

Académie des Technologies – Les Analyses de Cycle de Vie

Table des matières

<i>INTRODUCTION (Paul Caseau)</i>	4
A qui est destiné le rapport?	5
Quel est l'objectif du rapport ?	6
Plan du rapport	6
<i>Chapitre 1 : HISTORIQUE, METHODOLOGIE ET USAGE DES ACV (Didier Gauthier, Hervé Mazéas, Henri Lecouls)</i>	8
1. Historique	8
2. La méthodologie utilisée dans les ACV	10
3. Les usages des ACV	15
4. Un exemple d'ACV : le cas d'une dalle de faux plafond	16
5. Conclusions du chapitre 1.....	21
<i>Chapitre 2 : LOGICIELS ET BASES DE DONNEES (Serge Sidoroff)</i>	22
Logiciels.....	22
Données d'inventaire	29
Conclusions du chapitre 2.....	34
Bibliographie du chapitre 2.....	34
<i>Chapitre 3 : Les ACV entre Comptabilités Matières et Aides à la Décision (Paul Caseau)</i>	36
1 - Difficultés "classiques" liées à l'affectation des flux dans les inventaires.....	36
2 - Le passage au raisonnement comparatif, "en différentiel"	37
3 - Le raisonnement différentiel et les flux-matières de la macroéconomie	37
4 - La prise en compte des décalages dans le temps	39
5 - Quelques conclusions du chapitre 3.....	39
<i>Chapitre 4 : ACV et Evaluation des Impacts (Paul Caseau)</i>	41
Position du problème : les trois fonctions F, G, H.....	41
La fonction F, comme "Fate Analysis"	43
Problèmes spécifiques des modèles permanents	44
Le problème central : les émissions ne sont pas permanentes	44
La fonction H, Dose - Effet, et la Santé humaine.....	45
La fonction H : L'Ecotoxicologie	47
La fonction G et le "remontage" global.....	48
Récapitulation des critiques concernant F, G, H, et leur composition/intégration.....	49
Quelques cas plus ou moins bien traités	52

Eléments de conclusion.....	55
Liste des abréviations du chapitre 4.....	58
Bibliographie du chapitre 4.....	60
<i>Chapitre 5 : Hiérarchisation et Décision (Paul Caseau)</i>	62
1 - Difficultés dans l'évaluation monétaire des impacts	63
2- Le calcul des coûts d'évitement	65
3- L'étape finale: la "normation" et le choix.....	66
4- Conclusion du chapitre 5.....	68
Bibliographie du chapitre 5.....	69
<i>Chapitre 6 - ACV : recherche et enseignement (Nadia Boeglin)</i>	71
Aperçu du développement de l'ACV au niveau international	71
Caractéristiques des activités de recherche en matière d'ACV.....	75
Les activités d'enseignement ?.....	77
CONCLUSIONS - CONSTATS – RECOMMANDATIONS	81
Phase 1 - Définitions et Inventaires	81
Phase 2 - Etude des impacts	83
Phase 3 - Interprétation et Décision	84
4 - Remarques finales	88

Liste des encarts

Encart 1 : Définition de l'objectif et du champ de l'étude.....	11
Encart 2 : Inventaire	13
Encart 3 : Encadrement normatif du processus ACV.....	14
Encart 4 : Bref panorama des logiciels d'ACV.....	24
Encart 5 : Le cas Suédois et le projet SPINE	33
Encart 6 : Le format SPOLD.....	33
Encart 7 : Evaluation du dommage global dû à une variation de concentration de polluant.....	57
Encart 8 : Evaluation du dommage dû au bruit des transports.....	58
Encart 9 : Supports choisis pour le recensement des acteurs	80
Encart 10 : La politique intégrée des produits (PIP)	85

Liste des tableaux

Tableau 1 : Historique de l'utilisation des ACV	10
Tableau 2 : Référence d'analyses de cycle de vie réalisées au niveau national.....	16
Tableau 3 : Dalle de faux plafond – Résultats d'inventaire : consommation de ressources énergétiques	18
Tableau 4 : Dalle de faux plafond – Résultats d'inventaire : Consommation de ressources non énergétiques (extrait)	19
Tableau 5 : Dalle de faux plafond – Résultats d'inventaire : Emissions atmosphériques	19
Tableau 6 : Dalle de faux plafond – Résultats d'inventaire : Effluents liquides.....	20
Tableau 7 : Dalle de faux plafond – Résultats d'inventaire : Production de déchets	20
Tableau 8 : Prix de quelques logiciels du marché (d'après ÖBU).....	26
Tableau 9 : Profils d'évaluation des impacts pour deux conceptions de réfrigérateurs.....	63
Tableau 10 : Virtual Pollution Prevention Costs relatifs à sept catégories d'impacts environnementaux	65
Tableau 11 : Profil d'évaluation d'impacts normalisés de deux conceptions de réfrigérateurs	67

Liste des figures

Figure 1 : Flux entre Nature et Société	4
Figure 2 : les phases d'une Analyse de Cycle de Vie selon la norme ISO 14040.....	7
Figure 3 : Diagramme des flux du cycle de vie d'une dalle de faux-plafond acoustique	18
Figure 4 : Classification des modèles utilisés dans les ACV selon McKone	22
Figure 5 : les 17 critères utilisés par EDF pour comparer les logiciels d'ACV.....	28
Figure 6 : l'évaluation des impacts selon la méthode "Eco-Indicator 99"	42
Figure 7 : les compartiments environnementaux du modèle EUSES.....	43
Figure 8 : variation du % d'individus potentiellement affectées en fonction de la variation de la concentration d'un polluant (1 ^{er} exemple)	47
Figure 9 : variation du % d'individus potentiellement affectées en fonction de la variation de la concentration d'un polluant (2 nd exemple)	47

LES ANALYSES DE CYCLE DE VIE

INTRODUCTION (Paul Caseau)

Lorsqu'on veut **étudier** les relations entre l'homme et son environnement, il est commode de se référer à un schéma qui sépare deux ensembles : la "Nature" (elle-même constituée de sous-ensembles) et la "Société". Entre ces deux blocs on peut identifier 4 flux d'échange (Figure 1).

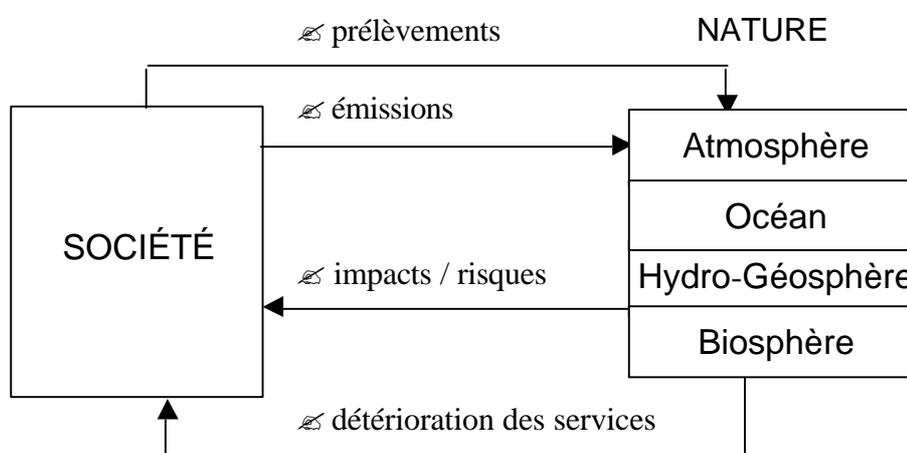


Figure 1 : Flux entre Nature et Société

La Société effectue des "prélèvements" (en matière et en énergie). Elle est également responsable "d'émissions" de toutes sortes. Ces deux flux constituent les "services que la Nature rend à la Société". Ce faisant, l'état interne des quatre compartiments qui constituent la Nature change. Il en résulte une modification, et en général une détérioration, des services rendus à la Société, et de leur rapport performance-prix. Il en résulte également des impacts (risques) sur la Société, et sur la santé humaine en particulier.

Etudier l'ensemble du Schéma de la Figure 1 et des boucles qui le composent peut paraître hors de portée aujourd'hui. C'est pourquoi, lorsqu'on a voulu diminuer les perturbations que la Société apportait à la Nature (ce qu'on appelle les "perturbations d'origine anthropique"), la première approche a consisté à se placer à l'interface entre les deux blocs, et à diminuer les flux, en particulier le second. Diminuer ces flux veut dire, en première étape, réglementer par des normes, et taxer les "émissions". En deuxième étape, cela veut dire développer des solutions industrielles de filtrage ou de dépollution. C'est ce qu'on a appelé l'approche "**end of pipe**".

Bien que cette approche ait donné beaucoup de résultats, elle est aujourd'hui l'objet de critiques générales et convergentes. On lui reproche d'être :

- **Cloisonnée**, et donc susceptible de donner naissance à des effets pervers. Les flux qui sont limités à un endroit s'échapperont par un autre. Telle action de correction engendrera des effets secondaires plus sérieux encore, etc ...
- **Contraire à l'innovation**, car s'exerçant sous forme de contrainte, à la fin des processus industriels, sans prendre en compte leur logique globale
- **De plus en plus chère**, ce qui est le résultat des deux reproches précédents, ainsi que de la complexité croissante du système des interdictions.

Ce sont ces critiques qui ont conduit à entreprendre l'étude détaillée des flux de matière et d'énergie au sein de la Société. Ces études, qui doivent permettre de savoir comment se forment les flux, portent sur

les processus industriels pris dans leur ensemble, depuis la fabrication jusqu'à l'usage et à la destruction finale des produits. Ce sont les « **Analyses du Cycle de vie** »

Ce type d'analyse rejoignait d'autres traditions scientifiques consacrées à l'étude des comptabilités matière-énergie au niveau continental ou mondial. Il débouchait également sur l'étude du cycle complet de certains composants particulièrement importants pour l'évolution de la Biosphère (carbone, eau, azote, phosphore, soufre ¹). Un rapport récent du National Research Council, "Grand Challenges in Environmental Sciences", retenait, parmi huit défis majeurs, l'étude des cycles des systèmes industriels (à peu de choses près, les ACV), et celle des cinq cycles liés à la Biosphère cités plus haut.

D'autres considérations plaident pour la mise au point d'un (ou de plusieurs) outils d'analyse. C'est, en particulier, le besoin d'un meilleur dialogue entre les différents acteurs de la Société, et le besoin ressenti par ces acteurs de disposer d'une méthodologie d'évaluation des impacts de l'activité industrielle (des quatre flux qui figurent sur le schéma présenté plus haut). Ce que résume la déclaration faite par Klaus Töpfer, Directeur de l'UNEP :

"De plus en plus, les consommateurs s'intéressent au monde situé derrière le produit qu'ils achètent. Penser en termes de Cycle de Vie signifie que chacun, dans la chaîne de vie d'un produit "du berceau à la tombe", a une responsabilité et un rôle à jouer, en tenant compte de tous les effets externes. A toutes les étapes du cycle de vie, les impacts doivent être examinés de façon approfondie, pour aboutir à des décisions réfléchies sur les modes de production et de consommation, sur les règles globales et sur les stratégies de gestion."

Bien que dessiné de façon très rapide, ce tableau permet de voir dans quel contexte sont nées les ACV. Il explique le désir qu'a éprouvé l'Académie des Technologies de disposer d'un rapport précisant la place qu'occupent aujourd'hui les ACV, les problèmes rencontrés, et les progrès possibles. C'est ce rapport qui est présenté ici.

A qui est destiné le rapport?

Quatre familles d'acteurs sont, à des titres divers, concernés par le développement des Analyses de Cycle de Vie:

- Les praticiens des ACV, qui ont beaucoup œuvré pour la mise au point des méthodes, et pour leur normalisation. Plus généralement, le monde de la recherche en environnement, dont la responsabilité devient essentielle lorsque la question des impacts est abordée.
- Les entreprises, qui ont largement accompagné les premiers développements de la discipline. Aujourd'hui, elles peuvent assurer sa généralisation, ou au contraire se détourner de l'outil, si elles considèrent qu'il est trop difficile à utiliser, ou mal adapté à leurs besoins.
- Les Pouvoirs Publics sont les interlocuteurs des deux groupes précédents. D'une part, ils peuvent soutenir et orienter l'effort de recherche. D'autre part ils peuvent, dans leur dialogue avec les entreprises, utiliser largement les ACV et leur faire jouer le rôle de "juge de paix". Enfin, bien que la méthodologie des ACV soit très spécifiquement centrée sur le cycle "du berceau à la tombe" des produits, nous verrons que des méthodes comparables peuvent être appliquées aux comptabilités

¹ On peut d'ailleurs remarquer que, si le "souci de l'environnement" se focalise plutôt sur les quatre flux situés à l'interface Nature-Société sur le schéma 1, le souci du Développement Durable s'intéressera tout autant, voire davantage, aux cycles complets et à leur évolution à long terme. Dire qu'un développement est "durable" c'est, à peu de choses près, dire que les cycles sont stables, et qu'ils ne conduisent pas à des disparitions dans certains compartiments, et à des accumulations dans d'autres (Métaux lourds dans le sol ou dans l'océan, carbone dans l'atmosphère).

environnementales de niveau régional, national, ou européen. Ce qui est, évidemment, du ressort des Pouvoirs Publics.

- Le dernier groupe est constitué par les "parties prenantes (stakeholders)" des questions d'environnement, c'est-à-dire par tous ceux qui sont concernés par l'impact des produits, et par les associations qui les représentent. Pour donner quelques exemples, il s'agit aussi bien des lecteurs de "Que choisir" ou de "60 millions de consommateurs", que des nombreuses Associations de Pêche. Pour tous ces acteurs du débat environnemental, les ACV peuvent être, soit un outil pour plus de clarté, soit un obstacle et une source d'opacité si les règles sont peu claires ou mal comprises.

Quel est l'objectif du rapport ?

Le rapport a été écrit en pensant aux quatre groupes qui viennent d'être cités, et au dialogue qu'ils poursuivent à l'occasion de toutes les "questions sensibles", qui sont aussi, le plus souvent, des questions insuffisamment étudiées. Il décrit donc la méthodologie, et les divers perfectionnements dont elle s'est enrichie. L'accent est mis, aussi bien dans les cinq chapîtres de présentation que dans la conclusion, sur les obstacles qu'elle rencontre et sur les différentes voies de progrès.

Cela signifie que ce rapport n'est ni une présentation de la méthodologie telle qu'elle a été fixée par les quatre normes ISO 14040 - 14041 - 14042 - et 14043, ni un manuel décrivant une méthode et ses fondements scientifiques. Il existe d'excellents textes de ce type, et en particulier ceux qui proviennent des Pays-Bas. On ne peut pas ne pas citer l'ouvrage très complet "Life Cycle Assessment - An operational guide to the ISO standards" que vient de publier une équipe de chercheurs des Universités de Leiden, Amsterdam, et Delft, sous la direction de J. B. Guinée. Si le rapport de l'Académie ne s'était adressé qu'aux praticiens, il aurait constitué une paraphrase de ce type d'ouvrage.

Mais son objectif est tout différent. Il s'adresse aux quatre groupes, sans distinction, pour leur proposer, non seulement un état des lieux, mais un plan de travail.

En effet, il ne faudrait pas croire que la méthodologie des ACV puisse en rester au point qu'elle atteint aujourd'hui. Beaucoup de travail est nécessaire, avant qu'un acteur isolé", qu'il s'agisse d'une entreprise, d'un groupe de défense de l'environnement, ou d'un responsable politique, puisse obtenir facilement une évaluation de l'impact d'un produit, et surtout comparer deux produits entre eux. C'est pourquoi le rapport insiste sur les difficultés et les limites, et sur la nécessité d'un important travail collectif.

Plan du rapport

Le plan du rapport est simple, car il suit le schéma adopté par les normalisateurs, schéma qui est présenté Figure 2.

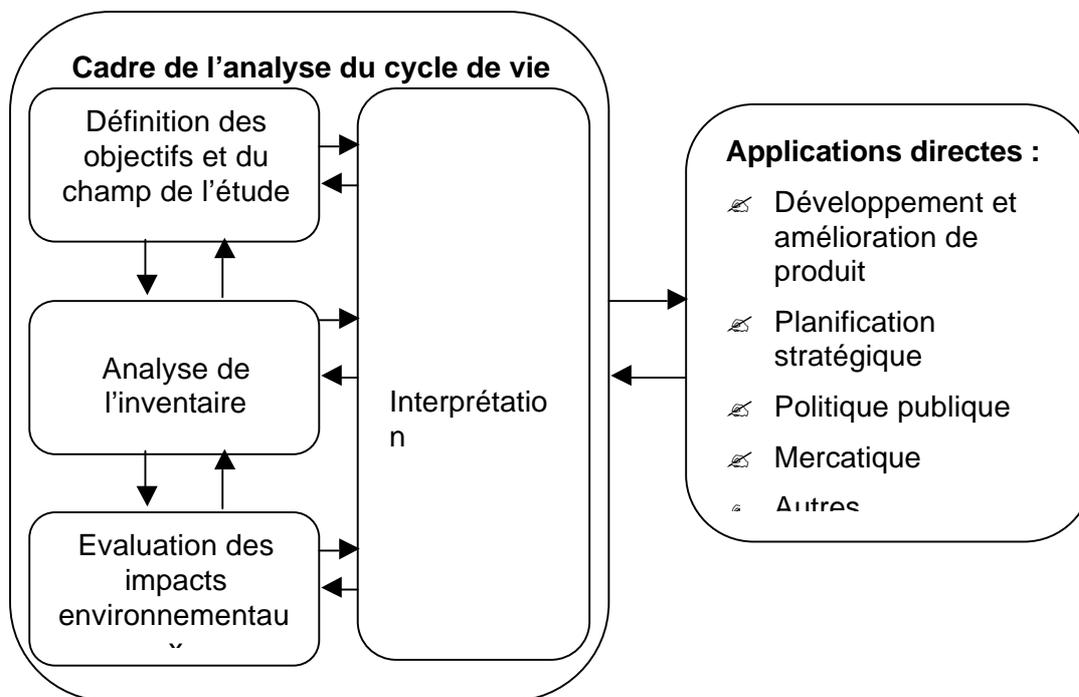


Figure 2 : les phases d'une Analyse de Cycle de Vie selon la norme ISO 14040

La **première phase** (Chapîtres 1, 2, et 3) concerne la fixation du périmètre de l'ACV, et la comptabilité (inventaire) des différents flux. On verra qu'elle comporte une difficulté méthodologique (comment définir de façon satisfaisante le périmètre de l'analyse) que la profession a bien résolue, et une difficulté pratique (comment disposer de toutes les données nécessaires lorsqu'on fait appel à des processus extérieurs à l'entreprise), que la profession n'a pas encore surmonté.

La **deuxième phase** (Chapitre 4) concerne l'évaluation des impacts. Si on oublie ce que les ACV ont de spécifique (le choix d'un périmètre qui englobe le cycle de vie), on voit que le problème des impacts est une constante de toutes les méthodes d'évaluation des impacts. On s'attendrait donc à ce qu'il soit traité de façon très complète. Mais, en fait, il est d'un tel niveau de complexité qu'un gros travail de recherche, de mesures et de modélisation est nécessaire.

La **troisième phase** (Chapitre 5) concerne les processus de décision, de choix entre des produits ou des filières, qui concluent les démarches d'ACV. Beaucoup de divergences, voire de polémiques apparaissent alors, et les normes ISO 140432 et 14043 se contentent, très sagement, de demander la transparence: que chacun indique clairement sa méthode de hiérarchisation et de choix. L'opinion exprimée dans le Chapitre 5, que tout le monde ne partagera peut-être pas, est qu'en effet la logique de cette Phase est "procédurale", et non pas "substantielle". De sorte que l'essentiel réside dans le choix des règles du débat.

Après avoir présenté (Chapitre 6) un état des lieux de la R&D actuelle, le rapport récapitule, en conclusion, les différentes facettes de l'outil ACV, et la façon dont les quatre familles d'acteurs se positionnent à son égard. Il insiste particulièrement sur les différentes **voies de progrès** qui devraient être explorées.

Chapitre 1 : HISTORIQUE, METHODOLOGIE ET USAGE DES ACV

(Didier Gauthier, Hervé Mazéas, Henri Lecouls)

Outil au développement soutenu depuis le début des années 90, l'analyse de cycle de vie (ACV) est appelée à faire de plus en plus référence dans les relations entre industriels, pouvoirs publics et consommateurs. Controversée, complexe, à l'occasion trompeuse - nous reviendrons longuement sur la notion de périmètre notamment - elle n'en demeure pas moins riche d'enseignements qui permettent d'avancer dans la compréhension des conséquences environnementales de nos actes : c'est pourquoi il est très important que les différents acteurs de la vie industrielle ne considèrent pas les ACV comme des "Boîtes noires". En ce sens, ouvrir la boîte et démystifier l'ACV est un impératif.

1. Historique

De nombreuses filiations

Les analyses de cycle de vie trouvent leur origine dans des études portant sur des comparaisons de matériaux entre eux, puis dans des investigations faites afin de mesurer l'impact des facteurs énergétiques dans la production et la distribution des produits industriels suite aux chocs pétroliers.

Les méthodes utilisées, dès les années 1970, aux Etats-Unis sur les questions d'emballages étaient dénommées "REPAs" pour Resource and Environmental Profiles Analyses, c'est-à-dire, les analyses des profils environnementaux et d'utilisation des ressources naturelles. Elles étaient centrées sur les consommations d'énergie, les consommations de matières premières, de ressources naturelles et la production de déchets, en relation avec les discussions du moment sur la croissance et l'environnement (Club de Rome notamment).

Mais les méthodes mises en œuvre conduisaient à des résultats difficilement exploitables d'un pays à l'autre, d'un produit à l'autre en raison de l'hétérogénéité des données utilisées et des diverses approches peu homogènes.

Confrontés à cet état de fait, les industriels et les pouvoirs publics demandèrent l'élaboration d'une façon de faire systématique, reproductible et comparable au minimum aux échelles régionales (Europe, Amérique, Asie, etc ...).

L'étude de l'incidence environnementale des produits lancée par le BUWAL (Ministère suisse de l'environnement, la SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) et des universitaires (Leiden, Copenhague, Munich, ...) ont répondu à cet appel.

La nécessité de disposer de bases méthodologiques solides pour développer des analyses de cycle de vie "crédibles" a conduit la SETAC à proposer, dès 1993, un code de bonnes pratiques qui a constitué la référence des développements ultérieurs. Dans le même temps, à Paris, l'organisation internationale de normalisation (ISO) inscrivait l'analyse de cycle de vie dans le programme de développement des normes relevant du management environnemental (Comité Technique 207).

Enfin, dans le prolongement du travail qu'elle a exécuté aux fins de proposer un code de bonne pratique, la SETAC a développé une méthode dénommée EDIP (Environmental Design of Industrial Products ou conception environnementale des produits industriels) dans le droit fil des travaux de normalisation sur la prise en compte de l'environnement dans la conception des produits (cf. projet de document technique dit DFE - Design For Environment).

Quelques repères historiques

Années 1970 - A la suite du premier choc pétrolier, les entreprises industrielles font l'inventaire des flux énergétiques consommés par leurs activités et les activités associées, sous forme d'analyses des profils environnementaux et d'utilisation des ressources.

1984 - Première méthode suisse d'écobilan (BUWAL) faisant suite aux études allemandes sur les matériaux et visant à évaluer les avantages associés au recyclage.

1990 - Séminaire de Vermont (USA) de la SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) soulignant la nécessité d'élargir la notion d'écobilan fondée sur les bilans matières/énergie à la notion d'analyse de cycle de vie (ACV).

1990 - Première analyse de cycle de vie en France sur les produits d'emballages en acier de SOLLAC

Mars 1994 - Publication de la norme française AFNOR X30-300 - Analyse de cycle de vie : définition, déontologie et méthodologie

1997 - Publication de la première norme internationale sur les analyses du cycle de vie - ISO 14040 - Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Principes et cadre.

1998 - Publication de la norme internationale ISO 14041 - Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Définition de l'objectif et du champ d'étude et analyse de l'inventaire

1999 - Publication du fascicule de documentation français AFNOR FD X 30-310 - Management environnemental - Prise en compte de l'environnement dans la conception des produits - Principes généraux

2000 - Publication de la norme internationale ISO 14042 - Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Evaluation d'impact du cycle de vie (en cours)

2000 - Publication de la norme internationale ISO 14043 - Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Interprétation du cycle de vie (en cours)

Développement des ACV en France

Le besoin de quantification des impacts sur l'environnement s'est exprimé en France après les années de prospérité industrielle et suite à la prise de conscience générale à l'égard de l'environnement (cf. lois cadres sur la protection de l'environnement, par exemple la loi de 1976 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement ...).

Le développement de l'outil ACV s'est logiquement réalisé au gré des demandes de l'industrie et du pouvoir réglementaire comme le schématise l'historique représenté ci-après (), qu'il faut bien sûr relier à ce qui est dit précédemment au niveau international.

Période	Phase	Evènements
1960-1990	Approche bilan matière, bilans énergétiques dans l'industrie	Chocs pétrolier Crises industrielles Evolution de la réglementation environnementale
1988-1991	Phase d'initiation	Développement des systèmes de management environnemental Premiers bureaux d'études spécialisés en ACV
1991-1995	Phase d'apprentissage	Directive sur le traitement et la valorisation des déchets d'emballages Lancement des ACV pour la grande industrie (énergie, acier/aluminium, papier/ plastiques) Eco-Labels. Premières controverses publicitaires
1995-2000	Phase de normalisation	Systématisation des certifications ISO 14001 de l'EMAS et des rapports environnement. Groupe de travail ISO sur les normes 14040. Edition des premières normes. Utilisation de l'ACV en appui technique pré-réglementaire.
>2000	Période d'usage banalisé	Comptabilité effet de serre Application de l'IPP et Eco-conception Déclaration environnementale systématisée.

Tableau 1 : Historique de l'utilisation des ACV

Plusieurs « moteurs » ont favorisé les premières demandes d'ACV au cours de la phase d'initiation. L'une d'elles, particulièrement marquante, a été formulée par le Gouvernement pour obtenir une nouvelle version de la directive sur le traitement et la valorisation des déchets d'emballages. Il s'est servi d'études démontrant que la hiérarchisation « absolue » des modes de valorisation (réduction à la source/ recyclage/ valorisation/ stockage) comporte de nombreux cas d'invalidité. Une autre demande, forte, est venue de l'industrie à la recherche d'instruments pour lutter contre les publicités simplificatrices et les grandes controverses qui sont nées des confrontations entre produits : emballages acier / emballages aluminium, emballages carton / emballages plastiques ou lessives avec ou sans phosphates ont eu au moins pour mérite de montrer la nécessité d'une normalisation de la méthode et de la communication des résultats d'ACV.

Aujourd'hui, le stade de maturité auquel sont arrivées ces études est aussi celui d'une certaine saturation du marché de l'ACV en France: les évaluations des composantes de base de l'industrie ont été faites (énergie, matières premières) et les aspects fin de vie (déchets) sont actuellement bien rodés. Devenu systématique dans l'élaboration des dossiers d'Eco-Label, ou dans la mise à jour du suivi de l'impact environnemental des matières premières (acier) ou de l'énergie (kW/h), l'usage de l'outil s'est maintenant banalisé.

2. La méthodologie utilisée dans les ACV

Les premiers travaux ont eu des origines diverses: Universités, cabinets de consultants travaillant pour des autorités nationales (américaine, canadienne, suisse, allemande, hollandaise, notamment), dans certains cas industriels comme l'industrie automobile en Suède, l'industrie papetière en Finlande et au Canada, etc ... Tous ces groupes ont été à l'origine d'un foisonnement d'informations et d'idées qui imposaient, pour une plus grande utilité, un travail de mise en commun et d'harmonisation.

L'harmonisation a été conduite sous l'égide de l'ISO (International Standardisation Organisation).

Les travaux réalisés par la SETAC entre 1991 et 1993 notamment, ont été le point de départ, sur le plan méthodologique, du développement des techniques actuellement utilisées et ont permis de développer un modèle qui illustre les différentes étapes d'une analyse de cycle de vie :

Le bilan matières/énergie (inventory ou LCI - life cycle inventory) est un inventaire des flux entrants (matières premières, eau, énergie) et des flux sortants (effluents liquides, gazeux et rejets solides) durant tout le cycle de vie du produit du "berceau à la tombe". Il peut être limité à une partie de ce cycle sous certaines réserves.

L'évaluation de l'impact du cycle de vie (ou life cycle impact assessment) consiste à identifier et évaluer les impacts sur la santé humaine et l'environnement, en relation avec l'utilisation des ressources (énergie et matières) et des rejets dans l'environnement.

La recherche des améliorations (ou improvement assessment) consiste à identifier et caractériser les améliorations à envisager afin de réduire la charge environnementale du produit étudié.

Sur ces bases, la norme internationale ISO 14040 donne la définition suivante de l'analyse de cycle de vie :

"Compilation et évaluation des entrants et des sortants ainsi que les impacts potentiels environnementaux d'un système de produits au cours de son cycle de vie".

La méthode qu'elle propose s'articule autour de quatre phases:

- une phase de définition des objectifs et du cadre de l'analyse de cycle de vie,
- une phase d'inventaire du cycle de vie
- une phase d'évaluation de l'impact du cycle de vie
- une phase d'interprétation du cycle de vie.

Ce sont ces phases que l'on retrouve sur la Figure 1 présentée en introduction, que nous allons les passer rapidement en revue. Deux encarts préciseront les définitions, ainsi que les points auxquels les normes ISO demandent que l'on prête une attention particulière.

Définition des objectifs et cadre de l'analyse de cycle de vie

La définition des objectifs de l'analyse de cycle de vie fait l'objet d'un court document de référence qui est mis à jour à chaque étape de l'analyse de cycle de vie

En général, les études d'analyse de cycle de vie sont effectuées pour répondre à des questions spécifiques. Elles peuvent être utilisées pour différents objectifs comme on le verra plus loin.

Pour définir les objectifs poursuivis, il est possible de s'appuyer sur une liste de références environnementales aux fins d'établir une liste exhaustive, si possible, d'impacts potentiels en relation avec le projet proposé. Dans un deuxième temps, l'analyse de cette liste permettra d'éliminer les catégories d'impacts non nécessaires, de ranger les catégories ayant des impacts insignifiants à un faible niveau d'analyse et d'identifier les impacts critiques.

Encart 1 : Définition de l'objectif et du champ de l'étude

Cette première phase est capitale : tout le déroulement de l'ACV en dépend . Elle implique de discerner avec réalisme ce qui est souhaité de ce qui est possible, puis de le définir clairement.

L'objectif d'une étude d'ACV doit préciser **l'application** prévue, les **raisons** d'entreprendre cette étude et les **destinataires** des résultats.

Définition du champ de l'étude : le champ de l'étude doit définir :

La ou les **fonctions** du système de produits.

L'unité fonctionnelle, c'est à dire « la performance quantifiée du système de produits destinée à être utilisée comme unité de référence

Le flux de référence, c'est à dire la quantité nécessaire pour assurer l'unité fonctionnelle.

Les frontières du système de produits, en effet on constate que toute activité fait plus ou moins appel à d'innombrables éléments de la technosphère : il faut donc s'arrêter à un niveau raisonnable en fonction des objectifs de l'étude.

Les catégories de données chiffrées qui peuvent être mesurées (consommation électrique) , ou calculées (émission de CO₂) , ou estimées (consommation d'eau)

Les catégories de données « **qualitatives** », par exemple bruit, odeurs, confort ...

Les critères d'inclusion des entrants et des sortants : ici encore il faut éviter de se perdre dans des détails, s'ils sont inutiles ; une règle pratique consiste à n' inclure dans les frontières du système que 95% des matières consommées.

Les exigences relatives à la qualité des données : il s'agit surtout de préciser la représentativité géographique, temporelle et technique des données à collecter, par exemple un procédé postérieur à 1980, en Europe occidentale.

Des deux premières phases de l'ACV, la définition de l'objectif et du champ de l'étude et l'inventaire, utilisent un vocabulaire et des concepts précis pour définir la frontière du système et ses échanges avec l'extérieur :

Système de produits : « ensemble de processus élémentaires liés du point de vue matériel et énergétique et remplissant une ou plusieurs fonction(s) définie(s) » ; par exemple, l'ensemble des procédés qui contribuent au cycle de vie de la dalle de faux plafond acoustique. Noter que le terme « produit » peut comprendre non seulement des systèmes de produits mais également des systèmes de services : transports, climatisation etc ...

Processus élémentaire : « plus petite partie d'un système de produits pour lequel les données sont recueillies lors de l'ACV » ; par exemple l'extraction du gaz naturel ou la production d'électricité.

Flux élémentaire : cette notion s'applique aux entrants et aux sortants du système :

- **Entrants** : « matière ou énergie entrant dans le système étudié, qui a été puisée dans l'environnement sans transformation humaine préalable » ; par exemple le bois sur pied ou le calcaire dans le sol.

- **Sortants** : « matière ou énergie sortant du système étudié, qui a été rejetée dans l'environnement sans transformation humaine ultérieure » ; par exemple l'eau résiduaire après traitement ou les déchets ultimes mis en décharge.

Dans le cas particulier du développement de nouveaux produits, il est d'usage de faire également un diagnostic environnemental, une liste des concepts environnementaux en relation avec le sujet et la liste des éléments disponibles sur le sujet.

En relation avec l'objectif de l'analyse de cycle de vie, la détermination des frontières du système est un élément majeur (voir encart No 1). Trois éléments doivent être déterminés à ce stade :

- La définition de l'objet dans ses différentes composantes et les limites du système
- L'unité de l'analyse de cycle de vie, l'unité fonctionnelle.
- Les facteurs d'impacts avec lesquels seront mis en relation les sortants de l'inventaire.

Inventaire du cycle de vie

Cette phase est celle qui, au niveau méthodologique, a été la plus développée. Elle a bénéficié des méthodes issues des bilans matières premières/énergie des années 1970. La définition de l'analyse de l'inventaire du cycle de vie selon la normalisation internationale est la suivante :

"Phase de l'analyse de cycle de vie impliquant la compilation et la quantification des entrants et des sortants pour un système de produits donné au cours de son cycle de vie".

L'inventaire est la base objective de l'ACV, parce qu'il est constitué de processus élémentaires qui obéissent aux lois physiques de conservation de la masse et de l'énergie.

Cependant il faut bien se garder de considérer l'inventaire comme une science exacte, parce que la démarche implique, nous l'avons vu, de faire des hypothèses qui doivent être rapportées « avec suffisamment de détails et de clarté pour permettre à un autre réalisateur de reproduire l'inventaire ».

Un inventaire de cycle de vie comprend quatre étapes :

- La collecte des données
- La construction d'un modèle
- L'analyse des résultats de la modélisation et la réalisation d'un rapport de présentation de ces résultats.
- L'interprétation des résultats et les conclusions

Encart 2 : Inventaire

Il s'agit ici de recueillir les données, ou de rassembler les données existantes, et de faire les calculs selon un déroulement précis :

Préparation pour le recueil des données : établir le diagramme des flux, décrire chaque processus élémentaire, préparer une fiche de recueil des données pour chaque processus élémentaire.

Recueil et validation des données : une attention particulière doit être portée au traitement des données manquantes, qui doit être précisé par écrit.

Procédure de calcul :

Mettre en rapport les données avec l'unité fonctionnelle : les données quantitatives d'entrée et de sortie de chaque processus élémentaire doivent être calculées par rapport au flux de référence.

Agréger certaines données trop nombreuses qui compliquent inutilement la lecture de l'inventaire. Par exemple rassembler les hydrocarbures aliphatiques sous une même rubrique, parce que ces substances ont des impacts similaires sur l'environnement.

Règles d'affectation des procédés multi-entrées ou multi-sorties : c'est un problème fréquent. Chaque fois que c'est possible, **éviter une règle d'affectation**, en modifiant les frontières du système. Lorsqu'une règle d'affectation est incontournable il faut la baser sur une grandeur physique : masse ou volume. Lorsqu'une relation physique ne peut être établie, utiliser par exemple l'approche économique, en particulier pour différencier un déchet d'un co-produit

- Evaluation de l'impact du cycle de vie

La phase d'évaluation des impacts consiste à expliciter et interpréter les résultats et chiffres obtenus au cours de l'inventaire, en termes d'impacts sur l'environnement, sous une forme suffisamment synthétique pour être compréhensible par un non-spécialiste. Cette phase doit permettre de préparer la

communication des éléments relatifs à l'impact environnemental du produit. Elle est particulièrement délicate: le chapitre 4 est consacré à la présentation des difficultés rencontrées.

- Interprétation du cycle de vie- améliorations

Dans les phases précédentes, nous étions dans le domaine des experts internes ou externes de l'analyse de cycle de vie. Les approches sont le plus souvent techniques, les données nombreuses et les synthèses prudentes. Dans la phase d'interprétation de l'analyse de cycle de vie, c'est l'utilisateur, le responsable, le manager qui utilisent les éléments de l'analyse de cycle de vie afin de dégager les principes d'actions qui intègrent la prise en considération des autres politiques (recherche et développement, marketing, production, service financier, etc.).

La phase essentielle de la phase de d'interprétation est celle de la rédaction du rapport qui doit contenir les éléments principaux de l'analyse de cycle de vie :

- Le rappel du contexte et des objectifs de l'analyse de cycle de vie
- La définition de l'unité fonctionnelle choisie et sa représentativité dans le cadre de l'étude conduite
- La méthodologie de l'analyse de cycle de vie, les sources et les bases documentaires utilisées et ses limites (analyse de cycle de vie partielle, etc ...)
- Les difficultés techniques, méthodologiques et scientifiques rencontrées (les limites des connaissances)
- La description des unités choisies et la cohérence de celles-ci avec l'objet de l'analyse de cycle de vie.

La recherche des améliorations est la composante de l'analyse de cycle de vie dans laquelle les options pour réduire les impacts environnementaux du système sont identifiées et évaluées.

Cette étape comprend l'identification, l'évaluation et la sélection des options pour l'amélioration de la charge environnementale des produits ou des process. **L'inventaire peut être utilisé pour révéler les aspects qu'il est nécessaire d'améliorer**, comme on le verra dans l'exemple présenté plus loin.

Encart 3 : Encadrement normatif du processus ACV

Les normes internationales de gestion de l'environnement ISO 14000 recouvrent deux domaines distincts :

- les normes pour les organismes :

systèmes de management environnemental, audit environnemental : 1400x et 1401x

- les normes pour les produits et services :

étiquetage environnemental : 1402x, analyse du cycle de vie : 1404x

Les travaux sur l'analyse du cycle de vie commencés en 1993 à Paris sont en cours d'achèvement et les normes élaborées, reflet de ce qui est dit au dessus, seront, pour la plupart, publiées avant fin 2001.

La norme ISO 14040 sur les principes généraux est la norme de base de l'ensemble de l'architecture des normes d'analyse de cycle de vie. Elle en arrête les grandes phases.

La norme ISO 14041 définit les objectifs de l'analyse de cycle de vie et les modalités de réalisation de l'inventaire. Elle fait l'objet d'extensions au travers des textes normatifs l'illustrant au travers d'exemples **ISO 14049** et d'un texte sur le format de données **ISO 14048**.

La norme ISO 14042 est relative à l'évaluation des impacts environnementaux. Elle fait l'objet d'un texte illustratif **ISO 14047**.

La norme ISO 14043 est relative à l'interprétation.

3. Les usages des ACV

Une analyse de cycle de vie (ACV) est utilisée en tant qu'outil d'aide à la décision. Ce peut être :

- ? Pour un usage interne à une industrie, changement de procédé, définition des produits ayant un impact moindre sur l'environnement, etc...
- ? Pour un usage externe à l'entreprise, labellisation, étude comparative, etc...
- ? Pour identifier les incidences des facteurs économiques (coûts, incidence des taxes, investissements en technologies propres, etc...) sur le devenir et les développements des produits.

La notion de cycle de vie est devenue une référence dans les discussions internationales car un manque de rigueur dans les phases de définition peut tronquer, voire fournir des conclusions à la validité contestable.

L'usage des ACV dans le tissu industriel

Si dans l'industrie les moteurs de développement des études d'ACV ont d'abord été une réaction défensive (cf. produits), la prise de conscience vis à vis de l'utilité des résultats dans l'amélioration des procédés industriels en a vite élargi l'intérêt.

Les principaux besoins exprimés peuvent être ainsi hiérarchisés :

1. analyse des performances environnementales d'un procédé industriel
2. optimisation de filières ou services (transport de matériaux, vente par correspondance)
3. conception écologique des produits
4. préparation des cahiers des charges et dossiers d'Eco-label Européens ou NF Environnement (voir exemples ci-après)
5. défense des produits et argumentaires publicitaires environnementaux
6. comparaison des impacts écologiques de deux produits ou de deux réalisations (génie civil)
7. comptabilité environnementale
8. calcul de bilan environnementaux globaux (gaz à effet de serre)
9. création de bases de données inter-professionnelles

et ce constat est confirmé par les références du Tableau 2 ci-dessous.

Catégorie	Sujet		Année	Client
Matériaux	Métaux	Acier dans le bâtiment	1992	Industrie
		Acier Européen		Industrie
		Produits en alluminium	1994-96	Industrie
	Plastiques	Traitement en fin de vie PEHD	1994	EcoEmballages
		Traitement en fin de vie PET	1997	EcoEmballages APME CEFIC
		Ecobilan d'un emballage en PSE	1996	Industrie
	Papier	Activité papetière	1995-99	Agence de l'eau, Industrie
	Carton	Carton ondulé	1993	Industrie
	Produits chimiques	Dégraissants	1997	ECSA
	Combustibles	Diester de colza	1995	Industrie
	Matériaux de construction	Ciment, béton, verre et asphalte	1992	ADEME, CSTB CTBA
		Bois	Isolants en laine minérale	1992
Bois	Popiculture	1997	ADEME	
Energie	Electricité	Construction et exploitation des centrales de production ACV du kWh électrique	1997 96-2000	EDF
Transport	Route	Véhicules électrique & diesel	1992	Industrie
		Ecobilans de constituants des automobiles	1993-2000	Industrie
Activités	Services Propreté	Collecte et traitement des ordures ménagères	1995-2000	EcoEmballage
		Huiles usagées, Compostage Stockage des déchets		ADEME Industrie
	Agriculture	Produits agricoles (lait et vin)	1992	ADEME
		Popiculture	1997	ADEME
Communications	Déchets d'un opérateur en Télécommunication	1994	Industrie	
Produits	Emballages	Gestion des emballages ménagers	1993-1998	EcoEmballage ADEME Industrie
		Sac de caisse	1992	Commerce
		Alluminium dans les emballages	1996	Industrie
	Palettes	Base de données bois	1992	ADEME
		Ecobilan des palettes bois et plastique	1999	
	Electronique	Ecoconception des produits électriques et électroniques	1996-2000	ADEME Industrie
Ecrans cathodiques en fin de vie		1996	FIEE-ADEME	

Tableau 2 : Référence d'analyses de cycle de vie réalisées au niveau national

4. Un exemple d'ACV : le cas d'une dalle de faux plafond

Les concepts et les définitions que proposent les normes ISO peuvent paraître complexes et abstraites. C'est pourquoi il est intéressant de voir comment elles s'appliquent sur un exemple pratique. Celui

présenté ci-dessous est assez simple: il concerne une dalle de faux-plafond. D'autres exemples peuvent être trouvés en consultant le rapport ISO 14047 (5).

Définition de l'objectif

Communiquer les caractéristiques environnementales des dalles de faux plafond acoustiques aux utilisateurs de ce produit, afin de les aider à optimiser la qualité environnementale des ouvrages.

Définition du champ de l'étude

La fonction du produit consiste à isoler et décorer un plafond ; l'unité fonctionnelle est fixée à 1m² de plafond isolé et décoré pendant une annuité, soit un flux de référence évalué à 0,040 Kg de laine de verre. La construction de l'usine de production et le renouvellement des véhicules de transport ne sont pas inclus dans les frontières du système. Le procédé est postérieur à 1980 et il est mis en œuvre en Europe occidentale.

Inventaire

Le schéma de la Figure 3 est le diagramme des flux pour le système « Dalle de faux plafond acoustique » . Le système de produit se subdivise en processus élémentaires représentés par un rectangle. Les données sont recueillies pour chaque processus élémentaire qui obéit aux lois de conservation de la masse et de l'énergie : cette propriété consolide la crédibilité scientifique de l'inventaire.

Après recueil et validation des données, on procède au calcul qui consiste à rapporter au flux de référence de 0,040 kg de laine de verre toutes les données d'entrée et de sortie de chaque processus élémentaire. La question de savoir comment affecter à la laine de verre pour faux plafond l'énergie consommée sur le site (qui produit plusieurs types de laines) a été résolue en mesurant les consommations d'énergie de chaque type de laine de verre au cours d'une campagne de mesures complémentaires.

Résultats de l'inventaire pour 1 m² de dalle de faux-plafond acoustique pendant une annuité

Les **tableaux de résultats** ci-dessous sont subdivisés en 5 étapes (production, transport, mise en œuvre, utilisation et maintenance, fin de vie) afin de permettre au lecteur d'identifier les étapes du cycle de vie qui ont les effets environnementaux les plus importants.

Le caractère matriciel de l'analyse mérite d'être souligné. Il correspond à une caractérisation à la fois par lignes, selon les flux, et par colonnes, selon les différents processus ou étapes du cycle de vie.

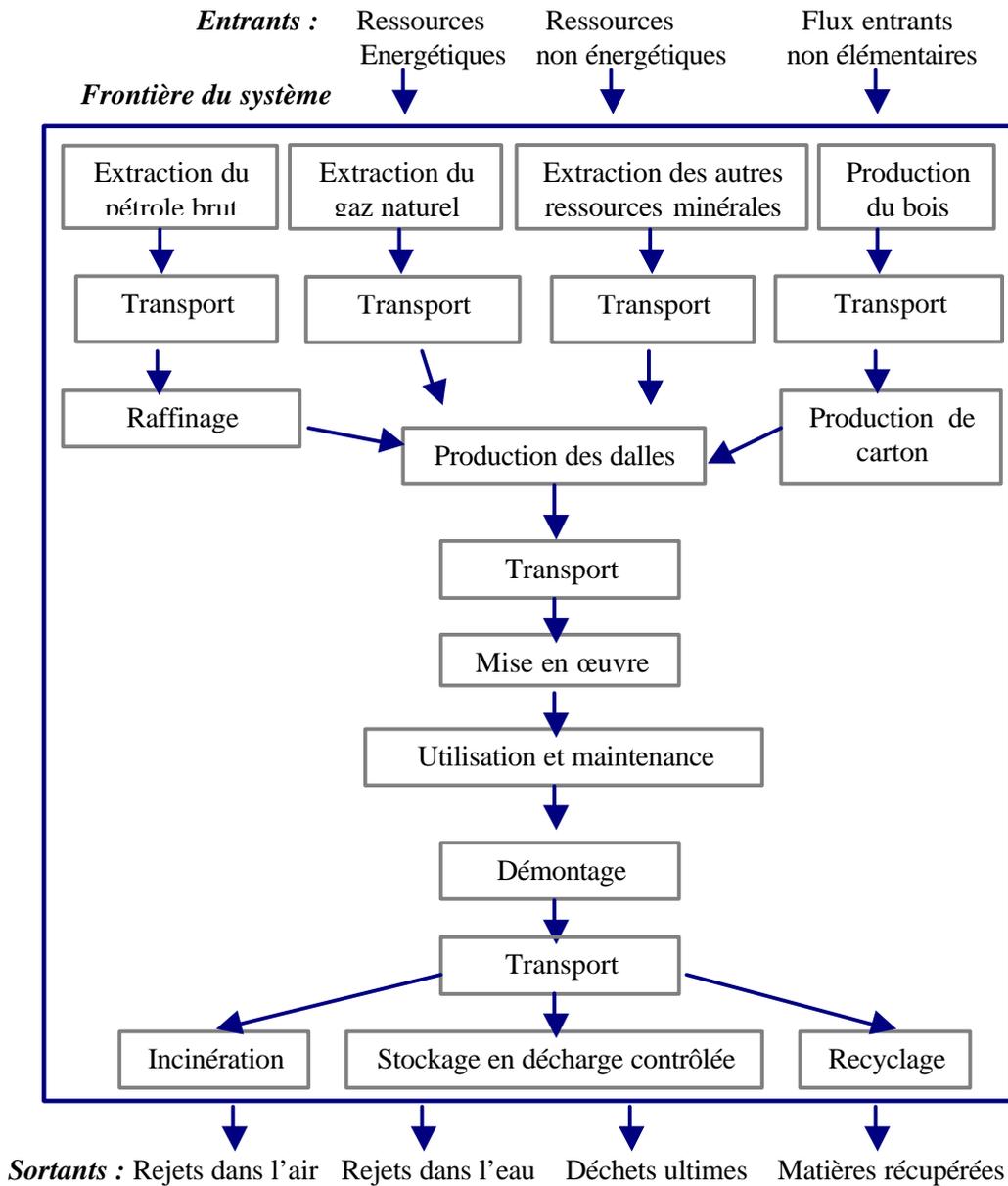


Figure 3 : Diagramme des flux du cycle de vie d'une dalle de faux-plafond acoustique

Consommation des ressources naturelles

Flux	Unité	Production	Transport	Mise en œuvre	Utilisation et maintenance	Fin de vie	Total cycle de vie
Bois	Kg	0,0271	3,2 E -08		- 0,004	0,000	0,023
Charbon	Kg	0,0267	5,7 E -06		- 0,7	0,0	- 0,7
Lignite	Kg	0,00075	2,4 E -07		- 0,0020	0,000	- 0,0013
Gaz naturel	Kg	0,0659	1,5 E -04		- 0,8	0,0	- 0,8
Pétrole	Kg	0,0302	0,00403		- 0,7	0,0	- 0,7
Uranium (U)	Kg	8,0E -06	2,1 E -09		- 0,0003	0,000	- 0,0003

Tableau 3 : Dalle de faux plafond – Résultats d'inventaire : consommation de ressources énergétiques

Flux	Unité	Production	Transport	Mise en œuvre	Utilisation et maintenance	Fin de vie	Total cycle de vie
Argile	Kg	6,5 E -04	1,8 E-07		-0,005	0,000	-0,004
Bauxite	Kg	4,9 E-06	1,2 E-07		-0,00005	0,00000	-0,00004
Calcaire	Kg	0,0330	1,2 E-06		-0,03	0,00	0,00
Dolomite	Kg	0,0130					0,0130
Fer	Kg	4,0E-04	4,9 E-07		0,009	0,000	0,008
Kaolin	Kg	0,0296					0,0296
Manganèse	Kg	2,6E-04	1,7 E-11		-1,4E-07	1,3 E-12	2,6 E-04
Sable	Kg	0,076	9,0 E-08		-0,005	-0,000	-0,070
Eau consommée (total)	Kg	4,05	0,0168		-37		-33

*Tableau 4 : Dalle de faux plafond – Résultats d’inventaire :
Consommation de ressources non énergétiques (extrait)*

Emissions

Flux	Unité	Production	Transport	Mise en œuvre	Utilisation et maintenance	Fin de vie	Total cycle de vie
Dioxyde de carbone	g	263	12,8		-5800	1	-5523
Méthane	g	0,94	0,133		-28		-27
Oxydes de soufre (SO2)	g	1,56	0,00626		-10		-9
Hydrocarbures	g	0,485	0,0514		-8		-8
Oxydes d’azote	g	2,26	0,156		-8		-6
Monoxyde de carbone	g	0,380	0,0341		-3		-3
Composés chlorés inorg.	g	0,0185	1,1 E-06		-0,6	0,0	-0,5
Protoxyde d’azote	g	0,00495	0,00161		-0,5	0,0	-0,4
Métaux (non spécifiés)	g	0,00609	2,5 E-06		-0,22	0,00	-0,21
Hydrocarbures	g	0,632	2,8 E-06		-0,03	0,00	-0,603
Ammoniaque	g	1,39	1,2 E-07		-0,004	0,000	1,38
Poussières	g	4,75	0,0089		-1,2	0,0	3,6

Tableau 5 : Dalle de faux plafond – Résultats d’inventaire : Emissions atmosphériques

Flux	Unité	Production	Transport	Mise en œuvre	Utilisation et maintenance	Fin de vie	Total cycle de vie
Composés chlorés organiques	g	4,94	0,205		- 42		- 37
Matières organ. dissoutes	g	0,76	0,138		- 25		- 24
Composés soufrés	g	0,251	0,00115		- 6		- 5
Hydrocarbures	g	0,514	0,00611		- 1,3	0,0	- 1,2
Métaux	g	0,0263	0,00343		- 0,7	0,0	- 0,7
Composés azotés (non spécifiés)	g	0,00684	5,6 E-04		- 0,20	0,00	- 0,19
Fer et ses composés	g	0,00501	5,0 E-05		- 0,13	0,00	- 0,12
Aluminium et ses composés	g	0,00401	2,5 E-06		- 0,10	0,00	- 0,10
Mercure et ses composés	g	3,5 E-07	1,6 E-09		3,5 E-07	1,3 E-10	4,2 E-08
DBO5	g	0,0145	1,8 E-05		- 0,005	0,000	0,010
DCO	g	0,131	6,0 E-04		- 0,11	0,00	0,02

Tableau 6 : Dalle de faux plafond – Résultats d’inventaire : Effluents liquides

Flux	Unité	Production	Transport	Mise en œuvre	Utilisation et maintenance	Fin de vie	Total cycle de vie
<u>Déchets éliminés</u>							
Déchets (total)	Kg	4,8 E-02	1,9 E-05			2,0 E-01	
DIS	Kg	3,0 E-02	4,7 E-06			3,8 E-07	
DIB	Kg	3,8 E-02	1,0 E-06			8,1 E-08	
DI	Kg	1,0 E-02	8,9 E-06			2,0 E-01	
Déchets radioactifs	Kg	6,9 E-05	2,8 E-06			2,2 E-07	

Tableau 7 : Dalle de faux plafond – Résultats d’inventaire : Production de déchets

Interprétation du cycle de vie - améliorations

Au vu des tableaux précédents, assez représentatifs de ce que produit la phase "inventaire" d'une ACV, le lecteur peut immédiatement faire quelques remarques :

D'abord, il peut constater que le nombre de chiffres produits est très élevé. Il est donc absolument nécessaire de les hiérarchiser, de ne pas tout mettre sur le même plan. Et cela ne peut se faire qu'à partir des impacts. Le "poids" d'un kg d'uranium ne peut pas être le même que celui d'un kg de charbon.

D'autre part, comme on l'a déjà souligné, l'ACV est un élément dans un choix qui reposera sur des bases plus larges. Dans le cas de la dalle de faux-plafond, ce seront les utilisateurs, c'est-à-dire les constructeurs de bureaux ou d'appartements, qui feront la comparaison décisive. Celle-ci portera, évidemment, sur les éléments fournis par l'inventaire, mais également sur d'autres aspects moins immédiatement chiffrables. On notera par exemple que :

- Les dalles sont démontables et peuvent être recyclées

- Elles contribuent au confort acoustique avec un coefficient $\alpha_w = 0,9$
- Elles contribuent au confort visuel avec des coefficients de réflexion et de diffusion de la lumière respectivement égaux à 84 % et 87 %.

Et, bien entendu, les coûts des divers processus joueront un rôle décisif.

Dans l'étape finale qui conduira à la décision, l'ACV devra être placée dans le cadre qui est le sien, c'est-à-dire dans un processus de choix multicritères - multisolutions. Il devra être bien clair que **les chiffres donnés n'ont pas de valeur absolue** (comme on le soulignera au chapitre 3) et que seules comptent les comparaisons entre solutions concurrentes.

Il faut souligner, néanmoins, que **les tableaux issus de l'inventaire permettent immédiatement quelques comparaisons entre les différentes étapes**, c'est-à-dire entre les différentes colonnes des tableaux. On voit notamment que dans le cas d'un matériau possédant des propriétés d'isolant thermique, **l'étape la plus importante est celle de l'utilisation**, à la fois par les consommations de ressources énergétiques évitées et par les émissions évitées associées à l'énergie.

5. Conclusions du chapitre 1

Au terme de cette présentation de l'Analyse du Cycle de vie, de ses origines, et de l'état qu'elle a atteint aujourd'hui, il semble que l'on puisse tirer trois conclusions :

D'abord, la procédure est aujourd'hui bien encadrée par un "corpus" de normes. Les points d'interprétation délicate sont abondamment commentés et expliqués, en particulier dans l'ouvrage "Life Cycle Assessment. An operational Guide to the Iso Standards". La revue "International Journal of LCA" reflète par ailleurs bien la vitalité du domaine.

Tout ceci n'empêche pas le lecteur, et plus encore l'industriel concerné, d'être assez réticent devant la masse des chiffres produits. D'autant que tous ces chiffres n'ont pas le même "statut". Certains sont issus du processus principal, que l'industriel connaît bien, d'autres portent sur les procédés amont, sur lesquels il n'a que peu de connaissances directes. La qualité de l'ACV dépend donc crucialement de l'existence et de l'accessibilité des données de ce type. L'importance de ce problème et les outils disponibles pour le résoudre feront l'objet du chapitre 2.

Il faut enfin revenir sur la nécessité, plusieurs fois soulignée ici, de ne pas décider à partir de chiffres considérés comme des absolus, mais seulement par comparaison et calcul à la marge. C'est ce qui est fait, de façon naturelle, dans les ACV portant sur des produits concurrents, ou sur des modifications ou des optimisations de procédés (ce qui correspond, en gros, aux six premiers usages cités en 3.2). Mais ces comparaisons et calculs à la marge sont très difficiles à faire pour les processus "amont". Ceux-ci sont évalués à partir de chiffres moyens, que l'on trouve dans les bases de données. On n'a donc aucune garantie qu'ils soient représentatifs, ni d'ailleurs qu'ils ne soient pas destinés à changer rapidement. On reviendra sur cette difficulté au chapitre 3.

Logiciels

Préambule : typologie des usages des ACV et des modèles utilisés

On ne peut étudier les logiciels d'ACV indépendamment de leur contexte d'utilisation. O. J. Hanssen [1] distingue les usages suivants :

1. Développement stratégique
2. Développement/amélioration de produit
3. Comparaison de produits / marketing
4. Réglementation
5. Amélioration des connaissances de ses produits
6. Amélioration des connaissances des ACV
7. Développement de la méthodologie des ACV

On retrouve, à peu de choses près, la classification des "usages des ACV dans le monde industriel" qui figure au chapitre 1, section 3

Les outils adaptés au cas 1 (développement stratégique) sont des outils d'aide à la décision. Les outils adaptés aux cas 6 et 7 sont des modèles de recherche. On s'intéresse ici aux cas 2 à 5.

McKone et al. [2] propose une classification des modèles utilisés dans les ACV selon le schéma de la Figure 4.

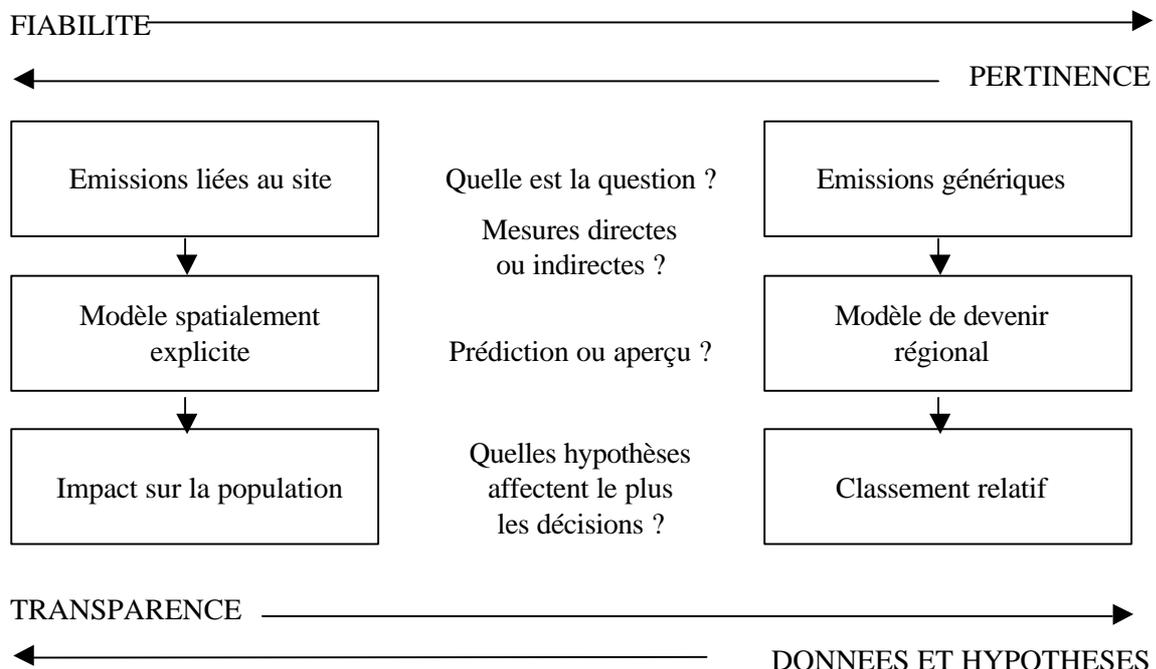


Figure 4 : Classification des modèles utilisés dans les ACV selon McKone

Ces modèles se répartissent donc selon un spectre qui va des modèles complexes et détaillés à gauche aux modèles simples de classement à droite.

Les premiers traitent des émissions spécifiques au site, des transports, et de l'exposition en utilisant des algorithmes de résolution spatiale, et fournissent un calcul explicite de l'impact sur la population. Ces

modèles, sur lesquels on reviendra longuement au chapitre 4, sont les plus pertinents mais aussi les plus difficiles à développer jusqu'au bout à cause de la grande quantité de données et du nombre d'hypothèses qu'ils nécessitent.

Les seconds sont des modèles simples qui traitent des émissions génériques, font des bilans matière en utilisant un modèle de devenir régional et ne fournissent qu'un classement relatif des risques. Ces modèles sont plus transparents pour l'utilisateur et nécessitent moins de données d'entrée, mais offrent moins de latitude pour la caractérisation des impacts.

Evolution de l'offre de logiciels

Les tout premiers outils utilisés dans les années 80 pour effectuer des calculs d'inventaires ont été des tableurs. Certains praticiens considèrent que ce sont encore aujourd'hui les meilleurs outils en raison de leur complète maîtrisabilité par l'utilisateur. Cependant, on atteint très vite une limite de maniabilité lorsqu'on traite de systèmes un tant soit peu complexes, c'est-à-dire mettant en jeu de nombreuses étapes ou process élémentaires. L'utilisation de certaines bases de données publiques très complètes telles que la base des systèmes énergétiques de l'Ecole Polytechnique Fédérale de Zürich (ETHZ) par exemple exclut l'usage de tableur en raison de la taille des tableaux d'inventaire. L'usage d'un tableur reste malgré tout utile pour les praticiens expérimentés qui veulent pouvoir faire rapidement des calculs exploratoires (*screenings*) en gardant une complète maîtrise des données utilisées.

Une seconde génération d'outils (premières versions de Team du Français Ecobilan, de SimaPro du Hollandais Pré Consultancy, etc.) est apparue ensuite dans les années 90, développée par des consultants d'abord pour leurs besoins propres, puis pour leurs clients. Conçus au départ comme des tableurs perfectionnés orientés vers des calculs d'inventaire, ils ont offert au fil des versions des fonctionnalités de plus en plus étendues en termes de saisie et de modification des modèles, d'affichage et d'impression des résultats sous forme de tableaux et de graphiques.

Les versions récentes intègrent différentes méthodes d'évaluation, basées sur la structure des ACV définie par la SETAC (inventaire/classification/caractérisation/normation/pondération) et certaines proposent des analyses de sensibilité.

Une troisième génération est constituée d'outils dérivés des précédents, auxquels on a ajouté une interface utilisateur et une base de données spécifiques à un type d'utilisation, tel que la conception de produits (Eco-It dérivé de SimaPro), et/ou dédiées à un secteur d'activité (EIME pour les industries françaises électriques et électroniques, WISARD pour la gestion des déchets ménagers, tous deux dérivés de TEAM, ou KCL, développé par la fédération des industries du papier finlandaise). Certains sont diffusés, d'autres sont utilisés en interne par des consultants (REPA de l'Américain Franklin Associates) ou des industriels (EIME pour la Fédération des Industries Electriques et Electroniques).

Situation actuelle de l'offre de logiciels

D'après une étude suisse d'ÖBU [3], il y avait en 1997 51 fournisseurs de logiciels d'ACV. La plupart de ces logiciels se limitaient à l'époque à l'étape d'inventaire (ICV), d'autres - qui représentent aujourd'hui la majorité - intègrent l'étape d'évaluation des impacts (y compris la normation et la pondération). La plupart sont en anglais ou parfois en allemand.

A l'heure actuelle, une trentaine de logiciels "standards" sont diffusés, à des prix (licences d'utilisation annuelles) allant de 1000 € à plusieurs centaines de milliers d'euros, avec une majorité d'outils autour de 2500 € (Team, SimaPro, KCL). Les différences portent principalement sur le volume des données fournies avec la version de base du logiciel, et sur le coût et la taille des modules de données supplémentaires proposés.

C. Ollivier-Dehaye [4] a proposé en 1998 dans le traité Environnement des Techniques de l'Ingénieur une méthode de choix d'un logiciel d'ACV qui a été utilisée en interne par EDF pour ses besoins propres, mais qui reste valable dans son principe pour un large éventail d'utilisateurs. Elle y dresse un panorama des logiciels disponibles qui est encore d'actualité, même si la plupart des logiciels décrits ont évolué depuis, avec un enrichissement de leurs fonctionnalités et une évolution à la baisse de leurs tarifs parfois importante, certains éditeurs ayant amorti leurs coûts de développement s'étant depuis alignés sur leurs concurrents. Les paragraphes qui suivent reprennent l'essentiel de son analyse.

Fournisseurs

C. Ollivier-Dehaye distingue trois types de fournisseurs :

Les instituts de recherche (souvent liés aux universités) qui, au départ, ont développé un logiciel pour leur propre besoin, puis ont été tentés par sa commercialisation devant l'essor du marché. Cela explique parfois le manque de convivialité de certains outils.

Les consultants en environnement et plus particulièrement en ACV, qui ont développé des logiciels à la fois pour leur usage et pour la commercialisation.

Les industriels, qui ont le plus souvent développé un ou des logiciels pour leur propre besoin au début des années 1990 sans les commercialiser, mais cette pratique tend à diminuer étant donné le choix important de logiciels actuellement sur le marché. On voit en revanche apparaître des associations entre industriels et consultants ou instituts de recherche pour développer un logiciel « sur mesure », puis le codéveloppeur le commercialise.

Panorama rapide de quelques logiciels

Les descriptions qui suivent datent de 1998 : elles sont donc purement indicatives et doivent être actualisées auprès des fournisseurs avant d'effectuer une quelconque comparaison.

Encart 4 : Bref panorama des logiciels d'ACV

The Boustead Model : logiciel de langue anglaise effectuant des calculs d'inventaire uniquement, base de données importante (4 500 modules), pas de version de démonstration.

ECOLAB : logiciel de langue anglaise réalisant des ACV complètes, base de données au format SPINE (utilisé par les pays nordiques), pas de version de démonstration à notre connaissance (site internet <http://www.port.se/ecolab.html>, en suédois).

EcoPro : logiciel existant en langues allemande et anglaise, calcul d'ACV complète (inventaire et plusieurs méthodes d'évaluation des impacts), environ 1 000 modules dans la base de données, version de démonstration gratuite (site internet <http://www.empa.ch/deutsch/empanews/forsch/focus5.htm>, en allemand).

EMIS : logiciel de langue allemande pour la réalisation d'ACV complète, environ 1 000 modules dans la base de données, version de démonstration gratuite mais non interactive.

GaBi : logiciel de calcul de bilans holistiques (plus large que la réalisation d'ACV) élaboré au départ pour l'industrie automobile, permettant de réaliser inventaire et évaluation des impacts, logiciel disponible en langues allemande et anglaise, 1 500 modules dans la base de données, version de démonstration gratuite (site internet <http://www.pe-product.de/englisch/main/software.html>, en anglais).

GEMIS : logiciel de calcul d'ACV complète en langue allemande, base de données importante sur l'énergie, disponible gratuitement sur Internet (site internet <http://www.oeko.de/service/gemis>).

KCL-ECO: logiciel de calcul d'ACV complète en langue anglaise, élaboré au départ pour l'industrie du papier, base de données fournie en sus (chaque module vendu séparément), version de démonstration gratuite (site internet <http://www.kcl.fi/eco/>, en anglais).

LCAIT : logiciel de calcul d'inventaires en langue anglaise, assez peu de données fournies (une centaine), version de démonstration gratuite en anglais (site internet <http://www.ekologik.cit.chalmers.se/desc.htm>).

LIMS : logiciel de calcul d'inventaires en langue anglaise, plus de 1 000 modules dans la base de données (données US pour la plupart), version de démonstration gratuite non interactive.

LMS : logiciel de calcul d'inventaires en langues allemande et anglaise, pas de base de données fournie, possibilité de créer ses propres méthodes d'évaluation des impacts, pas de version de démonstration.

Ökobase : logiciel de calcul d'ACV complète en langue allemande, spécialisé dans l'étude des emballages et du transport, base de données comprenant le Buwal 132 et des données Migros, version de démonstration gratuite.

PEMS: logiciel de calcul d'ACV complète en langue anglaise, base de données fournie (essentiellement données publiques), version de démonstration gratuite (site internet <http://www.pira.co.uk:8070/environment/home.html>).

PIA: logiciel de calcul d'ACV complète en langue anglaise, 200 modules dans la base de données, version de démonstration.

REPAG: logiciel de calcul et de comparaison d'inventaires, plus particulièrement dans le secteur des emballages, logiciel de langue anglaise, 85 modules dans la base de données (matériaux d'emballage), version de démonstration gratuite.

Simapro : logiciel de calcul d'ACV complète en langue anglaise, 700 modules dans la base de données fournies, version de démonstration gratuite (site sur internet <http://www.pre.ni/simapro.html>).

TEAM : logiciel de calcul d'ACV complète en langue anglaise, 7 000 modules dans la base de données, version de démonstration.

Logiciel	Fournisseur	Date d'entrée sur le marché	Prix 1996 (1)
AIBAS OEK	Universität Kassel (Allemagne)	1995	€2 560
Boustead Model	Boustead Consulting Ltd (Grande-Bretagne)	inconnue	€15 300
Cassandra	Institut für Management Umwelt (Allemagne)	1995	€4 100
CUMPAN	Debis Systemhaus (Allemagne)	1996	€15 300
E3-Audit	Siemens Nixdorf Computer AG (Allemagne)	1995	€10 200
EcoFit	OTEAM (Autriche)	1995	€47 200
ECOPACK 2001	BC (Suisse)	1992	CHF 2 900
EcoPro	EMPA (Suisse)	1995	CHF 8 500
EcoScan	Turtle Bay (États-Unis)	1996	US\$ 615
ÉMIS	Carbotech AG (Suisse)	1995	CHF 9 000
EUKLID	Fraunhofer Institut (Allemagne)	1996	€6 650
GaBi	PE-Product Engineering GmbH (Allemagne)	1993	€7 160
HERAKLIT	Fraunhofer Institut (Allemagne)	1996	€6 650
KCL-ECO	KCL (Finlande)	inconnue	€3 000
L-CAD	Battelle Memorial Institute (États-Unis)	1996	US\$ 1 000
LCA CAN System	Nomura Research Institute (Japon)	96	¥ 1 000 000
LCAIT	Chalmers Industriteknik (Suède)	1991	SEK 25 000
LMS	LMS Umweltsysteme (Allemagne)	1995	€13 600
Ökobase	Migros (Suisse)	1991	CHF 8 500
ÔkoPac	Comedia (Suisse)	1991	CHF 1 490
PEMS	Pira International (Grande-Bretagne)	inconnue	€9 200
PIA	Toegepaste Milieu Économie (Pays-Bas)	1993	€970
REGIS	Sinum GmbH (Suisse)	1994	CHF 4 750
REPAG	Franklin Associates Ltd (États-Unis)	1993	US\$ 9 950
Simapro	Pré Consultants (Pays-Bas)	1990	€2 200
TEAM	Ecobilan (France)	1993	€2 300
UIS	CADIS GmbH (Allemagne)	1996	€5 110
Umberto	IFU-IFEU (Allemagne)	1995	€12 120
Umcon	PARTICIP GmbH (Allemagne)	1994	€5 760

(1) Les prix ont probablement évolué depuis cette date

Tableau 8 : Prix de quelques logiciels du marché (d'après ÖBU ²)

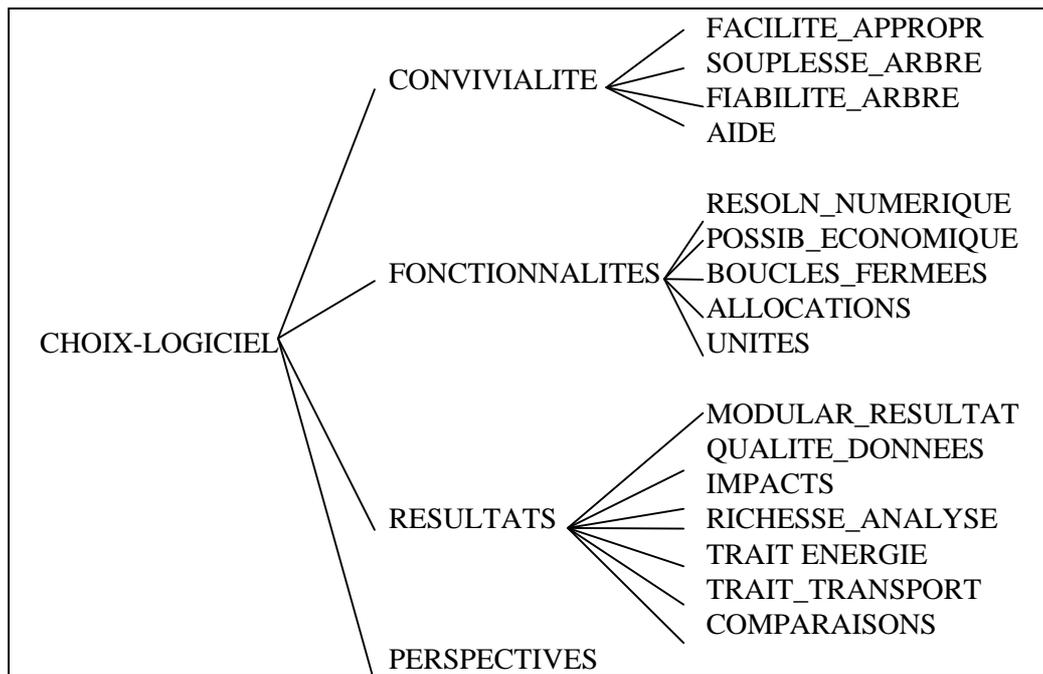
Les pays germanophones (Allemagne, Suisse, Autriche) sont sur-représentés dans le Tableau 8, en raison de l'origine autrichienne de l'étude dont il est issu. Il n'en reste pas moins qu'en 96, seuls quatre outils, 3 américains et un japonais, n'étaient pas d'origine européenne. D'autres outils ont vu le jour depuis outre-atlantique, mais la prépondérance européenne demeure.

La tendance quasi-générale à la baisse des tarifs est illustrée par exemple par TEAM, dont le module de base est aujourd'hui vendu 1000 € soit un prix divisé par 2,3. La comparaison reste très difficile en raison de la grande diversité des bases de données fournies en standard et de la large gamme de coûts des modules de données additionnels. Toute comparaison doit donc être faite à la fois sur le logiciel de base et sur les bases de données, après une analyse soignée du contenu de ces dernières.

Grille EDF d'évaluation des logiciels d'ACV

EDF a utilisé une grille de 17 critères hiérarchisés en 3 niveaux selon le schéma de la Figure 5.

2 ÖBU : Office de l'Environnement Autrichien



FACILITE-APPROPR	= facilité d'apprentissage, d'utilisation, d'interprétation des résultats, maintenance et mise à jour
SOUPLASSE-ARBRE *	= souplesse de construction de l'arbre (limites, représentation graphique, modification en cours de route, ...)
FIABILITE-ARBRE *	= fiabilité de construction de l'arbre (récapitulatif des variables d'entrée, de l'unité fonctionnelle, vérification des bilans masse et énergie, de la cohérence de l'arbre)
AIDE =	aide en ligne, aide téléphonique, user club
RESOLN NUMERIQUE	= niveau de performance de la résolution numérique (relations linéaires implicites, explicites ou quelconques)
POSSIB-ECONOMIES *	= prise en compte d'économies au niveau des boucles (valeurs négatives, fonctionnalité spécifique)
BOUCLES-FERMEES *	= possibilité de faire des boucles fermées explicites (reconnaissance de la variable, évaluation de l'excédent possible induit)
ALLOCATIONS *	= manière de traiter les boucles ouvertes et les multi-entrants ou les coproduits (rien, choix explicite à faire)
UNITES =	souplesse au niveau des unités (choix imposé ou non, création possible)
MODULAR-RESULTAT *	= modularité des résultats (bilans partiels, flux directs et indirects pris en compte)
QUALITE-DONNEES	= niveau de prise en compte de la qualité des données (calcul d'incertitudes, évaluation qualitative)
IMPACTS * =	évaluation des impacts (impacts prédéfinis, modifiables ou non, possibilité de créer de nouveaux impacts ou des évaluations)
RICHESSE-ANALYSE	richesse de l'analyse des résultats (bilans tableaux, graphiques)
TRAIT-ENERGIE * =	traitement de l'énergie (module spécifique, unités, bilans détaillés par type : feedstock, renouvelable,...)
TRAIT-TRANSPORT *	= traitement du transport (format spécifique, reconnaissance des masses à transporter)
COMPARAISONS =	possibilités de comparer plusieurs scénarios dans un même tableau, sur un même graphique, ou plusieurs projets)
PERSPECTIVE =	perspectives d'évolution annoncées

Figure 5 : les 17 critères utilisés par EDF pour comparer les logiciels d'ACV

COMMENTAIRES

Les critères non repérés par une astérisque tels que "convivialité" et "perspective" ne sont pas spécifiques des ACV. "fonctionnalités" mesure par exemple la souplesse de l'outil logiciel. Les autres critères tels que "résultats" sont en revanche très spécifiques des ACV.

Démarche de sélection d'un logiciel d'ACV : récapitulatif

Pour bien choisir un logiciel d'ACV, il faut procéder selon [4] aux étapes suivantes :

? **Bien définir les besoins :**

- quel est le budget disponible ?
- qui va utiliser cet outil (expert ACV, ingénieur produit, autre ...) ?
- quel est le but des études ACV réalisées par l'entreprise ?
- un logiciel de calcul d'inventaire est-il suffisant ou veut-on aller jusqu'à l'évaluation des impacts ?
- a-t-on besoin de sorties ou de résultats spécifiques (ratios spéciaux ou bien en termes de présentation, doit-on entrer ces résultats dans un tableau de bord, d'où le besoin d'une interface avec un autre logiciel) ?

? **Repérer sur le marché quels sont les logiciels ACV qui semblent répondre aux besoins,** ou du moins qui disposent de fonctionnalités intéressantes : pour cela, il faut utiliser toute la bibliographie disponible, contacter les fournisseurs pour obtenir les versions de démonstration et savoir qui utilise leur logiciel, car cela permet de contacter directement les utilisateurs et d'obtenir leur sentiment vis-à-vis du logiciel ;

? Une fois repérés les quelques logiciels qui semblent le mieux correspondre, nous conseillons de **les tester « en vraie grandeur »**, c'est-à-dire de réaliser une étude réelle avec ces logiciels, ce qui permettra de se rendre compte directement des éventuels problèmes posés par son activité et que le logiciel ne saurait pas gérer... Cela permet également de contacter les fournisseurs pour leur exposer ces problèmes

? À la suite de ces tests, chacun sera à même de choisir le ou les logiciels qui lui conviennent le mieux.

Perspectives

Un défi majeur, qui conditionne le succès ultérieur des ACV, est l'intégration, dans l'étape d'évaluation des impacts locaux, en particulier toxicologiques et écotoxicologiques, de données relatives :

- au devenir (*fate*) des substances rejetées dans l'air, dans l'eau et dans les sols,
- à l'exposition des populations humaines et des écosystèmes qui en découle (*midpoints*),
- aux impacts sur la santé qui en résultent (*endpoints*) évalués en *DALY* ou en *YOLL* .

Tous ces points seront traités au chapitre 4. Ils sont situés à la frontière des ACV, là où les améliorations sont les plus nécessaires, et où se situent la majorité des efforts. Il n'est pas surprenant que les logiciels qui reflètent, avec un léger décalage, l'état de l'art, commencent seulement à aborder ces questions.

Une conséquence importante pour les logiciels est que ceux-ci devront pouvoir identifier les milieux récepteurs plus finement que (air, eau, sol). De nombreuses études en cours sur le sujet conduisent en effet à distinguer par exemple l'air extérieur de l'air intérieur des bâtiments (Jolliet), les eaux douces de celles des océans, les sols agricoles cultivés pour l'alimentation humaine des autres sols agricoles et des sols non agricoles (Jolliet), etc.

Par ailleurs, le calcul des impacts sur la santé devra être différent selon le type de substances rejetés (pesticides, métaux lourds, cancérogènes) en raison de leurs différences de comportement dans la biosphère et/ou d'action sur les êtres vivants.

Enfin, pour les industriels désireux d'optimiser leurs produits, il peut être pertinent d'intégrer un modèle de site, et pour cela d'identifier les milieux récepteurs de leur site, avec leurs concentrations de fond, et donc de pouvoir coupler leur logiciel d'ACV avec un modèle de dispersion de polluants dans l'air et dans l'eau.

En résumé, trois caractéristiques d'un logiciel d'ACV importantes, mais difficiles à évaluer, sont donc :

- l'aptitude à modifier la structure des données d'inventaire pour ajouter de nouveaux milieux récepteurs. La compatibilité avec les formats de données SPINE et SPOLD n'est semble-t-il à cet égard pas une condition suffisante,
- l'évolutivité des calculs d'évaluation des impacts,
- l'inter-opérabilité avec des modèles d'évaluation d'impacts de site.

Données d'inventaire

Introduction

Les données d'inventaire sont d'une importance primordiale. Le demandeur d'une ACV, quand il s'agit d'un industriel, est généralement capable, moyennant un certain effort, d'obtenir les données d'inventaire qui concernent son ou ses sites de production ou d'activité, mais ce n'est que très exceptionnellement qu'il disposera de celles qui intéressent les phases amont et aval du cycle de vie du produit auquel il s'intéresse. Il s'adressera donc à ses fournisseurs et à ses clients, qui à leur tour s'adresseront à leurs fournisseurs et clients, etc. En pratique, on arrive au mieux à obtenir des données d'un cran en amont et un en aval. Pour le reste du cycle, on utilise des bases de données, pour lesquelles se posent deux problèmes majeurs : la transparence et la disponibilité.

On voit donc apparaître une caractéristique fondamentale des données qu'on va utiliser : c'est qu'elles résultent elles-mêmes d'inventaires. Elles sont fournies par les ACV que l'on n'a pas les moyens de faire soi-même, et dont les résultats sont fournis de façon à pouvoir être utilisés par tous. D'où une conclusion très importante, même si l'on a tendance à l'oublier : toutes les difficultés méthodologiques que rencontrent les ACV, les fournisseurs de données les rencontrent également.

Transparence et « metadata »

La norme ISO 14040 insiste à juste titre sur l'exigence de transparence des données d'inventaire. Cette exigence signifie que l'utilisateur doit pouvoir disposer d'une série d'informations sur les données proprement dite, des données sur les données, que les anglo-saxons et les nordiques ont baptisées « metadata ». Celles-ci doivent permettre de juger de la représentativité technique, géographique, temporelle des données fournies, de leur variabilité, de leur mode d'obtention, etc., en bref de leur pertinence par rapport à l'étude ou à la question posée.

La qualité de ces *metadata* est éminemment variable selon les sources de données, de remarquable dans la base suisse sur les systèmes énergétiques présentée ci-dessous à totalement absente.

Incertitudes sur le périmètre choisi par les fournisseurs de données

Revenons à la remarque initiale : les données utilisées sont issues d'ACV génériques. Et illustrons sur un exemple les difficultés que l'on peut rencontrer.

Considérons l'ACV d'un produit qui contient de l'aluminium : la fabrication de l'aluminium consomme de l'électricité. Les *données* d'inventaire de la fabrication de l'aluminium contiendront donc une ligne « consommation d'électricité ».

Le responsable de l'ACV initiale peut s'en tenir là. Mais il peut pousser plus loin et utiliser l'ACV de l'aluminium, dont les *résultats* contiendront une ligne « consommation de pétrole » et une ligne « consommation d'uranium », obtenues après calcul des quantités nécessitées pour produire l'électricité consommée pour produire l'aluminium, et ne contiendront plus de ligne « consommation d'électricité », qui n'est pas une ressource naturelle.

Choisir la première méthode (consommation d'électricité), c'est s'obliger à rechercher soi-même l'équivalence avec le pétrole ou l'uranium. Choisir la seconde, c'est s'éviter un travail difficile, mais rester prisonnier des choix (mal connus ou inadaptés) des fournisseurs de données.

En pratique, rares sont les bases de données qui fournissent les deux types d'inventaire, et l'analyste doit jongler entre des données hétérogènes, au risque d'obtenir des résultats ininterprétables.

Données moyennes et données marginales

Une donnée moyenne est obtenue en faisant la moyenne des valeurs obtenues sur plusieurs sites. Deux questions se posent :

- cette moyenne est-elle représentative des sites qui nous intéressent ?
- est-ce la valeur moyenne qui est pertinente pour notre problème ?

La question de la représentativité est abordée plus loin. La pertinence de la moyenne fait partie des questions posées au chapitre 3 : elle dépend du type de décision qui est à l'origine de l'étude

Les ACV servent à comparer entre eux des processus ou des produits. La question pertinente est donc toujours : combien de kg de matière **supplémentaire** sont-ils consommés ou rejetés par le produit A plutôt que B. En prenant l'exemple de l'aluminium déjà cité, on écrira qu'à 1 kg d'aluminium supplémentaire correspondront xkWh d'électricité supplémentaires. Et la correspondance inscrite dans la Base de données sera fondée sur des chiffres moyens.

Confondre les valeurs marginales et les valeurs moyennes est toujours une erreur. Mais, est-ce une erreur grave ? On peut voir que les chances de se tromper sérieusement augmentent :

- Lorsque les scénarios que l'on compare concernent une politique publique, un choix de priorité nationale, lorsqu'il s'agit de faire un bilan d'émission à l'échelle d'un secteur d'activité ou d'une aire géographique, et lorsque les échelles de temps considérées sont grandes.
- Lorsqu'on a "cédé à la facilité" dans le choix du § précédent, et qu'on utilise des chiffres qui reflètent des chaînes de processus longues et complexes

- Lorsque les chiffres moyens reflètent un équilibre, toujours modifiable, entre des procédés dont les chiffres marginaux sont très différents (voir plus bas).

Le problème est qu'actuellement les seules données disponibles sont des données moyennes : les données fournies par les industriels concernant la fabrication de leurs produits sont des moyennes à cause de la confidentialité imposée par la protection des procédés de fabrication. Lorsqu'un produit chimique est fabriqué selon plusieurs procédés, leurs impacts peuvent être très différents, mais les industriels ne veulent pas se voir imposer d'utiliser le procédé « le plus propre » par leurs clients : pour ceux qui génèrent les plus gros impacts en terme d'émissions ou de consommations, l'amélioration de leurs process nécessite en effet généralement des investissements qui s'amortissent sur longue période, programmés en fonction de calendriers négociés avec les pouvoirs publics. L'irruption d'exigences environnementales dans les critères de choix de leurs clients peut alors être un facteur d'incertitude grave, ce qui explique leur prudence à diffuser leurs inventaires de cycle de vie.

La récente Directive Européenne sur les BAT (Best Available Technologies), qui s'inscrit dans le cadre de l'IPP (Integrated Product Policy) peut accélérer la diffusion d'inventaires marginaux et non plus moyens.

Flux non élémentaires

Le travail d'analyse de « l'arbre des procédés » dont le produit ou l'activité objet de l'étude est le « flux principal » consiste à pister les intrants jusqu'à remonter aux prélèvements dans la Nature, et les extrants jusqu'aux émissions et rejets dans le milieu naturel (air, eau ou sol).

En toute rigueur, vu l'interconnexion de toutes les activités humaines, on peut arriver de proche en proche à intégrer ainsi dans l'analyse l'ensemble de l'activité humaine, ce qui est bien sûr impossible. En pratique, on s'arrêtera donc au bout d'un certain temps, défini par le temps et le budget impartis à l'étude et par la pertinence des flux relativement aux impacts considérés.

Il restera donc un certain nombre de flux non pistés jusqu'à l'interface Technosphère/Nature, flux appelés « non élémentaires ».

Les déchets sont généralement recensés en fonction de leur classification réglementaire, relative à leur dangerosité (inertes, banals, spéciaux). Le problème est que l'on oublie généralement qu'il s'agit de flux non élémentaires, et qu'une évaluation de leurs impacts devrait se faire après avoir inclus dans les frontières du système étudié les procédés de traitement ou de stockage de ces déchets. Ainsi des fermentescibles enfouis généreront du méthane, qui sera soit récupéré pour être brûlé (rejet de CO₂) avec ou sans récupération d'énergie (économie de combustible fossile ou d'électricité), soit rejeté à l'atmosphère (impact sur le réchauffement global).

Disponibilité des données d'inventaire génériques

La situation est très diverse selon les produits : elle est illustrée par quatre exemples contrastés.

Les systèmes énergétiques

La base de données de l'ETH de Zurich est le fruit d'un travail considérable salué unanimement par les experts ACV européens lors de sa publication en 1994. Les données *et* résultats d'inventaire de presque 500 procédés et produits énergétiques et autant de flux environnementaux sont disponibles sous forme de tableaux de type Excel, d'emploi malaisé pour un non informaticien du fait de leur taille, mais fournies également avec les principaux logiciels d'ACV. Les *metadata* fournis sous forme de CD ROM ou de trois volumineux classeurs sont exemplaires de transparence et de précision, mais malheureusement en allemand. Par ailleurs, l'équipe à

l'origine de ce travail est aujourd'hui dispersée, son département n'existe plus et la mise à jour nécessaire de cette base est très problématique.

Les matières plastiques

L'APME (Association of Plastic Manufacturers in Europe) diffuse gratuitement par courrier et sur son site Internet les « écoprofiles » des principales matières plastiques, sous forme de listes de résultats d'inventaire moyennés facilement utilisables dans un tableur ou un logiciel de calcul.

Malgré une abondante explication méthodologique, ces données présentent plusieurs défauts gênants pour les analystes :

- bien que résultant de moyennes, elles ne donnent aucune information sur leur dispersion,
- ce sont des résultats et non des données d'inventaire au sens défini plus haut,
- ce sont des moyennes et non des valeurs marginales
- les substances dangereuses émises et les déchets dangereux produits ne sont pas assez détaillés ou identifiés pour permettre de faire une évaluation correcte de leurs impacts sur l'environnement,

L'acier

Des ACV ont été faites par l'IISI (International Iron & Steel Institute) au niveau mondial. Les résultats sont diffusés au cas par cas, de façon très contrôlée afin d'éviter tout usage non souhaité par les fabricants. La déclaration de politique générale de l'Institut concernant les ACV témoigne d'une prudence extrême, multipliant les mises en garde, insistant sur le fait que les ACV en sont encore à leurs balbutiements, que leurs résultats varient selon les hypothèses faites, et propose une liste de recommandations de prudence et de transparence auxquelles on ne peut que souscrire. La seconde d'entre elles cependant ³ laisse entendre que les ACV ne s'occupent ni des impacts sur la santé humaine, ni de ceux sur les écosystèmes individuels, ni de l'utilisation soutenable des ressources naturelles, ce qui est pour le moins restrictif.

Les produits de construction

Les fabricants français de produits de construction, tout en affirmant la nécessité d'utiliser une approche de type ACV pour évaluer la qualité environnementale de leurs produits, se sont très tôt déclarés hostiles aux approches de type écolabel, jugeant leur secteur trop spécifique :

- ✎ la qualité environnementale de leurs produits dépend de la qualité de la mise en œuvre du produit dans l'ouvrage, qui n'est pas maîtrisée par le fabricant du produit,
- ✎ l'ouvrage a une grande durée de vie (souvent > 50 ans) d'où une grande incertitude sur le comportement du produit en œuvre, qui dépend de la qualité de son entretien, et son devenir en fin de vie.

Une démarche de normalisation française a permis tout récemment de définir le type d'information pertinente concernant la qualité environnementale d'un produit de construction, et la forme sous laquelle cette information sera fournie aux utilisateurs de ces produits (norme NF XP P01-010). Cette information s'appuie essentiellement sur une démarche de type ACV. Bien qu'un certain nombre de fabricants aient déjà effectués

³ « Seek to place LCA within its broader context of Sustainable Development, recognizing that this requires that due weight must *also* be given to the impact on human health and safety, welfare, biodiversity, the impact on individual eco-systems, the length of a product's life and its recyclability, and the sustainable use of natural resources. »

des ACV, ils attendaient logiquement la publication de la norme avant de diffuser leurs fiches d'informations, qui contiennent notamment des résultats d'inventaire.

Encart 5 : Le cas Suédois et le projet SPINE

En 1996 le « Centre pour l'Evaluation Environnementale des Produits et du Système Matériel » (CPM) (<http://www.cpm.chalmers.se>) a été créé à Chalmers IndustriTeknik, un Institut universitaire de Technologie de Göteborg (Suède). Un des objectifs de ce groupe était de mettre sur pied une base de données nationale validée SPINE@CPM. Cette base existe et est accessible moyennant finances sur Internet. Elle est devenue un standard de fait pour les ACV mettant en jeu des process des industries nationales. Ses tarifs en réservent cependant l'usage aux professionnels, industriels, consultants et Pouvoirs Publics.

Le CPM a initié le projet SPINE, un système de documentation destiné notamment à faciliter l'échange de données de cycle de vie entre logiciels d'ACV, en identifiant les principaux problèmes et en proposant des solutions consensuelles établies à la fois par les développeurs d'outils et par leurs utilisateurs. Le résultat est un ensemble de recommandations, de définitions, d'interprétations et de nomenclatures à l'usage des praticiens des ACV et des développeurs d'outils, ainsi que des spécifications techniques pour les fichiers d'échanges de données « XFR ». Les nomenclatures traitent des substances en tant que flux physiques (ressources, émissions et déchets) et de leur description en termes de type de flux et de nature du milieu émetteur ou récepteur. Parmi les détails techniques abordés figurent la façon de nommer les objets de l'étude, noter les adresses et les dates et gérer les champs vides.

Encart 6 : Le format SPOLD

Chaque logiciel ou base de données d'ACV ou presque utilise son propre format de stockage et de présentation des données d'inventaire, ce qui les rend difficile à échanger et à comparer. Pour résoudre ce problème, le format SPOLD a été développé dans les années 1995 à 1997 par une action conjointe de la société pour la promotion du développement des ACV (SPOLD) et plus de 50 fournisseurs de données, de producteurs de logiciels et de praticiens des ACV en Europe, en Amérique du Nord et au Japon (la liste est disponible sur Internet à l'adresse <http://www.spold.org/>).

Le format SPOLD est ainsi conçu comme un format commun pour l'échange de données d'inventaire de cycle de vie, permettant de comprendre, comparer et échanger ces données quel que soit leur mode de stockage dans leur base d'origine. Il n'est pas conçu comme un questionnaire pour la collecte des données ni pour la présentation des résultats finaux d'inventaires de cycle de vie : ces questionnaires doivent être adaptés à leurs utilisateurs et peuvent être beaucoup plus simples que le format SPOLD. Les rapports de calculs d'inventaire doivent quant à eux comporter, outre les données de cycle de vie proprement dites, des informations sur leurs objectifs, leur commanditaire, le public visé, leurs conclusions, leurs limitations, etc.

Le format SPOLD est avant tout un format de fichier électronique (SPOLD 1997) supporté par un logiciel gratuit (Weidema & Grisel 1997) permettant de créer, éditer, visualiser, importer et exporter des données d'inventaire de cycle de vie. Ce logiciel ne comporte aucune fonction de calcul et ne peut être utilisé pour combiner des jeux de données pour élaborer un système de

produits ou un inventaire de cycle de vie, opérations pour lesquelles un tableur ou un logiciel d'ACV est nécessaire.

Quelques principes directeurs du développement de ce format ont été :

- Le format doit être électronique afin de pouvoir manipuler un grand nombre de champs interdépendants et de faciliter la création et l'édition de jeux de données.
- On doit pouvoir saisir toute donnée d'inventaire existante, liée au site ou concernant des systèmes complexes, sans perte d'information.
- Pour améliorer la transparence et l'intercomparaison, le format doit être aussi prescriptif que possible, avec des réponses prédéfinies, des options par défaut et des nomenclatures standards chaque fois que possible.
- La terminologie doit être autant que possible cohérente avec les normes de la série ISO 14040.
- Redondance et risque de contradiction doivent être évités ou réduits, par exemple en ne demandant une information que dans un seul champ. De plus, le logiciel accompagnant le format SPOLD ne doit pas faire concurrence aux logiciels d'ACV commercialisés et ne doit par conséquent pas pouvoir faire de calculs.

Conclusions du chapitre 2

On peut voir que toutes les difficultés que le rapport soulignera, en particulier au chapitre 3 et au chapitre 4, sont **présentes dans les logiciels et dans les données**. C'est normal pour les logiciels. C'est normal pour les données qui sont pas autre chose que des extraits d'ACV qui viennent compléter celle que fait l'industriel.

Cela étant, on comprend que l'ISO ait insisté sur la transparence des méthodes, et sur le fait que l'on ne doit pas cacher, **ni dans un logiciel, ni dans les chiffres des données**, les approximations faites.

La standardisation des données d'inventaire (SPINE et SPOLD, encarts ci-dessus) devrait à terme faciliter les échanges de données entre logiciels et permettre l'utilisation de données d'un fournisseur avec un logiciel d'un autre fournisseur⁴. Cependant, à de rares exceptions près (telles que les données sur les systèmes énergétiques d'ETHZ ou les données sur les matériaux d'emballage du Buwal 132), une telle solution est encore très hasardeuse en raison de l'insuffisance notoire des *metadata* (données sur les données) disponibles dans la plupart des cas.

Bibliographie du chapitre 2

1. Hanssen Ole J., Status of LCA in the Nordic Region, Int. J. LCA 4 (6) 315-320 (1999), Ecomed publisher, Germany
2. McKone Thomas E. and Hertwich Edgar G., The Human Toxicity Potential and a Strategy for Evaluating Model Performance in LCIA, Int. J LCA 6 (2) 106-109 (2001), Ecomed publisher, Germany

⁴ Bien qu'une polémique regrettable se soit développée entre les promoteurs de ces deux formats, il ne semble pas y avoir de contradiction entre eux, mais plutôt une querelle de préséance ou d'antériorité. Tous deux, et c'est le plus important, restent explicitement cohérents avec la série des normes ISO 14040.

3. Siegenthaler C. et al., LCA Software Guide 1997- Market overview; Software portraits, 150 p., ÖBU (Suisse)
4. Ollivier-Dehaye Catherine, ACV : comment choisir un logiciel ?, in Techniques de l'Ingénieur, Traité Environnement, G 6 350, 16 p., Paris, 1998.
5. Menke D. et al., Examen des outils d'évaluation du cycle de vie, Environnement Canada, Direction des Déchets dangereux, Ottawa (Ontario), 100 p., 1996
6. Rice G., LCA software review, Centre for environmental strategy, Univ. of Surrey, UK , 60 p., 1996
7. The Centre for Environmental Assessment of Product and Material System (CPM), Chalmers Industriteknik, Göteborg, <http://www.cpm.chalmers.se>
8. Erixon Maria, Project co-ordinator, Facilitating Data Exchange between LCA Software involving the Data Documentation System SPINE. Report from Data Exchange Project, Phase 2000, involving: The Centre for Environmental Assessment of Product and Material System (CPM), ABB, Akzo Nobel, Assess, Chalmers Industriteknik (CIT), Nordic Port and Perstorp, CPM, 2000-06-20, 48 p.
9. Singhofen A, Introduction into a Common Format for Life-Cycle Inventory Data, Society for Promotion of Life-cycle Assessment Development (SPOLD), Brussels, 1996
10. Weidema Bo P., The SPOLD file format '99. <http://www.spold.org/publ/SPOLD99.zip>, 1999
11. Erixon M. & Ågren S., an assesement of the SPOLD format with a comparison between SPOLD & SPINE, CPM report 1998:5, CIT, Göteborg, 90 p.
12. Weidema Bo P., Response to the CPM assessment of the SPOLD format, 1999.01.27, 16 p.
13. NF XP P01-010-1 Information sur les caractéristiques environnementales des produits de construction. Partie 1 : méthodologie et modèle de déclaration des données, AFNOR, Paris, avril 2001
14. NF XP P01-010-2 Information sur les caractéristiques environnementales des produits de construction. Partie 2 : cadre d'exploitation pour application à un ouvrage donné, AFNOR, Paris, mai 2002.

On a vu, au chapitre 1, que la première phase des ACV était constituée par les inventaires, qui sont des comptabilités matières portant sur les flux d' "intrants" et d'"extrants". Ces flux sont définis sans trop de difficulté une fois qu'a été fixé le périmètre sur lequel portera l'étude. Comptabiliser des flux-matière n'est pas une opération très différente de celles qui portent sur des flux monétaires comme les comptabilités d'entreprise, la comptabilité nationale, ou encore les statistiques de l'INSEE.

Lorsqu'on veut dépasser le niveau de la simple description, comparer les évolutions possibles et proposer des outils d'**aide à la décision**, on sait qu'il faut résoudre, en économie, un certain nombre de difficultés. Il serait bien surprenant qu'il n'en soit pas de même en matière d'ACV, avec la difficulté supplémentaire que les flux correspondants sont des flux matières multidimensionnels.

Nous allons essayer de classer ces problèmes, en allant du plus simple au plus complexe. Nous montrerons que, tant qu'on reste au niveau de l'entreprise et de ses produits (ce qui, lorsqu'on parle de flux monétaires, correspond à la microéconomie), ces difficultés sont solubles, grâce en particulier aux règles mises en avant par les normes ISO 14040 et ISO14041.

Mais que, lorsqu'on aborde les comptabilités de secteurs entiers, et de fonctions comme l'énergie, les transports ou le traitement des déchets (problèmes qui présentent un caractère macroéconomique évident), un travail d'analyse beaucoup plus approfondi est nécessaire.

1 - Difficultés "classiques" liées à l'affectation des flux dans les inventaires

Sous cette rubrique, nous placerons tout ce qui est lié à la construction (purement factuelle) des comptabilités matières, des flux d'intrants et d'extrants.

- Le problème des **coproduits** (des sous-produits) a été évoqué au chapitre 1. C'est, en effet, un classique de la comptabilité industrielle (par exemple, lorsqu'on cherche à affecter les "frais généraux). Comment affecter tel ou tel intrant à un produit plutôt qu'à un autre, dès lors que le processus de production ne débouche pas sur un produit unique? Si on peut s'appuyer sur l'existence de "fonctions de production", c'est à dire sur des relations⁵ entre les flux d'entrée, la quantité de produit élaborée, et les flux de sortie, le problème est facile à résoudre, même si la solution est parfois indéterminée. Sinon, on affectera les intrants "à la proportionnelle", comme on l'a toujours fait dans les comptabilités ordinaires.
- Le problème du **caractère "matriciel" des comptabilités - matières** vient de la prise en compte du caractère "bouclé" du graphe des différents processus industriels. En première approximation, on traite ces interactions en déroulant un "arbre des intrants": le produit considéré utilise des tôles, qui utilise un traitement de surface, qui utilise...En fait, il peut y avoir des boucles dans ce qu'on croit être un arbre: certaines étapes font appel au produit examiné initialement.
- Cette question a fait l'objet de développements méthodologiques, qui se sont traduits par la construction de matrices des relations (flux matières) entre processus. Comme on a pu le voir

⁵ La différence entre une "fonction de production" et les chiffres de l'exemple traité au chapitre 1, réside dans le fait que les flux ne sont pas nécessairement proportionnels à la production, et qu'une seule série de chiffres ne suffit pas nécessairement à caractériser la production, les intrants, et les extrants associés.

au chapitre 2, il existe alors des logiciels qui résolvent la difficulté (en inversant la matrice des interactions). On constate d'ailleurs que l'influence des boucles de retour est, en général, assez faible.

Ainsi, si on les considère uniquement comme des comptabilités, les ACV ne posent pas de problèmes trop difficiles à résoudre, ou plus exactement n'en posent pas plus que les comptabilités monétaires classiques. Les vraies difficultés apparaissent lorsqu'on veut (conformément à ce qui est leur raison d'être) les utiliser comme "aides à la décision".

2 - Le passage au raisonnement comparatif, "en différentiel"

A priori, les ACV ne devraient éprouver aucune difficulté pour adopter une démarche comparative. La norme ISO 14040 est très claire sur ce point : les **évaluations sont faites par comparaisons entre solutions**. Ceci vaut aussi bien pour les fournisseurs des produits que pour ceux qui les mettent en oeuvre, comme on l'a souligné en conclusion de l'exemple. Les décideurs utilisent l'ACV pour trouver "la meilleure solution", et donc raisonnent en différentiel.

Dans la mesure où les comparaisons portent sur des processus **bien maîtrisés** par les auteurs de l'étude ACV, on peut penser que le passage au raisonnement en différentiel ne présentera pas de difficulté majeure. Tout naturellement, **on utilisera des coûts "proportionnels" comme base de ces comparaisons**, ce qui sera facilité par le fait que l'ACV repose sur une analyse complète des processus de production, de distribution, et d'utilisation⁶. **Mais le tableau change complètement si l'on doit prendre en compte des processus très "extérieurs à l'entreprise", et utiliser des chiffres qui relèvent de la macroéconomie**: Bases de Données et Statistiques globales.

3 - Le raisonnement différentiel et les flux-matières de la macroéconomie

Redisons d'abord où se trouve la difficulté: si on veut opérer en différentiel, les "coûts-matière" ne doivent pas être des valeurs moyennes, mais des valeurs différentielles, au voisinage de la situation moyenne. Trouver ces valeurs est assez commode en microéconomie, lorsqu'on traite des processus industriels contrôlés par le responsable de l'étude, car elles sont données par la "fonction de production" et correspondent à peu près, en général, aux "coûts-matières proportionnels". Mais c'est très difficile, sans une modélisation soignée, en macroéconomie, lorsqu'on fait intervenir des processus globaux. Comme on l'a déjà expliqué, on fait alors appel à des Bases de Données. Mais la quasi-totalité des chiffres qui figurent dans ces Bases **utilisent des chiffres "moyens", et non pas des valeurs différentielles**.

La différence entre les ACV et les outils économiques habituels est alors très nette. En économie, l'existence d'un marché fait que les coûts qui figurent dans les comptabilités sont liés (même s'il s'agit de prix administrés) à l'équilibre économique général. Rien d'équivalent n'existe pour les coûts-matières qui figurent dans les Bases de données. Ils peuvent être très différents de ce qu'indiquerait une "analyse à la marge", attentive aux évolutions.

Nous allons voir la conséquence de cet état de chose sur trois cas, pris comme exemples: la "valeur Carbone" de l'électricité, l'ACV des transports, l'ACV des déchets.

⁶ Cela étant, la **communication sur les résultats** d'une ACV ne sera jamais aussi claire que ce qui vient d'être dit : la norme est très bien rédigée pour éviter les abus, mais elle ne réussira jamais à les éviter complètement. Dans ce domaine, néanmoins, on ne voit pas que les ACV présentent d'infériorité particulière par rapport aux évaluations monétaires: que l'on pense à la publicité comparative, aux différents dossiers de la Presse économique (combien vous coûte votre voiture?) ou aux dossiers officiels de comparaison rail-route, ou autres.

Valeur Carbone de l'électricité

Nombreuses sont les études qui pensent pouvoir traiter cette question en se contentant de diviser les émissions (dans un pays donné) par les Kwh livrés (dans ce pays). Cette méthode serait correcte (au problème de l'investissement près) si le marché de l'électricité était clos, et si l'on distinguait les électricités par type de production: on aurait alors un "coût proportionnel en Carbone" qui serait une caractéristique (en gros invariante) du producteur. **Il n'est pas impossible qu'il en soit ainsi à l'avenir**, et que l'on soit amené à parler "des" électricités. Mais, aujourd'hui, on évalue "une" électricité, fournie par le réseau.

Il est alors très facile de voir que les théories de la facturation s'appliquent, mutatis mutandis, à l'évaluation de la "facturation en carbone". Et qu'en particulier on devra distinguer:

- Un coût carbone marginal, en opération. Il variera beaucoup entre l'hiver et l'été.
- Un coût marginal de développement. Il prendra en compte les modes choisis pour produire l'électricité: le Gaz et les Renouvelables. Vu d'aujourd'hui, lignite, charbon et nucléaire sont exclus.

Dans un cas comme dans l'autre, le coût Carbone n'a strictement rien à voir avec les émissions moyennes. Ajoutons qu'il est **pratiquement impossible de ne pas le définir au niveau européen**. Ajoutons également que les chiffres publiés aujourd'hui ne tiennent pas compte de ce type de difficulté.

ACV de la fonction Transport

Cette fonction jouera un rôle aussi important que la fourniture d'énergie. Elle correspond à quatre types d'externalités: les émissions (polluants, CO₂), les accidents, le bruit, l'occupation de l'espace.

Comme on l'expliquera au chapitre 4, tout cela peut (et doit) être étudié de façon à la fois globale, statistique, et différentielle. De sorte que l'on puisse répondre à la question: "Si le trafic Orléans-Paris augmente de 10 %, de combien augmenteront les flux extrants (et les dommages associés)?"

Mais, indépendamment du fait que même les valeurs moyennes sont aujourd'hui indisponibles (ou ne le sont que très partiellement), l'adoption d'un point de vue différentiel aura beaucoup de conséquences. Par exemple:

- Si l'évolution des routes est fixée *ne varietur*, l'occupation de l'espace sera indépendante du trafic.
- Si l'évolution des véhicules est "à la baisse" en matière d'émissions, ce sont les nouveaux chiffres qui devront être utilisés, en coût marginal de développement, même si la part des véhicules correspondants dans la parc actuel est faible.
- S'il s'établit un équilibre entre différents modes de transport, et si l'on se contente d'un chiffre global, les remarques du § précédent s'appliquent (tarification marginale).

Tout cela montre clairement que les "flux et dommages différentiels" peuvent être très différentes des "flux moyens", les seuls à figurer dans les Bases de Données.

L'ACV des déchets

On peut faire des remarques analogues sur la fonction "Traitement des Déchets" avec ses grandes variantes: Recyclage, Incinération, Entreposage. Le point de vue différentiel, et macroéconomique, devra jouer un rôle fondamental. En particulier, il sera nécessaire de séparer, dans les Bases de Données, les chiffres des différentes filières

Ajoutons que, plus encore que les autres, la fonction déchets met en jeu des échelles de temps longues, de sorte **que la comparaison inter-temporelle entre émissions devient une nécessité**. Pas plus que les flux monétaires, les flux-matières ne peuvent se passer d'un mécanisme d'actualisation.

C'est par cette question que nous allons terminer notre "revue des difficultés".

4 - La prise en compte des décalages dans le temps

Le fait de raisonner sur des flux matière ne dispense en rien de la nécessité de faire des comparaisons inter-temporelles. Ces comparaisons deviennent inévitables dans deux cas:

- Lorsque les flux d'extrants sont retardés par rapport au cycle de vie "normal" du produit. C'est le problème du devenir "ultime" des déchets, qui a été évoqué au § précédent.
- Lorsque l'équilibre (du pont de vue des flux) est fortement impacté par les investissements nécessaires à la production. De même que l'investissement pèse sur le coût des produits, de même le bilan total des extrants peut être fortement alourdi par les émissions de la "phase investissement".

Ce qui a été dit précédemment sur la nécessité de raisonner en marginal reste vrai. Il faut affecter les extrants de la phase construction ou de la phase déchets ultimes aux produits actuels, et la seule façon de le faire consistera à raisonner en marginal: les théories économiques qui servent à construire les coûts industriels ou la tarification s'appliquent, et on n'y revient pas. Mais la question spécifique qu'il faut traiter concerne le décalage dans le temps: **un flux émis dans 10 ans, ou dans 100 ans, est-il équivalent à un flux émis aujourd'hui?**

Pour instruire cette question, il faut revenir à ce qu'on appelle "équivalent", c'est à dire à l'étude des impacts et des catégories de dommages. On constate alors :

- Que l'évaluation des différentes catégories de dommages, qui sera détaillée dans le Chapitre 4 résulte de conventions explicites qui précisent ce qui sera décompté. Il y a beaucoup de "catégories de dommages", irréductibles entre elles, qu'on évalue avec des unités spécifiques: DALY pour les dommages à la santé, produit d'une surface par une durée pour l'occupation de l'espace et les atteintes à l'environnement, produit du flux par le GWP pour l'effet de serre, etc.
- Qu'aucune de ces conventions n'introduit de différence liée au temps: pour chacune d'entre elles, les dommages sont décomptés indépendamment de la date d'émission des extrants.

Que conclure de cette constatation? **Qu'aujourd'hui, le taux d'actualisation pris en compte dans les ACV est nul**. Comme, par ailleurs, les actions correctives sur lesquelles porte la décision sont, elles, sujettes à une actualisation, il y aura un moment difficile à passer lorsqu'on confrontera les deux familles de chiffres. Mais ceci renvoie au problème plus vaste de la valorisation et de la décision finale, qui sera examiné au chapitre 5.

5 - Quelques conclusions du chapitre 3

Comme on l'a souligné au chapitre 1, le fondement des ACV se situe dans les inventaires, qui sont des comptabilités portant sur des flux matière. Si les ACV s'en tenaient à cette phase, elles rencontreraient peu de difficultés : celles qui ont été évoquées dans ce chapitre sont tout à fait analogues à ce qu'on observe dans la mise sur pied des comptabilités (monétaires) traditionnelles, et se résolvent par les mêmes méthodes.

Mais les ACV sont destinées à préparer des décisions, c'est-à-dire à comparer entre eux des processus industriels. Sur cette voie, qui est celle de l'analyse "à la marge", elles rencontrent des obstacles dont la difficulté va croissant au fur et à mesure qu'on s'écarte des processus qui sont sous le contrôle direct de l'industriel qui utilise l'ACV. En effet, l'analyse à la marge d'une chaîne de processus que l'on contrôle soi-même est relativement aisée (en tout cas, faisable): cela revient à établir la différentielle des relations entre produits et flux d'intrants ou d'extrants.

Au contraire, lorsque les processus mis en jeu concernent la société tout entière, cette analyse n'est plus possible. Et l'absence de mécanismes institutionnels (analogues au marché) de fixation des flux matière fait qu'on n'est pas capable de savoir si les valeurs moyennes que l'on trouve dans les bases de données sont représentatives ou non.

Ce défaut (lié, répétons le, à l'absence de mécanismes institutionnels) apparaît en pleine lumière lorsqu'on doit traiter du "taux d'actualisation" des extrants, c'est-à-dire comparer entre elles des émissions très décalées dans le temps. Aucune solution définie dans le cadre d'une entreprise ne peut être satisfaisante : le sujet appelle une réflexion et des choix collectifs.

Les difficultés que nous venons d'énumérer ne portent donc pas sur la phase d'inventaire elle-même, mais sur les précautions qu'il faudra prendre lors de l'interprétation et du choix final. Même si les entreprises sont rompues à l'analyse marginaliste lorsqu'elles font évoluer leurs propres processus, elles ont besoin qu'un travail important soit fait au niveau des processus collectifs, avant de pouvoir utiliser à bon escient les chiffres qui leur correspondent. On reviendra sur toutes ces difficultés au cours du chapitre 5.

Position du problème : les trois fonctions F, G, H

Les lignes qui suivent sont consacrées aux problèmes que pose la deuxième phase de la démarche ACV. Le but de cette deuxième phase, est d'aboutir à une évaluation quantitative des effets associés aux émissions, ou aux "extrants" qui accompagnent la vie des produits.

Cette phase n'est d'ailleurs pas propre aux ACV, puisqu'on la retrouve dans presque tous les dossiers consacrés à l'action de l'homme sur l'environnement : dans les certifications et les labels, dans l'évaluation de l'impact des ouvrages, etc... Ce qui est spécifique des ACV, c'est avant tout le périmètre choisi pour définir intrants et extrants. Mais la méthodologie utilisée pour évaluer l'action de ces extrants sur l'environnement est tout à fait générale.

Il faut néanmoins insister sur une autre caractéristique des ACV, qu'ils partagent avec beaucoup d'évaluation d'impact, mais pas avec toutes. Les émissions considérées sont "diffuses" et non pas "locales", aussi bien dans l'espace que dans le temps. **Les dommages qui sont l'objet d'évaluation ne concernent pas des "crises"** (crises environnementales ou de santé) **mais traitent** de l'effet **des pollutions diffuses**, des "faibles doses", des phénomènes d'accumulation et de bio-amplification⁷ pour certains produits toxiques, qui se manifestent à moyen/long terme.

La question centrale est alors : **peut-on ramener les dommages à une unité commune**, et quelle sera cette unité ? Dans le schéma d'évaluation des impacts, quelle forme prendra la relation entre des émissions, exprimées en kg de matière, et les dommages constatés ?

Sans vouloir présenter par avance, les conclusions de ce chapitre, on peut donner quelques lignes directrices de ce que vont fournir les méthodes d'évaluation d'impact :

- ☞ Il est impossible, aujourd'hui, d'unifier toutes les catégories de dommages, et de les ramener à deux ou trois "catégories finales" (endpoints dans la terminologie anglaise (1), (2)). La liste des catégories qu'il est nécessaire de distinguer, parce qu'on les traite de façon différente, n'a aucune tendance à se réduire.
- ☞ On peut néanmoins espérer, pour tous les impacts sur la santé humaine qui correspondent à des effets cumulatifs et non à une crise, arriver à une unité de dommage unique, qui est "l'équivalent d'année de vie", ajusté pour tenir compte des conséquences (autres que la mort elle-même) sur la vie des personnes touchées.
- ☞ En matière d'environnement, la plupart des méthodes arrivent à un nombre qui représente une surface multipliée par un temps. Mais l'interprétation que l'on donne à ce nombre (qui reste toujours de dimension L^2T), varie selon le phénomène considéré (3), (4).
- ☞ Beaucoup d'impacts très importants échappent à l'analyse précédente. C'est le cas pour des impacts globaux dont le traitement par la communauté internationale est très spécifique : gaz à effet de serre et climat, composés organochlorés agissant sur la couche d'ozone, C'est également le cas de l'impact des effluents radioactifs.

⁷ Bio-amplification : augmentation, parfois considérable, des concentrations d'un produit chimique le long des chaînes et des réseaux alimentaires. Ce processus, mis en jeu à l'échelle des écosystèmes, résulte de transferts cumulatifs entre les proies et les prédateurs; il concerne les produits rémanents et liposolubles (méthylmercure, organochlorés, PCB, ...).

Enfin, certains effets comme le bruit ne sont pas encore entrés dans le schéma d'analyse, alors que rien ne semble s'opposer à ce qu'ils soient traités avec les autres.

Nous allons commencer l'analyse par le cas qui s'est révélé jusqu'à présent le plus important : l'impact, sur la santé humaine et sur l'environnement, du relâchement d'une certaine quantité d'un produit (corps chimique) donné. Le but des études d'impact est d'aboutir à une évaluation quantitative des dommages, qu'il soient subis par des populations de micro-organismes, de plantes, d'animaux (vertébrés ou invertébrés), ou d'êtres humains. Il faut donc suivre la chaîne complète (Impact pathway) et identifier trois relations fonctionnelles, que l'on peut désigner par les trois lettres F, G, et H, en allant des émissions vers les dommages :

Concentrations = F (émissions)

Doses reçues = G (concentrations)

Dommages = H (doses reçues)

Ce que l'on peut résumer par le schéma :



Schéma qui est illustré par la figure ci-dessous, tirée de « Eco Indicator 99 »(4), à lire de droite à gauche (en oubliant la convergence finale vers un indicateur unique).

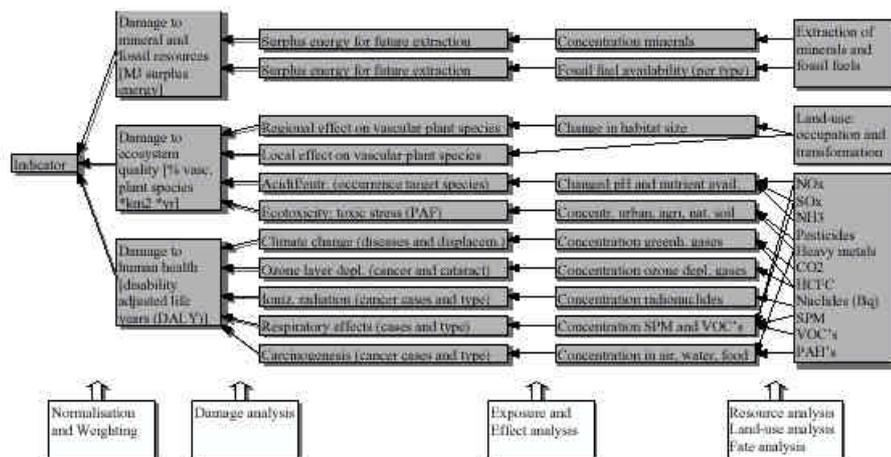


Figure 6 : l'évaluation des impacts selon la méthode "Eco-Indicator 99"

Cela étant, il faut se rappeler que les ACV ne veulent manipuler que des relations linéaires, valables en moyenne. Il y aura donc, pour chacune des trois fonctions qui viennent d'être citées, une double opération :

- **passage à des valeurs moyennes**, sur l'ensemble de la population concernée, et sur des périodes de temps assez longues pour qu'il y ait stabilisation,
- **linéarisation au voisinage d'un point moyen** qui est, de façon générale, l'état actuel constaté pour l'environnement et les émissions (on notera que la méthode utilise une linéarisation de la fonction composée, et par conséquent des trois fonctions F, G, et H).

Aucune de ces deux opérations n'est illégitime, mais chacune introduit des limites de validité qu'il sera bon d'examiner.

La fonction F, comme "Fate Analysis"

En 1995, la SETAC publiait un ouvrage intitulé "The Multimedia Fate Model : a vital tool for the prediction of the fate of chemicals" (5). Le but de l'ouvrage était de comparer entre eux plusieurs modèles de dispersion et d'interaction avec le milieu. L'un des résultats de cet effort a été la mise au point d'un modèle plus complet, baptisé USES, puis EUSES lorsque l'Europe l'a adopté et financé. Ce sont les propriétés remarquables mais aussi les limitations de ce type de modèles (les "modèles de Mackay") que nous allons examiner.

Il s'agit de modèles "multicompartiments" ou "multimedias", comme l'indique la Figure 7 ci-dessous, extraite de Guinée (6), qui précise également les interactions entre compartiments. Notons également que ce sont des **modèles permanents**, qui cherchent à établir la carte des concentrations dans tous les compartiments, à partir des émissions (permanentes) d'une ou plusieurs "sources".

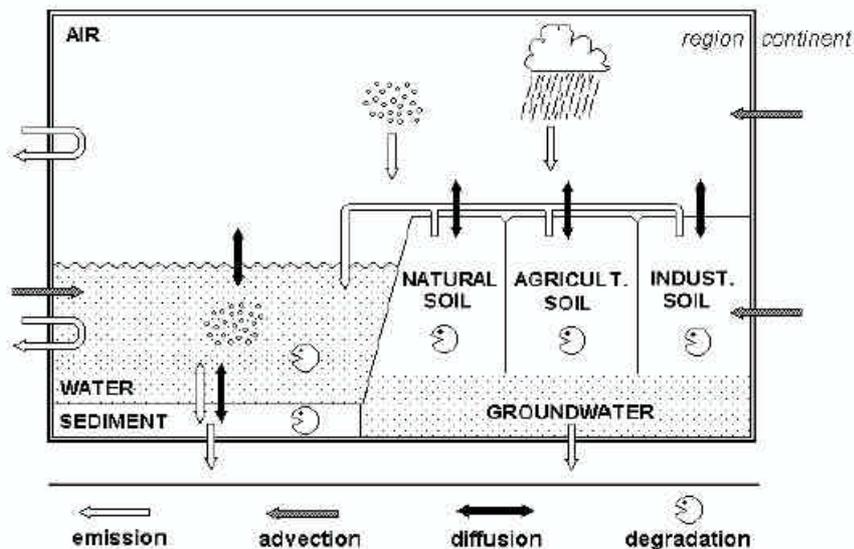


Figure 7 : les compartiments environnementaux du modèle EUSES

Cette catégorie de modèles généralise l'analyse que l'on trouvait déjà dans les modèles utilisés par les spécialistes de la pollution atmosphérique, pour lesquels l'atmosphère seule est intéressante, de sorte que les polluants "sortent du modèle" lorsqu'ils atteignent le sol (9) (10). Les mécanismes pris en compte sont purement physiques, comme la diffusion-convection, ou chimiques comme les réactions entre espèces chimiques et les changements de spéciation⁸. En théorie, rien ne s'opposerait à faire figurer des évolutions biologiques, à condition d'introduire les "compartiments" correspondants. Jusqu'à présent néanmoins, ce type de **modèle écologique complet n'a été développé que pour des études ponctuelles, et jamais comme outil général**. Cela n'empêche pas un modèle comme EUSES d'introduire des phénomènes de biodégradation dans les compartiments eau, sédiment et sol : la biodégradation est souvent le mécanisme principal de sortie du système des substances non accumulables

⁸ spéciation chimique : ensemble des réactions de complexation d'un élément avec les ligands inorganiques et organiques, présents dans les phases dissoute et particulaire des milieux. Pour le mercure par exemple, des différences très importantes de biodisponibilité et donc de toxicité sont liées aux réactions de spéciation, notamment en solution (HgCl_2 , $\text{Hg}(\text{OH})_2$, HgCl_3^- , HgOHCl , ...)

Comme on l'a précisé plus haut, les "Modèles de Mac Kay" permettent de connaître la concentration en tout point x d'un compartiment quelconque :

$$C(x) = K(x) \cdot \text{flux} \quad K(x) \text{ étant la réponse du modèle au point } x$$

Problèmes spécifiques des modèles permanents

Lorsque Mac Kay, en 1991, a commencé à définir les modèles qui portent son nom, la représentation spatiale était très simplifiée : les modèles étaient d'ailleurs appelés "box models". Le coefficient calculé pour chaque compartiment était global : non pas $K(x)$, mais l'intégrale pour le compartiment. $\int K(x) \cdot dx = T_s$

Le terme T_s a la dimension d'un temps. Mackay retrouvait ainsi le théorème de Little, qui indique que pour un système permanent (stochastique ou déterministe) et pour un "état" (ici, la présence dans le compartiment) on doit avoir :

Flux d'entrée = flux de sortie = Masse dans le compartiment / Temps de séjour

L'interprétation de T_s peut donc être une aide précieuse pour voir si un modèle a des chances d'être valide, ou si le temps de séjour est trop long pour qu'on puisse considérer que le compartiment ait atteint un état stationnaire.

Mais les difficultés principales sont venues de la contrainte "Flux d'entrée = Flux de sortie"

Lorsque certains composants ne disparaissent pas spontanément (c'est le cas des métaux lourds et du CO_2 pour les échelles de temps considérées) un modèle permanent a besoin de "puits" pour équilibrer les "sources". **Ces puits marquent toujours les limites de l'étude faite.** Ce sont en effet, soit les océans (mais on aurait besoin d'être mieux renseigné sur le sort final des polluants), soit certains compartiments du sol (mais là, également, on se rend compte que le modèle n'en dit pas assez).

On peut retenir, en définitive, que lorsque les composants ne se dégradent pas spontanément ou progressivement (en particulier, comme on l'a vu plus haut, au travers de la biodégradation, qui produit du CO_2), c'est-à-dire lorsque leur temps de séjour a tendance à devenir infini, les "puits" qui sont utilisés (océan ou portions du sol) servent plutôt à masquer le problème qu'à le résoudre.

Le problème central : les émissions ne sont pas permanentes

Il peut paraître surprenant qu'on ait accordé tant d'importance aux modèles permanents, alors que les émissions réelles sont tout sauf cela. Même si l'on exclut les pollutions accidentelles, on sait bien que les émissions ordinaires sont fluctuantes selon les saisons, les années, l'activité économique, etc. Quel peut être l'utilité d'un modèle qui donne, en tout point, une valeur permanente de $K(x)$?

En fait, cet intérêt est lié à la propriété suivante, qui se démontre facilement :

"Si on réalise en un point des émissions variables telles que la masse totale émise soit égale à M , alors l'intégrale (par rapport au temps) de la concentration au point x sera donnée par le produit $K(x) \cdot M$."

Ainsi les modèles permanents ne renseignent pas sur la valeur de la concentration à un moment donné. Ils indiquent "seulement" l'intégrale de cette concentration au cours du temps. La question posée est alors : est-ce cette intégrale que l'on peut considérer comme une "dose", à laquelle on peut associer un dommage précis ?

Ce problème peut recevoir plusieurs solutions.

Dans tous les cas, il faut le rappeler, les ACV excluent les phénomènes transitoires rapides, les "pics de pollution", les accidents en général, qui relèvent d'approches différentes. Mais, même en excluant ces cas, le problème demeure. Si on s'intéresse avant tout aux effets chroniques des "pollutions diffuses", il est naturel de considérer que la quantité qui va permettre de caractériser les émissions est la masse de toxique accumulée sur la vie entière (de l'espèce considérée). On voit donc que l'on peut séparer les espèces vivantes en deux groupes :

- Celles dont la durée de vie est plus longue que le temps caractéristique des émissions (et des concentrations). Pour celles-là, on considérera que seule la masse globale émise joue un rôle significatif. Ce sera la démarche adoptée pour évaluer la toxicité des produits pour l'Homme : **on se limitera aux pathologies qui sont liées à la dose globale prise au cours de la vie humaine**. On néglige dans ce cas les effets irréversibles liés à une exposition brève, ce qui suppose que l'ACV ne s'intéresse qu'à des niveaux de dose inférieurs aux seuils d'effet irréversible, et qu'il est du ressort de la réglementation d'interdire le rejet des produits au-delà de ces doses. Il reste qu'il faut avoir conscience du fait que certaines substances peuvent provoquer des effets irréversibles aux faibles doses et avoir échappé à la réglementation.
- Celles dont la durée de vie est plus faible, de sorte qu'elles ont à faire face à un flux qui, à leur échelle, est permanent. Pour ces espèces, et pour l'Ecotoxicologie en général, on développera une méthode fondée sur les états permanents, comme nous le verrons plus loin. Cette méthode **s'intéressera directement aux populations** (ensembles d'individus d'une même espèce), **et non aux individus appréhendés isolément** comme la Toxicologie⁹.

Avant d'aborder la fonction G, qui relie les concentrations aux doses, nous devons donc examiner l'étape finale du raisonnement et, pour cela, examiner séparément les effets sur la santé humaine (Toxicologie et Epidémiologie) et ceux sur les populations d'organismes vivants (Ecotoxicologie).

La fonction H, Dose - Effet, et la Santé humaine

Celui qui, dans le cadre d'une étude d'impact, cherche à évaluer l'effet des émissions de "xénobiotiques" (corps étrangers) sur l'organisme humain va le faire en s'inspirant de deux principes :

- ☞ D'une part, il se limitera, comme on l'a déjà souligné, à l'effet des pollutions diffuses, aux faibles doses qui peuvent jouer un rôle par accumulation sur la vie entière.
- ☞ D'autre part, il s'intéressera aux individus (même si c'est de façon statistique) et non à la population dans son ensemble.

L'effet qu'il cherchera à quantifier sera mesuré en YOLL (années de vie perdues). Plus généralement, pour tenir compte de l'effet incapacitant des troubles de santé, on définira un indice "ajusté", appelé DALY (Disability Adjusted Life Year (2), (4)). La table d'équivalence entre "année ajustée" et année ordinaire présente évidemment un caractère très conventionnel. Mais c'est justement ce caractère conventionnel qui permet de tenir compte de l'échelle des valeurs de la population, et de cerner la réalité au plus près.

⁹ Important : le but de l'Ecotoxicologie n'est pas de rechercher uniquement les effets sur le niveau d'intégration "population". L'objectif est d'appréhender les niveaux supérieurs – écosphère, à l'échelle de la planète, et écosystèmes - , qui prennent en compte l'ensemble des êtres vivants et l'hypercomplexité des interactions entre les facteurs abiotiques et les facteurs biotiques. A l'heure actuelle, la majorité des bio-essais ou tests réglementaires reposent sur des approches monospécifiques (populations) et très réductionnistes.

Les deux disciplines utilisées sont la Toxicologie et l'Epidémiologie.

La Toxicologie (11) travaille principalement sur les individus, et sur des niveaux d'intégration inférieurs (organes, cellules, molécules). Dans le cas des substances non cancérogènes, on définit des seuils d'effet. Les résultats, extrapolés à partir d'expériences faites sur des espèces animales utilisées en tant que modèles biologiques (voire d'expositions humaines en conditions contrôlées), s'expriment alors en kg de substance / kg de poids.

Les protocoles d'administration du toxique peuvent varier, et **le passage de l'animal à l'homme se fera par un système de coefficients conventionnels**. Mais, en définitive, c'est toujours de la dose globale prise qu'il est question. Cette dose permet de définir la "Valeur toxique de référence" :

- pour l'OMS, ce sera la "Dose journalière tolérable", dose qui peut être absorbée pendant toute la vie sans risque appréciable pour la santé,
- pour l'EPA, ce sera également une évaluation, en Kg de substance par Kg de poids, de ce qui peut être absorbé sans risque appréciable
- L'ATDSR propose, avec le "Minimum Risk Level", une définition du même type (12).

Toutes ces définitions concernent des seuils, et non des effets¹⁰. Pour arriver aux effets, c'est à dire aux YOLL ou aux DALY, il faut faire appel à l'Epidémiologie. Celle-ci mesurera directement des causes (des concentrations) et des effets (YOLL). Pour qu'une relation quantitative entre les deux puisse être mise en évidence, néanmoins, il faudra qu'elle ne soit pas masquée par d'autres facteurs tout aussi importants.

Les cas où ceci est possible sont rares : ils concernent essentiellement les cancers, et les affections respiratoires, dans le cas de la pollution d'origine atmosphérique. L'EPA utilise donc une interpolation linéaire des effets aux fortes doses vers les faibles doses, en supposant que seule la dose zéro induit une probabilité nulle de cancer (le coefficient de pente est désigné par les lettres ERU, qui signifie excès de risque unitaire), et l'OMS a proposé des analyses analogues. L'excès de risque individuel ERI est alors le produit de ERU par la dose absorbée pendant toute la vie.

Comme on le voit, les deux approches ont assez peu de rapports entre elles. La Toxicologie fournit des valeurs seuils à partir desquelles on pourrait construire des indicateurs (qualitatifs) de risque. L'Epidémiologie fournit, dans un nombre très limité de cas, une relation quantitative cause-effet. Néanmoins on peut noter que les deux disciplines sont cohérentes, car elles prennent en compte, toutes les deux, la masse totale absorbée pendant la vie humaine entière¹¹.

¹⁰ Il faut noter que les méthodes et définitions adoptées sont réductrices, et que rien n'interdirait de calculer la probabilité d'effet associée à chaque dose, la relation dose réponse, information plus complète, et plus indiscutable que celle donnée par le "seuil". On peut donc s'attendre à des progrès dans ce domaine, mais la question du coût d'acquisition de l'information se posera toujours

¹¹ Lorsque les flux sont permanents, il y a une parfaite cohérence entre l'approche individuelle (toxicologie) et l'approche collective (épidémiologie et écotoxicologie). Ce qui signifie que:

- Si une masse M (kg) conduit, sur la durée de vie T_v de la population, à une probabilité d'année perdues de x (YOLL), on peut montrer que,
- Le flux constant $F = M$ (kg / an) conduit à un flux de YOLL / an égal à $x * N$, N étant la taille de la population.

La fonction H : L'Ecotoxicologie

En Ecotoxicologie (13), (14), c'est la population globale, et surtout l'ensemble des populations (communautés, chaînes et réseaux trophiques) qui représentent l'objet final de l'étude, même si parfois l'on doit, pour cela, examiner les individus. Ajoutons qu'à l'heure actuelle, l'essentiel des approches normalisées sont monospécifiques et très réductionnistes au regard de la complexité des processus qui se déroulent en milieu naturel. Le "point d'arrivée" est donc, en général, une courbe qui met en relation les concentrations et l'état de la population. Ces courbes décrivent des états stationnaires : les deux exemples ci-dessous sont extraits du manuel de Goedkoop (4), et de l'exposé de E. Vindimian et A. Pichard (INERIS) devant le Groupe (12).

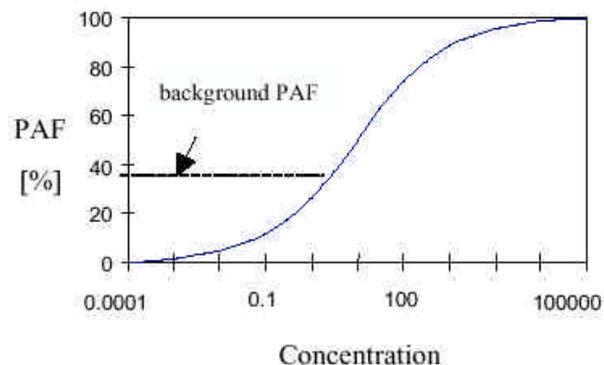


Figure 8 : variation du % d'individus potentiellement affectés en fonction de la variation de la concentration d'un polluant (1^{er} exemple)

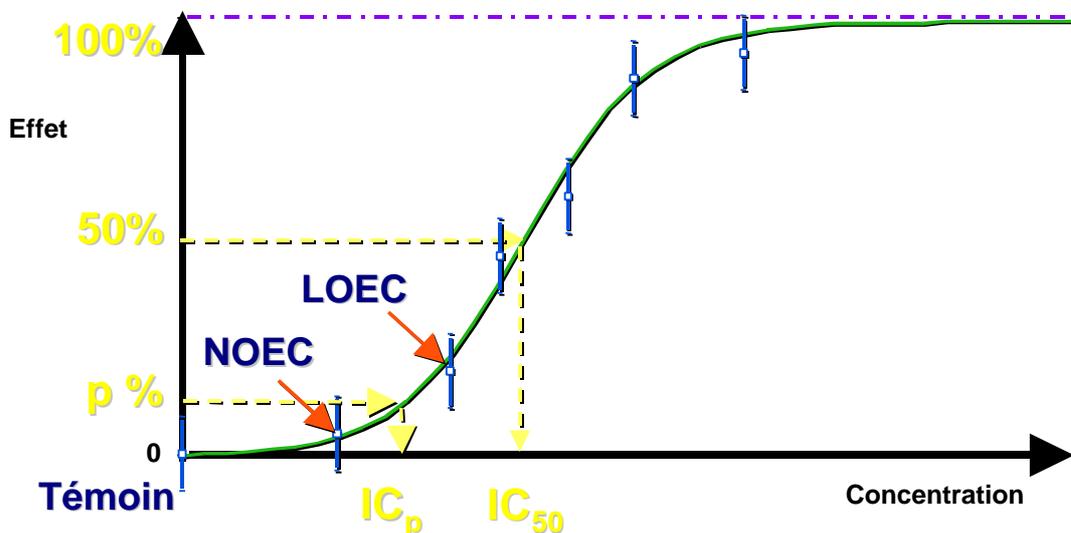


Figure 9 : variation du % d'individus potentiellement affectés en fonction de la variation de la concentration d'un polluant (2nd exemple)

En ordonnée de ces deux courbes on trouve le pourcentage d'individus "affectés" (Potentially Affected Fraction : PAF), ou le pourcentage d'individus disparus (Potentially Disappeared Fraction : PDF). La courbe montre comment s'établit un nouvel équilibre de la population lorsque la concentration varie.

La démonstration se fait en considérant chaque cohorte annuelle, dont l'effectif est $D = N / T_v$

Pour une variation de flux ΔF , on aura donc (grâce aux modèles de Mac Kay) une estimation de la variation de concentration, qui induira, sur la courbe une variation de la population affectée :

$$\Delta F \approx \Delta C \approx \Delta \text{PAF}$$

Comment passer d'une estimation des dommages dus aux Flux à une estimation des dommages dus aux Masses de produits émis ? Simplement, en considérant qu'une masse M créerait un flux M / T_u pendant l'unité de temps T_u (en général, une année), et que l'on peut écrire :

$$M \approx C \cdot T_u \approx \text{PAF} \cdot T_u$$

Que cache cette opération, que proposent des auteurs comme Guinée (7), Huijbregts (8), (14), Goedkoop (4), et la SETAC (2) en général ? On peut faire deux remarques à son sujet :

- ✍ D'abord, à condition que les temps considérés soient longs par rapport aux durées de vie des individus, il n'y a pas de contradiction entre la démarche adoptée et celle de l'épidémiologie, qui s'intéresse aux individus (voir note précédente).
- ✍ Par contre, **l'hypothèse de base est une certaine "réversibilités des effets"** qui disparaissent lorsque la cause (la variation de concentration) cesse. L'analyse est impuissante à décrire des effets "irréversibles" (par exemple, des effets génétiques) pour lesquels la proportionnalité à la durée de la cause ne peut plus être postulée. De même, les capacités d'adaptation (en particulier par changement de comportement) des organismes et des espèces ne sont pas prises en compte. **Ces limitations des études d'impact ne doivent jamais être oubliées.**

Une fois ces limites acceptées, les études écotoxicologiques permettent de dresser des tables d'équivalence entre les différents corps chimiques. Les courbes des figures 3 ou 4, malgré leur caractère théorique (courbe logistique ajustée sur quelques paramètres, représentation d'un risque par une courbe moyenne), donnent une idée assez solide des dommages causés, à condition néanmoins que :

- (i) les paramètres physico-chimiques qui caractérisent le milieu (température, acidité, demande en oxygène, ...) ne jouent pas un rôle trop perturbateur,
- (ii) les modèles biologiques utilisés soient représentatifs des systèmes naturels étudiés.

On peut conclure, comme nous l'avons déjà fait au § précédent, que les critiques ont beaucoup moins de poids lorsque la méthode est utilisée "en valeur relative", c'est-à-dire pour comparer entre elles différentes substances, et non comme une estimation absolue des dommages.

La fonction G et le "remontage" global

Revenons à l'estimation globale des dommages. Elle résulte à la fois d'une **composition** des trois fonctions F, G, et H, et d'une **intégration** sur le territoire que l'on considère.

On a pu voir que, dans le cas de l'épidémiologie et de l'écotoxicologie, la composition $G \cdot H$ est faite **automatiquement**, puisque l'expérimentation porte **directement** sur la relation entre concentrations et dommages. Mais, lorsqu'on veut comparer plusieurs méthodes (et critiquer éventuellement le résultat obtenu), la validité de G et du produit $G \cdot H$ peut être mise en doute :

- On peut, en l'absence de modélisation écologique plus complète (les modèles de Mackay restent très physico-chimiques) avoir des doutes sur l'évaluation des doses ingérées. Les effets de bio-accumulation via les transferts cumulatifs de certains produits chimiques le long des chaînes trophiques sont bien connus. Ils jouent un grand rôle dans les études des risques associés aux pollutions locales ou accidentelles. Ils sont mentionnés beaucoup plus rarement

dans les ACV. Néanmoins, on peut noter qu'en pratique les substances les plus bio-accumulables font l'objet d'interdictions, ce qui fait que leur prise en compte dans les ACV devient sans objet.

- Comme les relations que l'on utilise sont statistiques, on n'est pas tenu de prendre en compte les aléas dus aux comportements individuels. Mais on doit (ou plutôt on devrait) considérer les écarts de comportement systématiques, relatifs à la population dans son ensemble, en particulier lorsqu'ils sont corrélés à la présence de pollution. Cela vaut aussi bien pour les espèces animales (fuite des poissons face aux pollutions), que pour l'espèce humaine : il est très difficile de connaître le poids de certains comportements systématiques (par exemple : vivre "à l'intérieur" ou "à l'extérieur" des habitations) qui varient avec le revenu. Cela n'est pas totalement impossible, néanmoins, comme le montrent les études fondées sur une évaluation des "budgets espace-temps" dans les enquêtes épidémiologiques. Mais, là également, la correction est souvent faite pour les études de risques, rarement pour les ACV.

Le problème de l'**intégration** met en évidence la nécessité de bien connaître la répartition, non seulement des polluants (modèles de MacKay), mais encore de la population-cible. Les évaluations proposées **se contentent souvent de multiplier des valeurs moyennes** : mais on peut voir dans l'Encart ci-joint qu'une évaluation soignée dépend de la corrélation entre la "tache" liée à l'émission, la répartition de la population, et la pente (très variable) de la courbe reliant la concentration aux dommages.

Ces calculs ont été faits dans un certain nombre de cas, en particulier pour la pollution atmosphérique. Mais ils sont, de façon générale, considérés comme trop complexes pour pouvoir servir de base à une approche générale.

Récapitulation des critiques concernant F, G, H, et leur composition/intégration

Si le lecteur a pu trouver que les pages précédentes étaient (relativement) austères, que dire de l'industriel qui va devoir appliquer la méthode à ses propres émissions ?

Il est pourtant nécessaire qu'il ne considère pas que la traduction des "émissions" en "dommages" est le résultat fourni par une "boîte noire" sur laquelle il n'aurait aucun avis. Il faut, en particulier, qu'il s'efforce de distinguer :

- les critiques qui s'appliquent à toutes les évaluations d'impact de celles qui concernent spécifiquement les ACV
- les critiques qui portent sur l'évaluation "dans l'absolu" des dommages mais ne concernent pas les intercomparaisons, de celles qui portent sur tous les types d'évaluation.

Nous allons récapituler l'ensemble de ces critiques.

Le manque d'exhaustivité des évaluations toxicologiques

La démarche qui conduit à établir une relation Dose-effet, ou Concentration-effet est extrêmement lourde, compte tenu de la diversité des récepteurs (espèces vivantes) et surtout de la diversité des polluants chimiques concernés (7), (8), (14). Il n'est donc pas possible d'établir des courbes comme celles de la figure 3 pour quelques **centaines de milliers de polluants possibles**, et pour un grand nombre d'espèces. En Ecotoxicologie, la solution retenue consiste :

- à choisir un très petit nombre d'espèces représentatives végétales ou animales comme la daphnie, la truite, le ver de terre,... et à les soumettre à des tests standardisés

- à constituer des banques de données qui se tiennent à jour pour ce qui concerne les familles chimiques nouvelles, mais qui admettent des manques pour les "anciens" produits (en cours de réévaluation pour les pesticides)
- à utiliser des modèles théoriques, les QSAR, pour traiter au mieux les produits pour lesquels l'expérience fait défaut (15).

Le tableau des méthodes utilisées en Toxicologie est très comparable, à ceci près que le passage des espèces animales à l'homme est toujours un point difficile, et que les QSAR sont plus rarement utilisés.

Le tableau relatif à l'Epidémiologie est encore plus loin d'être complet. C'est seulement dans le cas de la pollution atmosphérique qu'on a pu établir des relations entre concentrations et les effets. Ces relations, popularisées par l'OMS, ne doivent pas masquer le fait qu'en général l'épidémiologie est plutôt capable de déceler les dangers que de fixer un coefficient de proportionnalité.

Que conclure de ces critiques du couple G?H, c'est à dire de la relation entre concentrations et effets ? Qu'il est plus facile d'établir une échelle relative des dommages, et donc de donner un classement des corps les uns par rapport aux autres, que de chiffrer, dans l'absolu, ce que seront les dommages que l'on constatera effectivement.

L'incomplétude des modèles de MacKay

La première critique que l'on peut faire, c'est que ces modèles n'existent pas toujours, et pas toujours aux échelles pertinentes. Seule la modélisation de l'atmosphère et de la pollution atmosphérique est disponible, à l'échelle européenne (au moins quatre modèles (9)), et aux échelles régionales. L'effort concernant les milieux aquatiques est beaucoup plus réduit, à l'exception notable d'un travail réalisé par l'industrie des détergents au niveau européen avec la mise au point du modèle GREAT-ER (18). Au niveau global, le modèle EUSES semble ne pas avoir de compétiteur.

La **modélisation des écosystèmes est pratiquement absente** de l'approche Mac Kay. De sorte que les ruptures d'équilibre qui peuvent être liées, par exemple, à l'acidification et à l'eutrophisation, ne sont pas prises en compte dans une modélisation globale. On voit la fragilité qui en découle pour certaines conclusions en matière d'écotoxicologie (17).

Cette fragilité est particulièrement visible lorsqu'on regarde de plus près les compartiments "sols" et "sédiments" (19), et qu'on examine des zones naturellement fragiles comme les estuaires ou les zones côtières en général. Les efforts faits aujourd'hui pour mieux comprendre l'évolution de ces compartiments restent centrés sur les échelles locales, et n'ont pas d'équivalent dans les modèles de type Mackay (20), (21).

Les fluctuations temporelles, et le caractère multiparamétrique des réponses

Si nous reprenons le calcul fait dans l'encart, mais en ne nous limitant pas aux concentrations de polluants, et en prenant également en compte les facteurs extérieurs (température, acidité, état d'eutrophisation, etc..), nous constatons immédiatement que la linéarisation et le calcul des moyennes deviennent très critiquables (plus précisément, conduisent à une grande dispersion des évaluations). Les écologues insisteront sur le fait que les phénomènes (et en particulier la "pente" de l'équation dommage-concentrations) sont extrêmement variables, avec par exemple la température et le pH, qui peuvent agir conjointement sur les propriétés physico-chimiques des contaminants et sur celles des êtres vivants modifiant ainsi leur biodisponibilité, notamment au niveau des barrières biologiques qui contrôlent les échanges entre les organismes et leur milieu

environnant. De sorte qu'il est presque sans objet de vouloir établir des relations, même statistiques, si l'on ne connaît pas l'évolution des paramètres extérieurs, ne serait-ce que parce qu'ils gouvernent la **spéciation**, qui à son tour gouverne étroitement la biodisponibilité et les réactions biologiques qui peuvent en résulter (16), (17).

On touche du doigt une **critique très générale de la linéarisation** des phénomènes très non linéaires : bien que théoriquement justifiée, la démarche devient inutilisable lorsque les pentes varient de 1 à 100.

En résumé, pour pouvoir être utilisés sans conduire à des dispersions inacceptables, les modèles de Mackay devraient intégrer, à une échelle de temps convenable (la saison ?) :

- la représentation de la **spéciation** des produits chimiques,
- la représentation **simultanée** des évolutions liées aux variations (naturelles ou anthropiques) des facteurs physico-chimiques de l'environnement : température, pH, niveaux d'oxygénation, potentiel d'oxydo-réduction , ...

Ces modèles commencent à exister, répétons-le, au niveau local (systèmes lacustres, eaux courantes, milieux lagunaires). Au niveau global (où ils seraient nécessaires), ils sont beaucoup plus rares, beaucoup plus approximatifs, et ne couvrent qu'une partie (par exemple, le devenir du mercure et de ses dérivés (17) des problèmes posés. A l'impossible, nul n'est tenu !

Quelques bonnes nouvelles

Les critiques qui viennent d'être rapportées conduisent nécessairement à accorder une valeur plutôt conventionnelle à l'évaluation des dommages, et à considérer que cette évaluation est beaucoup plus solide lorsqu'elle fixe une échelle de valeurs relatives que lorsqu'elle prétend donner des valeurs dans l'absolu. Tout ceci n'est pas nécessairement un obstacle à la démarche des ACV. Mais c'est un obstacle au désir de voir converger les catégories de dommages vers deux ou trois chiffres globaux : avec des chiffres donnant des valeurs relatives, les effluents doivent être comparés catégorie par catégorie.

Il reste, néanmoins un point qui doit être souligné : c'est le **besoin de recoupements expérimentaux**, de mesures directes portant **sur l'état de l'environnement et de la santé humaine**.

Il serait très dangereux que la démarche ACV se fasse complètement "en boucle ouverte", en s'appuyant sur des procédures et des conventions, sans jamais refermer la boucle avec des mesures. C'est en cela que les ACV ont, ou devraient avoir, partie liée avec la construction d'indices et de cartes montrant comment ces indices se répartissent sur le territoire (France, Europe, Monde). Nous en sommes très loin aujourd'hui : non seulement la cartographie de l'état des différents milieux ne fait que commencer, mais la liaison avec les ACV est à peu près inexistante (22), (23), (24).

Ajoutons que l'ensemble des critiques exposées dans ce chapitre sont, comme l'introduction l'avait déjà noté, directement applicables à toutes les évaluations d'impact, et en particulier à la construction d'indices synthétiques et à la cartographie des milieux (13), (14). Le manque d'exhaustivité, la multiplicité des paramètres que l'on doit considérer, la nécessité d'une description assez fine et la difficulté des moyennes, sont des difficultés que rencontrent tous ceux qui, à partir de systèmes d'observation, veulent construire et cartographier des index "géographiques".

Tout ceci est, bien entendu, très favorable aux ACV. C'est en effet la preuve que les difficultés qu'elles rencontrent ne sont rien d'autre, en définitive, que **les difficultés de surveillance de l'état de la planète**. On doit donc rester optimiste sur les possibilités d'améliorations de l'état actuel.

Quelques cas plus ou moins bien traités

Les paragraphes précédents concernaient l'effort entamé depuis une quinzaine d'années, sous l'égide de groupements comme la SETAC, pour évaluer l'impact des effluents issus des industries chimiques, métallurgiques, etc. Il n'est évidemment pas possible de dresser un tableau analogue pour toutes les catégories d'impact, et toutes les démarches mises en œuvre. Nous devons néanmoins vérifier que le tableau d'ensemble est satisfaisant; En effet, pour que la démarche ACV soit valable il faudrait, idéalement, que trois conditions soient remplies :

- que toutes les catégories de dommages aient été examinées,
- que, pour chaque catégorie, un accord général se soit fait sur la démarche à suivre. Nous avons vu qu'il était impossible d'éviter que certaines étapes de la démarche ne reposent sur des "conventions". Encore faut-il que ces conventions aient été largement ratifiées.
- Nous avons également constaté qu'il était impossible d'utiliser une démarche unique. Encore faut-il que les approches ne s'ignorent pas complètement et que, lorsqu'elles traitent de problèmes voisins, les disciplines sachent profiter des progrès réalisés par les disciplines voisines.

Nous allons examiner successivement trois cas qui illustrent bien les problèmes qui viennent d'être soulevés.

L'impact des produits radioactifs

L'effort concernant les radioéléments et leur danger pour l'homme est très ancien. La CIPR (Commission Internationale de Protection Radiologique) a été créée en 1928, et l'UNSCEAR peu après les Nations Unies. Des méthodes d'évaluation des impacts ont donc été mises au point. Elles ressemblent beaucoup à celles que nous avons déjà décrites (26), (27), bien que l'on puisse noter quelques différences importantes :

- les temps pris en compte peuvent être beaucoup plus longs que pour les produits chimiques : ils sont liés à la période de vie de chaque radioélément.
- L'effort a longtemps été centré sur la santé humaine. Le principe "quiconque protège l'homme protège l'environnement" paraissait suffisant pour guider les démarches. De sorte que l'écotoxicologie des effluents radioactifs n'a pas encore conduit à des démarches de type ACV.
- Les études d'impact (liées à des installations, voire aux conséquences d'accidents) ont **bénéficié d'efforts très importants**. Il en est de même des études de dispersion dans l'atmosphère et dans l'océan (28). Tous ces travaux ont été nettement plus importants que ceux relatifs à la pollution chimique. Il faut d'ailleurs ajouter que la mesure de la radioactivité est beaucoup plus facile que la mesure des concentrations chimiques.

Tout ceci n'empêche pas que les démarches relatives aux deux domaines soient très parallèles, de sorte que l'on peut décrire l'évaluation d'impact des effluents radioactifs en utilisant les trois fonctions F, G et H.

La fonction F donne la probabilité qu'un élément soit inhalé ou ingéré. Elle est établie de façon très détaillée lors des études locales (La Hague, le Nord Cotentin, Sellafield), en tenant compte

des effets de concentration dans les aliments. Par contre, les études globales de type ACV n'utilisent qu'une probabilité moyenne.

La fonction G relie des masses inhalées ou ingérées (que l'on peut mesurer en Becquerels : la traduction dépend du temps et du radio-élément considéré) aux doses mesurées en Sievert. Elle fait l'objet de Tables, publiées en particulier par Euratom en 1991 (29) : comme il y a beaucoup moins de radioéléments que de composés en chimie organique, le travail de constitution de tables, qui est toujours à compléter en chimie, est à peu près complet en radioprotection. Il faut noter néanmoins que le problème de la spéciation (qui commande le devenir des radio-éléments au sein de l'environnement) se révèle particulièrement complexe ¹².

La fonction H, qui passe des Sieverts reçus aux dommages, c'est-à-dire aux YOLL, a fait l'objet de débats très importants à l'UNSCEAR et à la CIPR, débats sur lesquels l'Académie des Science a pris position (30). Mais, dans le cadre des ACV, ce que l'on doit surtout noter, c'est que la **forme des relations** (qu'il s'agisse des doses limites en mSievert/an, analogues aux Doses Journalières Tolérables de l'OMS, ou de la "relation linéaire sans seuil" entre YOLL et mSieverts) est exactement la même que celle que la toxicologie et l'épidémiologie ont proposée pour les produits chimiques.

Le parallélisme entre les deux secteurs est donc à peu près total. Et pourtant, les deux démarches se sont développées sans échanges méthodologiques ni réflexion commune. Une partie du travail d'observation et de modélisation a donc été faite en double (ou n'a pas été faite du tout), tandis que les approximations retenues de part et d'autre (par exemple, sur le devenir des métaux lourds et des substances inorganiques en général) peuvent être assez différentes, **sans que la confrontation ait eu lieu**.

L'occupation de l'espace

La Base de Données CORINE, comme d'ailleurs toutes les bases qui concernent l'utilisation de l'espace (Land Use) et son évolution (Land Cover Change), divise le territoire européen en une dizaine de catégories, allant de "l'urbain continu" aux forêts de feuillus et à la "nature". C'est alors un résultat établi depuis longtemps (il remonte à Arrhenius, et a fait l'objet de multiples vérifications expérimentales) que la biodiversité à l'intérieur de chaque catégorie dépend de l'extension du territoire qu'elle couvre.

Si l'on considère que le dommage causé par l'occupation de l'espace consiste, pour l'essentiel, dans le fait que la biodiversité diminue, on dispose, avec les formules d'Arrhenius, d'une piste d'évaluation quantitative. Cette piste a été largement exploitée par l'école suisse des ACV (Müller-Wenk (31), Köllner (32)) qui a pu, à chaque extension des territoires "pauvres" en biodiversité, associer un chiffrage de la diminution globale (33). Ce chiffrage s'exprime d'ailleurs dans la même unité que celui de l'écotoxicologie : le produit d'un temps (de neutralisation de l'espace) par une surface, avec un pourcentage d'impact .

Cette méthode est très cohérente avec les travaux faits pour justifier la création de Parcs Nationaux ou de Réserves (et les dimensionner). Mais elle est de moins en moins adaptée à la situation de l'Europe actuelle, où **les différents territoires s'interpénètrent complètement**, de sorte que la méthode n'a plus aucun caractère discriminant : elle conduit, si elle est appliquée avec rigueur, à des résultats uniformément négatifs. C'est d'ailleurs ce que soulignent plusieurs

¹² L'IPSN, dans son nouveau programme "long terme" ENVIRHOM, met en place d'importants travaux sur les pbs de spéciation chimique des radionucléides, de biodisponibilité et d'accumulation (espèces aquatiques et terrestres, homme).

programmes de recherche au niveau mondial : l'évolution écologique des territoires ne peut pas être décrite par des formules aussi simples que celles d'Arrhénius.

Il existe une deuxième raison de ne pas se contenter d'un calcul de biodiversité. C'est l'importance que présente, pour les sociétés humaines, le passage d'une catégorie CORINE à une autre (par exemple, le refus du TGV dans le Kent peut s'exprimer comme le refus de passer de la catégorie "urbain discontinu" à la catégorie "rail"). On voit bien que **l'outil d'évaluation doit être le "zonage" de l'espace**, avec ses "aménités" et ses agressions diverses. Le fondement de ce zonage est nécessairement conventionnel : il s'agit, en effet, de définir des classes d'équivalence, et de fixer une échelle globale. Mais, une fois les conventions fixées, l'évaluation du dommage est facile (et l'unité à laquelle on aboutit a toujours la dimension surface*temps).

En l'absence de conventions permettant le zonage de l'espace français ou européen, on peut penser que l'occupation de l'espace n'est pas vraiment traitée par les ACV.

Les hésitations des ACV à propos du Bruit

Nos concitoyens accordent une grande importance aux dommages causés par le bruit, qui ont d'ailleurs fait l'objet de recherches systématiques : mais ces recherches concernent toujours des problèmes locaux. Elles ne se placent que très rarement dans le cadre d'une ACV (35), (36).

Lorsqu'on veut examiner "l'impact sonore" d'une installation (usine, aéroport) sur son environnement, on dispose de méthodes éprouvées. Il existe des modélisations qui permettent de calculer la fonction F. La fonction G résultera d'une estimation statistique des comportements. Quant à la fonction H (dommages induits sur la santé), elle a été très étudiée, et a conduit à des normes. Néanmoins, tout cet effort méthodologique n'a pas permis d'aller jusqu'aux ACV. On peut se demander pourquoi, car la démarche était possible, et même "naturelle", comme le montre l'Encart ci-joint, qui esquisse l'ACV du dommage bruit pour la fonction "Transport d'une Tonne de marchandise, sur 1000 km, par la route".

Ce que montre l'encart, c'est d'abord que le calcul de la fonction F ne présente pas de difficulté, à condition de rester dans le cadre des impacts que prennent en compte les ACV. Il s'agit toujours d'examiner des **effets différentiels** (au voisinage d'un état moyen), et d'arriver à une évaluation valable **statistiquement**.

Par contre, on peut discuter sur l'évaluation des dommages. En effet, il ne s'agit plus de "normes à ne pas dépasser", mais de dommages effectifs. On peut alors utiliser deux approches et, éventuellement, les combiner :

- on peut faire confiance à une évaluation rattachée aux personnes et à leur santé : les "incapacités", mesurées en DALY, seront proportionnelles aux ? énergie émises en tout point (on notera que le coefficient de proportionnalité dépend beaucoup du niveau du bruit existant).
- On peut également utiliser un zonage de l'espace, au voisinage des routes considérées. Le schéma est alors voisin de celui proposé pour l'utilisation de l'espace, et le dommage se traduit par le fait qu'une portion du territoire passe de la zone d'indice I à la zone d'indice I+1.

Les deux méthodes ne sont pas contradictoires. La seconde est fortement "conventionnelle", ce qui lui permet d'intégrer des informations sur les préférences de la population, informations qui sont d'ailleurs utilisées dans certaines méthodes de valorisation des dommages.

Il est clair que les conflits liés au bruit des infrastructures, ainsi que la confiance dans des normalisations-couperets, ont empêché que ne soit développée une méthodologie Bruit dans les

ACV. C'est évidemment très regrettable, à la fois pour la politique anti-bruit et pour la méthodologie ACV.

Eléments de conclusion

Rappelons tout d'abord le but de la "Phase d'évaluation des Impacts" : il s'agit d'associer, pour chacun des "extrants", une estimation quantitative des dommages possibles. Ce but est évidemment très ambitieux. Avant de discuter pour savoir s'il a été atteint, il convient de préciser et de limiter ces ambitions, en rappelant ce qui a été dit en introduction.

D'abord, bien comprendre les limites de l'exercice.

Les évaluations utilisées par les ACV ne portent que sur les effets dits "chroniques", associés aux pollutions diffuses, sur les effets cumulés des "faibles doses". Elles **excluent** donc tous les phénomènes accidentels du type crise, tous les épisodes de pollution aiguë

Elles ont évidemment un caractère **statistique**, et sont établies indépendamment de toute corrélation entre les comportements et les dommages eux-mêmes. Lorsqu'on les utilise ou qu'on les critique, on doit se rappeler ces restrictions : les politiques de santé publique doivent tenir compte des comportements, mais les ACV non. Elles se contentent d'un "point de comportement moyen".

Tenir compte d'un aspect "conventionnel" qui ne peut pas être éliminé.

Nous l'avons vu au cours de ce chapitre : le processus d'évaluation contient nécessairement des étapes conventionnelles.

Du côté de la santé humaine, on s'efforce de tout ramener au DALY (Disability Adjusted Life Year). Mais on est loin de disposer de tous les éléments qui seraient nécessaires pour cela. Les bases de données sont bien fournies en "Valeurs Toxiques de Référence" (11), (12), en valeurs seuils à ne pas dépasser. Mais il y a très peu d'études épidémiologiques conduisant à une estimation quantitative exprimée en DALY. Tout ceci est suffisant pour fonder un classement hiérarchique des divers effluents, ou une table de valeurs relatives, mais pas une évaluation dans l'absolu.

Du côté de l'environnement, la situation est analogue, mais pour des raisons différentes. Pour passer des courbes expérimentales, qui mesurent la proportion de population affectée, à des évaluations concernant l'état réel (sur le terrain), il faudrait disposer de modélisations très complexes des différents paramètres du milieu et des communautés vivantes (température, pH, niveau d'oxygénation, relations trophiques, dynamique des populations ...) qui sont aujourd'hui hors de portée (13). Le chiffre des dommages, qui a les dimensions d'une surface multipliée par un temps, est certainement beaucoup plus valable en valeur relative (interclassement des émissions) qu'en valeur absolue.

Tout ceci conduit à une conclusion importante : il est vain d'espérer ramener les différentes "catégories d'impact" (midpoint) à deux ou trois "catégories ultimes" (endpoint) (2), (25). Pour chacune des huit ou dix catégories irréductibles, on aura des évaluations conventionnelles, utilisables en valeur relative, et quelques rares évaluations absolues.

Reconnaître que l'évaluation n'est pas exhaustive, au moins aujourd'hui.

Le travail fait dans des domaines comme la Toxicologie, l'Ecotoxicologie, ou le Changement Climatique est déjà très important : nous avons vu que, néanmoins, beaucoup de chiffres manquaient. Que dire alors de domaines comme :

- la radioprotection, qui a développé des méthodes complexes, mais qui ne se situent pas dans la démarche exposée ici,
- l'occupation de l'espace, qui n'a pas de théorie acceptée de façon générale,
- le bruit qui n'apparaît (pratiquement) jamais dans les ACV actuelles.

On est, inévitablement, conduit à conclure **que les ACV utilisées aujourd'hui sont incomplètes**.

Ce constat, qui n'est pas particulièrement inquiétant, a néanmoins une conséquence importante : c'est que la méthode de chiffrage des externalités (sur laquelle nous reviendrons ultérieurement) ne peut pas être considérée comme une méthode générale pour passer d'une ACV à un choix. Après ce que nous venons de constater, il serait déraisonnable de vouloir valoriser des dommages que l'on n'arrive pas à quantifier complètement.

Ces difficultés sont intrinsèques et ne disparaîtront jamais complètement

Il ne faudrait pas considérer que les difficultés qui viennent d'être rappelées sont transitoires et qu'un effort de R&D généralisé les ferait disparaître. Cet effort est de toutes façons souhaitable, comme nous le verrons plus loin. Mais il ne devrait pas modifier très profondément ce qui vient d'être dit.

Il faut d'abord noter que les ressources (en matière de mesures et de R&D) ne sont pas infinies, et que les chercheurs sont déjà très sollicités par l'établissement des normes (les Valeurs toxiques de référence), et par l'élucidation des phénomènes de pollutions locales et accidentelles. Ces phénomènes les conduisent à des approches expérimentation-modélisation détaillées, locales dans l'espace et le temps. Ils sont donc d'autant plus réticents à entreprendre les modélisations globales que réclament les ACV, avec toutes les approximations qu'entraîne cet exercice.

Il faut donc admettre que les deux premiers points évoqués dans cette conclusion - manque d'exhaustivité et fondements conventionnels - sont des limitations largement intrinsèques des ACV.

ACV et Surveillance de la Santé ou de l'Environnement : des efforts à mettre en commun.

Si nous revenons aux objectifs des ACV rappelés au début de cette conclusion, nous pouvons nous demander (comme nous l'avons fait au § 6) si les critiques faites, qui sont très générales, ne vont pas **au-delà des ACV**, et ne touchent pas toute forme de surveillance systématique de l'Environnement et de la Santé publique. La réponse est évidemment positive, et c'est un point qui devrait jouer un rôle très favorable pour la mise en cohérence et l'amélioration des ACV.

La construction d'indicateurs concernant l'état des "compartiments" de Mackay (atmosphère, eaux de surface, eaux souterraines, sédiments, sols, ...) rencontre les mêmes difficultés que les ACV : choix d'une échelle caractéristique, multiplicité de paramètres qu'il est difficile d'isoler (température, eutrophisation, acidification, présence de toxiques, ...), mesure précise des échanges entre compartiments (déposition). Le travail à accomplir mobilise beaucoup d'équipes, à la fois pour mettre au point la métrologie et pour coupler mesures et modélisation.

On est évidemment très proche de ce que font les ACV, et on pourrait déduire de cette surveillance des "statistiques de conséquences", à mettre en relation avec les "statistiques d'émissions dans le milieu ou compartiment (une sorte d'épidémiologie de l'environnement). Cela permettrait de faire des progrès dans deux directions tout à fait nécessaires :

- d'une part, les ACV cesseraient d'être des **évaluations en boucle ouverte**, et pourraient être l'objet de vérifications expérimentales globales.

- D'autre part, une partie des critiques faites dans ce chapitre, qui sont, elles aussi, des "critiques en boucle ouverte", pourraient être réévaluées. En effet, ces critiques portent sur les faiblesses de la démarche, pas nécessairement sur le résultat. Il est très possible qu'une expérimentation globale (qui fait défaut aujourd'hui) montre que la solidité des évaluations est plus grande qu'il ne paraît.

Il est à peine nécessaire d'insister sur le fait que la démarche aussi bien que ses améliorations dépend avant tout des Pouvoirs publics, à l'échelle nationale, européenne, ou mondiale. La nouvelle Directive cadre sur l'Eau et la Qualité des milieux aquatiques va à cet égard dans le bon sens. La collaboration de Branches industrielles et d'organismes comme la SETAC est évidemment très utile. Mais le rôle que peut avoir un industriel **isolé** est nécessairement très faible. Vis-à-vis des chiffres d'impact que l'on trouve dans les ACV, le devoir des industriels est avant tout d'exercer leur critique, et d'avoir une idée précise de l'origine des chiffres et de leur domaine de validité. C'est justement ce que demande la Norme ISO 14040.

Encart 7 : Evaluation du dommage global dû à une variation de concentration de polluant

En un point x , le flux de dommage causé par une augmentation de la concentration se calcule en différenciant la fonction H/G par rapport à la concentration. Soit $A(x)$ cette dérivée, qui dépend énormément du niveau de pollution, comme le montrent les Figures 3 et 4. Le dommage individuel est donné par :

$$D = A(x) \cdot C(x) = A(x) \cdot K(x) \cdot F$$

Si la densité de population est $N(x)$, le dommage global sera obtenu en intégrant, sur le compartiment considéré (qui peut être à 1, 2, ou 3 dimensions), le produit $D(x) N(x)$:

$$D_{tot} = \int F \cdot A(x) \cdot K(x) \cdot N(x) \cdot dx$$

En fait, l'intégrale qui permet de calculer le "coefficient de dommage" fait, le plus souvent, l'objet d'approximations. On suppose, par exemple que :

- $A(x) = \text{constante}$, ce qui revient à oublier l'influence du niveau de pollution initiale.
- $N(x) = \text{constante}$, ce qui n'est le cas pour aucune population, ni animale, ni végétale.

Malgré l'intérêt que peuvent présenter ces simplifications pour des évaluations théoriques, on doit pour obtenir une évaluation réaliste, partir des modèles de Mackay, **ainsi que de mesures permettant de calculer le produit $A(x) \cdot N(x)$** en tout point : ce produit peut varier de 1 à 10.000 suivant le lieu. La qualité des modèles devrait d'ailleurs être maximale là où $A(x) \cdot N(x)$ est maximal

Encart 8 : Evaluation du dommage dû au bruit des transports

Les courbes de dommage, en matière de bruit comme en matière de toxicologie, sont relatives à des **expositions permanentes**, ou périodiques nuit-jour, sur la durée d'une vie. On appliquera donc les méthodes exposées aux § 2 à 5.

- On peut considérer que l'étude d'un tronçon donné (par exemple Paris-Lyon) permet de modéliser la relation entre les énergies émises par le trafic, et les énergies reçues par les habitants (c'est l'équivalent d'un modèle de Mackay).
- Les dommages liés à l'exposition au bruit sont **très non-linéaires**. On aura donc des formules très voisines de celles de l'Encart 1, l'énergie émise remplaçant le flux, les dommages étant comptés en DALY / an. Les remarques déjà faites (bien connaître l'état de départ, ne pas utiliser de moyennes simplistes) s'appliquent sans changement.
- Pour rapporter les variations **d'énergie émise** aux variations **des t • km transportés**, on peut admettre une proportionnalité (homothétie) entre les deux termes. L'étude repose donc sur une connaissance précise des trafics et des énergies émises.
- Ce qui est fait sur un tronçon peut être étendu au reste du réseau, et on peut en déduire des chiffres moyens. Comme on l'a déjà expliqué, la relation entre "supplément de trafic annuel de X • t • km / an et flux de dommages (DALY / an) se transpose en une relation entre t • km et DALY.

Liste des abréviations du chapitre 4

ACV	Analyse de Cycle de Vie
AICV	Analyse des Impacts du Cycle de Vie
ATDSR	
CIPR	Commission Internationale de Protection Radiologique
DALY	Disability Adjusted Life Year
EPA	Environmental Protection Agency (US)
ERI	Excès de Risque Individuel
ERU	Excès de Risque Unitaire
EUSES	European
GREAT-ER	Geography Referenced Regional Exposure Assesment Tool for European Rivers
ISO	International Standard Organisation
LCA	Life Cycle Analysis ou Assessment
LCIA	Life Cycle Impact Assessment
LOEC	Lowest Observed Effect Concentration
NOEC	No Observed Effect Concentration
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
PAF	Potentially Affected Fraction
PDF	Potentially Disappeared Fraction

QSAR	Quantitative Structure Activity Relationships
R&D	Recherche et Développement
SETAC	Society for Environmental Toxicology and Chemistry
UNSCEAR	
YOLL	Years of Lost Life

Bibliographie du chapitre 4

- (1) ISO . International Standard 14043 . Environmental Management - Life Cycle Assesment - Life Cycle Impact Assesment.
- (2) J.B.Guinée editor. Life Cycle Assesment. An operationnal Guide to the Iso standards. Final report. May 2001
- (3) M. Goedkoop - P. Hofstetter - R. Muller-Wenk - R. Spriensma - The Eco-Indicator 98 explained - Int JLCA 3 (6) - 1998
- (4) M. Goedkoop - R. Spriensma - The Eco-Indicator 99 - A damage oriented method for Life Cycle Impact Assesment 17 Avril 2000
- (5) The Multimedia Fate Model : a vital tool for predicting the fate of chemicals - SETAC 1994
- (6) Guinée, Heijungs et alii - USES: Uniform System for the Evaluation of Substances - Int JLCA 1 (3) 1996
- (7) Guinée et alii - LCA Impact assesment of Toxic Releases - CML and RIVM publications - May 1996
- (8) M. A. Huijbregts - Priority Assesment of Toxic Substances in the frame of LCA - University of Amsterdam 1999
- (9) Ari Rabl - Réunion du Groupe de Travail du 15/ 05/ 2000
- (10) Ari Rabl - J. Spadaro - Air Pollution Damage Estimates : the cost per kg of Pollutant - Int J of Environmental Technology and Management 2000
- (11) F. Marano - J. M. Haguenoer - Réunion du Groupe de Travail du 20/ 06/ 2000
- (12) E. Vindimian - A. Pichard - Réunion du Groupe de travail du 30/10/ 2000
- (13) A. Boudou - Réunion du Groupe de Travail du 28/ 06/ 2000
- (14) M. A. Huijbregts - Ecotoxicological factors for the terrestrial environment in the frame of LCA - University of Amsterdam - May 1999
- (15) Club CRIN "Environnement et Société" - Modélisation en Ecotoxicologie - 2000
- (16) Programme "Mercure en Guyane" (FEDER - CNRS - MATE) Rapport final - 2001
- (17) Mediterranean Atmospheric Mercury Cycle System - Programme EU/DGXII
Coordinateur : Nicola Pirrone
- (18) GREAT-ER - Geography Referenced Regional exposure Assesment Tool for European Rivers - Projet coordonné par ECETOC (European Center for Toxicology and Ecotoxicology of Chemicals)
- (19) P. H. Bourrelier J. Berthelie - Contamination des Sols par les Eléments Traces - Rapport No 42 de l'Académie des Sciences
- (20) P. Arousseau - A. Menesguen - G. Thouzeau - L. Chavaud - Le programme de la rade de Brest et ses principaux résultats - Exposé à l'Académie des Sciences - 23 Nov 2001
- (21) E. Gomez - E. Ledoux et alii - Transferts d'azote des sols agricoles aux hydrosystèmes: modélisation à l'échelle du bassin versant de la Seine - Programme PIREN-SEINE 2000
- (22) European Environment Agency - Europe's Environment : The Second Assesment

- (23) IFEN - L'Environnement en France - Edition 99, coordonnée par Th. Lavoux et C. Rechatin
- (24) IFEN - Propositions d'Indicateurs de développement durable pour la France - Etudes et Travaux No 35
- (25) U. de Haes - O. Joliet - et alii - Best available Practices regarding Impact Categories and Category indicators in Life Cycle Assesment - Int JLCA 4 (2) 1999
- (26) F. Brechignac - Impact de la radioactivité sur l'environnement. Problématique, état des connaissances et approche vers l'identification de critères de radioprotection - IPSN - 2000
- (27) P. Ciffroy - S. Lepicard - D. Le Boulch - A methodology of Characterisation Factors for Ionizing Substances in Life Cycle Impact Assesment - Int JLCA 2001
- (28) D. Raffestin - S. Lepicard - POSEIDON : un modèle de dispersion de matières radioactives en milieu maritime - Rapport CEPN No 236 - 1995
- (29) Directive 96/29/ EURATOM du conseil du 13 Mai 1996 - Journal des Communautés 29 Juin 1996
- (30) Problèmes liés aux effets des faibles doses des radiations ionisantes - Rapport No 34 de L'Académie des Sciences - 1995
- (31) R. Müller-Wenk - Land-Use : the main threat to species - IWOE - discussion paper No 4 - St-Gallen 1998
- (32) T. Köllner - Species Pool Effect Potentials (SPEP) as a yardstick to evaluate land-use impact on biodiversity J. of Cleaner Products 8 (4) 2000
- (33) E. W. Lindeijer et alii - Biodiversity and Life support indicators for land-use impacts in LCA - Ministry of Transport, Public Works and Water Management - Delft 1998
- (34) Huijbregts et alii Normalisation Data for the Netherlands(1997), West-Europe (1995), and the World - CML
- (35) E. Quinet - "Evaluer les effets des Transports sur l'environnement. Le cas des nuisances sonores" - Rapport CADAS No 16 - Nov 1999
- (36) Müller-Wenk Life Cycle Impact Assesment of road Transport Noise - IWO-HSG St Gallen 1999
- (37) K.M. Nigge - A method for the site dependant LCIA of toxic air pollutants from traffic emissions - Proceedings of the Total Life Cycle Conference - Graz, Austria - Déc 1998

En commençant ce Chapitre, peut-être faut-il rappeler que tout le travail que l'on est amené à faire lorsqu'on construit une ACV n'a, en définitive, qu'un but: aider à choisir entre plusieurs lignes de produits, entre plusieurs façons de satisfaire les besoins de la Société. **Les ACV comparent entre elles plusieurs familles de processus qui entrent en compétition pour le même service rendu.** Et elles les comparent à partir d'un point de vue très clair: celui des pressions exercés par ces processus sur l'environnement.

La comparaison se fera donc à partir des impacts: les extrants ("pressions" dans le vocabulaire fréquemment utilisé au niveau européen) ne sont pas jugés pour eux-mêmes, mais pour les dommages (impacts) auxquels ils conduisent. C'est pourquoi, après la phase des inventaires (que décrivaient les chapitres 1 à 3), il faut passer par l'évaluation des impacts. Le chapitre 4 a montré quelles étaient les forces et les faiblesses de cette phase. Nous allons en rappeler les enseignements principaux :

- D'abord, le programme d'évaluation des impacts ne peut être mené à bien que partiellement: certains dommages sont très incertains, d'autres ne sont pas évalués du tout. Et cet état de chose, bien qu'il soit améliorable grâce au progrès de nos connaissances, n'est pas destiné à disparaître.
- Ensuite, les dommages peuvent être regroupés en "catégories", ce qui constitue un énorme progrès, car le nombre des catégories est très inférieur à celui des extrants possibles: quelques centaines de corps pour les dommages toxicologiques, une centaine pour les corps radioactifs, plus de six pour les gaz à effet de serre, etc...Le gain est donc très grand, mais il est vain de chercher à le pousser trop loin. Après une période où on a pu penser que toutes les catégories pouvaient être ramenées à trois classes fondamentales (Goedkoop (1)), on est revenu en arrière, et les méthodologies proposées dans la ligne des normes ISO (J.B. Guinée - "Life cycle assesment - An Operational guide to the ISO standards"(2)) utilisent une dizaine de catégories.

Le processus d'évaluation est donc confronté à une véritable difficulté, qu'illustre bien l'exemple suivant, emprunté au document ISO/TC 14047(3).

La comparaison qui est faite porte sur deux substituts possibles (alcanes ou HFC) des CFC. Sept catégories de dommages sont prises en compte. Les unités adoptées sont suffisantes pour unifier les chiffres de chaque catégorie: malheureusement, **elles sont incommensurables entre elles.** Peut-on mettre en regard "plus d'effet de serre" et "moins de formation d'ozone ", voire "moins d'acidification"?

Catégorie d'impact	Unité	Alcane	HFC
Réchauffement global	g d'équivalent CO ₂	870,000	2,270,000
Epuisement de la couche d'ozone	g d'équivalent CFC ₁₁	0	0
Formation d'ozone photochimique	g d'équivalent C ₂ H ₄	101	63
Acidification	g d'équivalent SO ₂	8,000	6,820
Eutrophisation	g d'équivalent NO ₃	5,150	4,380
Ecotoxicité chronique dans l'eau	m ³ eau	44,000	44,000
Toxicité Humaine dans l'eau	m ³ eau	1,610	1,610
Toxicité Humaine dans l'air	m ³ air	563,000,000	613,000,000

Tableau 9 : Profils d'évaluation des impacts pour deux conceptions de réfrigérateurs (ISO TC 14047 Exemple 6 Tableau 6.4)

Le présent chapitre est consacré à l'examen de cette question. On peut remarquer, avant de commencer, qu'elle rappelle beaucoup le problème de l'attribution d'une "note globale" ou d'un "classement définitif" à des étudiants qui ont obtenu un 15 en histoire et un 8 en mathématiques (à moins que ce ne soit l'inverse) Les "coefficients" accordés aux matières sont une voie de solution, mais on sait à quel point ils sont objets de débat.

On peut également souligner que, à la différence de ce qui se passait pour les Phases "Inventaire" et "Impact", la norme ISO 14043 (4) laisse une grande liberté d'interprétation, et se contente d'exiger que les méthodes de calcul utilisées soient transparentes et bien documentées. Ce point est évidemment essentiel, et nous y reviendrons en conclusion de ce chapitre. Mais il ne suffit pas pour faire avancer la comparaison entre catégories ! Le résultat est **que les méthodes proposées sont nombreuses** : nous allons présenter (et critiquer) les plus populaires, en commençant par l'évaluation du coût des impacts.

1 - Difficultés dans l'évaluation monétaire des impacts

Dans la mesure où ils atteignent des "tiers", indépendants de l'entreprise et de sa clientèle, les **coûts associés aux impacts** sont en général appelés **externalités**. Ils sont utilisés très largement . Citons, en France, l'évaluation des dommages liés au bruit (5)(6), ou le rapport du Commissariat au Plan sur les externalités liées aux transports (7). Au niveau européen, le programme ExternE a été consacré aux dommages liés à la production d'énergie (8)(9).

A priori, l'utilisation d'une évaluation monétaire semble répondre complètement à l'objectif recherché, dans la mesure où elle est universelle, c'est-à-dire indépendante à la fois de la catégorie considérée et des divers groupes concernés par la décision.

Nous allons voir néanmoins que, lorsqu'on veut utiliser, dans la phase finale d'une ACV, les chiffres obtenus à partir d'un calcul d'externalités, on est confronté à trois familles de difficultés.

Une absence générale de données

Nous avons déjà rencontré ce problème au chapitre 4: nous le retrouvons, évidemment, lorsqu'il s'agit d'évaluer les externalités. La recherche des coûts peut se faire de façon directe (consentement à payer ou à recevoir), ou indirecte (coûts potentiels d'évitement, valorisation des propriétés, déplacements). Dans tous les cas, le travail à faire est énorme: il suffit de voir le temps et les efforts qu'a exigé le programme ExternE. Toute tentative pour simplifier la démarche est payée par des erreurs importantes (On se reportera à l'article de Svedsäter (10) qui détaille toutes les difficultés et tous les pièges de ce type d'évaluation).

On se trouve donc, en définitive, face à une méthode qui ne couvre que très partiellement l'ensemble des catégories à prendre en compte. D'autant que certaines catégories (le réchauffement climatique en est l'exemple canonique, mais il y en a d'autres) ne peuvent pas, indépendamment du problème des coûts, être évaluées de cette façon.

Le problème des décalages dans le temps n'est pas soluble aujourd'hui

Les impacts dont il est question font nécessairement intervenir le temps, et les échelles temporelles mises en cause sont extrêmement diverses selon les catégories.

Parmi les "compartiments" rencontrés au chapitre 4, il en est qui réagissent très vite (d'une journée à un an) comme l'atmosphère ou les eaux de surface. D'autres font intervenir des échelles nettement plus longues: d'un an à plusieurs siècles pour les sols, les eaux souterraines et l'océan. D'autres enfin, comme le sous-sol et l'océan profond, dépassent largement le millénaire.

Il y a donc, comme on l'a déjà souligné au chapitre 4, un arbitrage à faire entre des dommages qui ne touchent que la génération actuelle, et ceux qui concernent, soit sa descendance immédiate, soit même l'humanité future. Cet arbitrage "intertemporel" revient à la définition d'un taux d'actualisation: question qui est, aujourd'hui, très obscure et traversée d'oppositions très fortes. Mais question qui doit recevoir une réponse avant que l'évaluation des externalités puisse être utilisée. Il est d'ailleurs à peu près évident que la réponse (si elle existe) ne peut résulter que d'une négociation très large, et que, pour certaines catégories, elle fait intervenir la planète entière.

Situation de décideur unique *versus* système de préférences multiples

On vient d'évoquer la nécessité d'organiser une confrontation entre parties prenantes avant que l'on puisse adopter un taux d'actualisation. Cette nécessité est, en fait, très générale. C'est la situation de décideur unique, ou de système de préférence unique, qui est exceptionnelle.

On pourrait penser que, compte tenu du "caractère universel" des valorisations monétaires, le nombre des parties en présence importe peu, et que la valeur donnée par le calcul d'externalités sera le juge de paix. Mais, comme les deux paragraphes précédents l'ont montré, les évaluations d'externalités ne sont, ni suffisamment complètes, ni suffisamment universelles pour qu'il en soit ainsi. On aura donc, en définitive, besoin d'une procédure de pondération (sur laquelle on reviendra au paragraphe 4) qui rende compte des différentes échelles de préférences.

Et c'est justement cette **pondération** qui se révèle **incompatible avec l'évaluation monétaire**. Si on ne peut pas considérer que la valeur des chiffres obtenus est, en quelque sorte "absolue", si on est obligé de les multiplier par des coefficients pour refléter les priorités des différents groupes humains (par exemple, les habitants des pays du Sud et du Nord), la démarche devient inutilement complexe et "opaque". On peut, bien entendu, considérer que les coefficients de pondération comme des "taux de change", mais il vaut mieux, en fait, revenir à des évaluations non monétaires. Les externalités, par leur nature même, se prêtent mal à une procédure de pondération.

Les critiques qui précèdent n'enlèvent rien à l'intérêt du calcul des externalités. Elles montrent simplement que cette approche ne peut pas soutenir jusqu'au bout un pari impossible : fournir une échelle de comparaison indépendante des groupes humains comme des échelles spatiales et temporelles qui entrent en jeu. En revanche, le calcul d'externalités conserve toute sa place comme démarche parallèle aux ACV. Il intervient à la suite des évaluations d'impacts, et apporte un éclairage précieux, en particulier dans la fixation des normes ou quotas relatifs aux émissions (extrants).

2- Le calcul des coûts d'évitement

Dans un article paru en 1999 de l'International Journal of LCA (11), J.G. Voogtlander proposait une évaluation de coût, valable pour sept catégories de dommages. Chacun de ces coût était rapporté à un "équivalent caractéristique" de la catégorie considérée, et les calculs étaient faits "en marginal". On obtenait ainsi les "**Virtual Pollution Prevention Costs**" relatifs aux sept catégories du Tableau 10 ci-dessous :

Catégorie d'impact	Virtual Pollution Prevention Costs
Acidification	6.40 €/ kg d'équivalent SO _x
Eutrophisation	3.05 €/ kg d'équivalent PO ₄
Pollution et formation de smog (hiver)	50.00 €/ kg d'équivalent COV
Pollution et formation de smog (été)	12.30 €/ kg de poussière
Dépôt de métaux lourds	6.80 €/ kg d'équivalent Zn
Effets (carcinogènes) sur la santé	12.30 €/ kg d'équivalent HAP
Effet de serre	114.0 €/ t d'équivalent CO ₂

*Tableau 10 : Virtual Pollution Prevention Costs
relatifs à sept catégories d'impacts environnementaux*

J.G.Voogtlander, qui adhère complètement aux conclusions du paragraphe précédent, explique qu'il est impossible d'utiliser les externalités, c'est-à-dire l'évaluation directe des dommages, et que les coûts qu'il utilise sont des "coûts d'évitement". Sa démarche s'inspire, évidemment, du fonctionnement des marchés de permis, organisés aux Etats-Unis pour l'émission de SO_x et NO_x, et en préparation en Europe pour les émissions de CO₂. Les chiffres proposés sont des estimations du coût de réduction des sept catégories et correspondent au prix d'équilibre du marché de permis correspondant (si l'établissement d'un tel marché est possible).

Comme les coûts de ce type sont très variables et dépendent beaucoup du montant des réductions envisagées et du point dont on part, l'auteur se donne un point de visée, une norme quantitative pour chaque catégorie. Ces normes sont valables pour les Pays-Bas (et pour eux seulement).

On voit donc ce que signifie le coût de 6.40 € pour la catégorie "acidification": chaque fois que x kg d'équivalent SO_x sont émis, l'effort que devront faire les Pays-Bas pour respecter leurs objectifs est augmenté de 6.40 €. C'est - il faut le souligner - le **coût global pour la communauté** qui est pris en compte, et non celui concernant l'industriel responsable du procédé.

La méthode qui vient d'être décrite évite certaines des difficultés évoquées au paragraphe précédent. En particulier, les questions d'actualisation sont évacuées. Même si les dommages sont lointains dans le temps, le travail à faire pour les éviter (respecter la norme) intervient dès aujourd'hui. Les questions difficiles, les divergences de point de vue sont supposées résolues lors du choix de la norme : la méthode ne cherche pas à cacher son **caractère conventionnel**, et reporte les critiques éventuelles sur le **débat de fixation des normes**.

Malgré tous ces points positifs, on peut faire deux objections à la méthode des coûts d'évitement:

- D'une part, elle manquera toujours (comme le calcul des externalités) de l'universalité souhaitable. Il restera toujours des dommages où le calcul sera quasi impossible (biodiversité, occupation de l'espace), ou sans valeur autre que locale (bruit). Ce qui conduit à distinguer entre les catégories : pour certaines d'entre elles, une norme ou un objectif national ont été fixés, pour d'autres rien de tel ne semble se dessiner.

- A partir de cette distinction, on peut sans doute prévoir que, là où un objectif national peut être fixé, on est (quasiment) dans la situation où un système de taxes, ou de permis, va entrer en vigueur. Ce qui conduira à parler, non plus de Virtual Pollution Prevention Costs, mais de coûts associés au processus, tout simplement.

Le devenir de la méthode des coûts évités n'est donc pas de fournir une méthode universelle, mais plutôt de faire sortir des ACV les extrants et les catégories pour lesquels des coûts d'évitement et des objectifs nationaux (ou, bien entendu, européens ou mondiaux) ont été définis, ou sont en passe de l'être. Les coûts correspondant changent alors de colonne, et s'additionnent aux autres coûts du produit.

Il reste donc à définir une méthode plus générale, nécessairement plus souple et plus sujette à débat que les évaluations monétaires. Elle s'inspirera de la comparaison faite au début de ce chapitre : comment classer des "étudiants" à partir des notes obtenues dans des "matières" a priori incommensurables entre elles.

3- L'étape finale: la "normation" et le choix

Les deux dernières phases des ACV, l'évaluation des impacts, la hiérarchisation et le choix, ont donné lieu à un très grand effort de recherche méthodologique. Au sein de cet effort, le lecteur remarque vite les noms de Guinée, de Udo de Haes (2), Goedkoop et Spriensma (1), Heijungs, Huijbregts (2), qui font que l'on peut véritablement parler d'une "Ecole Hollandaise" sur ces sujets (même si on peut y joindre d'autres noms, généralement liés à la SETAC, comme celui d'Hofstetter (12)).

Très tôt, ces chercheurs ont souligné l'importance de la notion de "catégorie d'impact" qui représente, comme on l'a déjà montré, une première étape de synthèse. Certains d'entre eux ont alors cherché à poursuivre ce travail de réduction (13) : les noms de Goedkoop et de Spriensma, auteurs du rapport "Eco Indicators 99" (déjà évoqué au Chapitre 4), viennent immédiatement à l'esprit.

Le rapport présente une démarche de réduction à trois catégories finales: l'épuisement des ressources, l'impact sur l'environnement et l'impact sur la santé. A partir de là, il propose d'aboutir à la décision finale en franchissant successivement:

une étape de **normation**¹³ pour obtenir des valeurs relatives (sans dimension), en prenant comme unité de référence les impacts moyens aux Pays-Bas, catégorie par catégorie,

une étape de **pondération** de ces valeurs, suivant des tableaux qui expriment les préférences (plusieurs orientations sont possibles) de la société concernée par la décision,

l'étape du **choix final** qui revient à comparer le total des notes pondérées.

Nous avons vu au Chapitre 4 que la démarche de réduction du rapport Eco Indicators 99 ne pouvait pas tenir ses promesses, et qu'il **n'est pas possible de tout ramener à trois "endpoints"**. Du coup, il n'est pas non plus possible, ni d'ailleurs nécessaire, de définir a priori les préférences ou les "valeurs" de la Société. Par contre, l'étape de normation reste parfaitement valable, et elle peut être appliquée quel que soit le nombre des catégories. C'est d'ailleurs pour cela que la norme

¹³ Pour les chercheurs en Sciences de la Nature, l'opération qui consiste à choisir des grandeurs de référence comme unités, et à raisonner en quantités sans dimensions s'appelle en général "normalisation". Mais, pour ne pas créer de confusion avec la démarche de "normalisation ISO" proprement dite, le terme de "normation" a été adopté par la communauté des ACV.

ISO 14042 la propose, sans d'ailleurs l'imposer. Elle reste un "élément facultatif" dans la démarche.

Normation par les flux globaux

Les valeurs qui peuvent être utilisées pour "normer", c'est à dire pour aboutir à des nombres sans dimensions, seront celles de la catégorie, mesurées sur "l'ensemble" concerné. De quel ensemble s'agit-il ? Suivant les cas, ce sera la région, le continent, voire le monde (14). On peut, en effet, préférer une approche régionale, nationale, européenne, etc., tout en étant conscient que les chiffres correspondants ne seront pas toujours disponibles. On notera que la norme ISO 14042 demande que l'on examine avec soin l'adéquation (*consistency*) de l'ensemble qui sera choisi comme référence.

Le résultat de l'étape normation sera alors donné par des tables ou des graphiques analogues à ceux présentés ci-dessous, qui sont extraits de l'exemple 6 du document ISO 14047 déjà cité.

Catégorie d'impact	Unité	Alcane	HFC
Réchauffement global	mPEEU94	67	175
Formation d'ozone photochimique	mPEEU94	4,0	2,5
Acidification	mPEEU94	108	92
Eutrophisation	mPEEU94	43	37
Ecotoxicité chronique dans l'eau	mPEEU94	126	126
Toxicité Humaine dans l'eau	mPEEU94	31	31
Toxicité Humaine dans l'air	mPEEU94	182	198

Tableau 11 : Profil d'évaluation d'impacts normalisés de deux conceptions de réfrigérateurs utilisant les niveaux d'impact correspondant aux émissions européennes de 1994 comme système de référence. Tous les résultats sont exprimés en milli-personnes-équivalents. (ISO 14047 Exemple 6, valeurs du tableau 6.7)

Par rapport aux chiffres du tableau 6.4 (qui traite du même problème) cité au début de ce chapitre, on constate un gain, à la fois sur le "contenu informatif" et sur le sens que l'on peut donner aux informations. A une exception près, les chiffres des différentes lignes ont des ordres de grandeur comparables : cela signifie que, rapporté aux sept catégories de "problèmes" qui se posent à la Société (ici, à l'Europe) les impacts des produits considérés sont assez voisins, quelle que soit la catégorie. On est donc capable de donner une signification aux différentes lignes, ce que faisait également la méthode des "virtual pollution prevention costs", Mais cette signification n'est pas prisonnière de l'évaluation monétaire. On peut donc la soumettre à des pondérations.

Le gain essentiel de l'opération de normation, en effet, réside dans le fait que des coefficients de pondération peuvent être appliqués aux différentes lignes, ce qui n'aurait pas de sens si les chiffres dépendaient des unités utilisées. Comme nous allons le voir, la pondération est presque toujours nécessaire dans des décisions où s'affrontent plusieurs points de vue.

L'étape finale de la décision

Effectuer un choix qui soit à la fois "multicritères" (il y a une dizaine de catégories) et "multiparties" (il y a plusieurs groupes en présence) est un problème central pour les théories de l'aide à la décision (15). Les méthodes, les algorithmes de choix, ainsi que les logiciels sont nombreux. Tous ceux qui ont passé avec succès l'épreuve des faits ont en commun quelques caractéristiques :

- ce sont des méthodes d'"aide à la décision", et non d'"informatisation de la décision". Les acteurs ne sont pas évacués, bien au contraire. Les règles les plus fortes de chaque méthode concernent la **procédure** de décision, et non son **contenu**,
- Elles essaient de maintenir clairement que le but final est d'établir un **ordre de préférence**, et non de donner une **note** aux diverses solutions en présence,
- Elles utilisent largement des systèmes de pondération, qui permettent de représenter, et donc de confronter, les préférences des acteurs.

Parmi les nombreuses références qui traitent de ce sujet, on peut citer la méthode "d'Examen des priorités environnementales", que propose l'Association "Entreprise pour l'Environnement" (16), ou l'article d'A. Tukker (17), consacré à la "Controverse sur la Toxicité en Suède (PVC) et aux Pays-Bas (chlore)". Dans les deux cas, on retrouve ce que la plupart des spécialistes de la décision ont l'habitude de souligner :

- les règles de procédure, canalisant le débat avec des points de passage obligés, jouent un rôle essentiel,
- Les divergences ou conflits portent tout autant sur les "représentations" des phénomènes, et donc sur la qualité des dossiers présentés, que sur les préférences elles-mêmes,
- Quelques pondérations suffisent pour exprimer les systèmes de préférence en présence.

En définitive, on peut considérer que la décision, dans la mesure où elle **résulte d'une procédure** ouverte, dont le résultat est laissé entre les mains des acteurs, vient "couronner" la démarche ACV, mais n'en fait pas partie au sens strict. Les raisons qui feront pencher la balance vers un produit plutôt qu'un autre (vers les Alcanes plutôt que les HFC), peuvent être liées à des différences de coût de production, de potentiel d'amélioration, etc. Le problème de la comparaison entre catégories rentre dans l'ensemble, plus vaste, des considérations qui conduiront au choix, et doit donc être laissé entre les mains des acteurs.

4- Conclusion du chapitre 5

En commençant ce chapitre, nous avons souligné la difficulté que rencontrent toutes les évaluations d'impact, et qu'un conférencier résumait par la phrase : " Un Conseil Municipal peut-il décider que le bruit est plus important que les émissions de particules? "

Cette difficulté paraît d'autant plus centrale, dans le cas des ACV, que le nombre des catégories d'impact est grand. Lorsqu'on consulte la littérature, et en particulier le recueil d'exemples que constitue l'ISO/TC 14047, on constate que les cas où huit à dix catégories apparaissent nécessaires ne sont pas rares. Et le souci de bien comprendre la nature des impacts conduira à les multiplier.

C'est pour répondre à cette difficulté que se sont développées les évaluations monétaires, et en particulier les calculs d'externalités. Nous avons vu, néanmoins, que cette méthode de comparaison devait être récusée : elle ne peut jamais être assez complète, assez universelle pour servir de "juge de paix" entre des groupes différents.

On peut, en invoquant des raisons assez voisines, récuser également le calcul des "coûts d'évitement". Lorsque ce calcul est parfaitement adapté à une catégorie d'impacts, cela signifie que des mécanismes de régulation (taxes, quotas, permis) vont pouvoir être mis en place; Mais cette situation ne peut pas concerner l'ensemble, ni même la majorité des catégories.

Tout ceci signifie que la volonté de trouver une "méthode absolue" de comparaison, indépendante des acteurs en présence, conduit à un échec.

On doit donc changer d'objectif, et adopter une logique essentiellement **procédurale** pour aboutir à la décision (18). La démarche rentre alors dans un cadre familier à tous ceux qui se préoccupent d'Analyse de la Décision. Les règles qui fixent la constitution des dossiers, l'accès de tous à l'information et la méthode de discussion-confrontation doivent être très précises, mais le résultat reste entre les mains des acteurs et n'est pas prévisible a priori. C'est ainsi que la difficulté évoquée plus haut, le caractère "irréductible" des différentes catégories de dommages, **disparaît si on l'assume complètement**, c'est-à-dire si l'on renonce à faire entrer dans le cadre des ACV (et à formaliser en conséquence) la hiérarchisation entre catégories.

Par contre, pour que l'étape de confrontation soit aisée à organiser, il faut que les acteurs puissent proposer, et faire évoluer au cours de la procédure, des systèmes de pondération exprimant leurs préférences. Il est donc souhaitable que les chiffres qui correspondent aux catégories soient **normés**. La norme ISO 14042 conseille la normation, mais la considère comme facultative. La logique d'une procédure de choix multi-acteurs conduit à la recommander très fortement.

Bibliographie du chapitre 5

- (1) M. Goedkoop - R. Spriensma - The Eco-Indicator 99 - A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment 17 Avril 2000
- (2) J.B.Guinée editor. Life Cycle Assessment. An operational Guide to the Iso standards. Final report. May 2001
- (3) ISO Technical Specification 14047- Illustrative examples on how to apply ISO14042 Life Cycle Assessment - Life cycle Impact Assessment .
- (4) ISO International Standard 14043- Environmental management - Life cycle Assessment - Life Cycle Interpretation.
- (5) E. Quinet - "Evaluer les effets des Transports sur l'environnement. Le cas des nuisances sonores" - Rapport CADAS No 16 - Nov 1999
- (6) E. Quinet - La prise en compte des nuisances sonores dues aux transports dans les décisions publiques - C-R de l'Académie des Sciences - Sciences de la vie 324 - 2001.
- (7) M. Boiteux - Transports: choix des investissements et coût des nuisances - Commissariat au Plan - Juin 2001
- (8) Externalities of Fuel Cycles "EXTERNE" project - Summary Report European Commission DG XII 1994.
- (9) Ari Rabl - J. Spadaro - Air Pollution Damage Estimates : the cost per kg of Pollutant - Int J of Environmental Technology and Management 2000.
- (10) H. Svedsäter - Economic Valuation of the Environment : How Citizens make sense of Contingent Valuation Questions PHD Thesis 1999
- (11) J. G. Voogtlander - A. Bijma - The "Virtual Prevention Costs 99" A single LCA-based Indicator for Emissions - Int JLCA 5 (2)- 2000
- (12) P. Hofstetter - T. Baumgartner - R. W. Scholz - Modelling the Valuesphere and the Ecosphere: Integrating the Decision Makers' perspectives into LCA - Int JLCA 5 (3) - 2000
- (13) J.C.Bare - P. Hofstetter et alii Midpoints versus Endpoints : the Sacrifices and the Benefits - Int JLCA 5 (6) 2000

- (14) Huijbregts et alii - Normalisation Data for the Netherlands(1997), West-Europe (1995), and the World - CML 1999
- (15) B.Roy - D. Bouyssou - Aide multicritère à la décision : méthode et cas - Economica - 1993
- (16) Exposé de R. Armand à la Conférence "Examen des Priorités Environnementales" - Décembre 1996- Paris
- (17) A. Tukker - Philosophy of Science, Policy Science and the Basis of Decision Support with LCA - Int JLCA 5 (3)- 2000
- (18) S. Faucheux - G. Froger - J-F. Noël - Quelle hypothèse de rationalité pour le développement soutenable? - Economie Appliquée XLVI 1993 N° 4

Si les applications des analyses de cycle de vie se diffusent peu à peu dans le monde industriel, du fait notamment de la maturité croissante de l'outil et de sa normalisation internationale, qui est en voie d'achèvement, l'ACV est encore peu étudiée au niveau universitaire et tout particulièrement en France, si on en juge par le faible nombre d'équipes, leur petite taille et leur isolement relatif.

Afin d'acquérir une meilleure compréhension de la structure, du fonctionnement et des perspectives d'évolution de la recherche en matière d'ACV, l'ADEME a commandité en 2000 à la société INSAVALOR une enquête internationale auprès d'un panel d'acteurs agissant dans le domaine la recherche ACV. C'est de cette enquête que sont tirés les principaux éléments, relatifs à la recherche, présentés dans ce chapitre. L'identification des chercheurs a été effectuée sur la base d'une revue des principaux supports de valorisation de la recherche (revues spécialisées, colloques et conférences, documents de référence pour la méthodologie ACV, réseaux et associations : voir annexe 1) et a conduit au recensement de quelques 170 acteurs. Parmi ceux-ci, une trentaine a été interrogée sur sa perception de la recherche en matière d'ACV.

Le groupe de travail ACV a considéré que la meilleure façon de faire un diagnostic sur l'état de la R&D était de donner d'abord la parole aux acteurs eux-mêmes. On trouvera donc ci-dessous une présentation des principaux résultats de cette enquête. Dans le chapitre de Conclusion, on reviendra, non plus sur le diagnostic, mais sur les pistes de développement que proposent les chercheurs.

Aperçu du développement de l'ACV au niveau international

La recherche en matière d'ACV s'effectue essentiellement en Europe (Pays Nordiques et Europe continentale) et aux Etats Unis, cependant qu'en Asie (Japon notamment), l'ACV est en pleine croissance. Un bref descriptif des principaux événements nationaux touchant l'ACV est présenté ci-dessous en vue d'apprécier la diversité des situations nationales :

Danemark

Depuis 1992, les pouvoirs publics et les entreprises se sont largement investis dans l'élaboration et la diffusion d'une méthode ACV nationale qui puisse servir de base commune à l'évaluation des performances des entreprises et à la conception des produits. Il s'agit du programme EDIP financé par l'agence danoise de l'environnement et la confédération des industries danoises. C'est un des rares exemples mondiaux d'élaboration d'une méthode ACV cohérente et acceptée comme référence par l'ensemble des praticiens de l'ACV dans un pays. Les acteurs danois sont très confiants en l'avenir des applications de l'ACV.

Cet engagement des pouvoirs publics a été suscité par les résultats concordants de différentes études menées par l'agence danoise ; ces études, menées au début des années 90 montraient que la plupart des problèmes qualifiés de problèmes "end of pipe" (pollution de l'air, pollution de l'eau) étaient en passe d'être résolus grâce à l'évolution des méthodes de contrôle et des pratiques industrielles. En revanche, les impacts liés à l'accroissement de la production et de la consommation (déchets, effet de serre, consommation de matières premières, accumulation de produits chimiques aux conséquences plus ou moins bien maîtrisées) étaient devenus prépondérants.

Si les grandes entreprises sont sensibles à ce type d'approche, les PME-PMI paraissent plus difficiles à atteindre et se montrent réticentes à utiliser un outil qui leur paraît lourd, difficile à

comprendre et à interpréter et ce d'autant qu'il risque de modifier des pratiques ancrées depuis longtemps.

Suède

L'ACV est plutôt portée par le secteur industriel et le développement de méthode se fait beaucoup dans les centres de recherche industriels du pays pilotés à la fois par les entreprises et les pouvoirs publics. Un événement déterminant pour l'application de l'ACV dans ce pays a été la décision d'élaborer une méthode de type III (fondée sur l'ACV) de déclaration environnementale de produits.

Entre 10 et 15 grandes entreprises suédoises ont développé leur propre expertise dans le domaine de l'ACV et possèdent des bases de données internes de leurs produits. Quelques entreprises utilisent l'ACV comme un outil de routine ; quelques autres l'utilisent dans le cadre de la conception de leurs nouveaux produits ; la plupart l'utilise pour explorer leur système de production.

Au niveau des politiques publiques, l'ACV a été utilisée pour définir la politique nationale en matière de déchets. Le Parlement semblerait actuellement s'intéresser aux possibilités d'utilisation de l'ACV pour définir les orientations de la politique environnementale suédoise ; les parlementaires souhaiteraient cependant voir les impacts toxiques et écotoxiques mieux pris en compte dans la méthode.

Pays-Bas

Le développement de l'ACV a été très important dans le courant des années 90. Il a bénéficié d'un engagement fort des pouvoirs publics. Ceci a notamment permis d'établir une méthode ACV nationale. L'ACV serait notamment utilisée dans l'élaboration des politiques publiques concernant les grands secteurs d'activité du pays (énergie, emballages, déchets, bâtiments). Le secteur du bâtiment devrait ainsi voir ses pratiques transformées par la loi sur le bâtiment soutenable dont l'élaboration s'appuie notamment sur l'ACV.

Toutefois il semblerait que l'âge d'or de l'ACV soit maintenant terminé (stagnation de l'activité ACV entre 1997 et 2000) et que les Pays-bas entrent dans une phase de ralentissement de cette activité.

Italie

Démarrée en 1994 dans le pays, montée progressivement en puissance entre 1994 et 1997, l'activité ACV est très dynamique depuis cette date (une vingtaine d'ACV réalisée chaque année). Trois facteurs sembleraient jouer dans cette dynamique :

- ? la loi italienne sur les déchets, qui a amené les entreprises à réfléchir de manière plus approfondie au problème posé par leurs déchets,
- ? le projet de méthode de déclaration environnementale des produits de type III, inspiré de la méthode suédoise,
- ? un effet de mode chez les industriels.

L'agence italienne de l'environnement (AMPA) joue un rôle clé en dynamisant et en coordonnant les travaux sur le sujet. L'AMPA est notamment en train de promouvoir l'élaboration d'une base de données ACV nationale qui pourra servir de référence pour les applications dans ce pays.

Espagne

Le contexte espagnol semble assez difficile pour l'activité ACV. Les entreprises ne sont pas motivées. L'ACV n'est pas bien implantée dans les universités et la recherche méthodologique y est faible. Il existe peu d'équipes ou de bureaux d'études travaillant dans ce domaine (un bureau d'étude occupe à lui seul 80 % du marché).

A ce stade, l'investissement des pouvoirs publics paraît déterminant pour le développement de cette activité, en particulier pour soutenir des études dans les PME-PMI.

Suisse

La Suisse a été un des pays pionniers dans le développement méthodologique de l'ACV. Cependant, il semblerait qu'à l'heure actuelle les applications ACV stagnent, les entreprises paraissant davantage s'intéresser au système de management environnemental centré sur les organismes.

Il faut toutefois tempérer ce constat par le fait que le programme prioritaire pour l'environnement de 1992-2001 a permis de financer des recherches méthodologiques importantes et qu'aujourd'hui une base de données nationale (EcoInvent 2000) est en cours d'élaboration dans le pays.

Allemagne

Comme pour la Suisse, l'activité ACV paraît désormais stagner en Allemagne. L'association allemande de la chimie vient même de retirer l'ACV de son programme. L'agence de l'environnement a réalisé plusieurs ACV dont les résultats ont été très controversés. Elle se montre désormais prudente avant de recourir à ce type d'approche.

Il semblerait que l'ACV ait dans ce pays souffert de l'absence de structures de coordination et d'harmonisation qui regroupent l'ensemble des parties prenantes et qui permettent d'aboutir à un accord sur les hypothèses et sur les méthodes employées.

Royaume Uni

Il n'existe pas d'engagement politique massif dans le domaine de l'ACV au Royaume Uni mais des initiatives ponctuelles de la part des entreprises et du gouvernement. L'agence de l'environnement britannique a ainsi lancé un programme d'application de l'ACV à la gestion des déchets. Au niveau industriel, l'ACV est appliquée dans les secteurs de l'électronique, des produits de consommation et des déchets. La Directive européenne sur la gestion intégrée des produits (IPP) devrait favoriser l'utilisation de l'ACV.

France

Historiquement, la France a été le premier pays à se doter d'une norme sur les analyse de cycle de vie (1996). Ceci témoignait de la vigueur d'une recherche industrielle, publique et privée, et du dynamisme impulsé par le bureau d'études Ecobilan, créé en France en 1990.

L'implication du monde industriel (chimie, matériaux, électronique, ...) et des pouvoirs publiques (Ministère en charge de l'environnement, ADEME) a perduré notamment en matière de normalisation internationale et de développement de méthodologies et d'outils sectoriels. Toutefois, cet implication d'un nombre limité d'acteurs n'a pour l'instant pas eu l'effet d'entraînement espéré en terme de diffusion et d'appropriation par un plus grand nombre.

Face à la recherche menée par les bureaux d'études ou les industriels, la recherche universitaire fait figure de parent pauvre : ainsi, celle-ci a longtemps été limitée à une équipe unique

(LAEPSI : laboratoire d'analyse environnementale des procédés et systèmes industriels de l'INSA de Lyon) avant d'être rejointe par l'ENSAM (Paris puis Chambéry) dans le domaine des sciences et techniques. On doit également mentionner la recherche menée à l'ENSMP(A. Rabl et B. Desaix) Ce faible nombre d'acteurs universitaires ne permet pas d'asseoir l'ACV en tant que sujet digne de recherches doctorales et on assiste, tout au plus, à une à deux soutenances de thèses annuellement.

Depuis 1999, il semblerait que le domaine ACV connaisse un nouveau regain d'intérêt auprès des industriels et des pouvoirs publics avec notamment des projets d'envergure en matière d'éco-conception des produits et d'évaluation des filières de valorisation des déchets municipaux et des produits usagés.

USA

L'histoire de l'ACV dans ce pays n'a pas bien commencé. L'ACV a d'abord été utilisée par les entreprises dans leur guerre commerciale. La multiplication des études et des contre études dans les années 80 a passablement discrédité l'outil.

Bien que depuis cette époque l'ACV ait été quelque peu réhabilitée, il reste quelques réticences à son égard au sein des entreprises. Selon l'un des chercheurs, lorsqu'on propose aux entreprises une méthode permettant d'évaluer leurs performances environnementales sur l'ensemble du cycle de vie de leur produit elles se montrent intéressées ; si le terme ACV est prononcé elles fuient.

En dehors de l'histoire particulière de l'ACV dans ce pays, d'autres facteurs pourraient expliquer la stagnation de l'activité ces dernières années :

- ? position d'attente des entreprises par rapport au développement des procédures ISO,
- ? réglementation américaine très sectorielle et très exigeante : l'essentiel des efforts environnementaux des entreprises est dédié au respect de cette réglementation.

Toutefois, l'obligation faite aux entreprises de fournir régulièrement un rapport sur leurs émissions toxiques (Toxic Release Inventory) devrait faciliter la création et le développement de base de données ACV.

Le gouvernement fédéral n'est pas encore très intéressé par l'ACV. Les choses commencent toutefois à changer avec la politique d'achat vert dans le cadre de l'administration, politique dans laquelle l'ACV devrait avoir son rôle à jouer.

Asie

Au Japon la collaboration entre industries, universités et gouvernements a été déterminante pour le développement de l'ACV. L'organisation du forum japonais de l'ACV soutenu par le MITI a réuni 205 organisations. A la suite de ce forum, le MITI a lancé un programme national de cinq ans sur l'ACV qui consiste à développer une méthodologie et une base de données ACV nationale ainsi qu'un réseau d'informations et une série d'applications.

En Inde l'ACV en est à ses débuts. Une association indienne de l'ACV a été constituée. Elle se consacre à la communication et à l'enseignement de la méthode. Des applications au recyclage du papier ont déjà été réalisées.

En Corée la norme ISO 14040 est désormais adoptée comme référence nationale par ce pays. L'ACV est soutenue par un département commun au ministère du commerce et à celui de l'environnement. La société coréenne de l'ACV se montre très active. Un effort important a été réalisé pour la constitution d'une base de données ACV nationale.

Enfin, on note un intérêt naissant pour l'ACV en Chine, au Vietnam et en Thaïlande.

Caractéristiques des activités de recherche en matière d'ACV

Structure

Au niveau international, la recherche dans le domaine de l'ACV est conduite par des organismes de statuts divers : universitaires, instituts de recherche, consultants... En France, les équipes universitaires sont rares et cette activité s'inscrit dans un contexte davantage dominé par les sciences appliquées ; elle s'effectue essentiellement au sein des écoles d'ingénieur, des bureaux d'étude et des centres techniques.

La majorité des équipes a été créée au cours des 10 dernières années et leur effectif moyen est relativement faible puisqu'il se situe aux alentours de 8 personnes. Il est plus faible en France où il se situe aux alentours de 4 personnes.

Les axes de recherche des organismes universitaires auxquels sont rattachées les équipes, les secteurs d'activité des centres techniques ou les domaines de compétences annexes des bureaux d'étude qui travaillent sur l'ACV peuvent être très divers : génie des procédés, sciences des matériaux, sciences de l'environnement, management environnemental... Cette situation n'est pas particulière aux ACV : comme le montre le Rapport (Alain Pavé), elle caractérise l'ensemble de la recherche en matière d'environnement. Cette recherche est nécessairement "orientée par l'Aval" et interdisciplinaire. Néanmoins, et bien que l'ACV soit reconnue comme étant une méthode d'évaluation environnementale, les équipes qui ont des compétences affirmées en écologie ou en sciences de l'environnement paraissent peu nombreuses par rapport à l'ensemble, qui donne par contre une large place à l'étude des procédés.

Au final, l'étude des structures qui pratiquent l'ACV tend à faire apparaître celle-ci comme une technique plutôt que comme un développement scientifique autonome : elle est pratiquée par des individus dont les domaines de compétences sont très divers, et elle intéresse aussi bien certaines équipes du monde de la recherche que des équipes de consultants.

Activité

Globalement, la part moyenne consacrée par les équipes aux développements méthodologiques se situe aux alentours de 40 %. Sans jamais être absente de la pratique de l'analyse de cycle de vie, elle ne dépasse toutefois pas 50 % dans les bureaux d'études et chez les consultants. Dans certaines équipes universitaires les développements méthodologiques peuvent représenter la totalité de l'activité.

Les activités de ces équipes, qu'elles soient internationales ou françaises, concernent pour l'essentiel :

- ? l'application de la méthode,
- ? son intégration dans le processus de décision,
- ? sa diffusion,
- ? son instrumentation,
- ? son amélioration.

Financement

Le développement de l'ACV est surtout valorisé dans le cadre des grandes entreprises multinationales dans des secteurs clés de l'économie (énergie, déchets, électronique et plastique). Mais la part de financements publics des contrats ACV est forte (supérieure à 50 % à l'étranger et proche de 35 % en France). Ceci met en évidence le rôle encore déterminant des pouvoirs publics pour dynamiser ce type d'approche et le diffuser auprès du secteur industriel

Collaborations et communication internes au domaine

Concernant le réseau de la recherche dans le domaine de l'ACV, il apparaît que les pôles d'activité ACV dominants se situent en Europe du Nord (Pays-Bas, Danemark, Suède). La SETAC, et plus particulièrement la SETAC Europe, joue un rôle clé pour initier et dynamiser les échanges entre chercheurs. Ceci est manifeste lorsqu'on analyse les derniers colloques auxquels ont participé ou auxquels ont assisté les équipes : 60 % sont directement consacrés à l'ACV et un tiers environ sont des colloques de la SETAC. La France paraît plutôt absente de ces réseaux européens.

Le Japon et plus généralement l'Asie du Sud Est voit toutefois s'initier une activité de plus en plus intense, notamment à travers l'organisation d'un forum ACV national et de plusieurs conférences internationales.

Aux Etats-Unis, les échanges et les collaborations entre les différents organismes sont moins forts qu'en Europe. Ceci peut s'expliquer par le fait que, dans ce pays, l'ACV est pratiquée par des bureaux d'étude qui entretiennent des relations de concurrence.

Collaborations et communication scientifiques

On constate que, globalement, la communication et les collaborations scientifiques se font à l'intérieur de la communauté de praticiens et de chercheurs du domaine ACV, ou des praticiens de l'ACV vers un public concerné par un secteur d'application particulier (chimie, bois, électronique...). Les échanges entre les praticiens de l'ACV et les scientifiques issus de disciplines traditionnelles paraissent nettement moins développés.

Il faut rappeler que la communauté ACV est liée au monde industriel: le sujet qu'elle traite, les outils qu'elle utilise ne suscitent pas d'intérêt immédiat de la part du monde universitaire. Cette difficulté s'ajoute à une autre, beaucoup plus générale, que rencontrent tous ceux qui s'occupent de questions environnementales.

Comme la plupart des démarches liées à l'environnement, en effet, les ACV occupent une position au carrefour entre plusieurs disciplines. Il leur set donc, au dire de ceux qui les pratiquent, presque impossible de travailler en vase clos. Mais d'autre part, ils ont beaucoup de mal à faire partager leur problématique à d'autres équipes, encore très centrées sur leur disciplines. C'est ainsi que d'après les réponses données, la communauté des praticiens et celle de chercheurs de l'ACV semble essentiellement communiquer et collaborer en vase clos (c'est à dire en liaison avec les seuls spécialistes des procédés industriels). Ceci doit toutefois être nuancé par le fait que :

? un certain nombre des organismes dans lesquels l'ACV s'est largement développée sont des organismes pluridisciplinaires (CML, CES et UNS par exemple),

? la communication effectuée auprès du public directement intéressé par un secteur d'application particulier permet sans doute un enrichissement de la méthode ou de sa mise en œuvre par retour d'expériences,

? certaines actions tentent de décloisonner l'ACV par la mise en place de réseaux mettant en contact des scientifiques spécialisés dans les différents domaines de l'évaluation.

Il n'en reste pas moins que les collaborations avec des scientifiques appartenant aux disciplines traditionnelles de l'environnement semblent particulièrement réduites. La discussion qui précède montre que cet état de fait peut être attribué à la fois à une certaine fermeture de la part des praticiens de l'ACV, et à une forme de résistance à l'ACV, à un manque de reconnaissance des travaux de recherche dans ce domaine de la part de la communauté scientifique (cette opinion est particulièrement présente chez les acteurs français).

En conclusion

Si l'on cherche à résumer les enseignements de l'enquête ADEME et ceux qu'on peut tirer des trois premiers chapitres de ce Rapport, on constate que l'ACV est d'abord une activité opérationnelle, en prise sur le monde industriel. Elle est née dans le monde des spécialistes des processus, et en particulier des processus chimiques (SETAC). C'est, comme le disait déjà l'Introduction, une réponse aux défauts de la normalisation "end of pipe".

Aujourd'hui, la position de l'ACV est d'être au confluent de trois familles de disciplines:

- le groupe d'origine, centré sur la conception et la description des processus industriels (Chapitre I)
- le groupe d'étude des impacts sur l'environnement, suivant les "catégories d'impact" et les différents "compartiments" environnementaux (Chapitre II),
- les disciplines de l'aide à la décision et à la gestion (Chapitre III).

Les développements à entreprendre concernent donc les trois familles simultanément, et la plus grande menace sur la recherche (voire l'enseignement) est sans doute le fait que les liens entre les trois familles sont encore faibles. Dans ce qui est cité, on note plus de pistes centrées sur le premier groupe que de pistes interdisciplinaires:

☞ l'amélioration de l'instrumentation et la simplification de la méthode sont encouragées comme stratégie pour le développement des applications. Mais ces pistes ne sont pas sans danger, car en mettant la méthode à la portée du plus grand nombre elles ouvrent la porte à des utilisations "inadéquates" voire à des "manipulations",

☞ la disponibilité et la robustesse des données exploitées par l'ACV semblent être un point faible pour le développement des applications de la méthode, mais dans le même temps les recherches périphériques à l'ACV (qui ne concernent pas directement la méthode telle qu'elle peut se présenter à travers la norme ISO) s'orientent vers une complexification de la modélisation des systèmes et des phénomènes pris en compte ; ceci implique nécessairement un besoin encore plus important de données.

En définitive, le progrès le plus important aujourd'hui concerne sans doute l'évaluation des impacts: on y reviendra dans la conclusion. On notera seulement ici que cette voie de progrès ne dépend pas seulement de la communauté ACV, mais surtout des liens qui s'établiront entre elle et les disciplines environnementales (écologie, hydrogéologie, etc...)

Les activités d'enseignement ?

Corollaire d'une activité de recherche peu répandue et mal reconnue au sein du monde universitaire, l'enseignement de l'ACV est très peu développé. En se limitant à l'échelle

nationale, les activités d'enseignement dans le domaine des ACV peuvent être classées en 2 catégories :

- ? Les enseignements intégrés dans des "cursus" généraux
- ? Les enseignements spécialisés dans la gestion environnementale

Les enseignements intégrés dans des "cursus" généraux

Cette première catégorie regroupe des enseignements en second et troisième cycle (écoles d'ingénieurs, mastères, ...) intégrés dans un module général dédié à l'environnement. Ces modules ont pour objectif de permettre aux étudiants d'acquérir une culture environnementale de base, sans prétention aucune d'en faire des spécialistes. C'est le cas en particulier dans les formations d'ingénieurs dont la thématique centrale est axée sur un secteur d'activités industrielles donné.

Dans cette catégorie, les enseignements relatifs aux ACV ont une durée inférieure à 10 heures par étudiant : dans la majorité des cas, seules 3 à 7 heures sont consacrées aux outils d'évaluation environnementale, dont l'ACV. En conséquence, il s'agit tout au plus d'une sensibilisation à l'ACV, qui, dans le meilleur des cas, se traduit par l'appropriation par les étudiants des concepts de cycle de vie des produits et de multiplicité des impacts sur l'environnement.

Faute d'enseignants permanents maîtrisant les outils d'évaluation environnementale, ces formations sont en général dispensées par des consultants spécialistes de l'ACV, par des industriels qui l'ont intégrée dans leur stratégie environnementale ou encore par des institutionnels agissant dans le domaine de l'environnement.

Les enseignements spécialisés dans la gestion environnementale

Depuis 10 ans, on assiste à la multiplication des formations prenant comme axe central l'environnement, ou des thématiques qui lui sont apparentés (eau, déchets, énergie, ...). Dans le cadre de ses formations, on retrouve tout naturellement des modules dédiés à l'évaluation environnementale, ceux-ci présentant des volumes horaires de l'ordre de 10 et 20 heures. On citera en particulier : l'Université de Technologie de Troyes (DESS écologie industrielle), l'Institut Supérieur d'Ingénierie et de Gestion de l'Environnement de l'Ecole des Mines (Mastère d'Ingénierie et de Gestion de l'Environnement), l'Ecole Nationale Supérieure des Arts et Industries de Strasbourg (Mastère Eco-conseiller, analyse et gestion de l'environnement) ou encore l'Université de Cergy Pontoise (DESS déchets solides et éco-conception).

Par ailleurs, des formations initialement non axées sur l'environnement ont pu développer au cours des années une activité d'évaluation environnementale spécifique à leur thématique centrale : c'est le cas notamment de l'ENSAM Paris qui propose un DEA « Conception de produits nouveaux » au sein duquel s'intègre l'évaluation environnementale des produits.

Parallèlement, les formations qui disposent d'équipes de recherches spécialisées dans l'évaluation environnementale proposent des modules plus approfondis, qui peuvent atteindre près d'une quarantaine d'heures : l'INSA de Lyon (Mastère spécialisé en management de l'environnement), ou encore l'Institut de Chambéry de l'Ecole Nationale Supérieure des Arts et Métiers (thématiques : Eco-Conception, Recyclage et Démantèlement en Fin de Vie).

Pour finir, on citera la notoriété d'une formation francophone dispensée à l'Ecole Polytechnique de Lausanne (cycle post-grade en sciences de l'environnement) dont l'axe central (management des éco-systèmes) donne une large place aux évaluations environnementales et en particulier à l'ACV.

En terme de débouchés professionnels, du fait d'un marché de consultance limité et des difficultés que rencontre la R&D (qui se traduisent par une absence de création de postes), la grande majorité des étudiants formés ou sensibilisés à l'ACV trouve un emploi sans lien direct avec la mise en application de cet outil. Ils rejoignent généralement le flot usuel des ingénieurs spécialisés en environnement : déchets, management environnemental des organismes, traitements de l'eau, ...

Encart 9 : Supports choisis pour le recensement des acteurs

Associations, réseaux, comité d'édition de revues ACV

- ? Participation aux comités de pilotage de l'ACV au sein de la SETAC (Europe et Etats Unis)
- ? Participation aux comités de pilotage des réseaux européens LCANET et CHAINET
- ? Coordination de sociétés d'ACV japonaise, coréenne, indienne et grecque
- ? Participation au comité d'édition de l'International Journal of Life Cycle Assessment

Contribution à l'édition des rapports méthodologiques de la SETAC

- ? A conceptual framework for LCA :SETAC 92
- ? Guidelines for LCA – A code of practice : SETAC 93
- ? A technical framework for LCA : SETAC 94
- ? LCA data quality – A conceptual framework : SETAC 94
- ? LCA Impact Assessment – The state of the art : SETAC 97
- ? Public Policy Applications of LCA : SETAC 97

Publications enregistrées dans les revues suivantes

- ? International Journal of LCA (1998-2000)
- ? International Journal of LCA (Documents)
- ? Journal of Cleaner Production (1995-2000)

Cambridge Abstracts (1995-2000)

- ? Risk Analysis
- ? Journal of Construction and Management
- ? Energy Conversion and Management
- ? Aqua Journal of Water Service Research Technology
- ? Environmental Toxicology and Chemistry
- ? Journal of Environmental Assessment Policy and Management
- ? Resource Conservation and Recycling
- ? International Journal of Vehicule Design
- ? Local Environment
- ? International Journal of Global Energy Issues
- ? Strategic Environmental Management
- ? Robotic and Computer Integrated Manufacturing
- ? Journal of Solid Waste and Management
- ? Chemosphere
- ? Environment and Waste Management

Communications dans les colloques suivants

- ? In LCA 2000 : International Conference and Exhibition on LCA : Arlington, 25-27 avril 2000
- ? Cinq conférences internationales données au Japon entre 1994 et 1999
- ? National Conference on LCA : Melbourne, Australie 23-24 février 2000
- ? Rapports publiés dans International Journal of LCA concernant les principales interventions au sein du 8^{ème} congrès annuel de la SETAC-Europe : Bordeaux, 10-14 avril 1998 et du troisième congrès de la SETAC : Brighton, 21-25 mai 2000

Au moment de conclure ce rapport, il n'est pas inutile de rappeler à qui il est destiné. Les chapitres 1 à 6 ont fourni les bases d'un diagnostic. A chaque élément de ce diagnostic on peut en général faire correspondre une recommandation: ou bien il s'agira de "continuer dans la voie choisie", si le constat est positif, ou bien il conviendra d'orienter différemment les efforts, voire d'ouvrir de nouveaux chantiers, dans le cas contraire.

Les premiers destinataires du diagnostic et des représentations seront les **entreprises**, car c'est sur elles que repose la responsabilité d'entreprendre ou non, les ACV (et en particulier les inventaires), ainsi que de les interpréter. Les **acteurs de la recherche**, publique ou privée, doivent prendre en charge les efforts (méthodes, mesures, modélisation) nécessaires pour passer des émissions aux impacts. Les **pouvoirs publics**, enfin, ont la responsabilité de mener à bien l'étude des fonctions trop générales pour être prises en charge par les entreprises (énergie, transports, agriculture, etc.). Plus généralement, les différents chapitres ont montré que "l'ensemble des ACV" qui correspondrait à "l'ensemble des produits" **forme un système**, et que la qualité de chaque élément dépend de la qualité du système. Les pouvoirs publics ont donc une "responsabilité systémique".

Les paragraphes qui suivent adoptent le "plan en trois parties" (liées aux trois phases des ACV) qui a structuré l'ensemble du rapport. Dans chaque partie, on s'est efforcé de bien indiquer les éléments de diagnostic, les recommandations, et l'interlocuteur auquel elles s'adressent en priorité.

Phase 1 - Définitions et Inventaires

1.1 Un outil d'analyse puissant pour les entreprises et les Pouvoirs Publics

Le constat qui a été fait au cours du premier chapitre est très positif. Si les ACV ont pu prendre place parmi les outils qu'utilisent les entreprises, cela vient à la fois:

- De la qualité de l'effort de normalisation. Avec les quatre normes 14040, 14041, 14042, et 14043, l'ISO vient d'achever un cycle qui met fin aux "défauts de jeunesse", et qui permet de travailler en sécurité.
- De l'importance des efforts consentis, et du poids de groupements comme le SETAC, qui continuent à perfectionner les méthodes.
- De la place que les ACV se sont vues reconnaître dans les discussions entre Entreprises et Pouvoirs Publics, comme on le verra plus loin.
- Tenant compte de cet état de fait, le message que l'on peut adresser aux entreprises est le suivant:

L'Analyse du Cycle de Vie est un outil d'une grande puissance: son usage permet d'appréhender, "du berceau à la tombe", tous les prélèvements, tous les rejets associés à un produit ou un service. Il s'inscrit naturellement dans les outils du développement durable grâce aux bilans matières et aux analyses d'impact qu'il suscite.

L'ACV est d'abord un outil technique d'analyse des flux matières élémentaires. Il ne règle aucun problème à lui seul. Il apporte des éléments factuels d'appréciation qui, au-delà des effets globaux reconnus (effet de serre, acidification, couche d'ozone, etc...), mais aussi locaux

(eutrophisation, toxicité, etc...) mérite à chaque fois recul et confrontation avec toutes les parties prenantes.

C'est, lorsqu'on l'utilise d'une façon maîtrisée (fonctions clairement définies, transparence, et, d'une façon générale, respect des normes ISO), un outil de progrès incontestable par sa capacité à établir des bilans environnementaux éclairants sur des pratiques courantes aux effets néfastes souvent sous-estimés, voire ignorés. Il est porteur de retours d'expériences larges et s'avère redoutable face à quelques certitudes bien ancrées (vertu purificatrice du feu, vertu a priori du recyclage, etc..). Il permet également d'apprécier « l'équilibre » entre les différents processus de production ou d'usage (transferts de pollution en amont ou en aval d'un process quelconque, etc.).

Ce message s'adresse d'abord aux utilisateurs que sont les entreprises. Il s'adresse également aux groupements d'entreprises et aux Pouvoirs Publics, qui ont à se positionner sur l'intérêt de développer des filières nouvelles (véhicules hybrides ou piles à combustibles, par exemple). Les "études d'impact" ne sont (en général) pas oubliées, mais le cadre méthodologique qu'apportent les ACV devrait être utilisé plus systématiquement.

1.2 Energie, transports, déchets : une action nécessaire des Pouvoirs Publics

Il faut, néanmoins, insister sur les limitations intrinsèques de l'outil. Personne ne l'a exprimé plus clairement que les normalisateurs, qui insistent avant tout sur la **transparence vis-à-vis des méthodes suivies et des données utilisées**. Cette transparence garantit qu'il n'y a ni "manipulation" des résultats, ni dissimulation des difficultés. Plus encore que du résultat et des tableaux finaux, le lecteur d'une ACV doit être tenu au courant des différentes étapes de la démarche, de sorte qu'il puisse remettre en cause, le cas échéant, certains aspects de celle-ci.

Cela fera apparaître le fait essentiel qui a déjà été mentionné: la qualité d'une ACV ne dépend pas seulement de la qualité du travail réalisé dans l'entreprise. Il y a, également, une "qualité systémique". Avec les différents intrants, les erreurs (ou les présupposés) des ACV amont et aval (transports, mise en déchets) entrent également. Ce qui conduit à une recommandation destinée à améliorer cette qualité systémique.

Quelques grandes fonctions, comme la fourniture d'énergie, les transports, la mise en déchets, se retrouvent quasiment dans toutes les ACV. L'ACV de ces fonctions ne peut être faite que très partiellement si on se repose uniquement sur les entreprises de ces secteurs. Pour arriver à une vision globale, partagée par tous, de ces différentes "fonctions générales", une action des Pouvoirs Publics est nécessaire. Elle devrait conduire, d'abord à établir, ensuite (très probablement) à labelliser, les chiffres et les méthodes de calcul dont les entreprises ont besoin pour leurs ACV.

Ce faisant, une partie de la question plus générale des données commencerait à trouver une réponse.

1.3 Un Réseau de Bases de Données de référence à créer

Le chapitre 2 a montré à quel point les données nécessaires pour construire une ACV constituent, en quelque sorte, le "nœud central" de la méthode : elles concentrent sur elles l'essentiel des difficultés dont parlent les chapitres 1 et 3.

L'évolution que l'on peut constater dans ce domaine est positive, mais elle doit être encouragée et accélérée.

Jusqu'ici, en effet, les ACV ont largement reposé sur des données "propriétaires": elles étaient la propriété de groupements industriels ou de sociétés spécialisées dans les ACV, parmi lesquelles des Instituts ou Universités (hors de France) ont joué un grand rôle. L'accessibilité était restreinte, l'intercomparaison difficile, la pérennité mal assurée.

La définition d'une norme d'échange (ISO 14048) devrait conduire à une meilleure circulation de ces données. Mais elle n'est absolument pas suffisante par elle-même, et devrait être accompagnée de la création d'un réseau (labellisé) des sources de données reconnues. D'où la recommandation suivante, qui s'adresse à tous les acteurs:

Encourager la création d'un réseau de Bases de Données de référence, réunissant les acteurs qui opèrent aujourd'hui dans le domaine des ACV, de façon à garantir la qualité et l'accessibilité des données utilisées par les ACV, ainsi que la pérennité du service, tout en protégeant les intérêts des fournisseurs de ces données.

Phase 2 - Etude des impacts

2.1 Un fossé à combler avec les Sciences de l'Environnement

Comme on l'a fait remarquer en Introduction, la seule chose qui soit spécifique de la méthode ACV, c'est le choix du "périmètre" des études, qui est lié à toutes les étapes de la vie du produit. Pour le reste, les ACV ne diffèrent en rien des "comptabilités environnementales", où l'on retrouve des intrants et des extrants, et des indicateurs de l'état de l'environnement qui reprennent les "catégories d'impact" des ACV.

Mais, qu'il s'agisse d'ACV ou de comptabilités, les chiffres produits et les évaluations proposées sont souvent rudimentaires. Ce qui est plus grave, c'est que seuls ceux qui ont une bonne connaissance, à la fois des disciplines environnementales et de la pratique des ACV (et ils ne sont pas très nombreux) ont l'air de s'en apercevoir. Malgré sa faiblesse actuelle, l'évaluation des impacts ne figure pas en première position sur l'agenda de la recherche à soutenir, ni au niveau français, ni au niveau européen.

Il faut comprendre que, malgré des initiatives (ACI ou Programmes européens) qui commencent à porter leurs fruits, le fossé est encore large entre, d'une part, les sciences de l'environnement, souvent spécialisées par milieu ou par compartiment (Atmosphère, Océan, Hydro-Géosphère, Biosphère), attachées à la précision d'études locales, et d'autre part les besoins de l'analyse des impacts qui, comme on l'a montré au chapitre 4, traitent des échelles beaucoup plus larges et sont tributaires d'approximations. Ainsi les deux communautés, ACV et Comptabilités environnementales d'une part, Sciences de l'Environnement de l'autre, ont tendance à s'ignorer mutuellement. D'où une deuxième recommandation :

Faire en sorte qu'au niveau des programmes des Sciences de l'Environnement, les besoins des ACV et des Comptabilités environnementales soient bien pris en compte. Ces besoins concernent en particulier le devenir des différentes espèces chimiques dans les milieux affectés par les émissions. Ils concernent donc à la fois l'observation et la modélisation des divers compartiments, en y incluant naturellement la Biosphère.

Ce qui vient d'être dit pour les Sciences de l'Environnement est également valable pour la Toxicologie et l'Epidémiologie. On a vu au chapitre 4 que pour pouvoir utiliser les données que fournissent ces disciplines, beaucoup d'approximations étaient nécessaires. Et ce qui est vrai pour les ACV l'est encore plus pour les comptabilités environnementales. D'où une recommandation qui vient compléter la précédente :

Faire en sorte qu'au niveau des programmes de recherche en Toxicologie et en Epidémiologie, les besoins des ACV et des comptabilités environnementales soient bien pris en compte.

2.2 La nécessité de conventions de calcul reconnues

Les deux recommandations qui précèdent visent à améliorer la qualité du couplage entre les ACV et les disciplines de l'Environnement. Néanmoins, quelle que soit la qualité de ce couplage, on ne peut pas espérer que les évaluations deviendront "complètement scientifiques", et que la nécessité d'approximations disparaîtra. Une évaluation objective et surtout exhaustive des impacts est, en effet, conceptuellement difficile à définir et pratiquement impossible à obtenir. La phase d'évaluation comporte toujours des aspects "conventionnels" et se termine toujours par des approximations.

La conclusion du chapitre 4 insistait sur ces limites, et sur le fait que, malgré des progrès qui restent possibles et nécessaires, on sera toujours ramené à comparer des procédés et leur impact, selon des règles dont la première qualité est qu'elles font l'objet d'un consensus.

Cet aspect des choses n'a rien d'anormal, et ne doit pas être reproché aux ACV. Il montre simplement les limites de l'exercice, et la prudence qui doit accompagner la phase finale d'interprétation. Mais, dans la mesure où l'on admet l'existence d'un aspect "conventionnel", on doit se demander qui est garant de ce type de conventions. Il semble, et c'est l'optique adoptée dans ce rapport, que les organismes chargés d'établir les conventions doivent être situés à un niveau mondial ou européen. C'est bien ce qu'on observe avec l'OMS, l'IPCC ou la CIPR, voire l'UNEP. D'où une recommandation complémentaire :

Faire en sorte qu'existe, pour chaque grande catégorie d'impacts utilisée dans les ACV, une autorité reconnue qui publie les Tables d'Equivalence des différents extrants, sous une forme que les praticiens des ACV puissent utiliser.

Phase 3 - Interprétation et Décision

3.1 Un outil d'amélioration continue dans l'industrie et d'aide à la décision collective

Les ACV sont des outils de choix et de gestion. Mais ce sont des outils qui concernent avant tout les décisions multiples, les effets "diffus". Elles sont tournées vers l'amélioration continue des processus, et concernent tous les niveaux de décision des entreprises.

En cela, elles sont très différentes des "décisions de crise" ou des choix d'investissement. Certaines approximations, qui ne seraient pas acceptables dans ces deux cas, sont tolérées par les ACV, et ne les empêchent pas de conduire à des améliorations. A l'inverse, certains partis pris (comme le choix d'échelles locales et régionales), acceptables pour des études de crise ou d'investissement, ne le sont pas pour les ACV.

Les ACV se situent dans le champ, plus général, des politiques d'amélioration menées par les entreprises, politiques dont les labels font évidemment partie. En Europe, et plus particulièrement en Europe du Nord, ces politiques sont suivies et encouragées par les Pouvoirs Publics, au sein de ce qu'il est convenu d'appeler "la Politique Intégrée des Produits" (PIP). L'encart ci-joint rappelle ce qu'est la PIP et le rôle qu'elle peut jouer pour développer l'usage des ACV.

Encart 10 : La politique intégrée des produits (PIP)

I- Définition et enjeux

La Politique Intégrée des Produits (PIP) est une politique publique qui vise, ou est adaptée à, l'amélioration continue de la performance environnementale des produits et services dans un contexte de cycle de vie ¹⁴. En agissant à la fois sur l'offre et la demande, il s'agit d'encourager une réduction des impacts des produits sur l'environnement, depuis l'extraction des matières premières jusqu'au traitement en fin de vie.

La mise en œuvre de la PIP implique un processus de sensibilisation à grande échelle concernant tous les acteurs de la vie économique : producteurs, distributeurs, consommateurs, acheteurs publics et privés. Elle implique également de la part des concepteurs (de produits et de services) une **appropriation de l'approche " cycle de vie "**, de façon à intégrer l'environnement dans la conception des produits. On arrive ainsi à la notion d'éco-conception.

Parce qu'elle est susceptible de toucher tous les produits et services, et donc tous les secteurs économiques, la PIP présente potentiellement des enjeux considérables. Ses répercussions pratiques dépendront essentiellement de deux facteurs (qui se combineront) :

- complémentarité des aspects réglementaires, d'une part, et volontaires d'autre part ;
- homogénéité ou disparité entre les pays membres de l'Union Européenne.

II- La PIP au niveau européen

La politique intégrée des produits (IPP en anglais) est un thème relativement récent, qui a pris en 2001 une visibilité forte sous la Présidence suédoise de l'Union Européenne.

Historiquement, les initiatives visant à faire émerger la PIP comme une politique européenne ont été les suivantes :

- publication en février 1996 du livre "Product Policy in Europe : new environmental perspectives", avec l'aide de la Commission européenne ;
- étude sur l'IPP de Ernst et Young et SPRU pour la Commission européenne : 1996-1998 (rapport publié en mars 1998) ;
- IPP workshop organisé par la Commission européenne le 8 décembre 1998 à Bruxelles ;
- création par la Suède d'un réseau informel IPP à l'échelle de l'Union européenne au début de l'année 2000.

La Commission a publié un livre vert sur la PIP début février 2001. Par un débat organisé à Bruxelles les 8 et 9 mars 2001, elle a lancé un processus de consultation des "parties prenantes" (producteurs, distributeurs, associations de consommateurs et de protection de l'environnement), dont elle a recueilli les contributions jusqu'au 30 juin 2001.

Le Conseil des ministres de l'environnement a adopté le 7 juin 2001 des conclusions en matière de politique intégrée des produits. Elles constituent un premier jalon pour lancer cette politique au niveau européen.

La Commission prévoit la publication d'un livre blanc sur la PIP au premier semestre 2002.

Les pays les plus avancés en matière de PIP sont les pays nordiques, en particulier la Suède, le Danemark et la Norvège, ainsi que l'Allemagne et les Pays-Bas.

¹⁴ Définition issue du document de travail de la Présidence allemande de l'UE pour la réunion informelle des ministres de l'environnement à Weimar en mai 1999.

L'une des conclusions qu'on peut tirer de cet encart est que, comme le soulignait la première recommandation, les ACV sont des outils d'une grande puissance, à la fois pour préparer des décisions et pour surveiller leur exécution. Il ne faut donc pas que les critiques présentées aux chapitres 3 et 4 soient interprétées à contresens : leur but était, avant tout, de signaler les limites de la méthode (et donc de prévenir des abus), ainsi que de proposer des voies d'amélioration, dont les recommandations précédentes reprennent l'essentiel.

C'est ainsi que, dans les décisions collectives qui peuvent intéresser de vastes échelles de temps et d'espace (l'Europe entière, une génération et la suivante, etc.), les parties prenantes (entreprises, usagers, Pouvoirs Publics) ont un très grand intérêt à utiliser les ACV comme élément du dossier, voire comme "juge de paix" lorsque les différends portent sur les faits et non sur les objectifs.

3.2 Un outil d'aide à la décision qui ne définit pas les priorités

Les ACV peuvent évidemment servir de guide pour l'amélioration des procédés, mais leur rôle principal est d'intervenir dans le choix d'un procédé aux dépens d'un autre.

Sous certaines conditions, en effet, les ACV peuvent apporter une aide précieuse à la décision. Mais il leur faut se soumettre, comme on l'a souligné au chapitre 5, à la discipline qui caractérise ce type de décisions. Il faut en particulier s'assurer, lorsque la comparaison porte sur les effets d'un procédé plutôt qu'un autre, que la comparaison est aussi complète que possible, et qu'en dehors du domaine examiné, on peut raisonnablement supposer que les deux branches de l'alternative sont équivalentes.

En ce qui concerne cette phase (finale) de Hiérarchisation et de Choix, le rapport a insisté sur le **caractère procédural** de la méthode : cela signifie que, pour décider, il faut avant tout fixer les règles que devront suivre les acteurs de la décision, et **laisser ouvert** le système des préférences qui inspireront ces acteurs. Ce principe ne dit donc rien, a priori, sur le rôle des coûts, sur le poids de l'environnement ou de la santé publique vis-à-vis de l'économie. Le rapport considère, comme d'ailleurs les normalisateurs de l'ISO, que ce n'est pas à la méthodologie des ACV de se prononcer sur ces questions.

Ce "principe de neutralité" conduit à deux prises de position qui concernent les évaluations monétaires. Celles-ci sont de deux sortes :

- les valorisations associées à un système de taxes ou de quotas-permis
- celles qui résultent des "calculs d'externalités"

3.3 Les valorisations économiques associées à un système de taxes ou de quotas-permis

Lorsqu'un système de taxes ou de quotas-permis est effectivement en place ou lorsqu'on est certain qu'il sera en place au cours de la vie des produits, (on peut penser à la Directive sur le CO₂), il est clair que "l'argent des taxes ou des permis doit être traité comme de l'argent ordinaire". Il faut alors éviter de compter deux fois les mêmes choses. L'opinion émise dans ce rapport est donc que, pour ce qui concerne les processus (dans l'ACV) qui sont soumis à ces prélèvements, les **émissions** correspondantes doivent être **enlevées** de l'ACV, et les **sommes** correspondantes **figurer dans les coûts du processus**. Ce qui permet d'optimiser globalement ce dernier.

On remarquera néanmoins que, dans une analyse "du berceau à la tombe" (ce que sont les ACV), il est rare que tous les processus considérés soient soumis au même système de taxes ou de quotas. D'où un problème très général de cohérence, et une recommandation aux Pouvoirs Publics :

Lorsque les Pouvoirs Publics choisissent les processus concernés par un ensemble de taxes ou de quotas, il leur faut tenir compte du fait que les évaluations qu'ils utilisent par ailleurs, et en particulier les ACV, intéressent tous les processus responsables d'émissions, à toutes les étapes de la vie des produits. Les incohérences qui pourraient apparaître entre les secteurs concernés pourraient rapidement conduire à une multiplication d'outils d'évaluation incompatibles entre eux, au détriment de la confiance accordée à chacun.

3.4 Les valorisations économiques résultant de "calculs d'externalités"

De leur côté, les méthodes d'évaluation des externalités fournissent des informations précieuses: une grande partie du travail qui a pu être fait sur l'évaluation des impacts leur est dû. Néanmoins, dans les confrontations entre groupes différents, mettant en jeu des systèmes de préférences différents, elles souffrent d'un défaut qui conduit à limiter leur rôle: elles proposent une évaluation monétaire, qui est nécessairement une évaluation "absolue". Elles ne peuvent donc pas entrer dans le schéma procédural, neutre vis-à-vis des préférences, que ce rapport recommande: les chiffres d'externalités ne peuvent pas être ajustés pour tenir compte des préférences relatives. C'est cette difficulté, soulignée par tous les praticiens, qui fait que, dans la phase finale d'une ACV, le rôle joué par le calcul d'externalités sera, en définitive, limité à ce que les acteurs en présence décideront d'accepter. La recommandation, adressée à tous les intervenants, sera alors la suivante :

Poursuivre le travail relatif aux calculs d'externalités, car les premières phases de ces évaluations se confondent avec les Inventaires et les Calculs d'impact des ACV. Utiliser la dernière phase (l'évaluation monétaire elle-même) pour éclairer les débats, surtout lorsque les enjeux, en termes de préférences, sont peu conflictuels. Revenir à des méthodes de choix plus ouvertes et plus procédurales dans le cas contraire.

On peut faire une dernière remarque sur les problèmes d'évaluation :

Lors du choix d'un procédé plutôt qu'un autre, de nombreuses conséquences ne peuvent pas entrer (ou seulement de façon très artificielle) dans les évaluations économiques : ce sont les conséquences sur l'organisation sociale et sur le comportement des acteurs (usagers, personnel des entreprises, citoyens). Ces conséquences n'entrent d'ailleurs pas dans le domaine couvert par les ACV, mais elles entrent évidemment dans celui de la décision elle-même. C'est une raison supplémentaire pour insister sur le caractère procédural de la méthode.

4 - Remarques finales

Il est fréquent qu'en terminant un rapport, les auteurs mentionnent ce qui n'a pas été traité, ou l'a été de façon insuffisante. Lors des discussions devant l'Académie des Technologies, deux points ont été mentionnés, et il est bon d'en dire quelques mots.

La question de la formation a été abordée au chapitre 6, en relation avec les problèmes de la Recherche. Elle mériterait un traitement plus complet, à condition que le sujet des ACV soit élargi, de sorte que ce soit la formation à l'ensemble des disciplines qui gouvernent la conception et la gestion des systèmes industriels qui soit évoquée. Il est, par exemple, intéressant de noter que la norme française NF X 50-151, qui traite de l'Analyse Fonctionnelle des systèmes et de l'Analyse de la Valeur est dans une parfaite continuité avec les normes qui sont à la base des ACV, ISO 14040 et ISO 14041. La place de cet ensemble dans l'enseignement français est évidemment une question importante.

Tout aussi (voire plus) importante est la question de la place que peuvent occuper les ACV dans les Pays en Voie de Développement. On ne cherchera pas à cacher que le rapport est écrit dans le contexte du monde industriel développé. Les journaux et les associations cités sont tous implantés aux USA, en Europe, ou en Asie-Pacifique. Que peut-on dire des PVD ?

La prudence et l'honnêteté intellectuelle commandent de ne pas traiter ces sujets sans une enquête longue et complexe. Non pas que les disciplines proposées (avec leur normalisation ISO) soient en elles-mêmes inadaptées. En particulier, les inventaires peuvent être faits dans tous les pays. Mais les incertitudes plusieurs fois soulignées dans ce rapport, et en particulier l'absence de données, sont multipliées par des facteurs énormes quand on parle de continents comme l'Inde, la Chine, l'Afrique subsaharienne. On se trouve donc devant un obstacle à peu près insurmontable dans l'état actuel de nos connaissances, qui est le reflet de la situation plus générale des problèmes environnementaux.