs environnementaux synthétiques depuis sa création en 1996 et sa popularisation par le WWF [Wackernagel et Rees, 1996, WWF, 2008, Stiglitz, Sen et Fitoussi, 2009]. On parle généralement d'empreinte écologique par habitant. C'est la somme des surfaces biologiquement productives de productivité moyenne mondiale qui est nécessaire pour soutenir la consommation des habitants considérés[12]. Le calcul de l'empreinte écologique n'est jamais qu'une comptabilité nationale reposant sur les mêmes "acteurs" ou "univers", mais suivant d'autres concepts et unités, et avec la référence à une limite. C'est pourquoi le raisonnement ci-dessous s'applique indifféremment au bilan carbone, au bilan cadmium etc., tout ce que l'on englobe sous la notion de comptes satellites [United Nations et al., 2003].

La tendance est de ne considérer que l'empreinte écologique de *consommation* versus la biocapacité moyenne mondiale [Moran et al., 2008] en mettant donc l'accent sur la responsabilité des consommateurs *moyens* de chaque pays sur l'environnement *mondial*.

La seule limite objective de développement durable n'est donnée qu'au niveau mondial : l'empreinte écologique mondiale ne peut pas dépasser la biocapacité d'une planète [WWF, 2008].

[12] Nous utilisons cet indicateur dans l'article 5 pour évaluer la responsabilité globale des consommateurs des pays étudiés.

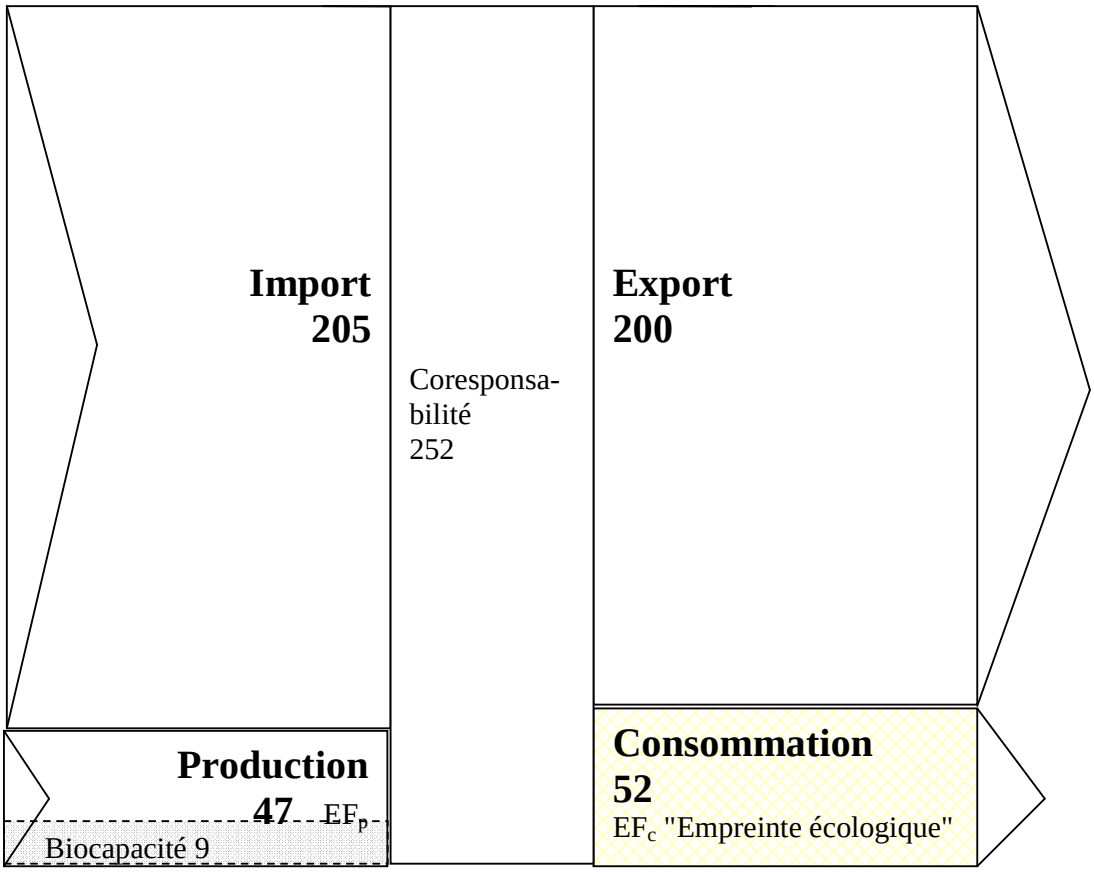
La figure 5 montre la répartition de la responsabilité d'empreinte écologique de la Belgique suivant notre typologie, et d'après les tableaux de calcul aimablement communiqués par le GFN [Global Footprint Network, 2008][13]. Elle est ici présentée en valeur absolue plutôt que par habitant ou par unité de PIB pour éviter toute pondération normative (le choix du dénominateur peut faire l'objet de débats). La "coresponsabilité", que je définis par l'ensemble de l'empreinte globale à laquelle participe le système économique belge, est de 252 millions d'hectares globaux de bioproductivité moyenne mondiale. Cette coresponsabilité est l'ensemble des flux sur lesquels le gouvernement belge *pourrait* agir pour diminuer l'empreinte écologique mondiale s'il en avait la liberté[14]. Elle est largement partagée par nos partenaires commerciaux et notre pays ne sert souvent que de transit. Au niveau mondial, l'empreinte de production égale l'empreinte de consommation et toutes les responsabilités se complètent dans la notion d'habitant moyen d'une génération donnée.

L'empreinte écologique de production belge représente 47 millions d'hectares globaux (gha), tandis que l'empreinte écologique de consommation (celle généralement reprise dans les publications comparatives) s'élève à 52 Mio gha. La différence entre EE de consommation et EE de production , ou "fuite de biocapacité" [d'après "Environmental leakage", Sissoko et Vandille, 2008], donne un *déficit* de 5 Mio gha. Cela signifie que, du point de vue bioproductif, la Belgique consomme un peu plus qu'elle ne produit. Elle est une importatrice nette de bioproductivité. Quant au système bioproductif belge, il dépasse largement sa biocapacité géographique, qui n'est que de 9 Mio gha. C'est rendu possible grâce l'importation d'aliments "finis" pour bétail et d'énergie fossile contribuant aux excès de CO2 planétaire que la biosphère ne peut absorber. Autrement dit, l'économie belge fonctionne en important de la bioproductivité du reste du monde, tant pour son système productif que pour sa consommation finale.

[13] Celui-ci ne publie que la biocapacité et l'empreinte écologique de consommation (par habitant), obtenue par la formule "production plus importation moins l'exportation". L'empreinte de produciton est calculée à partir des rendements relatifs et des surfaces utilisées. Les empreintes d'import et d'export incluent les surfaces nécessaires en amont, y compris les surfaces nécessaires à la captation du carbonne émis par la combustion d'énergies fossiles. La méthodologie complète est décrite dans différentes publications dont par exemple [Global Footprint Network Standards Committees, 2006]

[14] les règles de l'OMC limitent fortement la capacité des Etats à "choisir" la provenance de leurs importations

Figure 5 : Responsabilité d'empreinte écologique en Belgique (Mio gha, 2005)



Source : auteur d'après données [Global Footprint Network, 2008, communication personnelle]

Le cadre général ci-dessus peut en première approximation s'appliquer à tout facteur limitant identifié, qu'il soit regroupé au sein d'un indice unique comme l'empreinte écologique (qui est un proxy de la capacité de productivité primaire nette des écosystèmes) ou séparément pour chaque facteur limitant de la soutenabilité : le cycle du carbone, le cycle de l'eau, la biodiversité, l'utilisation du territoire, les pêcheries, le cycle de l'azote, etc.

On peut parler de manière générale d'empreinte écologique (de consommation, de production etc.), d'empreinte carbone (de consommation, de production ...), d'empreinte azote, d'empreinte de biodiversité, d'empreinte de mercure, etc. et les ramener aux capacités ou limites équivalentes.

4.2. Les indicateurs de dématérialisation

La dématérialisation[15] de l'économie [Solow, 1973, Bartelmus, 2003] est une réponse aux limites à la croissance. Cette solution occupe aujourd'hui encore l'agenda politique des grandes organisations internationales comme l'OCDE et l'UE.

Les indicateurs de dématérialisation comparent la matière, en unité matérielle unique (la tonne de matière), à la performance économique (en l'unité monétaire). L'indicateur synthétique est un ratio entre ces deux paramètres, baptisé "l'intensité matérielle", ce qui suppose une substitution implicite possible entre ces facteurs[16] et relève, suivant notre définition, de la soutenabilité faible.

Au niveau mondial, l'intensité matérielle a diminué de 25%, ce qui indique erronément une dématérialisation de l'économie, alors que la consommation absolue de matière a augmenté d'un tiers entre 1980 et 2002 [Behrens et al., 2007].

Pour tester les différents indicateurs standards d'intensité matérielle de l'économie dans différents contextes, nous avons repris les données d'un village indien "traditionnel" de 1982 et nous les avons comparées avec les données nationales de pays développés (article 3). Si l'on se base sur l'utilisation matérielle par habitant (justification de droits égaux pour tous), le village traditionnel fait 10 à 20 fois mieux que les pays développés. Si, par contre, on considère l'intensité matérielle par unité économique (PIB en parités de pouvoir d'achat), ce sont les pays développés qui font 6 fois mieux que l'économie traditionnelle étudiée.

Les limites de l'indicateur ramené au niveau économique sont de trois ordres :

- des tonnes de matière renouvelables (dans le cycle traditionnel) sont comparées au numérateur à des tonnes de matières non renouvelables (dans les économies développées) ; la "qualité environnementale" différente des matières comparées n'est pas prise en compte;

[15] produire plus en utilisant moins de matière
[16] une augmentation de PIB peut remplacer une diminution de la quantité de matière utilisée et vice versa.

- seules les activités monétarisées sont incluses au dénominateur "économique", y compris les services immatériels marchands, ce qui peut introduire un biais très important;

- l'utilisation d'un ratio suppose la substituabilité parfaite entre la monnaie et la matière (une croissance peut paraître durable si elle surcompense une augmentation absolue de la pression sur les ressources), ce qui n'est pas correct d'un point de vue environnemental.

Economiquement, l'utilité s'exprime par un prix et la valeur ajoutée (donc le PIB) est une quantité fois un prix. Diviser les quantités (flux de matière) par le PIB revient à l'inverse d'un prix (q/pq = 1/p). Autrement dit, l'indicateur de dématérialisation est fonction inverse du prix de la matière[17], non pas des quantités de matière utilisées. Si le prix des matières augmente, la "dématérialisation" apparente augmente à utilisation de matière constante. C'est ce qui peut se produire quand les ressources atteignent le seuil de l'épuisement. Cet indicateur "de dématérialisation" suit donc le prix moyen des matériaux, mais pas l'utilisation effective de matières dans l'économie. Il ne nous dit en outre pas si "trop" de matière est utilisée. Au contraire, si l'on se rapproche d'un seuil de rareté de la matière, l'indicateur indique que tout va bien ! Dans ce cas, le prix de la matière augmente, de même que la valeur ajoutée apparente et l'indicateur d'écoefficience diminue. Pour compenser l'effet de prix, il faut travailler en prix constant pour des évolutions et à parité de pouvoir d'achat pour des comparaisons entre pays, comme nous l'avons fait. Or, déterminer des parités de pouvoir d'achat et des prix constants suppose un choix normatif de "panier de la ménagère" et des pondérations (par des prix ...) tellement hasardeuses qu'on ne voit pas ce que l'indicateur de "dématérialisation" même corrigé indique encore in fine. Il me semble bien moins hasardeux de ne pas mêler le PIB à des évaluations de type environnementales et garder les deux indicateurs dans des dimensions séparées.

A mon avis, seul un indicateur purement matériel permet de mesurer la dématérialisation puisque c'est la quantité relative de matière utilisée par rapport aux

[17] prix de la matière finie, à l'approximation près de l'intervention des autres facteurs de production.

capacités de l'environnement qui est pertinente dans cette problématique. Il faudra cependant encore démontrer que les "tonnes de matière" déplacées sont un facteur limitant pertinent et que nous soyons proches d'une limite. Des facteurs limitants apparaissent plus tôt pour certains matériaux critiques (comme des émissions de SO_2) que pour la matière prise dans sa totalité. Dans ces conditions, seule une comptabilité séparée, non agrégée et non pondérée, des "matières critiques" permet de mesurer la durabilité.

4.3. L'échange de droits de polluer

Dès lors qu'un capital critique est identifié et qu'un consensus politique est obtenu sur une répartition socialement souhaitable des quotas admissibles correspondants, comment mettre en œuvre cette décision techniquement et à moindre coût ?

Notre modèle d'emissions trading présenté dans l'article 4 se base sur des données réelles de 6 centrales thermiques belges qui se voient imposer un quota individuel d'émission annuelle de SO_2 et de NO_x. Nous avons estimé le coût de revient de cette dépollution en fonction de plusieurs technologies disponibles. Pour chaque technologie, la fonction de coût est composée d'un coût fixe lié à l'investissement et d'un coût variable. La fonction de coût pour chaque usine permet de choisir la méthode la moins chère en fonction du quota attribué. Il est possible de combiner plusieurs méthodes de dépollution, comme utiliser un combustible désulfuré et désulfurer en outre les fumées.

Si une décision politique permet au propriétaire de solidariser ses 6 centrales et fixe un seuil total d'émission pour l'ensemble du parc, non plus pour chaque centrale séparément, nous calculons qu'il est possible de gagner jusqu'à 35% du coût pour une réduction totale équivalente à la norme collective recherchée. Les technologies les plus rentables sont appliquées à 100% de leur efficacité dans certaines centrales tandis que d'autres peuvent se passer d'investissement (et dans un marché à plusieurs propriétaires, pourraient racheter des droits de polluer aux premières). La courbe des choix technico-économiques optimaux se construit par une minimisation de la fonction du coût total pour chaque seuil d'émission. Dans la fonction de minimisation, des coefficients variant de zéro à un permettent de modéliser les coûts variables et des coefficients booléens (1/0) permettent de modéliser le choix ou non d'un investissement donné. Ce dernier élément permet de respecter le caractère discontinu des investissements.

Cet exercice illustre un cas de recherche de développement (par l'optimum technico-économique) dans des limites de soutenabilité "forte" déterminées. Le mode de répartition de quotas relève de la négociation.

4.4. L'impact sur l'environnement

Puisque le développement durable dépend objectivement des contraintes du milieu, que ce dernier est un facteur limitant pour le développement et qu'il ne peut pas être substitué par une croissance même très importante du bien être, comment estimer l'impact du développement sur ce milieu ?

Notre article 5 considère six problématiques environnementales d'importance quantitative mondiale [Vitousek et al., 1997b] : la biodiversité, l'utilisation des terres, la perturbation du cycle de l'azote, l'eau, l'atmosphère et les pêcheries. Ce sont les "capitaux critiques" pour lesquels la part globale des flux perturbés par l'activité humaine atteint des proportions importantes. Nous avons choisi de tester un set d'indicateurs pour mesurer ces problématiques sur 6 pays africains et 6 pays européens. Les indicateurs choisis portent d'une part, sur la responsabilité de l'homme et d'autre part, sur l'impact relatif des activités humaines sur les cycles globaux. Les problématiques choisies sont celles pour lesquelles la perturbation du cycle naturel par l'homme (versus la nature) est la plus grande, généralement plus de 50%, tout en représentant des phénomènes quantitativement importants (donc nous n'avons pas repris des polluants toxiques majeurs mais massivement peu importants ou peu répandus).

Un des buts de l'analyse était de travailler sur des phénomènes relativement "épurés", typiquement environnementaux pour s'affranchir de toute considération économique ou sociale (dont nous avons montré le caractère polémique), et de voir s'il y avait moyen de mesurer "scientifiquement" la répartition Nord/Sud des causes et des effets.

Il ressort premièrement que ces phénomènes majeurs ont des impacts l'un sur l'autre. Le CO_2 influence le climat qui, avec les modifications territoriales, influence la répartition des pluies, la disponibilité en eau et la biodiversité. La disponibilité en eau, avec la concentration en nutriments, a un impact sur la biodiversité et sur les stocks de poissons. Toutes ces problématiques ont, directement ou indirectement, un impact sur les potentialités de développement humain durable.

Il ressort de notre analyse que les responsabilités de consommation sont plus grandes au Nord mais que les impacts peuvent également être importants sur le Sud, de sorte que la marge de développement pour le Sud n'est pas nécessairement très élevée d'autant que le Sud se caractérise par une relative "surconsommation" de l'environnement par rapport au développement économique (son utilisation de l'environnement est moins efficace).

Malgré cette tentative de travailler sur un domaine "épuré", nous notons la fragilité de l'utilisation commune d'un indicateur dans des situations fort différentes (cas, par exemple, de "l'utilisation des terres"). L'agrégation en un seul chiffre au niveau national pose aussi question : dans un certain nombre de cas (pour l'eau, par exemple), un indicateur national et sa distribution locale fourniront des lectures fort différentes.

Nos différentes tentatives pour repérer ou construire des indicateurs adéquats ont montré une grande sensibilité des résultats au choix des indicateurs (problèmes suivis, calcul par habitant, par ha, etc.).

Cette constatation incite à la plus grande prudence dans les conclusions politiques qui sont tirées de nombreux rapports scientifiques à base d'indicateurs, même dans un domaine environnemental apparemment "épuré" de toute considération socio-économique, et une plus grande prudence encore quant aux conclusions politiques tirées de "raisonnements logiques" même solidement documentés comme ceux de Lomborg.

Cela a des répercussions sur toute construction d'indicateur, qu'elle soit faite par des experts ou a fortiori dans le cadre d'un processus participatif. Si de nombreux auteurs insistent sur l'importance de la participation dans l'élaboration d'indicateurs environnementaux [Stringer, 2007], il convient donc de rester critique quant aux conclusions tirées de cette participation [Reed, 2008]. Celle-ci peut être influencée par la culture, les indicateurs les plus courants, et donc donner une rétroaction autojustificative à des hypothèses erronées. La participation réelle peut être biaisée, dissymétrique, par exemple, entre citoyens les plus aisés et citoyens les plus pauvres [Godart, 2007, Dobruszkes, 2007, Crabeck, 2007]. Elle peut par contre améliorer les décisions environnementales, notamment par une mobilisation plus exhaustive de l'information [Reed, 2008]. Cette qualité est importante pour la soutenabilité forte

puisque des "limites" biophysiques voire éthiques - ou d'autres externalités ne faisant pas partie de la base informationnelle proposée par les experts - peuvent être identifiées.

5. Conclusion générale

Sur base des éléments abordés dans ce travail, nous pouvons tenter de répondre aux questions posées en introduction.

1) Existe-t-il un consensus scientifique sur les conditions de la durabilité ?

Assurément non. Le développement durable est au centre d'enjeux idéologiques et scientifiques et il n'est le plus souvent pas aisé de séparer l'un de l'autre. Il n'existe pas de consensus scientifique sur les conditions de la durabilité.

2) Est-il possible de construire un indicateur unique de soutenabilité faible ?

Assurément non. Nous avons notamment démontré que l'être humain ne fonctionne pas comme *l'homo oeconomicus*, ce qui rend la préférence collective incommensurable par le système des prix du marché. Les moteurs de la décision des individus et des décideurs sont plus complexes et attendent aussi la fixation de normes collectives claires édifiées sur base scientifique (limites absolues) autant que politique (prise de risque, négociations de quotas et conceptions du développement) et économique (le tout à moindre coût). Les indicateurs de soutenabilité faible reflètent, au travers des pondérations explicites ou implicites dans le choix des unités, les convictions de leurs auteurs ou au mieux des préférences pondérées par un pouvoir d'achat historiquement biaisé.

3) Quelles sont les composantes objectives et subjectives des indicateurs ?

Des indicateurs qui se réclament de la soutenabilité forte peuvent relever d'une forme normativement différente de soutenabilité faible : l'unité et les pondérations changent mais pas le concept suivant lequel certains éléments sont substituables à d'autres dans la fonction d'agrégation. Ces indicateurs, comme l'empreinte écologique, peuvent impliquer des hypothèses de *substitution* pas toujours réalistes. Si la soutenabilité faible se caractérise par une pondération normative de phénomènes substituables entre eux, la plupart sinon tous les indicateurs de développement durable de la littérature représentent

des *points de vue* de soutenabilité faible différents. Ils disent autant sur les conceptions du monde de leurs concepteurs que sur la soutenabilité, ce qui explique qu'ils soient largement contradictoires entre eux. Il n'empêche que chaque point de vue particulier concerne peut-être un capital critique particulier pertinent à prendre en compte. Nous avons proposé quelques outils génériques permettant le calcul d'indicateurs de développement durable basés sur la liberté informationnelle permise par l'approche de la soutenabilité forte telle que nous l'avons formalisée.

Premièrement, il convient d'identifier des facteurs limitants ou capitaux critiques nécessaires à la survie et au développement (de l'humanité, d'une communauté, de générations etc.).

Deuxièmement, la substituabilité entre différentes formes de capitaux est limitée, voire inexistante pour les capitaux critiques. On ne peut agréger en une seule unité que des variables parfaitement comparables et contribuant à la même problématique. Un même paramètre peut participer à des capitaux différents sous la mesure d'unités différentes. Par exemple la fixation d'azote participe au capital "richesse" en valeur monétaire des engrais, à la détérioration du capital critique "écosystème aquatique" sous forme de potentiel d'eutrophisation, à la détérioration du capital critique "sol" sous forme de potentiel d'acidification, au capital "flux de matière" sous forme de tonnes mises en circulation. Le choix des pondérations ou "prix" est le plus souvent normatif, spécifique à la problématique mesurée. Il doit donc toujours être explicité. Mélanger des unités dans un même ratio crée un concept original avec également des hypothèses fortes de substituabilité et une forte composante normative. L'agrégation arithmétique fait, elle, implicitement référence à un point de vue normatif particulier de soutenabilité faible où les substitutions sont supposées parfaites. Nous avons proposé une fonction d'agrégation de paramètres incomparables (différents capitaux critiques représentant des dimensions ou vecteurs différents). Ce modèle d'agrégation ("minimum") permet d'étudier le binôme relativement objectif "soutenable-non soutenable". Il permet également de déterminer une marche vers la soutenabilité, de type "maximin" (maximiser la situation du capital le plus menacé). Cette perspective ouvre la voie vers d'autres formes d'agrégation applicables dans certaines conditions de mesurabilité qui devront faire l'objet de futurs développements.

Troisièmement, les "univers de référence" déterminent également un point de vue normatif devant être explicité sous peine d'erreurs grossières des messages véhiculés. Exprimer des flux de matière par unité de PIB tend à étudier une responsabilité de type "Producteur" dans une économie largement monétarisée mais a peu de sens dans une économie de subsistance. L'empreinte écologique (de consommation) par habitant porte sur la responsabilité des consommateurs et du "mode de vie". La plupart des statistiques officielles adoptent une approche de type "géographique" qui est pertinente pour des phénomènes où le centre de décision est déterminé géographiquement mais qui n'explicite pas les transferts entre zones. Enfin l'approche "Produits" (cycle de vie et "sac à dos écologique") attache des impacts aux seuls produits. Le développement de la comptabilité nationale satellite et des analyses de cycle de vie permet de relier tous ces concepts dans un canevas statistique commun, permettant l'utilisation des référentiels adaptés à chaque problématique ou "facteur critique" étudié. Dans la mesure où elle permet l'identification des externalités et des liens entre approches ou points de vue (géographique, consommateur etc.), cette comptabilité me semble être un préliminaire utile au développement des indicateurs de développement durable. La Commission européenne discute d'ailleurs actuellement de règlementations contraignantes à cet égard à usage des instituts statistiques (avec une première application au NAMEA air, aux flux de matières et au compte des taxes environnementales).

4) Peut-on envisager des indicateurs objectifs de soutenabilité ?

La soutenabilité forte telle que nous l'avons généralisée offre les bases d'un modèle universel de la soutenabilité. La soutenabilité faible en est un cas particulier, potentiellement valable pour les zones où certaines hypothèses sont vérifiées (notamment la substituabilité, la renouvelabilité et un minimum de fluidité des échanges), par exemple, dans un marché très localisé de ressources privatisées et reconnues comme telles par la majorité des acteurs concernés.

L'utilisation de la notion de "facteur limitant" aux problématiques du développement durable permet de poursuivre tout objectif de développement (subjectif) à la fois de la manière la plus efficace (en agissant sur les facteurs les plus limitants, ceux dont le seul développement détermine la "capacité" globale de développement souhaité) et ceci, dans les limites objectives de cette liberté. Il y a liberté de choix de développement mais

dans des limites de soutenabilité. Il n'y a donc pas de liberté absolue du choix des moyens mis en œuvre pour atteindre ce développement. Par exemple, si un facteur limitant est l'utilisation de la biocapacité mondiale, il peut être aujourd'hui pertinent et nécessaire de faire appel à l'empreinte écologique pour mesurer notre progrès vers la soutenabilité. Demain, cette notion surfacique sera peut-être obsolète et plus judicieusement remplacée par une forme d'empreinte d'azote, par exemple, si c'est l'enrichissement d'azote dans les écosystèmes qui met en péril la survie de l'humanité. Dans un pays pauvre, ce peut être le PIB, quand le revenu moyen est encore l'indicateur le mieux corrélé avec l'élimination des problèmes sanitaires et de pauvreté. Pour la planète entière ou à des niveaux plus locaux, un certain seuil "relativement objectif" de changement climatique, de perte de biodiversité ou de toxicité ne peut jamais être dépassé. Un minimum de capital social, économique et des conditions naturelles vivables sont tous indispensables (non substituables) pour le développement durable. On s'attaquera en priorité aux phénomènes irréversibles. Qu'ils soient relatifs à la nature (désertification) ou à l'humain (famines, exclusion), l'un ne va pas sans l'autre et l'un a souvent des répercutions sur l'autre, de sorte que lutter en priorité contre un "facteur le plus limitant" peut avoir des répercussions positives (voire négatives) sur d'autres facteurs. On voit que le "décideur" a la liberté du choix des objectifs de développement mais pas la liberté des contraintes auxquelles s'attaquer en priorité en situation de crise. Soit il résout le facteur limitant "objectif", soit il externalise le problème en faisant porter la résolution de ce facteur sur d'autres (délocalisation) ou sur les générations futures. Il ne peut pas s'affranchir d'une limite objective.

Notre objectif est de bâtir une "méthode de construction d'indicateurs de développement durable" adaptable aux diverses conjonctures mais respectant les réalités que sont les institutions humaines et les limites infranchissables de la nature. Le principe du "facteur limitant" est un guide pour la prise de décision en univers menacé et imparfaitement compréhensible. L'identification des termes normatifs (pondérations, unités, méthodes d'agrégation, univers de référence) permet d'observer scientifiquement les constructions et indicateurs mis en œuvre dans la pratique. Distinguer clairement ce qui relève de la norme et ce qui relève du "relativement objectif" permet d'envisager des négociations politiques pour le "partage du gâteau" entre générations.

Il ressort qu'il est possible d'identifier, dans chaque calcul d'indicateur de développement durable, une composante relativement objective de soutenabilité et une composante négociable de partage des droits et responsabilités.

5) Quelles voies de recherche sont-elles nécessaires pour développer des indicateurs de développement durable ?

J'espère avoir contribué à poser certains jalons de cet "art de construire des indicateurs de développement durable", notamment en identifiant quelques-uns des biais les plus courants relevés dans les indicateurs qui dominent ce marché de la communication.

Ces conclusions appellent plusieurs voies de recherche fondamentale, adressées à différentes disciplines scientifiques (économistes, statisticiens, politologues, mathématiciens, écologistes, chimistes, sociologues ...), d'autant plus urgentes que les phénomènes sont pressants et le bouleversement théorique radical :

- formaliser une nouvelle théorie économique aux hypothèses moins restrictives que celles de la théorie néoclassique;
- développer une théorie de la communication et des statistiques susceptible de guider la construction d'indicateurs distinguant leur composante objective et leur composante normative;
- développer des outils mathématiques d'agrégation adaptés à des problématiques à dimensions variables;
- développer la connaissance des facteurs limitants et de leurs limites objectives éventuelles, au niveau planétaire ou local.

Ce programme ambitieux tend à conclure que la problématique du développement durable et de ses indicateurs nécessite peut-être un changement fondamental de la manière de concevoir la Science et son enseignement. La combinaison de critères "relativement objectifs" et de critères normatifs devrait logiquement mener à des "conflits" entre théories. C'est ce que nous avons pu observer. D'autre part, chaque spécialiste d'une discipline particulière devrait se trouver gêné dans son mode de raisonnement habituel quand il s'agit d'indicateurs de développement durable. Des scientifiques "rigoureux" des sciences dures ou de l'économétrie pourraient se sentir mal

à l'aise face à la subjectivité, la relativité de certains concepts, voire de leurs propres concepts qu'ils pouvaient croire "objectivisés" par l'utilisation des mathématiques. D'autre part, des représentants des sciences humaines pourraient se sentir gênés par l'affirmation de la présence de limites "absolues" à la liberté, à la créativité humaine et au progrès. La plupart des chercheurs du développement durable s'accordent sur l'importance de la multidisciplinarité, voire de la transdisciplinarité [voir à ce sujet Max-Neef, 2005]. Mais combien de revues scientifiques et d'articles au sein de ces revues arrivent-ils à cette belle synthèse ? La structure "disciplinaire" de la formation académique, les méthodes et les exigences propres d'évaluation de chaque discipline permet-elle l'émergence de telles capacités pour les chercheurs et pour la société dans son ensemble ? Voilà une question à laquelle nous n'avons pas répondu.

Références

ABDALLAH, S., THOMPSON, S. et MARKS, N. (2008) "Estimating worldwide life satisfaction", *Ecological Economics,* **65, 1,** 35-47.

ADRIAANSE, A., BRINGEZU, S., HAMMOND, A., MORIGUCHI, Y., RODENBURG, E., ROGICH, D. et SCHÜTZ, H. (1997) *Resources Flows : The Material Basis Of Industrial Economies,* WRI, Washington DC, 66 pp.

ARROW, K. J. (1978) "Extended Sympathy and the Possibility of Social Choice", *The American Economic Review,* **67, 1,** 219-225.

ARROW, K. J. et DEBREU, G. (1954) "Existence of an Equilibrium for a Competitive Economy", *Econometrica,* **22, 3,** 265-290.

AYRES, R. U. (2007) "On the practical limits to substitution", *Ecological Economics,* **61, 1,** 115-128.

AYRES, R. U. et VAN DEN BERGH, J. C. J. M. (2005) "A theory of economic growth with material/energy resources and dematerialization: Interaction of three growth mechanisms", *Ecological Economics,* **55, 1,** 96-118.

BA, M. (1979) *Approche écoénergétique d'un écosystème sahélien. Plaine de M'Pourie (Mauritanie),* ENDA, Dakar, 52.

BARBIER, E. B. (1989) *Economics, Natural Resource Scarcity and Development. Conventional and Alternative Views,* Earthscan, London.

BARNETT, H. J. et MORSE, C. (1963) *Scarcity and Growth. The Economics of Natural Resource Availability,* Johns Hopkins University Press, Baltimore.

BARTELMUS, P. (2003) "Dematerialization and capital maintenance: two sides of the sustainability coin." *Ecological Economics,* **46,** 61-81.

BAUMGÄRTNER, S., BECKER, C., FARBER, M. et MANSTETTEN, R. (2006) "Relative and absolute scarcity of nature. Assessing the roles of economics and ecology for biodiversity conservation." *Ecological Economics,* **59, 4,** 487-498.

BEHRENS, A., GILJUM, S., KOVANDA, J. et NIZA, S. (2007) "The material basis of the global economy. Worldwide patterns of natural resource extraction and their implications for sustainable resource use policies." *Ecological Economics,* **64,** 444-453.

BLACKORBY, C. et DONALDSON, D. (1982) "Ratio-Scale and Translation-Scale Full Interpersonal Comparability without Domain Restrictions: Admissible Social-Evaluation Functions", *International Economic Review,* **23, 2,** 249-268.

BLEYS, B. (2008) "Proposed changes to the Index of Sustainable Economic Welfare: An application to Belgium", *Ecological Economics,* **64, 4,** 741-751.

BLEYS, B. (2009) *Beyond GDP: The Index of Sustainable Economic Welfare,* Vrije Universiteit Brussel, Brussels, 1-344.

BOUDON, R. (2002) "Théorie du choix rationnel ou individualisme méthodologique?" *Sociologie et Société,* **39, 1,** 9-34.

BOULANGER, P.-M. (2007) "Political uses of social indicators: overview and application to sustainable development indicators", *International Journal of Sustainable Development,* **10, 1/2,** 14-32.

BOULANGER, P.-M., VAN ASSCHE, J., THOMAS, P.-Y. et DE RIDDER, B. (2003) *Mesurer le développement durable en Belgique : quels rôles pour les processus participatifs ?,* CFDD/IDD-CDO, Bruxelles.

BUREAU FEDERAL DU PLAN (2009) *Tableau stratégique d'indicateurs basé sur 11 ans de rapportage fédéral de développement durable - Contribution à la table ronde du 19 mars 2009 [20/03/2009],* Bureau fédéral du Plan, Bruxelles,

CARPENTER, S. R., CARACO, N. F., CORRELL, D. L., HOWARTH, R. W., SHARPLEY, A. N. et SMITH, V. H. (1998) "Nonpoint Pollution of Surface Waters with Phosphorus and Nitrogen", *Ecological Applications,* **8, 3,** 559-568.

CLEVELAND, C. J. et RUTH, M. (1999) "Indicators of dematerialization and the material intensity of use", *Jounal of Industrial Ecology,* **2, 3,** 15-50.

COBB, C. et COBB JR., J. B. (1994) *The Green National Product: A Proposed Index of Sustainable Economic Welfare.,* University Press of America, New York, 343.

COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R. V., PARUELO, J., RASKIN, R. G., SUTTON, P. et VAN DEN BELT, M. (1997) "The value of the world's ecosystem services and natural capital", *Nature,* **387, 6630,** 253-260.

CRABECK, S. (2007) "La résistance locale en milieu périurbain: la conquête du "chez soi"" In *Environnement et inégalités sociales* (Eds, Cornut, P., Bauler, T. and Zaccaï, E.) Editions de l'Université libre de Bruxelles, Bruxelles, pp. 109-116.

DALY, H. E. (1977) *Steady-state economics,* Freeman., San Francisco.

DALY, H. E. (1997a) "Georgescu-Roegen versus Solow/Stiglitz", *Ecological Economics,* **22, 3,** 261-266.

DALY, H. E. (1997b) "Reply to Solow/Stiglitz", *Ecological Economics,* **22,** 271-273.

DIENER, E. (1984) "Subjective well-being", *Psychological Bulletin,* **95, 3,** 542-575.

DOBRUSZKES, F. (2007) "Les nuisance aériennes à Bruxelles. Dispersion des nuisances, concentration de la contestation?" In *Environnement et inégalités sociales* (Eds, Cornut, P., Bauler, T. and Zaccaï, E.) Editions de l'Université libre de Bruxelles, Bruxelles, pp. 95-108.

DOUGLAS, P. et COBB, C. (1928) "A Theory of Production", *American Economic Review,* **18,** 139-165.

DREZE, J. (1999) "La valeur de la vie humaine dans les décisions économiques", *Louvain* **100, UCL**.

EASTERLIN, R. A. (1995) "Will raising the incomes of all increase the happiness of all?" *Journal of Economic Behavior & Organization,* **27, 1,** 35-47.

EBERT, U. et WELSCH, H. (2004) "Meaningful environmental indices: a social choice approach", *Journal of Environmental Economics and Management,* **47, 2,** 270-283.

ESTY, D. C., MARC LEVY, CHRISTINE KIM, ALEXANDER DE SHERBININ, TANJA SREBOTNJAK, VALENTINA MARA (2008) *2008 Environmental Performance Index,* Yale Center for Environmental Law and Policy, New Haven.

EUROSTAT (2001) *NAMEAs for air emissions - Results of pilot studies,* Eurostat, Luxembourg.

EUROSTAT (2005) *Rapport final de la Task-Force sur les Indicateurs de Développement Durable au Comité du Programme Statistique,* Eurostat, Luxembourg.

FAUCHEUX, S. et NOËL (1995) *Economie des ressources naturelles et de l'environnement,* Armand Colin, Paris.

FLEURBAEY, M. (2008) "Beyond GDP: Is There Progress in the Measurement of Individual Well-Being and Social Welfare?." 48.

GASPARATOS, A., EL-HARAM, M. et HORNER, M. (2008) "A critical review of reductionist approaches for assessing the progress towards sustainability", *Environmental Impact Assessment Review,* **28, 4-5,** 286-311.

GEORGESCU-ROEGEN, N. (1971) *The Entropy Law and the Economic Process,* Harvard University Press, Cambridge Mass.

GEORGESCU-ROEGEN, N. (1979) "Comments on the Papers by Daly and Stiglitz" In *Scarcity and Growth Reconsidered*(Ed, Kerry Smith, V.) RfF and John Hopkins University Press, Baltimore, pp. 95-105.

GLOBAL FOOTPRINT NETWORK (2008) *National Footprint Accounts 2008 edition,* Global Footprint Network, http://www.footprintnetwork.org/download.php?id=509.

GLOBAL FOOTPRINT NETWORK STANDARDS COMMITTEES (2006) *National Footprint Standards*, Global Footprint Network, http://www.footprintnetwork.org.

GODART, M.-F. (2007) "Inégalités sociales dans les modes de participation à la procédure d'évaluation des incidences" In *Environnement et inégalités sociales*(Eds, Cornut, P., Bauler, T. and Zaccaï, E.) Editions de l'Université libre de Bruxelles, Bruxelles, pp. 85-94.

GOELLER, H. E. et WEINBERG, A. M. (1976) "The Age of Substitutability", *Science,* **191, 4228,** 683-689.

GOWDY, J. (2005) "Toward a new welfare economics for sustainability", *Ecological Economics,* **53, 2,** 211-222.

GUDEMAN, S. (2008) *Economy's Tension,* Bergahn Books, New York. Oxford, 189.

HAMILTON, C. (1999) "The genuine progress indicator methodological developments and results from Australia", *Ecological Economics* **30, 1,** 13-28.

HAMMOND, A, ADRIAANSE, A., RODENBURG, E., BRYANT, D. et WOODWARD, R. (1995) *Environmental Indicators: a systematic approach to measuring and reporting on environmental policy performance in the context of sustainable development,* World Resources Institute., Washington.

HASS, J. L., BRUNVOLL, F. et HOIE, H. (2002) *Overview of sustainable development indicators used by national and international agencies,* OECD, 84pp.

HEAL, G. (1998) *Valuing the Future: Economic Theory and Sustainability,* New Columbia University Press, York.

HECQ, W. et KESTEMONT, B. (1991) "A model of Emissions Trading for minimizing the cost of air pollution control from Belgian power plants", *Journal of Environmental Management,* **33,** 367-382.

IUCN (1980) Gland: International Union Conservation of Nature and Natural Resources.

JESINGHAUS, J. (1995) Eurostat, Luxembourg, pp. Rapport interne, communication personnelle.

KALDOR, N. (1972) "The Irrelevance of Equilibrium Economics", *The Economic Journal,* **82, 328,** 1237-1255.

KALDOR, N. (1975) "What is Wrong With Economic Theory", *The Quarterly Journal of Economics,* **89, 3,** 347-357.

KENNEDY, B. P., KAWACHI, I. et BRAINERD, E. (1998) "The role of social capital in the Russian mortality crisis", *World Development - The Demographic Crisis in The Former Soviet Union,* **26, 11,** 2029-2043.

KESTEMONT, B. (1999) *The environmental protection expenditure account in Belgium, initial assessment based on the SERIEE method,* Eurostat, Luxembourg.

KESTEMONT, B. (2008) "Les fondements utilitaristes et anti-utilitaristes de la coopération en biologie", *Revue du M.A.U.S.S.,* **31,** 242-269.

KESTEMONT, B., FRENDO, L. et ZACCAÏ, E. (2006) "Indicateurs des impacts du développement sur l'environnement: une comparaison Afrique-Europe", *VertigO,* **7, 2,** 14.

KESTEMONT, B. et KERCKHOVE, M. (2010) "Material flow accounting of an Indian village", *Biomass & Bioenergy***, Article in Press, Corrected Proof**.

MARTINET, V. et ROTILLON, G. (2007) "Invariance in growth theory and sustainable development", *Journal of Economic Dynamics and Control,* **31, 8,** 2827-2846.

MAX-NEEF, M. A. (2005) "Foundations of transdisciplinarity", *Ecological Economics,* **53, 1,** 5-16.

MEADOWS, D. H., MEADOWS, D. L., RANDERS, J., BEHERENS, J. et LII, W. W. (1972) *The Limits to Growth: A Report for the Club of Rome's Project on the Predicament of Mankind Universe Books,* Mankind Universe Books, New York,

MENTZAKIS, E. et MORO, M. (2008) "The poor, the rich and the happy: Exploring the link between income and subjective well-being", *The Journal of Socio-Economics,* **Article in Press, Corrected Proof**.

MORAN, D. D., WACKERNAGEL, M., KITZES, J. A., GOLDFINGER, S. H. et BOUTAUD, A. (2008) "Measuring sustainable development -- Nation by nation", *Ecological Economics,* **64, 3,** 470-474.

NEUMAYER, E. (2003) *Weak Versus Strong Sustainability. Exploring the Limits of Two Opposing Paradigms,* Edward Elgar, Cheltenham, UK,

PARETO, V. (1906) *Manuel d'économie politique,* V. Giard & E. Brière, Paris,

PEARCE, D. W. et BARBIER, E. B. (2000) *Blueprint for a Sustainable Economy,* Earthscan, London.

PETERS, G. P. (2008) "From production-based to consumption-based national emission inventories", *Ecological Economics,* **65, 1,** 13-23.

PEZZOLI, K. (1997) "Sustainable development: a transdisciplinary overview of the literature", *J Environ Plan Manag,* **40,** 549-574.

PIGOU, A. C. (1920) *Economics of Welfare,* Macmillan, London.

POLANYI, K. (1944) *The Great Transformation. Traduction française: La grande transformation, aux origines politiques et économiques de notre temps,* Gallimard, Paris.

POSTEL, N. (2007) "Hétérodoxie et institutions", *Revue du M.A.U.S.S. semestrielle,* **30,** 69-101.

PRESCOTT-ALLEN, R. (2001) *The Well-being of Nations. A Country-by-Country Index of Quality of Life and the Environment.,* Island Press, Washington, 342.

PUTNAM, R. D. (1995) "Bowling Alone: America's Declining Social Capital", *Journal of Democracy,* **6, 1,** 65-78.

RAINEY, P. B., BUCKLING, A., KASSEN, R. et TRAVISANO, M. (2000) "The emergence and maintenance of diversity: insights from experimental bacterial populations", *Trends in Ecology & Evolution,* **15, 6,** 243-247.

RAVINDRANATH, N. H., NAGARAJU, S. M., SOMASHEKAR, H. I., CHANNESWARAPPA, A., BALAKRISHNA, M., BALACHANDRAN, B. N., REDDY, A. K. N., SRINATH, P. N., PRAKASH, C. S., RAMAIAH, C. et KOTHANDARAMAIAH, P. (1981) "An Indian village agricultural ecosystem- case study of Ungra village, Part I: Main observations", *Biomass,* **1, 1,** 61-76.

RAWLS, J. (1987) *Théorie de la justice,* Seuil, Paris, 700.

REED, M. S. (2008) "Stakeholder participation for environmental management: A literature review", *Biological Conservation,* **141, 10,** 2417-2431.

REES, W. (2002) "Globalization and Sustainability: Conflict or Convergence?" *Bulletin of Science Technology Society,* **22,** 249-268.

ROCKSTRÖM, J., W.STEFFEN, NOONE, K., PERSSON, Å., CHAPIN, F. S. I., LAMBIN, E., LENTON, T. M., SCHEFFER, M., FOLKE, C., SCHELLNHUBER, H., NYKVIST, B., WIT, C. A. D., HUGHES, T., LEEUW, S. V. D., RODHE, H., SÖRLIN, S., SNYDER, P. K., COSTANZA, R., SVEDIN, U., FALKENMARK, M., KARLBERG, L., CORELL, R. W., FABRY, V. J., HANSEN, J., WALKER, B., LIVERMAN, D., RICHARDSON, K., CRUTZEN, P. et FOLEY, J. (2009) "Planetary boundaries:exploring the safe

operating space for humanity", *Ecology and Society 14(2): 32.,* **14, 2,** 32 [online] URL: http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art32/.

SAPIR, J. (2007) "Libre-échange, croissance et développement: quelques mythes de l'économie vulgaire", *Revue du M.A.U.S.S. semestrielle,* **30,** 151-171.

SEN, A. (1977) "On Weights and Measures: Informational Constraints in Social Welfare Analysis", *Econometrica,* **45, 7,** 1539-1572.

SINGH, R. K., MURTY, H. R., GUPTA, S. K. et DIKSHIT, A. K. (2009) "An overview of sustainability assessment methodologies", *Ecological Indicators,* **9, 2,** 189-212.

SISSOKO, A. A. et VANDILLE, G. (2008) *Quantifying environmental leakage for Belgium,* Federal Planning Bureau, Brussels.

SOLOW, R. (1974a) "Intergenerational Equity and Exhaustible Resources", *Review of Economic Studies. Symposium on the Economics of Exhaustible Resources,* **41,** 29-45.

SOLOW, R. M. (1956) "A Contribution to the Theory of Economic Growth", *Quarterly Journal of Economics,* **70,** 65–94.

SOLOW, R. M. (1973) "Is the end of the world at hand?" In *The Economic Growth Controversy.*International Arts and Sciences Press, White Plains, New York, pp. 39-61.

SOLOW, R. M. (1974b) "The economics of resources and the resources of economics", *American Economic Review,* **64**.

SOLOW, R. M. (1992) *An almost practical step towards sustainability,* Resources for the Future, Washington DC,

SOLOW, R. M. (1993) "An almost practical step towards sustainability", *Resources policy,* **19,** 162-172.

SOLOW, R. M. (1997) "Reply: Georgescu-Roegen versus Solow/Stiglitz", *Ecological Economics,* **22, 3,** 267-268.

STEVENSON, B. et WOLFERS, J. (2008) *Economic Growth and Subjective Well-Being: Reassessing the Easterlin Paradox,* Institute for the Study of Labor, Bonn.

STIGLITZ, J. E. (1974) "Growth with exhaustive natural resources: efficient and natural growth paths. Symposium on the Economics of the Exhaustive Resources", *Review of Economic Studies* 123-137.

STIGLITZ, J. E. (1979) "A neoclassical analysis of the economics of natural resources" In *Scarcity and Growth Reconsidered*(Ed, Smith, V. K.) Johns Hopkins University Press, Baltimore,MD, pp. 36-66.

STIGLITZ, J. E. (1997) "Georgescu-Roegen versus Solow/Stiglitz - reply", *Ecol.Econ.*, **22,** 269-270.

STIGLITZ, J. E., SEN, A. et FITOUSSI, J.-P. (2009) *Report by the Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress,* The President of the French Republic, Paris.

STOCKHAMMER, E, H, H. et ET_AL (1997) "The index of sustainable economic welfare. ISEW as an alternative to GDP in measuring economic welfare. The results of the Austrian revised ISEW calculation 1955-1992", *Ecological Economics* **21, 1,** 19-34.

STRINGER, L. C., PRELL, C., REED, M.S., HUBACEK, K., FRASER, E.D.G., DOUGILL, A.J. (2007) "Unpacking 'participation' in the adaptive management of socio-ecological systems: a critical review." *Ecology and Society,* **11, 39,** on line.

TINBERGEN, J. (1976) *Pour une terre vivable,* Elsevier Savoir, Bruxelles, 199.

UN (1992) *Agenda 21: Earth Summit - The United Nations Programme of Action from Rio,* United Nations, New York,

UNCSD (2005) *Indicators of sustainable development,* United Nations Commission for Sustainable Development, http://www.un.org/esa/sustdev/natlinfo/indicators/isdms2001/table_4.htm.

UNDERWOOD, D. A. et KING, P. G. (1989) "On the ideological foundations of environmental policy", *Ecological Economics,* **1,** 315–334.

UNDP (2003) *Human Development Report 2003,* United Nations Development Programme.

UNECE (2009) *Measuring sustainable development,* United Nations Economic Commission for Europe, new York and Geneva, 102.

UNITED NATIONS, EUROPEAN COMMISSION, INTERNATIONAL MONETARY FUND, ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT et WORLD BANK (2003) *Handbook of National Accounting: Integrated Environmental and Economic Accounting 2003. Final draft.,* United Nations, New York, 598.

VAN DE KERK, G. et MANUEL, A. R. (2008) "A comprehensive index for a sustainable society: The SSI – the Sustainable Society Index", *Ecological Economics,* **66,** 228-242.

VAN DEN BERGH, J. C. J. M. (2007) *Abolishing GDP,* Free University Amsterdam, Amsterdam.

VANDILLE, G. et VAN ZEEBROECK, B. (2003) *The Namea Air For Belgium 1994-2000. The Namea Water For Belgium 1997-1999*, Federal Planning Bureau, Brussels, 104 pp.

VEENHOVEN, R. (1991) "Is happiness relative?" *Social Indicators Research,* **24, 1,** 1-34.

VINCKE, P. (1989) *L'aide multicritère à la décision*, ULB/Ellipses., Bruxelles-Paris, 180 pp.

VITOUSEK, P. M., MOONEY, H. A., LUBCHENCO, J. et MELILLO, J. M. (1997) "Human domination on Earth's Ecosystems", *Science,* **277,** 494-499.

VIVERET, P. (2002) *Reconsidérer la richesse*, Secrétariat d'Etat à l'économie solidaire, Paris.

VIVIEN, F.-D. (2005) *Le développement soutenable*, La Découverte, Paris,

WACKERNAGEL, M. et REES, W. E. (1996) *Our Ecological footprint: Reducing Human Impact on the earth.*, New Society Publishers, Philadelphia,

WCED (1987) *Our common future*, Oxford University Press, Oxford,

WEF (2002) "Environmental Sustainability Index" In *World Economic Forum, annual meeting*, World Economic Forum, Davos,

WEF (2004) "Environmental Sustainability Index" In *World Economic Forum, annual meeting*, (Ed, CIESIN-Yale University) World Economic Forum, Davos,

WEITZMAN, M. L. (1999) "Pricing the Limits to Growth from Minerals Depletion", *The Quarterly Journal of Economics,* **114, 2,** 691-706.

WILSON, J., TYEDMERS, P. et PELOT, R. (2007) "Contrasting and comparing sustainable development indicator metrics", *Ecological Indicators,* **7, 2,** 299-314.

WOLFF, P. (2003) "The EU Sustainable Development Strategy : A framework for indicators" In *Third Meeting of the ESS Task Force on Methodological Issues for Sustainable Development Indicators*, Eurostat, Luxembourg, 10-11 June 2003.

WORLD BANK (2003) *World development report 2003*, New York, 250 pp.

WORLD BANK (2006) *Where is the Wealth of Nations*, Washington D.C., 188.

WWF (2008) *Living planet report 2008*, Gland, 44.

ZACCAÏ, E. (2002) *Le développement durable. Constitution et dynamique d'un projet*, P.I.E. - Peter Lang, Berne-Bruxelles, 352.

ZACCAÏ, E., GOOR, F. et KESTEMONT, B. (2003) "Quelle importance a l'environnement ? Enseignements du cas Lomborg", *Natures Sciences Sociétés***, 12,** 44-49.

Article 1

Quelle importance a l'environnement ? Enseignements du cas Lomborg

[Zaccaï, Goor et Kestemont, 2003]

Article 1 : Quelle importance a l'environnement ? Enseignements du cas Lomborg

Edwin Zaccaï*, François Goor et Bruno Kestemont
Université Libre de Bruxelles, Centre d'Etudes du Développement Durable (IGEAT)
CP 130/02
Avenue F. Roosevelt, 50
B-1050 Bruxelles
Tél. 32 (0)2-650 43 32
Fax 32 (0)2-650 43 12

Zaccaï, E., F. Goor et Kestemont B. (2003). "Quelle importance a l'environnement ? Enseignements du cas Lomborg." Natures Sciences Sociétés(12) : 44-49.

Résumé français

The Skeptical Environmentalist. Measuring the Real State of the World, écrit en 18 mois par le statisticien Bjorn Lomborg, est devenu un ouvrage bien connu dans le monde, par l'importance de ses ventes et des polémiques qu'il suscite. Ce livre entend combattre avec une verve ironique et beaucoup de données chiffrées, la "litanie" environnementaliste (médias, organisations et scientifiques assimilés) qui selon lui assombrit à tort l'évolution favorable du développement mondial vers le progrès.

En ce qui concerne les chiffres cependant, nombre de spécialistes ont déjà montré des erreurs, dont certaines pourraient n'être pas entièrement involontaires. On ne peut en tous cas que constater l'étonnante régularité avec laquelle les faits vérifient les thèses affirmées et le fait que les données choisies le sont souvent en conséquence. Cet article illustre cette constatation par l'étude en particulier du traitement du cas du problème de la déforestation et du rejet de polluants acidifiants dans l'air. Dans le premier cas l'apparente stabilité de leur superficie n'est valable qu'en agrégeant des données disparates, sujettes à caution, toutes régions confondues sur la planète, et en négligeant largement les différences de qualité entre peuplements. Dans le second, la diminution relative et partielle apparaissant à certains niveaux de croissance économique, n'est ni généralisable (au niveau mondial cette pollution croît), ni spontanée, alors même que l'auteur entretient une vision spontanéiste des améliorations apportées par la croissance et les technologies.

D'autres présupposés et cadrages de problèmes effectués par Lomborg sont encore analysés dans cet article, avec l'intention de comprendre les raisons de la fixation de

débats écologiques en termes d'oppositions manichéennes. Nous suggérons aussi quelques leçons à tirer de l'influente importance de cette affaire.

Titre anglais

How much does environment matters ? Lessons from the Lomborg case

Résumé anglais

The Skeptical Environmentalist. Measuring the Real State of the World, written under 18 months by statistician Bjorn Lomborg, has become famous in the world due to its significant sales and the polemics it aroused. Lomborg's book intends to fight, with ironical eloquence and plenty of figures, the environmentalist "litany" (by media, organisations and similar scientists) which according to him wrongly blackens the favourable evolution of the world development toward progress.

Yet as far as figures are concerned, many specialists have already pointed out different errors, some of which might not be entirely involuntary. Anyway, one can but observe the strange regularity with which facts confirm the arguments maintained and the fact that the data are often selected accordingly. The present article illustrates this observation by the specific study of the treatment of the problems of deforestation and acid pollution of the air. In the case of deforestation, the apparent stability of the forest surface is only true when one aggregates disparate, uncertain data, for all the Earth regions together, and above all neglecting differences of forest type's value. In the case of air pollution, the relative and partial reduction which takes place at some stages of economic growth can neither be generalised (at global level this pollution increases), nor spontaneous, even though the author sustains a *spontaneist* view of the improvements brought about by growth and technologies.

Other presuppositions and problem framings by Lomborg are analysed in this paper with a view to understanding the reasons for fixing ecological debates in terms of dualistic oppositions. We also suggest some lessons to be drawn from the considerable influence of that case.

Mots-clés
Environnement, indicateurs, croissance, pollution, air

Origine de la recherche (note) :

L'origine de cet article se situe dans un séminaire de doctorants et post-doctorants, dont plusieurs travaillent sur les indicateurs de développement durable, tenu en février 2003 à l'Institut de Gestion de l'Environnement et d'Aménagement du Territoire de l'Université Libre de Bruxelles , et non publié.

1. Introduction

Depuis la mi-2001, un livre a alimenté d'importantes controverses à propos du «véritable état de la planète» et, chose encore plus sérieuse, de la compatibilité du développement actuel avec l'environnement. Ce livre c'est *The Skeptical Environmentalist. Measuring the Real State of the World* [Lomborg, 2001], un ouvrage de 515 pages, y compris 2930 notes, écrit en 18 mois par Bjorn Lomborg, un universitaire danois spécialisé en statistiques.

Cette affaire dépasse la recension d'un ouvrage pour plusieurs raisons. Outre le tirage important pour ce genre d'ouvrage, largement plus de 100 000 exemplaires dans sa version anglaise, et sa traduction en plusieurs langues, la figure de Lomborg a été mise en avant dans d'importants journaux anglo-saxons et autres – en particulier danois, pays dont l'auteur est originaire – comme un point focal majeur de contestation d'un certain catastrophisme environnemental et finalement des politiques environnementales elles-mêmes. Les polémiques qui n'ont pas manqué ont porté d'abord sur la fiabilité des évaluations réalisées. Mais au-delà elles interrogent les règles du travail scientifique et les rapports de celui-ci avec la formation d'opinions et de décisions. C'est pourquoi nous voudrions revenir sur la présentation des éléments de cette affaire et sur certaines leçons qu'elles permettent de tirer, au-delà de ce livre emblématique.

2. Controverses scientifiques

Le livre de Lomborg est construit selon une visée essentiellement polémique. Publié chez un éditeur universitaire, Cambridge University Press, il se situe dans une collection consacrée aux sciences sociales, de sorte qu'il n'a apparemment pas subi de *peer review* portant sur la fiabilité des données relatives aux sciences naturelles, qui pourtant forment l'essentiel du dossier instruit à charge des environnementalistes. Disons tout de suite que cette lacune aura une portée d'autant plus grande qu'elle s'ajoute au fait que l'auteur se déclare ouvertement non spécialiste de l'environnement et qu'à toutes les critiques factuelles qui lui seront faites par des praticiens confirmés des problématiques dont il traite, il répondra par un déni assez généralisé.

Aujourd'hui la lecture des écrits de toutes sortes que l'ouvrage a suscités[18] fait apparaître un contraste assez net entre des appréciations issues de journaux d'information et d'autres formulées par une série de scientifiques. «C'est un des livres les plus précieux sur la politique publique – pas seulement la politique environnementale – qui ait été écrit pour le lecteur général intelligent ces dix dernières années [...]. *The Skeptical Environmentalist* est un triomphe», estime par exemple *The Economist.* «C'est le travail le plus significatif sur l'environnement depuis la parution de son pôle opposé, *Silent Spring,* de Rachel Carson en 1962. Il s'agit d'un accomplissement magnifique», évalue le *Washington Post Book World*[19].

A l'inverse, une série d'articles dans des revues telles *Nature*, *Science*, *Climate Policy* ou *Conservation Biology* vont critiquer, selon des modalités diverses, des erreurs parfois si nombreuses sur des points cruciaux, que l'intention, le fondement et la méthode de l'ouvrage en deviennent troublants. Néanmoins, certains de ces articles reconnaissent aussi des mérites d'indépendance et de sens critique à Lomborg, et une revue comme *The New Scientist* estime par exemple qu'il s'agit «sûrement du livre le plus controversé et le plus influent sur l'environnement de ces derniers temps.»

Recension d'articles ayant alimenté ou commenté le débat sur Lomborg dans des revues scientifiques (2001-2003)

Bongaarts J. (2002), «Population : ignoring its impact», *Scientific American* 286, p. 6769

[18] Dont on trouvera une partie sur les sites «pro» http://www.lomborg.com/ et «contra» Lomborg http://www.mylinkspage.com/lomborg.html.
[19] Cité par l'éditeur.

Budiansky S. (2002), «Divisionary tactics in environmental debate», *Nature* 415, p. 364

Burgman M. (2002), «The Skeptical Environmentalist. Measuring the Real State of the World», *Austral Ecology* 27, 238-239

Chadwick M.J. (2002), «The Skeptical Environmentalist. Measuring the Real State of the World», *Climate Policy* 2, 259-261

Cole M.A. (2003), «Environmental optimists, environmental pessimists and the real state of the world : An article examining *The skeptical environmentalist* : Measuring the real state of the world by Bjorn Lomborg», *The Economic Journal* 113 (June), 362-380

Czech B. (2000), «Julian Simon Redux», *Conservation Biology* 16, 2, April 2002, 570-571

Dagg J.L. (2003), «The Skeptical Environmentalist and the Lomborg Affair», *Environmental Science & Policy*, 6, 4, in press

Godard O. (2002), «Bjørn Lomborg ou Tintin au pays de l'écologie ? Une revue critique du livre de Bjørn Lomborg, *The Skeptical Environmentalist*», *Politique étrangère,* IFRI

Grubb M. (2001), «Relying on Manna from Heaven ?», *Science* 294, 9 Nov. 2001, 1285-1286

Holdren J. (2002), «Energy : asking the wrong questions», *Scientific American* 286, p. 6567

Lovejoy T. (2002), «Biodiversity : dismissing scientific process», *Scientific American* 286 (1), 6971

Moomaw W.R. (2000), «Lomborg's *The Skeptical Environmentalist :* Refuting a Scientific Model without Science», *Conservation Biology* 16, 4, Aug. 2002, 861-862

Orr D.W. (2002), «The Labor of Sisyphus», *Conservation Biology* 16, 4, Aug. 2002, 857-860

Pauly D. (2002), «The Skeptical Environmentalist. Measuring the Real State of the World», *Fisheries* 3, 2002, 360-365

Pielke Jr., R.A. (2002), «Policy, politics and perspective», *Nature* 416, 367-368

Pimm S. and Harvey J. (2001), «No need to worry about the Future», *Nature* 414 (8), Nov. 2001

Ridley M. (2002), «The profits of doom», *Spectator* 288, p. 1011

Schneider S. (2002), «Global warming : neglecting the complexities», *Scientific American* 286, p. 6265

à quoi on ajoutera la publication copieuse réalisée par certains de ses collègues danois :

Ege C. and Lind Christiansen J. (2002), *Sceptical Questions and Sustainable Answers*, Published by the Danish Ecological Council, Copenhagen

Scientific American a donné l'occasion à quatre experts reconnus de revoir les analyses effectuées par Lomborg dans plusieurs chapitres. Chacun met en évidence certaines erreurs manifestes dues à la sélection de sources opportunes, au traitement des données ou à la méconnaissance des phénomènes analysés. Ainsi pour le climat, Stephen Schneider relève des éléments erronés en matière de connaissance de science du climat, de scénarios d'émissions et surtout de calculs coûts-bénéfices, un sujet crucial qui parcourt tout l'ouvrage, comme on le verra. Dans sa réponse à ces critiques, dans la même revue, Lomborg ne consent pas à revoir ses résultats. Enfin, ses contradicteurs réagissent encore, en estimant impossible de dialoguer de cette façon. Comme l'écrit l'un d'eux, John Holdren : «Déformation de ce que j'ai écrit, obscurcissement de ce qu'il a écrit ; confusions conceptuelles persistantes, manque de précision là où la spécificité était requise ; précision illusoire où seules des approximations sont possibles.»[20]
Faut-il donc brûler Lomborg ? Pas si vite.

3. Démanteler la litanie

Si les deux «camps» que nous avons schématisés ci-dessus peuvent en effet s'observer, il existe aussi une large frange de commentateurs dans la presse généraliste qui ont bien saisi la portée idéologique de ce livre, à savoir l'occasion de relancer avec force le débat sur une vision alarmante des impacts environnementaux du développement. C'est le cas par exemple en France avec *Libération*, *Courrier international* ou *Le Monde*, lequel, fait assez rare, recense dans son cahier consacré aux livres un ouvrage en anglais, précisément pour sa vertu interpellante[21].

Le livre est très bien écrit et bien présenté. Sa structure sous forme d'enquête, son style dynamique et polémique, la multiplication des informations qu'il présente, le rendent attractif. Dès les premières pages le ton est donné ; il s'agit de passer au crible des

[20] Les éléments de la polémique dans le *Scientific American* sont tirés du jugement du Danish Committee on Scientific Dishonesty. La référence des articles figure dans l'encadré.
[21] Dans *L'Express* en revanche, Claude Allègre est louangeur.

données factuelles et statistiques la vision vert sombre des éditions annuelles de *L'état du monde*, la publication phare du Worldwatch Institute, et avec elle, des grandes associations de protection d'environnement, mais aussi de certains organismes publics ainsi que de scientifiques actifs dans le domaine de l'environnement. Tous sont peu ou prou assimilés à un discours «environnementaliste» multipliant les poncifs sur les conséquences négatives de notre mode actuel de développement : «la litanie». L'enquête commence par des données portant notamment sur la démographie et la faim dans le monde et, surtout dans le premier cas, ce sont sans doute les chapitres les moins critiqués du livre : comme l'affirme le PNUD, les progrès pour certains aspects du développement humain ont été en effet considérables au XXe siècle, surtout s'ils sont évalués globalement.
La plupart des problématiques environnementales sont ensuite analysées à travers une série de sources et de raisonnements choisis, de telle sorte qu'invariablement les conclusions montrent que soit le problème n'existe pas, c'est un artefact (exemple de la diminution de la fertilité masculine), soit il a été grossièrement surestimé (cas de la diminution de la superficie des forêts ou de la biodiversité), soit les mesures prises ou préconisées pour le combattre sont excessivement coûteuses, mesurées à une utilisation efficiente des ressources économiques (exemple du climat).

La conclusion (dans les ultimes lignes du livre) de cette démonstration : «Donc, voici le vrai message du livre : les enfants nés aujourd'hui – tant dans le monde industrialisé que dans les pays en développement – vivront plus longtemps et en meilleure santé. Ils recevront plus de nourriture, une meilleure éducation, un plus haut standard de vie, plus de temps de loisirs et bien plus de possibilités sans que l'environnement global ne soit détruit. Et cela, c'est un monde magnifique.»

Pour Lomborg, le développement économique et technique porte en lui ses propres remèdes. Les impacts sont sous contrôle, ils restent relativement mineurs ou s'atténueront grâce aux innovations technologiques. Le progrès technique, allié à différentes autres formes d'améliorations (économique, sociale et même environnementale) est réhabilité, alors qu'il avait été contesté et que des alternatives sont recherchées au moins depuis le dernier quart de siècle. La culpabilité nourrie par les «environnementalistes» est inutile. Lomborg estime que la litanie, relayée complaisamment par les médias, est le fruit du goût de sensationnel du public et de la

recherche de notoriété et de crédits par ceux qui la portent[22]. Mieux encore, il y a bien des grandes causes à défendre dans le développement, en particulier celles de l'amélioration de la vie des plus défavorisés, et Lomborg se fait l'avocat d'actions vers ces priorités-là, plutôt que vers les priorités environnementales.

Par ces quelques éléments de présentation, on conçoit vite combien les discussions peuvent nous emmener loin. Le livre a réussi à condenser et à porter à l'avant-scène des éléments centraux des conceptions actuelles du développement durable. Mais s'il a pu jouer ce rôle de point focal des débats, c'est aussi parce qu'il se présente comme basé sur «la science», qu'il prétend faire acte de libre pensée informée par la raison et l'observation, opposée à ce dogmatisme ambiant que serait devenu le progressisme écologiste. Sans cette abondante «armure scientifique» il aurait été placé sur le même rang qu'une série d'ouvrages d'opinion. Pourtant, nous avons noté déjà que la scientificité de nombre des résultats présentés a été contestée. Dans ce qui suit nous proposons de considérer un peu plus en détail deux thèmes où l'on pourra mieux juger du type de traitement effectué à l'appui des thèses défendues : le problème de la déforestation et celui de la pollution de l'air.

4. Perdu dans les forêts

En ce qui concerne les forêts, l'essentiel de l'argumentation de Lomborg (Chapitre 10) porte sur l'évolution récente de la couverture forestière mondiale, l'objectif étant de démontrer que, contrairement aux slogans de la litanie, elle ne diminuerait pas de façon inquiétante. Et en effet, les séries temporelles disponibles (provenant de l'Organisation des NU pour l'Alimentation et l'Agriculture, acronyme anglais : FAO) ne permettent pas de mettre en évidence une évolution significative au cours de la seconde moitié du XXe siècle.

Les données exprimées en termes relatifs (en proportion d'occupation du sol) ne donnent cependant pas une idée claire de l'ampleur des variations. De plus, l'interprétation qui en est faite par Lomborg, ainsi que la prise en compte déficiente de l'incertitude qui leur est associée, posent question de la part d'un statisticien. Le choix de

[22] Etrangement, et comme le relèvent plusieurs commentateurs, Lomborg ne dit mot des soutiens d'acteurs économiques, telle l'industrie pétrolière, à des études ou des campagnes de ton opposé, pas plus qu'il ne cite des lobbies industriels.

longues séries temporelles se justifie, selon Lomborg, par la volonté de mettre en évidence une tendance de fond en lissant les variations à court terme. Dans son interprétation, il gomme néanmoins du même coup les effets significatifs des changements de nomenclatures[23] ou des modes de calcul, ainsi que ceux de l'évolution des techniques de mesure[24]. L'argument de l'incertitude peut donc aisément se retourner contre l'auteur. Dans le même ordre d'idées, une analyse critique des informations relatives aux dégâts des feux de forêts suggère une utilisation orientée des sources, qui va dans le sens de la thèse générale défendue tout au long de l'ouvrage.

Mais ce n'est peut-être pas le problème fondamental. Même en admettant que, globalement, la couverture forestière mondiale ne diminue pas, les variations locales ne sont pas ou peu quantifiées. Bien que conscient de la difficulté de comparer différents types de forêts, Lomborg n'hésite pas à les agréger pour l'analyse. Ce faisant, il met sur pied d'égalité une forêt primaire tropicale et une plantation mono-spécifique en zone tempérée. Même si on peut discuter à propos de leur valeur respective et de son évaluation, un large consensus existe à propos des différences de richesse biologique (biodiversité) et d'intérêt patrimonial (valeur de conservation). Dans ce contexte, une analyse plus détaillée montre que la relative stabilité au niveau mondial au cours des dernières décennies masque en réalité une augmentation des forêts secondaires tempérées combinée à une importante disparition de forêts primaires, concentrée dans les pays tropicaux, avec de grandes disparités entre pays et selon les années. Lomborg minimise l'importance de cette dérive sur base d'un hypothétique transfert des pressions vers les forêts secondaires, avec comme conséquence une relative protection des forêts primaires rémanentes.

Ce dernier argument se prolonge au travers de l'évolution souhaitable, selon Lomborg, du mode de gestion des forêts primaires dans les pays en voie de développement (PVD). Pour lui, la réappropriation par les PVD de leurs ressources en bois est un élément clé de la croissance économique dans ces pays, qui conduirait *naturellement* à une diminution de la pression sur les forêts primaires par une utilisation plus raisonnée du combustible bois (valorisation plus efficiente, transfert vers d'autres types de carburants)

[23] La définition de la «forêt», basée sur la projection au sol de la couverture du feuillage (canopée), a été récemment modifiée dans le cas des forêts tropicales.
[24] Telles que l'utilisation de l'imagerie satellite. Cette évolution a notamment mené à l'abandon, en 1994, d'une des séries de données présentées par Lomborg, pour cause de trop grandes imprécisions.

et la mise en place d'une agriculture plus performante (moins liée au défrichage). Cette évolution n'est pas utopique[25] mais néanmoins une fois de plus simplificatrice, en négligeant par exemple la nécessité de réglementer les exportations de bois (tropicaux), à l'échelle de la planète, dans l'optique d'une gestion durable des ressources, et en donnant à penser que tout ce qui est économiquement rationnel pourra effectivement être réalisé, sans tenir compte pour autant de la complexité des situations concrètes.

5. Croissance et qualité de l'air

L'un des plus grands succès de la diminution des impacts environnementaux concerne la réduction de certaines émissions acidifiantes comme le SO_2 et les NO_x dans les pays développés. Celles-ci ont bénéficié des mesures d'économie d'énergie, de la centralisation de solutions technologiques économiquement abordables portant sur les modifications de combustibles (désulfurés) ou de procédés (brûleurs «low NO_x»), de la pose de filtres sur des grandes installations émettrices, de la délocalisation d'industries lourdes et du changement de sources d'énergie (gaz naturel et nucléaire[26]), en partie d'ailleurs motivées par des raisons stratégiques. En outre, la pollution par le SO_2 est visible, respirable et entraîne des impacts immédiats sur la santé, ce qui a fait pression pour chercher des solutions depuis la révolution industrielle. On pouvait se contenter au début de construire des cheminées, mais les épisodes de smogs meurtriers (comme à Londres en 1952) ont finalement exigé des mesures plus radicales. Le problème de l'acidification n'est pas résolu pour autant, même dans les pays développés (en Europe, entre 7 et 36% des arbres sont endommagés suivant les pays), et s'accroît même par le développement industriel rapide de certains pays (Chine, ...).

Sur base de l'évolution à Londres et plus généralement en Europe et aux Etats-Unis, Lomborg présente les tendances de cette problématique comme reflétant un succès sans mélange. Pourtant au niveau mondial – ce qui est bien son cadre de référence – les émissions ne cessent d'augmenter [Lefohn, Husar et Husar, 1999]. Vu l'abondante littérature consultée, l'auteur ne pouvait ignorer cette croissance importante de la pollution dans certains pays en voie de développement.

[25] Comme le souligne Lomborg lui-même, les modalités de traités engageant les PVD vis-à-vis de la protection de leurs forêts primaires sont à l'étude actuellement.

[26] La réduction des émissions atmosphériques se réalise au prix d'autres pollutions comme les déchets radioactifs, quand l'électricité d'origine nucléaire remplace en partie celle issue de combustibles carbonés.

A un niveau de calcul plus précis, penchons-nous encore sur la façon dont les données londoniennes ont été traitées par le statisticien Lomborg pour conclure que «la pollution de l'air n'est pas un nouveau problème qui empire, mais un vieux problème qui ne fait que s'améliorer». Il illustre son propos par un graphe (graphe 86) représentant une courbe en U inversé de la qualité de l'air à Londres de 1585 à nos jours. D'après cette figure, la concentration de SO_2 aurait crû jusqu'à près de 900 $\mu g/m^3$ vers 1850, époque à partir de laquelle elle n'aurait cessé de baisser[27]. L'auteur cite notamment un scientifique renommé, Brimblecombe, mais nous apprend dans la note 1163 qu'il a dû «ajuster ces données par un facteur 4 pour les faire coïncider avec les données récentes observées». Vérification faite, la valeur donnée par Brimblecombe [Brimblecombe, 1977] vers 1850 n'atteint pas 200 $\mu g/ m^3$. Dès lors c'est à partir de cette extrapolation simplifiée que Lomborg arrive à la conclusion que nous sommes revenus à des niveaux de pollution du Moyen Age.

La courbe en question fait apparaître le XXe siècle comme une période de nette amélioration de la qualité de l'air, contredisant ainsi la litanie : le développement économique spectaculaire des années 60 se serait donc fait au bénéfice de l'environnement ! Mais cette courbe en U inversé retrouvée par Lomborg pour Londres a aussi une portée encore plus large, dans la mesure où si elle avait été vérifiée, elle viendrait à l'appui d'une théorie centrale implicite dans son livre : la diminution programmée des impacts environnementaux grâce aux progrès technologiques, après une phase d'accroissement initial. Cette théorie (non citée ici par Lomborg, mais reprise à l'occasion par la Banque Mondiale ou l'OCDE) est dénommée «courbes environnementales de Kusnetz» (CEK) (d'après cet économiste qui l'a appliquée à la relation entre PIB et inégalités[28]). Dans certains domaines, au premier plan desquels les émissions acidifiantes et pour beaucoup de villes occidentales, on peut en effet observer

[27] Notons que ces valeurs «moyennes annuelles» grossièrement estimées dépassent très largement les normes actuelles européennes, édictées pour des valeurs de pointe (350 $\mu g/m^3$ comme valeur *horaire* ne peuvent pas être dépassés plus de 24 fois en une année).

[28] Simon Kuznets avait estimé en 1955 qu'après une première croissance des inégalités en fonction du PNB, celles-ci décroissent après être passées par un maximum. Cette affirmation n'est d'ailleurs pas généralisable comme on le voit par l'accroissement des inégalités de revenus dans les pays développés ces dernières décennies.

ce type de courbe[29]. Mais cette bonne nouvelle technologique doit être mise en regard de plusieurs éléments majeurs. D'abord, certaines méta-études plus poussées montrent que la CEK ne se vérifierait pas même pour le SO_2 et se révèle extrêmement sensible au choix des exemples considérés [Harbaugh, Levinson et Wilson, 2002]. Plus fondamentalement, elle ne s'observe pas pour tous les problèmes environnementaux, loin de là, comme on le voit par exemple avec les émissions de gaz à effet de serre ou la production de déchets qui continuent généralement à croître avec le PNB. Ensuite, même si elle était vérifiée, elle ne démontrerait pas pour autant qu'il s'agisse de la trajectoire la plus efficiente du développement[30] : la croissance initiale de l'économie engendre des dommages et il n'est pas prouvé que les laisser se produire est préférable à agir pour les éviter. Enfin, cette évolution n'est pas une conséquence spontanée du développement économique et technologique comme le soutient Lomborg : elle nécessite une action correctrice de la société et en premier lieu des pouvoirs publics[31].

L'optimisme que Lomborg veut nous faire partager est typique des économistes néoclassiques [Keyfitz, 1994], alors qu'il est maintenant démontré que cette théorie ne peut, sans corrections importantes à tout le moins, résoudre les problèmes environnementaux[32]. Mais ici, à l'appui de cette théorie, il faut citer la figure capitale de référence pour l'entreprise «sceptique» de Lomborg, celle de l'économiste Julian Simon. Une citation de cet auteur est placée en exergue du livre et toute la thèse de Lomborg sur le progrès économique auto-correcteur de ses impacts environnementaux, sur les dépenses inutilement élevées de corrections publiques, se trouve déjà chez Simon et ses élèves.

[29] Hormis le fait que le sommet de la courbe se situe à des PIB bien plus élevés que ce que suggère la construction de Lomborg, ce qui laisse peu de place, en pratique, pour la généralisation des «phases de développement» occidentales au reste du monde.
[30] Au contraire, selon [Granja e Barros, Mendoça et Nogueira, 2002]
[31] C'est d'ailleurs la critique de M Grubb dans *Science* (déjà cité), dans son article au titre évocateur : «Relying on manna from Heaven?» : les progrès enregistrés ne viennent pas du ciel mais sont stimulés par les actions des pouvoirs publics.
[32] Voir par exemple les travaux de Passet, Daly, etc. via la Société international d'écologie économique (http://www.euroecolecon.org).

6. Quelques enseignements

La ligne de plus forte pente lorsque l'on analyse le travail de Lomborg porte à se positionner «pour» ou «contre» sa thèse. Tout le propos a été construit pour entraîner ce type de position. Pourtant nous voudrions, malgré les biais considérables de l'ouvrage, tenter de relever le défi qu'il lance de façon tranchante sur la solidité des estimations alarmantes répandues à propos de l'état de l'environnement. Ce qui précède montre que la thèse optimiste de Simon-Lomborg prête le flanc à des critiques majeures. Hélas, la qualité des résultats factuels comporte également des erreurs graves, involontaires ou volontaires. Néanmoins, croire le brûlot lomborgien neutralisé pour se réfugier dans les «certitudes environnementalistes», dans leur version «litanie», ne nous paraît pas non plus très attractif. Nous évoquerons donc, pour terminer, plusieurs questions pertinentes qui nous paraissent avoir été révélées crûment par cet épisode.

La première concerne les conséquences qui découlent de l'évaluation de questions de développement durable en prenant le niveau mondial pour référence prépondérante. Dire par exemple que les prises de poissons surexploitent peu (Lomborg) ou beaucoup (la litanie) les stocks globaux, c'est débattre en référence à ce niveau mondial, qui n'est pas le seul pertinent. Ainsi les pêcheurs mauritaniens ou sénégalais pour qui les prises se raréfient, seront peu dédommagés d'apprendre qu'elles augmentent à quelques milliers de kilomètres de là (nous avons vu une agrégation du même type déjà avec le cas des forêts). Certes l'entreprise internationale de pêche modifiera l'origine de sa marchandise et le consommateur qui achète des poissons surgelés n'y verra guère de différence. Mais au niveau local – et local peut signifier régional, national – les problèmes peuvent être graves mais dilués dans ces approches globales. Sans compter que ces «stocks» de poissons (notion issue de l'économie), nous disent peu de choses sur la qualité de la faune et du milieu. Une autre erreur d'un type un peu différent consiste à mesurer la biodiversité de préférence par le nombre d'espèces éteintes au niveau mondial. Tant que le tigre, par exemple, n'a pas disparu partout, ce n'est pas trop grave ?

Très souvent aussi, se surimposant à cette approche abstraite mondiale de l'environnement et des ressources, on trouve des surestimations contestables de l'apport des régulations économiques. B. Lomborg explique par exemple qu'il faut diminuer les

subsides à l'agriculture dans les PVD et que des agricultures plus performantes (il cite les Etats-Unis) pourraient fournir des denrées avec une meilleure efficacité globale[33].
Mais une question n'est pas abordée ici : d'où viendront les ressources de la masse d'agriculteurs disposant de moins d'un dollar par jour pour payer ces importations ? Ce raisonnement prenant pour acquis le monde comme un système global néglige toutes les contraintes pour rendre disponible une ressource ailleurs qu'en son lieu de production : transport, système social, distribution, agriculture comme mode de vie, etc.[34]

Ce que l'approche mondiale tend à masquer c'est donc la répartition des problèmes et la connaissance fine de la diversité des processus au-delà de ces «grands» principes négociés dont sont friandes les déclarations officielles, de type : «il faut une approche mondiale pour protéger l'environnement», «les ressources mondiales diminuent», «les subsides nuisent à l'environnement», etc.

On le voit aussi, et c'est une chose que nous aimerions souligner, Lomborg n'est certainement pas seul dans cette approche mondiale, aujourd'hui très répandue. Il n'est pas seul non plus dans son recours majeur à l'estimation économique des dommages environnementaux et à l'utilisation des résultats comme critère important de hiérarchisation des décisions correctrices. De nombreux rapports d'instances internationales les utilisent fréquemment, mais en les combinant à d'autres arguments et d'autres contraintes, alors que *The Skeptical Environmentalist* fait un usage massif et univoque de cette approche apparemment logique et cohérente, mais qui à l'examen peut être critiquée sur un certain nombre de points, précisément au nom de la logique et de la cohérence. Lomborg néglige ainsi les imprécisions considérables inhérentes aux méthodes d'estimations coûts-bénéfices (notamment en ne comparant pas différentes études, alors que les conventions de calcul mènent à des résultats qui peuvent diverger fortement). Il utilise des modes simples de calcul économique en dehors de leurs limites de pertinence, par exemple quand les facteurs ou les effets sont biologiques, irréversibles ou non substituables, ou quand ils ne peuvent pas faire l'objet de préférences des agents économiques [voir Faucheux et Noël, 1995]. Il tend à confondre

[33] Or, le marché concurrentiel mène à des bons résultats agrégatifs mais il n'en assure pas la redistribution [voir Sen, 1999]
[34] Sans compter ici en l'occurrence que la diminution de l'encadrement des agriculteurs du Sud est l'un des facteurs responsables de mauvaises pratiques, surexploitation des sols, manque de connaissances techniques, manque d'engrais [voir Reed, 1999].

la théorie économique et la réalité, comme lorsqu'il estime que les conflits pour l'eau sont improbables car trop coûteux par rapport à la valeur d'échange de cette ressource. Il prône des hiérarchies de choix basées sur des résultats statistiques fragiles. Ainsi, dans la section «*Weighing Risks»,* une classification des risques est présentée (selon *une* étude de 1979, Tableau 8), qui conduit à argumenter pour revoir l'attribution des ressources en fonction du coût statistique de chacun d'eux en termes de vies humaines. Outre les différents problèmes déjà signalés (grandes imprécisions dans les évaluations, méconnaissance des processus à l'œuvre et de comment ils peuvent être corrigés sur le terrain), il faut ajouter que le critère de coût (montré dans le tableau suivant -9 - de son ouvrage) ne peut être le seul pour prendre ce type de décisions, en particulier en santé publique[35]. Dans le cas contraire il faudrait admettre de cesser par exemple de soigner des personnes âgées ou très malades.

La vertu du livre de Lomborg, dont l'honnêteté sur plusieurs points a été contestée, pourrait néanmoins être de revivifier l'attention aux choix des approches, des cadrages, qui peuvent être si déterminants. D'appeler à de meilleures évaluations de l'environnement dans sa «complexité» (ce lieu commun ressassé). Des évaluations capables en outre d'être communiquées vers les sphères de décision, comme l'a si bien fait ce manifeste. De s'interroger enfin sur le réalisme des principes passe-partout.

En somme ce livre nous appelle à mieux préciser les problèmes dont nous parlons et que nous voulons résoudre, au présent et aussi au futur. L'un de ses points les plus forts est qu'en effet il y a eu des progrès dans l'état de l'environnement, pour plusieurs problématiques, dans les pays riches en tous cas. On ne peut simplement les passer sous silence[36]. Sur le plan psychologique ou médiatique, *The Skeptical Environmentalist* nous amène à nous poser la question de savoir pourquoi l'écologie se marie souvent avec le catastrophisme et si elle pourrait devenir assez mature pour recevoir un

[35] La méthode «coûts-bénéfices» prônée par Lomborg implique de donner une valeur monétaire à la vie humaine. A la question éthique fondamentale : «comment peut-on donner une valeur monétaire à la vie humaine?», les économistes répondent par des estimations éparses, contradictoires, et globalement proportionnelles au revenu monétaire, ce qui tend à donner plus d'importance à la vie d'un riche qu'à celle d'un pauvre. Ce qui est en contradiction avec les déclarations humanistes de Lomborg sur la nécessité d'aider les plus pauvres.

[36] Pas plus évidement que l'on ne doive se laisser distraire par des questions résolues en pour occulter des problèmes environnementaux pour lesquels les solutions envisagées n'ont pas encore réussi à inverser les tendances, comme la perte de biodiversité, les émissions mondiales de CO2, la dissémination de substances nocives, l'érosion des sols, etc.

traitement différencié dans la conscience du XXe siècle (question à laquelle hélas Lomborg ne répond pas, participant au contraire au même phénomène, en ayant juste inversé le miroir).
En outre, Lomborg fait sienne cette vision du développement durable où des problèmes écologiques sont mis en balance avec des problèmes sociaux, qui dans des pays pauvres sont en effet d'une gravité extrême.

Légitime, cette approche doit cependant se garder d'adopter une série de biais déjà rencontrés. Ainsi, on n'a pas attendu *The Skeptical Environmentalist* pour savoir que «la plus grande priorité» qui devait être accordée, selon les vœux du Rapport Brundtland, aux «besoins essentiels», n'est absolument pas en vigueur.

Dans le "développement" actuel, cette plus grande priorité est en fait accordée à la demande solvable. Lomborg consent également à sacrifier les plus faibles dans l'intérêt « général », comme on l'a vu plus haut dans le cas de l'agriculture. Par contre, s'il est cohérent avec le principe de non-intervention de l'Etat dans l'économie quand il préconise de supprimer les budgets environnementaux, il ne l'est plus quand il suggère de les transférer vers les pays en voie de développement. Ce n'est évidemment pas le transfert très hypothétique de budgets environnementaux vers ces pays qui va changer grand chose aux problèmes des plus pauvres. Encore moins dans une vision où le marché se voit attribuer le rôle de régulateur prépondérant.

Bibliographie (hors liste dans l'encadré)

ALLEGRE C. (2002), «Écologie – L'état de la planète ou la conscience sans science», *L'Express*, 22 août 2002.

BRIMBLECOMBE, P. (1977) "London air pollution, 1500-1900", *Atmospheric Environment,* **11,** 1157-1162.

EGE C. and Lind Christiansen J. (2002), *Sceptical Questions and Sustainable Answers,* Published by the Danish Ecological Council, Copenhaguen

FAUCHEUX, S. et NOËL (1995) *Economie des ressources naturelles et de l'environnement,* Armand Colin, Paris,

GRANJA E BARROS, F., MENDOÇA, A. F. et NOGUEIRA, J. M. (2002) *Poverty and Environmental Degradation: the Kuznets Environmental Curve for the Brazilian Case,* University of Brasilia, Brasilia.

HARBAUGH, W. T., LEVINSON, A. et WILSON, D. M. (2002) "Reexamining the Empirical Evidence for an Environmental Kuznets Curve", *The Review of Economics and Statistics*

KEYFITZ, N. (1994) "Croissance démographique : qui peut en évaluer les limites?" *La Recherche,* **264,** 25.

LEFOHN, A. S., HUSAR, J. D. et HUSAR, R. B. (1999) "Estimating Historical Anthropogenic Global Sulfur Emission Patterns for the Period 1850-1990", *Atmospheric Environment***, 33,** 3425-2444.

LOMBORG, B. (2001) *The skeptical environmentalist, measuring the real state of the world,* Cambridge university Press, Cambridge, 516 pp.

REED, D. (Ed.) (1999) *Ajustement structurel, environnement et développement durable,* l'Harmattan, Paris.

SEN, A. (1999) *Un nouveau modèle économique. Développement, justice, liberté.* Odile Jacobs, Paris, 479 pp.

Article 2

Les fondements utilitaristes et anti-utilitaristes de la coopération en biologie

[Kestemont, 2008]

Article 2 : Les fondements utilitaristes et anti-utilitaristes de la coopération en biologie

Bruno Kestemont
Université libre de Bruxelles et Institut national de Statistique - SPF économie , Belgique .
bruno.kestemont@economie.fgov.be

Mots-clés : utilitarisme , évolution , altruisme , coopération, égoïsme, biologie

"Les fondements utilitaristes et anti-utilitaristes de la coopération en biologie", Revue du M.A.U.S.S. n° 31, pp. 242-269.

1. Introduction

Alors que les sciences naturelles ont semblé donner raison à l'utilitarisme pendant plus d'un demi-siècle, il devient aujourd'hui possible de contredire cette hypothèse: l'homme n'est pas *uniquement* égoïste, en plus du fait qu'il n'est pas parfaitement rationnel. Ce non-utilitarisme de l'être humain s'applique aux formes les plus primitives de la vie: la coopération est inscrite dès les origines et pourrait être, avec la survie du plus apte, un des moteurs essentiels de l'évolution. La découverte récente de mécanismes permettant la naissance de la coopération dans un contexte de gènes égoïstes remet 100 ans de débats sociologiques sur la table de travail.

L'idée de sélection naturelle en biologie est venue à Darwin dans le cadre culturel de l'Angleterre victorienne, au travers des écrits de l'économiste Malthus sur la pression de la population sur des ressources naturelles limitées [Gowdy et Seidl, 2004]. Les conclusions méticuleuses de Darwin furent ensuite popularisées notamment par Herbert Spencer comme « la survie du plus fort » [Gowdy et Seidl, 2004]. Les termes de compétitivité, de survie du plus fort etc. ont donné ce que l'on appelle le darwinisme social[37] repris par la théorie néoclassique jusque dans ses applications politiques récentes[38]. Darwin n'était pourtant pas si catégorique, et il reconnaissait déjà par exemple le rôle de la sélection de groupe [Darwin, 1871, Corning, 1997].

[37] Le darwinisme social est la transposition des théories darwiniennes de l'évolution dans le cadre des sociétés humaines, en particulier la compétition entre groupes, entreprises etc
[38] L'objectif du Ministère des affaires économiques de Belgique est aujourd'hui : « Favoriser le fonctionnement *compétitif* et durable du *marché* des biens et services » [Verjus, 2006] Les objectifs de Lisbonne pour l'UE se basent sur le même leitmotiv.

Le Darwinisme social a profondément enraciné nos esprits, et les premiers anthropologues étaient évolutionnistes, au même titre que les successeurs d'A. Smith, de K. Marx et des autres économistes classiques. Aujourd'hui, l'on parle encore de sociétés «développées» en opposition aux sociétés appelées pudiquement «en voie de développement» ou «pays les moins avancés», pour ne plus utiliser le terme de «sociétés primitives». Vu sous cette perspective, la notion même de «développement durable » peut apparaître comme imprégnée par cette notion de darwinisme social à cause du mot « développement ». La perspective néoclassique se base également sur ce modèle de sélection du plus compétitif dans un contexte de concurrence. On peut donc avancer que le darwinisme social est un trait marquant de la culture moderne.

L'analyse scientifique ne permet pas de classer hiérarchiquement une espèce biologique ou une société par rapport à une autre en terme de « supériorité », mais seulement en terme de succession d'apparition ou de disparition dans le temps, de degré de complexité etc. Encore faudrait-il postuler que les espèces les plus "vieilles", popularisées sous le nom de "fossiles vivants" comme les crocodiles, ont cessé d'évoluer depuis leur apparition, ce qui semble fort éloigné de la réalité. Les êtres les plus simples, comme les virus, n'ont pu apparaître que tardivement dans l'échelle du temps, étant une forme dégénérée d'organismes plus complexes. Quelque 14 millions d'espèces [PNUE, 2002] existent aujourd'hui. Elles sont toutes le résultat suprême d'une évolution de plusieurs milliards d'années. 24% d'espèces de mammifères et 14% espèces d'oiseaux sont aujourd'hui menacés de disparition [PNUE, 2002], signe d'inadaptation au monde *moderne*. On ne peut pas conclure sans anthropomorphisme qu'elles sont pour autant « inférieures » au virus de la grippe le plus basique, qui lui se porte très bien. Si la sélection naturelle était limitée à la survie du plus fort, il n'y aurait plus aujourd'hui au mieux qu'une seule espèce, et cette espèce ne comporterait qu'une super-race, parmi laquelle une superfamille hyper consanguine. Dans le domaine économique, au lieu des 700000 entreprises comptabilisées en Belgique actuellement [INS, 2006], il ne resterait qu'une super-entreprise qui mettrait bien à mal l'hypothèse d'infinité des acteurs de la théorie néoclassique.

On voit que dans le domaine social comme dans le domaine biologique, le concept de "sélection du plus fort" ne reflète pas fidèlement la théorie darwinienne et n'explique pas la diversité observée. La théorie de l'évolution de Darwin explique un des grands

moteurs de la création d'espèces, sans plus. Outre l'absence d'évolution définitive vers une super-espèce ou un monopole qui écraserait tout, il reste cependant à expliquer pourquoi des comportements altruistes ont pu résister à la sélection naturelle chez différentes espèces. En effet, si la théorie (utilitariste) de l'évolution est valable, les comportements non égoïstes devraient en première analyse avoir disparu depuis longtemps.

Les principales explications biologiques de la coopération ou de l'altruisme[39] avancées jusqu'ici sont[40] :

- la sélection de parentèle (kin selection) [Hamilton, 1964];
- le signalement coûteux ou « barbe verte » [Dawkins, 1976];
- l'altruisme réciproque [Axelrod et Hamilton, 1981, Axelrod, 1984, Trivers, 1971];
- la réciprocité indirecte (ou le phénomène de réputation)[Milinski, Semmann et Krambeck, 2002, Nowak et Sigmund, 1998, Leimar et Hammerstein, 2001] et son signalement coûteux [Gintis, Smith et Bowles, 2001].
- la réciprocité dure [Fehr, Fischbacher et Gächter, 2002]
- finitude, milieu visqueux, flèche du temps [Nowak et al., 2004, Nowak et May, 1992] ;
- l'effet des fluctuations [Sanchez et Cuesta, 2005];
- la non viabilité de la concurrence parfaite;
- la sélection de groupe [Darwin, 1871, Wynne-Edwards, 1962, Henrich, 2004]
- et enfin la sélection culturelle ou la co-évolution groupe-individu [Darwin, 1871, Boyd et Richerson, 2003, Hammerstein, 2003, Bowles, Choi et Hopfensitz, 2003, Henrich, 2004]

Ces explications se complètent à peu près dans l'ordre. La première explication laisse des comportements altruistes inexpliqués qu'arrive à expliquer la deuxième théorie etc.

[39] L'altruisme est défini comme la capacité de commettre des acts coûteux qui donnent un bénéfice à des tiers [Fehr et Fischbacher, 2003]
[40] [Nowak et Sigmund, 1998, Sanchez et Cuesta, 2005]

Pour un détail de ces théories, il faudra se rapporter à la littérature la plus récente, par exemple [Henrich, 2004] ou [Fehr et Fischbacher, 2003].

Pour résumer, disons qu'alors que pendant longtemps, la biologie semblait avoir prouvé que l'altruisme était impossible en terme évolutif, il est maintenant démontré que dans des modèles plus complexes faisant intervenir par exemple une *viscosité du milieu* (c.-à-d. une série d'obstacles favorisant la création de groupes en couches multiples, l'inverse d'un substrat uniforme et instantané) ou l'irréversibilité du temps, des comportements (ou mutations) altruistes non seulement peuvent apparaître, mais peuvent en outre se développer et envahir un groupe d'égoïstes primaires [Van Baalen et Rand, 1998]. L'application de modèles probabilistes plutôt que déterministes arrive au même résultat, même sans interactions répétées, de phénomène de réputation ou de conditions d'hétérogénéité du milieu [Sanchez et Cuesta, 2005].

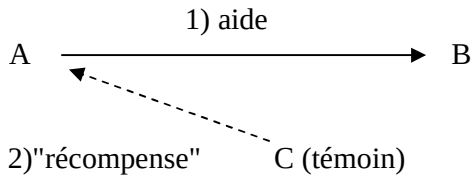
On peut faire le rapprochement avec l'apparition de la vie, de l'ordre dans l'entropie croissante de l'univers qui devient possible loin de l'équilibre en univers visqueux [Prigogine et Stengers, 1979]. De même, dès que l'on décrit un modèle plus proche de la réalité, c.-à-d. en substrat visqueux (pas de fluidité ni d'instantanéité des échanges, ni de concurrence "parfaite"), dans un monde où la tendance naturelle va vers l'égoïsme primaire (un égoïste peut toujours envahir un monde d'altruistes et se développer à ses dépens), une "mutation altruiste" peut se maintenir et se développer. Empiriquement, il faut bien admettre que la sexualité par exemple n'a pu se développer chez des êtres primitifs que moyennant un minimum de capacités de coopération.

Dès qu'il s'agit de comportements humains, la naissance de la culture et du langage, issus des nécessités de discriminer entre altruistes et égoïstes pour des stratégies de coopération toujours risquées, a ajouté un facteur explosif dans la sélection de comportements de coopération. Dès la naissance de l'humanité, il y eut co-évolution nature-culture [Henrich, 2004].

Je vais illustrer ce propos par les théories les plus récentes, qui essaient d'expliquer les comportements altruistes non explicables par un égoïsme détourné (parentèle, altruisme réciproque), comme par exemple le sacrifice personnel, la volonté de punir ou de récompenser, le don anonyme etc.

2. La réciprocité indirecte

La réciprocité indirecte [Nowak et Sigmund, 1998, Leimar et Hammerstein, 2001, Milinski, Semmann et Krambeck, 2002, Nowak et Sigmund, 2005, Alexander, 1987] ou réciprocité ternaire [Dominique Temple, 1997] est, d'un point de vue utilitariste, perçu comme un prolongement un peu plus complexe de la notion d'échange différé. Il se base sur la notion de réputation. A aide B au vu et au su de C. C est alors enclin à aider A. Ce comportement peut s'expliquer parce que C fait confiance à A dans l'éventualité d'une relation de réciprocité directe (explication utilitariste). Ayant pu observer que A est capable de relation réciproque, qu'il a internalisé la norme sociale, C est prêt à "investir" en aidant A, espérant recevoir de A en retour lors d'une prochaine occasion.



Une autre interprétation du comportement de C est qu'il veut *récompenser* A pour sa générosité. Cette dernière explication est non utilitariste. Pourquoi C voudrait-il récompenser A d'avoir aidé un tiers, B? Peut-être espère-t-il ainsi renforcer la norme sociale, qui *in fine* lui reviendrait positivement? Mais dans ce cas, pourquoi C ferait-il un effort pour récompenser A? Pourquoi ne laisserait-il pas quelqu'un d'autre faire cet effort à sa place?

La motivation de C peut donc s'expliquer de deux manières, l'une utilitariste, l'autre non. Mais il est plus intéressant d'analyser les motivations de A. Soit A est altruiste et il n'y a plus rien à démontrer. Soit A est utilitariste et aide B par un calcul intéressé subtil. Que C soit ou non utilitariste importe peu: en se faisant une réputation, A *escompte un bénéfice futur* éventuellement plus important que son investissement initial. Cette stratégie n'a de sens que si dans le même temps, *A fait un pari de non utilitarisme de la part des autres agents*. Autrement dit, si A se montre généreux par calcul utilitariste,

c'est qu'il ne croit pas en la pureté utilitariste des autres agents. Tout calculateur soit-il, il ne peut se résigner à croire que les autres sont exclusivement calculateurs.

Donc à ce point du raisonnement, soit A veut simplement aider B "gratuitement" sans motivation utilitariste, soit il est utilitariste mais parie sur le non utilitarisme des autres agents comme C. Il reste une troisième voie, qui permet de sortir de la tension émanant de cette dernière proposition: c'est que *les deux motivations se conjuguent*. A comme C mêlent des motivations altruistes et utilitaristes dans des proportions variées. Ce dernier modèle est le seul à s'accorder à tous les comportements observés. La nuance est que l'on peut universellement observer des comportements purement égoïstes, alors que l'on n'a pas pu prouver des comportements purement altruistes [Fehr, Fischbacher et Gächter, 2002].

Laissons là pour l'instant ce débat et posons-nous la question des conditions nécessaires pour que la réciprocité indirecte soit possible d'un point de vue utilitariste.

La réciprocité indirecte nécessite un signalement coûteux [Gintis, Smith et Bowles, 2001]. Inutile d'aider "égoïstement" si personne ne s'en aperçoit!

D'autre part, un comportement altruiste n'entraîne pas seulement de la réputation, mais également des jugements moraux et des interactions sociales complexes.

Se préoccuper des générations futures ferait partie de cette recherche de réputation, pour peu que l'on arrive à le faire savoir. Mieux, l'être parfaitement utilitariste et intelligent pourrait trouver moins coûteux de faire en sorte d'*avoir l'air* altruiste tout en poursuivant subtilement ses intérêts personnels. Attitude d'autant plus complexes que les interlocuteurs punissent l'hypocrisie etc. Celui-là tirerait le meilleur bénéfice personnel dans un monde dominé par des interactions sociales.

Mais le signalement coûteux ne suffit pas. Outre le signalement coûteux, la réciprocité indirecte nécessite aussi des *discriminateurs*, c.-à-d. des individus C capables de discriminer entre individus égoïstes et individus (ou comportements) altruistes [Nowak et Sigmund, 2005]. Inutile en effet de faire savoir qu'on est altruiste si personne ne peut s'en rendre compte. Nowak et Sigmund ont modélisé les conditions dans lesquelles des

coopérateurs purs, discriminateurs[41] et défecteurs purs (égoïstes) pouvaient évoluer dans un modèle évolutif à plusieurs générations. Ils ont montré qu'en l'absence de discriminateurs, les défecteurs gagnent sur les coopérateurs (le comportement coopérateur disparaît)[42]. Autrement dit, sans agents capables d'adapter leur comportement au comportement des autres acteurs, le comportement "altruiste" est voué à disparaître, et avec lui toute possibilité de coopération. Le rôle des discriminateurs se complique par le jeu des leurres potentiels ("barbe verte") envoyés par les défecteurs "intelligents" évoqués dans le paragraphe précédent.

En situation expérimentale avec des humains, il apparaît que la réputation dépend de l'interprétation que donnent les autres non seulement à nos actes, mais aussi à nos *intentions* [Nowak et Sigmund, 2005]. Il ne suffit pas d'opérer un acte de générosité, il faut qu'il soit perçu comme tel. De même, un don n'est pas perçu comme don si l'intention n'est pas perçue comme désintéressée [Godbout, 1992, Temple et Chabal, 1995]. La force qui oblige à recevoir le don mais aussi à le reproduire (éventuellement vers un tiers)[Mauss, 1924] ne vient que du caractère reconnu désintéressé du don. Un don reconnu intéressé s'apparente à l'échange et n'entre pas dans la dynamique de la réciprocité au sens social du terme[43].

De plus, comme observé déjà dans Aristote [Aristote, -350], le *statut* peut également intervenir dans des échanges "inégaux"[44].

Il faut en effet distinguer entre défection justifiée ou non [Nowak et Sigmund, 2005]. L'analyse des motivations fait intervenir des notions de *justice* et des informations historiques très complexes. Il est parfaitement justifié de refuser de coopérer avec un être réputé abject. Il faut dès lors savoir si la personne vantant ou dénigrant une autre personne est elle-même fiable etc.

[41] Agents arrêtant de coopérer avec des agents égoïstes
[42] En l'absence de coopérateurs, les discriminateurs et les égoïstes forment un système bistable dépendant des conditions initiales: soit l'un type, soit l'autre finit par dominer. En l'absence de défecteurs, les coopérateurs et les discriminateurs forment un équilibre stable.
[43] Pour l'étude de la réciprocité « inverse de l'échange », voir la revue du MAUSS ou [Temple et Chabal, 1995]
[44] Le statut dont parle Aristote est plus complexe qu'une simple réputation, puisqu'il fait intervenir des caractéristiques de naissance (nobles, esclaves ...). Aristote considère comme naturel qu'un échange soit pondéré par le statut de chacun des protagonistes, réfutant par la sorte une valeur intrinsèque "neutre" à l'objet échangé.

Si des joueurs ont une perception différente de la réputation d'autrui, les erreurs de perception peuvent miner la coopération [Takahashi et Mashima, 2003]. A l'opposé, dans un contexte où l'information est de plus en plus incertaine, le fait que les individus ne soient pas parfaits peut au contraire favoriser la coopération [Lotem, Fishman et Stone, 1999]. Les gens ont en effet tendance à sous-estimer la perception d'autrui à leur égard (notamment après un acte d'égoïsme) et à collaborer plus que de raison [Nowak et Sigmund, 2005]. Mais de manière générale, plus d'information sur les autres acteurs mène à plus de coopération [Bolton, Katok et Ockenfels, 2005].

Concluons par la constatation que le schéma de la réciprocité indirecte est très complexe et met à l'épreuve les capacités de l'*homo œconomicus* calculateur *et rationnel* cher aux utilitaristes. Si l'homme est calculateur, il doit aussi être extrêmement intelligent, hyper informé et hyper rationnel pour arriver à mettre en oeuvre des comportements de réciprocité indirecte.

Il semble bien plus complexe de faire des calculs et paris en chaîne que d'appliquer "bêtement" un principe de générosité désintéressée. "L'instinct à faire du commerce" observé déjà par Adam Smith chez l'être humain entraînerait une demande cognitive telle qu'elle pourrait être liée au développement exceptionnel de l'intelligence et du langage humain [Nowak et Sigmund, 2005]. Pour Temple et Chabal, la réciprocité au sens large (intéressée ou non) est à la naissance des valeurs humaines[Temple, 1996-2004, Temple et Chabal, 1995]. On en revient aux jugements moraux, à l'importance de la norme sociale et à leurs fondements. Le cœur du débat sur l'utilitarisme se situe dans cette question: l'éthique est-elle utilitariste?

3. La réciprocité indirecte en chaîne

A aide B qui aide à son tour C. Ce cas particulier de réciprocité indirecte ne peut pas s'expliquer uniquement par la réputation[45]. Ce comportement est souvent observé dans les expériences économiques [Nowak et Sigmund, 2005]. Il est également typique du transfert entre générations, des relations parents-enfants [Chabal, 1996] et de la préoccupation pour le développement durable. Cette forme de réciprocité n'a pas d'explication *exclusivement* utilitariste[46]. Elle pourrait à la limite s'expliquer, d'un point de vue utilitariste, par des biais cognitifs ("mauvais réflexes": on récompense C en croyant récompenser A[47]) semblables à ceux développés par la théorie de la grande erreur psychologique [Nigel, 2004]. Suivant cette conception, la sélection naturelle n'aurait pas favorisé l'altruisme en tant que tel, mais des mécanismes psychologiques sous-jacents qui favorisent par exemple l'empathie [Turner, 2005] [48]. A l'origine de l'humanité, quand l'homme vivait en petits groupes très apparentés, la sélection aurait favorisé la capacité psychologique de se préoccuper de ses propres enfants ou autres parents génétiques de la tribu proche, et c'est cette propension qui aurait par la suit agi en faveur d'une collaboration avec des étrangers non apparentés. Or, on constate que l'homme, avec son grand cerveau, n'est pas moins doué de ce point de vue que les primates qui eux, reconnaissent les membres extérieurs au groupe. Même si nous sommes capables de coopération à grande échelle, nous reconnaissons très bien nos proches, mais plus de manière comportementale que physique [Daly et Wilson, 1988, Sepher, 1983, Wolf, 1970]. Le favoritisme de parentèle observé dans beaucoup de sociétés est lui aussi avant tout un trait comportemental [Henrich, 2004].

Une autre explication vient d'une perception anthropologique de la réciprocité, telle qu'exprimée dans des sociétés peu occidentalisées.

Les anthropologues, à la suite de Mauss [Mauss, 1924] considèrent le fait social dans sa globalité: il n'y a pas de fait social (par exemple économique) séparé des autres

[45] On ne s'occuperait de ses enfants *que* par crainte du jugement d'autrui
[46] Suivant le point de vue utilitariste, l'amour maternel découlerait *uniquement* du plaisir éprouvé par la mère à la vue de son enfant, d'une pression sociale, d'un investissement pour ses vieux jours etc.
[47] [Nowak et Sigmund, 2005]
[48] c'est le point de vue de la psychologie évolutionniste

(émotifs, relationnels). Tout fait social, y compris l'échange, est "total". En gros, nous donnons à nos enfants l'amour (les dons, les frustrations, l'éducation, ...) que nous avons reçus de nos parents. Il s'agit de la forme de réciprocité dite "chemin" [Racine, 1986] ou réciprocité ternaire unilatérale [Dominique Temple, 1997]. Cette globalité des interactions sociales implique que l'on peut recevoir un sourire de l'un et donner un cadeau à l'autre, refuser un cadeau pour marquer son opposition etc. Tous comportements humains "irrationnels" du point de vue de la rationalité utilitariste et auxquels même la société de marché est accoutumée.

4. La réciprocité dure

Nous avons vu que la réciprocité indirecte met en jeu plusieurs caractéristiques, dont le signalement coûteux et la discrimination, soit deux éléments relevant des capacités de communication. Une capacité supplémentaire essentielle dans ce contexte est la faculté de récompenser ou de punir. Sans l'existence de cette faculté dans une société, la réputation n'aurait aucun sens. Chercher "égoïstement" à se faire une bonne réputation n'a de sens que si l'on arrive à en faire la publicité, si d'autres acteurs sont capables de la décrypter, et enfin s'ils ont la capacité ou la volonté de récompenser ou de punir. C'est ici qu'intervient la réciprocité dure [Fehr, Fischbacher et Gächter, 2002, Fehr et Gächer, 2002] incluant la punition [Henrich et Boyd, 2001, Fehr et Rockenbach, 2004].

Les gens ont une propension à récompenser, même sans avantage individuel direct ou différé, les personnes perçues comme altruistes et à punir « à perte » les comportements déviants (Fehr et al, 2002, Sethi et Somanathan, 2003) :

> « Une personne est réciproque dure si elle prête à :
>
> -sacrifier des ressources pour être agréable à ceux qui sont agréables (réciprocité positive dure) ;
>
> -sacrifier des ressources pour punir ceux qui sont désagréables (réciprocité négative dure)
>
> La caractéristique essentielle de la réciprocité dure est la volonté de sacrifier des ressources pour récompenser les comportements bienveillants (fair) et punir les comportement malveillants (unfair) même si c'est coûteux et que cela ne donne lieu à aucun bénéfice matériel présent ou futur. »

Qu'une action soit perçue comme juste ou injuste dépend des conséquences distributionnelles de l'action par rapport à des actions de référence neutre [Kahneman, Knetsch et Thaller, 1986], *et des motivations ou intentions* [Falk, E. et U., 2000, Rabin, 1993][49].

[49] ce dernier point élimine une autre théorie, la théorie de l'aversion à l'iniquité, où les motivations ne jouent aucun rôle (ibidem, p.4)

Sethi et Somanathan [2001] trouvent par modélisation que des individus caractérisés par un comportement de réciprocité peuvent non seulement survivre dans un groupe d'individus matérialistes (purement égoïstes) mais également se multiplier et devenir majoritaires. Ceci a d'autant plus de chances de se produire, même dans le cadre d'interactions sporadiques (donc où l'on peut exclure tout paris sur un bénéfice futur) qu'il existe des individus adoptant une attitude de *réciprocité dure* [Fehr, Fischbacher et Gächter, 2002], c.-à-d. qu'ils sont prêts à punir « à perte » des individus égoïstes, et à récompenser de manière tout aussi désintéressée des individus altruistes. On observe bien entendu dans la réalité et partout dans le monde, de telles attitudes.

Dans diverses conditions expérimentales appliquées à divers pays du Nord[50], on observe une proportion tombant rarement en-dessous de 40% et jusqu'à 66% de sujets manifestant des comportements de réciprocité positive dure, contre 20 à 60% de comportement purement égoïstes [Bolle, 1998, Fehr et Falk, 1999, McCabe, Rassenti et Smith, 1998, Charness, 2000, McCabe, Rigdon et Smith, 2000, Abbink, Irlenbusch et Renner, 2000, Gächter et Falk, 2001, Fehr et Gächer, 2000].

Utiliser ou réagir à la punition coûteuse a, tout comme d'autres jugements moraux, une représentation émotive dans des zones déterminées du cerveau [De Quervain et al, 2004, Singer et al., 2006, Greene et Haidt, 2002]. Ces zones sont différentes suivant que le jugement est utilitariste ou émotionnel, comme en cas de conflit éthique [Greene et al., 2004]. Le rôle de la punition dans la coopération pacifique est par ailleurs observé chez les animaux, comme par exemple les poissons coralliens [Wong et al., 2007].

Le comportement de réciprocité dure a donc probablement des racines évolutives très profondes se marquant en termes de *compétitivité de groupe*. La réciprocité favorise la coopération et la victoire du groupe sur l'environnement ou sur d'autres groupes. En terme individuel, elle est pourtant défavorable, comme reflété dans toutes les conditions expérimentales de la littérature, puisqu'elle est coûteuse pour les deux protagonistes impliqués.

[50] Autriche, Allemagne, Hongrie, Pays-Bas, Suisse, Russie et USA [Fehr, Fischbacher et Gächter, 2002]

Remarquons que l'altruisme pur (coopération inconditionnelle avec un partenaire anonyme égoïste) est pratiquement inexistant dans les expériences [Falk, E. et U., 2000]. De même, la réciprocité a tendance à disparaître face à un partenaire aléatoire non humain (ibidem) ce qui montre son caractère éminemment social.

Alors que d'un point de vue collectif, la réciprocité simple et l'altruisme favorisent la coopération et donc l'efficacité globale, Sethi et Somanathan [2001] ont démontré qu'elle n'empêche pas les égoïstes de profiter individuellement du système[51]. La réciprocité et l'altruisme pur auraient donc dû disparaître par sélection naturelle, mais cela n'a pas été le cas pour l'homme[52].

C'est la réciprocité dure qui explique le maintien de caractères génétiques favorisant la sociabilité, donc la réciprocité et l'altruisme, chez l'être humain [Fehr, Fischbacher et Gächter, 2002]. Le groupe ou ses individus peuvent en effet décider de récompenser un pur altruiste ou sa famille, par exemple en lui donnant le statut de chef. Ils peuvent aussi « se débarrasser » d'un irréductible égoïste, comme on l'observe dans toutes les sociétés de manière plus ou moins institutionnalisée et plus ou moins violente (du simple refus d'assistance au bannissement, ce qui pouvait signifier, dans les temps préhistoriques, la mort). La force de la réciprocité est même telle qu'elle peut pousser un individu perçu comme égoïste à sacrifier sa propre vie (donc ses chances de reproduction génétique) pour « racheter » ses fautes (voir [Durkheim, 1897]. Des facultés d'agressivité développées dans un cadre de prédation, voire d'agressivité vis-à-vis de congénères dans un cadre de « loi du plus fort », peuvent également, par pression du groupe, être utilisée à l'avantage de la réciprocité dure, comme dans des guerres ou conflits. Alors, chez les hommes préhistoriques, les réciproques « forts », motivés par les récompenses et punitions du groupe, avaient le dessus sur les égoïstes agressifs qui, de plus, s'éliminaient entre eux.

Fehr et ses collaborateurs [2002 : 10] ont mené à bien diverses expériences avec des étudiants en éliminant progressivement tous les biais explicables par la plupart des

[51] De plus, l'égoïsme est toujours payant et sa probabilité d'apparition ou de réapparition est grande : il s'agit de la tendance naturelle en l'absence de pression de sélection de type réciprocité dure.
[52] il serait intéressant de vérifier si la théorie utilitariste s'applique à l'orang-outang, notre cousin non sociable

théories que nous venons d'exposer. Ils ont néanmoins trouvé une part significative de comportements de réciprocité dure qui ne peuvent s'expliquer :
-ni par la théorie de la sélection parentale car les sujets des expériences considérées savent qu'ils sont étrangers les uns aux autres ;
-ni la théorie de l'altruisme réciproque (un altruisme conditionnel à un retour, en fait, une forme d'échange différé) car il n'y a pas de gain futur lié à la coopération manifestée ;
-ni par la théorie de la réciprocité indirecte car les sujets sont anonymes et ne se voient pas, ni ne se connaîtront, ce qui implique aucune influence sur la réputation individuelle ;
-ni par la théorie des signaux coûteux de traits inobservables pour les mêmes raisons.

Le fait que des individus soient prêts à "punir" ou à "récompenser" à perte non proportionnelle pour eux-mêmes pose des questions non seulement sur leur utilitarisme (ou au moins leur rationalité) mais aussi sur la survie de leurs gènes. D'autant plus que les individus qui mettent en oeuvre ces comportements à risque ne sont pas systématiquement les plus vieux, mais au contraire souvent des jeunes dans la force de l'âge et n'ayant pas encore eu l'occasion de se reproduire. Songeons aux militaires (volontaires ou non) pendant les grandes guerres ou aux terroristes kamikazes. Tous ces jeunes gens sont-ils morts "pour la bonne cause" seulement parce qu'ils n'avaient pas le choix ou dans l'espoir de la récompense du guerrier à leur retour?

Il semble aujourd'hui acquis que le rôle de la réciprocité dure dans la sélection de comportement altruiste et le renforcement des normes sociales est déterminant [Fehr et Fischbacher, 2004, Fehr, Fischbacher et Gächter, 2002, Fehr et Gächer, 2000, Fehr et Gächer, 2002]. Par exemple, si l'on ne s'encourre pas au milieu des embouteillages sans payer après une course en taxi (comportement prédit par la théorie utilitariste), c'est au mieux parce que cela ne se fait pas (internalisation de la norme sociale), au pire parce que l'on craint que même pour quelques euros, le taximan serait prêt à planter sa voiture au milieu de la circulation pour nous poursuivre (pari sur un comportement de réciprocité dure).

Le rôle de la réciprocité dure dans la sélection des comportements réciproques nous montre que la culture (sur fonds émotionnel sans doute génétique) est capable de

favoriser la capacité de la coopération à se maintenir et à résister contre les "passagers clandestins".

C'est avec la capacité de "discriminer" entre amis et ennemis, ou entre coopérateurs et calculateurs, un élément essentiel du développement d'une des caractéristiques de l'être humain: sa sociabilité.

5. Finitude, milieux hétérogènes, flèche du temps

Les premières démonstrations évolutionnistes avaient "prouvé" l'inévitable utilitarisme primaire des espèces (ou de leurs gènes) en faisant une erreur fondamentale au regard de la réalité du milieu: elles se basaient sur des modèles déterministes étonnamment proches de ce que l'on retrouve dans les hypothèses fondamentales de la théorie néoclassique: milieu homogène, populations infinies, à croissance illimitée, réversibilité du temps (et des équations) etc.

Des modèles plus récents arrivent au contraire à faire "naître et se maintenir" la coopération dans des conditions plus proches de la réalité observée. Par exemple, une modélisation du dilemme du prisonnier dans une population finie plutôt qu'infinie permet d'étudier les conditions (taille de la population, taux de mutation) nécessaires pour l'émergence et la stabilité évolutive de la coopération [Nowak et al., 2004]. Le fait d'introduire une viscosité du milieu (milieu hétérogène, comportant des parois ou zones de repli de groupes de coopérateurs, plutôt que les milieux homogènes dans lesquels tous les modèles favorisent l'égoïsme primaire) fait apparaître des résultats des modèles différents: dans le dilemme du prisonnier[53] itératif par exemple, si la stratégie d'un individu est de commencer par coopérer au premier tour, puis systématiquement d'adopter l'attitude de son adversaire au deuxième tour (donnant-donnant), le système évolue vers la seule survie des égoïstes en cas de milieu homogène (le premier geste de coopération ayant engendré un désavantage initial), alors qu'en milieu visqueux cette

[53] les gains se répartissent par exemple comme suit: 3 points pour chacun si les eux protagonistes coopèrent, 1 point pour chacun si aucun ne coopère, 0 points pour le coopérateur si l'autre ne coopère pas, lequel reçoit alors 5 points. Il est admis dans tous ces modèles que pour que la coopération se maintienne, il faut qu'elle soit au minimum plus intéressante pour la société que l'égoïsme primaire, lequel est par contre toujours plus intéressant pour un individu égoïste dans un monde altruiste [Axelrod, 1984].

stratégie arrive à s'imposer et se maintenir en équilibre avec des stratégies plus égoïstes [Nowak et Sigmund, 1992]. Remarquons que dans ce modèle proposé, il n'est nullement question d'altruisme mais bien de coopération "intéressée". Cependant, la possibilité d'émergence de celle-ci pave la route vers des stratégies plus généreuses [Nowak et Sigmund, 1992].

Le fait de placer les "joueurs" des modèles de dilemme du prisonnier dans un espace (par exemple bidimensionnel), donc de mettre une contrainte environnementale (bien réaliste au regard de la nature), permet de se passer des contraintes de "mémoire" et de faire évoluer des joueurs à la stratégie bien plus simple: toujours coopérer ou toujours agir égoïstement. C'est la situation qui pouvait prévaloir juste après que le premier mutant coopérateur apparût dans un monde de sélection naturelle impitoyable. Dans des conditions spatiales et sous certaines conditions de répartition des gains ou de chances de se répandre au détriment du voisin moins performant, les modèles font apparaître et se maintenir la coopération même au détriment des agents purement égoïstes. Suivant les conditions, et quelle que soit la situation initiale, le système entre dans une dynamique continue de type fractal (des zones de coopérateurs et d'utilitaristes s'entrecroisent) qui finit par évoluer vers un équilibre statistique stable en terme de proportion entre coopérateurs et égoïstes purs [Nowak et May, 1992]. Bref, le simple fait de faire tourner des modèles moyennant au moins un biais par rapport au monde hypothétique homogène et réversible dans l'espace et dans le temps (comme les premiers modèles évolutionnistes), suffit pour rendre possible et viable l'apparition de la coopération dans l'évolution.

6. L'effet des fluctuations

Les modèles faisant intervenir des fluctuations aléatoires (bruit) sous forme par exemple de mutations dans un sens ou dans l'autre donnent des résultats tout à fait étonnants. La seule apparition (ou disparition) aléatoire d'un comportement phénotypique (quel que soit le gène sous-jascent) allant dans le sens de la "punition dure" peut mener à l'installation durable d'altruistes dans un groupe initialement constitué à 100% d'égoïstes purs [Sanchez et Cuesta, 2005]. Il est bien entendu que dans les modèles incriminés, le comportement altruiste (réciprocité dure, voire simple punition égoïste[54]) est systématiquement défavorisé par rapport au comportement égoïste. Le modèle proposé par Sanchez et Cuesta a l'esthétique de la simplicité (la simple prise en compte de fluctuations aléatoires, quelle que soit la situation initiale et sans conditions fortes du milieu). Il mène à une étonnante stabilité dans les résultats, une fois les paramètres (taux de mutation, létalité) choisis dans des ordres de grandeur proches de ceux observés dans la nature. La situation d'équilibre arrive à des ordres de grandeur (proportion entre survivants égoïstes et altruistes) semblables à ceux observés dans les observations humaines [Henrich et al., 2001, Fehr et Fischbacher, 2003, Gintis et al., 2003]. Ce modèle ne fait en outre intervenir aucune notion de sélection de groupe (comme décrite plus loin) et ne se base strictement que sur la sélection individuelle. De plus, il opère sur des agents sans mémoire ou capacité d'apprentissage. Par exemple, les premiers réciproqueurs peuvent apparaître, "punir" et disparaître dès la génération suivante: seule la répétition de ces "accidents" induit une sélection d'ensemble finissant par faire apparaître et se maintenir une population de réciproqueurs dans un milieu initialement "égoïste élémentaire". Autrement dit, ce modèle permet d'expliquer l'apparition purement probabiliste des formes les plus élémentaires de coopération, dans une population finie nourrie d'énergie extérieure, au même titre et suivant la même dynamique que la vie ou l'ordre peut surgir du chaos [Prigogine et Stengers, 1979].

[54] Pour le rôle de la punition égoïste dans différents modèles évolutifs, voir notamment [Nakamaru et Iwasa, 2006]

7. La sélection de groupe

La sélection de groupe [Darwin, 1871, Wynne-Edwards, 1962] part du constat qu'il existe des espèces sociales. La sélection de groupe favorise des caractéristiques qui augmentent la force d'un groupe comparé à d'autres groupes [Wolson, 1997]. Appliqué à l'homme, on suppose que celui-ci était à l'origine composé de petits groupes. Des mutations seraient intervenues pour rendre des individus coopératifs au sein d'un groupe, ce qui conférait à ce groupe un avantage sélectif par rapport à un autre groupe incapable de coopérer.

Quoique théoriquement possible, la sélection de groupe telle qu'exposée par les premiers auteurs résiste peu à l'analyse empirique [Williams, 1966]. Le problème de la sélection de groupe est la survie du premier mutant coopérateur. En première analyse, comme celui-ci naît dans un monde égoïste il n'a aucune chance de survie. En admettant qu'un groupe de coopérateurs arrive à se constituer, celui-ci disparaîtrait à l'arrivée du premier « passager clandestin » égoïste[55]. L'arrivée d'un groupe de coopérateurs semble alors improbable. De plus, la sélection de groupe suppose qu'il n'y a pas de migrants entre groupes. Or on connaît les difficultés de la consanguinité chez l'homme. Seuls quelques cas plausibles de sélection de groupe ont pu être décrits [Sober et Wilson, 1998].

Après avoir sombré dans l'oubli suite aux premières explications génétiques (sélection de parentèle, altruisme réciproque etc), cette notion refait aujourd'hui surface depuis que l'on a pu montrer qu'un mutant altruiste avait des chances de survie dans un monde égoïste et que des modèles de sélection plus élaborés que la simple addition de phénomènes distincts aient été étudiés.

Ce qui a faussé le raisonnement des opposants au principe de la sélection de groupe, c'est d'avoir exclu la possibilité d'évolution conjointe de la sélection intra et intergroupe [Henrich, 2004]. Une sélection de groupe peut en effet se diviser en deux

[55] Rappelons qu'il faut à la fois barbe verte, discrimination, réciprocité dure et capacité d'agressivité intraspécifique : l'apparition de la coopération dans un monde dominé par l'égoïsme primaire des gènes semble a priori presque aussi improbable que l'apparition de la vie dans un univers d'entropie croissante.

composantes : une composante intragroupe et une composante intergroupe [Price, 1972, Price, 1970, Hamilton, 1975, Henrich, 2004]. Si l'on analyse le problème séparément, on observe que la sélection intragroupe opère toujours à l'encontre des altruistes. Mais dès que l'on s'accorde une possibilité de sélection multi-niveau, Heinrich [2004] a montré mathématiquement (dans le cas du dilemme du prisonnier répétitif) qu'il était possible de voir se maintenir un gène de coopération, permettant définitivement au caractère de se répandre contre les groupes égoïstes et de résister aux passagers clandestins en provenance d'autres groupes. Son modèle devient même explosif dès qu'il y fait entrer la sélection culturelle chez l'être humain (voir plus loin, modèle de coévolution). Price et Heinrich ont démontré de manière purement mathématique et théorique ce que d'autres (chapitre précédent) ont expérimenté dans des modèles évolutifs.

8. L'instabilité de la concurrence parfaite

Il est surprenant de constater que peu d'auteurs accordent de l'importance à la loi du plus fort elle-même. Les modèles étudiés jusqu'à présent font l'hypothèse *implicite* qu'il existe déjà une coexistence pacifique entre individus, voire déjà des groupes constitués avant même d'envisager une « mutation » altruiste. Ces modèles considèrent généralement une binarité entre égoïstes et coopérateurs. L'égoïsme est donné au départ. Or, pour qu'il existe un groupe, il faut déjà soit des individus coopérateurs, soit des individus indifférents (c.-à-d. sans interaction avec les autres individus)[56]. En particulier, toute espèce ayant à s'occuper de sa descendance pour sa survie, comme les mammifères, a dû nécessairement développer une forme de coopération « de parentèle » pour permettre à ses petits de survivre. C'est vrai chez les carnivores : un carnivore parfaitement égoïste a un intérêt immédiat à manger son rejeton, une poule ses œufs etc. Cette stratégie est évidemment vouée à l'échec en terme évolutionniste, et l'altruisme de parentèle ou la sexualité impliquent des capacités élémentaires de coopération.

Prenons deux organismes simples hétérotrophes génétiquement proches dans un univers fini, soit par exemple deux brins d'ADN dans un milieu nutritif[57]. L'un est très efficace dans la mesure où il se multiplie de manière intensive, avec un fort rendement de reproduction *par unité de nourriture* avalée[58], l'autre a une stratégie extensive, gaspilleuse mais rapide car peu coûteuse, avec un grand rendement de reproduction *par unité de temps*[59]. En début de colonisation, la nourriture est abondante et chacun se multiplie à l'envi. Celui des deux qui a la plus grande vitesse de reproduction va rapidement envahir le milieu et gagner la course évolutionniste à court terme. Ce n'est pas le plus efficace qui va gagner, mais le plus rapide, que l'on qualifiera *arbitrairement* du plus égoïste. Le plus efficace va rapidement se trouver spatialement entouré par le plus rapide, ce qui le mettra en condition de milieu confiné ou « visqueux » et subira le

[56] À la rigueur, on pourrait considérer les individus indifférents comme des « égoïstes mous » puisqu'ils ne s'occupent que d'eux-mêmes sans se préoccuper de « concurrence », ou comme des « coopérateurs mous » puisqu'ils sont pacifiques.
[57] Passons sur le fait que pour qu'il y ait ADN, il faut déjà que la « coopération élémentaire» entre acides aminés soit plus grande que leur « concurrence élémentaire » pour les nutriments (azote, carbonne etc).
[58] on peut déjà considérer que l'utilisation efficiente des richesses est une forme d'altruisme élémentaire, puisque cette stratégie permet un optimum de groupe.
[59] Remarquons que nous sommes déjà confrontés à un problème d'indicateur. Le choix du dénominateur change tout. Le plus rapide peut également être considéré comme « altruisme élémentaire » dans la mesure où il favorise son espèce au détriment de l'intérêt de la concurrence.

premier la carence alimentaire et éventuellement la disparition. La sélection naturelle a favorisé le moins performant, mais ce n'est qu'un accident de l'histoire.
Le plus rapide étant le plus nombreux, il a en cours de réplication une plus grande probabilité de voir apparaître une mutation.

Imaginons maintenant que chez ce gagnant apparaît une mutation capable de le faire « entrer en relation » avec un autre individu. Prenons le cas d'une mutation agressive : la capacité de se nourrir de son voisin (ou la production d'une substance l'empêchant de se multiplier ou tout autre mutation agressive comme la capacité de gagner un jeu comme le dilemme du prisonnier, le jeu de l'ultimatum, le jeu du dictateur etc.) La littérature souligne que « par définition » le mutant « égoïste » envahirait rapidement le milieu et éliminerait ses congénères moins agressifs (par exemple coopérateurs). Rien n'est moins vrai, car pour ce faire, il faudrait conjointement une deuxième mutation (donc très peu probable) : celle qui protégerait le mutant contre sa propre agressivité ! En effet, prenons le cas du prédateur. Il s'attaquerait indistinctement à tout organisme à sa portée, à commencer par ses propres répliquas. L'organisme mutant « parfait égoïste agressif » disparaîtrait immédiatement en milieu visqueux (ses propres descendants étant ses premières victimes) car il perdrait son énergie à se reproduire inutilement sur lui-même alors que ses concurrents se contenteraient de se reproduire à partir de la nourriture disponible sans ce coût supplémentaire. Si sa stratégie était la production d'une substance toxique, il en serait la première victime.

La condition pour l'apparition d'un gène égoïste est donc une double mutation : une mutation égoïste (agressive) et une mutation d'autodéfense.

Cette double mutation peut être considérée comme une forme élémentaire de coopération de parentèle. Car il y a discrimination dans l'attaque, celle-ci ne s'adressant qu'aux individus indifférents, au bénéfice du « groupe » ainsi constitué.

A partir de ce moment, on peut parler de groupe, mais la coopération a déjà commencé. *L'égoïsme dur n'a pu apparaître que si apparaissait en même temps l'altruisme élémentaire.*

L'équivalent socio-économique est l'individu (ou l'entreprise) parfaitement égoïste. En l'absence de punition, son intérêt est plutôt le vol que le travail. En cas de concurrence, il peut avoir intérêt à supprimer son concurrent naïf par surprise (donc à coût réduit) pour prendre sa place et occuper une position dominante dont il profitera ensuite à souhait. Dans ce cas de figure, l'individu parfaitement égoïste ne peut survivre que s'il existe des individus naïfs dont il puisse profiter. Que se passerait-il s'il n'y avait plus d'individus naïfs ? Les individus parfaitement égoïstes devraient s'éliminer entre eux. En effet, une guerre sans merci est coûteuse à court terme, mais à long terme, c'est la seule stratégie payante face à des ennemis parfaitement égoïstes. Le premier à lancer le combat profite en principe de sa position initiale dominante pour éliminer ses concurrents s'il n'en a qu'un à la fois. Ce raisonnement ne compte pas sur la réaction de l'autre individu parfaitement égoïste, dont la seule stratégie est de ne pas se laisser faire et d'attaquer le premier.

Le principal ennemi de l'égoïste primaire, c'est l'autre égoïste primaire.

S'il y avait dans l'univers deux égoïstes primaires et des individus indifférents, la seule stratégie payante serait de commencer par éliminer le rival égoïste pour ensuite envahir les individus indifférents. Pour lancer ce combat, il faudrait consentir un coût qui rendrait aussitôt le survivant des deux rivaux « moins sain » que les individus indifférents. L'égoïsme primaire des agents implique les mêmes caractéristiques que la réciprocité: signalement coûteux (avoir l'air le moins concurrentiel possible, passer inaperçu face à la concurrence), discriminateurs et propension à l'action (punition des concurrents, éventuellement, favoritisme des alliés objectifs).

Dans les simulations impliquant des égoïstes et des coopérateurs, il faudrait donc faire entrer comme force primordiale la « punition » infligée par les égoïstes contre les autres égoïstes, leurs principaux ennemis. Ce seul facteur, l'autodestruction des « égoïstes durs », donnerait un avantage comparatif aux individus indifférents ou coopérateurs, a forceriori aux coopérateurs durs. C'est effectivement ce que l'on observe dans les modèles faisant intervenir des punisseurs égoïstes [Nakamaru et Iwasa, 2006].

L'instabilité de la concurrence parfaite constitue un élément explicatif non négligeable de l'émergence de la coopération dans un milieu égoïste.

9. La sélection culturelle ou la co-évolution groupe-individu

Sethi et Somanathan [Sethi et Somanathan, 2001] font remarquer une différence entre les caractères transmis verticalement (entre générations) et les caractères transmis horizontalement. Les facteurs culturels ont une forte propension à se répandre horizontalement. Les transmissions culturelles horizontales sont extrêmement rapides comme le montrent les expériences (tout individu adapte rapidement son degré d'égoïsme à celui du groupe) alors que *les transmissions culturelles verticales peuvent mettre plusieurs générations pour envahir une population*[60].

Il y a donc un fond culturel et génétique général qui détermine des préférences par défaut (entre égoïsme et réciprocité), avec globalement une tendance plus « réciproque » qu'égoïste, et des adaptations rapides au groupe : les réciproques tirant les égoïstes vers plus de réciprocité, et vice-versa [Sethi et Somanathan, 2001]. Une abondante littérature expérimentale et théorique est déjà disponible sur les explications de la coexistence de la réciprocité et de l'égoïsme (résumée par [Sethi et Somanathan, 2001].

La culture, même dans ses formes les plus élémentaires, peut « doper » l'évolution. On savait que c'est à force d'intervention sur la nature que des êtres humains ont sélectionné des milliers de variétés de plantes et d'animaux domestiques, jusqu'à rationaliser cette capacité de manière vertigineuse plus récemment en utilisant le génie génétique.

Mais cette co-évolution nature-culture a eu aussi, dès les origines et « inconsciemment » un impact sur l'évolution de toutes les espèces présentant des prémisses d'organisation sociale. Les formes élaborées de culture agissant comme la vie, avec une tendance à se reproduire, se multiplier, et résister contre la force d'entropie ramenant sans cesse la tendance vers des comportements plus « utilitaristes ».

[60] ceci peut expliquer le décalage culturel des découvertes scientifiques : la théorie néoclassique basée sur la compétition darwinienne est par exemple toujours diffusée comme culture alors même qu'elle est abandonnée par les chercheurs.

10. Conclusion

Après que la philosophie de Descartes ait pu éliminer du champ d'investigation scientifique toute explication surnaturelle des phénomènes de groupe, l'argument évolutionniste a permis au siècle dernier d'éliminer toute explication holiste de la coopération. Ne restait que l'utilitarisme comme grande découverte de la science universelle, seule compatible avec les conclusions biologiques de l'époque. Les débats entre psychologues ou sociologues apparaissaient dans ce contexte comme des débats dénués d'intérêt, et les holistes étaient volontiers taxés d'idéalisme par les scientifiques condescendants. Les sciences humaines ont vu naître une frange croissante de « vrais scientifiques » sous la forme d'économètres et autres sociologues du chiffre. En économie, la théorie néoclassique, à la faveur de la chute du mur de Berlin, devint la seule science économique « sérieuse » comparée aux théories hétérodoxes rapidement soupçonnées d'irréalistes.

La découverte récente de mécanismes permettant la naissance improbable de la coopération dans un contexte de gènes égoïstes remet 100 ans de débats sociologiques sur la table de travail. Je pense que cette révolution est au moins aussi importante que la révolution née des travaux de Prigogine sur la naissance improbable de la vie dans des milieux dissipatifs : des instabilités locales peuvent créer de l'ordre dans un contexte où l'entropie augmente [Prigogine et Stengers, 1979].

Dans un contexte où l'évolution naturelle favorise l'égoïsme (les « passagers clandestins »), des formes organisées, coopératives peuvent naître et se reproduire. Pour que cela soit possible, il faut un flux constant d'énergie et d'information (sous forme de complexité). Une fois les éléments en place, comme les capacités cognitives exceptionnelles de l'être humain sous forme de culture, la création tant d'ordre que de coopération (d'institutions) peut devenir exponentielle : l'homme crée l'ordre à son gré de manière démesurée sous forme, par exemple, de capital immobilier, de cultures, d'institutions et d'éthiques diverses.

Alors que la science a semblé donner raison à l'utilitarisme pendant plus d'un siècle, il devient aujourd'hui possible de contredire cette hypothèse: l'homme n'est pas

uniquement égoïste, en plus du fait qu'il n'est pas parfaitement rationnel. Autrement dit, il n'est pas utilitariste et la théorie néoclassique perd un de ses fondements les plus irréfutés.

Les nouvelles découvertes théoriques en biologie évolutionniste, une fois sorties de leur carcan élémentaire, purement génétique et déterministe pour faire place à une co-influence moins déterministe entre culture et évolution, a permis de redonner à la sociologie et à l'économie une liberté qu'elles avaient perdues. Un vaste champ d'investigation s'ouvre désormais à nouveau dans la sociologie et l'économie débridée. La charge de la preuve peut s'inverser [Terestchenko, 2004] : il n'est plus nécessaire de « prouver » qu'une espèce vivante peut être capable d'altruisme. Pour accréditer la théorie utilitariste, il faut désormais prouver que l'homme est *uniquement* égoïste. La preuve est apportée expérimentalement, aujourd'hui, du contraire : si l'homme n'est manifestement pas « uniquement » altruiste, il est néanmoins capable d'une panoplie de comportements et de motivations, dont de l'altruisme et de l'égoïsme en fonction des contextes dans lesquels il est plongé. Fondamentalement, une part d'égoïsme calculateur reste présent dans la plupart de ses choix, mais des motivations autres, complexes, comme des motivations altruistes authentiques *diverses*, y sont le plus souvent ajoutées.

Bibliographie

ABBINK, K., IRLENBUSCH, B. et RENNER, E. (2000) "The Moonlighting Game - An Experimental Study on Reciprocity and Retribution", *Journal of Economic Behavior and Organizatio,* **42,** 265-277.

ALEXANDER, R. D. (1987) *The Biology of Moral Systems.,* Aldine de Gruyter, New York,

ARISTOTE (-350) *Ethique de Nicomaque, extraits et traductions revues dans Temple et al (1995): L'échange chez Aristote,* 221-248.

AXELROD, R. (1984) *The Evolution of Cooperation.,* Basic Books, US., 1390-1396.

AXELROD, R. et HAMILTON, W. D. (1981) "The evolution of cooperation." *Science***, 211,** 1390-1396.

BOLLE, F. (1998) "Rewarding Trust: An Experimental Study", *Theory and Decision* **45,** 85-100.

BOLTON, G. E., KATOK, E. et OCKENFELS, A. (2005) "Cooperation among strangers with limited information about reputation." *J. Public Econ.,* **89,** 1457-1468.

BOWLES, S., CHOI, J. K. et HOPFENSITZ, A. (2003) "The co-evolution of individual behaviour and social institutions", *Journal of Theoretical Biology*.

BOYD, R. et RICHERSON, P. (2003) *The Nature of Cultures,* University of Chicago Press, Chicago,

CHABAL, M. (1996) "Quand la réciprocité semble non réciproque ... ou: la réciprocité cachée", *La revue du M.A.U.S.S. semestrielle, ,* **N°8, 2°,** 28/07/2003.

CHARNESS, G. (2000) "Responsibility and effort in an Experimental Labour Market", *Journal of Economic Behavior and Organization 42* **375-384.**

CORNING, P. (1997) "Holistic darwinism : " Synergistic Selection " and the Evolutionary Process." *Journal of Social and Evolutionary Systems,* **20, 4,** 636-400.

DALY, M. et WILSON, M. (1988) *Homicide,* Aldine de Gruyter, New York,

DARWIN, C. (1871) *The descent of Man, and Selection in Relation to Sex.,* Murray, London,

DAWKINS, R. (1976) *The selfish gene.,* Oxford University Press, Oxford,

DE QUERVAIN, D. J.-F. et AL (2004) "The neural basis of altruistic punishment", *Science,* **305,** 1254-1258.

DURKHEIM, E. (1897) *Le suicide, étude sociologique,* PUF, Paris,

FALK, A., E., F. et U., F. (2000) *Testing Theories of Fairness -Intentions Matter,* Institute for Empirical Research in Economics, University of Zurich, Zurich,

FEHR, E. et FALK, A. (1999) "Wage Rigidity in a Competitive Incomplete Contract Market", *Journal of Political Economy* **107,** 106-134.

FEHR, E. et FISCHBACHER, U. (2003) "The nature of human altruism", *Nature,* **425, 23,** 785-791.

FEHR, E. et FISCHBACHER, U. (2004) "Third-party punishment and social norms", *Evolution and Human Behavior,* **25, 2,** 63-87.

FEHR, E., FISCHBACHER, U. et GÄCHTER, S. (2002) "Strong Reciprocity, Human Cooperation and the Enforcement of Social Norms", *Human Nature,* **13,** 1-25.

FEHR, E. et GÄCHER, S. (2000) "Cooperation and punishment in public good experiment." *American Economic Review.,* **90, 4,** 980-995.

FEHR, E. et GÄCHER, S. (2002) "Altruistic punishment in humans." *Nature,* **415,** 137-140.

FEHR, E. et ROCKENBACH, B. (2004) "Human altruism: economic, neural, and evolutionary perspectives", *Current Opinion in Neurobiology,* **14, 6,** 784-790.

GÄCHTER, S. et FALK, A. (2001) *Reputation and Reciprocity - Consequences for the Labour Relation,* Institute for Empirical Research in Economics,

GINTIS, H., BOWLES, S., BOYD, R. et FEHR, E. (2003) "Explaining altruistic behavior in humans", *Evolution and Human Behavior,* **24, 3,** 153-172.

GINTIS, H., SMITH, E. A. et BOWLES, S. (2001) "Costly signaling and cooperation." *Journal of Theoretical Biology.,* **7,** 1-16.

GODBOUT, J. (1992) *L'esprit du don,* La Découverte, Paris et Montréal, 356.

GOWDY, J. et SEIDL, I. (2004) "Economic man and selfish genes: the implications of group selection for economic valuation and policy", *Journal of Socio-Economics,* **33, 3,** 343-358.

GREENE, J. et HAIDT, J. (2002) "How (and where) does moral judgment work?" *Trends in Cognitive Sciences,* **6, 12,** 517-523.

GREENE, J. D., NYSTROM, L. E., ENGELL, A. D., DARLEY, J. M. et COHEN, J. D. (2004) "The Neural Bases of Cognitive Conflict and Control in Moral Judgment", *Neuron,* **44, 2,** 389-400.

HAMILTON, W. D. (1964) "The genetical evolution of social behaviour." *Journal of Theoretical Biology,* **7,** 1-7.

HAMILTON, W. D. (1975) "Innate social aptitudes of man: an approach from evolutionary genetics" In *Biosocial Anthropology*(Ed, Fox, R.) Malaby Press, London, pp. 133-156.

HAMMERSTEIN, P. (2003) In *Genetic and Cultural Evolution of Cooperation*(Ed, Hammerstein, P.) MIT Press, Cambridge, MA.

HENRICH, J. (2004) "Cultural group selection, coevolutionary processes and large-scale cooperation", *Journal of Economic Behavior & Organization*

Evolution and Altruism, **53, 1,** 3-35.

HENRICH, J. et BOYD, R. (2001) "Why people punish defectors: weak conformist transmission can stabilize costly enforcement of norms in cooperative dilemnas." *Journal of Theoretical Biology*.**, 208,** 79-89.

HENRICH, J., BOYD, R., BOWLES, S., GINTIS, H., CAMERER, C., FEHR, E. et MCELREATH, R. (2001) "In search of *Homo economicus*: behavioural experiments in 15 small-scale societies." *American Economic Review*.**, 91,** 73-78.

INS (2006) *DBRIS,* SPF Economie, http://statbel.fgov.be.

KAHNEMAN, D., KNETSCH, J. L. et THALLER, R. (1986) "Fairness as a Constraint on profit Seeking: Entitlement in the Market", *The american economic review,* **76, 4,** 341-350.

LEIMAR, O. et HAMMERSTEIN, P. (2001) "Evolution of cooperation through indirect reciprocity. Proceedings." *Biological sciences,* **268, 1468,** 475-753.

LOTEM, A., FISHMAN, M. A. et STONE, L. (1999) "Evolution of cooperation between individuals", *Nature,* **400,** 226-227.

MAUSS, M. (1924) *Essai sur le don, forme et raison de l'échange dans les sociétés archaïques,* P.U.F., Paris,

MCCABE, K., RASSENTI, S. J. et SMITH, V. L. (1998) "Reciprocity, Trust and Payoff Privacy in Extensive Form Bargainning", *Games and Economic Behavior 24* 10-24.

MCCABE, K., RIGDON, M. L. et SMITH, V. L. (2000) *Positive Reciprocity and Intentions in Trust Games,* University of Arizona at Tuscon,

MILINSKI, M., SEMMANN, D. et KRAMBECK, H. J. (2002) "Reputation helps solve the "tragedy of the commons"." *Nature***, 415,** 424-426.

NAKAMARU, M. et IWASA, Y. (2006) "The coevolution of altruism and punishment: Role of the selfish punisher", *Journal of Theoretical Biology,* **240, 3,** 475-488.

NIGEL, B. (2004) *Kindness in a Cruel World : The Evolution of Altruism,* Prometheus Books, 215.

NOWAK, M. A., ASAKI, A., TAYLOR, C. et FUDENBERG, D. (2004) "Emergence of cooperation and evolutionary stability in finite populations", *Nature,* **428,** 646-650.

NOWAK, M. A. et MAY, R. M. (1992) "Evolutionary games and spatial chaos", *Nature,* **359,** 826-829.

NOWAK, M. A. et SIGMUND, K. (1992) "Tit for tat in heterogeneous populations", *Nature,* **355,** 250-253.

NOWAK, M. A. et SIGMUND, K. (1998) "The Dynamics of Indirect Reciprocity", *Journal of Theoretical Biology,* **194, 4,** 561-574.

NOWAK, M. A. et SIGMUND, K. (2005) "Evolution of indirect reciprocity", *Nature,* **437,** 1291-1298.

PNUE (2002) *L'avenir de l'environnement mondial 3. GEO-3.*, de boeck, Paris-Bruxelles, 445.

PRICE, G. (1970) "Selection and Covariance", *Nature***, 227,** 520-521.

PRICE, G. (1972) "Extensions of covariance selection mathematics", *Annals of Human Genetics***, 35,** 485-490.

PRIGOGINE, I. et STENGERS, I. (1979) *La Nouvelle Alliance,* Gallimard, Paris,

RABIN, M. (1993) "Incorporating Fairness into Game Theory and Economics", *American Economic Review,* **83, .** 1281-1302.

RACINE, L. (1986) "Les formes élémentaires de la réciprocité." *L'Homme,* **99, XXVI (3),** 97-118.

SANCHEZ, A. et CUESTA, J. A. (2005) "Altruism may arise from individual selection", *Journal of Theoretical Biology,* **235, 2,** 233-240.

SEPHER, J. (1983) *Incest, the biological view.,* Academic press, New York,

SETHI, R. et SOMANATHAN, E. (2001) "Preference Evolution and Reciprocity", *Journal of Economic Theory,* **97, 2,** 273-297.

SINGER, T. et AL. (2006) "Empathic neural responses are modulated by the perceived fairness of others", *Nature,* **439,** 466-469.

SOBER, E. et WILSON, D. S. (1998) *Unto others - The Evolution abd Psychology of unselfish behaviour,* Harvard University Press, Cambridge, MA,

TAKAHASHI, N. et MASHIMA, R. (2003) "The emergence of indirect reciprocity: Is the standing strategy the answer?" *Hokkaido University Working paper,* **29**.

TEMPLE (1997) "Les structures élémentaires de la réciprocité." *La revue du M.A.U.S.S. Paris,* **N°12.**

TEMPLE, D. (1996-2004) "El nacimiento de la reciprocidad (La naissance de la réciprocité)" In *Teoria de la Reciprocidad, toma II: la économia de reciprocidad,* Vol. II (Eds, Medina, J. and Michaux, J.) PADEP-GTZ, La Paz, Bolivia, pp. 195-202.

TEMPLE, D. et CHABAL, M. (1995) *La réciprocité et la naissance des valeurs humaines,* L'Harmattan, Paris, 263.

TERESTCHENKO, M. (2004) "Egoïsme ou altruisme? Laquelle de ces deux hypothèses rend-elle le mieux compte des conduites humaines?" *Revue du M.A.U.S.S. trimestrielle,* **23,** 313-333.

TRIVERS, R. L. (1971) "The evolution of reciprocal altruism." *The quarterly Review of biology.,* **46,** 34-57.

TURNER, D. D. (2005) "Altruism - is it still an anomaly?" *Trends in Cognitive Sciences,* **9, 7,** 317-318.

VAN BAALEN, M. et RAND, D. A. (1998) "The Unit of Selection in Viscous Populations and the Evolution of Altruism", *Journal of Theoretical Biology,* **193, 4,** 631-648.

VERJUS, L. (2006) *Management plan,* SPF Economie, Bruxelles.

WILLIAMS, G. (1966) *Adaptation and natural selection: a critique of some current evolutionary theory.*, Princeton University Press, Princeton,

WOLF, A. P. (1970) "Childhood association and sexual attraction: a further test of Westermarck hypothesis." *Americal anthropologists,* **72,** 503-515.

WOLSON, E. O. (1997) "Human groups as units of selection." *Science 276,* **276,** 1816-1817.

WONG, M. Y. L., BUSTON, P. M., MUNDAY, P. L. et JONES, G. P. (2007) "The threat of punishment enforces peaceful cooperation and stabilizes queues in a coral-reef fish", *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences,* **274, 1613,** 1093-1099.

WYNNE-EDWARDS, V. (1962) *Animal Dispersion in Relation to Social Behaviour,* Hafner Publishing Company, New york,

Article 3

Material flow accounting of an Indian village

[Kestemont et Kerkhove, 2010]

Article 3 : Material flow accounting of an Indian village

Kestemont, B. and M. Kerckhove (accepted 12/3/2010). "Material flow accounting of an Indian village." Biomass & Bioenergy.

Bruno Kestemont* and Marc Kerkhove**
* Statistics Belgium, Boulevard Simón Bolívar. Tel: 3222777340. Fax: 32227775084.
**7 Place des Béguinages, 4000 Liège, Belgium

Keywords : village ecosystem, material flow accounting, dematerialization, eco-efficiency, resource flows, social metabolism

Abstract

We are presenting material flow accounting and related indicators for an Indian adivasis village in 1983 (Sarowar, Dangs, Gujarat). It gives a point of comparison with modern nation-wide material flow accounting. The aim is to test the feasibility of indicators of dematerialization of the economy in poor economies. We measured the annual material flows within the Sarowar village (670 inhabitants) in 1982-1983. The method was a combination of surveys, real time measurements, indirect measurements and laboratory dry matter measurements. The results were translated into recent concepts of material flow accounting (MFA), and compared with nation-wide studies. The total material requirement (TMR) of Sarowar (excluding air and water), USA, Japan, Germany and The Netherlands is respectively about 5, 84, 46, 86 and 84 tons per capita per year. The input (all biotic materials are expressed in tons of dry matter per capita per year) totalised 15.8 t DM cap^{-1} y^{-1} in Sarowar, which consists mainly of air (11 t cap^{-1} y^{-1}) and biotic primary materials (4.1 t DM cap^{-1} y^{-1}). The latest was composed of 29% of pastures, 25% of branches for field burning, 35% of fuel wood, 6% fodder, 1% of construction wood and 4% of grains. The outputs (15.8 t cap^{-1} y^{-1}) were dominated by CO2 (15.1 t cap^{-1} y^{-1}). In contrast, the output of The Netherlands (66.8 t cap^{-1} y^{-1}) is dominated by export with air emissions (19 t cap^{-1} y^{-1}), export (16 t cap^{-1} y^{-1}) and embedded export (29 t cap^{-1} y^{-1}). The apparent eco-efficiency (kg per US dollar, excluding air and water, including hidden flows) is 70, 3, 3, 3 and 3 kg $\$^{-1}$ respectively for Sarowar, Japan, USA, Germany and The Netherlands. The corrected eco-efficiency using Purchasing Power Parity is less contrasted with respectively 18, 3, 3, 4 and 3 kg $\$^{-1}$. Traditional human ecosystem measurements can serve as a basic comparison point, and as a test for dematerialization indicators. The limit of the indicator of eco-efficiency

resides in the different degrees of monetization of the economies. In less monetized economies, this indicator is highly biased by the underlying non-market material flows. We discuss the use of ratios of non-substitutable factors in dematerialization assessment and we suggest the use of use multi-criteria analysis instead.

1. Introduction

The Resource Flows [Adriaanse et al., 1997, Matthews et al., 2000] concept developed by the World Resources Institute, addresses the Total Material Flow (TMF) underlying the economic process. The set of indicators that it produces has a certain political success among OECD countries. The European Commission is for example drafting a Regulation that would oblige the National Statistical Institutes to produce material flow accounting for each country. A Material Flow Accounting framework can be applied on several spatial scales, from supra-national entities to sectors, cities or regions [Haberl et al., 2004]. It can also be used for temporal or historical comparison.

The idea is to tend towards a more efficient and sustainable development: to produce more human well being using less natural resources, i.e. decoupling economic growth from material use. This idea comes from the recognition that there is a material (natural) limit to growth [Daly, 1977b, Wackernagel and Rees, 1996, Meadows et al., 1972].
Measuring the environmental/economic decoupling combines classical methods from economics (how to measure economy?) and from human ecology. For precursor studies of human ecology, see Odend'hal [1972] and Duvigneaud [1984].

The Total Material Requirement (TMR) measures the global pressure of primary matter on natural systems by summing the primary matter input expressed in tons, including the ecological rucksacks [Bartelmus, 2003]. A light version of these accounts distinguishes the Direct Material Input (TMR minus hidden flows) and the Total Material Output that includes emissions (in air, water, waste) and goods exports. In omitting hidden flows (thus the impact of imports on material extraction in the rest of the world), this light version is not suitable for deriving sustainability indicators, since an apparent dematerialization could occur in case of dislocating of heavy productions to the rest of the world. However, in an international statistical work, such an approach could be cheaper to conduce, providing the TMR afterwards is calculated by consolidating the results of all trading countries together. The hidden flows are typically associated with extraction activities, harvesting or infrastructure development [Adriaanse et al., 1997]. Eurostat distinguishes the foreign hidden flows (or indirect

flows, associated with import-export of primary matter), and domestic hidden flows (unused extraction) [Eurostat, 2001a]. TMR is generally calculated excluding water flows but with biotic material expressed in fresh weight, which is debatable. Air flows are often excluded from the TMR indicators, the exclusion of which is also debatable in a context of a problematic atmospheric cycle. The main reason to exclude air and water flows, or at least to present them separately, is that they represent enormous mass flows (one order of magnitude more than other materials)[Eurostat, 2001a].

The first national studies in developed countries show that, for example in Germany [Bringezu and Schütz, 1997] :

- About 50% of the Direct Material Input comes from outside the country, 50% from domestic environment;
- The material input is of an abiotic nature, mainly solid (from which there is a non-used part) and about 15% gaseous (mainly O2, N2);
- About 15% of the input is used to raise the material stock in economy, the remaining part being emitted in the environment (or marginally exported);
- These emissions are mainly solid (about 60% land filled waste), gaseous (about 25%, mainly CO2) and to water (about 10%);
- The recycling is small.

Few traditional village level ecosystem studies had been published in the time of our field research: a study of a Bengali village [Odend'hal, 1972], another in Gujarat [Pandeya et al., 1977], in Tamil Nadu [Seshadri, 1978], in Karnataka [Ravindranath et al., 1980, Ravindranath et al., 1981, Reddy, 1981], two in Africa [Briscoe, 1979, Ba, 1979], and several village studies in China from 1978 onwards. Recent works concentrate either on agricultural practices [He, Xu and Zhang, 2007, Dash and Misra, 2001] or energy efficiency [Tripathi and Sah, 2001, Maikhuri, 1996, Pannu et al., 1993, Nayak, Nisanka and Misra, 1993, Nisanka, Misra and Sahu, 1992, Mishra and Ramakrishnan, 1982]. Some “pure” ecosystem [Nisanka and Misra, 1990] or material flows studies [Grünbühel et al., 2003] were published more recently, always with socio-economic or sustainable development goals. Village-level studies on ecosystem functions [Maikhuri and Ramakrishnan, 1991] are also relevant.

2. Material and method

We tested the method and indicators for the case of Sarowar (N 20°50'21", E 73°36'31"), a quasi-autarkical Indian village, situated in the mountains of the State of Gujarat, in the Dangs district, on the road Ahwa-Pimpri-Sarowar-Kalibel-Vyara, 30 km from Ahwa.

The Dangs district is a hilly area with several plateaus ranging from 300 to 700 m of altitude [Government of Gujarat, 1971]. It makes the transition between the Gujarat plain and the Sahyadris Mountains. The rock is basaltic (Deccan trap). The mean temperature in Ahwa (549 m) is 24, 9°C and the mean rainfall is 2076 mm. The rainy season lasts 5 months (May-September), the dry season 7 months. According to Köppen's classification, the climate is of type Aw 7-8 with a tendency to Am (monsoon). The hills are covered with a forest of teak (*tectona grandis*) and bamboo (*dendrocalamus strictus*). According to Champion's classification, it is a South Indian tropical wet deciduous forest (group 3A), a subdivision Semi-humid teak forest [Government of Gujarat, 1971]. Exploitable trees are mainly teak (54% of trees of circumference bigger than 120 cm), *terminalia tomentosa*, and *pterocarpus marsupium*. Other common trees are *garuga pinnata* and *lannea coromandelica*. Climbing plant species are numerous, with *millettia racemosa, butea superba* etc. More than 300 medicinal species were identified, of which about 100 were used [Government of Gujarat, 1971].

One can distinguish dry and clear forest [Pandeya and Kuruvilla, 1968]. At the time of the study (1982-1983), all the land was either reserved or protected. In the reserved forest, limited tree exploitation was a monopoly of the government but the people were allowed to trim the trees once a year and use the branches for fertilizing their fields. The protected forest was a natural reserve financed by the World Wildlife Fund, with a prohibition of agriculture and some limited timber exploitation by government. This special status was justified by the presence of tigers (*Panthera tigris*). Other noticeable mammal species were *panthera pardus, melursus ursinus, sus scrofa, hyena hyena,* and

cervus unicolor. More than 120 bird species were identified in the district [Government of Gujarat, 1971].

The peasants were not allowed to cut the trees, which were governmental property. They cut the branches and burned them onto the field with the purpose of pest control and fertilizing (like in shifting cultivation) but without the inconveniences of clear-cut (erosion, declining fertility etc). This method is called *essartage* in French (the English term *fire agriculture* is not appropriate).

Animist tribes, mainly Kokeni, Warelis and Bihls, and a few non-tribal civil servants coming from other parts of Gujarat inhabited Sarowar village. The population was 692 inhabitants corresponding to an equivalent of 670 full time inhabitants (taking into account their rate of presence in the village). They could benefit from a luxurious forest, either directly or indirectly via their cattle, which could freely pasture within it. The cultivated area per capita in different households varied between 0.15 and 1.7 ha cap^{-1} with a mean of 0.7 ha cap^{-1}. Animal traction was the main purpose of animal breeding, along with milk production – the residents were mainly vegetarians and limited the meat (chicken) consumption to animist ceremonies. The total annual revenue of Sarowar was estimated 465819 INR (70% of it expended in local shops)[Kestemont, 1983]. The exchange rate was 10 INR per USD in 1983 [Rao, 2003] which gives a mean monetary revenue (in 1983 prices) of 70 \$ cap^{-1} y^{-1}.

We used previous data that we collected in 1982-1983 [Kerckhove and Kestemont, 1984, Kestemont, 1983]. At that time, we intended to describe a rural human ecosystem. We collected data using different methods, from direct measurement to surveys among the inhabitants, and literature. We stayed 7 months in the village during the dry season. The surveys by interview consisted in a combination of a census for quantitative data (population, cattle, agricultural products etc) and a sample for measurements (house, kitchen garden, fuel wood, etc) or open questions on the consumption pattern. We identified four main socio-economic classes: landless farm workers, farmers, civil servants and others. This was then used as post-stratification in order to extrapolate our sample results. We weighed a representative sample of people (20% of the population) in order to calculate the total anthropomass using a function of sex and age pyramid. This was a pleasant way to introduce the interviews in many households. Combined

with the typical labour force patterns, this was useful to estimate the feeding energy needs using FAO-WHO tables [FAO et OMS, 1973]. The three shopkeepers were all surveyed on their annual imports, exports and sales in quantity and prices.

The field measurements consisted on transects to estimate the land pattern, and field sampling to estimate the productivity. During the dry season, it is possible to collect data both about harvesting (and related primary productivities) and about the preparation of fields (mainly branch cutting for burning in the fields). We followed farmers and workers during the harvests in order to measure the quantities collected per ha, the relation between grains and other parts of the plants, the quantities taken away or released onto the field etc. From grain, fodder and wood quantities estimated from the census, it was thereafter possible to calculate various ecosystem flows. Samples of diverse biotic flows and stocks were also taken away for laboratory analysis (dry matter and main chemical elements) later on. The quantities measured (with a great variability amongst fields and time of harvest) were useful to validate the survey results and deductions.

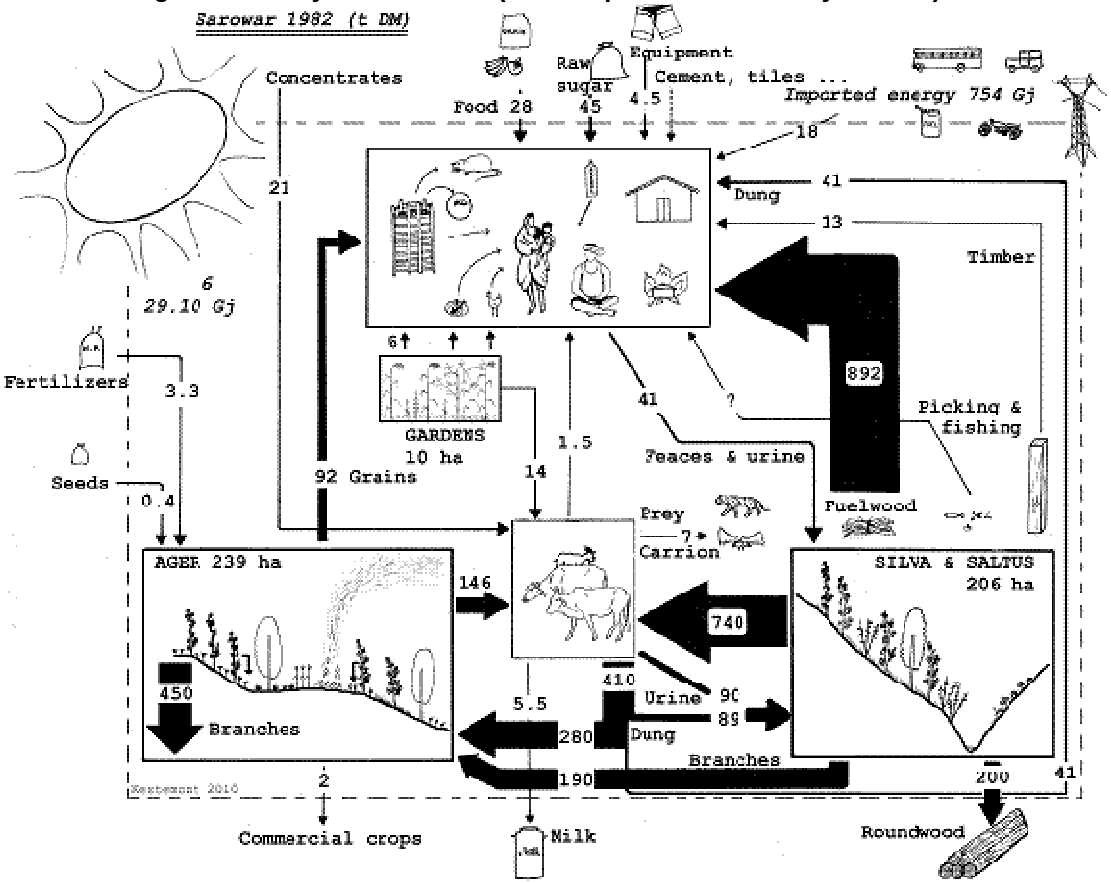
We translated this data into a conventional ecosystem flow chart, then into modern material flow accounting concepts.

3. Results

The biotic materials represented the major part of the inputs of the economy as defined by the village Sarowar, its fields and the used part of its natural environment. If we had limited the study to marked exchanges, the flows would have been negligible in this largely autarkic economy. Figure 1 represents the material flows within this ecosystem, expressed in tons of dry matters. We distinguished the subsystem “village” with its kitchen gardens (15 ha), the fields (subsystem “ager”, 239 ha), and the natural and semi-natural areas including the forest and pastures (subsystem “silva+saltus”, 206 ha). The domestic animals (and marginally humans and wild animals) travel from one subsystem to the other and represent the connecting elements. Permanent forest cover and traditional agricultural practices relatively limited erosion. However, with potential

alternative management such as deforestation and modern cultural practice, this element could become relevant in a possible future.

Figure 1 : Ecosystem Sarowar (flows expressed in tons dry matters)



Source: after [Kerckhove and Kestemont, 1984]

The ecosystem study showed the importance of forest products, mainly in the shape of firewood (892 tons of dry matter per year), pasture (estimated 740 t DM y^{-1}), branches for field preparation or *essartage* (640 t DM y^{-1} from forest and field trees) and wood export by the forestry company (200 t DM y^{-1}) [Kerckhove and Kestemont, 1984].

We measured a significant higher yield of paddy in the surrounding of isolated trees (2.65 t DM ha^{-1}) than in semi-open land (2.25 t DM ha^{-1}) of the same plot. Open land yields in other plots of the same village provided respectively 500 and 700 kg paddy (dry matter) per ha.

Translated into the terminology of material flow accounting, the results of this study provide the data presented in table 1. The data from Netherlands is presented in the same table in order to give an element of comparison. The economic space is defined here everything that has to do with humans, the village or domestic animals. The fodder flows within the forest are therefore included, but the nutriments taken by the plants within the soil are not included because it represents a natural service almost independent from direct human activities. This distinction can be debated, but it does not change fundamentally our results. We keep the dry matter unit: for biotic flows, this restriction avoids the fluctuations due to wet content variability. If long distances were involved, for instance, on the level of a country, the use of fresh matter could be justified from a transport problem point of view. Water flows are omitted in both results, following European recommendations [Eurostat, 2001a].

Table 1 : Material flow accounts of Sarowar 1983, compared with the Netherlands 1991

	Sarowar (t DM)	**Sarowar** (t cap^{-1})	**Netherlands** (t cap^{-1})
INPUTS	10603	15.8	84.9
Imports	120	0.2	20.2
Foreign hidden flows	360	0.5	42.1
Abiotic raw material	0	0.0	12.3
Biotic raw material (dry weight)	2761	4.1	0.4
Air	7363	11.0	9.8
Erosion	0	0.0	0.1
Recycling			-2.3
Hidden flows avoided by recycling			-2.7
ECONOMY			
Stock variation	+40	+0.1	+5.0
OUTPUT	10564	15.8	66.8
Exports	208	0.3	15.8
Waste disposal (excl. Incineration)	5	0.0	1.7
Erosion	0	0.0	0.1
Waste (biotic), water emissions	220	0.3	0.7
Air emissions	10124	15.1	19.4
Hidden flows export	8	0.0	29.1

Sources : authors and [Adriaanse et al., 1997]

Here, the biotic material for The Netherlands is here expressed in dry weight estimating 31% of dry matter in an average of grains and grass production for this country (see table 2)

Table 2. Biotic material requirement (1000 metric tons) in The Netherlands 1991

Renewable	**% DM**	**Fresh weight**	**Dry weight**
I. Plant Biomass (fresh weight)			
Grass	20%	8946	1789
Wheat	88%	1144	1007
Rye	88%	41	36
Barley	88%	288	253
Oat	88%	22	19
Peas	88%	39	34
Bean	88%	11	10
Cole seed	88%	25	22
Flax	88%	135	119
Potatoes	20%	20435	4087
Potatoes (industrial)	20%	8886	1777
Sugar beets	20%	28756	5751
Onion	10%	4466	447
Corn (for cattle)	60%	35660	21396
Vegetables	20%	24962	4992
Fruit	20%	2100	420
II. Plant Biomass, Wild Harvest Wood	88%	551	485
II. Animal Biomass, Wild Harvest Fish	30%	740	222
Total Renewable	31%	137207	42867

Source : [Adriaanse et al., 1997] for fresh weight, authors estimates for dry weights

The main difference in MFA between Sarowar and the Netherlands is observed in import/export, which is linked to the degree of opening of these economies. The Sarowar village is less open to the outside economy than the full (small) developed country.

As expected, the partly autarkical village consumes more primary biotic material per capita (4.1 t DM cap^{-1} y^{-1}) than the Netherlands (0.4 t DM cap^{-1} y^{-1}). This is due to a relatively extensive use of luxurious natural resources in contrast with the relatively efficient use of domestic scarce natural resources in a very densely populated country like the Netherlands (470 cap km^{-2}, against Sarowar 136 cap km^{-2}). You can note that, due to the protection status of the Dangs forest, and the prohibition of tree cutting, the natural system was far from over-exploited in Sarowar. Compared with traditional extensive cultivation in equatorial Africa (shifting cultivation), this cultivation system is relatively intensive and efficient. We are thus not comparing a full extensive system with an intensive one, but a “traditional” intensive system with a modern one.

We consider the erosion due to traditional practice as comparable with the background natural erosion in this hilly area (possible 24.15 t ha^{-1} y^{-1} are not taken into account as economic flows). This estimation is empirically based a detailed study in a Chinese context: an erosion of 24.15 t ha^{-1} y^{-1} with traditional cultivation techniques, compared to 42.21 t ha^{-1} y^{-1} from other plot monitoring studies in a similar area, shows that the traditional farming system has effectively conserved soil on the slope land there in the past decades [He, Xu and Zhang, 2007]. With a modern or extensive shifting cultivation scheme, Sarowar would probably add about 18.06 t ha^{-1} y^{-1} erosion, or 4316 t on the fields, and 5 t cap^{-1} additional material requirements.

The atmospheric inputs and outputs are remarkably of the same order of magnitude between the compared systems. In order to build comparable results with the Netherlands, we only included O2 as an input and CO2 as an output. However, CO2 as an input of biotic production and O2 as its output could be included in both systems, as beneficial material flows: “natural service production” for the economy. Concerning Sarowar, the volume of atmospheric inputs and outputs is due to the wood incineration for cooking or field fertilizing. If the cooking is relatively efficient due to the work cost necessary to transport wood from the forest to the village, the field burning of branches supposes a “non efficient” use, from the point of view of energy efficiency.

The important use of domestic animals as source of milk, power force and high quality fertilizers explain the major part of the non-energetic material flows identified in Sarowar.

The stock variation of the economy is remarkably low in Sarowar (+0.1 t cap^{-1}) if compared to the Netherlands (+5.0 cap^{-1}).

4. Discussion

The literature on material flow accounting tends to concentrate on solid and product flows, expressed in total absolute weight. We are far from traditional human ecosystem studies, which quantify many possible flows. This choice is driven by the policy-oriented nature of material flow analysis: limiting the analysis to the impacts of the economy (i.e. human activities). The further limitation to non-air and non-water flows is driven by pragmatism: it is cheaper to exclude many flows in a first analysis. Moreover, on a national scale, solid or product flows are easier to estimate from existing trade and production statistics. Air and water flows are of a greater magnitude and their exclusion helps to focus attention on more "qualitative" material flows included in solids and products. However, the qualitative aspect is certainly not addressed in solid and product material flows, which remain dominated by, for example, inert materials from construction. Qualitative material flows are of greater importance for the environment. For example, flows of toxic compounds can have greater environmental or health impacts than big amounts of stones or grounds. From this point of view, we think that air and water should not be excluded from (even quantitative) material flow analysis or "social metabolism" studies. The transportation of pollutants in air or water is certainly more relevant from the health or environmental perspective than the transportation (by economy) in solid forms. If material flow analysis could help as a first approach to the impact of economy on the ecosystem, therefore we think that air and water flows should not be excluded. Human perturbation of water and atmospheric cycles are two of the major global problems today [Kestemont, Frendo and Zaccaï, 2006, Vitousek et al., 1997].

A first quantitative study including air flows, such as the one we did for Sarowar, should not elude the hidden problematic of qualitative flows. For example, open burning in "essartage" would engender, in terms of particulates and products of incomplete combustion (on health and on climate change), effects considerably greater than the sole CO2 emissions [Simoneit, 2002, Cheung and Wang, 2001, Korontzi et al., 2004, Lavric, Konnov and Ruyck, 2004]. On the other hand, if technology and for example improved hooves [Edwards et al., 2004] could increase the eco-efficiency of specific processes such as burning in developing and developed countries, the latter could have, and

actually have, a bigger impact on global environment [Kestemont, Frendo and Zaccaï, 2006, Martinez-Allier, 2002, WWF, 2006] due to a bigger quantitative material intensity.

It is questionable whether field burning should be included or excluded from the economic process, since this only shortens the natural cycle (the related emissions would anyway end within the ecosystem). The recent European waste statistics regulation for example excludes the within farmland ecosystem recycling from the waste incinerations statistics [European Union, 2002]. For the same reason as above, we plead for the including of all human activities and related services of nature in material flows accounting. Omitting any direct or indirect flows for pragmatic reasons increase the part of "hidden" flows, the ones that could precisely be the most relevant from a perspective of local or displaced impacts.

The total material flow (TMR) per capita measures the efficiency of the contribution of the population to its economy. This is certainly the most relevant indicator if we want to compare a market economy (a "developed" country) with an autarkical village whose economy is only marginally monetized. TMR could also be divided by hectares or by gross domestic product. For further discussion, let us use here the same metric for TMR as in reference studies (excluding air and water, including hidden flows) in order to be able to discuss the most popular eco-efficiency indicators. The TMR per capita per year was 5 t cap^{-1} y^{-1} in Sarowar, against respectively 84, 46, 86 and 84 t cap^{-1} y^{-1} in USA, Japan, Germany and Netherlands (table 3). The intensity of material requirement per surface is only 7 t ha^{-1} for Sarowar, against respectively 22, 151, 189 and 307 t ha^{-1} for the developed countries considered. Note that for Sarowar, this amount is of the same order of magnitude as the potential net primary productivity of the agro-ecosystem, as measured in an associated culture of sorghum, beans (*dolichos lablab*), maize and fibre plants in a kitchen garden (7.1 t ha^{-1}). In developed countries, the larger amount can be explained by a potentially quicker turnover of non-biotic material flows.

Table 3 : Comparison of material flows (excluding air and water) between a traditional autarkical Indian village (1983) and four developed countries (1991).

	USA	**Japan**	**Germa-ny**	**Nether-lands**	**Saro-war**	
Unit of raw data	t x 10^6	t x 10^6	t x 10^6	t x 10^6	t	
Total domestic commodities	4581	1424	1367	271	2761	
Total foreign commodities	568	710	406	303	120	
Grand total commodities	5149	2133	1773	574	2881	
Grand total commodities per cap (t cap^{-1})	20	17	22	38	4	
Domestic hidden flows	15494	1143	2961	69	0	*
Foreign hidden flows	594	2439	2030	632	360	**
Total hidden flows	16088	3582	4991	701	360	
Tot. Hidden flows/tot. Comm.	3	2	3	1	0.04	
TMR (commodities + hidden flows)	21237	5715	6764	1275	3241	
TMR per capita (t cap^{-1})	84	46	86	84	5	
TMR per GDP (kg $\$^{-1}$)	3.4	3.0	3.3	3.2	70	
TMR per GDP PPP (kg $\$^{-1}$)	3.4	4.2	3.7	3.4	18	
TMR per surface (t ha^{-1})	22	151	189	307	7	
Air***	3949	843	1095	149	7363	
Air (t cap^{-1})	14	7	14	10	11	
Air / GDP PPP (kg $\$^{-1}$)	0.6	0.4	0.6	0.4	41	

*Limited to erosion due to human activities. Supposed negligible in Sarowar at this time, due to cultivation on moderated slopes and terraces with associated cultivation and tree cover.

** Direct foreign input x hidden flow/indirect input of the USA (hidden flow from equivalent US exportation)

*** As an indicative proxy, air data for USA and Japan were calculated using the O2 equivalent of CO2 emissions (1997) given by [Prescott-Allen, 2001]

Source : authors and [Adriaanse et al., 1997]

The common indicator of eco-efficiency or material intensity (TMR per unit of GDP) provides contrasted results. Following this indicator calculated on the basis of GDP at the current exchange rate, the tribal village of 1983 seemed much less efficient than developed countries of 1991. Its denominator (GDP) being very small because of the low monetization rate of its economy, and its material inputs being relatively high in its context of luxurious nature, its TMR/GDP is immense: 70 kg $\$^{-1}$, compared to the 3 kg $\$^{-1}$, 3.4 kg $\$^{-1}$, 3.3 kg $\$^{-1}$ and 3.2 kg $\$^{-1}$ respectively for Japan, USA, Germany and the Netherlands. Thus, to produce 1 dollar of monetary revenue, Sarowar seemed to use 20 times more material than The Netherlands. For cross-country comparison of GDP, the use of Purchasing Power Parity is more appropriate [Moll and Bringezu, 2005]. The UN SNA (System of National Accounts) defines a PPP as a price relative which measures the number of units in country B's currency that are needed in country B to purchase the

same quantity of an individual good or service as what 1 unit of country A's currency will purchase in country A. Whereas the GDP of developed countries do not change much when applying PPP, the Indian GDP is corrected by a factor 4 [Ratnababou, 2003, Eurostat, 2004]. The comparable material intensity (in PPP) is then respectively 18 kg $\$^{-1}$, 3.4 kg $\$^{-1}$, 3.2 kg $\$^{-1}$, 3.7 kg $\$^{-1}$ and 3.4 kg $\$^{-1}$ for Sarowar, Japan, USA, Germany and the Netherlands. Yet, the material intensity of the tribal economy, expressed in PPP, was still 6 times bigger than in modern economies. It should be noted that Sarowar was relatively well monetized if compared with surrounding villages not accessible by road. An ancestral economy with no money would give an infinite material intensity following this calculation.

Given the assumption that GDP does not represent the reality of the economy (in terms of providing goods and services for human well-being), neither in autarkical villages, nor in modern economies, a suitable solution could be to use an adjusted GDP, as a denominator to calculate the material intensity. This adjusted GDP [Daly and Cobb, 1989, Cobb and Cobb Jr., 1994, Stockhammer et al., 1997, Hamilton, 1999, Neumayer, 2000] would for example exclude defensive expenditures (which is important for developing countries) and include a monetization of autarkic work. For example, in the works on adjusted GDP, the monetization of household labour is taken considering local rates for housekeepers. Since rates for housekeepers are not comparable between countries, this would introduce another type of bias. In order to give comparable results between countries, a hypothetical adjusted GDP would, in turn, need to be calculated in PPP. We do not enter into the debate on adjusted GDPs here.

The calculation in this study shows the limits of the economic efficiency concept applied to non-market economies. Moreover, even market economies include significant non-market economic flows [Daly et Cobb, 1989, Cobb and Cobb Jr., 1994, Stockhammer et al., 1997, Hamilton, 1999, Neumayer, 2000, Temple and Chabal, 1995]. Here we can directly question the global relevance of the concept of dematerialization of the economy as expressed by TMR/GDP. Following this indicator, developed countries would be, by far, in advance, regarding dematerialization, even if they remain the biggest users of materials from a global (absolute data) and relative (per capita) point of view. We have seen (table 3) that per capita, the tribes of Sarowar use about 10-16 times less material than the mean Occidental inhabitant, and even 5-10

times less if only direct input (grand total commodities) is taken into account. We show in the last row of table 3 a possible wrong comparison of apparent intensity of air used (related to intensity of carbon emission), where Sarowar seems 100 times more air-intensive than developed countries. The apparent air use (thus the CO2 emissions) per capita is of the same magnitude than the per capita use (or emissions) of industrial economies. The difference is however qualitative since we have in Sarowar renewable air uses, thus accounting for zero in greenhouse gas accounting. This kind of comparison would be twice wrong: wrong for the numerator (comparing recyclable use to irreversible use) and wrong for the denominator (using GDP as a measure of the economy).

The concept of intensity, using two different units in the same ratio, implies the hypothesis of substitutability between factors. For example, reducing TMR or increasing the population can obtain reducing the TMR per capita. Reducing the TMR or increasing the GDP can obtain reducing the TMR per GDP. Is it good for sustainable development to increase the population or the GDP? This fundamental question is not raised in these kinds of ratios.

Acknowledging that the GDP is not a relevant measure of life satisfaction [Vemuri and Costanza, 2006], one can suggest using the concept of dematerialization of life satisfaction, of human well being, of human development or of any corrected GDP, in dematerialization studies. Using different dimension, not mixing different indicators in the same ratio, avoids the illusion of perfect substitutability between the economy and the environment. The goal being to reduce the material impact of whatever human ideal, these two indicators (environment and human well-being) should remain in separate dimensions. Examples of multidimensional tools are the multi-criteria analysis [Vincke, 1986] or graphic representation where human well-being and ecological well-being are presented side by side like in Prescott Allen [2001].

5. Conclusion

We presented a material flow accounting of a semi-autarkic Indian village, based on a former human-ecological survey. Such material is available in other studies in human

ecology. Traditional human ecosystem measurements can serve as a basic comparison point, and we used it to test common dematerialization indicators. We showed the importance of counting as much direct and indirect flows as possible. In particular, hidden flows, embedded in imports and exports, and air flows can be important from their impact point of view. Water flows should be included for the same reason. Qualitative aspects should always be evaluated. For example, open burning is associated to incomplete combustion and greater toxic emissions. We showed that the limit of the eco-efficiency indicator mainly resides in the different degrees of monetization of the economies. In incompletely monetized economies, this indicator is highly biased by the underlying non-market material flows. We question the use of ratios of non-substitutable factors in dematerialization assessment and we suggest the use of multi-criteria analysis instead.

Acknowledgments

The Lefranc Foundation financed our stay in 1982-1983. Université Libre de Bruxelles financed the participation of one of us in the Ninth Biannual Conference on "Ecological Economics and Human Well-being" 15-18 December 2006, New Delhi, where we presented a first version of this paper. Participants of this conference and an anonymous referee gave us valuable comments.

References

ADRIAANSE, A., BRINGEZU, S., HAMMOND, A., MORIGUCHI, Y., RODENBURG, E., ROGICH, D. and SCHÜTZ, H. (1997) *Resources Flows : The Material Basis Of Industrial Economies,* WRI, Washington DC, 66 pp.

BA, M. (1979) *Approche écoénergétique d'un écosystème sahélien. Plaine de M'Pourie (Mauritanie),* ENDA, Dakar, 52.

BARTELMUS, P. (2003) "Dematerialization and capital maintenance: two sides of the sustainability coin." *Ecological Economics,* **46,** 61-81.

BRINGEZU, S. and SCHÜTZ, H. (1997) In *Resources Flows : The Material Basis Of Industrial Economies*(Eds, Adriaanse, A., Bringezu, S., Hammond, A., Moriguchi, Y., Rodenburg, E., Rogich, D. and Schütz, H.) Wuppertal Institute, Washington DC, pp. 28.

BRISCOE, J. (1979) *Population and development review,* **5,** 615.

CHEUNG, V. T. F. and WANG, T. (2001) "Observational study of ozone pollution at a rural site in the Yangtze Delta of China", *Atmospheric Environment,* **35, 29,** 4947-4958.

COBB, C. and COBB JR., J. B. (1994) *The Green National Product: A Proposed Index of Sustainable Economic Welfare.,* University Press of America, New York, 343.

DALY, H. E. (1977) *Steady-state economics,* Freeman.,

DALY, H. E. and COBB, J., J.B. (1989) *For the Common Good: Redirecting the economy towards Community, the Environment, and a Sustainable Future.,* Beacon Press, Boston, 486.

DASH, S. S. and MISRA, M. K. (2001) "Studies on hill agro-ecosystems of three tribal villages on the Eastern Ghats of Orissa, India", *Agriculture, Ecosystems & Environment,* **86, 3,** 287-302.

DUVIGNEAUD, P. (1984) *La synthèse écologique,* Doin, Paris, 380 pp.

EDWARDS, R. D., SMITH, K. R., ZHANG, J. and MA, Y. (2004) "Implications of changes in household stoves and fuel use in China", *Energy Policy,* **32, 3,** 395-411.

EUROPEAN_UNION (2002) *Regulation 2150/2002 of the Council and the Parliament on waste statistics,* Eurostat, Brussels,

EUROSTAT (2001) *Economy-Wide Material Flow Accounts and Derive Indicators, a Methodological Guide,* European Community, Luxembourg,

EUROSTAT (2004) *New Cronos On-line database,*

FAO and OMS (1973) *Besoins énergétiques et besoins en protéines,* FAO-OMS, Rome, 123.

GOVERNMENT_OF_GUJARAT (1971) *Dangs District,* Government Printing, Stationary and Publications, Ahmedabad, 505.

GRÜNBÜHEL, C., HABERL, H., H.SCHLANDL and WINIWARTER, V. (2003) "Socio-economic methabolism and colonization of natural processes in Sangsaeng village: material and energy flows, land use, and cultural change in Northeast Tailand." *Human Ecology,* **31, 1,** 53-86.

HABERL, H., FISHER-KOWALSKI, M., KRAUSMANN, F., WEISZ, H. and WINIWARTER, V. (2004) "Progress towards sustainability? What the conceptual framework of material and energy flow accounting (MFEA) can offer." *Land Use Policy,* **21,** 199-213.

HAMILTON, C. (1999) "The genuine progress indicator methodological developments and results from Australia", *Ecological Economics* **30, 1,** 13-28.

HE, X., XU, Y. and ZHANG, X. (2007) "Traditional farming system for soil conservation on slope farmland in southwestern China", *Soil and Tillage Research,* **94, 1,** 193-200.

KERCKHOVE, M. and KESTEMONT, B. (1984) "Sarowar, an agrosilvopastoral ecosystem"**,** 19 pp.

KESTEMONT, B. (1983) *Sarowar, village de l'ouest de l'Inde: Contribution à l'étude d'un agroécosystème traditionnel: l'anthropocénose, la zoocénose, l'ager, ...* Mémoire de fin d'études, ULB, Bruxelles, 187 pp.

KESTEMONT, B., FRENDO, L. and ZACCAÏ, E. (2006) "Indicateurs des impacts du développement sur l'environnement: une comparaison Afrique-Europe", *VertigO,* **7, 2,** 14.

KORONTZI, S., ROY, D. P., JUSTICE, C. O. and WARD, D. E. (2004) "Modeling and sensitivity analysis of fire emissions in southern Africa during SAFARI 2000", *Remote Sensing of Environment. Forest Fire Prevention and Assessment,* **92, 3,** 376-396.

LAVRIC, E. D., KONNOV, A. A. and RUYCK, J. D. (2004) "Dioxin levels in wood combustion - a review", *Biomass & Bioenergy,* **26,** 115-145.

MAIKHURI, R. K. (1996) "Eco-energetic analysis of village ecosystem of different traditional societies of Northeast India", *Energy,* **21, 12,** 1287-1297.

MAIKHURI, R. K. and RAMAKRISHNAN, P. S. (1991) "Comparative analysis of the village ecosystem function of different tribes living in the same area in Arunachal Pradesh in North-eastern India", *Agricultural Systems,* **35, 4,** 377-399.

MARTINEZ-ALLIER, J. (2002) *The environmentalism of the poor,* Edward Elgar, Cheltenham,

MATTHEWS, E., AMANN, C., BRINGEZU, S., FISCHER-KOWALSKI, M., HÜTLER, W., KLEIJN, R., MORIGUCHI, Y., OTTKE, C., RODENBURG, E., ROGICH, D., SCHANDL, H., SCHÜTZ, H., VAN DER VOET, E. and WEISZ, H. (2000) *The weight of Nations,* World Resources Institute, Washington DC, 126 pp.

MEADOWS, D. H., MEADOWS, D. L., RANDERS, J., BEHERENS, J. and LII, W. W. (1972) *The Limits to Growth: A Report for the Club of Rome's Project on the Predicament of Mankind Universe Books,* Mankind Universe Books, New York,

MISHRA, B. K. and RAMAKRISHNAN, P. S. (1982) "Energy flow through a village ecosystem with slash and burn agriculture in North-eastern India", *Agricultural Systems,* **9, 1,** 57-72.

MOLL, S. and BRINGEZU, S. (2005) *Agregated Indicators for Ressource Use and Resource Productivity. Their meaning, cross-country comparability, and potential driving factors.,* European Environment Agency, Copenhaegen.

NAYAK, S. P., NISANKA, S. K. and MISRA, M. K. (1993) "Biomass and energy dynamics in a tribal village ecosystem of Orissa, India", *Biomass and Bioenergy,* **4, 1,** 23-34.

NEUMAYER, E. (2000) "On the methodology of ISEW, GPI and related measures: some constructive suggestions and some doubt on the 'threshold' hypothesis", *Ecological Economics* **34, 3,** 347-361.

NISANKA, S. K. and MISRA, M. K. (1990) "Ecological study of an Indian village ecosystem: Biomass production and consumption", *Biomass,* **23, 2,** 117-136.

NISANKA, S. K., MISRA, M. K. and SAHU, N. C. (1992) "Economics of fuel energy in an indian village ecosystem", *Bioresource Technology,* **39, 3,** 249-261.

ODEND'HAL, S. (1972) "Energetics of Indian Cattle in Their Environment." *Human Ecology,* **1,** 3-22.

PANDEYA, S. C. and KURUVILLA, K. (1968) "Natural forest communities, their net hole biomass and status of their underlying biogenic salts in Dangs forest, Gujarat" In *Symp. recent adv. trop. ecol.,* (Eds, Misra, R. and Gopal, B.) Varanasi,

PANDEYA, S. C., SHARMA, S. C., JAIN, H. K., PALIWAL, K. C. and BHANOT, V. M. (1977) *Final report of the research project on Genecology and Autecology of anjan grass (cenchrus ciliaris) complex in western india,* Department of biosciences, Saurashtra university, Rajkot.

PANNU, C. J. S., SINGH, S., SINGH, M. P., SINGH, S. and BHANGOO, B. S. (1993) "Energy use pattern for a selected village in the cotton-belt of Punjab", *Energy,* **18, 11,** 1113-1117.

PRESCOTT-ALLEN, R. (2001) *The Well-being of Nations. A Country-by-Country Index of Quality of Life and the Environment.*, Island Press, Washington, 342.

RAO, B. (2003) "Land of the Rising Rupee?" *Global Vistas,* **2, 1,** 17.

RATNABABOU, C. (2003) "Foreign Exchange Rates and Purchasing Power Parity", *Global Vistas,* **2, 1,** 3-6.

RAVINDRANATH, N. H., NAGARAJU, S. M., SOMASHEKAR, H. I., CHANNESWARAPPA, A., BALAKRISHNA, M., BALACHANDRAN, B. N., REDDY, A. K. N., SRINATH, P. N., PRAKASH, C. S., RAMAIAH, C. and KOTHANDARAMAIAH, P. (1981) "An Indian village agricultural ecosystem- case study of Ungra village, Part I: Main observations", *Biomass,* **1, 1,** 61-76.

RAVINDRANATH, N. H., NAGARAJU, S. M., SOMASHEKAR, H. I., CHANNESWARAPPA, A., BALAKRISHNA, N., BALACHANDRAN, B., LINGAMANTHU, D., SRINATH, P. N., AMULYA, K. and REDDY, N. (1980) *An Indian village agricultural ecosystem - case study of Ungra village,* Indian Institute of Science, A.S.T.R.A., Bangalore.

REDDY, A. K. N. (1981) "An Indian village agricultural ecosystem- case study of Ungra village, Part II: Discussion", *Biomass,* **1, 1,** 77-88.

SESHADRI, C. V. (1978) *Report of the Murugappa chettiar research centre,* Madras, India.

SIMONEIT, B. R. T. (2002) "Biomass burning -- a review of organic tracers for smoke from incomplete combustion", *Applied Geochemistry,* **17, 3,** 129-162.

STOCKHAMMER, E, H, H. and ET_AL (1997) "The index of sustainable economic welfare. ISEW as an alternative to GDP in measuring economic welfare. The results of the Austrian revised ISEW calculation 1955-1992", *Ecological Economics* **21, 1,** 19-34.

TEMPLE, D. and CHABAL, M. (1995) *La réciprocité et la naissance des valeurs humaines,* L'Harmattan, Paris, 263.

TRIPATHI, R. S. and SAH, V. K. (2001) "Material and energy flows in high-hill, mid-hill and valley farming systems of Garhwal Himalaya", *Agriculture, Ecosystems & Environment,* **86, 1,** 75-91.

VEMURI, A. W. and COSTANZA, R. (2006) "The role of human, social, built, and natural capital in exlpaining life satisfaction at the country level: Towards a National Well-Being Index (NWI)." *Ecological Economics,* **58,** 119-133.

VINCKE, P. (1986) "Analysis of multicriteria decision aid in Europe", *European Journal of Operational Research,* **25,** 160-168.

VITOUSEK, P. M., MOONEY, H. A., LUBCHENCO, J. and MELILLO, J. M. (1997) "Human domination on Earth's Ecosystems", *Science,* **277,** 494-499.

WACKERNAGEL, M. and REES, W. E. (1996) *Our Ecological footprint: Reducing Human Impact on the earth.,* New Society Publishers, Philadelphia,

WWF (2006) *Living planet report 2006,* Gland, 44.

Article 4

A Model of Emission Trading for Minimizing the Cost of Air Pollution Control from Belgian Power Plants

[Hecq and Kestemont, 1991]

Article 4 : A Model of Emission Trading for Minimizing the Cost of Air Pollution Control from Belgian Power Plants

In Belgium recent national and community legislation regulates emission levels of "acid pollutants" (SO_2, NO_x) and apply to large combustion facilities whose pollutants are transported over large distances. Complying with these legislations requires costly emission control equipment. In order to minimize the costs of clean-up operations, this paper analyses the potentialities of an emission trading programme by means of a linear programming model. Six retrofit power plants have been chosen to test the model. As the results suggest, substantial credits are obtained for either SO_2 or NO_x emissions reduction.

Keywords : emission trading, linear programming model, power plants, SO_2, NO_x, emission control, Belgium.

1. Introduction

In response to the damage caused in recent years by "acid" pollutants (SO_2 and NO_x), the European countries--Belgium included--and the EEC have promulgated regulations requiring large-scale air-pollution control. Amongst the sources of pollution affected by these regulations, there are the thermal power plants, whose smokestacks scatter pollutants over wide areas. In order to comply with emission reduction standards (the maximum concentrations in the flue gas), these power plants will have to install costly control devices. In view of the high cost and its effect on the cost price per kWh, ways must be sought to minimize the cost of specific cleaning-up operations. This was the context in which the idea of emission trading within groups of pollution sources was born. The aim is to establish suitable emission levels for each source of pollution in such a way that :

1. There is an overall emission level identical to the one obtained through the application of the uniform legal emission standards, and that this overall level is

not exceeded.

2. The emissions control costs incumbent upon the group are kept to a minimum.

This type of strategy[61] makes it possible to obtain a *credit* [Raufer, Feldman et Jaksch, 1986] which reflects the difference between costs accrued from compliance with "uniform" legal emission standards on the one hand, and from the optimum emission trading formula on the other. The use of emission trading, and specially the "bubble" policy, has been approved by USEPA [Borowsky et Ellis, 1987] and authorities from some other countries (e.g. Japan, Denmark, F.R.G.) [Rentz, 1986].
This paper aims to demonstrate the potentialities of an emission trading programme involving a group of traditional thermal power stations situated in Belgium.

[61] In this study the "bubbles" approach has only been taken into account.

2. Method

The method breaks down into five steps :

1. The evaluation of the emissions (e_{nL}) corresponding to the application in each of the power plants of the maximum legally permissible limits so as to establish the overall residual emission targets not to be exceeded (E_{TL}).

2. The formalization of the emissions reduction cost functions *(c_{ni}).*

3. The calculation of the cost of reducing emissions in compliance with legal emission standards (c_{nL} and C_{TL} *).*

4. Application of a linear programming model in order to minimize emissions reduction costs (Min C_T*).*

5. The calculation of the credit obtained through emission trading (C_{TL}—$C_{T\min}$).

2.1. First step

Sulphur dioxide (SO_2) and nitrogen oxides (NO_x) emissions are calculated, as are the emission reduction levels corresponding to the application of the legal emission standards :

$$E_{TL} = \sum_n e_{nL}$$

$$E_{T1} = \sum_n e_{n1}$$

$$\text{where } D_{TL} = \sum_n d_{nL} = E_{T1} - E_{TL}$$

where : E_{TL}= the total annual "legal" emissions of all the power plants selected for inclusion in the programme; e_{nL}=the annual emissions from each power plant n complying with the new legal emission standards. E_{T1} = current total annual emissions with no emission abatement technology; e_{n1} = the annual emissions from each power

plant n with no new pollution abatement technology; d_{nL} = the cutback in emissions (tonnes/year) necessary to comply with the new legal emission standards; D_{TL} = the minimum total annual emission abatement limit to be met.

2.2. Second step

A number of emissions abatement options i are suggested for each power plant n. The cost functions $(c_{ni}=f_n(d_{ni}))$, which include a number of fixed and variable costs, are established on the basis of a linear model.

Because of the linearization assumption, these cost functions are equal to the sum of a number of fixed (CF_{ni}) and variable (CV_{ni}) costs according to the cut-back in emissions achieved. At least when the technology permits, the taking into consideration of the variable cost allows the part-use of this technology. This means that it is possible to cover intermediate reduction levels (d_n), i.e. levels below those corresponding to the full use of the technologies ($d_{ni\max}$) .

The introduction of the concept of a choice--or a lack of choice--of emissions abatement technology is once again advisable. To this end, an on/off variable (K_{ni}) with 0 and 1 as its only values is added to the cost functions (c_{ni}) as appropriate. With CVM_{ni} (average variable cost), these can be finally written as :

$$c_{ni} = CF_{ni} \times K_{ni} + CVM_{ni} \times d_{ni}$$
$$\text{with } 0 \leqslant d_{ni} \leqslant d_{n\max} \times K_{ni}$$

where $d_{ni\max}$: the maximum cutback in emissions for power plant *n* using technology *i*. Thus, if : $K_{ni} = 0$, $d_{ni} = 0$ and $c_{ni} = 0$ and if : $K_{ni} = 1$, d_{ni} ranges from 0 to $d_{ni\max}$. In this model, the base case emissions of a power plant *n* corresponds to emissions abatement cost $c_{n1} = 0$ (*i*= 1 is technological option zero). In this case, the emissions abatement level attained equals $d_{ni} = 0$.

For cost c_{n2}, the use of technology (*i*=2) enables a first range of reduction level achieved (d_{n2}), with $0 \leq d_{n2} \leq d_{n2\max}$ ($d_{n2\max}$ = the maximum cut-back in emissions obtained from the use of technology 2). A second range of reduction level ($0 \leq d_{n3} \leq d_{n3\max}$) can be dealt with by using a third technology (*i*= 3) for cost c_{n3}, and so on.

Thus the use of numerical data or graphical representation relating to cost functions c_{ni} makes it possible to ascertain the emissions abatement cost for each level of emissions and also the emissions reduction level ($d_{n\mathrm{L}}$) corresponding to a compliance with the legal standard (N_L).

2.3. Third step

When a power plant n complies with the legal standard and, in consequence, with emissions reduction level $d_{T\mathrm{L}}$, the annual emissions abatement cost ($c_{n\mathrm{L}}$) is estimated on the basis of the cost functions. The result is : $c_{n\mathrm{L}} = f_n\,(d_{nL})$ together with the total annual pollution abatement cost ($C_{T\mathrm{L}}$) for the power plants :

$$C_{T\mathrm{L}} = \sum_n c_{n\mathrm{L}} = \sum_n f_n\,(d_{n\mathrm{L}})$$

2.4. Fourth step

The problem amounts to selecting emission abatement options and levels for each power plant *n* so that :

(a) The *total control cost* remains as low as possible.

$$\min \sum_n c_n \qquad (1)$$

(b) The *total annual emissions* from the power plants are either below, or equal to, a maximum value *(E_{TL})*

$$\sum_n e_n \leqslant E_{TL} \qquad (2)$$

This second condition implies that the *cutback in the emissions* from the power plants is either above, or equal to, the overall value (D_{TL})

$$\sum_n d_n \geqslant D_{TL} \qquad (3)$$

where : e_n = the emissions from power plant *n* once they have been decreased; E_{TL} = the maximum legally authorized emissions for all the power plants selected for inclusion in the emission trading programme; c_n = the cost of reducing emissions from power plant *n* to level d_n ; $d_n = e_{n1} - e_n$ = cutback in emission from power plant *n*; e_{n1} = current emissions from power plant *n* (in the absence of any emissions abatement technology); D_{TL} = the minimum level of emissions reduction to reach E_{TL}.

The minimization of cost function $\sum_n c_n$ means that a choice is made between the emissions

abatement options characterized by the particular functions c_{ni} (d_n). An extra constraint must be introduced so that this choice between emission reduction technologies can be

effected mathematically. So, in this model, we make use of the variable introduced earlier, i.e. K_{ni}, an on/off variable whose values are either 0 or 1.

This constraint is expressed by :

$$\sum_{i} K_{ni} \leqslant 1 \ (i \neq 1) \tag{4}$$

This constraint enables the cost of reducing power plants emission to be re- determined by the total of the fixed (CF_{ni}) and variable (CV_{ni}) costs for each technology (one cost corresponds to each total different from 0) :

$$C_n = \sum_{i} c_{ni} = \sum_{i} (CF_{ni} \times K_{ni} + CVM_{ni} \times d_{ni}) \tag{5}$$

with $d_{ni} = 0$ and $c_{ni} = 0$ if $K_{ni} = 0$.

In order to extend the notion of the choice of a single technology per power plant to the whole group, it is sufficient to pursue the same line of iterations as above for each separate power plant and to introduce the relevant constraints. The total cost of reducing emissions is then expressed by :

$$C_T = \sum_{n} C_n = \sum_{ni} c_{ni} \tag{6}$$

If the constraints are taken into consideration that authorize the use of only one technology per power plant, the final equations (1) and (3) can be rewritten as :

$$\min \sum_{ni} c_{ni} = C_{T\min} \tag{7}$$

$$\sum_{ni} d_{ni} \geqslant D_{TL} \tag{8}$$

one technology i per power plant n :

$$\sum_{ni} K_{ni} \leqslant 1 \ (K_{ni} = 0 \text{ or } 1) \ (i \neq 1) \tag{9}$$

2.5. Fifth step

The credit obtained is : credit = C_{TL} - $C_{T\min}$; with C_{TL} being the total cost of reducing emission in the absence of emission trading (legal emission standards); and $C_{T\min}$ being the total least cost of solution emission reduction with the employment of emission trading. This approach is applied to the reduction of both SO_2 and NO_x emissions.

3 . Results

3.1. The power plants studied

No new power plants are scheduled for construction in Belgium for a number of years. Taking into consideration the ease with which data can be obtained on existing plants, we selected to include in the analysis five listed in the 1985/1989 coal conversion plan and a sixth which had been renovated after a breakdown [Hecq et Kestemont, 1988].

The characteristics specific to each of these six coal-fired plants are listed in Table 1.

TABLE 1. Characteristics of the power plants

Plants . . .	A	B	C	D	E	F
Capacity (MW_{th})	575	350	520	575	600	370
Coal						
Low heating value (MJ/kg)	24·2	26·8	23·5	24·4	24·5	24·5
Sulphur content (%weight)	0·86	0·68	0·60	0·81	0·80	0·60
Coke-oven gas						
Low heating value (MJ/Nm^3)	Not used	18·0	Not used	Not used	Not used	18·7
Sulphur content (g/Nm^3)	—	4·1	—	—	—	7·0
Blast furnace gas						
Low heating value (MJ/Nm^3)	Not used	Not used	Not used	Not used	3	Not used
Nitrogen content (%vol.)	—	—	—	—	58	—
Plant operating (h/year)	5735	6993	4704	5363	6194	5010
Adaptability of pollution control devices	Difficult	Easy	Easy	Difficult	Difficult	Easy
Initial SO_2 emissions						
(tSO_2/year)	7383·3	4419·8	3588·8	6505·7	5801·1	3181·4
(mg SO_2/Nm^3)†	1590	1350	1130	1490	1225	1340
Initial NO_x emissions						
(tNO_2/year)	3968·0	3415·2	3547·2	3710·6	9260·0	1924·0
($mgNO_2/Nm^3$)†	850	1100	1120	850	1240	810

† Maximum concentrations adjusted for the legal conditions governing the presence of O_2 in flue gas.

Despite their comparative similarity of design, there are marked differences between them regarding :

1. Net capacity--which lies between 135 MW (F) and 280 MW (E).

2. Fuel--coal from different sources, sometimes with an admixture of gas from coke-oven or blast-furnace sources.

3. Hours of operation--while some of the power plants work around the clock, others only function by day.

4. Capacity factors lie between 4700 hours per year and close to 7000 hours per year.

5. The amount of space available in the vicinity of the boiler houses constitutes a serious constraint on the installation of pollution reduction equipment.

6. The design of the heating equipment--there are significant technical differences here, particularly with respect to the design and positioning of the burners and the geometry of the combustion chambers.

Such site-specific factors affect both initial pollutant emission and emission reduction costs corresponding to the new legally allowable maximum emission levels.

3.2. Legislation

Two legislations--the Belgian and the EEC--must be taken into account. These establish emission standards in the form of maximum values (N_L) for concentrations of pollutants in flue gas, and thus fix emission levels *(E_{TL})* or emission reduction levels *(D_{TL})* which must not be exceeded. These regulations are recent and apply to combustion facilities of more than 50 MW_{th} [Moniteur_Belge, 1987, Moniteur_Belge, 1986, Official Journal, 1988]. Although similar in certain respects, the Belgian (Table 2) and EEC (Table 3) legislations differ in a number of respects, particularly with regard to maximum pollutant concentrations in flue gas.

As far as maximum sulphur dioxide (SO_2) values are concerned, the Belgian regulations lay down values of 400 mg/Nm^3 for coal- and oil-fired combustion facilities of more than 300 MW_{th}.

TABLE 2. Emission standards in Belgium as laid down by Royal Decree ($P \geq 50$ MW_{th})

Fuel type	Nominal thermal capacity (MW_{th})	Maximum emission limits in mg/Nm^3 for new plants †	
		SO_2	NO_x
Solid	50–100	2000	800
	100–300	1200	800
	> 300	400	650
Liquid	50–100	1700	450
	100–300	1700	450
	> 300	400	450
Gas	All plants	35 (in general)	350
		5 (liquid gas)	350
		100 (coke-oven gas)	350

† Whose operation licence is issued after 3 June 1987, either new, or existing but subject to conversion.
P = nominal thermal capacity in MW_{th}.

TABLE 3. Emission Standards as laid down by EEC Commission ($P \geq 50$ MW_{th})

Fuel type	Nominal thermal capacity (MW_{th})	Maximum emission limits in mg/Nm^3 for new plants †	
		SO_2	NO_x
Solid	< 100	2000	650
	100–500	$-4 \times P(MW_{th}) + 2400$ 1300	(Volatile content: < 10%)
	> 500	400	
Liquid	< 300	1700	
	300–500	$-6 \times P(MW_{th}) + 3400$	450
	> 500	400	
Gas	All plants	35 (in general)	
		5 (liquid gas)	350
		800 (gas from coke-oven refineries and blast furnaces)	

† Whose first operating licences are issued from 1 July 1987.
P = nominal thermal capacity in MW_{th}.

On the other hand, for solid fuel facilities of between 100 and 500 MW_{th}, the EEC regulations advocate maximum values which are much less strict and linearly degressive. The maximum limits applicable to gas-fired facilities are identical in the two

legislations except in the case of gas from blast furnaces and coke-oven plants. As far as gas from these latter sources is concerned, the Belgian legislation imposes stricter maximum values (35 mg/Nm^3 for blast furnace gas and 100 mg/Nm^3 for coke-oven gas) than the EEC regulations (800 mg/Nm^3 for both).

The maximum values for the discharge of nitrogen oxides (NO_x) are identical in the two legislations. However, the EEC legislation defines NO_x ceilings and reduction targets in the form of NO_2 but says nothing about maximum limits as such expressed in terms of NO or NO_2 . In view of these regulation differences, we opted for the strictest possible maximum limits with respect to facilities of more than 300 MWth as in the reference sample, i.e. :

- 400 mg SO_2/Nm^3 and 650 mg NO_2/Nm^3 for flue gas from the burning of coal;
- 35 mg SO_2/Nm^3 and 350 mg NO_2/Nm^3 for flue gas from the burning of blast furnace gas;
- 100 mg SO_2/Nm^3 and 350 mg NO_2/Nm^3 for flue gas from the burning of coke-oven gas.

Since some coal-fired facilities burn an admixture of gas, the maximum values for such facilities are weighted in proportion to the thermal output of each type of fuel as specified in the two sets of regulations.

The maximum emission limits established in this way correspond to the legal emission standards to be complied with by the power plants in the reference sample. The reduction in the level of emission (D_{TL}) resulting from the application of these standards (cf. Tables 4 and 5) in each individual source determines the overall residual emission targets (E_{TL}) which must not be exceeded by the group of sources when emission trading is achieved.

Before turning to the actual application of the emission trading programme, it would be useful to detail some emission limitation scenarios and so to select a series of possible emission reduction technologies to cover the range in which SO_2 and NO_x emissions are on the decrease.

The programme contains two distinct scenarios, which differ according to the pollutant involved.

3.3. Scenarios involving a reduction in sulphur dioxide (SO_2) emissions

The strategies for the reduction of these emissions are based on the application of four control technology options :

3.3.1. Option zero (*i*= 1)

No technological measure is taken to control of sulphur dioxide emissions. The concentrations (in mg SO_2/Nm^3) of SO_2 in the flue gas discharged amount to the values given in Table 1. With this option, emissions reduction costs are nil.

3.3.2. The use of cleaned coal (*i*=2)

The reduction in sulphur content of coal is a comparatively inexpensive method applied today to achieve moderate sulphur abatement. Within the present context, coal can be purchased either desulphurized (up to a 20% maximum of the total sulphur) or non-desulphurized. This cost is considered to be variable.

3.3.3. Flue gas desulphurization (FGD wet scrubbing)

Includes two options[62] : the desulphurization of 50% of the flue gas stream (partial scrubbing) (*i* = 3); and the desulphurization of 100% of the flue gas stream (*i*= 4).

(a) The desulphurization (FGD) of 50% of the flue gas (partial scrubbing) : as it emerges from the boiler, the flue gas is divided into two streams that pass through two identical ducts. This allows for the desulphurization of 50% of the flue gas, i.e. that passing through one or another of the two ducts. In the case of this option, which has a maximum removal rate of 47.5%, it is considered that : fixed costs = the cost of capital[63] plus labour; variable costs = the cost of the

[62] The wet desulphurization of flue gas (FGD) is currently on line and is a reliable method. Capital and operating costs come mainly from technical reports [CITEPA, 1987, OCDE, 1986, Schärer et Haug, 1986], or have been provided by the manufacturers (see also [Hecq, 1984]).

[63] Investment includes foundation, building, supplies, erection, start-up, engineering, licence, insurance, taxes, maintenance and interest during construction. Assuming interest rate 8.6% and depreciation 5%.

utilities (electricity, water, formic acid and lime, all substracted from the sale of the by-product gypsum); and total annual costs, as the sum of the two-above costs are reported for the first year of power plant operation.

(b) The desulphurization (FGD) of 100% of the flue gas : a high removal rate (95%) can be attained with the desulphurization of all (100%) the flue gas stream. The assumptions relating to fixed variable and total annual costs are as above.

3.4. Scenarios involving a reduction in nitrogen oxides (NO_x) emissions

The strategies for controlling nitrogen oxides involve five increasingly more severe control technology options.

3.4.1. Option zero (*i*= l)

Apart from reburning or tangentially fired, no combustion technical modification is done to reduce nitrogen oxides. The resultant NO_x emissions and concentrations amount to the values are given in Table 1.

3.4.2. The use of low NO_x burners (*i* = 2)

The replacement of standard burners by low NO_x models enables a significant reduction to be made in the NO_x content of flue gas emissions. It is considered that the installations of this type of burner in the power plants under study would achieve 30% NO_x reduction. The cost of this type of equipment is considered to be fixed. Operating costs are negligible.

3.4.3. Selective catalytic reduction (SCR)--the 'cold end' system

There are three options : the catalytic treatment with ammonia of 50% of the flue gas stream (i = 3); the combination of this option with the use of low NO_x burners (*i*= 4) and the catalytic denitrification of the whole (100%) flue gas stream (*i* = 5).

(a) The selective catalytic reduction (SCR) of 50% of the flue gas stream : retrofitting an SCR "cold end" unit to one of the existing ducts and the subsequent mixing of flue gas enables the NO_x content (expressed in terms of NO_2) of the flue gas to be reduced with a maximum efficiency rate of 42.5%. For this option, it is considered that : fixed costs = the cost of capital[64] and the cost of the catalyst and the reheating of the flue gas; these latter costs do not depend on the rate of denitrification; variable costs = the cost of the reagent (NH3); and total annual costs, as the sum of the two above costs, are reported for the first year of power plant operation.

(b) The combination of the selective catalytic denitrification (SCR) of 50% of the flue gas output and the use of low NO_x burners : the combined use of the two methods yields NO_x emissions (expressed in terms of NO2) to be brought down to a rate of 60%. The costs assumption are estimated as above, and are added together.

(c) The selective catalytic denitrification (SCR) of 100% of the flue gas : this deep flue gas treatment enables NO_x emissions (expressed in terms of NO_2) to be brought down to a rate of 85%. The cost of this method matches the hypotheses put forward in connection with the denitrification of 50% of the flue gas.

Cost functions (i.e. the relationship between total annualized control cost and the reduction level achieved) are set-up taking these assumptions into consideration and according to the formalism developed in the method.

[64] Investment includes foundations, building, supplies, erection, start-up, engineering, licence, insurance, taxes, maintenance and interest during construction. Assuming interest rate 8.6% and depreciation 5%.

3.5. The cost of applying legal emission standards (N_L) on an individual basis

Because the credit obtained from emission trading is measured against the situation in the absence of emission trading (i.e. when power plants must comply with legal standards on an individual basis), we first of all analysed this latter situation by means of the cost functions of emission control projected in the method.

3.5.1. The reduction of SO_2 emissions in the absence of emission trading

Compliance with the legal emission standards (N_L) produces a given level of emission reduction. To attain this level, power plants must equip themselves with FGD units capable of desulphurizing 100% of their flue gas stream (i = 4), but without there being any obligation for them to run the equipment to full use. On the basis of this technological option, Table 4 lists SO_2 emissions, reduction levels achieved ($d_{ni} = d_{n\mathrm{L}}$) and the cost ($c_{ni} = c_{n\mathrm{L}}$) of applying the legal desulphurization standards (N_L) for each power station on an individual basis. The cut-back in the amounts discharged (emission reduction level) obtained in this way for all the power plants amounts to 22 110.4 tonnes of SO_2 per year for an annual cost of $46.8 m. The value of the reduction in emission brought about (i.e. $D_{T\mathrm{L}}$ = 22 110.4 tonnes) is significant because it establishes the overall total emission reduction target to be met within the framework of emissions trading.

3.5.2. The reduction of NO_x emissions in the absence of emission trading

Compliance with the legal standards means that emission reduction levels ($d_{ni} = d_{n\mathrm{L}}$) must be attained which involve the use of the technologies alluded to above. Table 5 gives the NO_x emissions, the emission cut-back obtained and the cost of denitrification accruing to each power plant from the application of the N_L standards on an individual basis. The total annual cost is $11.5 m for a total reduction level ($D_{T\mathrm{L}}$) of 11 128 tonnes of NO_2 per year.

It will be noticed that power plants A and D can make use of the cheapest (i= 2) technology--"low NO_x" burners--to comply with the legal standards. By employing this technology, they in fact bring down their level of emission more than is necessary to

comply with the standard. As an indication, emission reduction and emission values corresponding exactly to the legal standard are given in brackets in Table 5 inasfar as they have a bearing on this case.

3.6. Costs accruing from the application of the emission trading programme

It must be remembered that different programmes are applicable according to the pollutant involved, i.e. SO_2 or NO_x.

3.6.1. The reduction of SO_2 emissions

The programme allows for a choice between a number of technological options :

1.No new emissions reduction measures (i = 1).

2. The total or partial use of cleaned coal (i = 2).

3. The complete or partial desulphurization (FGD) of 50% of the flue gas (i = 3).

4. The complete or partial desulphurization (FGD) of all the flue gas (i = 4)

For the same annual 22 110 tonnes reduction (D_{TL}) in emissions as that resulting from a compliance with the legal standards, the use of emission trading at the six power plants under study brings about an optimum solution corresponding to a total annual cost ($C_{T\min}$) of $34"5 m. (see Table 4).

3.6.2. The reduction of NO_x emissions

A series of control technology options are taken into consideration.

TABLE 4. The reduction of SO_2 emissions--a comparison with and without emission trading (1986--U.S.$)

Power plants	Scenarios					
	Without emission trading			Emission trading		
	Emission control technology†	Emission reduction d_{nL} and D_{TL} (t SO_2/year)	Costs C_{nL} and C_{TL} ($10⁶/year)	Emission control technology†	Emission reduction d_{ni} and D_{TL} (t SO_2/year)	Costs C_{ni} and C_{TL} ($10⁶/year)
A	$i=4$ (part.)	5525·2	9·400	$i=4$	7014·1	9·776
B	$i=4$ (part.)	3294·8	5·676	$i=4$	4198·8	5·956
C	$i=4$ (part.)	2319·7	6·561	$i=2$ (part.)	534·1	1·426
D	$i=4$ (part.)	4769·1	9·279	$i=4$	6108·4	9·657
E	$i=4$ (part.)	4554·0	10·916	$i=2$	1160·3	2·322
F	$i=4$ (part.)	1647·6	4·975	$i=4$	3022·3	5·381
Total	—	22 110·4	46·807	—	22 110·0	34·518
Total (mill./net kWh)	—	—	7·16	—	—	5·76
Credit ($10⁶/year)	—	—	0	—	—	12·288
Credit (mill./net kWh)	—	—	0	—	—	2·05
Credit (%)	—	—	0	—	—	26·2

† $i=2$: use of cleaned coal. $i=4$: FGD applied to 100% of the fuel gas stream. (part.): technology not working at full capacity.

1. No new emissions reduction technology (i = 1).

2. "Low NO_x" burners (i = 2).

3. The selective catalytic denitrification (SCR) of 50% o f the flue gas (i = 3) with full or partial (part.) use of the equipment.

4. The combination of "low NO_x" burners and the selective catalytic denitrification (SCR) o f 50% of the flue gas (i = 4) with full or partial (part.) use o f the equipment.

5. The selective catalytic denitrification (SCR) o f the whole flue gas (i = 5) with full or partial (part.) use of the equipment.

For a reduction (D_{TL}) in emissions corresponding to the legal standards (10 680 tonnes of NO_2 per annum), the application of emission trading to the six power plants gives an optimum solution (Table 5) with a total annual cost ($C_{T\min}$) of $7.55 m.

TABLE 5. The reduction of NO 2 emissions--a comparison with and without emission trading (1986--U.S.$)

	Scenarios					
	Without emission trading			Emission trading		
Power plants	Emission control technology†	Emission reduction d_{nL} and D_{TL} (t NO_2/year)	Costs C_{nL} and C_{TL} ($10⁶/year)	Emission control technology†	Emission reduction $d_{n'}$ and D_{TL} (t NO_2/year)	Costs $C_{n'}$ and C_{TL} ($10⁶/year)
A	i=2 (part.)	1190·4 (957.9)	0·365	i=2	1190·4	0·365
B	i=4 (part.)	1641·6	2·208	i=2	1024·7	0·226
C	i=3 (part.)	1484·9	2·411	i=2	1064·0	0·316
D	i=2	1113·0 (897·6)‡	0·365	i=2	1113·0	0·365
E	i=4 (part.)	5097·1	4·568	i=4	5470·4	4·622
F	i=3 (part.)	601·1	1·632	i=3	817·7	1·657
Total	—	11 128·1 (10 680·2)‡	11·544	—	10 680·2	7·551
Total (mill./net kWh)	—	—	1·93	—	—	1·26
Credit ($10⁶/year)	—	—	0	—	—	3·998
Credit (mill./net kWh)	—	—	0	—	—	0·67
Credit (%)	—	—	0	—	—	34·6

† i=2: Low NO_x burners. i=3: catalytic denitrification by SCR of 50% of the flue gas stream. i=4: the above two methods combined. (part.): Technology not working at full capacity.

‡ Accurate value at the legal standard.

3.7. Credit

As is shown in Tables 4 and 5, emission trading makes it possible to generate large-scale credits. The size o f these credits differs according to the pollutant involved.

3.7.1. The reduction of SO_2 emissions

The overall credit generated by the emission trading programme amounts to *$12.288 m. per year*, a sum which corresponds to *26% of the total cost of reducing emissions* in power plants that do not make use of emission trading. Expressed in terms o f kWh, the credit amounts to 2.05 mill.

Table 4 summarizes all the technological options available to power stations for the reduction of SO s emissions depending on whether or not they make use o f emission trading. These options boil down to : the partial (part.) or complete use of cleaned coal (*i*= 2); or the partial (part.) or complete desulphurization (FGD) of the total flue gas (*i*=4).

The comparison made in Table 4 shows that :

1. With the application of the legal standards on an individual basis (i.e. without emission trading), each of the power plants only makes part-use of the equipment installed for the desulphurization of its total flue gas stream.

2. On the other hand, when emission trading is employed, power plants C and E can make do with desulphurized or semi-desulphurized coal for the same total reduction in emission. As a set-off, the remaining four power plants (A, B, D and F) use to an advanced level the equipment (mentioned in the non-emission trading scenario) for the desulphurization of their whole-fuel gas.

In all the power plants, the failure to employ emission trading is expressed in terms of high costs ranging between $4.97 m./year and $10.91 m./year, according to the facility. This variation is explained by the features specific to each of the stations (capacity

factor, nominal capacity, fuel characteristics, mode of operation and the difficulty of installing emissions control equipment).

With the application of emission trading, power plants C and E use cleaned coal--a cheap but not particularly effective option. Annual emission reduction costs have fallen from $6.5 m. to $1.42 m. (C), and from $10.91 m. to $2.32 m. (E). In exchange, reduced extra costs (less than $0.5 m. per year) and a consequently lower additional rate of emissions reduction are the outcome for power plants A, B, D and F. These extra costs relate to the use to an advanced level made of the equipment (mentioned in the non-emission trading scenario) for the desulphurization of their flue gas.

3.7.2. The reduction o f NO_x emissions

The annual credit generated by emission trading amounts to $3.99 m. or 34.6% of the total cost of "legal" emissions reduction effected on an individual basis. Expressed in terms of a net kWh output, the credit amounts to 0.67 mill.

Table 5 lists the technological choices according to whether or not emission trading is used. It seems that the most effective and costly technology, i.e. the selective catalytic denitrification (SCR) of the *whole* flue gas is not selected in any of the cases. For the same total level of emission reduction and with the use of emission trading in place in the "legal" reduction scenario :

1. Power plants B and C turn the strategy to the best account with the use of "low NO_x" burners in place of more complex flue gas denitrification (SCR) equipment.

2. Power plants A and D retain their "low NO_x" burners regardless of scenario.

3. Power plants E and F also retain their emissions reduction equipment regardless of scenario, but they use it to full capacity when emission trading is employed.

Depending on whether or not emission trading is employed (Table 5) :

1. Power plants B and C generate an appreciated credit in relation to the application of legal emission standards on an individual basis (i.e. without emission trading); this credit runs to $1.98 m. per year (2.208--0.226) and $2.09 m. per year (2.411 - 0.316) respectively.

2. In exchange, plants E and F are called on to make an extra effort to reduce emission (to the tune of $0.08 m. per year). They must make full use of the equipment only partly used in the absence of emission trading.

3. There is no evident change across the two scenarios for power plants A and D. The emission reduction costs by these plants therefore remain constant. It must, however, be mentioned that the application of the legal standards (no emission trading) on an individual basis means more emission reduction than is necessary (1190.4 and 1113.0 tonnes of NO_2 per year), whereas strict compliance with the legal standards results in reductions in emission of 957.9 and 897.6 tonnes of NO_2 per year. Good use is made of this bonus in the emission trading strategy.

3.8. Credits from emission trading and emission reduction targets

In order to arrive, in terms of the various degrees of emissions reduction possible, at an evaluation of the amount and extent of the credit generated by emission trading we calculated the cost of the various emission reduction scenarios while varying the total emission targets for SO_2 and NO_x.

Figures 1 and 2 show that the best credits generated by the emission trading strategy lie in the areas where the emission reduction targets put forward are of an intermediate nature. This phenomenon is particularly noticeable in the case of SO_2 emissions (Figure 1). It can easily be explained by the fact that there is a wide choice of technology options in the intermediate area, and this factor makes solutions possible with a satisfactory cost-efficiency ratio. On the other hand, the choices of technology are very limited at the two extremes, where emission standards are either very lax or very strict. Indeed, these choices differ minimally, if at all, depending on whether or not emission

trading is employed. The result of this is a low level of credit, if any at all. This same point also applies to NO_x emissions. Nevertheless, the development of the credit generated by emissions trading follows a hump-like curve. This peculiarity derives from the shape of the cost functions.

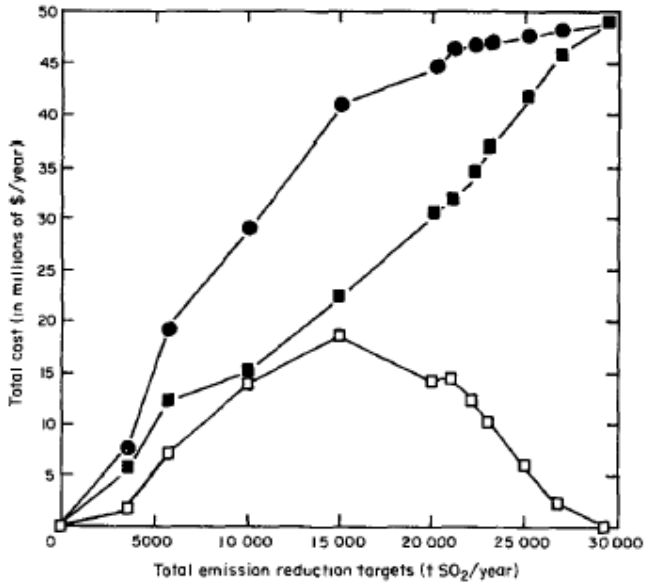


Figure 1. Emission reduction costs and credits as a function of the different targets for the total reduction of SO_2 emissions by the six power plants. –●–, individually applied standards; –■–, emission trading; –□–, credit.

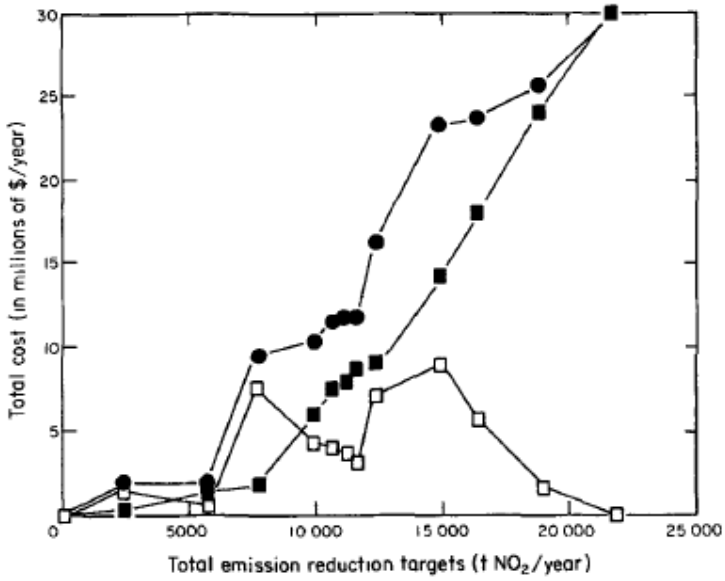


Figure 2. Emission reduction costs and credits as a function of the different targets for the total reduction of NO_x emissions by the six power plants. –●–, individually applied standards; –■–, emission trading; –□– credit.

4. Conclusions

Emission trading strategy particularly fits into the electricity sector which is based on long-term and largely centralized planning. In such cases, results confirm the superiority of individually tailored emission reduction programmes as opposed to the application of uniform standards of the type laid down in current regulations. For the same quota of residual emissions, emission trading allows more room for manoeuvre in the choice of emission reduction technology. This means that an optimal techno-economic choice can be operated and that good use can be made of bonus quantities deriving from a lack of congruence between the uniform legal standards and the technologies available.

Thus, it is not surprising that, forced to take draconian measures to reduce the emission of acid pollutants produced by large power plants, foreign authorities have opted for this type of strategy involving selective reductions.

In view of this point, and the very encouraging results of our study, it would be useful to study an emission trading programme such as this but based on a larger number of power plants, particularly since the regulations are now officially known and a decision has been taken as to the composition of Belgium's future network of traditional power plants. These two points had not been finalized when the present study was undertaken. Finally, following the example of what has been done in other countries such as Denmark, Japan and the U.S.A., it would also be interesting to consider setting up a legal framework which would allow the large-scale adoption of this kind of strategy with its high degree of economic efficiency and its compliance with one ecological goal.

References

BOROWSKY, A. R. et ELLIS, H. M. (1987) "Summary of the final federal emissions trading policy statement." *Journal of the Air Pollution Control Association,* **37,** 798-800.

CITEPA (1987) "Désulfuration--Dénitrification. Séminaire de Graz, 12-16 mai 1986" In *Etudes documentaires,* Vol. 83 Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique;, Paris, pp. 1-34.

HECQ, W. (1984) "An economic and ecological assessment of three electrical power plants: coal, pitch and nuclear power. The integration of damage cost in kWh cost price and comparisons." In *77th Annual Meeting of the Air Pollution Control Associatton,* Vol. Doc. 84-81.9 San Francisco, 24-29 June 1984.

HECQ, W. et KESTEMONT, B. (1988) *Emission trading et contrôle des rejets de polluants atmosphériques issus des centrales thermiques,* Université Libre de Bruxelles, Bruxelles.

LIVENGOOD, C. D. AND DOCTOR, R. D. (1986). "Coal cleaning: progress and potential." *Environmental Progress* 4, 1256-1263.

MERLET, H. (1986). *Technische Lrsungen und Betrebserfahrungen,* pp. 1-47. Saarberg, H61ter, Lurgi GmbH.

MONITEUR_BELGE (1986) "Arrêté Royal relatif à la prévention de la pollution atmosphérique engendrée par les nouvelles grandes installations de combustion", *Moniteur Belge,* **232,** 16399-16404.

MONITEUR_BELGE (1987) "Arrêté Royal modifiant l'Arrêté Royal du 18 aofit 1986 relatif à la prévention de la pollution atmosphérique." *Moniteur Belge,* **244,** 18996-18997.

OCDE (1986) *Compréhension des estimations des coûts de la lutte contre la pollution,* OCDE, Paris,

OFFICIAL_JOURNAL (1988) "Council Directive of 24 November 1988 on the limitation of emissions of certain pollutants into the air from large combustion plants", *Official Journal of the European Communities,* **L 336, 1,** 1-13.

RAUFER, R. K., FELDMAN, S. L. et JAKSCH, J. A. (1986) "Emissions trading and acid deposition control: the need for ERC leasing", *Journal of the Air Pollution Control Association,* **36,** 574-580.

RENTZ, O. (1986) "Principe de la bulle en R.F.A. et aux U.S.A." In *Journée d'Etudes du 4 novembre. Connaissance des Emissions de polluants Atmosphériques*, Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique, Paris,

SCHÄRER, B. ET HAUG, N. (1986) "The cost of flue gas desulphurization and denitrification in the Federal Republic of Germany" In Fourth Seminar on the Control of Sulphur and Nitrogen Oxides from Stationary Sources, **Vol. EB AIR/SEM 1/R25** (Ed, United Nations - Economic Commission for Europe), 1-120.

Article 5

Indicateurs d'impacts du développement sur l'environnement : une comparaison Afrique - Europe

[Kestemont, Frendo et Zaccaï, 2006]

Article 5 : Indicateurs d'impacts du développement sur l'environnement : une comparaison Afrique - Europe

Article 5 : Indicateurs d'impacts du développement sur l'environnement : une comparaison Afrique - Europe

Kestemont B., L. Frendo et E. Zaccaï (2006) "Indicateurs des impacts du développement sur l'environnement : une comparaison Afrique-Europe." VertigO 7(2) : 14.

B. Kestemont, L. Frendo et E. Zaccaï. Edwin Zaccaï, Institut de Gestion de l'Environnement et d'Aménagement du Territoire, Université Libre de Bruxelles, CP 130/02, 50 av. F. Roosevelt, 1050 Bruxelles, Courriels : ezaccai@ulb.ac.be/ bruno.kestemont@economie.fgov.be, site : http://www.ulb.ac.be/igeat/cedd

---

Résumé : Cet article calcule et présente des données quantitatives sur l'impact sur l'environnement pour un groupe de pays d'Europe de l'Ouest et un groupe de pays d'Afrique de l'Ouest. Six problématiques majeures sont traitées: (1) l'utilisation de terres par l'homme, (2) la modification de la composition de l'atmosphère, (3) la diminution des ressources en eau, (4) la perturbation du cycle de l'azote, (5) la perte de biodiversité, (6) l'épuisement de pêcheries. L'article fait ressortir d'une part l'importance du choix des indicateurs quant aux résultats atteints, et d'autre part la part proportionnellement plus importante d'impacts infligés dans les pays africains qu'européens, en regard de leur niveau économique respectif. Plusieurs explications de ce résultat sont proposées en conclusion, requerrant l'accroissement de la prise en compte d'objectifs de développement durable en Afrique.

Mots clés : Afrique, Europe, indicateurs, empreinte écologique, gaz à effet de serre, azote, pêcheries, eau, biodiversité

Abstract: We calculate and present in this paper quantitative data about the impact on the environment for a cluster of Western European countries and a cluster of Western African countries. Six major topics are considered: (1) land use, (2) modification of atmospheric composition, (3) decline in water resources, (4) change in nitrogen cycle, (5) loss of biodiversity, (6) exploitation of fisheries. We show how the choice of

indicators may strongly influence the results within these areas. We find that the relative impacts of African countries show higher than those of European countries, taking into account their specific economic levels. We conclude with several explanations of this major result, which all require an increased consideration of sustainable development objectives in Africa.

Keywords: Africa, Europe, indicators, ecological footprint, greenhouse gas, nitrogen, fisheries, water, biodiversity.

Article 5 : Indicateurs d'impacts du développement sur l'environnement : une comparaison Afrique - Europe

1. Introduction

Il est communément reconnu que « le Nord » consomme davantage de ressources naturelles et génère bien plus d'atteintes à l'environnement mondial que « le Sud ». Cela constitue non seulement une injustice globale par rapport à l'utilisation de certaines ressources communes, mais aussi une préoccupation centrale dans les projections en matière de développement durable[65] qui est aujourd'hui sans réelle solution. Les modèles de production et de consommation au « Nord » et au « Sud » ont souvent été analysés selon ce type de préoccupation. Ainsi pour W. Sachs à ce rythme « cinq ou six planètes » seraient nécessaires [1993 : 6], tandis que pour G.H. Brundtland « si 7 milliards de personnes devaient consommer autant que nous à l'Ouest, il nous faudrait dix mondes et non un seul pour satisfaire nos besoins » [cité par Hille, 1997 : 7]. On trouve une trace de cet ordre de grandeur avec l'objectif de réduction d'un « facteur 10 » de l'utilisation de l'énergie promu depuis les années 1990 dans des textes européens.

Pour considérer ces données plus en détail, l'utilisation de rapports scientifiques et officiels à base *d'indicateurs* représente une source particulièrement intéressante à étudier. En effet, dans le contexte de comparabilité, voire de mise en concurrence, internationale qui est celui de la mondialisation actuelle, et aidé par les technologies de transmission des informations et données, le recours au classement des pays sur base d'indicateurs quantitatifs a le vent en poupe. Au-delà d'un simple outil de politique environnementale comparative (*benchmarking*), ces comparaisons peuvent avoir des impacts sur les négociations internationales en matière d'environnement, ou encore sur l'assortiment de critères environnementaux inclus dans des politiques de coopération. La comparaison d'indicateurs environnementaux et économiques a également pour enjeu la validation ou non de théories du développement dans une perspective de durabilité.

La question sous-jacente de la compatibilité entre environnement et développement économique – une question clé du développement durable - s'illustre, par exemple, dans les différences de messages entre les rapports produits selon l'Environmental

[65] Question que l'on peut faire remonter au moins aux années 1970, voir Zaccaï [2002].

Sustainability Index au Forum économique mondial [WEF, 2004, 2002][66] ou selon l'empreinte écologique calculée par le WWF [2004, 2006], tous travaux bien documentés mais pouvant mener à des conclusions opposées en fonction du choix d'indicateurs environnementaux. Ainsi le premier tend à démontrer la compatibilité entre développement économique, humain, et protection de l'environnement, tandis que le second insiste sur la surconsommation des ressources naturelles par les pays économiquement riches. Voir aussi, toujours indicateurs à l'appui, les controverses entre Lomborg et Brown [Zaccaï, Goor et Kestemont, 2003][67].

Par rapport aux enjeux qui viennent d'être introduits, notre premier objectif dans cette contribution est, d'abord, de tester l'utilité et la praticabilité d'indicateurs, pour comparer les enjeux environnementaux entre une région économiquement développée du Nord et une autre qui l'est peu au Sud. Pour chaque problématique, nous présentons un ensemble d'indicateurs qui en évalue différentes facettes. Cette manière de procéder se distingue de la démarche de rapports qui le plus souvent ne retiennent que peu d'indicateurs par problématique, voire un seul. Notre exercice illustrera ainsi que le choix d'un indicateur « unique » par problématique peut induire des biais importants dans les comparaisons et analyses. Mais de façon plus fondamentale, notre second objectif, sur base de ces données empiriques, collationnées et analysées, sera de tirer certaines conclusions quant à l'impact du développement humain sur diverses problématiques majeures de l'environnement, afin de nourrir la question clé du développement durable en Afrique.

[66] [Jah et Murthy, 2003] critiquent la pondération implicite introduite par le choix de variables, en majorité socio-économiques, et souvent corrélées entre elles, comme base de calcul de cet indice « environnemental ».

[67] B. Lomborg a défrayé la chronique début des années 2000 pour avoir actualisé des thèses optimistes de l'économiste J. Simon sur la compatibilité du développement économique et de l'environnement, en produisant un livre polémique se voulant le contrepied des analyses relativement alarmistes de *L'état de la planète*, publié annuellement depuis 1984 par le Worldwatch Institute dont Lester Brown est le fondateur.

2. Méthodologie

Afin de limiter les controverses sur le choix des thèmes examinés, nous nous sommes concentrés sur des problématiques environnementales reconnues comme mondiales dans la littérature scientifique, et pour lesquelles l'ampleur de l'impact global de l'homme sur la nature est jugé le plus important. Pour ce faire, nous nous basons sur une publication de référence, l'article de Vitousek et al. [1997b] [68]. Ces auteurs caractérisent six problèmes majeurs d'environnement au niveau mondial (*global-scale indicator of change*) : (1) l'utilisation des terres par l'homme, (2) la modification de la composition de l'atmosphère, (3) la diminution des ressources en eau, (4) la perturbation du cycle de l'azote, (5) la perte de biodiversité, (6) l'épuisement de pêcheries. Concernant chacun de ces problèmes globaux, nous avons étudié, d'une part, la contribution relative de chacun des pays aux pressions globales sur l'environnement et, d'autre part, certains impacts ressentis plus localement par ces mêmes pays. Avec ce choix nous tentons de considérer les problèmes d'environnement à la fois selon leur importance planétaire (ce qui est important pour la question d'une extension des modèles occidentaux au monde), et selon leurs impacts locaux (directement impliqués dans le développement d'un pays).

Les pays choisis appartiennent géographiquement et économiquement à deux groupes distincts :

Cinq pays d'Europe de l'Ouest : Belgique, France, Pays Bas, Royaume Uni et Suisse ;
Cinq pays d'Afrique de l'Ouest : Bénin, Burkina Faso, Côte d'Ivoire, Guinée-Bissau et Sénégal.

Chacun de ces deux groupes représente une surface équivalente avec une certaine diversité géographique et socio-économique dans un espace régional commun, respectivement en Europe et en Afrique. Par simplicité dans ce qui suit, ces groupes seront (sauf quand cela est précisé autrement) dénommés "Europe" et "Afrique", sans pour autant signifier donc qu'il s'agisse de l'ensemble de ces continents.

[68] D'autres configurations restent évidemment possibles, voir, par exemple, le rapport Geo-3 [PNUE, 2002] et celui du Millennium Ecosystem Assesment [2005]. Citons en particulier les problèmes d'érosion des sols, ou de diffusion de substances toxiques.

Tableau 1. Données socio-économiques des pays considérés

Pays	Population (millions)	Pop. Rurale (millions)	Superficie (millions)	Biocapacité (millions)	PIB/hbt (USD/hbt)	Indice de bien-être humain (millions) *
Source	**FAO [2003]**	**FAO [2003]**	**PNUE [2003]**	**Wackernagel et al. [2000]**	**PNUE [2003]**	**Prescott-Allen [2001]**
Date de la donnée	**2000**	**2000**	**2000**	**1996**	**2001**	**2000**
Belgique	10	0,3	3	23	22 323	80
France	59	14,5	55	249	22 129	75
Pays-Bas	16	1,7	4	37	23 701	78
Suisse	7	2,3	4	17	34 171	78
Royaume-Uni	60	6,4	24	107	24 219	73
Moyenne groupe Europe	**30**	**5**	**18**	**87**	**23 599**	**75**
Bénin	6	3,6	11	8	368	27
Burkina Faso	12	9,4	27	8	215	17
Côte d'Ivoire	16	8,6	32	28	634	20
Guinée-Bissau	1	0,9	4	3	162	13
Sénégal	9	5,0	20	8	476	20
Moyenne groupe Afrique	**9**	**5**	**19**	**11**	**452**	**20**
Rapport grE/grA	**3**	**1**	**1**	**8**	**52**	**4**

* Définition de l'indice de bien-être humain proposé par Prescott-Allen [2001: 13, notre traduction] : Moyenne des indices de santé et population, richesse, savoirs, communauté et équité ou la moyenne des indices de santé et population, richesse, savoirs et communauté, celui des deux qui est inférieur.

Source : Auteurs

3. Résultats par problématiques

3.1. Utilisation des terres par l'homme

Le rapport d'une société avec son espace de vie est fonction d'une multitude de paramètres sociaux, économiques et environnementaux. Vitousek et al. [1997b] considèrent la transformation du territoire comme l'une des perturbations majeures, en admettant que ce thème englobe différentes activités aux intensités et impacts très différents.

La contribution de chaque pays à la pression sur les terres mondiales peut s'illustrer par l'empreinte écologique exprimée en hectares (ha) équivalents de productivité moyenne mondiale par habitant. Cette empreinte agrège, selon une méthodologie particulière [Wackernagel et al., 2000], un ensemble d'impacts, y compris l'utilisation de l'espace repris dans d'autres de nos indicateurs. De plus, ce concept se plaçant dans une perspective d'utilisation de ressources renouvelables uniquement, les utilisations énergétiques y sont incluses en équivalents-production de biomasse. Notons toutefois la grande importance relative de la part correspondant à l'utilisation d'énergie : plus de la moitié en tous cas pour les pays européens. Cette empreinte est donc loin d'être un "espace" au sens direct du terme.

L'indicateur du pourcentage de territoire semi-naturel, proposé par Prescott-Allen [2001] sous l'appellation de « territoire modifié », correspond à l'espace modérément ou fortement influencé par l'homme excepté par les cultures et le bâti. De ce fait, les pâturages y sont également comptabilisés.

Le « territoire bâti » est le territoire occupé par des constructions, infrastructures de transport et autres structures humaines, dont les mines et carrières, décharges, parcs et jardins urbains. Le « territoire cultivé » est la partie subissant des modifications, notamment par le labour.

Le taux d'urbanisation (territoire bâti) est quatre fois plus élevé en Europe, et le taux d'occupation des cultures y est deux fois plus élevé. En revanche, selon la comptabilité

de Prescott-Allen [2001], il apparaît que le territoire semi-naturel serait aussi important dans le groupe des pays africains que dans le groupe européen. Cette notion inclut des pâturages en partie artificialisés d'une manière différente suivant qu'ils sont clôturés (au Nord) ou non (au Sud). Ce qui reste de l'occupation du sol est constitué par les terrains « naturels », c'est-à-dire quasi-non modifiés par l'homme. Il n'y en a pratiquement plus en Europe de l'Ouest, ce qui fait observer un ratio de 1 à 100 en faveur de notre échantillon africain.

Tableau 2. Perturbation du territoire.

	Empreinte écologique (Ha éq./hab)	**Territoire semi-naturel (%)**	**Territoire bâti (%)**	**Territoire cultivé (%)**	**Territoire naturel (%)**
Source	**Wackernagel et al. [2000]**	**Prescott-Allen [2001]**	**Prescott-Allen [2001]**	**Prescott-Allen [2001]**	**Prescott-Allen [2001]**
Date de la donnée	**1996**	**2000**	**2000**	**2000**	**2000**
Belgique	6,08	42	17,7	40,3	0,0
France	7,30	55,1	5,4	39,3	0,2
Pays-Bas	5,98	49,9	16,5	33,5	0,0
Suisse	6,60	78,4	7,1	14,1	0,4
Royaume-Uni	6,26	51	12,1	36,9	0,0
Moyenne groupe Europe	**6,64**	**54**	**8,0**	**33**	**0,1**
Bénin	0,97	69,6	2,5	14,9	13
Burkina Faso	0,90	71,2	2	14,8	12
Côte d'Ivoire	0,95	49,4	2,2	27,4	21
Guinée-Bissau	0,80	84,4	2	12,8	0,8
Sénégal	1,06	81,5	2,2	15,3	1
Moyenne groupe Afrique	**0,96**	**65**	**2,1**	**17**	**10**
Rapport grE/grA	**7**	**1**	**4**	**2**	**1/100**

Au-delà de ces ordres de grandeur, du point de vue de l'impact sur l'environnement, il faudrait mesurer de façon beaucoup plus précise les conséquences de ces divers types de transformation des terres dans leurs relations à divers facteurs critiques. Le Tableau 2 met en évidence que le différentiel de responsabilité mondiale (empreinte écologique) est plus important que le différentiel d'impact dans les deux régions de référence. Le

calcul de l'empreinte écologique, qui inclut de l'environnement « importé », explique sûrement en partie cette différence. L'Afrique semble seule à encore disposer d'une « réserve naturelle d'espace »[69] qui pourrait, de par sa raréfaction, représenter un terrain de conflit entre « développeurs » et « conservateurs » mondiaux. Cet espace peut constituer l'un des enjeux de la mondialisation économique. La privatisation est en effet susceptible de remettre en cause le principe de la « terre nourricière» chère au régime foncier traditionnel africain (la terre n'appartient au cultivateur que le temps de ses cultures, ce qui empêche aussi toute exploitation différée).

3.2. Modification de la composition de l'atmosphère

Les principaux perturbateurs atmosphériques émis par l'homme, avec des conséquences sur le climat, sont les gaz à effet de serre (GES) avec en tête le CO_2.

L'Afrique dans son ensemble ne contribue qu'à raison de moins de 3,5% aux émissions mondiales de CO_2, et encore ces émissions sont-elles surtout le fait de l'Afrique du Nord et du Sud [Marland, Boden et Andres, 2001]. En revanche, ce continent est globalement la région la plus vulnérable aux impacts du changement climatique et le Groupe international d'experts sur le climat (GIEC) y prévoit l'intensification de la sécheresse et des inondations associées au phénomène El Niño, mettant en péril la sécurité alimentaire, étant donné que la pauvreté y réduit la capacité d'adaptation [GIEC, 2001]. Les côtes du Golfe de Guinée, où un tiers de la population se concentre sur une frange côtière de 60 km [PNUE, 2003] seraient, par exemple, menacées par la remontée du niveau des mers, en particulier au Sénégal, en Gambie, et en Guinée-Bissau [GIEC, 2001][70].

[69] Avec les nuances habituelles qu'il faut apporter à cette naturalité, vu l'omniprésence de l'homme et de son utilisation du milieu sur notre planète.

[70] Ce dernier pays a, par exemple, une surface à marée basse d'un quart plus grande qu'à marée haute, les eaux saumâtres pénétrant jusqu'à 100 km à l'intérieur des terres.

Tableau 3. Perturbation de l'atmosphère

	Émissions de CO_2 énergétique par hab (Kg CO_2 én./hab)	**Émissions de GES* par hab (Kg CO_2 én./hab)**	**Émissions de GES par surface du pays (Kg CO_2 én./hab)**	**Émissions de GES par biocapacité (Kg CO_2 éq./ha éq.)**
Source	**Prescott-Allen [2001]**	**calculé**	**calculé**	**calculé**
Date de la donnée	**2000**	**2000**	**2000**	**2000**
Belgique	10 065	14 333	48 119	6 290
France	5 749	8 699	9 343	2 072
Pays-Bas	10 401	13 648	52 133	5 792
Suisse	5 678	7 235	12 563	3 127
Royaume-Uni	8 694	11 073	27 185	6 186
Moyenne groupe Europe	**7 676**	**10 456**	**17 526**	**3 677**
Bénin	119	1 573	876	1 164
Burkina Faso	87	2 218	934	3 024
Côte d'Ivoire	820	1 064	528	616
Guinée-Bissau	188	3 705	1 230	1 365
Sénégal	329	2 306	1 104	2 683
Moyenne groupe Afrique	**410**	**1 770**	**835**	**1 406**
Rapport grE/grA	**19**	**6**	**21**	**3**

* CO_2, CH_4, N_2O, PFCs, HFCs, SF_6, sans les changements d'utilisation du sol [données WRI, 2005], auxquels nous avons ajouté les émissions de CO_2 dues au brûlis[71] [d'après données 1995 de Olivier, 2002].

On constate que si les pays européens considérés, en particulier les Pays-Bas, peuvent aussi craindre des effets du réchauffement climatique, ils portent, par contre, une plus grande responsabilité dans ce phénomène, émettant par habitant six fois plus de GES que leurs homologues africains (voir *supra*, tableau 3), et ce sans compter la responsabilité historique (accumulation d'émissions dans l'atmosphère)[72]. Cet ordre de grandeur est bien supérieur aux réductions auxquelles les pays européens se sont engagés dans la première phase du Protocole de Kyoto (réduction de l'ordre de 7% des émissions entre 1990 et 2010). Ajoutons que les pays économiquement riches ont aussi un accès relativement plus aisé à des mesures d'adaptation, comme cela est souligné dans divers rapports du GIEC.

[71] On ne devrait ajouter que les brûlis qui déstockent le carbone définitivement, non celui qui entre dans une rotation, mais les données nous manquent pour l'estimer.

[72] Ce rapport monte à 19% pour les émissions de CO_2 énergétique par habitant.

Beaucoup d'analyses par indicateurs prennent la superficie comme « proxy » implicite de l'environnement. Les émissions par unité de surface apparaissent alors comme une mesure de la pression environnementale locale. Cette première approximation donnerait un rapport de 21 à 1 entre le groupe Europe et le groupe Afrique. Dans le cadre de la comparaison intercontinentale des perturbations du cycle des GES, un tel dénominateur présente cependant un biais important. En effet, il ne tient pas compte du cycle naturel correspondant, très différent sur une surface désertique ou une forêt tempérée, par exemple.

Pour corriger ce biais, nous partons de l'hypothèse que le cycle naturel des principaux GES est proportionnel à la productivité primaire nette des écosystèmes. La biocapacité définie par Wackernagel et al. [2000] et reprise dans le premier tableau ci-dessus est une traduction de cette productivité primaire en terme de surface équivalente de productivité moyenne mondiale. Cette biocapacité pourrait être plus représentative de la surface intervenant dans le cycle des GES que ne l'est la superficie brute. Le rapport entre input artificiel de GES et biocapacité en ha serait alors lié à ce que nous voulons comparer, à savoir la perturbation du cycle naturel. C'est pourquoi nous proposons cet indicateur en dernière colonne. Il montre un rapport limité, de 3 à 1 pour le groupe du Nord.

Cet exemple illustre la sensibilité de la comparaison de pays aux indicateurs proposés. Le tableau 3 confirme que la responsabilité du Nord pour la problématique de la modification de l'atmosphère est plus grande que celle du Sud, mais avec des ordres de grandeur variant selon les bases de comparaison. Dans ce problème particulièrement investi du changement climatique, la façon dont on comptabilise les écarts a des conséquences directes sur les critères selon lesquels on pense la justice internationale et son avenir.

3.3. Perturbations du cycle de l'eau

Au niveau mondial, l'humanité utilise plus de la moitié du flux d'eau fraîche et accessible, avec environ 70% d'utilisation pour l'agriculture [Postel, Daily et Ehrlich, 1996]. Les perturbations humaines du cycle hydrologique naturel sont multiples : non seulement en raison de l'utilisation directe d'eau dans différents processus, comme

l'agriculture ou la production d'électricité, mais également du fait de la canalisation des cours des eaux, du drainage des zones humides ou de l'imperméabilisation des surfaces de percolation (urbanisation). De nombreux cas de rupture apparaissent à différentes échelles, entraînant des problèmes locaux, comme des inondations ou des sécheresses, des conflits, des problèmes d'insalubrité, mais aussi des problèmes globaux dus à la modification de l'évapotranspiration, à la réduction du débit des plus grands cours d'eau, voire à la modification de grandes étendues d'eaux intérieures (lac Tchad par exemple), entraînant des problèmes économiques, sanitaires ou climatiques [Kotlyakov, 1991, Milly et Dunne, 1994].

Les utilisations d'eau se succèdent au cours du cycle, avec éventuellement des réutilisations successives s'accompagnant d'une modification de la qualité de l'eau[73]. Comme les perturbations successives sont additionnées, à l'instar de la plupart des bases de données internationales [AEE, 2003, WRI, 2003], l'indicateur de « perturbation hydrique », habituellement calculé par la simple somme arithmétique des perturbations divisée par les ressources, pourrait dépasser les 100%. Pour éviter ce biais, nous proposons un modèle multiplicatif : des pourcentages de perturbation ne s'appliquent qu'à l'eau non encore perturbée précédemment (voir la formule g dans la note du tableau 4).

La quantité d'eau disponible est en moyenne trois fois plus élevée dans le groupe européen que dans le groupe africain, même si on note de fortes variations internationales (de 46 mm au Burkina Faso à 2 191 mm aux Pays-Bas), sans parler de différences locales qui constituent un facteur critique dans certaines zones arides d'Afrique. Les ressources renouvelables d'eau souterraine sont en moyenne deux fois plus élevées dans le groupe européen.

Les utilisations domestiques par unité de surface sont en moyenne 23 fois plus élevées dans les pays du Nord, tandis que les utilisations industrielles cumulatives y sont près de 264 fois plus élevées. Les usages agricoles sont deux fois plus élevés au Nord, à cause

[73] Le refroidissement de centrales électriques est un exemple d'utilisations largement répandues en Belgique et en France, qui n'empêche pas une réutilisation future, mais interrompt le cycle quantitativement (évaporation) et qualitativement (pollution thermique).

du poids marquant des Pays-Bas[74] et de la France (sans lesquels le rapport s'inverserait en faveur des pays africains).

Tableau 4. Perturbation du cycle de l'eau

	Ressources totales renouvelables en eau (mm éq./an)	Ressources en eau du sous-sol (mm éq./an)	Usages domestiques en eau (mm éq./an)	Usages industriels en eau (mm éq./an)*	Usages agricoles en eau (mm éq./an)	Perturbation par les surfaces arables et urbaines (mm éq./an)	Perturbation hydrique (%)
Source	**FAO [2003]**	**FAO [2003]**	**FAO [2003]**	**FAO [2003]**	**FAO [2003]**	**Calculé ****	**Modélisé *****
Date de la donnée	**1961-1990**	**2000**	**2000**	**2000**	**2000**	**2000**	**2000**
Belgique	599	29	23,7	219	1	275	67
France	369	181	11,4	54	7	143	50
Pays-Bas	2 191	108	11,7	115	65	776	41
Suisse	1 296	61	15,1	46	1	218	21
Royaume-Uni	605	40	8,5	30	1	219	40
Moyenne groupe Europe	**566**	**130**	**11,2**	**55**	**8**	**195**	**43**
Bénin	220	16	0,3	0,24	2	43	21
Bukina Faso	46	35	0,3	0,01	3	7	21
Côte d'Ivoire	251	117	0,7	0,34	2	28	12
Guinée-Bissau	858	388	0,3	0,02	3	85	10
Sénégal	200	39	0,5	0,30	7	28	18
Moyenne groupe Afrique	**200**	**75**	**0,5**	**0,21**	**3**	**26**	**15**
Rapport grE/grA	**3**	**2**	**23**	**264**	**2**	**8**	**3**

Légende : * y compris usage pour le refroidissement, ** part des surfaces arables et urbaines appliquée au total des ressources disponibles. L'unité utilisée (mm équivalent/an) correspond à un volume d'eau par unité de surface totale (100 l/ha), ou la hauteur d'eau moyenne en chaque point, *** g = 1 - (1- c/a) x (1- d/a) x (1- e/a) x (1- f/a)

L'agriculture et l'urbanisation sont les principaux facteurs de modification des conditions de ruissellement de l'eau de pluie captée, et sont en outre souvent accompagnés d'ouvrages modifiant directement les écoulements. Le changement de

[74] Le contrôle de l'eau « agricole » concerne principalement le drainage aux Pays-Bas, alors que dans la plupart des autres pays, il s'agit surtout d'irrigation.

conditions d'érosion et de sédimentation ajoute à son tour des modifications en cascade sur le cycle de l'eau. Les cultures permanentes, les pâturages et les forêts, en maintenant constante la couverture du sol, jouent, en première approximation, un rôle moins déterminant dans ces phénomènes. Il résulte des calculs que les surfaces transformées par l'urbanisation ou l'agriculture perturbent huit fois plus le cycle de l'eau en Europe qu'en Afrique.

Ramenées au *prorata* des ressources disponibles, il ressort qu'en moyenne, le cycle hydrique des pays européens subit trois fois plus de perturbations que celui du groupe des pays africains. Nous avons calculé, par ailleurs, que le rapport des responsabilités dans cette perturbation du cycle hydrique local est de 0,8 si l'on compare la part de perturbation provoquée par chaque million d'habitants en Europe (1,4%) et en Afrique (1,8%).

Le mode de calcul national et annuel de tout indicateur de ce type masque les problèmes sous-jacents liés, par exemple, à la saisonnalité des ressources et des utilisations (pression accrue sur les ressources en saison sèche en Afrique), et aux difficultés pour l'environnement, comme pour l'homme, de bénéficier d'une eau de qualité suffisante au lieu et au moment opportun. Il faudrait préciser le pourcentage d'utilisation des ressources souterraines, en particulier en saison sèche dans les régions subsahariennes, car ce sont elles qui subissent probablement la plus grande pression. C'est le cas aussi, *mutatis mutandis* dans certaines régions d'Europe.

Ces ordres de grandeur suggèrent, en deçà des indicateurs agrégés, que ce sont les types d'utilisation qui sont cruciaux. Actuellement, avec des taux d'utilisation moyens équivalents, il y a davantage de problèmes sérieux liés à l'eau en Afrique de l'Ouest qu'en Europe de l'Ouest, et ce à la fois pour la santé et pour l'environnement. Une rapide augmentation des prélèvements (et une diminution des réserves) dans une société très agraire, avec peu ou pas de ressources pour la dépollution, peuvent causer des problèmes aigus. Un nouvel indicateur de « stress hydrique » tenant compte du potentiel local de perturbation devrait être développé : il est en effet possible qu'apparaisse une irréversibilité (sécheresse, inondations etc.) dans un contexte donné, au delà d'un certain pourcentage de perturbation. Un pays, ou plutôt une région (vu le caractère plus local de ce type de phénomène), ne devrait alors pas dépasser ce seuil de bonne gestion, toute

perspective de développement se basant sur des cycles de recyclage et de réutilisations sans perturbation naturelle supplémentaire. Néanmoins, au vu des chiffres que nous présentons, il semble que certaines régions d'Afrique de l'Ouest gardent un « potentiel de perturbation hydrique soutenable », inexploité pour un développement humain.

Remarquons que l'article de [Vitousek et al., 1997b] ne mentionne pas la qualité de l'eau[75]. Toutefois, l'indicateur « quantitatif » d'utilisation des ressources, pourvu qu'il soit calculé à une échelle temporelle et géographique suffisamment petite, peut fournir des indications sur différentes problématiques liées à l'eau. C'est souvent quand l'eau devient rare ou surexploitée, ou que son écoulement naturel a été perturbé, qu'elle pose des problèmes sanitaires, d'inondations, de sécheresses et autres.

3.4. Modification du cycle de l'azote

Les activités humaines enrichissent aujourd'hui au moins autant les écosystèmes en azote assimilable[76] (environ 140 millions de tonnes par an) que toutes les sources naturelles combinées [Vitousek et al., 1997a, Galloway et al., 1995]. La production d'engrais, la culture de plantes fixatrices, ou la combustion en présence d'azote atmosphérique participent à ces processus sur les continents. Malgré le fait qu'environ 120 millions de tonnes d'azote sont annuellement dénitrifiées par les écosystèmes terrestres, ceux-ci s'enrichissent en azote [Duvigneaud, 1984: 199]. Les océans, avec une dénitrification d'environ 25 à 99 millions de tonnes par an [ibidem] ne peuvent compenser l'enrichissement global en azote assimilable. Les conséquences de cet enrichissement du cycle biogéochimique concernent, entre autres, le renforcement de l'effet de serre, le phénomène des « pluies acides », l'eutrophisation des cours d'eau, la diminution de la visibilité (smogs hivernaux), l'augmentation de la concentration d'ozone ou de petites particules en suspension dans l'air ambiant [Galloway et al., 1995, Vitousek et al., 1997b, Galloway, 2001, Galy-Lacaux et al., 2003]. Cet enrichissement contribue également à la pollution en nitrates des nappes d'eaux souterraines qui constituent souvent les principales sources d'eau de consommation humaine. Ces phénomènes sont particulièrement prononcés en Europe sans que l'on n'y relève

[75] En Afrique, la pollution de l'eau devient de plus en plus préoccupante car elle limite l'accès à l'eau salubre [PNUE, 2002 : 159], facteur majeur de maladies et de décès.

[76] Contrairement à l'azote atmosphérique sous forme de N_2 que l'on peut qualifier d'inerte.

d'amélioration notoire [AEE, 2003]. Les estuaires sont enfin à leur tour pollués par un excès de nutriments, avec des impacts majeurs sur la biodiversité et la viabilité de la pêche [Hallegraeff, 1993, Nixon et al., 1996, PNUE, 2003].

Les émissions d'oxyde d'azote (NOx) et d'ammoniac (NH_3) – composés responsables de plus de la moitié[77] de l'apport anthropique mondial – ne diminuent que très lentement en Europe occidentale [AEE, 2007]. En Afrique de l'Ouest, le phénomène est peu étudié, mais l'importance de l'incinération de biomasse (agriculture sur brûlis) et des changements d'occupation du sol ne doit pas être négligée [Galy-Lacaux et al., 2003, Lacaux et Sigha, 2003].

A l'échelle d'un pays, les points d'entrée artificielle de l'azote dans les écosystèmes sont l'épandage d'engrais minéraux azotés, la combustion et la culture de légumineuses. A ces entrées directes dans l'écosystème, il faut ajouter la balance d'importation commerciale nette (positive ou négative) d'azote sous forme de protéines. Ces dernières, consommées par les animaux et les habitants, finissent en effet par s'ajouter aux inputs d'azote dans les écosystèmes via les épandages de lisiers et les égouts.

[77] Des 140 millions de tonnes d'azote (N) ajoutés annuellement au cycle, 34 le sont sous forme de NOx et 43 sous forme de NH_3 [Galy-Lacaux et al., 2003].

Tableau 5 : Perturbation du cycle de l'azote

	Consommation d'engrais minéraux (Kg N/ha/an)	Combustion (Kg N/ha/an)	Cultures de légumineuses (Kg N/ha/an)	Import net de N alimentaire (Kg N/ha/an) **	Input anthropique d'azote (Kg N/ha/an)	Input anthropique d'azote par biocapacité (Kg N/ha éq/an)
Source	**FAO [2004a]**	**EMEP [2003] et estimations ***	**Eurostat [Eurostat, 2004] et estimations**	**calculé**	**calculé**	**calculé**
Date de la donnée	**2000**	**2000**	**1997**	**1996**	**2000**	**2000**
Belgique	48,9	26,1	1	-0,1	76	10
France	42,0	6,9	3	2,4	54	11
Pays-Bas	72,2	27,7	1	-11,3	89	11
Suisse	11,7	5,9	1	0,5	19	5
Royaume-Uni	45,9	19,9	2	4,5	72	15
Moyenne groupe Europe	**43,3**	**11,9**	**2**	**2,16**	**60**	**12**
Bénin	1,3	0,1	1	-0,1	3	4
Burkina Faso	0,4	0,0	1	0,0	1	5
Côte d'Ivoire	1,2	0,4	2	0,1	3	4
Guinée-Bissau	0,3	0,1	1	0,0	1	1
Sénégal	0,8	0,1	1	-0,2	2	5
Moyenne groupe Afrique	**0,9**	**0,2**	**1**	**-0,03**	**2**	**4**
Rapport grE/grA	**50**	**67**	**2**	**-63**	**26**	**3**

Légende : * Groupe du Sud estimé d'après ses émissions de CO_2 et le rapport entre émissions d'azote oxydé et de CO_2 du groupe européen, ** Estimé d'après la composition en protéines [Ramseyer, 2002, FAO, 1949] et donc d'azote [FAO et OMS, 1973] des aliments, et les statistiques de commerce international de la FAO [Wackernagel et al., 2000]. Un chiffre négatif indique un solde exportateur, e : Input anthropique d'azote = a+b+c+d

Le tableau 5 ci-dessus reprend une estimation de la quantité d'azote introduite par les activités humaines dans le cycle biogéochimique de chaque pays sélectionné, exprimée en kg d'azote (N) par unité de surface nationale.

La consommation d'engrais minéraux introduit annuellement 50 fois plus d'azote à l'ha dans le cycle en Europe qu'en Afrique, tandis que ce rapport est de 67 pour la

combustion. La part d'azote fixé par les cultures de légumineuses est négligeable, de même que la quantité d'azote alimentaire importée nette (sauf pour les Pays-Bas où c'est une exportation nette de près de 11 tonnes par an et par ha).

Ce bilan nous permet d'estimer grossièrement l'input d'azote anthropique par hectare dans chaque pays. Au total, alors que les pays africains font apparaître un apport moyen d'environ 2kg N/ha/an, les pays européens seraient 26 fois plus confrontés à cet enrichissement.

Il reste à évaluer quelle part représente cet input par rapport à la fixation naturelle d'azote dans chaque pays. En première approximation, nous considérons que le cycle biogéochimique est proportionnel à la productivité primaire des écosystèmes considérés, donc à la biocapacité (de productivité-équivalente mondiale) calculée par Wackernagel et al. [2000]. Le rapport entre input artificiel d'azote et biocapacité en ha est donc lié à la perturbation du cycle naturel. Cet indicateur figure en dernière colonne et montre un rapport de 3 à 1 pour le groupe européen.

Nous avons calculé (hors tableau) que la responsabilité de chaque pays pour cette problématique est de 36 kg de fixation par habitant au Nord contre 5 au Sud, soit un rapport de 7. Ici encore, la responsabilité du Nord est proportionnellement plus grande que les impacts ressentis.

3.5. Perte de biodiversité

Les changements d'affectation des terres, les besoins en ressources, le dépôt de nutriments et de polluants, les cultures, les pâturages, la fragmentation et l'appauvrissement des habitats et l'augmentation des espèces invasives, représentent des contraintes majeures pour le maintien de la biodiversité des écosystèmes. Ces évolutions attribuables aux activités humaines entraînent des modifications importantes de la distribution des espèces sur la planète.

Notons que le maintien de la biodiversité constitue l'un des problèmes écologiques pour lequel les choix et les priorités peuvent différer assez fortement selon les acteurs et les

situations. Ainsi, l'utilité socio-économique locale de la protection des espèces naturelles, peut différer, de manière conséquente, de la valeur qui est donnée au maintien de la biodiversité, notamment au niveau international.

La responsabilité dans la perte de biodiversité est estimée par Wackernagel et al. [2000] comme un pourcentage de l'empreinte écologique (12% pour le rapport Brundtland, 10% pour le World Widlife Fund, 30-60% pour les Conservation Biologists). Le rapport Europe/Afrique est de 7 à 1 comme pour l'empreinte écologique des « terres » repris dans le tableau 2.

Le pourcentage moyen d'espèces indigènes menacées (oiseaux et mammifères) est trois fois plus élevé dans le groupe des pays du Nord que dans le groupe des pays du Sud[78], ce qui illustre une pression relative plus importante sur la biodiversité indigène du Nord.

[78] Il faut rester attentif au fait que les indicateurs relatifs présentés ici n'intègrent pas les différences de richesses biologiques des différents pays. En chiffres absolus, il y a deux fois plus d'espèces de mammifères et d'oiseaux dans le groupe du Sud.

Tableau 6. Perturbation de la biodiversité

	Part moyenne d'espèces de mammifères et d'oiseaux menacés (%)	Evolution de la surface de la forêt (%)	Domestication de la productivité écologique (%)
Source	**Prescott-Allen [2001]**	**FAO [2004a]**	**Wackernagel et al. [2000]**
Date de la donnée	**2000**	**1980-1994**	**1996**
Belgique	9,8	+0,1	98
France	10,1	+0,2	92
Pays-Bas	10,3	+1,1	96
Suisse	4,3	+0,9	94
Royaume-Uni	12,2	+1,0	99
Moyenne groupe Europe	**9,4**	**+0,4**	**94**
Bénin	1,9	-1,0	58
Burkina Faso	2,5	-0,0	100
Côte d'Ivoire	4,6	-0,5	58
Guinée-Bissau	0,9	-0,0	30
Sénégal	3,8	-0,1	75
Moyenne groupe Afrique	**3,1**	**-0,3**	**65**

Complexes à appréhender, les évolutions en matière de faune et végétation sont notamment corrélées avec l'évolution des forêts. Entre 1980 et 1994, le monde aurait perdu 8 936 000 ha par an soit 0,21% de la forêt globale [FAO, 2004a]. Cette tendance est très inégalement répartie dans le monde. A l'inverse de l'évolution globale, l'Europe occidentale augmente son couvert forestier d'environ 177 000 ha par an (+ 0.15% par an). Suivant la même source, l'Afrique de l'Ouest subit une déforestation à raison d'environ 311 000 ha par an (- 0,32%). Ces chiffres globaux masquent le fait que ce sont des forêts de haute qualité biologique qui disparaissent, alors que les augmentations observées concernent des forêts secondaires de moindre intérêt en terme de biodiversité.

Lorsque l'on s'intéresse à la vitesse de déforestation annuelle, on constate que les pays africains sélectionnés subissent des taux de déforestation relativement modérés alors que les pays européens se reboisent au même rythme relatif.[79]

[79] C'est dans des pays pauvres non tropicaux que le déboisement serait relativement le plus important [IDD, 2001]. Les exceptions à la règle sont rares (Cap Vert, Japon, Finlande) tandis que dans l'extrême Sud les pays développés d'Océanie (Australie, Nouvelle-Zélande) se reboisent comme les pays développés du Nord.

La dernière colonne du tableau vise à estimer la part de productivité biologique qui est « domestiquée » au profit de l'homme. Il s'agit du rapport entre l'empreinte écologique de production [Wackernagel et al., 2000] et la biocapacité [ibidem]. L'empreinte écologique de production représente l'utilisation par l'économie du pays de sa biocapacité en km² (de productivité équivalente mondiale) par habitant. La biocapacité est la capacité de production écologique, ici exprimée en km²/habitant. Le calcul fait apparaître, dans les pays africains considérés, un niveau de domestication de la productivité écologique déjà élevé : d'après cet indicateur, et aux approximations statistiques près[80], les écosystèmes du européens seraient – seulement – une fois et demi plus domestiqués que les écosystèmes africains.

3.6. Epuisement des pêcheries

Le pourcentage des stocks mondiaux de poissons, qui sont épuisés, surexploités ou en cours de reconstitution, augmente sans cesse et approcherait aujourd'hui les 25% [FAO, 2004b].

Pour traiter des pressions touchant aux pêcheries, les indicateurs que nous avons repris, traitent de la consommation, d'une part, et des prises effectuées par les pays considérés, d'autre part. Notons qu'il existe des variations significatives et diverses à l'intérieur des deux groupes.

L'empreinte écologique globale, exercée par la consommation africaine de poissons sous forme fraîche ou dérivée (ha/hab), est trois fois moins importante que celle calculée pour les pays européens, seul le Sénégal ayant une empreinte équivalente à ces derniers (voir *supra*, tableau 7).
Les facteurs importants pour rendre compte de la situation sont : la disponibilité du poisson, les produits de la pêche, les habitudes de consommation locales, et enfin le degré plus ou moins grand de préparation du poisson avant commercialisation.

[80] Pour le Burkina Faso, Wackernagel et al. [2000] calculent une empreinte de production légèrement supérieure à la biocapacité. Dans ce cas, leur modèle prévoit de limiter l'empreinte de production à la valeur de la biocapacité, d'où le chiffre assez étonnant de 100% si l'on considère que 12% du territoire seraient naturels d'après notre premier tableau. Il y a là vraisemblablement un effet de l'imprécision des statistiques de base disponibles.

Tableau 7. Exploitation des pêcheries

	Empreinte écologique de la consommation de poissons (Ha/hab)	Consommation de poissons marins (Kg/hab)	Capacité de flotte (Tcap/km²)*	Déficit de production de poissons marins (% de baisse)	Rapport entre les captures marines territoriales/km² et la capacité marine (T/km² éq.)
Source	**Wackernagel et al. [2000]**	**FAO [2004a]**	**Prescott-Allen [2001]**	**FAO [2004a]**	**FAO [2004a] ; Wackernagel et al. [2000]**
Date de la donnée	**1996**	**2001**	**1995**	**1950-2001**	**2001**
Belgique	0,056	3	7,75	-60	510
France	0,089	10	1,02	-5	7
Pays-Bas	0,082	34	2,78	-13	286
Suisse	0,055	1	0,9	-41	
Royaume-Uni	0,055	6	0,46	-24	16
Moyenne groupe Europe	**0,071**	**10**	**2,58**	**-16**	**15**
Bénin	0,011	2	1,40	-13	20
Burkina Faso	0,001	1	nc	0	---
Côte d'Ivoire	0,035	9	0,26	-28	29
Guinée-Bissau	0,014	3	0,1	-31	1
Sénégal	0,060	38	4,75	-11	85
Moyenne groupe Afrique	**0,027**	**12**	**1,63**	**-14**	**44**
Rapport grE/grA	**3**	**1**	**2**	**1**	**1/3**

Légende : * Prises de poissons en tonnes par km² de zone de pêche

Les pays ayant la plus grande consommation apparente (avant transformation) sont le Sénégal et les Pays-Bas. Le Sénégal apparaît également dans les scores les plus élevés en ce qui concerne la capacité de flotte (en tonnes) par km^2 de zone de pêche (y compris en eau douce), juste après la Belgique. Ce dernier indicateur est lié à la capacité de ces pays de pêcher dans les eaux poissonneuses nationales, étrangères ou internationales. Inversement, la Guinée-Bissau, qui bénéficie de l'une des côtes les plus poissonneuses de la planète, mais doté d'une capacité de pêche des plus réduites, voit ses ressources exploitées au large par les chalutiers congélateurs européens, coréens et russes peu regardants sur la préservation du milieu[81].

[81] L'élevage de crevettes, déjà responsable de la disparition de plus de 50% des mangroves dans le monde, représente un danger supplémentaire [Kestemont et Le Menach, 1992, Martinez-Allier, 2002, PNUE, 2003].

Le rapport entre la valeur de production en 2001 et la valeur maximale de production mesurée entre 1950 et 2001 (quatrième colonne du tableau 7) est utilisé par Burke et al. [2001 : 53]. Il représente une estimation du potentiel maximum de production, c'est-à-dire de la biocapacité des zones couvertes par les pêcheurs de chaque pays. Les déficits observés donnent une idée de la baisse de la productivité et donc de la perte de biomasse des pêcheries exploitées. Cet indicateur traduit une pression équivalente sur les zones de pêche d'Afrique de l'Ouest (-14%) et sur celles d'Europe de l'Ouest (-16%).

Le dernier indicateur proposé (colonne de droite) représente le rapport entre les captures marines dans les eaux territoriales et la « capacité marine » ramenée en surface de pêche équivalente de productivité mondiale moyenne. Cet indicateur illustre l'ordre d'importance des eaux territoriales soumises à un excès de pêche. On observe en tête les eaux belges, néerlandaises et sénégalaises, c'est-à-dire celles des pays ayant les plus grands excédents de capacité de pêche.

En lien avec la problématique de l'azote abordée plus haut, le rapport du Programme des Nations unies pour l'environnement [PNUE, 2003] révèle la présence de « zones mortes » à travers les mers et océans de la planète. Les zones de pêche européennes souffrent de ce phénomène [PNUE, 2003, AEE, 2003], résultat d'une surabondance de nutriments, surtout d'azote, de fertilisants agricoles, de pollution industrielle, automobile et de déchets.

En conclusion, si la responsabilité de la pression sur les pêcheries mondiales est trois fois plus élevée au Nord qu'au Sud, les impacts sont largement équivalents : il n'existe plus de marge de développement. La problématique de la pêche relève d'une gestion durable des ressources mondiales, qui ne se limite pas à la « conquête de nouveaux espaces », comme c'est le cas pour d'autres problématiques de la mondialisation en cours.

Article 5 : Indicateurs d'impacts du développement sur l'environnement : une comparaison Afrique - Europe

4. Discussion et conclusions

En conclusion nous voudrions d'abord revenir sur les enseignements de notre recherche quant à l'usage des indicateurs dans ce type de comparaison. Ensuite, le plus essentiel pour le développement durable, nous tenterons de discuter les résultats obtenus quant aux impacts des deux groupes de pays en relation avec leur mode actuel et futur de développement.

4.1. Quelques limites de l'analyse par indicateurs

Mentionnons d'abord les imprécisions issues des sources de données, notamment en ce qui concerne les pays africains. Parmi nos résultats, nous avons constaté plusieurs fois des ressemblances entre les données mesurées à l'intérieur d'un même groupe de pays. Il faudrait considérer de façon plus approfondie si ceci n'est pas influencé par des biais.

Il existe aussi des influences mutuelles entre les indicateurs considérés. Des pressions exercées sur un domaine induisent des impacts sur la fragilité ou la vulnérabilité d'autres. Le CO_2 influence le climat, qui, avec les modifications territoriales, influence la répartition des pluies, la disponibilité en eau, ainsi que progressivement la biodiversité. La disponibilité en eau, avec la concentration en nutriments, a un impact sur la biodiversité et sur les stocks de poissons. Toutes ces problématiques ont, directement ou indirectement, un impact sur les potentialités de développement humain durable.

Par ailleurs, ces deux groupes de résultats posent aussi des questions sur l'utilisation commune d'un indicateur dans des situations fort différentes (cas par exemple de « l'utilisation des terres »), sans oublier que l'agrégation en un seul chiffre au niveau national pose aussi question : dans un certain nombre de cas (pour l'eau par exemple), un indicateur national ou sa distribution locale fourniront des lectures fort différentes. Un résultat évident de notre recherche est le fait que nos différentes tentatives pour repérer ou construire des indicateurs adéquats ont montré une grande sensibilité des résultats au choix des indicateurs (problèmes suivis, calcul par habitant, par ha, etc.). Cette constatation incite à la plus grande prudence dans les conclusions politiques qui

sont tirées de nombreux rapports à base d'indicateurs. Les indicateurs utilisés ici n'ont pas été choisis en fonction de leur disponibilité, comme c'est souvent le cas, mais plutôt en fonction d'un raisonnement centré *sur le degré de perturbation de la nature*, et plusieurs ont ainsi été calculés pour les besoins de cet article.

4.2. Quelles conclusions pour un développement durable en Afrique ?

Au-delà de la grande diversité des résultats une conclusion majeure ressort de cette recherche: malgré les différences fortes entre les impacts environnementaux des deux groupes de pays, l'Europe ayant un impact plus important, ces différences sont souvent inférieures aux rapports entre les indicateurs de développement économique comparés entre les groupes. En d'autres termes, les pays africains considérés ont proportionnellement plus d'impact sur l'environnement pour une unité de richesse produite.

Ce résultat ne devrait pas nous surprendre. En effet, tout d'abord, la tendance au "découplage" entre les impacts et la création de richesse économique est bien connue, et se vérifie au moins dans certains cas (émissions polluantes dans l'air par exemple) pour les pays occidentaux sur les dernières décennies. Il n'était pas évident pour autant que cela apparaisse également dans cette comparaison, car les processus et les indicateurs sont fort variés. Une autre contribution à l'explication de cette tendance majeure est le caractère très imparfait des indicateurs économiques pour mesurer l'activité dans des pays africains, vu l'importance des activités qui n'y sont pas reprises. Enfin une troisième explication concerne l'exportation d'activités polluantes ou prédatrices de ressources naturelles hors de l'Europe, pour ensuite en réimporter les produits dans le cadre du commerce. Nous voudrions pour terminer illustrer un peu plus ces trois phénomènes à la fois à partir de certains de nos résultats, et de références externes.

Une "surconsommation" de l'environnement par rapport au développement économique

Parmi les indicateurs que nous avons considérés, ceux relatifs aux pêcheries sont particulièrement préoccupants à cet égard. Vu les limites des milieux où elles s'exercent

et si leurs modes d'action sont inchangés, les pêcheries sont un domaine pour lequel il ne reste plus beaucoup de « nature que le développement puisse conquérir ». Autrement dit, toute amélioration de l'approvisionnement en poisson passera nécessairement par un « réel progrès », non plus par d'ultimes conquêtes de l'homme sur la nature.

Beaucoup plus largement, une comparaison de Jackson et Michaelis [2003] entre des pays du Nord et du Sud a considéré une série de paramètres relatifs à la santé, l'environnement et la consommation. Ces auteurs constatent que des indicateurs de symboles de richesse, comme le nombre de voitures ou d'ordinateurs par habitant, atteignent un rapport de 25. La différence d'atteintes à l'environnement (rapport de 3) est moins forte que la différence de responsabilité (rapport de 7), elle-même moins visible que les symboles apparents de développement via la consommation. Notons que ces ordres de grandeur, comparables à ceux de nos résultats, peuvent renforcer l'attirance psychologique des modèles de développement occidentaux dont des avantages valorisés sont plus manifestes que les inconvénients.

Biais des indicateurs économiques

Les critiques des indicateurs économiques en tant qu'indicateurs de développement sont aujourd'hui bien connues dans le champ du développement durable et nous n'y revenons pas ici. Mais pour certains indicateurs de santé, directement liés au développement humain (par exemple la mortalité infantile), des disproportions entre les résultats européens et africains sont également nettement plus considérables que ceux en matière d'impacts sur l'environnement. Plus en rapport avec le contexte des ressources naturelles, un biais provient de ce que la plupart des comparaisons par problématiques font apparaître une apparente « réserve d'exploitation » de la nature au Sud, du fait qu'elle n'est pas exploitée dans un marché économique. Or, la mondialisation économique peut accélérer cette « ruée vers la nature » et donner une apparence de croissance là où il ne s'agit que d'internaliser une production « gratuite » de la nature dans la sphère économique, sans compter que ceci entraîne évidemment des impacts considérables sur l'organisation sociale des pays.

Une exportation des impacts sur l'environnement hors des pays économiquement riches

Pour une série de problématiques, il existe un impact déplacé depuis des pays économiquement riches vers des pays tiers, ce que Martinez-Alier [2002] appelle les transferts de coûts environnementaux. En matière de localisation des impacts (locaux ou exportés), de pressions exercées directement par les activités d'un groupe de pays, le Nord exerce un impact direct sur la biodiversité, la pêche, l'eau et l'atmosphère au Sud, l'inverse n'étant actuellement pas vérifié. D'où le concept de dette écologique.

Pour l'eau, l'azote et la modification de l'espace, les impacts directs sont cependant plus locaux. Toutefois le tableau s'étend si l'on inclut les influences indirectes, issues en particulier du commerce (entre autres, les cultures nécessitant beaucoup d'eau ou d'engrais). Un pays peut dès lors subir des perturbations locales importantes à des seules fins d'exportation. Ainsi le rapport peu contrasté entre les deux groupes de pays dans le cas de la pêche pour laquelle l'intensité relativement forte dans les pays africains traduit des échanges internationaux importants.

Diverses méthodes tentent de prendre en compte ces influences indirectes. C'est en principe le cas via le concept d'empreinte écologique mis en oeuvre par Wackernagel et al. [2000]. Les travaux sur le déficit écologique (idem), les échanges de « CO_2 enchâssés » dans les imports/exports de produits finis [Muradian, O´Connor et Martinez-Alier, 2002, Ahmad et Wyckoff, 2003], l'application des comptes satellites aux tableaux économiques input/output [Vandille et Zeebroeck, 2003], et les travaux sur les besoins totaux de matière, montrent que la part d'environnement importée par les pays du Nord est croissante. Le développement économique du Nord proviendrait dès lors, non seulement d'une meilleure efficacité dans l'utilisation des ressources (un facteur mis en avant dans le "découplage" des impacts par rapport à la croissance économique), mais également d'une meilleure capacité à exploiter l'environnement du Nord comme du Sud. Les polluants « locaux et désagréables », comme le SO_2 (ceux-là même qui vérifient l'hypothèse d'une courbe environnementale de Kuznets, où certaines formes de pollution décroissent à partir d'un certain niveau de revenu), sont ceux dont la part d'émission « importée » par rapport aux émissions nationales augmente le plus rapidement, jusqu'à atteindre un rapport de 80 pour les Pays-Bas en 1994 [Muradian, O´Connor et Martinez-Alier, 2002]. C'est pour ce type de polluants que la mondialisation économique représente sans doute la meilleure aubaine de délocalisation, pour des raisons « d'éloignement » d'impacts environnementaux

négatifs. Toutefois, il existe de nombreuses causes de délocalisation et les effets sur l'environnement n'en sont qu'une partie. De plus, l'Afrique est aujourd'hui proportionnellement moins concernée par ces phénomènes que des zones d'industrialisation rapide et massive.

Pour conclure, s'il fallait encore s'en convaincre, l'ensemble de ces résultats indiquent combien aujourd'hui l'effort d'atténuation des impacts sur l'environnement en Afrique est important pour le développement humain durable au présent et au futur. Au présent, vus certains facteurs limitatifs directs pour le bien-être des populations. Au futur, en faisant le constat que loin de bénéficier de "réserves" généreuses de ressources environnementales (selon certains clichés portant sur une Afrique plus "naturelle"), les pays et les indicateurs considérés, montrent au contraire que les pressions y sont proportionnellement plus importantes par unité de richesses produite. Nous serons les premiers à dire qu'il faut relativiser les indicateurs, toutefois nous pensons aussi qu'il faut accorder plus d'attention à ces résultats. Comme ceux bien connus portant sur la disproportion des perturbations planétaires liées à l'effet de serre, ils dénotent l'impasse majeure dans laquelle la poursuite des modèles de développement imitateurs du Nord conduirait l'environnement planétaire et ses habitants. Cette constatation concernant le climat est ici replacée en regard de plusieurs problèmes environnementaux considérés au niveau mondial, moins populaires mais non moins préoccupants, comme la perturbation du cycle de l'azote ou de la biodiversité. La poursuite d'une telle évolution devrait non seulement handicaper l'environnement mondial, mais également, et surtout, nuire proportionnellement plus fortement à l'environnement du Sud, deux raisons supplémentaires pour maintenir le difficile objectif de développement durable.

Remerciements

Une première version de cette recherche est d'abord parue dans le livre édité par Géraldine Froger, *Mondialisation contre développement durable*, aux éditions Peter Lang, Bruxelles-Berne. Nous remercions les éditions Peter Lang pour leur autorisation de réédition pour la revue VertigO. L'article initial s'intitule "Impacts sur l'environnement de l'Europe de l'Ouest et de l'Afrique de l'Ouest : essai de comparaison sur base d'indicateurs", pp. 73-100 (© P.I.E. Peter Lang 2006).

Nous remercions aussi une série de collègues qui ont contribué par leur lecture attentive et leurs commentaires à des évolutions et précisions dans cet article : Vincent Brahy, François Goor et Jean-Pierre Ledant.

Biographie

Bruno Kestemont, Statisticien de l'environnement, Institut national de statistique, Belgique. B. Kestemont est un spécialiste des indicateurs environnementaux sur lesquels il a publié de nombreux rapports. Il est engagé dans un travail de recherche sur la portée et l'utilisation de ces indicateurs en rapport avec différentes approches du développement humain. Page web : http://www.ulb.ac.be/ceese/STAFF/bkest.html

Lise Frendo, a été chargée de recherches, à l'Université libre de Bruxelles, Belgique. Dans ses travaux au sein du Centre d'Etudes du Développement durable, L. Frendo a particulièrement étudié les méthodes de mesure des impacts sur l'environnement, et le développement durable dans le contexte des pays du Sud.

Edwin Zaccaï, chargé de cours, Université libre de Bruxelles, Belgique. E. Zaccaï dirige le Centre d'Etudes du développement durable dans cette université (IGEAT), où il enseigne les aspects socio-politiques de l'environnement. Egalement enseignant à Sciences-Pô (Paris), il a publié notamment "*Le développement durable. Dynamique et constitution d'un projet*", Peter Lang, Berne-Bruxellles 2002 et en 2007 "*Sustainable consumption, Ecology and Fair Trade*", Routledge, Londres. Page web : http://homepages.ulb.ac.be/~ezaccai/

Bibliographie

AHMAD, N. ET WYCKOFF, A., 2003, *Carbon Dioxide Emissions Embodied in International Trade of Goods*, OECD, Paris,

AEE, 2007, *Database on Air Quality and Emissions of Air Pollutants and Greenhous Gases in Europe*, European Topic Center on Air and Climate Change, http://etc-acc.eionet.eu.int/databases [consulté le 23/2/2007]

AEE, 2003, *Les eaux de l'Europe : une évaluation basée sur des indicateurs*, résumé, Agence européenne de l'Environnement, Luxembourg. 24 pp.

BURKE, L., KURA, Y., KASSEM, K., REVENGA, C., SPALDING, M. ET MC ALLISTER, D., 2001, *Coastal Ecosystems, Pilot Analysis of Global Ecosystems*, World Resources Institute, 93 p.

DUVIGNEAUD, P., 1984, *La synthèse écologique*, Doin, Paris, 2e éd. 1984. 380 pp.

EMEP, 2003, « EMEP Unified model revision 1.7 », documented in *EMEP Status Report 1/03 Part II. emep/msc-w*, 22.09.2003. http://webdab.emep.int [consulté le 22/5/2004]

EUROSTAT, 2004, N*ewCronos*, *http://epp.eurostat.cec.eu.int* [consulté le 28/4/2004]

EUROSTAT, 1995, *Statistical Compendium for the Dobris Assessment*, OPEC, Luxembourg. X p.

FAO, 1949, *Food Composition Tables for International Use*, Rome,, 2e éd. 1953), http://www.fao.org/documents/show_cdr.asp?url_file=/docrep/X5557E/X5557E00.htm [consulté le 23/2/2007]

FAO/WHO, 1973, Energy and Protein Requirements. FAO Nutrition Meetings Report Series No. 52. WHO Technical Report Series No. 522. cité par http://www.fao.org/DOCREP/MEETING/004/M2847E/M2847E00.HTM [consulté le 22/2/2007]

FAO, 2003, *Aquastat*, ftp://ftp.fao.org/agl/aglw/aquastat/aquastat2003.xls [consulté le 18/3/2004]

FAO, 2004a, *FAOSTAT*, Base de données FAO, http://faostat.fao.org/faostat [consulté le 24/5/2004]

FAO, 2004b, *Situation mondiale des pêches et de l'aquaculture2004*. Rome, Italie, Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture 164 pp.

GALLOWAY J.N., 2001, Acidification of the World: Natural and Anthropogenic, *Water, Air and Soil Pollution*, 130, pp. 17-24.

GALLOWAY, J.N., SCHLESSINGER, W.H., LEVY II, H., MICHAELS, A. ET SCHNOOR, J.L., 1995, Nitrogen Fixation: Anthropogenic Enhancement – Environmental Response, *Global Biogeochemical Cycles*, 9, pp. 235-252.

GALY-LACAUX, C., AL OURABI, H., LACAUX, J.P., PONT, V., GALLOWAY, J., MPHEPYA, J., PIENAAR, K., SIGHA, L. ET YOBOUÉ, V., 2003, Dry and wet atmospheric nitrogen deposition in Africa », *IGACtivities Newsletter*, 27, pp. 6-11.

GIEC, 2001, *Climate Change 2001: Impacts, Adaptations and Vulnerability*, Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge. 1005 pp.

HALLEGRAEFF, G.M., 1993, A review of harmful algal blooms and their apparent global increase, *Phycologia* 32, 79-99.

HILLE J. , 1997, *The Concept of Environmental Space*, European Environmental Agency, Expert's Corner N°1997/2, Copenhague, 58 pp.

IDD, 2001, Les tendances récentes du couvert forestier dans le monde », *Lettre indicateurs pour un développement durable*, mars-avril, n°1-2. http://www.iddweb.be/ [consulté le 23/2/2007]

JACKSON T. ET MICHAELIS L., 2003, *Policies for Sustainable Consumption*, Sustainable Development Commission, London. 77 pp.

JAH, R. ET MURTHY, K.V.B., 2003, *A critique of the Environmental Sustainability Index*, Australian National University, Université de Delhi. http://ideas.repec.org/p/pas/papers/2003-08.html [consulté le 23/2/2007]

KESTEMONT, B. ET LE MENACH, L.J., 1992, *Évaluation de l'action ONG/322/90/B Guinée Bissau. Formation d'unités de pêche artisanale dans l'archipel des Bijagos*, Rapport pour le compte de la CCE, COTA, Bruxelles. 60 pp.

KOTLYAKOV, V.M..,1991, The Aral Sea basin: A critical environmental zone. », *Environment* 33 n°1, 4-9, 36-38.

LACAUX, J.P. ET SIGHA, L., 2003, Acid web deposition in the Tropics: two case studies using DEBITS measurements, *IGACtivities Newsletter*, 27, pp. 17-19.

MARLAND, G., BODEN, T.A. ET ANDRES, R.J., 2001, *Global, Regional and National Fossil Fuel CO2 Emissions*, US department of Energy, Carbone Dioxide

Information Analysis Center, http://cdiac.esd.ornl.gov/trends/emis/tre_afr.htm [consulté le 23/2/2007]

MARTINEZ-ALIER, J., 2002, *The Environmentalism of the Poor*, Edward Elger Publishing, 312 p.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005, *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*, Island Press, Washington D.C., http://www.millenniumassessment.org/ [consulté le 23/2/2007]

MILLY, P.C., DUNNE, K.A., 1994, Sensitivity of the global water. cycle to the water-holding capacity of land, J. Clim. 7, 506-526.

MURADIAN, G., O´CONNOR M., AND MARTINEZ-ALIER J., 2002, Embodied Pollution in Trade: Estimating the "Environmental Load Displacement" of Industrialised Countries». *Ecological Economics* 41, pp. 51-67.

NIXON, S.W., AMMERMAN, J.W., ATKINSON, L.P., V.M. BEROUNSKY, V.M., BILLEN, G., BOICOURT, W.C., BOYNTON, W.R., CHURCH, T.M., DITORO, D.M., ELMGREN, R., GARBER, J.H., GIBLIN, A.E., JAHNKE, R.A., OWENS, N.J.P., PILSON, M.E.Q. AND SEITZINGER S.E., 1996, The fate of nitrogen and phosphorus at the land-sea margin of the North Atlantic Ocean, *Biogeochemistry* 35, 141-180.

OLIVIER, J.G.J., 2002, Part III: Greenhouse Gas Emissions: 1. Shares and Trends in Greenhouse Gas Emissions ; 2. Sources and Methods; Greenhouse Gas Emissions for 1990 and 1995, in *CO_2 Emissions from Fuel Combustion 1971-2000*, 2002 Édition, International Energy Agency, IEA,, Paris, pp. III.1-III.31, http://www.rivm.nl/edgar/index/ [consulté le 23/2/2007]

PNUE, 2002, *L'avenir de l'environnement mondial 3. GEO-3*, De boeck, Paris. 445 pp.

PNUE, 2003, *Rapport mondial sur le développement humain 2003*, De Boeck Université, Bruxelles. 290 pp.

POSTEL, S.L., DAILY, G.C., EHRLICH, P.R., 1996, Human appropriation of renewable fresh water, Science 271, 785-788.

PRESCOTT-ALLEN, R., 2001, T*he Wellbeing of Nations, A Country-by-Country Index of Quality of Life and the Environment*, Island Press, Washington. 342 pp.

RAMSEYER, L.J., 2002, Predicting Whole-Fish Nitrogen Content from Fish Wet Weight Using Regression Analysis, *North American Journal of Aquaculture*, 64, pp. 195-204, http://mi.nefsc.noaa.gov/Nfish.html [consulté le 23/2/2007]

SACHS W.,1993, *Global Ecology: A new arena of political conflict*, Zed Books, London & New York, 262p.

VANDILLE, G. ET VAN ZEEBROECK, B.,2003, Les comptes environnementaux en Belgique, *Planning Paper*, 93, Bureau fédéral du Plan, Bruxelles, juin. 46 pp.

VITOUSEK, P.M., ABER, J., HOWARTH, R.W., LIKENS, G.E., MATSON, P.A., SCHINDLER, D.W., SCHLESINGER, W.H., ET TILMAN, G.D., 1997a, Human Alteration of the Global Nitrogen Cycle. Causes and Consequences, *Issues in Ecology*, n°1, pp : 1-16.

VITOUSEK, P.M., MOONEY, H.A., LUBCHENCO, J. ET MELILLO, J.M., 1997b, Human domination on Earth's Ecosystems, *Science*, 277, pp. 494-499.

VON WEISZACKER, E., LOVINS, E., LOVINS, A.B. ET LOVINS, L.H., 1997, *Facteur 4, rapport au Club de Rome*, Terre Vivante, Mens, France, 320 pp.

WACKERNAGEL, M., CALLEJAS LINARES, A., DEUMLING, D., VASQUEZ SANCHEZ, M.A., LOPEZ FALFAN, I.S., ET LOH, J., 2000, *Ecological Footprints and Ecological Capacities of 152 Nations: The 1996 Update*, Databank, Redefining Progress, Oakland, USA, http://www.rprogress.org [consulté le 2/2/2001]

WEF, 2002, *Environmental Sustainability Index*, World Economic Forum, http://www.ciesin.columbia.edu/indicators/ESI [consulté le 16/5/2003]

WEF, 2004, *Environmental Sustainability Index*, World Economic Forum, http://www.ciesin.columbia.edu/indicators/ESI [consulté le 4/11/2004]

WRI, 2005, *Climate Analysis Indicators Tool, CAIT, Version 2.0*, Washington D.C., http://cait.wri.org [consulté le 3/3/2005]

WRI, 2003, *EarthTrends Data Tables: Water Resources and Freshwater Ecosystems*, http://earthtrends.wri.org [consulté le 3/3/2005]

WWF, 2004, *Living planet report 2004*, WWF, Gland. 44 pp.

WWF, 2006, *Living planet report 2006*, WWF, Gland. 44 pp.

ZACCAÏ, E.,2002, *Le développement durable. Dynamique et constitution d'un projet*, P.I.E.-Peter Lang, Bruxelles. 359 pp.

ZACCAÏ, E., 2002b, De quelques visions mondiales des limites de l'environnement », *Développement durable et territoires*, n°1, Mis en ligne le 20/09/2002, http://www.revue-ddt.org/dossier001/D001_A02.htm [consulté le 23/2/2007]

ZACCAÏ, E., GOOR, F. ET KESTEMONT, B., 2004, Quelle importance a l'environnement ? Enseignements du cas Lomborg », *Natures Sciences Sociétés*, 12, pp. 42-49.

Bibliographie générale

Bibliographie générale

ABBINK, K., IRLENBUSCH, B. et RENNER, E. (2000) "The Moonlighting Game - An Experimental Study on Reciprocity and Retribution", *Journal of Economic Behavior and Organization,* **42,** 265-277.

ABDALLAH, S., THOMPSON, S. et MARKS, N. (2008) "Estimating worldwide life satisfaction", *Ecological Economics,* **65, 1,** 35-47.

ADRIAANSE, A., BRINGEZU, S., HAMMOND, A., MORIGUCHI, Y., RODENBURG, E., ROGICH, D. et SCHÜTZ, H. (1997) *Resources Flows : The Material Basis Of Industrial Economies,* WRI, Washington DC, 66 pp.

AEE (2003) *Les eaux de l'Europe : une évaluation basée sur des indicateurs, résumé,* Agence européenne de l'Environnement, Luxembourg,

AEE (2007) *Database on Air Quality and Emissions of Air Pollutants and Greenhous Gases in Europe,* European Topic Center on Air and Climate Change,, http://etc-acc.eionet.eu.int/databases.

AHMAD, N. et WYCKOFF, A. (2003) *Carbon dioxide emissions embodied in international trade of goods,* OECD, Paris, 62 pp.

ALEXANDER, R. D. (1987) *The Biology of Moral Systems.,* Aldine de Gruyter, New York,

ARISTOTE (-350) *Ethique de Nicomaque, extraits et traductions revues dans Temple et al (1995): L'échange chez Aristote*, 221-248.

ARROW, K. J. (1978) "Extended Sympathy and the Possibility of Social Choice", *The American Economic Review,* **67, 1,** 219-225.

ARROW, K. J. et DEBREU, G. (1954) "Existence of an Equilibrium for a Competitive Economy", *Econometrica,* **22, 3,** 265-290.

AXELROD, R. (1984) *The Evolution of Cooperation,* Basic Books, US, 1390-1396.

AXELROD, R. et HAMILTON, W. D. (1981) "The evolution of cooperation", *Science***, 211,** 1390-1396.

AYRES, R. U. (2007) "On the practical limits to substitution", *Ecological Economics,* **61, 1,** 115-128.

AYRES, R. U. et VAN DEN BERGH, J. C. J. M. (2005) "A theory of economic growth with material/energy resources and dematerialization: Interaction of three growth mechanisms", *Ecological Economics,* **55, 1,** 96-118.

BA, M. (1979) *Approche écoénergétique d'un écosystème sahélien. Plaine de M'Pourie (Mauritanie),* ENDA, Dakar, 52.

BARBIER, E. B. (1989) *Economics, Natural Resource Scarcity and Development. Conventional and Alternative Views,* Earthscan, London,

BARNETT, H. J. et MORSE, C. (1963) *Scarcity and Growth. The Economics of Natural Resource Availability,* Johns Hopkins University Press, Baltimore,

BARTELMUS, P. (2003) "Dematerialization and capital maintenance: two sides of the sustainability coin." *Ecological Economics,* **46,** 61-81.

BAUMGÄRTNER, S., BECKER, C., FARBER, M. et MANSTETTEN, R. (2006) "Relative and absolute scarcity of nature. Assessing the roles of economics and ecology for biodiversity conservation", *Ecological Economics,* **59, 4,** 487-498.

BEHRENS, A., GILJUM, S., KOVANDA, J. et NIZA, S. (2007) "The material basis of the global economy. Worldwide patterns of natural resource extraction and their implications for sustainable resource use policies." *Ecological Economics,* **64,** 444-453.

BLACKORBY, C. et DONALDSON, D. (1982) "Ratio-Scale and Translation-Scale Full Interpersonal Comparability without Domain Restrictions: Admissible Social-Evaluation Functions", *International Economic Review,* **23, 2,** 249-268.

BLEYS, B. (2008) "Proposed changes to the Index of Sustainable Economic Welfare: An application to Belgium", *Ecological Economics,* **64, 4,** 741-751.

BLEYS, B. (2009) *Beyond GDP: The Index of Sustainable Economic Welfare,* Vrije Universiteit Brussel, Brussels, 1-344.

BOLLE, F. (1998) "Rewarding Trust: An Experimental Study", *Theory and Decision* **45,** 85-100.

BOLTON, G. E., KATOK, E. et OCKENFELS, A. (2005) "Cooperation among strangers with limited information about reputation", *J. Public Econ.,* **89,** 1457-1468.

BOROWSKY, A. R. et ELLIS, H. M. (1987) "Summary of the final federal emissions trading policy statement", *Journal of the Air Pollution Control Association,* **37,** 798-800.

BOUDON, R. (2002) "Théorie du choix rationnel ou individualisme méthodologique?" *Sociologie et Société,* **39, 1,** 9-34.

BOULANGER, P.-M. (2007) "Political uses of social indicators: overview and application to sustainable development indicators", *International Journal of Sustainable Development,* **10, 1/2,** 14-32.

BOULANGER, P.-M., VAN ASSCHE, J., THOMAS, P.-Y. et DE RIDDER, B. (2003) *Mesurer le développement durable en Belgique : quels rôles pour les processus participatifs ?*, CFDD/IDD-CDO, Bruxelles.

BOWLES, S., CHOI, J. K. et HOPFENSITZ, A. (2003) "The co-evolution of individual behaviour and social institutions", *Journal of Theoretical Biology*.

BOYD, R. et RICHERSON, P. (2003) *The Nature of Cultures*, University of Chicago Press, Chicago,

BRIMBLECOMBE, P. (1977) "London air pollution, 1500-1900", *Atmospheric Environment*, **11,** 1157-1162.

BRINGEZU, S. et SCHÜTZ, H. (1997) In *Resources Flows : The Material Basis Of Industrial Economies*(Eds, Adriaanse, A., Bringezu, S., Hammond, A., Moriguchi, Y., Rodenburg, E., Rogich, D. and Schütz, H.) Wuppertal Institute, Washington DC, pp. 28.

BRISCOE, J. (1979) *Population and development review*, **5,** 615.

BUREAU FÉDÉRAL DU PLAN (2009) *Tableau stratégique d'indicateurs basé sur 11 ans de rapportage fédéral de développement durable - Contribution à la table ronde du 19 mars 2009 [20/03/2009]*, Bureau fédéral du Plan, Bruxelles,

BURKE, L., KURA, Y., KASSEM, K., REVENGA, C., SPALDING, M. et MC ALLISTER, D. (2001) *Coastal Ecosystems, Pilot Analysis of Global Ecosystems*, World Resources Institute, 1-93.

CARPENTER, S. R., CARACO, N. F., CORRELL, D. L., HOWARTH, R. W., SHARPLEY, A. N. et SMITH, V. H. (1998) "Nonpoint Pollution of Surface Waters with Phosphorus and Nitrogen", *Ecological Applications*, **8, 3,** 559-568.

CHABAL, M. (1996) "Quand la réciprocité semble non réciproque ... ou: la réciprocité cachée", *La revue du M.A.U.S.S. semestrielle*, **8, 2**.

CHARNESS, G. (2000) "Responsibility and effort in an Experimental Labour Market", *Journal of Economic Behavior and Organization*, **42,** 375-384.

CHEUNG, V. T. F. et WANG, T. (2001) "Observational study of ozone pollution at a rural site in the Yangtze Delta of China", *Atmospheric Environment*, **35, 29,** 4947-4958.

CITEPA (1987) "Désulfuration--Dénitrification. Séminaire de Graz, 12-16 mai 1986" In *Etudes documentaires*, Vol. 83 Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique, Paris, pp. 1-34.

CLEVELAND, C. J. et RUTH, M. (1999) "Indicators of dematerialization and the material intensity of use", *Jounal of Industrial Ecology,* **2, 3,** 15-50.

COBB, C. et COBB JR., J. B. (1994) *The Green National Product: A Proposed Index of Sustainable Economic Welfare,* University Press of America, New York, 343.

CORNING, P. (1997) "Holistic darwinism : " Synergistic Selection " and the Evolutionary Process." *Journal of Social and Evolutionary Systems,* **20, 4,** 636-400.

COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R. V., PARUELO, J., RASKIN, R. G., SUTTON, P. et VAN DEN BELT, M. (1997) "The value of the world's ecosystem services and natural capital", *Nature,* **387, 6630,** 253-260.

CRABECK, S. (2007) "La résistance locale en milieu périurbain: la conquête du "chez soi"" In *Environnement et inégalités sociales*(Eds, Cornut, P., Bauler, T. and Zaccaï, E.) Editions de l'Université libre de Bruxelles, Bruxelles, pp. 109-116.

DALY, H. E. (1977) *Steady-state economics,* Freeman, San Francisco,

DALY, H. E. (1997a) "Georgescu-Roegen versus Solow/Stiglitz", *Ecological Economics,* **22, 3,** 261-266.

DALY, H. E. (1997b) "Reply to Solow/Stiglitz", *Ecological Economics,* **22,** 271-273.

DALY, H. E. et COBB, J., J.B. (1989) *For the Common Good: Redirecting the economy towards Community, the Environment, and a Sustainable Future.,* Beacon Press, Boston, 486.

DALY, M. et WILSON, M. (1988) *Homicide,* Aldine de Gruyter, New York,

DARWIN, C. (1871) *The descent of Man, and Selection in Relation to Sex,* Murray, London,

DASH, S. S. et MISRA, M. K. (2001) "Studies on hill agro-ecosystems of three tribal villages on the Eastern Ghats of Orissa, India", *Agriculture, Ecosystems & Environment,* **86, 3,** 287-302.

DAWKINS, R. (1976) *The selfish gene,* Oxford University Press, Oxford,

DE QUERVAIN, D. J.-F. et AL (2004) "The neural basis of altruistic punishment", *Science,* **305,** 1254-1258.

DIENER, E. (1984) "Subjective well-being", *Psychological Bulletin,* **95, 3,** 542-575.

DOBRUSZKES, F. (2007) "Les nuisance aériennes à Bruxelles. Dispersion des nuisances, concentration de la contestation?" In *Environnement et inégalités sociales*(Eds, Cornut, P., Bauler, T. and Zaccaï, E.) Editions de l'Université libre de Bruxelles, Bruxelles, pp. 95-108.

DOMINIQUE TEMPLE (1997) "Les structures élémentaires de la réciprocité." *La revue du M.A.U.S.S. Paris,* **N°12.**

DOUGLAS, P. et COBB, C. (1928) "A Theory of Production", *American Economic Review,* **18,** 139-165.

DREZE, J. (1999) "La valeur de la vie humaine dans les décisions économiques", *Louvain,* **100,** UCL.

DURKHEIM, E. (1897) *Le suicide, étude sociologique,* PUF, Paris,

DUVIGNEAUD, P. (1984) *La synthèse écologique,* Doin, Paris, 380 pp.

EASTERLIN, R. A. (1995) "Will raising the incomes of all increase the happiness of all?" *Journal of Economic Behavior & Organization,* **27, 1,** 35-47.

EBERT, U. et WELSCH, H. (2004) "Meaningful environmental indices: a social choice approach", *Journal of Environmental Economics and Management,* **47, 2,** 270-283.

EDWARDS, R. D., SMITH, K. R., ZHANG, J. et MA, Y. (2004) "Implications of changes in household stoves and fuel use in China", *Energy Policy,* **32, 3,** 395-411.

EMEP (2003) "EMEP Unified model revision 1.7" In *EMEP Status Report 1/03 Part II*.

ESTY, D. C., MARC LEVY, CHRISTINE KIM, ALEXANDER DE SHERBININ, TANJA SREBOTNJAK, VALENTINA MARA (2008) *2008 Environmental Performance Index,* Yale Center for Environmental Law and Policy, New Haven.

EUROPEAN UNION (2002) *Regulation 2150/2002 of the Council and the Parliament on waste statistics,* Eurostat, Brussels,

EUROSTAT (2001a) *Economy-Wide Material Flow Accounts and Derive Indicators, a Methodological Guide,* European Community, Luxembourg,

EUROSTAT (2001b) *NAMEAs for air emissions - Results of pilot studies,* Eurostat, Luxembourg.

EUROSTAT (2004) *New Cronos On-line database,*

EUROSTAT (2005) *Rapport final de la Task-Force sur les Indicateurs de Développement Durable au Comité du Programme Statistique,* Eurostat, Luxembourg.

FALK, A., E., F. et U., F. (2000) *Testing Theories of Fairness -Intentions Matter,* Institute for Empirical Research in Economics, University of Zurich, Zurich,

FAO (1949) *Food Composition Tables for International Use,* Rome,

FAO (2003) *Aquastat,* FAO, ftp://ftp.fao.org/agl/aglw/aquastat/aquastat2003.xls.

FAO (2004a) *faostat,* http://faostat.fao.org.

FAO (2004b) *Situation mondiale des pêches et de l'aquaculture 2004,* Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome, Italie, 164.

FAO et OMS (1973) *Besoins énergétiques et besoins en protéines,* FAO-OMS, Rome, 123.

FAUCHEUX, S. et NOËL (1995) *Economie des ressources naturelles et de l'environnement,* Armand Colin, Paris,

FEHR, E. et FALK, A. (1999) "Wage Rigidity in a Competitive Incomplete Contract Market", *Journal of Political Economy* **107,** 106-134.

FEHR, E. et FISCHBACHER, U. (2003) "The nature of human altruism", *Nature,* **425, 23,** 785-791.

FEHR, E. et FISCHBACHER, U. (2004) "Third-party punishment and social norms", *Evolution and Human Behavior,* **25, 2,** 63-87.

FEHR, E., FISCHBACHER, U. et GÄCHTER, S. (2002) "Strong Reciprocity, Human Cooperation and the Enforcement of Social Norms", *Human Nature,* **13,** 1-25.

FEHR, E. et GÄCHER, S. (2000) "Cooperation and punishment in public good experiment." *American Economic Review.,* **90, 4,** 980-995.

FEHR, E. et GÄCHER, S. (2002) "Altruistic punishment in humans." *Nature,* **415,** 137-140.

FEHR, E. et ROCKENBACH, B. (2004) "Human altruism: economic, neural, and evolutionary perspectives", *Current Opinion in Neurobiology,* **14, 6,** 784-790.

FLEURBAEY, M. (2008) "Beyond GDP: Is There Progress in the Measurement of Individual Well-Being and Social Welfare?" 48.

GÄCHTER, S. et FALK, A. (2001) *Reputation and Reciprocity - Consequences for the Labour Relation,* Institute for Empirical Research in Economics,

GALLOWAY, J. N. (2001) "Acidification of the World: Natural and Anthropogenic", *Water, Air and Soil Pollution,* **130,** 17-24.

GALLOWAY, J. N., SCHLESSINGER, W. H., LEVY II, H., MICHAELS, A. et SCHNOOR, J. L. (1995) "Nitrogen Fixation: Anthropogenic Enhancement - Environmental Response", *Global Biogeochemical Cycles,* **9,** 235-252.

GALY-LACAUX, C., AL OURABI, H., LACAUX, J. P., PONT, V., GALLOWAY, J., MPHEPYA, J., PIENAAR, K., SIGHA, L. et YOBOUÉ, V. (2003) "Dry and wet atmospheric nitrogen deposition in Africa", *IGACtivities Newsletter,* **27,** 6-11.

GASPARATOS, A., EL-HARAM, M. et HORNER, M. (2008) "A critical review of reductionist approaches for assessing the progress towards sustainability", *Environmental Impact Assessment Review,* **28, 4-5,** 286-311.

GEORGESCU-ROEGEN, N. (1971) *The Entropy Law and the Economic Process,* Harvard University Press, Cambridge Mass.,

GEORGESCU-ROEGEN, N. (1979) "Comments on the Papers by Daly and Stiglitz" In *Scarcity and Growth Reconsidered*(Ed, Kerry Smith, V.) RfF and John Hopkins University Press, Baltimore, pp. 95-105.

GIEC (2001) *Climate Change 2001: Impacts, Adaptations and Vulnerability, Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change,* Cambridge University Press, Cambridge,

GINTIS, H., BOWLES, S., BOYD, R. et FEHR, E. (2003) "Explaining altruistic behavior in humans", *Evolution and Human Behavior,* **24, 3,** 153-172.

GINTIS, H., SMITH, E. A. et BOWLES, S. (2001) "Costly signaling and cooperation", *Journal of Theoretical Biology*.**, 7,** 1-16.

GLOBAL FOOTPRINT NETWORK (2008) *National Footprint Accounts 2008 edition,* Global Footprint Network, http://www.footprintnetwork.org/download.php?id=509.

GLOBAL FOOTPRINT NETWORK STANDARDS COMMITTEES (2006) *National Footprint Standards,* Global Footprint Network, http://www.footprintnetwork.org.

GODART, M.-F. (2007) "Inégalités sociales dans les modes de participation à la procédure d'évaluation des incidences" In *Environnement et inégalités sociales*(Eds, Cornut, P., Bauler, T. and Zaccaï, E.) Editions de l'Université libre de Bruxelles, Bruxelles, pp. 85-94.

GODBOUT, J. (1992) *L'esprit du don,* La Découverte, Paris et Montréal, 356.

GOELLER, H. E. et WEINBERG, A. M. (1976) "The Age of Substitutability", *Science,* **191, 4228,** 683-689.

GOVERNMENT OF GUJARAT (1971) *Dangs District,* Government Printing, Stationary and Publications, Ahmedabad, 505.

GOWDY, J. (2005) "Toward a new welfare economics for sustainability", *Ecological Economics,* **53, 2,** 211-222.

GOWDY, J. et SEIDL, I. (2004) "Economic man and selfish genes: the implications of group selection for economic valuation and policy", *Journal of Socio-Economics,* **33, 3,** 343-358.

GRANJA E BARROS, F., MENDOÇA, A. F. et NOGUEIRA, J. M. (2002) *Poverty and Environmental Degradation: the Kuznets Environmental Curve for the Brazilian Case,* University of Brasilia, Brasilia.

GREENE, J. et HAIDT, J. (2002) "How (and where) does moral judgment work?" *Trends in Cognitive Sciences,* **6, 12,** 517-523.

GREENE, J. D., NYSTROM, L. E., ENGELL, A. D., DARLEY, J. M. et COHEN, J. D. (2004) "The Neural Bases of Cognitive Conflict and Control in Moral Judgment", *Neuron,* **44, 2,** 389-400.

GUDEMAN, S. (2008) *Economy's Tension,* Bergahn Books, New York. Oxford, 189.

HABERL, H., FISHER-KOWALSKI, M., KRAUSMANN, F., WEISZ, H. et WINIWARTER, V. (2004) "Progress towards sustainability? What the conceptual framework of material and energy flow accounting (MFEA) can offer." *Land Use Policy,* **21,** 199-213.

HALLEGRAEFF, G. M. (1993) "A review of harmful algal blooms and their apparent global increase", *Phycologia,* **32,** 79-99.

HAMILTON, C. (1999) "The genuine progress indicator methodological developments and results from Australia", *Ecological Economics* **30, 1,** 13-28.

HAMILTON, W. D. (1964) "The genetical evolution of social behaviour." *Journal of Theoretical Biology,* **7,** 1-7.

HAMILTON, W. D. (1975) "Innate social aptitudes of man: an approach from evolutionary genetics" In *Biosocial Anthropology*(Ed, Fox, R.) Malaby Press, London, pp. 133-156.

HAMMERSTEIN, P. (2003) In *Genetic and Cultural Evolution of Cooperation*(Ed, Hammerstein, P.) MIT Press, Cambridge, MA.

HAMMOND, A., ADRIAANSE, A., RODENBURG, E., BRYANT, D. et WOODWARD, R. (1995) *Environmental Indicators: a systematic approach to measuring and reporting on environmental policy performance in the context of sustainable development,* World Resources Institute, Washington,

HARBAUGH, W. T., LEVINSON, A. et WILSON, D. M. (2002) "Reexamining the Empirical Evidence for an Environmental Kuznets Curve", *The Review of Economics and Statistics*

HASS, J. L., BRUNVOLL, F. et HOIE, H. (2002) *Overview of sustainable development indicators used by national and international agencies,* OECD, 84pp.

HE, X., XU, Y. et ZHANG, X. (2007) "Traditional farming system for soil conservation on slope farmland in southwestern China", *Soil and Tillage Research,* **94, 1,** 193-200.

HEAL, G. (1998) *Valuing the Future: Economic Theory and Sustainability,* New Columbia University Press, York,

HECQ, W. (1984) "An economic and ecological assessment of three electrical power plants: coal, pitch and nuclear power. The integration of damage cost in kWh cost price and comparisons." In *77th Annual Meeting of the Air Pollution Control Associatton,* Vol. Doc. 84-81.9 San Francisco, 24-29 June 1984.

HECQ, W. et KESTEMONT, B. (1988) *Emission trading et contrôle des rejets de polluants atmosphériques issus des centrales thermiques,* Université Libre de Bruxelles, Bruxelles.

HECQ, W. et KESTEMONT, B. (1991) "A model of emission trading for minimizing the cost of air pollution control from Belgian power plants", *Journal of Environmental Management,* **32, 4,** 367-382.

HENRICH, J. (2004) "Cultural group selection, coevolutionary processes and large-scale cooperation", *Journal of Economic Behavior & Organization, Evolution and Altruism,* **53, 1,** 3-35.

HENRICH, J. et BOYD, R. (2001) "Why people punish defectors: weak conformist transmission can stabilize costly enforcement of norms in cooperative dilemnas." *Journal of Theoretical Biology*.**, 208,** 79-89.

HENRICH, J., BOYD, R., BOWLES, S., GINTIS, H., CAMERER, C., FEHR, E. et MCELREATH, R. (2001) "In search of *Homo economicus*: behavioural experiments in 15 small-scale societies." *American Economic Review*.**, 91,** 73-78.

HILLE, J. (1997) *The Concept of Environmental Space,* European Environmental Agency, Copenhague.

IDD (2001) "Les tendances récentes du couvert forestier dans le monde", *Lettre indicateurs pour un développement durable,* **1-2**.

INS (2006) *DBRIS,* SPF Economie, http://statbel.fgov.be.

IUCN (1980) Gland: International Union Conservation of Nature and Natural Resources.

JACKSON, T. et MICHAELIS, L. (2003) *Policies for Sustainable Consumption,* Sustainable Development Commission, London,

JAH, R. et MURTHY, K. V. B. (2003) Australian National university/University of Delhi, pp. 33 pp.

JESINGHAUS, J. (1995) Eurostat, Luxembourg, pp. Rapport interne, communication personnelle.

KAHNEMAN, D., KNETSCH, J. L. et THALLER, R. (1986) "Fairness as a Constraint on profit Seeking: Entitlement in the Market", *The american economic review,* **76, 4,** 341-350.

KALDOR, N. (1972) "The Irrelevance of Equilibrium Economics", *The Economic Journal,* **82, 328,** 1237-1255.

KALDOR, N. (1975) "What is Wrong With Economic Theory", *The Quarterly Journal of Economics,* **89, 3,** 347-357.

KENNEDY, B. P., KAWACHI, I. et BRAINERD, E. (1998) "The role of social capital in the Russian mortality crisis", *World Development - The Demographic Crisis in The Former Soviet Union,* **26, 11,** 2029-2043.

KERCKHOVE, M. et KESTEMONT, B. (1984) "Sarowar, an agrosilvopastoral ecosystem"**,** 19 pp.

KESTEMONT, B. (1983) *Sarowar, village de l'ouest de l'Inde: Contribution à l'étude d'un agroécosystème traditionnel: l'anthropocénose, la zoocénose, l'ager, ...* Mémoire de fin d'études, ULB, Bruxelles, 187 pp.

KESTEMONT, B. (1999) *The environmental protection expenditure account in Belgium, initial assessment based on the SERIEE method,* Eurostat, Luxembourg.

KESTEMONT, B. (2008) "Les fondements utilitaristes et anti-utilitaristes de la coopération en biologie", *Revue du M.A.U.S.S.,* **31,** 242-269.

KESTEMONT, B., FRENDO, L. et ZACCAÏ, E. (2006) "Indicateurs des impacts du développement sur l'environnement: une comparaison Afrique-Europe", *VertigO,* **7, 2,** 14.

KESTEMONT, B. et KERKHOVE, M. (2010) "Material flow accounting of an Indian village", *Biomass and Bioenergy,* **In Press, Corrected Proof**.

KESTEMONT, B. et LE MENACH, J.-L. (1992) *Evaluation de l' action ONG/322/90/B Guinée-Bissau. Formation d'unités de pêche artisanale dans l'archipel des Bijagos,* CCE / COTA, Bruxelles.

KEYFITZ, N. (1994) "Croissance démographique : qui peut en évaluer les limites?" *La Recherche,* **264,** 25.

KORONTZI, S., ROY, D. P., JUSTICE, C. O. et WARD, D. E. (2004) "Modeling and sensitivity analysis of fire emissions in southern Africa during SAFARI 2000", *Remote Sensing of Environment. Forest Fire Prevention and Assessment,* **92, 3,** 376-396.

KOTLYAKOV, V. M. (1991) "The Aral Sea basin: A critical environmental zone." *Environment 33,* **1, 4-9,** 36-38.

LACAUX, J. P. et SIGHA, L. (2003) "Acid web deposition in the Tropics: two case studies using DEBITS measurements", *IGACtivities Newsletter,* **27,** 17-19.

LAVRIC, E. D., KONNOV, A. A. et RUYCK, J. D. (2004) "Dioxin levels in wood combustion - a review", *Biomass & Bioenergy,* **26,** 115-145.

LEFOHN, A. S., HUSAR, J. D. et HUSAR, R. B. (1999) "Estimating Historical Anthropogenic Global Sulfur Emission Patterns for the Period 1850-1990", *Atmospheric Environment***, 33,** 2425-2444.

LEIMAR, O. et HAMMERSTEIN, P. (2001) "Evolution of cooperation through indirect reciprocity. Proceedings." *Biological sciences,* **268, 1468,** 475-753.

LOMBORG, B. (2001) *The skeptical environmentalist, measuring the real state of the world,* Cambridge university Press, Cambridge, 516 pp.

LOTEM, A., FISHMAN, M. A. et STONE, L. (1999) "Evolution of cooperation between individuals", *Nature,* **400,** 226-227.

MAIKHURI, R. K. (1996) "Eco-energetic analysis of village ecosystem of different traditional societies of Northeast India", *Energy,* **21, 12,** 1287-1297.

MAIKHURI, R. K. et RAMAKRISHNAN, P. S. (1991) "Comparative analysis of the village ecosystem function of different tribes living in the same area in Arunachal Pradesh in North-eastern India", *Agricultural Systems,* **35, 4,** 377-399.

MARLAND, G., BODEN, T. A. et ANDRES, R. J. (2001) *Global, Regional and National Fossil Fuel CO2 Emissions,* US department of Energy, Carbone Dioxide Information Analysis Center, http://cdiac.esd.ornl.gov/trends/emis/tre_afr.htm.

MARTINET, V. et ROTILLON, G. (2007) "Invariance in growth theory and sustainable development", *Journal of Economic Dynamics and Control,* **31, 8,** 2827-2846.

MARTINEZ-ALLIER, J. (2002) *The environmentalism of the poor,* Edward Elgar, Cheltenham,

MATTHEWS, E., AMANN, C., BRINGEZU, S., FISCHER-KOWALSKI, M., HÜTLER, W., KLEIJN, R., MORIGUCHI, Y., OTTKE, C., RODENBURG, E., ROGICH, D., SCHANDL, H., SCHÜTZ, H., VAN DER VOET, E. et WEISZ, H. (2000) *The weight of Nations,* World Resources Institute, Washington DC, 126 pp.

MAUSS, M. (1924) *Essai sur le don, forme et raison de l'échange dans les sociétés archaïques,* P.U.F., Paris,

MAX-NEEF, M. A. (2005) "Foundations of transdisciplinarity", *Ecological Economics,* **53, 1,** 5-16.

MCCABE, K., RASSENTI, S. J. et SMITH, V. L. (1998) "Reciprocity, Trust and Payoff Privacy in Extensive Form Bargainning", *Games and Economic Behavior 24* 10-24.

MCCABE, K., RIGDON, M. L. et SMITH, V. L. (2000) *Positive Reciprocity and Intentions in Trust Games,* University of Arizona at Tuscon,

MEADOWS, D. H., MEADOWS, D. L., RANDERS, J., BEHERENS, J. et LII, W. W. (1972) *The Limits to Growth: A Report for the Club of Rome's Project on the Predicament of Mankind Universe Books,* Mankind Universe Books, New York,

MENTZAKIS, E. et MORO, M. (2008) "The poor, the rich and the happy: Exploring the link between income and subjective well-being", *The Journal of Socio-Economics,* **Article in Press, Corrected Proof**.

MILINSKI, M., SEMMANN, D. et KRAMBECK, H. J. (2002) "Reputation helps solve the "tragedy of the commons"." *Nature***, 415,** 424-426.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005) *Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends,* Island Press, Washington D.C., 948.

MILLY, P. C. et DUNNE, K. A. (1994) "Sensitivity of the global water. cycle to the water-holding capacity of land", *J. Clim.,* **7,** 506-526.

MISHRA, B. K. et RAMAKRISHNAN, P. S. (1982) "Energy flow through a village ecosystem with slash and burn agriculture in North-eastern India", *Agricultural Systems,* **9, 1,** 57-72.

MOLL, S. et BRINGEZU, S. (2005) *Agregated Indicators for Ressource Use and Resource Productivity. Their meaning, cross-country comparability, and potential driving factors.,* European Environment Agency, Copenhaegen.

MONITEUR_BELGE (1986) "Arrêté Royal relatif à la prévention de la pollution atmosphérique engendrée par les nouvelles grandes installations de combustion", *Moniteur Belge,* **232,** 16399-16404.

MONITEUR_BELGE (1987) "Arrêté Royal modifiant l'Arrêté Royal du 18 aofit 1986 relatif à la prévention de la pollution atmosphérique." *Moniteur Belge,* **244,** 18996-18997.

MORAN, D. D., WACKERNAGEL, M., KITZES, J. A., GOLDFINGER, S. H. et BOUTAUD, A. (2008) "Measuring sustainable development -- Nation by nation", *Ecological Economics,* **64, 3,** 470-474.

MURADIAN, O´CONNOR et MARTINEZ-ALIER (2002) "Embodied Pollution in Trade: Estimating the Environmental Load Displacement of Industrialised Countries", *Ecological Economics,* **41,** 51-67.

NAKAMARU, M. et IWASA, Y. (2006) "The coevolution of altruism and punishment: Role of the selfish punisher", *Journal of Theoretical Biology,* **240, 3,** 475-488.

NAYAK, S. P., NISANKA, S. K. et MISRA, M. K. (1993) "Biomass and energy dynamics in a tribal village ecosystem of Orissa, India", *Biomass and Bioenergy,* **4, 1,** 23-34.

NEUMAYER, E. (2000) "On the methodology of ISEW, GPI and related measures: some constructive suggestions and some doubt on the 'threshold' hypothesis", *Ecological Economics* **34, 3,** 347-361.

NEUMAYER, E. (2003) *Weak Versus Strong Sustainability. Exploring the Limits of Two Opposing Paradigms,* Edward Elgar, Cheltenham, UK,

NIGEL, B. (2004) *Kindness in a Cruel World : The Evolution of Altruism,* Prometheus Books, 215.

NISANKA, S. K. et MISRA, M. K. (1990) "Ecological study of an Indian village ecosystem: Biomass production and consumption", *Biomass,* **23, 2,** 117-136.

NISANKA, S. K., MISRA, M. K. et SAHU, N. C. (1992) "Economics of fuel energy in an indian village ecosystem", *Bioresource Technology,* **39, 3,** 249-261.

NIXON, S. W., AMMERMAN, J. W., ATKINSON, L. P., BEROUNSKY, V. M., BILLEN, G., BOICOURT, W. C., BOYNTON, W. R., CHURCH, T. M., DITORO, D. M., ELMGREN, R., GARBER, J. H., GIBLIN, A. E., JAHNKE, R. A., OWENS, N. J. P., PILSON, M. E. Q. et SEITZINGER, S. E. (1996) "The fate of nitrogen and phosphorus at the land-sea margin of the North Atlantic Ocean", *Biogeochemistry,* **35,** 141-180.

NOWAK, M. A., ASAKI, A., TAYLOR, C. et FUDENBERG, D. (2004) "Emergence of cooperation and evolutionary stability in finite populations", *Nature,* **428,** 646-650.

NOWAK, M. A. et MAY, R. M. (1992) "Evolutionary games and spatial chaos", *Nature,* **359,** 826-829.

NOWAK, M. A. et SIGMUND, K. (1992) "Tit for tat in heterogeneous populations", *Nature,* **355,** 250-253.

NOWAK, M. A. et SIGMUND, K. (1998) "The Dynamics of Indirect Reciprocity", *Journal of Theoretical Biology,* **194, 4,** 561-574.

NOWAK, M. A. et SIGMUND, K. (2005) "Evolution of indirect reciprocity", *Nature,* **437,** 1291-1298.

OCDE (1986) *Compréhension des estimations des coûts de la lutte contre la pollution,* OCDE, Paris,

ODEND'HAL, S. (1972) "Energetics of Indian Cattle in Their Environment." *Human Ecology,* **1,** 3-22.

OFFICIAL JOURNAL (1988) "Council Directive of 24 November 1988 on the limitation of emissions of certain pollutants into the air from large combustion plants", *Official Journal of the European Communities,* **L 336, 1,** 1-13.

OLIVIER, J. G. J. (2002) "Part III: Greenhouse Gas Emissions: 1. Shares and Trends in Greenhouse Gas Emissions ; 2. Sources and Methods; Greenhouse Gas Emissions for 1990 and 1995" In *CO2 Emissions from Fuel Combustion 1971-2000*International Energy Agency (IEA), Paris, pp. III.1-III.31.

PANDEYA, S. C. et KURUVILLA, K. (1968) "Natural forest communities, their net hole biomass and status of their underlying biogenic salts in Dangs forest, Gujarat" In *Symp. recent adv. trop. ecol.*, (Eds, Misra, R. and Gopal, B.) Varanasi,

PANDEYA, S. C., SHARMA, S. C., JAIN, H. K., PALIWAL, K. C. et BHANOT, V. M. (1977) *Final report of the research project on Genecology and Autecology of anjan grass (cenchrus ciliaris) complex in western india,* Department of biosciences, Saurashtra university, Rajkot.

PANNU, C. J. S., SINGH, S., SINGH, M. P., SINGH, S. et BHANGOO, B. S. (1993) "Energy use pattern for a selected village in the cotton-belt of Punjab", *Energy,* **18, 11,** 1113-1117.

PARETO, V. (1906) *Manuel d'économie politique,* V. Giard & E. Brière, Paris,

PEARCE, D. W. et BARBIER, E. B. (2000) *Blueprint for a Sustainable Economy*, Earthscan, London,

PETERS, G. P. (2008) "From production-based to consumption-based national emission inventories", *Ecological Economics,* **65, 1,** 13-23.

PEZZOLI, K. (1997) "Sustainable development: a transdisciplinary overview of the literature", *J Environ Plan Manag,* **40,** 549-574.

PIGOU, A. C. (1920) *Economics of Welfare,* Macmillan, London,

PNUE (2002) *L'avenir de l'environnement mondial 3. GEO-3.,* de boeck, Paris-Bruxelles, 445.

PNUE (2003) *Rapport mondial sur le développement humain 2003,* De Boeck Université, Bruxelles, 290 pp.

POLANYI, K. (1944) *The Great Transformation. Traduction française: La grande transformation, aux origines politiques et économiques de notre temps,* Gallimard, Paris,

POSTEL, N. (2007) "Hétérodoxie et institutions", *Revue du M.A.U.S.S. semestrielle,* **30,** 69-101.

POSTEL, S. L., DAILY, G. C. et EHRLICH, P. R. (1996) "Human appropriation of renewable fresh water", *Science,* **271,** 785-788.

PRESCOTT-ALLEN, R. (2001) *The Well-being of Nations. A Country-by-Country Index of Quality of Life and the Environment.,* Island Press, Washington, 342.

PRICE, G. (1970) "Selection and Covariance", *Nature***, 227,** 520-521.

PRICE, G. (1972) "Extensions of covariance selection mathematics", *Annals of Human Genetics***, 35,** 485-490.

PRIGOGINE, I. et STENGERS, I. (1979) *La Nouvelle Alliance,* Gallimard, Paris,

PUTNAM, R. D. (1995) "Bowling Alone: America's Declining Social Capital", *Journal of Democracy,* **6, 1,** 65-78.

RABIN, M. (1993) "Incorporating Fairness into Game Theory and Economics", *American Economic Review,* **83, .** 1281-1302.

RACINE, L. (1986) "Les formes élémentaires de la réciprocité." *L'Homme,* **99, XXVI (3),** 97-118.

RAINEY, P. B., BUCKLING, A., KASSEN, R. et TRAVISANO, M. (2000) "The emergence and maintenance of diversity: insights from experimental bacterial populations", *Trends in Ecology & Evolution,* **15, 6,** 243-247.

RAMSEYER, L. J. (2002) "Predicting Whole-Fish Nitrogen Content from Fish Wet Weight Using Regression Analysis", *North American Journal of Aquaculture,* **64,** 195-204.

RAO, B. (2003) "Land of the Rising Rupee?" *Global Vistas,* **2, 1,** 17.

RATNABABOU, C. (2003) "Foreign Exchange Rates and Purchasing Power Parity", *Global Vistas,* **2, 1,** 3-6.

RAUFER, R. K., FELDMAN, S. L. et JAKSCH, J. A. (1986) "Emissions trading and acid deposition control: the need for ERC leasing", *Journal of the Air Pollution Control Association,* **36,** 574-580.

RAVINDRANATH, N. H., NAGARAJU, S. M., SOMASHEKAR, H. I., CHANNESWARAPPA, A., BALAKRISHNA, M., BALACHANDRAN, B. N., REDDY, A. K. N., SRINATH, P. N., PRAKASH, C. S., RAMAIAH, C. et KOTHANDARAMAIAH, P. (1981) "An Indian village agricultural ecosystem- case study of Ungra village, Part I: Main observations", *Biomass,* **1, 1,** 61-76.

RAVINDRANATH, N. H., NAGARAJU, S. M., SOMASHEKAR, H. I., CHANNESWARAPPA, A., BALAKRISHNA, N., BALACHANDRAN, B., LINGAMANTHU, D., SRINATH, P. N., AMULYA, K. et REDDY, N. (1980) *An Indian village agricultural ecosystem - case study of Ungra village,* Indian Institute of Science, A.S.T.R.A., Bangalore.

RAWLS, J. (1987) *Théorie de la justice,* Seuil, Paris, 700.

REDDY, A. K. N. (1981) "An Indian village agricultural ecosystem- case study of Ungra village, Part II: Discussion", *Biomass,* **1, 1,** 77-88.

REED, D. (Ed.) (1999) *Ajustement structurel, environnement et développement durable,* l'Harmattan, Paris.

REED, M. S. (2008) "Stakeholder participation for environmental management: A literature review", *Biological Conservation,* **141, 10,** 2417-2431.

REES, W. (2002) "Globalization and Sustainability: Conflict or Convergence?" *Bulletin of Science Technology Society,* **22,** 249-268.

RENTZ, O. (1986) "Principe de la bulle en R.F.A. et aux U.S.A." In *Journée d'Etudes du 4 novembre. Connaissance des Emissions de polluants Atmosphériques,* Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique, Paris,

ROCKSTRÖM, J., W.STEFFEN, NOONE, K., PERSSON, Å., CHAPIN, F. S. I., LAMBIN, E., LENTON, T. M., SCHEFFER, M., FOLKE, C., SCHELLNHUBER, H., NYKVIST, B., WIT, C. A. D., HUGHES, T., LEEUW, S. V. D., RODHE, H., SÖRLIN, S., SNYDER, P. K., COSTANZA, R., SVEDIN, U., FALKENMARK, M., KARLBERG, L., CORELL, R. W., FABRY, V. J., HANSEN, J., WALKER, B., LIVERMAN, D., RICHARDSON, K., CRUTZEN, P. et FOLEY, J. (2009) "Planetary boundaries:exploring the safe operating space for humanity", *Ecology and Society 14(2): 32.,* **14, 2,** 32 [online] URL: http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art32/.

SACHS, W. (Ed.) (1993) *Global Ecology: A new arena of political conflict,* Zed Books, London & New York.

SANCHEZ, A. et CUESTA, J. A. (2005) "Altruism may arise from individual selection", *Journal of Theoretical Biology,* **235, 2,** 233-240.

SAPIR, J. (2007) "Libre-échange, croissance et développement: quelques mythes de l'économie vulgaire", *Revue du M.A.U.S.S. semestrielle,* **30,** 151-171.

SCHÄRER, B. et HAUG, N. (1986) "The cost of flue gas desulphurization and denitrification in the Federal Republic of Germany" In *Fourth Seminar on the Control of Sulphur and Nitrogen Oxides from Stationary Sources,* Vol. EB AIR/SEM 1/R25 (Ed, United Nations - Economic Commission for Europe),

SEN, A. (1977) "On Weights and Measures: Informational Constraints in Social Welfare Analysis", *Econometrica,* **45, 7,** 1539-1572.

SEN, A. (1999) *Un nouveau modèle économique. Développement, justice, liberté.* Odile Jacobs, Paris, 479 pp.

SEPHER, J. (1983) *Incest, the biological view.,* Academic press, New York,

SESHADRI, C. V. (1978) *Report of the Murugappa chettiar research centre,* Madras, India.

SETHI, R. et SOMANATHAN, E. (2001) "Preference Evolution and Reciprocity", *Journal of Economic Theory,* **97, 2,** 273-297.

SIMONEIT, B. R. T. (2002) "Biomass burning -- a review of organic tracers for smoke from incomplete combustion", *Applied Geochemistry,* **17, 3,** 129-162.

SINGER, T. et AL. (2006) "Empathic neural responses are modulated by the perceived fairness of others", *Nature,* **439,** 466-469.

SINGH, R. K., MURTY, H. R., GUPTA, S. K. et DIKSHIT, A. K. (2009) "An overview of sustainability assessment methodologies", *Ecological Indicators,* **9, 2,** 189-212.

SISSOKO, A. A. et VANDILLE, G. (2008) *Quantifying environmental leakage for Belgium,* Federal Planning Bureau, Brussels.

SOBER, E. et WILSON, D. S. (1998) *Unto others - The Evolution abd Psychology of unselfish behaviour,* Harvard University Press, Cambridge, MA,

SOLOW, R. (1974a) "Intergenerational Equity and Exhaustible Resources", *Review of Economic Studies. Symposium on the Economics of Exhaustible Resources,* **41,** 29-45.

SOLOW, R. M. (1956) "A Contribution to the Theory of Economic Growth", *Quarterly Journal of Economics,* **70,** 65–94.

SOLOW, R. M. (1973) "Is the end of the world at hand?" In *The Economic Growth Controversy.*International Arts and Sciences Press, White Plains, New York, pp. 39-61.

SOLOW, R. M. (1974b) "The economics of resources and the resources of economics", *American Economic Review,* **64**.

SOLOW, R. M. (1992) *An almost practical step towards sustainability,* Resources for the Future, Washington DC,

SOLOW, R. M. (1993) "An almost practical step towards sustainability", *Resources policy,* **19,** 162-172.

SOLOW, R. M. (1997) "Reply: Georgescu-Roegen versus Solow/Stiglitz", *Ecological Economics,* **22, 3,** 267-268.

STEVENSON, B. et WOLFERS, J. (2008) *Economic Growth and Subjective Well-Being: Reassessing the Easterlin Paradox,* Institute for the Study of Labor, Bonn.

STIGLITZ, J. E. (1974) "Growth with exhaustive natural resources: efficient and natural growth paths. Symposium on the Economics of the Exhaustive Resources", *Review of Economic Studies* 123-137.

STIGLITZ, J. E. (1979) "A neoclassical analysis of the economics of natural resources" In *Scarcity and Growth Reconsidered*(Ed, Smith, V. K.) Johns Hopkins University Press, Baltimore,MD, pp. 36-66.

STIGLITZ, J. E. (1997) "Georgescu-Roegen versus Solow/Stiglitz - reply", *Ecol.Econ.*, **22,** 269-270.

STIGLITZ, J. E., SEN, A. et FITOUSSI, J.-P. (2009) *Report by the Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress,* The President of the French Republic, Paris.

STOCKHAMMER, E., HOCHREITER, H., OBERMAYR, B. et STEINER, K. (1997) "The index of sustainable economic welfare. ISEW as an alternative to GDP in measuring economic welfare. The results of the Austrian revised ISEW calculation 1955-1992", *Ecological Economics,* **21, 1,** 19-34.

STRINGER, L. C., PRELL, C., REED, M.S., HUBACEK, K., FRASER, E.D.G., DOUGILL, A.J. (2007) "Unpacking 'participation' in the adaptive management of socio-ecological systems: a critical review." *Ecology and Society,* **11, 39,** on line.

TAKAHASHI, N. et MASHIMA, R. (2003) "The emergence of indirect reciprocity: Is the standing strategy the answer?" *Hokkaido University Working paper,* **29**.

TEMPLE, D. (1996-2004) "El nacimiento de la reciprocidad (La naissance de la réciprocité)" In *Teoria de la Reciprocidad, toma II: la économia de reciprocidad*, Vol. II (Eds, Medina, J. and Michaux, J.) PADEP-GTZ, La Paz, Bolivia, pp. 195-202.

TEMPLE, D. et CHABAL, M. (1995) *La réciprocité et la naissance des valeurs humaines,* L'Harmattan, Paris, 263.

TERESTCHENKO, M. (2004) "Egoïsme ou altruisme? Laquelle de ces deux hypothèses rend-elle le mieux compte des conduites humaines?" *Revue du M.A.U.S.S. trimestrielle***, 23,** 313-333.

TINBERGEN, J. (1976) *Pour une terre vivable,* Elsevier Savoir, Bruxelles, 199.

TRIPATHI, R. S. et SAH, V. K. (2001) "Material and energy flows in high-hill, mid-hill and valley farming systems of Garhwal Himalaya", *Agriculture, Ecosystems & Environment,* **86, 1,** 75-91.

TRIVERS, R. L. (1971) "The evolution of reciprocal altruism." *The quarterly Review of biology***., 46,** 34-57.

TURNER, D. D. (2005) "Altruism - is it still an anomaly?" *Trends in Cognitive Sciences,* **9, 7,** 317-318.

UN (1992) *Agenda 21: Earth Summit - The United Nations Programme of Action from Rio,* United Nations, New York,

UNCSD (2005) *Indicators of sustainable development,* United Nations Commission for Sustainable Development, http://www.un.org/esa/sustdev/natlinfo/indicators/isdms2001/table_4.htm.

UNDERWOOD, D. A. et KING, P. G. (1989) "On the ideological foundations of environmental policy", *Ecological Economics,* **1,** 315–334.

UNDP (2003) *Human Development Report 2003,* United Nations Development Programme,

UNECE (2009) *Measuring sustainable development,* United Nations Economic Commission for Europe, new York and Geneva, 102.

UNITED NATIONS, EUROPEAN COMMISSION, INTERNATIONAL MONETARY FUND, ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT et WORLD BANK (2003) *Handbook of National Accounting: Integrated Environmental and Economic Accounting 2003. Final draft.,* United Nations, New York, 598.

VAN BAALEN, M. et RAND, D. A. (1998) "The Unit of Selection in Viscous Populations and the Evolution of Altruism", *Journal of Theoretical Biology,* **193, 4,** 631-648.

VAN DE KERK, G. et MANUEL, A. R. (2008) "A comprehensive index for a sustainable society: The SSI – the Sustainable Society Index", *Ecological Economics,* **66,** 228-242.

VAN DEN BERGH, J. C. J. M. (2007) *Abolishing GDP,* Free University Amsterdam, Amsterdam.

VANDILLE, G. et VAN ZEEBROECK, B. (2003) *The Namea Air For Belgium 1994-2000. The Namea Water For Belgium 1997-1999,* Federal Planning Bureau, Brussels, 104 pp.

VANDILLE, G. et ZEEBROECK, B. V. (2003) *Les comptes environnementaux en Belgique,* Bureau fédéral du Plan, Bruxelles, 46 pp.

VEENHOVEN, R. (1991) "Is happiness relative?" *Social Indicators Research,* **24, 1,** 1-34.

VEMURI, A. W. et COSTANZA, R. (2006) "The role of human, social, built, and natural capital in exlpaining life satisfaction at the country level: Towards a National Well-Being Index (NWI)." *Ecological Economics,* **58,** 119-133.

VERJUS, L. (2006) *Management plan,* SPF Economie, Bruxelles.

VINCKE, P. (1986) "Analysis of multicriteria decision aid in Europe", *European Journal of Operational Research,* **25,** 160-168.

VINCKE, P. (1989) *L'aide multicritère à la décision,* ULB/Ellipses., Bruxelles-Paris, 180 pp.

VITOUSEK, P. M., ABER, J., HOWARTH, R. W., LIKENS, G. E., MATSON, P. A., SCHINDLER, D. W., SCHLESSINGER, W. H. et TILMAN, G. D. (1997a) "Human Alteration of the Global Nitrogen Cycle. Causes and Consequences", *Issues in Ecology,* **1,** 1-16.

VITOUSEK, P. M., MOONEY, H. A., LUBCHENCO, J. et MELILLO, J. M. (1997b) "Human domination on Earth's Ecosystems", *Science,* **277,** 494-499.

VIVERET, P. (2002) *Reconsidérer la richesse,* Secrétariat d'Etat à l'économie solidaire, Paris.

VIVIEN, F.-D. (2005) *Le développement soutenable,* La Découverte, Paris,

WACKERNAGEL, M., CALLEJAS, L. A., DEUMLING, D., VAQUEZ, S. M. A., LOPEZ, F. I. S. et LOTH, J. (2000) *Ecological Footprints and Ecological Capacities of 152 Nations: The 1996 Update,* Redefining Progress/CES/WWF,

WACKERNAGEL, M. et REES, W. E. (1996) *Our Ecological footprint: Reducing Human Impact on the earth.,* New Society Publishers, Philadelphia,

WCED (1987) *Our common future,* Oxford University Press, Oxford,

WEF (2002) "Environmental Sustainability Index" In *World Economic Forum, annual meeting*, World Economic Forum, Davos,

WEF (2004) "Environmental Sustainability Index" In *World Economic Forum, annual meeting*, (Ed, CIESIN-Yale University) World Economic Forum, Davos,

WEITZMAN, M. L. (1999) "Pricing the Limits to Growth from Minerals Depletion", *The Quarterly Journal of Economics*, **114, 2,** 691-706.

WILLIAMS, G. (1966) *Adaptation and natural selection: a critique of some current evolutionary theory.*, Princeton University Press, Princeton,

WILSON, J., TYEDMERS, P. et PELOT, R. (2007) "Contrasting and comparing sustainable development indicator metrics", *Ecological Indicators*, **7, 2,** 299-314.

WOLF, A. P. (1970) "Childhood association and sexual attraction: a further test of Westermarck hypothesis." *Americal anthropologists*, **72,** 503-515.

WOLFF, P. (2003) "The EU Sustainable Development Strategy : A framework for indicators" In *Third Meeting of the ESS Task Force on Methodological Issues for Sustainable Development Indicators*, Eurostat, Luxembourg, 10-11 June 2003.

WOLSON, E. O. (1997) "Human groups as units of selection." *Science 276***, 276,** 1816-1817.

WONG, M. Y. L., BUSTON, P. M., MUNDAY, P. L. et JONES, G. P. (2007) "The threat of punishment enforces peaceful cooperation and stabilizes queues in a coral-reef fish", *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, **274, 1613,** 1093-1099.

WORLD BANK (2003) *World development report 2003*, New York, 250 pp.

WORLD BANK (2006) *Where is the Wealth of Nations*, Washington D.C., 188.

WRI (2003) *EarthTrends Data Tables: Water Resources and Freshwater Ecosystems*, http://earthtrends.wri.org.

WRI (2005) *Climate Analysis Indicators Tool, CAIT*, http://cait.wri.org.

WWF (2004) *Living planet report 2004*, Gland, 44.

WWF (2006) *Living planet report 2006*, Gland, 44.

WWF (2008) *Living planet report 2008*, Gland, 44.

WYNNE-EDWARDS, V. (1962) *Animal Dispersion in Relation to Social Behaviour*, Hafner Publishing Company, New york,

ZACCAÏ, E. (2002) *Le développement durable. Constitution et dynamique d'un projet*, P.I.E. - Peter Lang, Berne-Bruxelles, 352.

ZACCAÏ, E., GOOR, F. et KESTEMONT, B. (2003) "Quelle importance a l'environnement ? Enseignements du cas Lomborg", *Natures Sciences Sociétés***, 12,** 44-49.