

**L'analyse du cycle de vie comme outil de
développement durable**

Les cahiers de la Chaire – collection recherche

No 08-2005

Par Gisèle Belem

**Sous la direction de Jean-Pierre Revéret et
Corinne Gendron**

**L'analyse du cycle de vie comme outil de
développement durable**

Les cahiers de la Chaire – collection recherche

No 08-2005

Par Gisèle Belem *

Sous la direction de Jean-Pierre Revéret et
Corinne Gendron*****

*** Gisèle Belem** est candidate au doctorat en sciences de l'environnement à l'UQAM et assistante de recherche à la Chaire de responsabilité sociale et de développement durable.

**** Jean - Pierre Revéret** est professeur à l'Institut des sciences de l'environnement de l'UQAM.

***** Corinne Gendron** est professeure au Département d'organisation et ressources humaines de l'École des sciences de la gestion de l'UQAM. Elle est également titulaire de la Chaire de responsabilité sociale et de développement durable.

Avant propos

Cette recherche a été réalisée dans le cadre d'un projet du **Centre interuniversitaire de référence sur l'analyse, l'interprétation et la gestion du cycle de vie des produits, procédés et services (CIRAIQ)** intitulé Réseau universitaire sur la gestion environnementale du cycle de vie des produits, procédés et services. Nous tenons à remercier le VRQ (Valorisation-Recherche Québec) qui a financé ce projet.

Table des matières

Introduction.....	4
1. L'analyse du cycle de vie	5
1.1 Historique.....	5
1.2. La Pensée cycle de vie et la gestion du cycle de vie	7
1.3. Définition	12
1.2.1. Description.....	12
1.2.2. La complexité méthodologique.....	15
1.2.3. Les usages de l'ACV	16
2. Le développement durable.....	19
2.1. Historique et définition	19
2.2. Mise en œuvre.....	22
3. L'ACV : un outil pour le développement durable.....	26
3.1. Le discours	26
3.2. La pratique: les méthodes d'évaluation d'impact.....	29
3.3. Les impacts sociaux	31
3.3.1. Nécessité de la prise en compte des impacts sociaux	31
3.3.2. Perspectives méthodologiques : le social dans l'ACV.....	38
3.4. Proposition.....	41
3.5. L'ACV et la mise en œuvre du développement durable.....	42
Conclusion	43
Annexe : Les méthodes d'évaluation d'impacts dans les analyses decycle de vie	46
Bibliographie.....	51

Table des illustrations

Figures

Figure 1 : Phases de vie d'un produit.....	12
Figure 2 : Cadre méthodologique de l'ACV	13
Figure 3 : Les approches du développement durable.....	22
Figure 4 : L'ACV sous l'égide de la SETAC et du PNUE.....	27

Tableaux

Tableau 1 : Boîte à outils de la gestion du cycle de vie	9
Tableau 2 : Caractéristiques de quelques outils de gestion environnementale	28
Tableau 3 : Méthodes d'évaluation d'impact et catégories d'impacts considérées.....	30
Tableau 4 : Variables pour l'évaluation des impacts sociaux	34
Tableau 5 : Méthodes prenant en compte l'impact de l'environnement de travail.....	37

Introduction

Pendant longtemps, le souci du développement industriel, présenté comme un témoignage de la maîtrise de l'homme sur la nature a primé sur les objectifs de protection de l'environnement dans les pays industrialisés. Depuis les années 60, le constat que les activités économiques génèrent des atteintes à l'environnement (déchets, fumées d'usine, pollutions des cours d'eau, etc.), la dégradation constante de l'environnement et plusieurs désastres écologiques ont conféré au thème de l'environnement une importance croissante. C'est ainsi que le danger que représentent une croissance économique et démographique exponentielles du point de vue de l'épuisement des ressources (énergie, eau, sols), de la pollution et de la surexploitation des systèmes naturels sont devenus des thèmes d'actualité et de recherche. Dans les années 1970, des réflexions se sont amorcées à plusieurs niveaux avec pour objectif de trouver des solutions à ces problématiques de plus en plus criantes.

Au niveau des gouvernements et des organisations internationales, la préoccupation est devenue forte. À la fin des années soixante, le Club de Rome lance un cri d'alarme sur le constat de la dégradation de l'écosystème et créé le slogan "croissance zéro" (Vaillancourt, 1998). En 1972, le Sommet des Nations unies sur l'environnement de Stockholm met en garde la communauté internationale sur l'épuisement des ressources naturelles. C'est alors que naît la notion d'"éco-développement", qui prône un mode de développement intégrant les contraintes environnementales (Sachs, 1974). C'est également à cette période qu'ont été créés la plupart des ministères de l'environnement. En 1987, Madame Gro Harlem Brundtland, présidente de la Commission mondiale sur l'environnement et le développement, soumet à l'Assemblée générale des Nations unies un rapport intitulé : "*Our common future*". Ce texte introduit la notion de développement durable ainsi définie : "Le développement durable, répond aux besoins du présent sans compromettre les capacités des générations futures de répondre aux leurs". Il présente la protection de l'environnement comme une priorité internationale, exigeant de réformer le système économique. Le développement durable entre alors véritablement dans la sphère politique. Il fait cependant l'objet, depuis cette période, de débats quant à sa définition et à ses stratégies de mise en œuvre mettant en jeu plusieurs dimensions : L'environnement, l'économie, le social et la gouvernance.

Dans le milieu industriel, la recherche de solutions vise à mieux concilier l'activité industrielle et l'environnement. C'est cette préoccupation qui donnera naissance à l'analyse du cycle de vie des produits et services. L'analyse du cycle de vie constitue l'une des composantes du système global d'évaluation environnementale et fait partie des études et stratégies permettant de dresser un bilan de la situation environnementale d'un projet, d'un pays etc. et de structurer les interventions nécessaires (André & al. 2003). Conçue en effet comme un outil qui permet de répertorier l'usage des ressources et la production des déchets tout au long du cycle de vie d'un produit, l'analyse du cycle de vie est présentée depuis le début des années 2000 comme un outil de développement durable.

Compte tenu de ses origines environnementales, l'ACV est-elle en mesure de permettre la mise en œuvre du développement durable dans sa perspective multidimensionnelle ? Advenant que l'analyse du cycle de vie soit effectivement un outil de développement durable, quelle serait la conception du développement durable qu'elle adopte et la stratégie qu'elle utilise pour la mise en œuvre du concept ? Cette recherche aura pour objectif d'apporter des réponses à ces questions.

Dans une première partie, nous remonterons aux origines de l'analyse du cycle de vie, pour ensuite en donner une description détaillée. La seconde sera partie consacrée au concept de développement durable, ses origines, sa définition ainsi que les débats associés à ses représentations et finalement les stratégies de mise en œuvres découlant des différentes représentations coexistances. Les deux thèmes d'étude explicités, nous tenterons dans la troisième partie d'apporter des réponses à nos questionnements. Il s'agira de vérifier dans un premier temps l'adéquation de la méthodologie de l'analyse du cycle de vie avec les principes et composantes du développement durable et d'explorer en second lieu la vision du développement durable que cet outil promeut. Nous conclurons en posant un regard critique sur les capacités de l'ACV à orienter le processus de développement actuel vers la durabilité.

1. L'analyse du cycle de vie

1.1 Historique

La crise de l'énergie des années 1970 et la publication du rapport *Limits of Growth* ont donné lieu à une importante prise de conscience relative à l'environnement (UNEP, 1996). Le chercheur Jay Forrester du MIT a en effet construit un modèle simulant les résultats futurs de l'économie mondiale. L'étude en est arrivée à trois conclusions principales : la première est que dans un horizon de temps d'environ 100 ans, sans changement majeur dans les rapports physiques, économiques et sociaux ayant jusqu'à cette période (et encore aujourd'hui) gouverné le développement mondial, la société se retrouverait en manque d'énergie non renouvelable sur laquelle est basée le développement industriel (Tietenberg, 1992).

Aux États-Unis, une des conséquences de la prise de conscience qui a résulté de ces évènements a été la mise en place de systèmes permettant l'évaluation de l'énergie nécessaire à la fabrication d'un produit. Ainsi, la compagnie Coca-Cola a été pionnière en réalisant ce qu'on pourrait qualifier de la première étude d'analyse du cycle de vie (ACV) en 1969 en comparant la consommation en ressources pour deux types de contenants. Ce type d'étude est alors dénommé Analyse des Ressources et du Profil Environnemental (ARPE). L'ACV dans sa définition actuelle a été développée parallèlement à ce processus et a été influencée par lui. Cependant, plutôt que de se restreindre à l'évaluation des ressources énergétiques, l'ACV a étendu son champ d'analyse, pour intégrer l'utilisation des autres ressources ainsi que les impacts des émissions et la création de déchets (Ibidem).

À la même période, une approche similaire voyait le jour en Europe sous le nom d'écobilan (*Ecobalance*). En 1972, au Royaume-Uni, Ian Boustead a calculé l'énergie totale employée pour la production de divers types de contenants pour boissons incluant le verre, le plastique, le métal et l'aluminium. Pendant les années qui suivirent, Boustead consolida sa méthodologie afin d'étendre l'utilité de cette dernière à d'autres matériaux. Il publia ainsi en 1979 le *Handbook of Industrial Energy Analysis* (Jensen & al. 1998).

C'est vers la fin des années 80 et le début des années 90, qu'une réelle vague d'intérêt relativement au concept du cycle de vie s'est manifestée au sein d'un grand nombre d'industries (Jensen et al., 1998).

Les années 1990 verront une croissance de l'utilisation de l'ACV. Le regain d'intérêt pour l'ACV est attribuable à deux changements majeurs : en premier lieu, des méthodes ont été développées pour quantifier les impacts des produits participant à différentes catégories de problèmes environnementaux tels que le réchauffement planétaire, la perte des ressources, etc. En second lieu, les études d'ACV commencent à être de plus en plus publicisées et accessibles au public. Auparavant, l'intérêt porté aux ACV était limité à une petite communauté de scientifiques pour la plupart établis en Europe ou en Amérique du Nord. Or, au début des années 90, l'ACV s'est en quelque sorte «échappée» des laboratoires pour s'intégrer aux industries. Ainsi, entre 1990 et 1994, les secteurs industriel, gouvernemental et universitaire se sont intéressés à nouveau à l'ACV à l'échelle internationale et de nouvelles méthodes et pratiques ont été développées.

Ce développement n'est pas étranger à l'entrée en scène de la Société de toxicologie et chimie environnementales (SETAC) et du Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) (Guinée, 2002). Plusieurs autres acteurs tels que l'*Environmental Protection Agency* (EPA), la *Society for the promotion of Life cycle Development* (SPOLD)², le réseau européen LCANET, le *Centre of Environmental Science* (CML) de l'Université de Leiden (Pays-Bas) et l'organisation ISO (*International Standards Organisation*) œuvrent à l'amélioration et à la promotion de l'ACV mais, la SETAC et le PNUE demeurent les organismes phares dans ce domaine, notamment suite au lancement de l'Initiative pour le cycle de vie en l'an 2000.

La SETAC, une société professionnelle indépendante et à but non lucratif regroupe de nombreux chercheurs et spécialistes provenant de différents domaines. Depuis 1989, de nombreux ateliers organisés sous son égide ont grandement contribués à l'identification des meilleures pratiques dans le domaine des ACV. Au cours de ces ateliers internationaux, les groupes de travail SETAC-Europe et SETAC-Amérique du Nord sont répartis selon deux pôles d'intérêt,

² Cet organisme n'existe plus depuis 2001.

respectivement l'harmonisation et le développement de la méthodologie et l'analyse des limites de l'outil ainsi que la mise en garde contre son mauvais usage. Au début des années 90, la SETAC a publié le premier «*Code of Practice*» qui servira de base à l'élaboration des normes ISO qui régiront la méthodologie de l'ACV (Markovic, 1998).

Le PNUE a quant à lui pour objectif depuis 1995, la promotion de l'ACV auprès des pays en développement. Une des contributions les plus importantes du PNUE fut la publication en 1996 du guide «*Life Cycle Assessment : What it is, and What to do About it*». Dans ses efforts pour promouvoir l'ACV, le PNUE a publié également en 1999, «*Towards Global Use of Life Cycle Assessment*».

Ainsi, sous la recommandation des gouvernements mais également de la société civile, le partenariat industrie-recherche-organisation internationale (PNUE) tente de favoriser la mise en œuvre du développement durable à travers l'amélioration des modes de consommation et de production par la mise en œuvre de la Pensée cycle de vie. Ce concept est applicable par les entreprises sur le plan technique par l'analyse du cycle de vie et sur le plan organisationnel par la gestion du cycle de vie.

1.2. La Pensée cycle de vie et la gestion du cycle de vie

Selon le CIRAI, la Pensée cycle de vie s'intéresse aux impacts environnementaux générés tout au long du cycle de vie et regroupe toutes les approches visant à minimiser ces derniers. Il est également défini de la manière suivante :

Life Cycle Thinking is a mostly qualitative discussion to identify stages of the life cycle and/or the potential environmental impacts of greatest significance e.g. for use in a design brief or in an introductory discussion of policy measures. The greatest benefit is that it helps focus consideration of the full life cycle of the product or system; data are typically qualitative (statements) or very general and available-by-heart quantitative data (Christiansen et al, 1997).

Le concept de « Pensée cycle de vie » s'avère donc être une philosophie de gestion permettant aux outils qui s'en inspirent d'avoir la capacité de couvrir l'ensemble du cycle de vie et d'éviter ainsi que des améliorations environnementales locales ne soient que la résultante d'un déplacement des charges polluantes dans le temps ou dans l'espace. La concrétisation de cette

Pensée au niveau de l'entreprise nécessite la combinaison d'outils dont l'usage, dans le cadre de la gestion du cycle de vie confère une certaine discipline de gestion.

La gestion du cycle de vie (GCV) vise la réduction au minimum des pressions exercées sur l'environnement par un produit, procédé ou un service, durant son cycle de vie, lequel englobe toutes les activités depuis la fabrication jusqu'à l'élimination du produit en passant par son utilisation (Environnement Canada, 1997)³. D'une manière pratique, la GCV s'intéresse à l'organisation des activités en fonction des renseignements sur les cycles de vie des produits. Allant au-delà des considérations environnementales, son objectif est de fournir des recommandations pratiques sur l'intégration des aspects socio-économiques de la durabilité dans la prise de décision, dans une perspective de cycle de vie (UNEP/SETAC, 2003). Pour ce faire, elle propose des outils procéduraux et analytiques et intègre les aspects économiques, sociaux et environnementaux dans un contexte institutionnel.

³ Gestion du cycle de vie environnemental : Guide pour de meilleures décisions commerciales

Tableau 1 : Boîte à outils de la gestion du cycle de vie

Outils procéduraux	Systèmes de gestion environnementale (ISO 14000, ISO 9000, <i>Responsible care</i> etc.) Audits, certifications et standards Comptabilité environnementale Design pour l'environnement Labels environnementaux Évaluation des impacts environnementaux Rapports environnementaux <i>Product stewardship</i>
Outils analytiques économiques et sociaux	<i>Life cycle costing</i> (LCC) <i>Total cost of ownership</i> Analyse input-output Analyse coûts bénéfice Matrice d'anticipation des attentes des parties prenantes Responsabilité sociale corporative Comptabilité sociale
Outils analytiques environnementaux	Analyse du cycle de vie (ACV) Simulations Évaluation des risques environnementaux Analyse du flux de substance Analyse du flux de matériel Demande d'énergie cumulée <i>Monitoring</i> <i>Full cost accounting</i>
Outils de communication	Auto déclaration de produit de type III Déclarations environnementales de type II Labels environnementaux de type I Rapports environnementaux Certifications environnementales

UNEP/SETAC, 2003

L'application de la GCV peut varier, comme le montre ce tableau, de l'adoption d'une approche large à l'utilisation d'outils spécifiques. Il est intéressant de remarquer que dans la perspective de la durabilité, la GCV offre des outils couvrant aussi bien l'environnement, l'économique que le social.

Sur le plan environnemental, la GCV peut ainsi renforcer et enrichir d'autres méthodes de gestion environnementale déjà utilisées. Ainsi, on élabore des systèmes de gestion environnementale (SGE) dans plusieurs organismes afin que leurs politiques environnementales et leurs plans de mise en oeuvre soient explicites, et pour aider à les intégrer dans l'ensemble du système de gestion de l'entreprise. Par ailleurs, la GCV complète plusieurs autres initiatives de gestion environnementale telles que :

- la prévention de la pollution qui consiste à remplacer les contrôles à la fin de la production par des initiatives qui évitent la création de pollution.
- le design pour l'environnement (DPE) qui concerne la conception de produits et de processus pour minimiser les charges sur l'environnement.
- l'approvisionnement tenant compte de l'environnement, ou l'approvisionnement vert, qui comprend le choix de matériaux, de produits et de systèmes (les intrants) et offre des avantages pour l'environnement.

La perspective économique est abordée par plusieurs outils mais le *life cycle costing* (LCC) reste l'outil le plus pertinent dans une perspective de cycle de vie (SETAC, 2003). Il se définit de la façon suivante :

LCC is defined as the total costs of a project from the initial outlay through all related future costs (maintenance, replacement and other operations) that may be incurred as a consequence of the initial investment decision (SSIUS, 2003)

Le LCC est considéré comme l'outil établissant le lien entre les approches cycle de vie sur le plan environnemental et les décisions de gestion. C'est un outil qui obtient un consensus du fait de sa capacité à identifier tous les coûts associés aux décisions de gestion, ce qui n'est pas le cas de la comptabilité. On peut en effet avoir des coûts indirects, cachés, contingents et des coûts

intangibles tels que les coûts associés à l'image qui ne sont pas pris en compte par la comptabilité traditionnelle (EPA, 1998). Le LCC permet de considérer ces différentes dimensions.

Le LCC est actuellement utilisé indépendamment de l'ACV mais certains auteurs préconisent l'intégration de ces deux outils (Norris, 2001 et Shapiro, 2001). C'est également l'avis des chercheurs membres de l'initiative pour le cycle de vie qui estiment que l'intégration de l'ACV et du LCC correspond à une approche systémique qui aura un impact potentiel plus important sur les entreprises dans le sens de la mise en œuvre du développement durable.

La dimension sociale est représentée par quelques outils dont la matrice des attentes des parties prenantes, la responsabilité sociale corporative (RSC) et la comptabilité sociale. Il faut remarquer que la RSC correspond un concept (en définition) donnant elle-même lieu à l'utilisation d'une variété d'outils. D'une manière générale, la prise en compte de la dimension sociale apparaît comme une nécessité mais ne donne pas lieu à l'intégration dans le cadre de la gestion du cycle de vie d'outils pertinents.

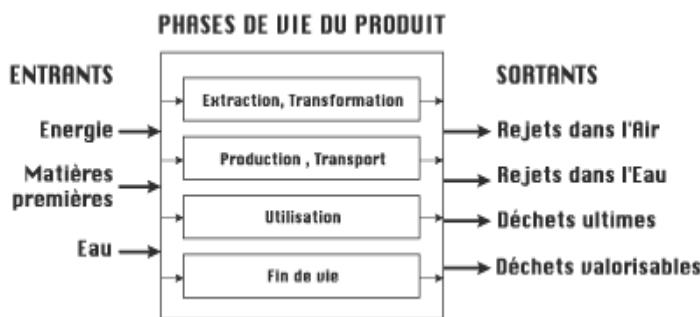
De tous les outils proposés pour la gestion du cycle de vie, la composante sociale semble la moins présente. Par contre, la composante environnementale prédomine avec comme outil de prédilection, l'analyse du cycle de vie (ACV).

Ainsi, dans un objectif de durabilité, la Pensée cycle de vie prône une approche systémique pour la résolution des problèmes de pollution à la source ainsi que pour l'usage efficace des ressources. Dans le but de concrétiser cette approche, la gestion du cycle de vie propose un éventail d'outils couvrant les dimensions de la durabilité. Dans la perspective « cycle de vie » cependant, l'ACV ou bilan écologique, l'un des outils proposés par la GCV, est considérée comme l'approche la plus adéquate dans la perspective de la durabilité étant donné sa complétude aussi bien sur le plan temporel que spatial. La partie suivante nous permettra d'aborder plus en profondeur cet outil.

1.3. Définition

L'organisation ISO qui a standardisé la méthodologie de l'analyse de cycle de vie définit celle-ci comme « une méthode qui étudie les aspects environnementaux et les impacts potentiels tout au long de la vie d'un produit (c'est-à-dire du berceau à la tombe), de l'acquisition de la matière première à sa production, son utilisation et sa disposition » (ISO 14040, 1997). Ainsi, la méthode ACV définit un cadre pour une évaluation environnementale prenant en compte l'utilisation des ressources et des émissions de polluants aux différentes phases du cycle de vie d'un produit : extraction de ses matières premières, transformation, production, utilisation du produit et la mise au rébus. La figure suivante en donne une illustration.

Figure 1 : Phases de vie d'un produit



Durabilis, 2003

Comme le décrit le graphique, chaque étape du cycle de vie d'un produit consomme de l'énergie et des ressources et génère un certain nombre de polluants vers les eaux, l'air et le sol ainsi que des nuisances telles que le bruit et les déchets.

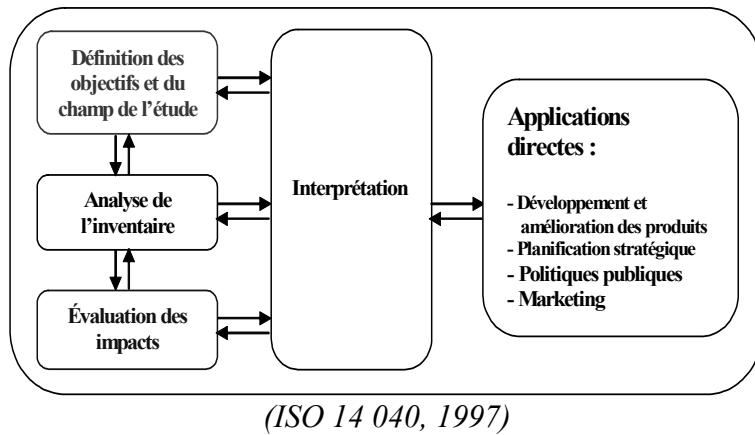
Il est important de noter que la phase de transport ne se limite pas à une seule étape du cycle de vie mais constitue un lien entre les différentes étapes. En effet, un minéral peut faire l'objet de transport de la mine d'où il a été exploité à l'usine de transformation, puis à l'usine de production et ainsi de suite jusqu'au dépotoir ou à l'usine de recyclage.

1.3.1. Description

La méthodologie de l'ACV est constituée essentiellement d'un ensemble de règles, systématisées

par l'organisation ISO et spécifiant les données à recueillir, les calculs à effectuer ainsi que les directives d'interprétation. Le processus de l'ACV s'effectue en quatre étapes schématisées par le graphique suivant.

Figure 2 : Cadre méthodologique de l'ACV



La définition des objectifs et du champ de l'étude : c'est la définition du produit ou service à étudier, le choix d'une base fonctionnelle de comparaison ainsi que le choix du niveau de détail à apporter lors de la cueillette de données⁴. Les choix à effectuer à ce stade concernent également l'audience visée par l'étude. Le choix du public cible peut en effet conditionner le niveau de précision requis pour les résultats : des résultats externes nécessitent un degré de précision plus élevé que des résultats internes.

L'analyse d'inventaire : il s'agit de quantifier l'énergie et les matières premières utilisées ainsi que les émissions dans l'air, l'eau, et le sol. Cette section implique une collecte des données pertinentes pour la quantification des entrants et sortants d'un produit. C'est une procédure itérative qui implique la modification continue des données nécessaires en fonction des informations recueillies tout au long de l'étude.

L'évaluation des impacts : c'est le regroupement sous forme de catégories d'impacts et la pondération des effets dus à l'utilisation de ressources ainsi que les émissions. Il s'agit

notamment d'identifier les impacts environnementaux potentiels et significatifs à partir des données d'inventaire préalablement associées à des impacts environnementaux spécifiques. Il existe à ce jour trois grandes familles d'impacts généralement pris en compte par l'ACV (Khalifa, 1999, p.1) : l'épuisement des ressources, les impacts sur la santé humaine et les impacts écologiques. Les impacts relatifs à ces trois catégories sont au nombre de 10^5 . Ce sont les impacts considérés par la majorité des méthodes d'évaluation d'impacts. Ce sont :

1. le réchauffement global de la planète;
2. l'appauvrissement de la couche d'ozone
3. l'épuisement des ressources naturelles (matières premières);
4. l'épuisement des ressources énergétiques;
5. l'oxydation photochimique;
6. l'acidification des terres et des lacs;
7. la toxicité humaine;
8. l'écotoxicité aquatique;
9. l'écotoxicité terrestre;
10. la nitrification

Ainsi, les impacts généralement utilisés sont essentiellement associés aux critères biophysiques des produits considérés.

L'interprétation : il s'agit de rédiger un rapport des résultats selon les besoins et d'évaluer les possibilités de réduction des impacts (UNEP/SETAC, 2000, p. 3). Cette étape prend la forme de conclusions ou de recommandations compatibles avec l'objectif et l'étendue de l'étude, pour la prise de décision

⁴ L'unité fonctionnelle est une mesure de la performance des outputs fonctionnels d'un système. Son objectif est de fournir une référence à laquelle les inputs et outputs sont associés. Cette référence est nécessaire pour permettre la comparaison entre les différentes études d'ACV.

⁵ Ce chiffre a été obtenu à la suite de l'étude des différentes méthodes d'évaluation d'impact pour l'ACV.

1.3.2. La complexité méthodologique

Il est important de noter le fait que l'ACV est un outil actuellement en phase de développement. La complexité de la méthodologie constitue cependant l'une des raisons expliquant la rareté d'ACV complètes publiées. On a en effet vu apparaître plusieurs tentatives de simplification de la méthodologie. Deux principales approches allant dans ce sens peuvent être identifiées : l'approche conceptuelle et l'approche simplifiée (DK, 2002).

Dans la pratique, l'ACV conceptuelle consiste généralement à inventorier de manière restreinte et qualitative, les aspects environnementaux significatifs. Les résultats obtenus peuvent être présentés sous une forme qualitative ou encore sous la forme d'un score indiquant les composantes d'un produit ou d'un système ayant les impacts environnementaux les plus importants. La limitation de l'inventaire peut être effectuée soit à travers l'omission d'une ou plusieurs phases du cycle de vie ou encore la réduction des paramètres à étudier. C'est une pratique généralement utilisée pour les besoins de marketing vert ou de développement d'un nouveau produit.

L'ACV simplifiée vise quand à elle à fournir les mêmes résultats qu'une ACV complète tout en réduisant le temps ainsi que les ressources utilisées à cet effet. Selon la méthode choisie, la formulation simplifiée de l'ACV peut utiliser des données quantitatives ou qualitatives. Cette approche présente toutefois un dilemme étant donné qu'elle affecte le degré de précision et de fiabilité des résultats produits. Les usagers de l'ACV simplifiée utilisent par ailleurs d'autres indicateurs relatifs à différentes parties du cycle de vie dans le but d'obtenir des résultats plus fiables.

Les différentes formes de l'ACV répondent chacune à un usage précis et certaines formes telles que les ACV simplifiées ne peuvent fournir des résultats assez précis pour des usages publics par exemple. L'ACV sert en effet d'outil de prise de décision pour un grand nombre d'acteurs, et pour diverses raisons.

1.2.3. Les usages de l'ACV

Les études d'ACV sont surtout réalisées par des départements spécialisés de grandes entreprises, des agences de consultations et des scientifiques universitaires. On retrouve un grand nombre d'usagers : les entreprises, les gouvernements, et les organisations non gouvernementales qui l'utilisent chacun à des fins différentes.

a. Les entreprises

La plupart des entreprises interviennent uniquement sur une partie du cycle de vie d'un produit mais elles ont plusieurs sources de motivation à l'utilisation de l'ACV, un outil portant sur l'ensemble du cycle de vie des produits. En premier lieu, la réglementation à travers le concept de responsabilité de la chaîne de production fait en sorte que chaque producteur est poussé à assumer ses responsabilités en tant que membre d'une chaîne de production. Ainsi, plus de 28 pays, notamment européens, ont mis en place des lois de reprise par le producteur (*take-back laws*). Ces lois imputent aux producteurs l'obligation de la récupération de l'emballage ainsi que des produits en fin de vie. À titre d'exemple, les producteurs automobiles de l'Union Européenne ont l'obligation de récupérer en fin de vie, les automobiles vendues depuis le 1^e janvier 2001. Au Canada, le protocole national sur l'emballage vise à réduire les déchets d'emballage et à minimiser leurs effets sur le cycle de vie. De plus en plus, on utilise des programmes de remboursement d'un dépôt et des frais d'élimination pour s'assurer que les compagnies défrayent une partie des coûts réels de la gestion des déchets de leurs produits et de leurs emballages (La Voie Verte, 2003).

Cet aspect de la réglementation met l'accent sur la responsabilité étendue du producteur (*Extended producer responsibility*). Cette responsabilité est considérée comme un principe émergent au sein de la nouvelle génération de politiques destinées à la prévention de la pollution. Elle est définie par l'OCDE comme :

“An environmental policy approach in which a producer's responsibility for a product is extended to the post-consumer stage of the product's life cycle.”

De telles lois poussent les producteurs à concevoir des produits en intégrant les dimensions recyclage, réutilisation ou «démontabilité» (BSR, 2003).

La seconde source de motivation pour les entreprises provient des consommateurs. Plusieurs études américaines ont en effet démontré que les consommateurs dépensent de plus en plus dans l'achat de « produits verts ». Les avantages associés à une position avant-gardiste permettent aux entreprises innovantes d'accroître leur part de marché. En effet, les produits intégrant une préoccupation environnementale et ayant généralement utilisé une ACV comme outil de conception écologique, peuvent être différenciés par l'apposition d'un label. On retrouve ainsi les labels Ange Bleu en Allemagne, NF Environnement en France, le Cygne nordique dans les pays scandinaves et l'Éco label européen pour toute la communauté européenne. En outre, les entreprises ont besoin d'améliorer leur performance environnementale dans le but de faciliter leur accès à de nouveaux marchés.

En troisième lieu, les marchés financiers orientent le plus en plus leurs investissements et placements pour favoriser les entreprises ayant des pratiques responsables et œuvrant dans le sens du développement durable.

Finalement, l'usage de l'ACV permet de réduire les coûts d'utilisation de matières premières, et de résoudre le problème des déchets à la source.

Ainsi, l'usage de l'ACV répond généralement à des préoccupations stratégiques de la part des entreprises. Sur le plan environnemental, l'outil permet effectivement une réduction des déchets à la source et de la consommation de ressources mais ce faisant, il participe à l'amélioration de la performance environnementale des entreprises qui l'utilisent.

b. Les autres usagers

Les gouvernements nationaux, locaux et les agences inter-gouvernementales de régulation

Les gouvernements se basent sur l'ACV surtout pour la création de labels écologiques. L'ACV est utilisée dans plusieurs pays pour la fabrication de produits selon un processus d'éco-conception. Bien qu'il subsiste des différences dans l'utilisation de l'ACV pour cet objectif, quelques initiatives d'harmonisation sont en œuvre, particulièrement en Europe. Il s'agit de la mise en place de politiques, la détermination de schémas de taxation ou de subvention : les gouvernements peuvent utiliser ces moyens, dans le but de promouvoir une production plus

propre et la création d'un système de consigne pour la récupération de matériel, ce qui permet de limiter les déchets.

Les organisations non gouvernementales : les groupes environnementaux ou les consommateurs

Elles ont un rôle de sensibilisation auprès des populations et utilisent les ACV dans le but de fournir des informations au public, comme argument dans les débats publics et pour influencer les entreprises et les gouvernements dans l'orientation de leurs politiques.

Les consommateurs, y compris les gouvernements en tant que consommateurs

Ces derniers jouent un rôle important pour la promotion de l'ACV à travers leurs choix d'achat. En effet, l'ACV est l'instrument de base pour l'éco-conception. Le choix par les consommateurs de produits verts sert donc à la promotion de l'instrument. Le pouvoir que les consommateurs exercent à travers leur acte d'achat est un élément motivant pour les entreprises.

À la différence des entreprises, les autres usagers de l'ACV se servent de l'outil dans le but d'obtenir des consommateurs une modification des modes de consommation. Ce faisant, elles peuvent exercer une pression sur les entreprises pour l'usage de l'outil si elles veulent obtenir les parts de marché associées aux produits labellisés. Ainsi, l'ACV devient pour les gouvernements, un outil servant à l'élaboration de moyens de régulation tels que les labels, les taxes ou subventions; pour les ONG et les consommateurs, il sert d'instrument de communication ou de choix de consommation.

Conçu dans un premier temps comme un outil de gestion environnementale, en particulier pour l'évaluation de la consommation énergétique puis de la production de déchets, l'ACV ne cesse d'évoluer. Avec la prise de conscience croissante face aux risques environnementaux, les entreprises subissent une pression de plus en plus forte de la part des groupes sociaux soucieux d'un développement sociétal différent, visant à leur faire intégrer la notion de développement durable dans leurs processus de gestion.

2. Le développement durable

2.1. Historique et définition

La réflexion sur la relation entre les activités humaines et les écosystèmes n'est pas récente mais fait l'objet d'une approche systémique depuis la seconde partie du XXe siècle. Elle se traduira tout d'abord par le concept d'écodéveloppement, rapidement écarté pour être remplacé par le concept de développement durable qui se présente comme un projet de société en construction depuis les trois dernières décennies (Gendron et Revéret, 2003). En effet, le concept de développement durable a été élaboré graduellement à partir des années 70, et est apparu au plan international dans la stratégie mondiale de la conservation de 1980 puis dans le rapport Brundtland de 1987. Il se définit comme la nécessité de «répondre aux besoins du présent, sans compromettre la capacité des générations futures à répondre à leurs propres besoins». Cette définition globale et pas très précise a donné lieu à un nombre important d'interprétations selon les acteurs concernés.

Le développement durable est en effet associé à plusieurs représentations. Deux principales compréhensions sont repérables; elles se différencient par la rupture plus ou moins importante d'avec le modèle de développement productiviste actuel. Il est généralement admis que ces approches s'apparentent respectivement à une conception restrictive et conservatrice ou à une conception innovatrice du développement durable (Vivien, 2003; Gendron, 2002).

La première représentation du développement durable peut être scindée en deux approches dont l'une est unipolaire et l'autre bipolaire. La conception unipolaire assimile le concept à une croissance durable. Courante dans le milieu des affaires, cette compréhension fusionne l'environnement et l'économie dans une perspective de croissance durable. Elle reste attachée au modèle de développement dominant et considère l'environnement comme une nouvelle donnée à l'intérieur de ce paradigme (Gendron & Revéret, 2000). La conception bipolaire comprend le développement durable comme une harmonisation entre l'économie et l'environnement. Cependant, le débat sur l'harmonisation de ces deux sphères peut prendre des formes assez contrastées selon la conception de l'économie et le type d'articulation du champ économique avec le champ social et politique (ibidem). Que l'on considère la compréhension de l'école

néoclassique ou de celle des droits de propriété quant à la protection de l'environnement, le niveau optimal de protection résulte d'une dynamique de marché, ce qui traduit la prépondérance de la logique économique; or, l'économie est encastrée dans un système économique et social qui est ici ignoré.

Pour d'autres cependant, les implications du développement durable sont plus profondes; le concept impliquant une rupture importante avec le modèle de développement consumériste actuel. Pour ces derniers, le développement durable est basé sur l'idée principale d'un développement qui ne soit pas uniquement guidé par des considérations économiques mais également par des exigences tout d'abord écologiques et de plus en plus sociales. Ainsi, la conception tripolaire du développement durable qui reconnaît l'autonomie des dimensions sociales, écologiques et économiques considérée comme la plus progressiste et vise également à émanciper les sphères sociales et écologiques de l'économie tout en mettant l'accent sur les besoins fondamentaux et l'équité.

L'Union Internationale pour la conservation de la nature et des ressources (UICN) a été la première, en 1980, à faire une référence explicite au concept de développement durable dans sa conception tripolaire.

«Le développement durable doit tenir compte des facteurs sociaux et écologiques aussi bien qu'économiques, de la base de ressources abiotiques et biotiques ainsi que des avantages et des inconvénients à court et à long terme des solutions de rechange » (UICN, 1980)

Une quatrième dimension est venue se joindre à ces trois pôle : la gouvernance, considérée comme l'élément indispensable permettant d'assurer la participation des citoyens à l'élaboration d'un paradigme de développement basé sur la durabilité. La durabilité implique donc l'application des principes de bonne gouvernance qui se caractérisent notamment par la participation, la transparence et la responsabilité (PNUD, 1994).

Ainsi, le développement durable est un concept qui permet d'aller bien au-delà des postulats économiques traditionnels (Daly, 1996) et qui doit « prendre en compte les interconnections et l'encastrement de la société humaine dans l'écologie naturelle » (Redclift, 1987).

Il se dégage de cette définition une série de principes allant au-delà de l'aspect tripolaire: l'intégrité écologique, l'efficacité économique, l'équité entre les nations, les individus et les générations, l'application des principes de bonne gouvernance, autrement dit, la démocratie

Il s'agit dans un premier temps de maintenir l'intégrité de l'environnement, c'est-à-dire intégrer, dans l'ensemble des actions des communautés humaines, la préoccupation du maintien de la vitalité et de la diversité des gènes, des espèces et de l'ensemble des écosystèmes naturels terrestres et aquatiques, notamment par des mesures de protection de la qualité de l'environnement, par la restauration, l'aménagement et le maintien des habitats essentiels aux espèces ainsi que par une gestion durable de l'utilisation des populations animales et végétales exploitées (Vaillancourt, 1994).

En second lieu, il s'agirait d'améliorer l'efficacité économique en favorisant une gestion optimale des ressources humaines, naturelles et financières, afin de permettre la satisfaction des besoins des communautés humaines à travers la responsabilisation des entreprises et des consommateurs au regard des biens et des services qu'ils produisent et utilisent ainsi que par l'adoption de politiques gouvernementales appropriées (principe du pollueur/utilisateur-payeur, internalisation des coûts environnementaux et sociaux, éco-fiscalité, etc).

Par ailleurs, il faudrait une amélioration de l'équité sociale; ce qui revient à permettre la satisfaction des besoins essentiels des communautés humaines présentes et futures et l'amélioration de la qualité de vie par l'accès pour tous à l'emploi, à l'éducation, aux soins médicaux et aux services sociaux, à un logement de qualité, ainsi que par le respect des droits et des libertés de la personne, et par la participation, pour l'ensemble des groupes de la société, aux différents processus de prise de décision.

Finalement, l'ensemble de ces conditions ne sera atteint qu'avec la participation de chacun. Selon André et al. (2003), l'émergence du paradigme de développement durable est à l'origine d'un profond bouleversement des modes de gouvernance et de prise de décision à plusieurs échelles. Le développement durable exige en effet la démocratie et la participation effective à cette démocratie. La gouvernance est considérée comme un processus de décision collectif. Elle comprend l'État, mais transcende celui-ci en englobant le secteur privé et la société civile à différents niveaux : mondial ou local (Brodhag, 2000).

Le développement durable donne donc lieu à un éventail de représentations dont la plus complète est celle qui suppose une rupture d'avec le modèle de développement consumériste, nécessitant ainsi une modification des approches du points de vue des trois dimensions que sont l'environnement, l'économie et le social, avec comme contexte institutionnel indispensable la démocratie participative. Cette vision du développement durable n'est cependant pas celle qui prédomine, comme nous l'avons mentionné plus haut dans le monde des affaires. En effet, de la même manière que les définitions du développement durable peuvent être regroupées en deux tendances, les approches de la mise en œuvre peuvent également l'être. Il apparaît que l'orientation des définitions sert en fait l'usage que les acteurs qui en sont à la base veulent en faire.

2.2. Mise en œuvre

La mise en œuvre du développement durable peut adopter plusieurs approches mais la majorité des solutions proposées se retrouvent entre deux tendances schématisées par la figure suivante.

Figure 3 : Les approches du développement durable



Comité développement durable, école Polytechnique

L'amélioration de l'efficacité du développement présent

Les partisans de cette approche affirment que les difficultés rencontrées par le mode de développement actuel est associé à l'inefficacité des modes de production. L'objectif est donc de développer des systèmes techniques qui oeuvrent dans le respect des limites d'assimilation et de régénération de leur milieu pour en arriver au même produit ou à la même fonction. L'amélioration de l'efficacité avec laquelle la société utilise les ressources naturelles s'avère alors essentielle pour permettre de progresser vers un développement durable. Pour cela, des réformes structurelles des économies s'imposent, parmi lesquelles la dématérialisation qui consiste en la diminution absolue ou relative de l'utilisation de ressource naturelle par unité de fonction ou de service (MEDD, 2002). Différentes approches conceptuelles ont été mises en œuvre dans le but de mesurer la dématérialisation de l'économie dans un souci de développement durable. Il s'agit de :

- La notion d'empreinte écologique, développée principalement par le WWF International mesure la charge qu'impose à la nature une population donnée compte tenu de son mode de vie, de consommation et de production, mais aussi à sa production de déchets. En ce sens, l'empreinte écologique prend en compte la capacité de support des activités humaines par la planète sous deux aspects : sa capacité à fournir et régénérer des ressources, et sa capacité à assimiler les rejets humains (Wackernagel & al. 1996).
- L'espace environnemental, un moyen de mesurer le caractère équitable du partage planétaire des ressources. Il rejoint la question d'équité mentionnée par la définition du développement durable. Ainsi, sur la base du principe d'équité et de justice sociale, il conviendrait, théoriquement, que chaque individu de la planète ait un même accès aux ressources de l'environnement et à sa capacité de dispersion des déchets et dispose donc d'un espace environnemental égal à celui disponible sur la planète, rapporté au nombre d'habitants (MEDD, 2002).
- Le facteur 4 quant à lui repose sur le concept d'éco-efficacité qui fut introduit par le Conseil mondial des entreprises pour le développement durable (WBCSD). Il le définit comme une philosophie de gestion qui consiste à faire plus avec moins et permet de produire des biens et

services satisfaisant les besoins humains et améliorant la qualité de vie, à un coût compétitif, tout en réduisant, à toutes les étapes du cycle de vie de celui-ci, les impacts écologiques et l'intensité de consommation des ressources, dans le respect de la capacité de support de la planète. La notion de facteur 4 soutient que la productivité des ressources environnementales devrait être quadruplée, de manière à permettre un doublement de la richesse produite et une réduction de moitié des ressources utilisées. Le facteur 4 suppose que la réduction de moitié des ressources consommées permettrait à l'humanité de survivre sur la planète (Weizsacker & al. 1997).

En plus de ces stratégies, les objectifs de dématérialisation des secteurs économiques devraient également privilégier la réduction à la source des flux de matière entrants dans l'économie par diverses démarches prenant en compte non seulement l'environnement dans la conception des produits et procédés industriels, mais également par le remplacement de produits par des services, notamment en développant la location et le leasing.

L'écologie industrielle constitue l'une des écoles prônant cette vision du développement durable : elle vise en effet à optimiser l'utilisation d'énergie, de ressources et de capital d'un système technique et consiste en une étude :

- des flux de ressources et de l'énergie dans les systèmes de production industrielle et de consommation;
- de la réduction des effets de ces flux sur l'environnement;
- des facteurs économiques, politiques, légaux, et sociaux en regard de leur flux, de leur usage et de leur transformation.

C'est une approche utilisée par les entreprises pour donner un contenu opérationnel à la notion développement durable (Vivien, 2003). S'inspirant des enseignements de la science écologique, l'écologie industrielle vise l'élaboration de stratégies industrielles viables dans une perspective évolutionniste (Erkman, 1998). En effet, les systèmes industriels sont sensés suivre une évolution semblable à celle des écosystèmes pour atteindre l'écosystème de type 3. « Il s'agit d'un écosystème dont l'intégralité des éléments sont recyclés continuellement, [...] ce qui représente très schématiquement le fonctionnement de la biosphère » (Vivien, 2003). Les écosystèmes de

type 1 et 2 sont en amont et représentent respectivement un écosystème puisant des ressources et rejetant ses déchets sans recyclage et un autre plus évolué où les flux internes dominent les flux externes mais qui atteindra la limite de son développement du fait de cette unidirectionnalité. Ainsi, l'écologie industrielle vise à atteindre ou à se rapprocher du stade 3 de cette évolution étant donné la difficulté d'élimination de tout impact. Pour mesurer les phénomènes de dissipation associés à l'activité industrielle, une comptabilité rendant compte des différents types de flux matériels et énergétiques traversant les systèmes industriels ont été construits. L'écologie industrielle adopte pour ce faire une approche scientifique comme gage de rigueur et d'opérationnalité (Ibid.).

Cependant, bien que l'évolution de la production industrielle vers des procédés et des produits qui utilisent moins d'énergie, moins de matières premières, qui permettent de réduire les divers rejets et déchets ou d'en réduire la toxicité, se situe au coeur de la problématique du développement durable, la suppression des impacts des activités industrielles sur l'environnement reste utopique. L'approche zéro pollution est un objectif physiquement impossible à atteindre : les produits auront toujours un impact sur l'environnement (Wackernagel & al, 1999). C'est cette vision qui a donné lieu à la seconde approche plus radicale du développement durable.

La transformation radicale du mode de développement actuel

Cette approche se veut une critique de la première représentation du développement durable, soit la croissance durable et l'harmonisation entre l'économie et l'environnement. En effet, les tenants de cette option estiment qu'un changement de paradigme menant vers le développement durable impose que toute une panoplie de valeurs généralement admises par la société d'aujourd'hui soient remplacées par des valeurs nouvelles. Le problème mis en cause ici n'est plus tant l'efficacité des modes de production que le moteur même du développement. Les concepts fondamentaux sur lesquels repose le développement présent sont discrédités. En particulier, le principe d'une croissance continue est reconnu comme physiquement et thermodynamiquement impossible. Les tenants de cette approche estiment que des réformes structurelles s'imposent, parmi lesquelles l'abandon total de la technologie, ainsi que la simplicité volontaire (Gendron 2001).

Ainsi, le développement durable, aussi bien dans sa définition que dans ses stratégies de mise en œuvre est l'objet de débats dont les acteurs peuvent être classés en deux catégories. D'une part, nous avons les industriels, soucieux de légitimer leur activité en se conformant à la pression sociale, intégrant de ce fait l'environnement comme un facteur additionnel dans leurs processus de prise de décision; pour ce faire, ils adoptent une stratégie d'internalisation des externalités de l'activité économique (Vivien, 2003). D'autre part divers groupes de la société civile prônent, par l'intermédiaire d'associations ou d'ONG la modification du mode de développement actuel basé sur la consommation et la croissance mais également les inégalités engendrées par ce mode de développement ainsi que la nécessité d'une approche participative dans le choix du mode de développement. Il faut noter qu'une des options, celle qui correspond à l'amélioration de l'efficacité du développement présent est l'option choisie par les entreprises, l'approche plus radicale étant généralement issue des groupes de la société civile. En effet, les entreprises ne prônent presque jamais l'abandon de la technologie ou la simplicité volontaire. L'approche des entreprises qui peut se manifester par la mise en œuvre des outils proposés par l'écologie industrielle par exemple a donné lieu à la création d'outils tels que l'ACV.

Crée comme un outil de gestion environnementale, l'analyse du cycle de vie se veut de plus en plus un outil de développement durable. La partie suivante nous permettra non seulement de savoir si l'outil répond à une telle vocation mais également d'identifier la représentation du développement durable qu'il entend mettre en œuvre.

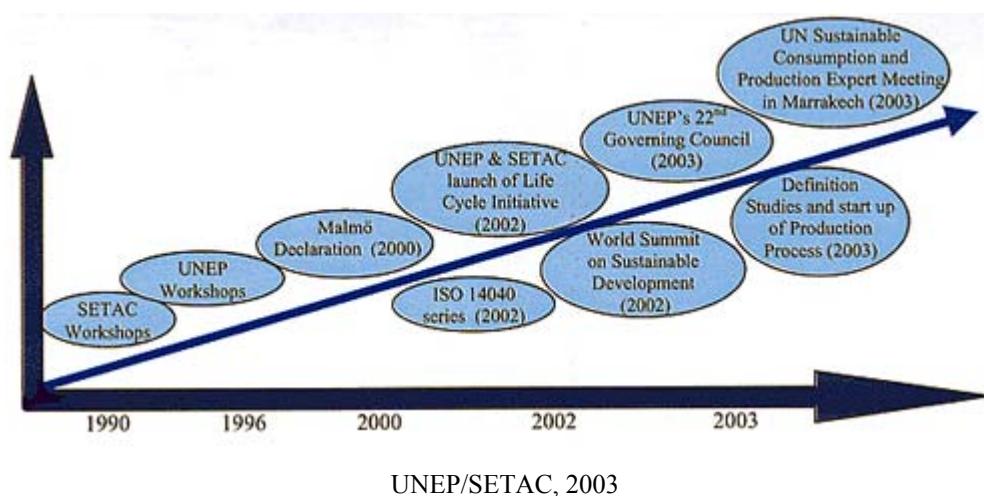
3. L'ACV : un outil pour le développement durable

3.1. Le discours

Comme nous l'avons souligné, le lancement de l'Initiative pour le cycle de vie à mis la SETAC et le PNUE au premier plan en ce qui a trait au développement de l'ACV. Cette initiative est en rapport étroit avec la promotion de l'ACV comme outil de développement durable. La première référence à l'analyse du cycle de vie comme outil de développement durable a été faite en 2000 à la suite de l'appel des gouvernements pour une économie de cycle de vie exprimée dans la Déclaration de Malmö (2000). Cet appel a permis de donner naissance en 2002, à l'Initiative du cycle de vie, un partenariat international pour le développement et l'amélioration de la

méthodologie de l'analyse du cycle de vie initié par la SETAC et le PNUE. Le graphique suivant récapitule le cheminement de l'ACV depuis l'entrée en scène de la SETAC et de l'UNEP.

Figure 4 : L'ACV sous l'égide de la SETAC et du PNUE



L'initiative du cycle de vie contribue au programme qui vise la promotion des modes de consommation et de production durables réclamés au cours du Sommet mondial sur le développement durable (SMDD) à Johannesburg (2002). Le plan de mise en oeuvre du SMDD stipule en effet :

« Nous devons développer des politiques de production et de consommation pour améliorer les produits et services fournis, tout en diminuant les impacts sur l'environnement et la santé, en utilisant, lorsque c'est nécessaire, des approches scientifiques telles que l'analyse du cycle de vie » (SETAC/PNUE, 2002).

S'inspirant de ce plan, l'Initiative pour le cycle de vie s'est donnée pour mission de « développer et disséminer les outils pratiques pour l'évaluation des opportunités, des risques et des compromis associés aux produits et services tout au long de leur cycle de vie, dans le but d'atteindre le développement durable » (UNEP/SETAC 2002). Pour ce faire, elle s'est fixé comme objectifs de long terme :

- de permettre la mise en place ainsi que la dissémination de la Pensée cycle de vie.
- de permettre l'incorporation de la Pensée cycle de vie ainsi que des aspects sociaux, économiques et environnementaux de la durabilité dans la gestion des entreprises.

- finalement, de faire de l'ACV un outil important dans ce processus.

Ainsi, l'Initiative du cycle de vie développée par la SETAC et le PNUE vise à implanter la Pensée cycle de vie à travers le monde par le développement d'une structure internationale de gestion du cycle de vie avec comme outil de prédilection l'ACV. Comme nous l'avons souligné dans la première partie, l'ACV est en effet associée à la durabilité à travers le concept global de la « Pensée cycle de vie ». Le tableau suivant fournit une comparaison de l'ACV avec d'autres outils de gestion environnementale.

Tableau 2 : Caractéristiques de quelques outils de gestion environnementale

Outil	Objet d'étude	Processus économique	Limitation géographique	Limitation temporelle
ACV	Produit/fonction	Ensemble de la chaîne de production	Illimité	Illimité
<i>Substance flow analysis</i>	Substance	Tous les processus dans une région donnée	Zone spécifique	Défini par l'utilisateur
<i>Risk Assessment</i>	Usine	Partie de la chaîne de production	Lieu spécifique	Moment spécifique
Évaluation des impacts environnementaux	Installation	Partie de la chaîne de production	Lieu spécifique	Moment spécifique

(PNUE, 1996)

Ces outils se diffèrentient quant à leurs possibilités de mise en œuvre du développement durable, leurs caractéristiques permettent de souligner ces différences. Le *substance flow analysis* (SFA) et l'analyse de cycle de vie sont basés sur l'approche cycle de vie tandis que l'évaluation des impacts environnementaux, et l'évaluation du risque effectuent une évaluation relative à un site spécifique. Dans la perspective de la Pensée cycle de vie, l'ACV et le SFA sont les seuls outils couvrant l'ensemble du cycle de vie de leur objet d'étude, soit un produit ou une substance (généralement chimique pour la SFA). Ce sont tous les deux des outils d'analyse de cycle de vie à la différence que dans le cas du SFA, l'étude est presque toujours restreinte à une zone géographique précise, un pays par exemple. Ainsi, le cycle de vie des substances va généralement du moment de l'importation ou de la production à celui de l'exportation. De ce fait, l'ACV est le seul outil à couvrir l'ensemble des étapes de vie de son objet d'étude, tout en

n'ayant aucune frontière géographique ou temporelle. Pour ces raisons, l'analyse du cycle de vie est considérée, du fait de son approche globale et intégrative, comme l'outil par excellente pour la mise en œuvre du développement durable.

Ces caractéristiques de l'ACV sont à la base du discours présentant l'ACV comme outil de développement durable. Cependant, une telle conception de la durabilité occulte certains aspects du développement durable tel que définis par l'UICN ainsi que le principe sous-jacent de bonne gouvernance. En fait, bien que prônant le développement durable, l'ACV n'aborde que les problématiques environnementales survenant tout au long du cycle de vie des produits, écartant ainsi jusqu'à un certain point les considérations économiques mais surtout sociales et démocratiques.

3.2. La pratique: les méthodes d'évaluation d'impact

Définie comme une méthode qui étudie les aspects environnementaux et les impacts potentiels tout au long de la vie d'un produit, l'ACV comme le montre la figure 1⁶, évalue les matières et substances entrant et sortant lors des différentes phases de vie d'un produit. Dans le cadre méthodologique de l'ACV présenté à la figure 2⁷, la phase de l'ACV répertoriant les impacts que peuvent causer les inputs et outputs tout au long du cycle de vie est l'évaluation d'impact. À la différence des études d'impacts environnementaux réalisées pour les grands projets et associées uniquement à un site particulier (comme l'explique le tableau 2⁸), l'évaluation des impacts dans le cadre de l'ACV couvre l'ensemble du cycle de vie, des ressources aux déchets. Comme nous l'avons mentionné précédemment, il existe trois familles d'impacts généralement prises en compte par l'ACV : l'épuisement des ressources, les impacts sur la santé humaine et les impacts écologiques. L'observation des 10 catégories d'impacts associées à ces familles permet de vérifier les différentes dimensions abordées par l'ACV : elles sont toutes de nature environnementale. Une revue des principales méthodes d'évaluation des impacts utilisées dans le cadre de l'ACV permet de confirmer le caractère environnemental de l'instrument.

⁶ Page 13

⁷ Page 14

⁸ Page 29

Il existe un nombre important de méthodes d'analyse d'impact. Nous avons tenté d'en répertorier celles dont les méthodologies sont disponibles et qui existent en anglais ou en français dans la littérature⁹. Nous avons donc réuni 14 méthodes d'analyse d'impact dont huit tiennent compte du critère *environnement de travail* en plus des 10 critères généralement admis. Ce critère est le seul à caractère social à être ajouté aux trois catégories de critères considérés jusqu'à présent par l'ACV.

Tableau 3 : Méthodes d'évaluation d'impact et catégories d'impacts considérées

Méthodes	Dix catégories d'impact ¹⁰	Catégories additionnelles
CLM 1992	Oui	Smog et déchets solides
Éco-indicateur 95	Oui	Smog estival et hivernal,
Écopoint 97	nd	nd
Éco-indicateur 99	Oui	Usage des terres
CML 2 baseline 2000	Oui	Usage des terres, odeurs, déchets, bruits
EPS 2000	Oui	Valeurs culturelles et récréatives
EDIP 96	Oui	Environnement de travail
Chem	nd	Environnement de travail
Dyno	nd	Environnement de travail
IVF	nd	Environnement de travail
IVL	nd	Environnement de travail
MUP	nd	Environnement de travail
PVC	nd	Environnement de travail
STOE	nd	Environnement de travail

Il faut noter que les catégories additionnelles telles que le smog, les déchets solides, l'usage des terres, les odeurs et les bruits abordent également des questions environnementales. Les méthodes incluant un critère à caractère social, l'environnement de travail en l'occurrence, sont au nombre de 8 sur un total de 14.

Le constat que l'on peut faire suite à l'analyse des méthodes d'évaluation d'impact est l'absence des impacts sociaux dans les méthodes d'évaluation d'impact au sein des ACV. L'absence d'évaluation sociale explique que le processus d'évaluation des impacts n'adopte pas une

⁹ Il faut noter qu'un grand nombre de documents sur le sujet sont disponibles uniquement en néerlandais ou en langue japonaise.

¹⁰Catégories d'impacts environnementaux : Épuisement des ressources naturelles (matières premières); épuisement des ressources énergétiques; réchauffement global de la planète; oxydation photochimique; acidification des terres et des lacs; toxicité humaine; écotoxicité aquatique; écotoxicité terrestre; nitrification; appauvrissement de la couche d'ozone

approche participative qui pourrait inclure les populations concernées par les impacts sociaux. En effet, l'approche participative est intimement associée aux processus d'évaluation des impacts sociaux. Cela se justifie par le fait que les individus sont consultés au sujet des impacts les concernant (Canter, 1996, p. 502). En effet, la participation publique se définit comme l'engagement du public dans le processus de prise de décision (Robert, 1995, cité par André & al. 2003).

Bien que les principes associés à la durabilité (sauf la gouvernance) soient assez bien représentés par la gestion du cycle de vie qui se sert d'un grand nombre d'outils, cela est loin d'être le cas pour l'ACV. La principale dimension couverte par cet instrument est l'environnement. L'ACV se relève donc fondamentalement un outil de gestion environnementale. Dans le but de s'orienter tout de même vers un outil plus complet dans le cadre de son utilisation pour le développement durable, les praticiens proposent la prise en compte des incidences économiques des produits à travers le LCC. Bien que faisant l'objet d'une méthodologie distincte, le LCC constitue la contrepartie économique de l'ACV. Le LCC est actuellement réalisé séparément de l'ACV mais certains auteurs préconisent l'intégration de ces deux outils (Norris, 2001 et Shapiro, 2001).

Finalement, l'aspect le moins abordé dans le cadre de l'ACV est la composante sociale ainsi que la dimension participative lors de l'évaluation des impacts.

3.3. Les impacts sociaux

3.3.1. Nécessité de la prise en compte des impacts sociaux

Les termes « impacts sociaux » et « impacts socioéconomiques » sont généralement utilisés de façon interchangeable (Canter, 1996, p. 502). Ils sont définis de la façon suivante :

By social impacts, we mean the consequences to human populations of any public or private actions that alter the ways in which people live, work, play, relate to one another, organise to meet their needs and generally cope as members of society. The term also includes cultural impacts involving changes to the norms, values and beliefs that guide and rationalize their cognition of themselves and their society (ICGP, 1994).

Les impacts socio-économiques ont longtemps été négligés au profit des aspects techniques et environnementaux de l'activité industrielle. Les raisons en sont que ces impacts sont

généralement perçus comme arrivant rarement, étant invariablement négatifs et difficiles à mesurer (Cernea & Kudat, 1997).

L'objectif visé dans l'évaluation des impacts socio-économiques est entre autres l'augmentation de la qualité des projets (Mueller, 1998). De plus, l'évaluation des impacts sociaux est justifiée par le fait que chaque projet, qu'il soit public ou privé est un processus social (pas seulement un investissement commercial) qui met en jeu des acteurs sociaux (Cernea & Kudat, 1997, p.7). L'évaluation de ces impacts est donc nécessaire parce que l'activité économique est incrustée dans la société qui l'influence (Barth, 1996). Il s'agit également d'évaluer les risques et coûts sociaux des choix économiques.

Sur le plan théorique, la prise en compte des impacts sociaux se justifie selon plusieurs arguments. Selon Finsterbusch (1995) en effet, l'évaluation des impacts sociaux (ÉIS) peut être justifiée selon 7 paradigmes éthiques.

- L'utilitarisme : c'est la théorie du « plus de bien pour le plus grand nombre de personnes »; elle implique plus de bénéfices net. Si l'EIS permet la détermination des bénéfices et des coûts, elle donne l'information nécessaire au choix d'une politique utilitariste.
- Le *libertarian* : la valeur fondamentale de cette théorie est l'individu et ses droits; ce qui implique une limitation du rôle de l'État à la défense et au respect des lois. Dans une perspective un peu moins radicale, l'EIS permet d'évaluer les impacts des actions gouvernementales sur les populations et leurs droits et de déterminer ainsi les moyens de minimisation et de compensation.
- La théorie de la justice de Rawls implique un traitement équitable de tous les membres de la « société contractuelle » par les politiques. Cette théorie suppose l'offre de l'égalité des chances à tous ainsi que le support des coûts par les plus avantageés dans la société. L'ÉIS donne donc l'information nécessaire à une distribution équitable des coûts et bénéfices.
- L'approche marxiste consiste quant à elle à condamner l'exploitation des masses par les institutions sociales telles que le gouvernement qui est un exemple de producteur d'inégalités quand il agit en secret. L'ÉIS permet une imputabilité des actions gouvernementales et crée des inférences dans la reproduction d'un système inégal.

- Le fonctionnalisme : cette théorie juge les politiques selon leur capacité à améliorer le fonctionnement d'un système considéré. Les unités d'analyse sont les collectivités, l'État etc. et non les individus. L'ÉIS améliore le fonctionnement en fournissant de l'information pour une meilleure prise de décision et pour l'élaboration des projets.
- La démocratie : elle donne lieu à un partage équitable des connaissances; l'EIS permet alors de déterminer les impacts des décisions et facilite la participation du public, ce qui constitue un processus plus démocratique et fiable que les consultations publiques auxquelles sont associé un biais élitiste : l'ÉIS améliore le processus démocratique.
- Le pluralisme éthique : il implique la sélection de critères pertinents à évaluer sur deux bases : un processus politique juste et une procédure technique rationnelle. L'ÉIS permet de recenser tous les impacts significatifs.

Malgré l'importance de la prise en compte des considérations sociales, il est difficile de tenir compte de tous les impacts socio-économiques sur les personnes et les collectivités. Plusieurs auteurs proposent des catégories de variables pour l'évaluation des impacts socio-économiques. Nous avons retenu celui de Burdge cité par Canter (1996), l'un des plus complets.

Tableau 4 : Variables pour l'évaluation des impacts sociaux

Impacts sur la population <ul style="list-style-type: none">• Changement de la population• Entrée ou sortie de travailleurs temporaires• Présence de résidents saisonniers (touristes)• Relocalisation d'individus ou de familles• Changement de la composition de la population selon l'âge, le genre, la race ou l'ethnie
Arrangements entre communauté et institutions <ul style="list-style-type: none">• Création d'attitudes face au projet• Activité de groupes d'intérêt• Altération de la taille et de la structure du gouvernement local• Présence d'activité de planning et de <i>zoning</i>• Diversification industrielle• Accroissement des inégalités économiques• Changement de l'équité en emploi pour les groupes minoritaires• Changement des opportunités d'occupation
Conflits entre résidents locaux et nouveaux arrivants <ul style="list-style-type: none">• Présence d'une agence externe• Introduction de nouvelles classes sociales• Changement de l'orientation commerciale ou industrielle de la communauté• Présence de résidents de court terme
Impacts familiaux et individuels <ul style="list-style-type: none">• Modification des caractéristiques de vie et de mouvement journaliers• Hétérogénéité des pratiques religieuses• Altération de la structure familiale• Rupture des réseaux sociaux• Perceptions de santé et sécurité publique• Changement des opportunités de loisir
Besoins d'infrastructures de la communauté <ul style="list-style-type: none">• Changement des infrastructures de la communauté• Acquisition et disposition des terres• Effets sur la culture, l'histoire et l'archéologie connus

Burdge, 1987, p. 147 tiré de Canter, 1996, p. 503

Les facteurs décrivant l'environnement socioéconomique sont représentés par des variables multiples, inter-reliées ou pas. Ce sont des variables généralement non associées à l'environnement physico-chimique ou biologique; elles décrivent plutôt les relations et interactions humaines tout en mettant l'accent sur les changements associés à un projet mis en place ou à l'activité d'une entreprise effectuant l'évaluation. Les aspects considérés sont donc : la démographie et les conflits associés, les besoins infrastructurels, les conflits dans la communauté

et entre celle-ci et les institutions et finalement la modification de la structure familiale. Ces différentes variables sont considérées avant et après le projet ou l'activité à évaluer. En général, les conditions « après » font l'objet de prédictions.

Il peut être fait un parallèle entre les méthodes employées dans le cadre de l'évaluation des impacts sociaux et la technique d'évaluation sociale. Selon Mathews (1997), depuis les années 1970, la comptabilité a occupé un rôle de premier plan dans la transmission des informations sociales et environnementales. Cependant, ce type d'évaluation n'est pas reconnu dans le champ disciplinaire de la comptabilité notamment du fait qu'aucun paradigme n'appuie actuellement de manière conceptuelle la démarche d'évaluation sociale (St-Pierre, 2003). L'évolution des méthodes d'évaluation sociale n'est cependant pas en mesure de permettre la conciliation de l'approche empirique et du paradigme scientifique. Guba et Lincoln (1998) ont en effet présenté les quatre stades d'évolution des méthodes d'évaluation sociale, allant d'une approche quantitative à approche constructiviste, éminemment empirique. La première génération d'évaluation, proche de la comptabilité utilise des indicateurs quantitatifs dans le but d'évaluer des éléments qualitatifs. La seconde génération choisit la description tandis que la troisième inclut des éléments de jugement dans le but de compléter la description. La quatrième génération se fonde sur un nouveau paradigme constructiviste dans lequel les paramètres d'évaluation ne sont pas fixés à priori. Les préoccupations des parties prenantes sont intégrées et l'évaluation va à la recherche d'un consensus. Cette dernière approche correspond assez bien à l'approche participative préconisée par la CEQ (*Council on Environmental Quality*) depuis 1987 pour l'évaluation des impacts environnementaux (Canter, 1996, p. 588).

Il existe une multitude de méthodes utilisées pour l'évaluation des impacts sociaux. Il est possible de les classer selon deux approches principales :

- l'approche quantitative qui comprend des méthodes telles que les enquêtes quantitatives, l'analyse de données précédemment utilisées dans le cadre d'un projet, l'analyse des budgets familiaux etc.
- l'approche qualitative qui utilise des *focus groups*, des entrevues individuelles, des études de cas, la participation comme partie prenante à un atelier de travail, des *check-lists etc.*

Ces approches posent une fois de plus la question de l'objectivité dont se réclament les chercheurs de l'ACV; l'approche quantitative est en effet associée à des résultats objectifs tandis que l'approche qualitative est jugée subjective. Les problèmes associés à la quantification versus la qualification sont avant tout d'ordre scientifique. Les sciences biologiques et physiques apportent souvent une quantification précise de leur objet d'étude. Dans d'autres cas cependant, comme c'est souvent le cas en sciences sociales, la qualification de certains phénomènes ne peut être estimée, ce qui rend la quantification approximative ou impossible (Leduc & Raymond, 2000). Ce sont ces difficultés qui sont à l'origine de la difficile intégration des impacts socioéconomiques dans la méthodologie de l'analyse du cycle de vie. En effet, les méthodes d'évaluation d'impacts intégrant le critère environnement de travail fournissent généralement des résultats qualitatifs. Le tableau suivant en donne un aperçu.

Tableau 5 : Méthodes prenant en compte l'impact de l'environnement de travail

Méthode	Effets considérés ¹¹	Commentaires
Chem	Physiques Physiologiques Chimiques Biologiques Risques d'accidents	La méthode est basée sur les estimations d'exposition et les effets enregistrés. Elle donne lieu à un processus simplifié (<i>screening LCA</i>) et des résultats qualitatifs .
Dyno	Chimiques Risques d'accidents	C'est une méthode basée sur les estimations d'exposition et qui prend en compte seulement une partie du cycle de vie. Elle produit des résultats qualitatifs .
EDIP/UMI P	Physiques Chimiques Risques d'accidents	La méthode est basée sur les estimations d'exposition et les effets enregistrés. Elle effectue une LCA détaillée et produit des résultats quantitatifs .
IVF	Physiques Physiologiques Psychologiques Chimiques Risques d'accidents	La méthode est basée sur les mesures et estimations d'exposition et les effets enregistrés. Elle adopte une LCA complète et donne des résultats quantitatifs .
IVL	Physiques Physiologiques Psychologiques Chimiques Biologiques Risques d'accidents	La méthode est basée sur les mesures et estimations d'exposition et les effets enregistrés. Elle adopte une LCA simplifiée avec des résultats qualitatifs et quantitatifs .
MUP	Physiques Chimiques Risques d'accidents	La méthode est basée sur les estimations d'exposition. Elle emploie une LCA simplifiée et produit des résultats qualitatifs associé à une méthodologie de notation .
PVC	Physiques Chimiques Risques d'accidents	La méthode est basée sur les estimations d'exposition; adopte une approche simplifiée et donne lieu à des résultats qualitatifs .
STOE	Chimiques	C'est une méthode basée sur les estimations d'exposition; elle effectue une LCA partielle et donne des résultats quantitatifs .

LCANET, 1997

On peut remarquer que trois de ces méthodologies produisent des résultats qualitatifs; ce sont les méthodes : Chem, Dyno et PVC. Deux autres méthodes fournissent des résultats mixtes; il s'agit de : IVL et MUP. Les autres méthodes donnent des résultats quantitatifs : EDIP, IVF et STOE.

¹¹ Effets associés à l'environnement de travail.

Ce constat souligne la difficulté associée à l'évaluation quantitative des dimensions sociales. Cette difficulté constitue l'argument de prédilection des scientifiques réticents à l'inclusion des dimensions socio-économiques au sein de la méthodologie de l'ACV.

« Other type of arguments- economic, social and political- enter the discussion when decision makers use the overall information furnished by LCA to analyse the issue at stake » (PNUE.1996., p. 8).

L'approche purement biophysique qu'elle utilise est largement justifiée par les auteurs à travers la nécessité d'une approche scientifique et quantitative, ce qui permet d'obtenir une information objective lors de la prise de décision (PNUE.1996, SETAC. 2000).

Certains auteurs tentent cependant de combler cette lacune en suggérant l'intégration de cet axe délaissé au sein même de la méthodologie de l'ACV.

3.3.2. Perspectives méthodologiques : le social dans l'ACV

L'insertion des variables socio-économiques et culturelles, dans la méthodologie de l'analyse du cycle de vie est justifiée principalement par la littérature relative à l'évaluation des impacts environnementaux. La littérature relative à l'évaluation des impacts environnementaux produite principalement par Goodland & Mercier (1999) pour la Banque Mondiale, *l'Interorganizational Committee on Guidelines and Principles for Social Impact Assessment*. (1994), l'Association internationale de l'évaluation d'impacts (1999) et l'Agence canadienne d'évaluation environnementale (2001) entre autres permet de justifier la nécessité d'inclure des variables socio-économiques et culturelles. L'évaluation des impacts environnementaux se définit comme « une procédure qui permet d'examiner les conséquences tant bénéfiques que néfastes qu'un projet ou programme de développement envisagé aura sur l'environnement et de s'assurer que ces conséquences sont dûment prises en compte dans la conception du projet ou programme » (OCDE, 1992a, cité par André & al.). Elle trouve son origine aux États-unis en 1969 avec la promulgation de la politique nationale américaine (*National Environmental Policy Act*) (Leduc & Raymond, 2000; André & al. 2003). Elle est ensuite rendue obligatoire pour les pays en développement par les banques multilatérales de développement et la Banque mondiale; dans les pays développés, elle est exigée par plusieurs accords ou conventions (André & al. 2003). S'en tenant dans un premier temps à l'analyse des impacts environnementaux les études d'impact

environnementaux n'ont inclus les impacts sociaux qu'au début des années 70. Cette prise en compte fait suite à l'inclusion des dimensions socio-économiques dans le NEPA en 1973 et dans les règlements de la CEQ en 1979 (Canter, 1996). Ces modifications s'expliquent par l'élargissement du concept d'environnement humain.

Human environment shall be interpreted comprehensively to include the natural and physical environment and the relationship of people with the environment. This mean that social and economic effects are not intended by themselves to require preparation of an environmental impact statement. When an environmental impact statement is prepared and economic or social and natural or physical environmental effects are interrelated, then the environmental impact statement will discuss all of these effects on the human environment.
Canter, 1996, p.500

C'est cette compréhension qui est à la base de notre argumentaire pour l'inclusion des variables socioéconomiques dans l'ACV.

La communauté scientifique travaillant au développement et à la promotion de l'ACV reconnaît la nécessité d'adapter l'outil pour une meilleure prise en compte des diverses dimensions du développement durable. Ainsi, le PNUE préconise la prise en compte des trois dimensions, mais en dehors du cadre méthodologique de l'ACV. D'autres organisations telles que le réseau européen LCANET entrevoient une approche plus intégrée.

« Developement of tools combining the features of life cycle approach tools and specific process tools. New tools may integrate social and economic aspects in the LCA methodology » (LCANET. 1996. p. 8).

Au-delà des déclarations, quelques chercheurs ont proposé des méthodologies d'ACV visant à se rendre au-delà de la dimension environnementale. Ils considèrent en effet que l'intégration des aspects techniques, environnementaux, économiques et sociaux donne lieu à une consolidation des connaissances qui s'avère plus efficace lors de la planification et de la réalisation d'un projet que l'utilisation d'approches séparées (Cernea & Kudat, 1997, p. 7).

O'Brien et al. ont présenté un modèle intégrant à l'ACV environnementale des dimensions sociales dans un objectif de développement durable. Selon eux, l'approche actuelle privilégie les dimensions technologiques quantitatives au détriment des dimensions qualitatives sociales. L'ACV sociale et environnementale qui se définit comme «un outil analytique servant à décrire et à évaluer l'interaction entre les systèmes sociaux et technologiques tout au long du cycle de vie

d'un service » permet de remédier à ce biais. Cet outil permet d'établir les actions sociales ainsi que les techniques à adopter pour apporter un changement positif dans le cycle de vie industriel ou commercial à l'étude. L'objectif de l'ACV sociale et environnementale est d'offrir une approche structurée et flexible pour identifier les facteurs à réconcilier pour la stratégie et la planification des décisions pour une société durable. Ainsi, elle vise à fournir des techniques servant à combiner les évaluations environnementales et sociales de systèmes alternatifs pouvant satisfaire les besoins humains en termes opérationnels et stratégiques. Il s'agit d'établir une structure d'évaluation qui incorpore les aspects techniques et scientifiques ainsi que l'évaluation socio-stratégique de ces options. Sur le plan méthodologique, l'ACVSE comprend 5 étapes :

- la définition du problème environnemental et des objectifs,
- la détermination de la zone d'étude,
- l'inventaire et l'analyse des données (qui correspond à l'analyse d'inventaire dans l'ACV),
- l'évaluation de l'impact du processus (c'est la caractérisation et l'évaluation pour l'ACV),
- l'évaluation.

Bien que leur intégration donne lieu à une meilleure compréhension et description des impacts potentiels d'un cycle de vie y compris les facteurs sociaux clés, les 2 ACV (environnementale et sociale) ont des objectifs et des méthodologies indépendantes. Malgré les difficultés méthodologiques, la combinaison des deux approches permet d'obtenir un processus plus transparent et complet compte tenu du fait que les axes d'évaluation ainsi que les composantes des impacts sont spécifiés en termes techniques et selon le processus social dans lequel le système technique opère. Ainsi, l'ACV sociale et environnementale permet de réunir les différents aspects de la durabilité dans le but de produire une analyse complète et intégrée du développement industriel, économique et social.

Cependant, des problèmes demeurent : les ACV actuelles sont compliquées, impliquent l'utilisation d'un grand nombre de données, de techniques d'évaluation complexes, d'où la difficulté d'intégrer des considérations sociales. Malgré tout l'auteur, cette intégration s'avère indispensable:

Nonetheless, if sustainable development is understood as referring to the intersection of the technological, economic and social processes through which human transform their environment than research that commits itself to developing the methodological capacity to address each of these simultaneously will be increasingly necessary in the future. (O'Brien & al. 1996, p. 237).

Klöpffer (2003) abonde dans le même sens; selon lui, seules les méthodes basées sur le cycle de vie permettent une évaluation de la durabilité. Le problème qui demeure est celui de la méthodologie; il faut cependant garder en mémoire que les limites du système étudié doivent être compatibles et égales, que l'évaluation soit environnementale, économique ou sociale.

A lucid analysis of LCA and LCC with the aim of combining them to create an assessment tool for supply chain management has been presented by Rebitzer (2002). Including social assessment as proposed by O'Brien et al. could pave the way to a true sustainability assessment including the three main aspects of sustainable development. Although it seems difficult to combine concepts and data from so different fields as sociology and technology, it is clearly worth trying (Walter Klöpffer. 2003, p. 4)

On peut conclure des pratiques en vigueur pour l'analyse du cycle de vie que sur le plan de la définition, on est actuellement arrivé à un consensus quant aux composantes du développement durable : l'environnement, l'économique et le social et la gouvernance qui y est associée par l'intermédiaire de la participation. Le problème réside dans la pondération de l'importance accordée à ces axes dans les différentes activités. (Klöpffer. 2003. p. 2). Cependant, pour l'intégration des variables socio-économiques dans la méthodologie de l'ACV, l'option considérée à ce jour par les chercheurs est l'option quantitative, permettant une intégration complète des variables sociales dans l'ACV. Comme nous l'avons souligné, cette approche comporte des limites.

3.4. Proposition

Dans le but de faire de l'ACV un outil de développement durable, il est indispensable que les dimensions délaissées soient intégrées. Cette intégration fait l'objet de recherches assez avancées dans le cas de la composante économique mais nécessite des recherches plus poussées en ce qui concerne la composante sociale. Au regard des études réalisées dans le domaine, il semble que la difficulté soit essentiellement d'ordre méthodologique : la quantification des variables sociales. Cependant, l'approche quantitative proposée par les études sur l'intégration du social et défendue

par l'ACV présente quelques limites si l'on veut inclure les critères sociaux dans la méthodologie de l'ACV :

- la négligence des variables sociales compte tenu de la difficulté de modélisation
- l'homogénéisation des dimensions sociales spécifiques

Pour contourner cette difficulté, il serait intéressant de considérer les méthodes d'évaluation d'impacts socio-économiques existantes, notamment la possibilité de conserver l'approche qualitative pour ces variables en les répertoriant de manière systématique, c'est-à-dire tout au long des différentes étapes du cycle de vie, à travers une liste de contrôle (*check-list*).

Une fois toutes les dimensions du développement durable intégrées par l'ACV, quelle représentation du développement durable cet outil permettra-t-il la mise en œuvre?

3.5. L'ACV et la mise en œuvre du développement durable

Comme souligné dans sa définition et sa description, l'analyse du cycle de vie a pour objectif l'évaluation et la quantification de l'impact des ressources consommées et des déchets produits tout au long du cycle de vie d'un produit ou service. Ce faisant, elle vise à permettre aux entreprises qui s'en servent d'améliorer leur performance dans une perspective d'éco-efficacité. En effet, l'éco-efficacité est un concept qui a vu le jour lors de la conférence de Rio en 1992. Il s'agit selon le WBCSD, de "fournir des biens et services à des prix compétitifs qui satisfont les besoins humains et améliorent la qualité de la vie tout en réduisant progressivement les impacts écologiques et la consommation de ressources tout au long de leur cycle de vie". L'éco-efficacité consiste à : améliorer la performance écologique et économique, accroître la valeur en minimisant l'impact sur l'environnement et diminuer la croissance de l'utilisation des ressources naturelles. Ce sont des considérations allant dans le même ordre que les principes de l'écologie industrielle. Selon Joliet (2002), en effet, « l'analyse du cycle de vie des objets constitue l'un des outils dont l'objectif est la mise en œuvre du développement durable. Il participe de l'écologie industrielle qui peut, au travers d'une connaissance fine du métabolisme industriel, fournir les moyens d'un développement industriel respectueux de l'environnement et économe de ressources ».

Ainsi, l'ACV représente un outil de l'écologie industrielle et s'aligne donc sur la première perspective de mise en œuvre du développement durable, c'est-à-dire l'amélioration de l'efficacité du mode de développement actuel en passant par l'amélioration du processus de production. En effet, cet outil ne propose pas une modification du modèle de développement avec la diminution de la croissance de la production industrielle; elle prône la poursuite de la production avec la maîtrise de la pollution et l'économie de ressources. Cependant, même avec une amélioration des modes de production permettant de réduire l'utilisation de ressources et la production de déchets, une poursuite de la consommation risque de réduire à néant les efforts sur le plan de l'efficacité d'utilisation des ressources. En effet, si on améliore l'efficacité des systèmes techniques sans changer l'approche au développement, les gains seront naturellement absorbés par une augmentation du volume de production. La modification de la vision de la société par rapport à l'utilisation des ressources naturelles est alors essentielle pour permettre de progresser vers un développement durable. Bien que les labels d'éco-conception soient quelquefois basés sur l'utilisation de l'ACV, le changement proposé par les promoteurs de la consommation verte repose encore sur le principe de consommation.

Pour s'acheminer vers le développement durable, l'ACV est un outil utile étant donné que certains produits, tels que les produits alimentaires, restent indispensables à l'humanité. Cependant, il serait alors important qu'un tel outil, remanié pour tenir compte des différentes composantes du développement durable, puisse être associé à une réévaluation du mode de développement actuel, ce qui valoriserait quelques unes des pratiques proposées par la vision radicale du développement durable. C'est le mode de vie consumériste qui doit être remis en cause. Bien que très pertinent, l'ACV gagnerait à être jumelée à une approche telle que la simplicité volontaire qui constitue un changement permettant une remise en cause du mode de vie basé sur la consommation. En fait, la mise en œuvre du développement durable devrait emprunter un peu des deux approches généralement préconisées.

Conclusion

Créé à la suite de la crise énergétique des années 1970, l'analyse du cycle de vie connaît une popularité croissante auprès des chercheurs et des entreprises. Cet intérêt s'explique principalement, en ce qui concerne les chercheurs surtout, par la recherche d'outils susceptibles

de permettre la mise en œuvre du développement durable. Ainsi, passant de l'objectif d'économie des ressources naturelles, la minimisation de la production de déchets a été intégrée à l'outil. L'apport le plus important de l'ACV dans le cadre de la mise en œuvre d'un développement durable reste indubitablement la perspective de cycle de vie qui permet d'économiser les ressources et de résoudre les problèmes de pollution de manière définitive, évitant ainsi de les déplacer d'un point de la chaîne de production à un autre. Ainsi, la notion de responsabilité de la chaîne de production s'avère des plus pertinentes et demeure l'une des motivations les plus importantes pour l'utilisation de l'analyse du cycle de vie par les entreprises.

Dans le cadre de la mise en œuvre du développement durable cependant, l'ACV comporte encore quelques limites, l'outil se révélant définitivement un outil de gestion environnementale. Pour l'adapter, les autres dimensions du développement durable, soit l'économique, le social et la gouvernance sont progressivement intégrés. Les dimensions économiques sont considérées à travers le *life cycle costing*. Des tentatives d'intégration des dimensions environnementale et économique au sein de la méthodologie de l'ACV sont même à l'étude. Le parent pauvre de l'ACV reste la dimension sociale et avec elle la condition de la démocratie. Celle-ci est acceptée de manière générale comme élément indispensable à la prise de décision mais l'intégration des critères sociaux dans la méthodologie de l'ACV reste problématique, principalement selon les acteurs, pour des raisons d'objectivité compte tenu du caractère scientifique de l'outil. Quelques tentatives de modélisation des dimensions sociales ont été envisagées par quelques auteurs mais la difficulté de l'évaluation quantitative de certaines variables sociales reste entière (la valeur de la vie par exemple). De ce fait, il serait utile d'aborder la question dans le même sens que dans les études d'évaluation d'impact réalisées pour les grands projets. Il s'agirait alors de dresser une liste de contrôle systématique des critères sociaux. Cette liste serait considérée pour toutes les étapes du cycle de vie. Ainsi, sans aborder de front les questions méthodologiques associées aux critères sociaux, cette dimension pourrait être intégrée et considérée selon ses justes proportions, soutenant ainsi un peu mieux une prise de décision allant dans le sens de la durabilité.

Cependant, la prise en compte des différentes dimensions du développement durable par un outil tel que l'ACV pourra-t-elle permettre la mise en œuvre du développement durable? En s'efforçant d'améliorer l'efficacité du mode de développement actuel, l'ACV répond-t-elle

réellement à la problématique à la base du concept de développement durable? En effet, le concept de développement durable interroge le système de production ainsi que la pertinence des activités industrielles au regard des besoins sociaux. De ce fait, on peut se demander si la durabilité n'implique pas une modification profonde du système actuel basé sur la production et la croissance. Il faut cependant se méfier des visions associées à l'option radicale car tous les produits ne peuvent être éliminés sous peine de voir disparaître la vie sur terre. Ainsi, tout en adaptant l'ACV dans une optique de durabilité, il serait important de questionner notre système de développement industriel actuel dans le but d'identifier des solutions alternatives viables.

ANNEXE

Les méthodes d'évaluation d'impacts dans les analyses de cycle de vie

1. CML 1992

La méthode a été créée par l'Université de Leiden aux Pays-Bas. Elle prend en compte deux classes principales d'impacts : celles relatives à l'extraction de matières premières et à l'énergie consommée et celle relative aux émissions polluantes.

A. L'extraction de matières et l'énergie

- Abiotique se réfère aux sources d'énergie et aux métaux rares
- Biotique à trait aux plantes et animaux rares

B. La pollution

On considère ici la contribution des différentes émissions répertoriées dans les catégories d'impacts sélectionnés qui sont :

- Gaz à effet de serre
- Diminution de la couche d'ozone
- Toxicité humaine on prend en compte les émanations toxiques en provenance du sol, de l'air et de l'eau
- Écotoxicité : relative à la flore et à la faune
- Smog : dû à la création d'ozone
- Acidification
- Eutrophisation

Le logiciel Sima Pro qui utilise cette méthode (entre autres) a inclus 2 catégories :

- Odeurs
- Déchets solides

2. Eco-indicator 95

Cette méthode a été mise au point par la firme de Consultants Pré qui a également créé le logiciel Sima Pro. Elle diffère de la précédente en 2 points :

➤ la première se situe au niveau de la définition de 2 catégories d'impacts au sein de la classe pollution : l'écotoxicité et les effets de la toxicité humaine. Ils sont été remplacés par les catégories suivantes :

- Smog estival
- Smog hivernal
- Substances cancérogènes
- Impact des métaux lourds sur l'air et l'eau
- Pesticides

Les autres impacts sont :

- Effet de serre
- Perte de la couche d'ozone
- Acidification
- eutrophisation

➤ la seconde différence est la non prise en compte des impacts de l'extraction des métaux et des déchets solides. Cette omission s'explique par la définition de la méthode.

La méthode Eco-indicator est basée sur le principe *distance-to-target* qui considère la gravité d'un impact par rapport à une référence (*target*). Le terme de référence est déterminé selon les données environnementales européennes. Ainsi, les émissions sont prises en compte si le niveau de référence entraîne :

- 1 décès excédentaire sur 1 million de personnes par an
- la destruction de plus de 5% de l'écosystème en Europe
- l'occurrence des périodes de smog est très improbable

Ainsi, la diminution des ressources minérales ne causant ni la mort ni des dommages sur les écosystèmes, les impacts associés qui sont plutôt économiques et sociaux n'ont pas été pris en compte.

Il en est de même pour les déchets solides; ils n'entraînent pas de mort et n'ont qu'un faible impact sur les écosystèmes. Les émissions provenant de ces déchets sont cependant prises en compte. L'approche adoptée est également à l'origine du remplacement des 2 catégories d'impacts étant donné la difficulté de trouver des niveaux de référence.

3. Ecopoints 97¹²

Ce système a été développé par le Ministère Suisse de l'environnement (BUWAL). Il se base sur la pollution et présente les objectifs déterminés par la politique suisse. Comme la méthode Eco-indicator 95, il se base également sur la méthode *distance-to-target* à la différence que le terme de référence est déterminé par la politique environnementale suisse.

Il n'existe pas de catégorie d'impact, les impacts sont considérés individuellement, ce qui ne permet pas la prise en compte d'un nombre important d'impacts.

4. Eco-indicator 99

Cette méthode succède à celle de 95 et apporte deux modifications : la construction d'une procédure de pondération et la création de 3 classes de dommages auxquelles seront associés les différents impacts répertoriés. Ces 3 classes sont :

- Les dommages à la santé humaine exprimés en nombre d'années perdues ou passées dans une situation de handicap.
- Les dommages à la qualité de l'écosystème qui sont représentés par le nombre d'espèces perdues dans un certain espace durant une période déterminée.

¹² La seule version détaillée trouvée est en allemand, ce qui ne nous a pas permis une description plus approfondie de cette méthode.

- Les dommages aux ressources exprimées comme le surplus d'énergie nécessaire dans le futur pour l'extraction des métaux et fossiles (compte tenu de leur raréfaction).

Le modèle est appliqué aux catégories d'impacts suivants :

Émissions

- Substances cancérogènes
- *Respiratory organics*
- *Respiratory inorganics*
- Changements climatiques
- Radiations
- Perte d'ozone
- Ecotoxicité
- Acidification/eutrophisation

Utilisation des terres : impact sur les espèces

Perte des ressources : surplus d'énergie nécessaire

- Minéraux
- Fossiles

5. CML 2 baseline 2000

Cette méthode est une mise à jour de la méthode CML 1992. Elle provient également de l'Université Leiden des Pays-Bas. Elle adopte une approche *problem-oriented*. Elle procède à un regroupement des catégories d'impacts en 3 groupes :

- A. Les catégories d'impacts de base : elles sont incluses dans toutes les ACV; elles sont généralement extraite de la liste de catégories d'impact établie par le SETAC (*Working Group on Impact Assessment*). Ces catégories d'impact se caractérisent par l'existence d'une méthode de caractérisation.
- B. Les catégories spécifiques à l'étude existent mais ne sont pas systématiquement prises en compte dans les ACV. Ces catégories comprennent les impacts qui méritent d'être pris en compte dépendamment de l'objectif et de l'étendue de l'étude et pour lesquelles des données sont disponibles. Il faut également que l'on puisse disposer d'une méthode de caractérisation de ces impacts.
- C. Les autres catégories : pour ces impacts, il y a une indisponibilité d'indicateurs opérationnels donc, ils ne sont pas pris en compte

Catégorie A

- la perte des ressources abiotiques
- Impact sur l'utilisation des terres
-land competition
- les changements climatiques
- la perte de l'ozone stratosphérique

- la toxicité humaine
- l'écotoxicité en eau douce
- écotoxicité marine
- écotoxicité terrestre
- formation de photo-oxidants
- acidification
- eutrophisation

Catégorie B

- Impact sur l'utilisation des terres
- perte des fonctions *life support*
- perte de biodiversité
- Écotoxicité
- écotoxicité des sédiments en eau douce
- écotoxicité des sédiments marins
- Impact des radiations *ionisantes*
- Odeurs (air)
- Bruits
- Déchets (*waste heat*)
- Dommages

Catégorie C

- Perte des ressources biotiques
- Dessiccation
- Odeurs (eau)

6. EPS 2000 *default*

Cette méthode qui signifie *Environmental Priority Strategies in product design* est *damage-oriented* et a été créée par l'Université de Chalmers. Elle utilise l'approche *willingness to pay*, c'est-à-dire la capacité à payer comme mesure monétaire. C'est une mise à jour de la version 1996. Les catégories d'impacts sont :

- La santé humaine
- Espérance de vie
- morbidité sévère et souffrance
- morbidité
- nuisance sévère
- nuisance
- La capacité de production des écosystèmes
- capacité de production récoltes
- capacité de production de bois
- capacité de production de poisson et viande
- capacité de base *cat-ion*
- capacité de production de l'eau d'irrigation
- capacité de production de l'eau potable

- Le stock de ressources abiotiques
 - perte des éléments de réserve
 - perte des fossiles de réserve (gaz naturel)
 - perte des fossiles de réserve (pétrole)
 - perte des fossiles de réserve (charbon)
 - perte des réserves minérales
- La biodiversité
 - Extinction des espèces
- Les valeurs culturelles et récréatives (changements survenus difficiles à décrire par des indicateurs généraux à cause de leur spécificité et de leur nature quantitative, définis selon les cas uniquement).

Les méthodes suivantes incluent le critère environnement de travail¹³

7. EDIP/UMIP 96

La méthode EDIP signifie *Environmental Design of Industrial Product*; elle a été créée par le *Technical University of Denmark*. Elle comprend les impacts suivants :

- Le réchauffement global
- La perte de la couche d'ozone
- La création d'oxone
- L'acidification
- L'eutrophisation
- La production de déchets
- L'écotoxicité
- La toxicité humaine
- La production d'eaux usées ressources (catégorie à part)
- L'environnement de travail

8. **Chem** : Chemiewinkel Uva, crée par l'université d'Amsterdam

9. **Dyno**: crée par le *Oestfold research foundation* de Norvège

10. **IVF**; crée par *The swedish institute of production engineering research*, Suisse

11. **IVL**; *Swedish environmental research institute*, Suisse

12. **MUP**; crée par la firme dk-TEKNIK du Danemark

13. **PVC**; crée par le *Danish technological Institute*, Danemark

14. **STOE**; crée par le *Oestfold research foundation* de Norvège

¹³ L'information concernant la méthodologie de ces méthodes d'évaluation d'impact n'est disponible ni en français ni en anglais.

Bibliographie

Analyse du cycle de vie

Christiansen K (ed.) (1997). "Simplifying LCA: Just a Cut?" SETAC EUROPE LCA Screening and Streamlining Working Group. Final report, March 1997.

DK-TEKNIK energy & environment. 2002. "Life Cycle Assessment (LCA): A guide to approaches, experiences and information sources"; http://www.dk-teknik.dk/ydelsel/miljo/LCA%20guide/3rd_ed/kap00.htm; consulté le 7 juillet 2003

Environmental Protection Agency and Science application international corporation. 2001. « LCA 101- Introduction to LCA »; www.epa.gov/ORD/NRMRL/lcaccecc/lca101.htm

Hendrickson & al. 1998. "Economic Input Output Models for environmental life cycle assessment"; *Environmental Science and Technology*, Vol 32, ni 7, pp. 184-191

Hunkeler D. & Rebitzer G.. 2003. "Life cycle costing, paving the road to sustainable development?" *International journal of LCA*, 8 (2) pp. 109-110

ISO 14040. 1997. "Environmental management- Life cycle assessment-Principles and framework"; ISO

Khalil K.1999. Analyse du cycle de vie : problématique de l'évaluation des impacts; techniques de l'ingénieur; <http://www.techniques-ingenieur.fr/affichage/disintro.asp?Ngcmid=G5610&introid=729779&pdfid=729778>

Konrad Saur & al. 2003. « Draft Report of the LCM definition Study »; UNEP/SETAC Life Cycle Initiative; 64 p.

LCANET. 1996. "Expert meeting in relation to impact assessment and interpretation" www.leidenuniv.nl/interfac/cml/lcanet/expert3b.htm consulté le 24/02/03

LCANET. 1996. « Definition document »; www.leidenuniv.nl/interfac/cml/lcanet/defindoc.htm consulté le 24/02/03

Margareta Lundin. 2000. «Life cycle thinking in developing sustainable development indicators for urban water systems" Working group 3 meeting of COST Action 624, Dundee, March 9th and 10th 2000; 10 p.

MARKOVIC, V.1998. "Editorial : Future SETAC-Europe LCA Activities- A Personal View". *International journal of LCA* 3 (1) p.1.

Norris, A. 2001."Integrating life cycle cost analysis and LCA"; *International Journal on Life Cycle Assessment* 6(2), 118-120

O'Brien, M., A. Doig, et al. (1996). "Social and Environmental Life Cycle Assessment (SELCA) Approach and Methodological Development." *International Journal on Life Cycle Assessment* 1(4): 231-237

PNUE.1996. "Life cycle assessment: what it is and how to do it"; United Nations, 91 p.

SETAC and PNUE. 2002. "The life cycle Initiative" *UNEP/SETAC Co-operation on best available practice in life Cycle Assessment (LCA)*;

SETAC/PNUE. 2003. « Partenariat international sur le cycle de vie »; 2 p., http://www.uneptie.org/pc/sustain/reports/lcini/LCIni_Flyer03%20fr.pdf, consulté le 9 septembre 2003

Shapiro, G. K. 2001. "Incorporating Costs in LCA", *International Journal on Life Cycle Assessment* 6(2), 121-123

Specialty Steel Industry of the United States. 2003. "Life Cycle Costing Program"; <http://www.p2pays.org/ref/01/00047/7-07.htm>, consulté le 15/07/2003

Stewart, J.R, and al. 1999. " Life cycle assessment as a tool for environmental management" *Clean Products and Processes*, no1 pp. 73-81

Stewart, M.; 2001. "The Application of Life Cycle Assessment to Mining, Minerals and Metals" report of the Workshop on LCA, 9-10 August 2001, New York; *Working paper No 203*, 68 p.; prepared for Mining, Minerals and sustainable Developement; IIED and WBCSD;

Tietenberg, Tom. 1992. "Environmental and natural resource economics"; Third edition; Harper Collins; Compte rendu de livre; <http://dieoff.org/page25.htm>, consulté le 28 août 2003

UNEP. 2003. "Life cycle thinking as a solution"; 3 p., consulté le 9 septembre 2003 <http://www.uneptie.org/pc/sustain/lcinitiative/background.htm>,

Walter Klöpffer. 2003. "Life cycle based methods for sustainable product development" *The international journal of LCA*, 8 (3), pp. 157-159

Développement durable

Brodhag, Christian. 2000. « Gouvernance et évaluation dans le cadre du développement durable »; Atelier gouvernance, colloque : Europe villes et territoires, Lille, 3 et 4 novembre 2000

Brundtland, Gro Harlem. 1987. « Introduction » in *Notre avenir à tous*. Commission mondiale sur l'environnement et le développement, p. xix-xxvii. Montréal

Gendron, C. 2001. « Des entreprises vertes? »; *Possibles*, Essais et analyses, Hiver

Gendron C. 2001. « Éthique et développement économique : le discours des dirigeants sur l'environnement », Thèse de doctorat, Université du Québec à Montréal, 480 p.

Gendron C. et Revéret J-P. 2000. « Le développement »; *Économie et Sociétés* no 37, Septembre, 14 pages

Gendron C. et Revéret J-P. 2002. « Le développement durable : slogan creux ou théorie visionnaire? »; *Le Devoir*; Samedi 29 et Dimanche 30 Juin, B10

Gendron C. et Revéret J-P. 2002. « Le développement durable : slogan creux ou théorie visionnaire? »; *Le Devoir*; Samedi 29 et Dimanche 30 Juin, B10

Ministère de l'écologie et du développement durable (2002). France <http://www.environnement.gouv.fr/international/johannesburg2002/fich4.htm#hautpage>; consulté le 14 août 2003

Sachs, Ignacy, 1974. " Ecodevelopment", *Ceres*, vol. 17, no. 4.

Suren Erkman. 1998. « Vers une écologie industrielle : comment mettre en pratique le développement durable dans une société hyper-industrielle ». Éditions Charles Léopold Mayer, 147 pages

Vaillancourt, J.-G. 1994. « Penser et concrétiser le développement durable » dans *Écodécision*, no 15, p. 24-29.

Vaillancourt, Jérôme. 1998. « Évolution conceptuelle et historique du développement durable »; *Rapport de recherche*, 22 p., Regroupement national des conseils régionaux de l'environnement du Québec, <http://www.mncreg.org/pdf/Rapport%20DD.pdf> consulté le 10 septembre 2003

Vivien Franck-Dominique. 2003. « Rencontre du troisième type...d'écosystème ou quand l'écologie devient industrielle », *Innovations, Cahiers d'économie de l'innovation* no 18, 2003-2. pp. 43-57

Wackernagel Mathis & Rees Williams. 1996. « Notre empreinte écologique »; Éditions Écosociétés, Montréal, 207 p.

Weizsacker & al. 1997. «Facteur 4 »; Edition Terre Vivante; 320 p.

Évaluation sociale et environnementale

ACEA. 2001. « L'évaluation environnementale: un outil crucial de développement durable”; 32p. Ottawa

André, P., Deslisle, C., Revéret, J-P. 2003. « L'évaluation des impacts sur l'environnement : processus, acteurs et pratiques pour un développement durable »; Presses internationales Polytechnique; 519 p.

Canter, L. 1996. *Environmental Impact assessment*. University of Oklahoma, 660 p.

Cerneia & Kudat. 1997. “Social assessment for better development: case studies in Russia and Central Asia”; *Environmental sustainable development studies and monographs* no 16; The world Bank, 207 p.

Finsterbusch, K. 1995. “In praise of SIA, a personal review of the field of social impact assessment: feasibility, justification, history, methods and issues” pp.13-40, in *Évaluation des impacts sociaux: vers un développement viable* ? sous la direction de Christine Gagnon

Goodland R. & Mercier J-R. 1999. “L'évolution de l'évaluation environnementale à la Banque Mondiale : de « L'Approbation » aux résultats »; Série gestion environnementale, *Environment Department Papers*, Paper No. 67

Guba, E & Lincoln Y. 1989. « The coming of age of evaluation ». in *Fourth Generation Evaluation*, p. 21-49. Newbury Park: Sage Publication.

IAIA & IEA, UK. 1999. “Principles of environmental impact assessment best practice”; <http://www.iaia.org/Publications/Principles%20of%20IA.PDF>, consulté le 15 mars 2003

Interorganizational Committee on Guidelines and Principles for Social Impact Assessment. 1994. “Guidelines and principles for social impact assessment”; US Department of Commerce; <http://www.iaia.org/>, consulté le 14 mars 2003

Joyce S. & Macfarlane M. 2001. "Social impact assessment in mining industry: current situation and future directions"; *Working paper No 46*, 28 p.; prepared for Mining, Minerals and sustainable Developement; IIED and WBCSD;

Leduc, Gaétan A., Raymond, Michel. (2000). « L'évaluation des impacts environnementaux : un outil d'aide à la décision »; Edt. MultiMondes, 403 p.

Matthews, M.R. 1997. "Twenty-Five Years of social and environmental Research. Is there a Silver Jubilee to celebrate?" *Accounting, Auditing & Accountability Journal*, Vol. 10, no 4, p. 481-531

Morris, P. & Therivel R. 1995. *Methods of environmental impact assessment*, Oxford Brookes University, 378 p.

Saint-Pierre, Julie & al. 2003. "Évaluation sociale et responsabilité sociale des entreprises" *Recueil de texte CÉH/RT-10-2003*

Warhurst, A. 1998. "Corporate social responsibility and the mining industry"; Presentation to euromines; International Centre for the Environment, Mining and environment research Network 27p.

**CHAIRE de responsabilité
sociale et de
développement durable**
ESG UQÀM

École des sciences de la gestion | Université du Québec à Montréal
Case postale 6192 | Succursale Centre-Ville | Montréal (Québec) | H3C 4R2
Téléphone : 514.987.3000 #6972 | Télécopieur : 514.987.3372

Adresse civique : Pavillon des sciences de la gestion | local R-2885
315, rue Sainte-Catherine Est | Montréal (Québec) | H2X 3X2

Courriel : ceh@uqam.ca | Site web : www.ceh.uqam.ca

ISBN 2-923324-29-3
Dépôt Légal – Bibliothèque nationale du Québec, 2005