

Université de Montréal

**Analyse comparative de deux méthodes d'analyse
de cycle de vie simplifiée (ACVS) utilisables pour la
conception de produits.**

par
Colin Côté

Faculté de l'aménagement

Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures
en vue de l'obtention du grade de Maître ès Sciences appliquées (M.Sc.A.)
en aménagement,
option Design et complexité

Octobre 2005

© Colin Côté, 2005



NA

9000

U54

2006

v. 002

AVIS

L'auteur a autorisé l'Université de Montréal à reproduire et diffuser, en totalité ou en partie, par quelque moyen que ce soit et sur quelque support que ce soit, et exclusivement à des fins non lucratives d'enseignement et de recherche, des copies de ce mémoire ou de cette thèse.

L'auteur et les coauteurs le cas échéant conservent la propriété du droit d'auteur et des droits moraux qui protègent ce document. Ni la thèse ou le mémoire, ni des extraits substantiels de ce document, ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans l'autorisation de l'auteur.

Afin de se conformer à la Loi canadienne sur la protection des renseignements personnels, quelques formulaires secondaires, coordonnées ou signatures intégrées au texte ont pu être enlevés de ce document. Bien que cela ait pu affecter la pagination, il n'y a aucun contenu manquant.

NOTICE

The author of this thesis or dissertation has granted a nonexclusive license allowing Université de Montréal to reproduce and publish the document, in part or in whole, and in any format, solely for noncommercial educational and research purposes.

The author and co-authors if applicable retain copyright ownership and moral rights in this document. Neither the whole thesis or dissertation, nor substantial extracts from it, may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms, contact information or signatures may have been removed from the document. While this may affect the document page count, it does not represent any loss of content from the document.

Université de Montréal
Faculté des études supérieures

Ce mémoire intitulé :

Analyse comparative de deux méthodes d'analyse de cycle de vie simplifiée
(ACVS) utilisables pour la conception de produits.

présenté par :
Colin Côté

a été évalué par un jury composé des personnes suivantes :

Denyse Roy, président-rapporteur
Sylvain Plouffe, directeur de recherche
Philippe Lemay, membre du jury

Résumé

L'écoconception est une approche qui retient de plus en plus l'intérêt des entreprises en raison des avantages concurrentiels que ces dernières peuvent en tirer. Ces avantages peuvent se manifester par l'amélioration de l'image de l'entreprise, par la conquête de nouveau marché ou par une économie à la suite d'une rationalisation des processus de production.

Différents outils ont été développés afin d'aider les concepteurs à évaluer et à prendre en considération l'impact environnemental dans la démarche de conception de produits et services, et ce, tout au long de leur cycle de vie. Au cours des dernières années, les analyses de cycle de vie (ACV) ont acquis une certaine notoriété dans le domaine de l'évaluation des impacts environnementaux. Cela dit, leur utilisation demeure limitée parce qu'elle ne favorise pas la rapidité d'exécution. De plus, dans le processus de cueillette d'informations, si essentiel à l'analyse, il s'avère que cette même famille d'outils ne parvient pas à aller au-delà d'un certain degré de complexité, et ce, plus particulièrement dans le cas des petites et moyennes entreprises (PME). C'est pour ces raisons que des consultants cherchent à améliorer l'accessibilité de ces outils, tout en préservant leur rigueur scientifique.

Cette recherche souhaite analyser deux de ces outils d'analyse de cycle de vie simplifiée (ACVS), l'Eco-indicator99 et l'*Environmentally Responsible Product Assessment (ERPA)*, soit les outils les plus utilisés dans la phase de conception. Notre choix tient au fait qu'ils sont bien documentés et que les types d'analyse qu'ils proposent sont très différents l'un de l'autre. Dans le cadre de cette recherche, une étude terrain au sein d'une petite entreprise (PME) a été réalisée afin d'expérimenter l'utilisation d'Eco-indicator99 et d'ERPA et d'en observer les avantages et les inconvénients en regard de leur fiabilité et de leur accessibilité.

Mots-clés : Écoconception, Environnement, ACV simplifiée, Conception, Méthode d'évaluation environnementale, petite et moyenne entreprise (PME), Eco-indicator99, ERPA.

Abstract

Ecodesign is fast-gaining popularity in the design industry because of its competitive advantages. These advantages can range from an improvement in company image and access to new markets, to savings due to the rationalization of production processes.

Different tools have been developed in order to help conceptual designers evaluate and take into account the environmental impact of a product at every step of the design process and throughout the product's life cycle. Lately, life-cycle analysis (LCA) has gained notice in the field of environmental impact evaluation; however, this tool remains in limited use, as it is a time-consuming process. Moreover, in the process of information gathering, essential for the analysis, this tool does not go beyond a certain degree of complexity especially when dealing with small and medium enterprises (SME). The above failings have forced consultants to look for a way to improve access to these tools while still preserving their effectiveness.

This research consists in analyzing two analogous tools for simplified life-cycle assessment (SLCA), mostly used in the conceptual phase of design: Eco-indicator99 and ERPA (Environmentally Responsible Product Assessment). Due to the fact that they are both well documented yet the type of analysis they propose are very different, they were well suited for this study. Within the context of this research, a case study within a SME was initiated in order to evaluate the life cycle of a product through the implementation of both tools. Such an exploration allowed for comparative analysis of their relevant advantages with an eye to their reliability and accessibility.

Keywords : Ecodesign, Environment, Simplified LCA, Design, Small and Medium Enterprise (SME), Eco-indicator99, ERPA.

Deuxième partie

2. APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE.....	29
2.1. DÉMARCHE DU PROJET DE RECHERCHE.....	29
2.2. LE QUESTIONNAIRE	29
2.3. L'ÉTUDE DE CAS.....	31
2.3.1. PotiDesign	31
2.3.2. Choix de l'entreprise et du produit	32
2.4. PROTOCOLE DU PROJET	33
2.5. DIRECTIVES D'APPLICATION DES OUTILS D'ÉVALUATION EN RAPPORT AVEC LA FAMILLE ISO 14040	33
2.5.1. Définition de l'objectif et du champ d'étude.....	34
2.5.2. Inventaire.....	35
2.5.3. Évaluation des impacts	36
2.5.4. Interprétation	36

Troisième partie

3. OUTILS D'ÉVALUATION ET RÉSULTATS.....	38
3.1. ECO-INDICATOR99	38
3.1.1. Le cadre général	39
3.1.2. L'utilisation d'Eco-indicator99 et les résultats obtenus lors du projet de recherche	43
3.1.2.1. Définition de l'objectif du champ d'études	43
3.1.2.2. L'inventaire et la définition du cycle de vie	43
3.1.2.3. L'évaluation des impacts.....	44
3.1.2.4. L'interprétation des résultats.....	45
3.1.3. Résultats obtenus lors du projet de recherche.....	45
3.2. ENVIRONMENTALLY RESPONSIBLE PRODUCT ASSESSMENT (ERPA)	50
3.2.1. Définition générale des approches matricielles.....	50
3.2.1.1. ERPA.....	51
3.2.2. L'utilisation d'ERPA et les résultats obtenus lors du projet de recherche.....	52
3.2.2.1. Définition de l'objectif et du champ d'étude	52
3.2.2.2. L'inventaire.....	54
3.2.2.3. L'évaluation des impacts.....	55
3.2.2.4. L'interprétation	56
3.2.3. Résultats obtenus lors du projet de recherche.....	58
3.3. RÉSULTATS ET ANALYSE COMPARATIVE DES MÉTHODES.....	64
3.3.1. Les résultats obtenus avec Eco-indicator99	64
3.3.2. Les résultats obtenus avec ERPA.....	65
3.3.3. Analyse comparative des méthodes	67
3.3.3.1. Résultats du questionnaire pour la méthode Eco-indicator99	70
3.3.3.1.1. Fiabilité de l'outil.....	70
3.3.3.1.2. Accessibilité de l'outil	73
3.3.3.2. Résultats du questionnaire pour la méthode ERPA.	77
3.3.3.2.1. Fiabilité de l'outil.....	77

3.3.3.2.2. Accessibilité de l'outil	81
3.3.4. Avantages et inconvénients	84

Quatrième partie

4. CONCLUSION	86
4.1. PRINCIPAUX CONSTATS DE LA RECHERCHE (DISCUSSION).....	87
4.1.1. Phase de définition des objectifs et du champ d'étude.....	87
4.1.2. Phase d'inventaire.....	87
4.1.3. Phase d'évaluation des impacts.....	88
4.1.4. Phase d'interprétation des résultats.....	88
4.1.5. Fiabilité des outils.....	89
4.1.6. Accessibilité des outils	90
4.2. RÉFLEXION GLOBALE DE LA PROBLÉMATIQUE ET DU CADRE MÉTHODOLOGIQUE	90
4.3. LIMITE ET RÉPONSE À LA QUESTION DE RECHERCHE	91
4.3.1. Les limites de l'exercice	91
4.3.2. Réponse à la question de recherche	91
4.4. LES PERSPECTIVES.....	92
4.3.1. Un nouveau cadre d'étude	92
4.3.2. Pour aller plus loin.....	92
LEXIQUE	I
BIBLIOGRAPHIE.....	III
ANNEXES	VI
ANNEXE 1 GRILLE DE COMPARAISON.....	VI
ANNEXE 2 FICHES DES ECO-INDICATOR99.....	VII
ANNEXE 3 GUIDE D'UTILISATION ERPA	XIII
ANNEXE 4 FICHES TECHNIQUES DU MEUBLE.....	XXVII

Liste des tableaux

Tableau I	Concepts, approches et outils	page 10
Tableau II	Règles génératrices de proposition (étude déchets) (MILLET, 1995)	page 15
Tableau III	Comparaison des trois sphères de l'Eco-indicator99 (ATTIA, 2003)	page 42
Tableau IV	Résultats de la phase d'inventaire avec l'Eco-indicator99	page 47
Tableau V	Résultats de la phase d'évaluation des impacts avec l'Eco-indicator99	page 48
Tableau VI	Résultats de la phase d'interprétation avec l'Eco-indicator99	page 49
Tableau VII	Exemple de matrice d'impacts	page 50
Tableau VIII	Matrice d'impacts de l'outil ERPA (GRAEDEL, 1998)	page 51
Tableau IX	Exemple de facteurs de pondération pour l'approche ERPA (PSO-A20_CIRAIG)	page 53
Tableau X	Attribution des scores pour l'outil ERPA (PSO-A20_CIRAIG)	page 55
Tableau XI	Exemples d'options d'amélioration proposées par ERPA (PSO-A20_CIRAIG)	page 57
Tableau XII	Résultats obtenus avec ERPA	page 66
Tableau XIII	Résultats obtenus pour la fiabilité	page 68
Tableau XIV	Résultats obtenus pour l'accessibilité	page 69
Tableau XV	Avantages et inconvénients avec l'Eco-indicator99	page 84
Tableau XVI	Avantages et inconvénients avec ERPA	page 85

Liste des figures

Figure 1	Sphères d'intervention englobées par le développement durable (FRIBOURG, 2005)	page 6
Figure 2	Parts du marché mondial occupé par les PME (UNEP, 2003a)	page 8
Figure 3	Les différentes approches environnement (MILLET, 1995)	page 24
Figure 4	Cadre général d'une ACV (UNEP, 1997)	page 34
Figure 5	Système simplifié (BLOUET ET RIVOIRE, 1995)	page 35
Figure 6	Arbre de cycle de vie (GOEDKOOOP, 2000)	page 36
Figure 7	Protocole de recherche	page 37
Figure 8	Présentation générale de la méthodologie d'Eco-indicator99 (GOEDKOOOP, 1999)	page 40
Figure 9	Modélisation de la technosphère (ATTIA, 2003)	page 41
Figure 10	Modélisation de l'écosphère (ATTIA, 2003)	page 41
Figure 11	Modélisation de la « valuesphere » (ATTIA, 2003)	page 42
Figure 12	Résultat de notre recherche : arbre de cycle de vie Eco-indicator99	page 46
Figure 13	Interprétation des résultats ERPA (<i>target plot</i>) (GRAEDEL, 1998)	page 57
Figure 14	Exemple d'évaluation d'un meuble d'ordinateur avec ERPA	page 58
	Graphique 1	page 59
	Graphique 2	page 60
	Graphique 3	page 61
	Graphique 4	page 62
	Graphique 5	page 63
Figure 15	Résultats de l'évaluation à l'aide de l'Eco-indicator99	page 65
Figure 16	Résultats de l'évaluation avec ERPA	page 65
Figure 17	Comparaison du cycle de vie des deux méthodes d'évaluation des impacts	page 67

Liste des abréviations

ACV	Analyse de cycle de vie (LCA)
ACVS	Analyse de cycle de vie simplifiée
ADEME	Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
AFNOR	Association française de normalisation
BCSD*	<i>Business Council for Sustainable Development</i>
BUWAL*	<i>Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft</i> (voir OFEFP)
CIRAIG	Centre interuniversitaire de référence sur l'analyse, l'interprétation et la gestion du cycle de vie des produits, procédés et services.
CMED	Commission mondiale du développement et de l'environnement
CT	<i>Centro de Tecnologia</i>
COBA*	<i>Cost Benefit Analysis</i>
DfE*	<i>Design for the Environment</i>
DfR*	<i>Design for Recovery</i>
DfD*	<i>Design for Disassembly</i>
DPD	Développement de produits durables
EDA*	<i>Ecological Design Association</i>
EIA*	<i>Environmental Impact Assessment</i>
EQ*	<i>Ecosystem Quality</i>
ERPA*	<i>Environmental Responsible Product Assessment.</i>
ESQVC	Évaluation simplifiée et qualitative du cycle de vie
FAQDD	Fonds d'action québécois pour le développement durable
FES	Faculté des études supérieures
HH*	<i>Human Health</i>
IFM	Institute Fabric of Millennium
ISO	L'Organisation internationale de standardisation
LCA*	<i>Life Cycle Analysis</i>
MET*	<i>Material, energy and toxicity</i>
MDF*	<i>Medium density fiber</i>
OQAJ	Office Québec-Amérique pour la jeunesse
O.N.G.	Organisme non gouvernemental
ONU	Organisation des Nations Unies
ONUDI	Organisation des Nations Unies pour le développement industriel
OCDE	Organisation de coopération et de développement économique
OFEFP	Office fédéral de l'environnement des forêts et du paysage
PME	Petites et moyennes entreprises
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'environnement
R*	<i>Resource</i>
REPA*	<i>Resource and environmental profile analysis</i>
SETAC*	<i>Society of Environmental Toxicology And Chemistry</i>
SME	Système de management environnemental
SME*	<i>Small and Medium Enterprises</i>
UICN	Union internationale pour la conservation de la nature
UE	Union européenne
UFRN	<i>Universidade Federal do Rio Grande do Norte</i>
WWF*	<i>World Wildlife Fund's</i>

*Abréviation anglaise

J'aimerais dédicacer ce travail à ma famille

Remerciements

Dans un premier temps, je tiens à remercier Sylvain Plouffe, professeur adjoint en design industriel à la Faculté d'aménagement de l'Université de Montréal, qui m'a initié aux problématiques environnementales générées par la production industrielle et qui a généreusement accepté de diriger cette recherche.

Reidson Gouvinhas, directeur du Centre de recherche PotiDesign au Brésil, qui a accepté que je participe aux travaux du groupe de recherche affilié au Centro de Tecnologia – CT Departamanto de Engenharia de Produção de l'Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN).

Enfin, je veux remercier ma famille et mes amis pour leur appui constant durant le temps que j'ai consacré à ce mémoire. Un remerciement particulier à ma mère Colette, à mon père Daniel et à mon grand ami Alexis, à Pirandelle, Pierre De Coninck et Denyse Roy, qui ont tous contribué par leurs bons conseils à la rédaction de ce mémoire. Je voudrais aussi remercier Jasmin, Ivana et Anders qui m'ont grandement aidé dans la traduction de texte du français à l'anglais.

La réalisation de ce mémoire fut rendue possible grâce à l'octroi d'une bourse de recherche du *Fonds d'action québécois pour le développement durable* (FAQDD) ainsi que de la bourse ALCAN offertes en collaboration avec l'École de design industriel et le Centre interuniversitaire de référence sur l'analyse, l'interprétation et la gestion du cycle de vie des produits, procédés et services (CIRAIG). De plus, une bourse de l'Office Québec-Amérique pour la jeunesse (OQAJ) ainsi que celle du programme de bourse de mobilité du gouvernement du Québec ont rendu possible la réalisation de mon stage au sein d'une PME brésilienne. Finalement, une bourse de rédaction offerte par la Faculté des études supérieures de l'Université de Montréal et la Faculté de l'aménagement m'a permis de mener à terme ce projet.

1. Introduction générale

Ce travail de recherche est divisé en quatre grandes parties. La première consiste en une présentation théorique du concept de nature en Occident. Aussi parlerons-nous des politiques et des événements qui ont transformé nos paradigmes au cours des dernières années. Nous verrons l'impact de ces changements sur notre relation avec la nature et sur l'utilisation d'outils d'évaluation environnementale. Depuis le début des années 1970, la compréhension des problèmes environnementaux en relation avec nos modèles industriels n'a jamais cessé d'évoluer grâce, entre autres, à la mise au point d'outils d'évaluation environnementale de plus en plus perfectionnés. Ce chapitre permettra de dresser un portrait global de la situation actuelle en matière d'évaluation environnementale par l'industrie, dans le contexte des politiques économique, environnementale et sociale développées par les grandes instances nationales et internationales.

La deuxième partie présente le cadre méthodologique sur lequel s'appuie notre travail de recherche. Ce cadre méthodologique comprend une revue de littérature, la mise en forme d'une grille comparative pour analyser la fiabilité et l'accessibilité de méthodes d'évaluation environnementale et une étude de cas, « recherche-projet », conduite auprès d'une petite entreprise. Dans un premier temps, nous expliquerons notre démarche de recherche et nos choix pour les deux méthodes d'évaluation environnementale suivantes : Eco-indicator99 et *Environmental Responsible Product Assessment* (ERPA). Ensuite, nous présenterons ces deux outils d'évaluation environnementale en rapport avec la famille ISO 14040

La troisième partie est consacrée à la présentation des résultats de la grille d'analyse comparative de la fiabilité et de l'accessibilité des deux méthodes retenues.

Finalement, la quatrième partie met en lumière les conclusions de notre recherche sous l'angle scientifique et pratique. Elle nous permet de faire ressortir certains constats relatifs aux termes de notre exercice et de dégager des perspectives plus larges à la vision d'une réflexion globale sur notre problématique.

1.1. Design et environnement

Il y a plus d'une trentaine d'années que les préoccupations écologiques ont commencé à influencer la pratique du design industriel. Ces préoccupations ont évolué au rythme des changements de paradigmes qui ont favorisé le développement de nos sociétés industrielles dont les activités ont été trop souvent néfastes sur notre environnement biophysique et ont mis en danger notre bien-être et notre santé.

1.1.1. Nature et Occident

Comment sommes-nous parvenus à cette idée que nous nous faisons aujourd'hui de la nature et de notre interaction avec elle? Pour tenter de répondre à cette question, il est important de se référer à l'évolution des paradigmes qui ont contribué à construire et à transformer notre conception de la nature. Ce type de travail pourrait faire l'objet d'une thèse en soi. Nous croyons, par contre, que cet exercice est primordial à la mise en place d'éléments indispensables au questionnement auquel nous nous intéressons dans le cadre de ce mémoire. Pour cette raison nous nous limitons plus particulièrement à l'objectivisme scientifique des penseurs issus de la renaissance parce que cette époque marque des changements fondamentaux avec le commencement de l'ère de la raison et la naissance d'un nouveau paradigme où la nature humaine se distingue de la nature animale et divine. Nous retenons aussi en priorité les idéologies politiques contemporaines qui ont mené à la rédaction du rapport de la Commission mondiale de l'environnement et du développement (CMED) dirigée par Mme Gro Harlem Brundtland, où pour la première fois les dimensions sociales, économiques et environnementales sont inter reliées pour construire un nouveau paradigme par lequel la réalité est appréhendée sur un mode plus complexe.

La relation entre les sociétés occidentales et la nature, telle qu'elle se définit aujourd'hui, repose encore sur des principes modernistes énoncés au XVII^e siècle par certains penseurs influents. C'est à la Renaissance que naîtra un nouvel esprit scientifique, basé non plus sur la tradition et la révélation, mais sur l'exercice de la raison. La raison acquiert peu à peu ses lettres de noblesse. Francis Bacon (1561-1626) pose les bases de la Science expérimentale dans son projet intitulé *La Grande Restauration*, dont l'objectif est la restauration des sciences et de la philosophie. Dans son ouvrage *Distributio Operis*, il présentait en six points les grandes lignes de son projet d'établir une

nouvelle classification des sciences existantes et de définir leur problématique, leur domaine de recherche et leurs limites. Dans cet ouvrage, Bacon présentait aussi son *Novum Organum*, « Nouvelle Atlantide », qui proposait un nouveau système de pensée fondé sur l'étude inductive de la nature elle-même par l'expérience et l'expérimentation (DURANT et DURANT, 1964a).

Pour Bacon, l'homme n'est que le serviteur et l'interprète de la nature; ce qu'il fait et ce qu'il sait ne sont que ce qu'il a observé de l'ordre de la nature en acte ou en pensée; au-delà de cela, il ne sait rien et ne peut rien faire car la chaîne des causes ne peut être relâchée ou rompue par aucune force, et on ne peut commander à la nature qu'en lui obéissant (DURANT et DURANT, 1964a).

Le besoin de comprendre la nature qui l'entoure afin qu'elle serve mieux son bien-être et favorise sa survie, poussa l'homme à vouloir approfondir ses recherches sur le monde naturel. Son corps (les sens) et sa raison étaient pratiquement les seuls outils d'observation et de mesure dont il disposait avant l'arrivée du microscope à lentille multiple et du télescope au début du XVII^e siècle. La conception de nouveaux outils de mesure devint en soi un objectif de recherches scientifiques faisant appel aux mathématiques, à l'astronomie, à la physique et à la biologie. Par ailleurs, dans ces différents domaines scientifiques, nous assisterons alors à l'évolution des méthodes pour favoriser l'objectivité de la recherche, une étude plus exhaustive des faits et la désacralisation des phénomènes célestes qui deviendront eux aussi des objets d'étude possible.

Le *Discours de la méthode*, écrit par René Descartes en 1629, voulait faire table rase du passé excluant les dogmes et la doctrine religieuse, un peu comme l'avait fait Francis Bacon vingt ans plus tôt en insistant sur le fait que la science devrait remplacer les abstractions vagues et qualitatives de la physique médiévale par des explications quantitatives sous une forme mathématique (DURANT, 1964b). Pour Descartes, l'étude de la nature permettrait de parvenir à des connaissances qui sont utiles à la vie, rendant ainsi l'homme maître et possesseur de la nature (JACOBS et SADLER, 1990).

Alors qu'Aristote s'intéressait aux formes retrouvées dans la nature de manière à parvenir à identifier le principe vital qui les anime, la science moderne portera son attention sur la matière à la source de ces formes parce que seule la matière peut être mesurée. La science moderne donnera donc naissance à une nature matérialiste, englobant tout phénomène mesurable.

Ainsi, de l'Antiquité à la Renaissance, en passant par le Moyen Âge, l'idée de nature a évolué. Au départ, les phénomènes naturels sont remis en cause par les philosophes grecs qui veulent régulariser la nature, favoriser une explication rationnelle au détriment de l'interprétation animiste et proposer les prémisses d'une nouvelle science en abordant la nature de manière positiviste et factuelle. Par la suite, on étudia la nature à travers le prisme du christianisme symbolique appliquant au monde naturel les messages et les récits de l'Ancien et du Nouveau Testament. Tranquillement, le discours a évolué vers une façon d'aborder la nature comme un livre qui enseigne les vertus et les comportements moraux à adopter. Finalement, la Renaissance nous a proposé une nature mécanisée, mathématisée et objective concevant ainsi l'homme comme le « maître et possesseur de la nature ».

1.1.2. L'industrialisation et le développement moderne

Trois cent cinquante ans après la parution du *Discours de la Méthode*, nous pouvons considérer que l'homme est finalement devenu « maître et possesseur de la nature », même si certains phénomènes lui échappent encore, face auxquels il est encore impuissant. Il investit sans compter, pour accroître davantage sa mainmise sur la nature et sur le vivant, à travers les biotechnologies, les technologies de l'information et des communications ou l'exploration de l'espace, trop souvent à un coût environnemental élevé et qui croît rapidement (JACOBS et SADLER, 1990).

L'ère industrielle est la conséquence de nombreuses découvertes scientifiques, d'inventions techniques et de nouvelles méthodes de travail qui prirent naissance au milieu du XVIII^e siècle. La révolution industrielle fut un point tournant dans l'histoire de l'humanité avec des transformations majeures sur les plans social, économique et culturel.

Les machines perfectionnées font leur entrée dans les sociétés occidentales et transforment les modes de production et d'organisation sociale au profit d'une urbanisation grandissante. Les petits cultivateurs, depuis toujours la colonne vertébrale de la société, se voient menacés au profit d'une agriculture rationnelle et intensive pratiquée par les grands propriétaires.

Cette nouvelle forme d'agriculture et d'industrialisation, inscrite dans une économie de marché, donne naissance à une société ou à une civilisation post-industrielle qui tend à une rupture avec

l'environnement et qui espère faire fi totalement des contraintes qu'imposent les cycles de la nature.

Le modèle économique mis en place est fondé sur des objectifs de croissance continue et sur la recherche du profit¹. Ainsi, comme le mentionne Kazazian, « des moyens considérables sont mis en branle pour produire et distribuer des biens en quantité toujours plus élevée, sur une échelle toujours plus vaste, demandant plus d'énergie, de matériaux, et d'information » (KAZAZIAN, 2003, p. 15). Alors que la nature avait été considérée comme un bien commun, elle tend à devenir de plus en plus l'enjeu d'une privatisation, la propriété de certains possédants qui peuvent en disposer à leur guise à des fins strictement mercantiles. La nature est donc devenue à l'aube du XXI^e siècle une marchandise comme les autres. Pour certains, la nature et les produits s'entremêlent; le paysage humain défriché est largement remodelé par la recherche, par le processus de développement lui-même, un développement non respectueux de la nature et de ses ressources (VAILLANCOURT, 1990).

C'est en 1972, à Stockholm, que l'on s'attaqua plus particulièrement au problème culturel du développement. C'est la première fois que l'on assistait à une discussion mondiale sur l'environnement et le développement. L'enjeu était de trouver un moyen de concilier le développement des pays pauvres et des pays riches tout en respectant l'environnement par la gestion des ressources. Un programme en cent neuf points fut proposé.

C'est à cette époque qu'est créé le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) financé par les États membres de l'ONU. Le concept d'écodéveloppement est alors lancé. Il est, selon Maurice Strong, un mariage entre l'écologie et l'économie. Les hommes politiques comme les chercheurs et les fonctionnaires chercheront tout au long des années 1970 à définir une nouvelle façon de concilier développement et environnement (LAMB, 1997).

L'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) propose en 1980 le concept de développement durable. Elle suggère qu'il soit possible de gérer les ressources d'une façon plus douce et durable, en veillant à la prévention plutôt qu'à la correction, au long terme plutôt qu'au profit immédiat (VAILLANCOURT, 1990).

¹ Modèle économique de Truman, qui introduit en 1949 le concept de « développement » social et économique. C'est alors que la voie de l'industrialisation intensive est tracée; elle creusera la dichotomie Nord-Sud alors que ce nouveau modèle se répercutera aussi dans les pays du bloc communiste – industries lourdes, industries militaires, équipements collectifs.

Le PNUE suggérera la mise sur pied d'une commission internationale pour pallier les problèmes de pauvreté, de développement et d'environnement sur le plan international. C'est ainsi que fut créée la Commission Brundtland en 1983.

Sous la présidence de Gro Harlem Brundtland, Première ministre de la Norvège, la Commission mondiale de l'environnement et du développement (CMED) publie son rapport, *Notre avenir à tous*. Ce document est devenu le point de référence et de réflexion sur l'environnement mondial et nos modes de développement. La commission donnera au concept de « développement durable » un second souffle.

La Figure 1 représente les sphères d'interventions que le développement durable englobe : équité sociale, développement économique et environnement et nature.

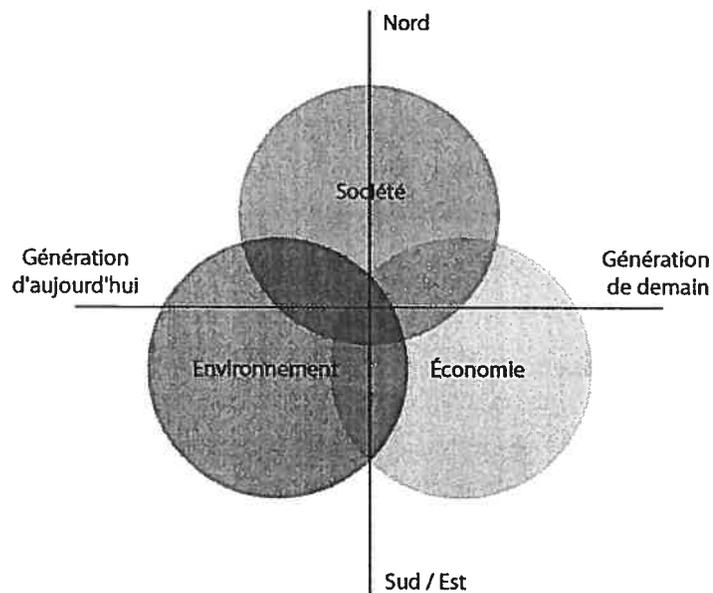


Figure 1 Sphères d'intervention englobées par le développement durable (FRIBOURG, 2005)

La CMED s'est penchée plus particulièrement sur les problèmes suivants : la population, la sécurité alimentaire, la disparition d'espèces (biodiversité) et la perte de ressources génétiques et énergétiques, les industries et les établissements humains, en spécifiant que ces domaines sont tous interreliés et ne peuvent être traités isolément. Elle tente d'apporter une solution aux

problèmes des disparités économiques et politiques causés par l'épuisement des ressources et par les problèmes de pollution environnementale. Six objectifs seront définis (VAILLANCOURT, 1990, p. 23) :

1. Viser une croissance qualitative vs une croissance quantitative
2. Répondre aux besoins humains : emploi, nourriture, énergie, eau, santé
3. Assurer une démographie soutenable
4. Conserver et développer des infrastructures en ressources
5. Réorienter la technologie et gérer les risques
6. Prendre en cause les facteurs environnementaux et économiques dans la prise de décisions

Selon le rapport Brundtland, le développement durable est un processus qui rencontre les besoins du présent sans hypothéquer la capacité qu'auront les générations futures de faire face à leurs propres besoins.

En 1992, à Rio de Janeiro, se déroule la Conférence de l'Organisation des Nations Unies sur l'environnement et le développement (CNUED), connue aussi sous le nom du *Sommet de la Terre*. Cette rencontre réunit des dirigeants politiques, des diplomates, des scientifiques, des représentants des médias et des O.N.G. de plus de cent soixante-dix-neuf pays. Nouvelle pour l'époque, la rencontre de Rio souligne l'interdépendance des différents facteurs sociaux, économiques et environnementaux sur l'évolution de la planète. Ce sommet attire l'attention sur le fait que des actions ou des décisions locales, aussi mineures soient-elles, peuvent avoir des répercussions à l'échelle mondiale. Le Sommet de Rio a produit *l'Agenda 21*, un audacieux plan d'action en 40 chapitres qui vise à atteindre un développement durable global au XXI^e siècle.

À cette époque le *Business Council for Sustainable Development* (BCSD) souligne que « les entreprises et l'industrie demandent des outils pour mesurer la performance environnementale et pour développer des techniques de gestion environnementale » (ISO, 1993). En réponse à cette demande se forme un groupe consultatif sous l'Organisation de normalisation internationale (ISO) afin de fournir les outils et les méthodes souhaités. Le groupe Iso/tc207 sera chargé d'établir un nouveau comité technique sur la gestion environnementale. En octobre 1996, était publié le guide de la famille ISO 14000 entièrement consacré aux divers aspects du management environnemental.

En 2002 eut lieu le Sommet mondial pour le développement durable à Johannesburg. Le Sommet de la Terre mène à la signature de nombreuses conventions et déclarations de principes. Dix ans plus tard, le Sommet de Johannesburg conviendra de leur mise en œuvre pour la prochaine décennie. Kofi Annan, secrétaire général des Nations Unies, privilégia cinq domaines d'intervention prioritaire pour les dix prochaines années : eau potable, services sanitaires et services énergétiques de base pour la moitié des gens qui sont dans le besoin ainsi que la protection des ressources marines et la lutte contre la pollution d'origine chimique (FRANCOEUR, 2002).

Nous assistons depuis les trente dernières années à des changements profonds quant aux relations qu'entretient l'homme avec l'environnement naturel et les diverses cultures. Au début de l'ère industrielle, l'homme s'est efforcé de dominer la nature pour en tirer le maximum de ressources utiles à sa survie. L'exploitation de ces dernières s'accéléra drastiquement et nous fit remarquer que nous étions en train de détruire notre propre écosystème biophysique. Depuis, les gouvernements, les O.N.G. et les scientifiques ont dressé des bilans quant aux effets néfastes sur la nature de la croissance des sociétés industrialisées utiles à l'homme.

Il est reconnu que dans la grande majorité des pays les PME sont le principal moteur de l'économie et qu'elles comptent pour la majorité des exportations et de la création d'emploi. Le graphique suivant montre l'état de la part de marché mondial qu'occupent les PME selon l'Organisation des Nations Unies pour le développement industriel (ONUDI).

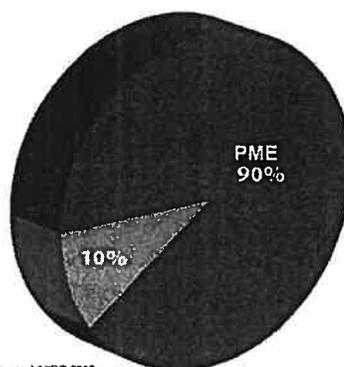


Figure 2 Parts du marché mondial occupé par les PME (UNEP, 2003a)

Faisant suite au sommet de Johannesburg, une importante rencontre s'est tenue en juin 2003 à Marrakech, au Maroc, dans le but de mettre en place un plan de développement et un cadre d'action pour l'amélioration des modèles de consommation et de production. Les PME furent l'objet d'intenses discussions en raison du rôle prépondérant qu'elles jouent dans les économies nationales et en raison de l'importance des impacts environnementaux que leurs activités sont susceptibles de générer.

Le principal problème identifié est que les PME ont habituellement beaucoup de difficultés, en raison leurs actifs financier, technique et humain limités, à gérer et à prendre en considération les problèmes environnementaux et sociaux qu'elles génèrent. Une étude menée par un groupe de recherche brésilien a démontré l'intérêt de ce type d'entreprises envers une gestion plus respectueuse de l'environnement (UNEP, 2003a). Les entreprises y voient une excellente occasion de revoir leur mode de gestion, de rendre plus performants leurs procédés de conception et de production, d'offrir de nouvelles gammes de produits pour une clientèle de plus en plus avertie et ainsi de se distinguer de leurs concurrents tout en s'assurant une gestion des ressources plus efficace. Il en ressort la nécessité de mettre en place des programmes de sensibilisation et d'information destinés à des petites et moyennes entreprises désireuses de prendre un virage environnemental.

1.2. Concepts, approches et outils

Depuis plus d'une vingtaine d'années, les préoccupations écologiques ont commencé à avoir une influence sur la pratique du design industriel. En nous référant pour l'essentiel à un article publié par Pauline Madge, intitulé « Ecological Design » (MADGE, 1997, p. 44), nous décrivons un certain nombre d'outils d'évaluation environnementale conçus à partir des concepts et des approches introduisant le critère « environnement » dans la conception de produits. Il s'agit du *Green Design*, de l'Ecodesign (écoconception) et du design durable.

Tableau I Concepts, approches et outils

Green Design	Ecodesign	Design durable
Approche de bouclage des flux de matières Outil : DFR Approche déchets Outil : Étude déchets Approche énergétique Outil : Contenu énergétique	Approche multicritère Outils : Audit d'environnement Analyse de cycle de vie	

1.2.1. Concept – *Green Design*

Nos modes de production actuels génèrent davantage de déchets et exigent de la nature un effort considérable pour amortir les effets d'une activité industrielle concentrée dans le temps et dans l'espace, aussi bien en termes d'extraction que d'absorption (VENTÈRE, 1995).

Les objectifs de croissance élevée et continue² furent mis en doute dans les années 1970. Le mouvement pour la protection de l'environnement, alors à ses débuts (le fameux manifeste du

² La croissance observée pendant les trente années qui suivent le deuxième conflit mondial apparaît extraordinaire. Alors que la croissance du produit par habitant qui accompagne l'industrialisation jusqu'en 1914 se fait au rythme moyen annuel de 1,7 % pour les quatre grandes puissances (États-Unis, Royaume-Uni, France et Allemagne), la croissance se fera entre 1945 et 1975 pour ces mêmes pays au rythme de 3 %. Cette croissance a été souvent si rapide que certains auteurs ont utilisé le qualificatif de miracle économique pour rendre compte de cette situation. Cette période faste est aussi caractérisée par la grande régularité de la croissance de la production.

Club de Rome de 1971-72, *Halte à la croissance*), contesta l'idée que les bénéfices de la croissance compenseraient les coûts écologiques et sociaux :

Dans les hypothèses de croissance continue, toutes les courbes du Club de Rome aboutissent à un effondrement du système dans le cours du prochain siècle; à la fois par épuisement des réserves minérales, insuffisance dramatique de la production alimentaire et surtout la surpopulation et pollution sont devenues insoutenables ».
(DUMONT, 1974, p.14)

Plusieurs auteurs ont attribué l'effervescence des « mouvements verts » aux nombreuses catastrophes technologiques et écologiques auxquelles nous avons assisté depuis la fin des années 1970 :

- Le déversement de 230 000 tonnes de pétrole par l'Amoco Cadiz, en 1978, au nord-ouest de la côte française.
- L'accident nucléaire de *Three Mile Island*, en mars 1979, coté 5 sur l'échelle INES (*International Nuclear Event Scale*).
- La fuite de gaz d'isothiocyanate de méthyle de l'usine de Bhopal, en 1984, tuant plus de 2 800 personnes et engendrant des dégâts de plus de 400 millions de dollars.
- L'accident de Tchernobyl, en 1986, faisant 32 morts et des dégâts estimés à 16 milliards de dollars.

Par ailleurs, les avancées technologiques qui ont conduit des hommes dans l'espace ont aussi permis de prendre conscience que la planète Terre était un « territoire » limité et non extensible et qu'elle apparaissait d'une grande fragilité.

La médiatisation de ces catastrophes malheureuses a eu un impact sur le grand public et a entraîné la remise en question de la crédibilité et de la sécurité du développement technologique. La société civile est de plus en plus organisée, vigilante, et elle surveille de près toute décision concernant des projets pouvant avoir des impacts sur l'environnement et la qualité de vie des citoyens. Dans cette optique, le Québec s'est dotée du Bureau des audiences publiques en environnement (BAPE), où les citoyens et les divers groupes de pressions et d'intérêts sont invités à déposer des mémoires afin que leurs préoccupations soient prises en considération dans les décisions sur l'implantation de tout nouveau projet.

La couleur verte fut vite associée aux mouvements intéressés à la protection de l'environnement. C'est en Allemagne et aux Pays-Bas que les premières réflexions quant au rôle du design dans

l'environnement commencèrent. L'Allemagne fut le premier pays, en 1978, à se munir d'un label écologique (l'Ange bleu) informant les consommateurs de la fiabilité écologique des produits qu'ils achetaient. Ce pays a connu un grand succès industriel qui a laissé de graves séquelles faites à l'environnement : pollution atmosphérique dans ses seize länder, plusieurs sites contaminés, le Rhin réduit à un vulgaire cours d'eau infecté de toutes sortes de produits dangereux. Ces dommages causés à l'environnement ne sont pas étrangers au changement comportemental des Allemands et à la réussite de la politique environnementale de l'Allemagne avec, notamment, l'émergence d'initiatives comme l'Ange bleu.

C'est en 1986 que le terme « *Green Design* » fut utilisé pour la première fois de façon formelle, lors d'une exposition qui avait lieu au Design Council du Royaume-Uni, organisée par John Elkington, un des pères du développement durable³. Cette exposition avait pour objectif premier de montrer aux industriels que le design vert n'était pas anti-industriel comme le prônaient plusieurs mouvements pronature de l'époque.

Une division se fit vite sentir au sein des tenants des idéaux verts. D'un côté, les « verts plus foncés », radicaux et plus socialistes, voulant une profonde remise en question des pratiques industrielles avec des solutions de rechange plus morales et plus écologiques. Certains mouvements comme le « Bau biologie » (ECOLOGICAL LIVING, 2001), en Allemagne, avaient comme idéologie de repenser nos comportements en faveur d'un mode de vie plus à l'écoute de l'environnement naturel. L'idée de consommer modérément des produits plus viables pour l'environnement, « la simplicité volontaire »⁴, fit son chemin.

De l'autre côté, les « verts plus pâles » croient au progrès technologique et au contrôle plus rationnel du développement comme moyen de minimiser les impacts environnementaux de l'activité industrielle. Dans les années 1980, les pays occidentaux (et plus particulièrement en Europe de l'Ouest et en Amérique du Nord) privilégient des politiques de développement que l'on pourrait qualifier « vert pâle ».

³ John Elkington : *The Green Consumer Guide* (1988), *The Young Green Consumer Guide* (1990), *Cannibals with Forks* (1997), *The LCA Sourcebook* (1993), http://www.sustainability.com/about/profile.asp?id=7_ [22-05-05.]

⁴ Ouvrages sur la simplicité volontaire : Serge Mongeau, *La simplicité volontaire plus que jamais* (1998) ; Cecile Andrews, *The Circle of Simplicity : Return to the Good Life* (1998), <http://www.simplicitevolontaire.org/agora/outils-bibliographie.htm> [22-05-05].

Selon Pauline Madge, à l'époque, les designers industriels n'auraient jamais adapté leur pratique à une vision plus extrême du mouvement vert. Toutefois, la réflexion de l'impact sur la nature de la consommation et de la distribution globale a eu une influence sur certains d'entre eux qui choisirent de prendre en considération dans leur projet de design le style de vie des individus et les modes de production et de consommation de nos sociétés (MADGE, 1997).

En même temps que le concept « *Green Design* » se formalisait, des revendications populaires pour l'amélioration de la qualité de l'environnement amenèrent les gouvernements et les industries à développer des approches pour faire face aux préoccupations liées aux problèmes de la saturation des décharges, de la pollution de l'air, de l'eau et du sol et de la crise énergétique de 1973. C'est ainsi que nous devons au *Green Design* les fondements et les modes de pensée qui sont à l'origine de l'approche du bouclage des flux, l'approche déchet et l'approche énergétique.

1.2.1.1. L'approche bouclage des flux de matières

La saturation des décharges publiques et la recherche de nouveaux sites donnent lieu à de nombreux débats publics. Les gouvernements et l'industrie proposent l'hypothèse que les impacts environnementaux occasionnés par la mise en décharge des produits seraient minimisés si un bouclage des flux de matières intervenait en fin de vie du produit. L'objectif fixé est de réduire le volume de déchets et d'atteindre « zéro déchet » en récupérant tout ce qui peut être réutilisable et récupérable et en ne rejetant dans l'environnement que les matériaux organiques biodégradables (UTOPIE, 2003). À cette fin, les gouvernements adoptent des réglementations et recommandent aux producteurs de favoriser l'utilisation de matières recyclées dans leur production.

Malheureusement, cette approche ne répond pas de manière satisfaisante aux attentes des gouvernements et du public. En effet, le problème des sites d'enfouissement reste entier, et de plus l'industrie chimique se fait pointer du doigt comme étant la première responsable de la pollution de l'air et de l'eau (PLOUFFE, 2001). Pour contrer les effets de la pollution industrielle, l'Organisation de coopération et de développement économique (OCDE) énonce des recommandations fondées sur le principe du « pollueur payeur », croyant ainsi favoriser une meilleure gestion des déchets (RNCREG, 1998). Les industriels deviendraient ainsi responsables de tout rejet engendré par leur activité.

Le principe du « pollueur payeur » force les fabricants à développer des outils pour rendre le recyclage rentable. Ainsi, la conception des produits sera orientée de manière à faciliter la récupération des éléments et à les réintégrer dans la production. Nous parlons alors de réutilisation, de réemploi et de recyclage.

Afin de favoriser le bouclage des flux, des outils peuvent aider les designers à concevoir des produits dont les composantes seront facilement récupérables, conformément à la stratégie des 3RV : Réduire, Réemployer, Recycler, Valoriser.

1.2.1.1.1. Outil – DFR

Communément appelés *Design for Recovery* (DFR) ou *Design for Disassembly* (GRAEDEL et al. 1996), ces outils permettent aux designers de prendre en considération des recommandations qui favorisent le bouclage des flux de matières en fin de vie du produit. Ainsi, les designers sont amenés à concevoir des produits qui utilisent le moins de matière possible, qui ont une durée de vie plus longue, qui sont démontables, qui favorisent la récupération des produits en fin de vie et l'utilisation de matières recyclées dans la fabrication (PLOUFFE, 2001).

Cet outil a su faire ses preuves et est encore très utilisé pour favoriser la diminution des déchets dans les décharges. Il a cependant comme désavantage de ne pas tenir compte des déchets liquides et de l'énergie nécessaire à la réintroduction de la matière dans le cycle de production. Malgré tout, l'outil DFR est en plein essor et devrait s'étendre de plus en plus, au fur et à mesure que les ressources non renouvelables diminueront.

1.2.1.2. L'approche déchets

Observant que 70 % de la masse totale des déchets dans les décharges provenait des sites de production, on commença à étudier leur fonctionnement. On émit l'hypothèse que plus la quantité de déchets produits est grande tout au long du processus de production, moins le produit est de bonne qualité environnementale. Pour limiter la mise en décharge strictement aux déchets ultimes, les modes de production et les modes de gestion sont repensés afin de diminuer la toxicité des déchets d'une part et d'encourager leur valorisation et leur traitement d'autre part. D'ailleurs, le 15 juillet 1975, l'Union européenne a adopté un projet de loi, selon lequel tout producteur de déchets est responsable du devenir de ses déchets et, de plus, les collectivités locales doivent organiser la

collecte et le traitement des ordures ménagères suivant des règles établies par le législateur (ANRED, 1995).

1.2.1.2.1. Outil – Étude déchets

Afin d'aider les producteurs à se conformer à cette loi, l'outil « Étude déchets » permet d'aider les manufacturiers à réduire la quantité de déchets générée par leur production industrielle. Pour y parvenir, le producteur doit d'abord faire le bilan de sa production, c'est-à-dire dresser un portrait de l'entreprise en décrivant les méthodes de production, les déchets qui y sont générés et les méthodes d'élimination des déchets mises en place par l'entreprise. Une fois l'ensemble des données rassemblées, le producteur doit dans un deuxième temps trouver des solutions de rechange permettant de diminuer la quantité des déchets. Cette deuxième étape consiste à identifier sur une échelle à quatre niveaux les solutions envisageables :

Tableau II Règles génératrices de proposition (MILLET, 1995)

NIVEAU 0	Réduction à la source
NIVEAU 1	Recyclage et valorisation
NIVEAU 2	Traitement ou prétraitement
NIVEAU 3	Mise en décharge

Cette étape d'identification est suivie d'une étude de faisabilité des solutions. Dans le cas où l'étude est recommandée par un pouvoir législatif, le compte rendu doit aussi comporter une partie justifiant les solutions retenues (PLOUFFE, 2001).

L'approche déchets et l'outil « étude déchets » ont eu un impact considérable sur les modes de production. Il est pour l'instant difficile d'identifier quelles sont les entreprises mettant en pratique cette approche. Par contre, dans un document sur la réglementation relative aux déchets industriels en France (EMSE, 2005), on apprend que plus de 2000 entreprises ont participé à des séances de sensibilisation à l'approche déchets. Cependant, comme le mentionnent Blouet et Rivoire (1995), un des inconvénients de cette approche est qu'elle est monocritère et que le champ d'application de l'étude déchet est limité aux sites de production, et donc qu'elle met de côté les impacts globaux (coût environnemental externalisé) générés à long terme (PLOUFFE, 2002).

1.2.1.3. L'approche énergétique

Après la crise énergétique de 1973, où le prix du baril de pétrole atteignit des sommets pour l'époque, l'industrie modifia certaines de ses pratiques, afin de maximiser son rendement énergétique pour diminuer ses coûts.

Au milieu des années 1980, en Suisse, des analyses du rendement énergétique de certains produits d'emballage sont publiées par le l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (BUWAL) dans un rapport intitulé *Bilan écologique des matériaux d'emballage* (BLOUET et RIVOIR, 1995). Aux fins de ce rapport, la méthode de l'approche énergétique a été utilisée pour calculer la charge écologique des produits d'emballage en s'appuyant sur quatre critères : consommation d'énergie, rejet dans l'air, rejet dans l'eau et rejet solide. L'approche énergétique destinée aux fabricants et aux distributeurs a été plusieurs fois mise à jour pour tenir compte des nouvelles technologies et des nouveaux matériaux utilisés (OFEFP, 2005). Elle devait aussi faciliter la prise de décision par l'industriel pour le choix des emballages : aluminium, verre, matières plastiques, papier, carton et fer-blanc.

Cette solution consiste à calculer chacune des valeurs d'émission, puis à les comparer individuellement à la charge polluante théoriquement admissible pour la même substance qui serait émise dans un espace bien déterminé. En procédant ainsi, on peut, premièrement, établir la contrainte exercée dans cet espace par chaque substance polluante émise dans l'air ou dans l'eau, deuxièmement, prendre en compte les limites écologiques propres aux différents espaces considérés de l'environnement, autrement dit leur capacité d'absorber des polluants ou leur seuil de saturation et, troisièmement enfin, ramener le résultat du calcul à un seul et unique indice. (BOULET et RIVOIRE, 1995, p. 21)

1.2.1.3.1. Outil – Contenu énergétique (CE)

Le « contenu énergétique » est un outil qui a pour objectif de minimiser la consommation d'énergie tout au long du cycle de vie du produit. Puisque l'élaboration des matériaux d'emballage requiert de l'énergie, des renseignements concernant l'effet environnemental de divers agents énergétiques sont étudiés. Dix systèmes énergétiques ont été analysés : produits pétroliers, énergie hydraulique, gaz naturel, énergie géothermale, charbon (houille, lignite), énergie solaire thermique, bois, énergie photovoltaïque, énergie nucléaire, électricité mixte.

Comme « l'étude déchets » vise à déterminer les phases qui ont un impact majeur sur la quantité de déchets générée par le système, le « contenu énergétique » (CE) s'attarde à identifier les

phases qui ont un impact significatif sur la consommation d'énergie. Le CE fonctionne sur la base du principe « du berceau à la tombe⁵ ». Une fois que l'évaluateur a ciblé quelles phases du cycle ont le plus d'importance en termes de dépense énergétique, cet outil nous permet de poser des hypothèses pour réduire la consommation d'énergie en utilisant des bases de données sur le contenu énergétique des matériaux de base.

Le contenu de cet outil comporte trois phases suivantes : description du procédé, détermination des hypothèses de travail et calcul du contenu énergétique. La description du procédé est la phase la plus délicate dans la mesure où elle conditionne la validité du CE : elle résulte d'un compromis entre la rigueur qui conduirait à la prise en compte de toutes les composantes pouvant avoir un impact sur la valeur du CE et une nécessaire simplification visant à ne retenir que les composantes significatives. La deuxième phase consiste à poser des hypothèses de travail (coefficient d'équivalence électricité/combustible p. ex.) et en un examen du rôle des différents produits, sous-produits, procédés et matériaux dans le calcul du CE. Enfin, la troisième phase est la sommation des différentes énergies calculées en unité équivalente. (MILLET, 1995, p. 100)

L'approche énergétique a été à l'origine des outils d'analyse du cycle de vie. Sa principale lacune réside dans le fait que tout en pouvant confirmer qu'un produit a un rendement énergétique favorable, elle ignore le niveau de disponibilité des matières premières utilisées dans la fabrication (PLOUFFE, 2002).

1.2.2. Concept – Ecodesign

Depuis la naissance des mouvements verts des années, l'expression « écologique » est utilisée un peu partout et réfère essentiellement à tout ce qui a un rapport avec l'environnement. Richard Buckminster Fuller (BUCKMINSTER, 1969) et Victor Papanek (PAPANEK, 1971) sont deux des grands précurseurs du design écologique.

C'est en 1991 que l'on verra une application formelle du terme Ecodesign utilisé par l'*Ecological Design Association* (EDA) [SEDA, 2005]. Ce choix de terminologie marque aussi une nouvelle compréhension du design écologique tirant ses sources dans des notions d'écologie pure. « *The*

⁵ Berceau à la tombe : c'est-à-dire de l'exploration et de l'extraction des ressources énergétiques à leur usage final, incluant le démantèlement des infrastructures et le traitement des déchets (MILLET, 1995).

design of materials and products, projects and systems environments communities which are friendly to living species and planetary ecology. »

En octobre 1991 eut lieu au *Center for Design at the Royal Melbourne Institute of Technology* une conférence internationale portant sur l'ecodesign. On y brossa un portrait de l'ecodesign allant au-delà des critères uniquement environnementaux en introduisant la nécessité de combiner les besoins écologiques et les besoins économiques.

En Europe, plusieurs centres de recherche et associations de designers tentèrent de définir des principes, des méthodes ainsi que des outils de prévention utiles aux designers pour répondre aux besoins de l'industrie. Ces initiatives furent possibles grâce à un programme mis sur pied et financé par le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) et le programme EURËKA de l'Union européenne. Plus de cinquante projets furent financés jusqu'en 1994; tous ayant pour objectif l'introduction des pratiques dites ecodesign dans des politiques nationales. Cette tentative de définir des modèles écologiques pour l'analyse du système de production des produits s'avéra très utile et donna naissance à diverses méthodes d'analyse : *Environmental Impact Assessment* (EIA), *Cost Benefit Analysis* (COBA), et les *Life Cycle Analysis* (LCA).

L'ecodesign se réfère à une définition de l'écologie comme étant un système naturel complexe, chaotique, dynamique, évolutif et qui s'autorégularise. Cette conception de l'écologie conduit à appréhender le système industriel dans sa globalité en décroissant l'analyse des impacts environnementaux au profit d'une analyse systémique. Ce type d'analyse permet d'intégrer plusieurs critères simultanément pour dresser un portrait plus large d'une situation donnée.

1.2.2.1. L'approche multicritère

Voyant la limite des méthodes proposées pour réduire la quantité de déchets et d'énergie générée par le système de consommation, des industriels américains créent la *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC) au début des années 80. La SETAC a pour objectif de développer et de promouvoir des outils permettant d'évaluer les impacts environnementaux de l'activité industrielle en intégrant dans ses analyses d'impact, le flux de matériaux et d'énergie ainsi que le rejet de déchets solides, liquides et gazeux. Sa première préoccupation est avant tout d'ordre commercial, et la maîtrise des outils d'analyse d'impact de type ACV doit d'abord servir à améliorer la compétitivité. En 1991, la SETAC publie un rapport, *A technical Framework for Life*

Cycle Assessment, dans lequel elle définit clairement sa méthode. L'approche de la SETAC consiste à ce que l'optimum écologique soit obtenu en minimisant le flux d'énergie, de matériaux, de déchets solides, de rejets dans l'eau et dans l'air.

1.2.2.1.1. L'outil – L'audit environnemental

Selon le *Dictionnaire du développement durable* publié par l'Association française de normalisation, l'audit environnemental se définit en ces termes :

L'audit environnemental est un processus de vérification systématique et documenté permettant d'obtenir et d'évaluer, d'une manière la plus objective qui soit, des preuves d'audit afin de déterminer si les activités, événements, conditions, systèmes de management environnemental relatifs à l'environnement ou les informations y afférant sont en conformité avec les critères de l'audit pour ainsi communiquer les résultats de ce processus au demandeur. (AFNOR, 2004, p.17)

L'audit environnemental permet donc d'informer les parties intéressées d'une organisation sur le rendement de l'entreprise d'un point de vue environnemental. Cet outil permet de gérer les impacts environnementaux générés sur les sites de production d'une entreprise.

En fonction des objectifs, des moyens financiers et du temps dont disposent les auditeurs, ils font périodiquement l'évaluation des pratiques de l'entreprise dans le respect des règles en vigueur, des aspects techniques, de l'aspect organisationnel, administratif et réglementaire de l'entreprise. L'auditeur procède d'abord à une étape d'observation durant laquelle il comptabilise les flux de matières et d'énergie autant que les rejets solides, liquides et atmosphériques ainsi que d'autres nuisances possibles (bruit et odeur) générées par l'entreprise. Une fois les données recueillies, l'auditeur s'assure que l'entreprise agit en conformité avec les règles et les lois en vigueur. L'étape finale consiste à divulguer les résultats obtenus et à trouver des solutions aux problèmes identifiés.

L'audit environnemental a connu un essor remarquable ces dernières années. À un tel point que l'on a assisté à une diversification des formes d'audit : audit de conformité, audit de risque, audit de gestion (X-ENVIRONNEMENT, 2003). L'Organisation internationale de standardisation (ISO) a d'ailleurs consacré une section entière à la mise en forme des procédures d'audit environnemental international dans sa publication sur le management environnemental ISO 14000, soit la famille ISO 14010.

1.2.2.1.2. L'outil – L'analyse de cycle de vie (ACV) et l'analyse de cycle de vie simplifiée (ACVS)

L'analyse de cycle de vie est un outil utilisé pour évaluer les effets environnementaux associés à un produit, à un procédé ou à une activité (AGORA21, 2001). Ce type d'analyse se fait sur l'ensemble du cycle de vie d'un produit, en partant de l'extraction et de la transformation des matières premières, jusqu'à sa production, au transport et à sa distribution, à son utilisation et à la fin de vie de ce produit, à sa réutilisation, sa réparation, son recyclage et à son traitement final. L'analyse du système de produits fournit des données qui permettent de juger de l'impact environnemental des produits et des services et de pouvoir cibler les étapes les plus problématiques, pour y apporter des correctifs, éventuellement.

Le but d'une ACV se doit d'être clairement énoncé, car il est déterminant pour le choix de la méthode et il influence ultimement les résultats de l'étude. À titre d'exemples, l'ACV peut servir d'outil pour trouver une meilleure façon de fabriquer un produit donné, pour comparer deux produits qui répondent à la même unité fonctionnelle ou encore pour distinguer un ou plusieurs produits parmi d'autres en raison de la qualité de leur bilan écologique et du service rendu.

Le concept d'ecodesign est à l'origine de divers outils utilisés pour mesurer les impacts environnementaux associés aux produits et aux services. L'analyse du cycle de vie est le plus connu de ces outils et elle est surtout utilisée par les grandes entreprises en raison de ses coûts d'utilisation très élevés. Par contre, les outils de type d'analyse du cycle de vie simplifiée (ACVS) et les évaluations simplifiées et qualitatives du cycle de vie (ESQVC) sont deux autres outils qui commencent à prendre une place de plus en plus importante au sein des plus petites entreprises. L'objectif commun de ces outils est de cibler les problèmes environnementaux dès la conception des produits et des services afin de tenter d'y remédier.

1.2.2.1.2.1. L'analyse de cycle de vie

L'analyse de cycle de vie est devenue au fil des ans non seulement un outil d'analyse mais aussi une nouvelle façon de penser les projets. L'objectif de l'ACV est d'attribuer une valeur environnementale à chacune des étapes du processus de production, allant de l'extraction des ressources jusqu'à la mise en décharge, en fin de vie du produit. Cette analyse est toujours faite en

référence à l'unité fonctionnelle⁶ du produit. Dans les années 80, la SETAC a défini l'analyse du cycle de vie ainsi :

Évaluation des incidences environnementales d'un produit, d'un processus ou d'une activité basée sur la détermination qualitative et quantitative de l'énergie et des matières utilisées ainsi que des déchets rejetés dans l'environnement, sur la détermination de l'impact de l'utilisation de cette énergie et de ces matières ainsi que du rejet des déchets dans l'environnement, et sur la détermination et l'évaluation des possibilités d'améliorer l'environnement. (SETAC, 1996)

Depuis, l'outil ACV a été standardisé par l'Organisation internationale de standardisation (ISO). Dans le manuel pour le management environnemental d'ISO 14000, la famille ISO 14040 est entièrement consacrée à la mise en forme de la méthodologie des ACV (ISO, 1997), (ISO, 1998), (ISO, 1999a), (ISO, 1999b), (ISO, 2002).

L'utilisation de l'ACV favorise l'identification des possibilités d'amélioration des aspects environnementaux des produits, la prise de décision, la mise au point d'indicateurs de performance environnementale et la mise en place d'un système de déclaration environnementale relative à un produit. Il est important de noter qu'une ACV bien construite doit essentiellement rencontrer les caractéristiques suivantes :

- elle doit prendre en considération de manière systématique et adéquate les aspects environnementaux des systèmes de produits allant de l'acquisition de la matière jusqu'à l'élimination finale du produit en fin de vie;
- la définition de l'objectif et du champ d'étude qui doit préciser le niveau de détail et le cadre temporel de l'analyse;
- pour toutes les étapes du déroulement de l'ACV, l'information communiquée doit être transparente et compréhensible;
- elle doit respecter la confidentialité et les droits de propriété.

L'ACV se fait en quatre phases : détermination du but et des limites de l'étude, analyse des inventaires, analyse des impacts et interprétation de l'analyse.

Malgré toute l'attention qui a été apportée à l'élaboration d'une méthode ACV complète et « internationale », elle comporte toujours plusieurs lacunes :

⁶ Unité fonctionnelle : performance quantifiée d'un système de produits destinée à être utilisée comme unité de référence dans une analyse de cycle de vie.

- le caractère des choix et des hypothèses de travail demeure subjectif;
- leur hypothèse, les modèles utilisés pour l'analyse de l'inventaire ou pour évaluer les impacts environnementaux sont limités et ne peuvent pas être disponibles pour tous les impacts potentiels ou toutes les applications;
- les résultats des analyses du cycle de vie centrés sur les problèmes globaux et régionaux peuvent ne pas convenir aux applications locales;
- la précision des études d'ACV peut être limitée par l'accessibilité ou la disponibilité des données pertinentes ou par la qualité des données : types de données, agrégation moyenne, spécificité du site;
- une part d'incertitude résulte de l'absence de la dimension spatiale ou temporelle dans les données.

Par exemple, l'inventaire des émissions de polluants nécessite une multitude de données complexes qu'un individu ne peut à lui seul parvenir à recueillir et à maîtriser aisément. Malgré toutes ces lacunes et sa complexité, selon Lewis et Gertsakis : « *L'ACV est l'un des outils les plus fiables, connus à ce jour, pour l'ensemble du système de production industrielle.* » (LEWIS et GERTSAKIS, 2001).

Dans l'introduction de son livre (GRAEDEL, 1998), Thomas E. Graedel remet en question l'efficacité des outils ACV :

Bien que le concept de l'ACV soit compris et apprécié à sa juste valeur, sa mise en œuvre reste difficile ou du moins peu efficace à cause des problèmes déjà mentionnés relatifs à l'acquisition des données, le temps, le coût, et l'incertitude quant à la fiabilité des résultats, d'où l'intérêt pour l'ACVS (analyse de cycle de vie simplifiée) qui tout en préservant l'essentiel du concept de l'ACV est plus simple d'utilisation.

1.2.2.1.2.1. L'analyse de cycle de vie simplifiée

Sachant qu'une analyse de cycle de vie quantitative complète n'a jamais été achevée, il serait présomptueux d'affirmer que ce type d'analyse procure des données quantitatives rigoureuses. Une chose est sûre cependant, ce type d'outil a permis de développer un cadre de fonctionnement à partir duquel d'autres méthodes ont pu et pourraient encore émerger.

Dans un sondage réalisé par Keith Weitz auprès de l'industrie, des écoles, des gouvernements et des firmes de consultants, on s'entend pour dire que les ACVS devraient comprendre les quatre éléments de base d'une ACV : but et limite de l'étude, analyse des inventaires, analyse des impacts et interprétation de l'analyse (WEITZ, 1996).

La recherche de Keith Weitz a aussi fait ressortir la nécessité de restreindre les frontières du système à analyser afin de réduire la quantité de données à recueillir. Enfin, cette recherche a fait valoir la nécessité de considérer autant les données de type qualitatif que quantitatif.

Janin (2000) a identifié cinq avenues pour la simplification de l'ACV :

- se limiter à l'étape d'inventaire de la méthodologie (ou écobilan);
- se limiter à un seul critère (approche monocritère) : la consommation de ressources – matière ou énergie –, l'effet de serre, l'eutrophisation de l'eau ou autre;
- se focaliser sur certains problèmes environnementaux et sur des étapes particulières du cycle de vie;
- ne prendre en considération, lors d'analyse, que la phase où les produits sont susceptibles d'avoir des impacts différents;
- simplifier la tâche de collecte de données en ne tenant compte que des données bibliographiques ou génériques.

Ces solutions de simplification sont spécifiques aux outils d'évaluation des impacts environnementaux à prédominance quantitative (Eco-indicator99) bien qu'elles restent applicables pour des outils d'évaluation à prédominance qualitative (ERPA) qui sont d'ailleurs plus rapides et plus simples à utiliser. On dénombre six outils propres à la catégorie ACVS :

- L'approche matricielle (ex : ERPA)
- L'évaluation basée sur la réglementation (audit d'environnement)
- Indice écologique
- Eco-Compass
- Check-liste
- Listes de matériaux

L'approche multicritère et ses outils ont été déterminants pour le développement de l'ecodesign. Contrairement aux trois premières approches qui sont monocritères, l'approche multicritère ne conduit pas à une optimisation écologique ponctuelle, mais à une optimisation globale, comme en témoigne la figure 3. Néanmoins, la mise en œuvre de cette approche entraîne de nombreuses difficultés. En effet, la multitude des critères à évaluer requiert beaucoup de temps et une quantité considérable de ressources monétaires et humaines. Enfin, il apparaît difficile, avec cette approche de tenir compte des paramètres liés à la fonctionnalité du produit (durabilité, aptitude à l'usage...) [MILLET, 1995].

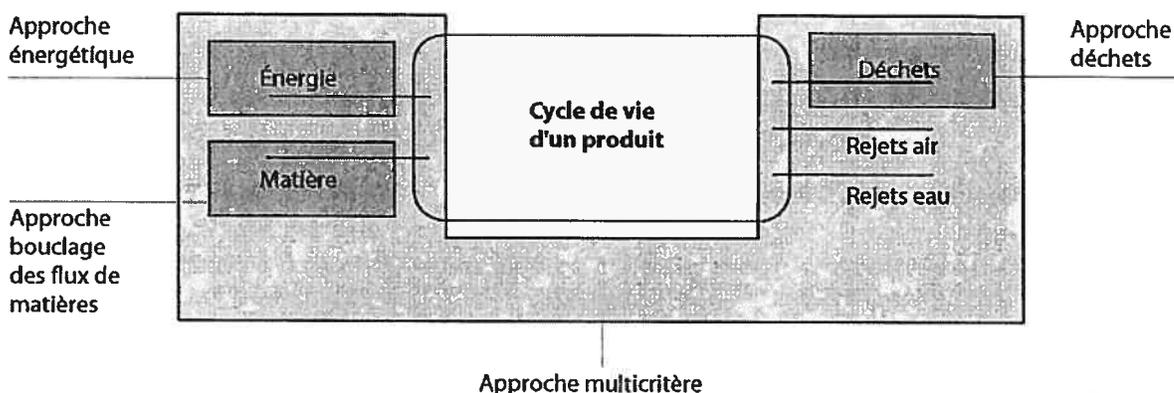


Figure 3 Les différentes approches environnement (MILLET, 1995)

1.2.3. Concept – Design durable

Le terme « durabilité » en écologie signifie la capacité d'un système à maintenir un flux continu de tous les éléments qui le composent afin qu'il se perpétue. Lorsqu'on applique cette définition à l'écosystème dont nous faisons partie, on la transpose aux capacités limitées de la biosphère à absorber l'activité humaine.

Le terme « durable », de développement durable, fut popularisé par le Rapport Brundtland en 1987. Comme le mot « vert » marqua les années 1980, le mot « durable » sera un mot-clé utilisé tout au long des années 1990 et il sera interprété de diverses manières.

Le message central que veut véhiculer le Rapport Brundtland est que « le développement durable est un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs » (AFNOR, 2004, p. 65)

Le terme « design durable », apparu en 1996, introduit les notions de responsabilité sociale et d'éthique en considérant la gestion des flux de matières et d'énergie à toutes les étapes du cycle de vie du produit. Le groupe ECO2 fait d'ailleurs une distinction claire entre le « *green design* » et le « design durable » (ECO2, 1999). Le premier répond à un enjeu unique et ponctuel sur une période de courte durée tandis que le deuxième tente de répondre à un enjeu englobant tous les aspects d'un système sur une longue période.

Emma Dewberry et Philip Goggin (DEWBERRY et GOGGIN, 1995) ont tenté de faire une distinction entre ecodesign et design durable. Ils en sont venus à la conclusion suivante : le terme « ecodesign » peut être appliqué à toutes sortes de produits et être utilisé comme une convention universellement reconnue pour la conception de produits. Le terme « design durable » est plus complexe et décloisonne le travail du designer pour l'insérer dans une démarche multidisciplinaire afin de rendre notamment sa pratique plus socialement et éthiquement responsable.

Le concept de design durable n'a pas encore donné lieu à la création d'outils qui lui soient propres. Les chaires de recherche, les gouvernements et l'industrie sont encore à peaufiner des outils d'évaluation environnementale qui intégreront les aspects sociaux et éthiques aux outils déjà existants.

1.3. Revue historique

Donc, depuis les quarante dernières années, une série d'événements ont conduit à la connaissance et à la compréhension des enjeux environnementaux auxquels notre société industrialisée doit faire face. Voici un bref rappel de ces faits marquants :

- 1962 La publication de *The Silent Spring*, livre de Rachel Carson, États-Unis.
- 1968 La Fondation du **Club de Rome** : pour la première fois, un groupe de chercheurs réalise que les ressources sont limitées (« Think globally, act locally » : principe de base.)
- 1969 Le premier **Homme à marcher sur la Lune**. Offre une nouvelle perspective de la planète bleue. Elle est perçue comme un être vivant, GAÏA.
- 1971 **The Limits to Growth**, rapport du *Club of Rome*, Donella H. Meadows, Jorgen Randers, Dennis L. Meadows.
- 1971 **Victor Papanek**, *Design for the Real World*, États-Unis.
- 1972 **Conférence des Nations Unies sur l'environnement** à Stockholm.
- 1973 **Crise de l'énergie** : l'approche bilan se généralise, bilan essentiellement énergétique.
- 1973 Création du **PNUE** (Programme des Nations Unies pour l'environnement).
- 1975 Apparition d'outils d'évaluation environnementale : bilans des systèmes énergétiques.
- 1977 Première approche **Ecopoint** : Müller-Wenk.
- 1978 **Catastrophe de l'Amoco Cadiz**, déversement de 227 000 tonnes de pétrole brut sur les côtes bretonnes.
- 1978 Premier label écologique national, **L'ange bleu**, en Allemagne.
- 1979 Accident nucléaire de **Three Mile Island**.
- 1983 Commission mondiale de l'environnement et du développement (**Commission Brundtland**).
- 1984 **Bilan écologique de matériaux d'emballage I** (OFEFP 24).
Ouvrages critiques. Approche du berceau à la tombe pour émissions polluantes.
- 1984 Accident de **Bhopal**. Plus de 2800 morts, engendre des coûts de plus de 400 millions de dollars.
- 1986 Programme Choix Environnement et son Éco-logo, programme canadien de certification environnementale.
- 1986 Accident de **Tchernobyl**.
- 1987 **Rapport Brundtland**, *Notre avenir à tous*, Our Common Future.
- 1990 **Méthodologie des écobilans**, Ecopoint, BUWAL 133.
- 1990 *Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), A Technical Framework for Life-Cycle Assessment*.

- 1991 **Bilan écologique de matériaux d'emballage II** (BUWAL 132), Ouvrage critiques.
Le BUWAL se rend compte que les matériaux d'emballage ne jouent pas un rôle déterminant sur l'écobilan final d'un produit.
- 1992 Sommet de la Terre à Rio.
- 1992 Vingt ans du Club de Rome : la première limite rencontrée n'est pas le manque de ressources, mais l'environnement (l'équilibre).
- 1992 Création de SPOLD, une organisation intéressée dans l'avancement du développement des outils d'analyse de cycle de vie.
- 1992 The **CML guide**. Leiden University, Centre of Environmental Science.
- 1993 **SETAC "A code of practice"** : *Society of environmental toxicity and chemistry* représente l'une des plus importantes organisations internationales scientifiques traitant des questions structurelles des analyses de cycle de vie (ACV).
- 1994 **Inventaire des systèmes énergétiques** (ESU-EPFZ) Énergie Stoff + Umwelt.
- 1995 **Eco-indicator95**, groupe PRé Consultant.
- 1996 **ISO 14040/14041/14042**
International Standard Organization (ISO) prépare la publication d'une norme ISO 14000 sur l' ACV « standard ». Ceci répond à la forte exigence d'harmonisation au niveau international entre les diverses méthodologies utilisées en ACV.
- 1999 **Ecological Footprint**, mise en forme par William Rees et Mathis Wackernagel pour la WWF.
- 1999 **Eco-indicator99**, groupe PRé Consultant, Pays-Bas.
- 2002 Sommet de **Johannesburg**
- 2003 Conférence de l'UNEP à Marrakech, au Maroc, sur les PME et le développement durable.

1.4. Problématique

Le choix d'un concept fait par un designer a des répercussions sur les flux de matériaux et d'énergie de l'ensemble du cycle de vie d'un produit. Ces répercussions ont aussi leurs effets sur l'environnement et sur la société en général. Le travail de conception est donc un moment crucial où le designer doit prendre des décisions qui, tout en respectant les échéances et les attentes de ses clients, respecteront un ensemble de critères environnementaux.

Notre problématique de recherche s'inscrit dans le cadre de l'évolution historique des outils d'évaluation environnementale destinés aux designers industriels qui ont vu le jour depuis la fin des années 1960. Les outils existants comportent toujours des lacunes à un point tel qu'ils ne sont pas encore facilement accessibles aux entreprises de petites tailles. Si l'on se réfère aux conclusions de la conférence de Marrakech, on est en droit de penser que les PME ont un rôle déterminant à jouer dans la conception de produits environnementalement acceptables. On peut présumer qu'une plus grande adhésion à l'écoconception et à ses outils d'analyse aurait une incidence positive sur le positionnement, la concurrence et la croissance des PME.

1.5. Question de recherche

Nous croyons qu'il est impératif que les designers et les dirigeants de petites entreprises désireux de respecter l'environnement se dotent d'outils d'analyses efficaces qui, tout en ne nuisant pas à leur travail, enrichissent leur pratique professionnelle et soient propices à l'innovation. De plus, nous croyons que l'acquisition de ce type d'outils permettrait aux designers de respecter les objectifs du développement durable en favorisant la conception de produits plus « écologiques ».

Laquelle des deux méthodes ACVS, Eco-indicator99 ou ERPA, convient le mieux, du point de vue de la fiabilité et de l'accessibilité, aux designers ou aux PME désireux d'évaluer l'impact environnemental de leur production?
--

1.6. Objectifs de la recherche

Le but de cette recherche est d'analyser deux outils d'analyse d'impact environnemental de la catégorie ACVS, en conception de produits, afin de pouvoir déterminer les avantages et les inconvénients de leur utilisation du point de vue de leur fiabilité et de leur accessibilité au sein d'une petite et moyenne entreprise. Cette recherche vise à cerner les modifications et améliorations à apporter à ce type d'outils afin d'en faciliter l'usage.

Deuxième partie

2. Approche méthodologique

2.1. Démarche du projet de recherche

Pour mener à bien notre projet de recherche, nous avons réuni dans un premier temps des informations pertinentes pour dresser une revue de littérature nous permettant de cerner l'évolution des concepts, des approches et des outils d'évaluation environnementale depuis les trente dernières années. Nous avons fait largement état des résultats de cette recherche bibliographique dans la première partie de ce travail. Les informations générales ainsi recueillies nous ont conduit à cibler deux méthodes d'évaluation environnementale qui nous apparaissaient les plus susceptibles de répondre aux besoins des designers dans une démarche d'écoconception. Il s'agit d'Eco-indicator99 développé par la société hollandaise PRé Consultant et d'*Environmentally Responsible Product Assessment* (ERPA) développé par Thomas E. Graedel pour AT&T. Nous avons décidé de tester ces outils sur le terrain auprès d'une PME et, pour ce faire, nous avons mis au point un questionnaire nous permettant d'analyser leur fiabilité et leur accessibilité.

L'intérêt de notre démarche s'inscrit étroitement dans l'approche préconisée dans le cadre de l'option « Design et complexité » de la maîtrise en Aménagement, dans la mesure où elle s'inspire à la fois des principes de la recherche-action, de la théorie ancrée et de l'attitude du praticien réflexif. Dans le cas présent, le projet de recherche constitue le terrain de l'évaluation méthodique d'un modèle en l'occurrence celui des outils d'évaluation environnementale.

2.2. Le questionnaire

L'objectif principal de notre recherche étant d'évaluer les outils d'analyse de cycle de vie simplifiée sous l'angle de la fiabilité et de l'accessibilité, nous allons d'abord définir chacun de ces termes et préciser ce qui les caractérise.

Fiabilité

Un outil peut être considéré comme étant fiable dans la mesure où il est reconnu par la communauté scientifique. La fiabilité s'évalue en fonction de la capacité de l'outil d'évaluation des

impacts environnementaux à respecter les procédures méthodologiques des normes ISO 14040 dans le compendium sur le management environnemental ISO 14000.

Le praticien doit pouvoir se fier au consensus qui se dégage en faveur d'un outil donné pour pouvoir l'utiliser en toute confiance et avoir l'assurance que l'outil est fiable. Cette fiabilité repose sur l'importance et la qualité des études et des recherches scientifiques qui ont été réalisées pour conduire à la fabrication de l'outil en question. Il doit en être fait état dans les publications scientifiques des universités ou des centres de recherche reconnus pour pouvoir conclure qu'il bénéficie de la reconnaissance de la communauté scientifique.

La référence à ISO s'impose parce que les procédures méthodologiques et les normes prescrites par ISO 14040 sont considérées comme étant les plus exhaustives et les plus strictes en regard des phases qui composent les méthodes d'évaluation des impacts environnementaux : définition et objectif du champ d'étude, inventaire des flux de matières et d'énergie, évaluation des impacts et interprétation des résultats.

Accessibilité

Le critère d'accessibilité s'évalue en fonction des moyens financiers et humains (temps de travail) exigés de la part de l'entreprise pour réaliser une évaluation à l'aide d'un outil donné et d'obtenir les résultats recherchés.

Moins le coût d'achat est élevé et plus les petites entreprises seront susceptibles d'en faire l'acquisition parce que cela n'entraînera pas de pression financière excessive sur l'entreprise.

L'accessibilité de l'outil est établie également en fonction du coût d'utilisation. Nous établissons aux fins de cette recherche que le coût d'utilisation de l'outil est directement proportionnel au temps requis pour effectuer l'évaluation.

Notre analyse comparative a été réalisée à partir de la grille de comparaison présentée dans l'annexe 1, qui comprend des questions permettant de vérifier la pertinence de chacune des phases des méthodes d'évaluation : phase de définition des objectifs et du champ d'étude, phase d'inventaire, phase d'évaluation des impacts, phase d'interprétation des résultats. Certaines questions ont été tirées directement d'un article de Hochschorner et Finnveden (HOCHSCHORNER

et FINNVEDEN, 2003) dans lequel les auteures s'intéressent à l'évaluation de deux méthodes d'analyse de cycle de vie simplifiée qualitatives de type matriciel.

Pour évaluer la fiabilité des outils, nous avons utilisé un système de comparaison (+ / -). Le symbole (+) indique que les procédures méthodologiques d'ISO 14040 sont prises en compte par l'outil d'évaluation. Le symbole (-) indique que les procédures méthodologiques d'ISO 14040 ne sont pas prises en compte par l'outil d'évaluation.

Pour évaluer l'accessibilité des outils d'évaluation à l'étude, nous utilisons le même système de notation en comparant un outil par rapport à l'autre. Le symbole (+) indique que la procédure d'ISO 14040 s'effectue plus rapidement alors que le symbole (-) indique que la procédure recommandée par ISO 14040 s'effectue moins rapidement. Dans le cas d'une éventuelle égalité, nous utilisons le symbole (=). Les résultats sont présentés sous forme de tableau suivi d'un commentaire explicatif pour chacun des résultats obtenus.

2.3. L'étude de cas

Pour notre étude de cas, le produit choisi est fabriqué par une PME brésilienne située dans l'État de Rio Grande do Norte. Cette étude a été réalisée en coopération avec le laboratoire-ecodesign de l'École de design industriel de l'Université de Montréal affilié au groupe de recherche le CIRAIG et le groupe PotiDesign du Centro de Tecnologia – CT Departamanto de Engenharia de Produção de l'UFRRN du Brésil qui bénéficie du programme de l'Institute Fabric of Millennium – IFM (IFM, 2002) lancé par le ministère brésilien des Sciences et des Technologies. Ce programme vise à supporter les compagnies et les PME brésiennes dans le domaine de la production. L'évaluation des deux outils d'analyses d'impact de type AVCS a été menée pendant la dernière semaine du mois d'avril 2004 et l'évaluation a duré environ une trentaine d'heures.

2.3.1. PotiDesign

Nous nous sommes associé à l'équipe de recherche PotiDesign pour la réalisation de notre étude de terrain. PotiDesign se consacre principalement à l'étude des marchés pour améliorer la compétitivité des PME. Selon PotiDesign, l'investissement dans le design favoriserait l'accès à de nouveaux marchés, l'augmentation des profits et la croissance continue de l'entreprise. De plus, PotiDesign pense que les décisions prises en amont du processus de fabrication d'un produit, c'est-

à-dire à l'étape de la conception, influence directement le rendement et la perception du produit sur le marché (POTIDESIGN, 2003).

Ayant constaté que les PME ne misent pas suffisamment sur le design, PotiDesign cherche donc à les sensibiliser à l'intégration du designer au sein de leur équipe de travail afin d'améliorer leur système de gestion et de favoriser l'insertion de leurs produits sur les marchés locaux et internationaux.

Les objectifs de PotiDesign sont les suivants :

- diagnostiquer et comprendre le rôle du design dans les PME;
- développer et appliquer des mécanismes d'intégration du design dans le développement de produits concurrentiels pour les PME;
- conscientiser les PME à la nécessité d'une recherche continue pour favoriser leur compétitivité;
- développer des mécanismes de divulgation des résultats afin de sensibiliser d'autres PME, aux bénéfices du design pour le profit et la compétitivité de leurs entreprises;
- établir l'ouverture de nouveaux marchés pour les PME par l'adoption de pratiques modernes de design de produits.

2.3.2. Choix de l'entreprise et du produit

L'entreprise Moveis Jales est présente sur le marché du meuble brésilien depuis plus de quarante ans avec des meubles fonctionnels et jugés de bonne qualité (JALES, 2005). En 1961, José Jales (un ébéniste passionné et opérant encore dans la profession) créa Moveis Jales pour fabriquer des meubles sur mesure ou préfabriqués. Aujourd'hui, l'entreprise compte une quinzaine d'employés et produit et distribue différents modèles de meubles dans la ville de Natal et de ses environs.

Les principaux matériaux utilisés dans la fabrication des meubles Jales sont le *medium density fiber* (MDF) et les bois d'essence naturelle. Les procédés de fabrication privilégiés utilisés par l'entreprise sont la transformation des matériaux prêts pour la production, le prétraitement des surfaces, et la peinture, l'assemblage et l'emballage. Le marché exploité par Moveis Jales est un marché qui est exclusivement local et national.

En 2003, José Jales fit face à d'énormes problèmes financiers. Afin de redonner un second souffle à son entreprise, il accepta de participer au projet proposé par le groupe de recherche PotiDesign, coordonné par le professeur Reidson Pereira Gouvinhas du département d'ingénierie de production de Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN).

Dans le cadre de ce projet avec PotiDesign, une série d'objectifs et d'actions ont été définis et mis en oeuvre afin d'aider l'entreprise à se redresser (POTIDESIGN, 2003) :

- réorganisation de la société;
- amélioration de la gestion financière;
- dans le secteur de marketing, élaboration d'une courbe ABC afin d'identifier les produits offrant une plus grande possibilité de croissance des ventes;
- proposition d'une nouvelle structure de prix pour rendre la société plus concurrentielle;
- exploration des possibilités d'exportation avec des sociétés de commerce;
- exploration de la possibilité de mettre sur pied une centrale d'achat et un support logistique commun à divers fabricants du secteur du meuble de la région;
- développement de nouveaux produits.

2.4. Protocole du projet

C'est dans ce contexte que nous avons réalisé notre recherche-projet visant à tester Eco-indicator99 et ERPA sur un meuble d'ordinateur produit par la firme Moveis Jales.

L'essentiel des données d'inventaire utiles à nos analyses d'impact a été recueilli empiriquement auprès de l'entreprise. Les données génériques ont été tirées de divers ouvrages de référence sur l'ACV et sur les sites Web des fournisseurs.

Nous croyons important de spécifier que les analyses Eco-indicator99 et ERPA ont été effectuées indépendamment et sans connaissance des résultats de chacune d'entre elles.

Une fois les objectifs, le champ d'études, ainsi que les frontières du système définis, une attention particulière a été portée aux trois autres phases de l'évaluation des impacts environnemental soit : l'analyse d'inventaire, l'évaluation des impacts et l'interprétation. C'est principalement en fonction de ces trois points que s'orientera notre analyse comparative.

2.5. Directives d'application des outils d'évaluation en rapport avec la famille ISO 14040

Les deux méthodes d'analyse d'impact ont été utilisées en respect des normes internationales ISO 14040. Depuis les dernières années, beaucoup d'efforts ont été déployés pour éviter que les divers utilisateurs (les designers industriels, les manufacturiers, les responsables des programmes d'étiquetage environnemental, les gouvernements, etc.) introduisent des biais dans les méthodes d'évaluation des impacts environnementaux. C'est pourquoi ISO a fixé comme exigences

méthodologiques d'une ACV complète les paramètres suivants : définition de l'objectif et du champ d'étude, inventaire des flux de matières et d'énergie, évaluation des impacts et interprétation des résultats.

Comme dit précédemment, l'ACVS doit permettre de diminuer les coûts et les efforts reliés en grande partie à l'analyse de l'inventaire et à la collecte des données. L'ACVS doit quand même pouvoir se conformer aux exigences de la famille ISO 14040 :

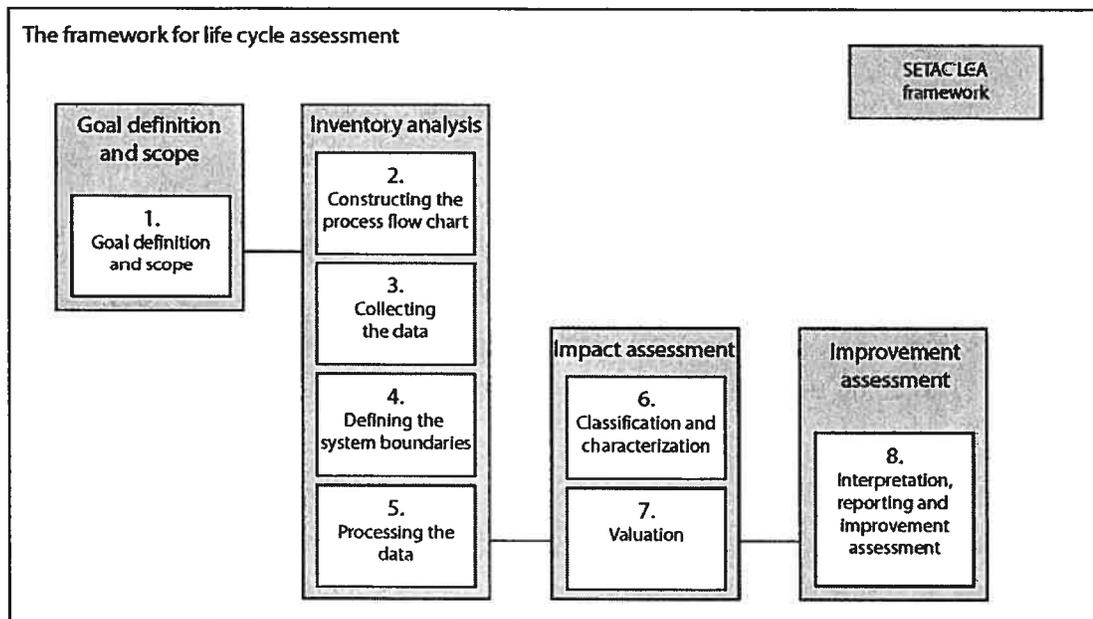


Figure 4 Cadre général d'une ACV (UNEP, 1997)

2.5.1. Définition de l'objectif et du champ d'étude

Cette phase de l'analyse consiste à définir l'objectif et le champ d'étude. Il s'agit notamment de présenter l'application visée (l'objectif de l'étude), la fonction (à quoi doit servir l'objet), l'unité fonctionnelle et la frontière du système étudié.

Les limites à définir dans le choix des flux élémentaires permettent de rendre l'étude réalisable en évitant d'y intégrer l'ensemble du système social et industriel. Marc Janin affirme que les frontières des systèmes étudiés ne sont pas toujours faciles à identifier : « En général, le système étudié est

constitué des opérations strictement nécessaires pour assurer la ou les fonctions qui contiennent l'unité fonctionnelle. » (JANIN, 2000) Dans le système délimité par des frontières, appelé technosphère, on distingue les flux entrants ou ressources naturelles énergétiques et non énergétiques, des flux sortants ou rejets dans l'environnement.

Cette étape comprend également l'élaboration d'une matrice d'impact qui établit quelles sont les préoccupations environnementales et phases du cycle de vie qui seront prises en considération. Ajoutons que l'exigence relative à la qualité des données recueillies doit aussi être respectée. Afin de bien définir l'objectif et le champ d'étude, un formulaire préliminaire standardisé devra être développé pour faciliter la collecte des données nécessaires.

2.5.2. Inventaire

Cette phase consiste à réaliser l'inventaire des données relatives aux processus et flux élémentaires compris dans les frontières du système à partir d'un mode de collecte des données préalablement défini. Janin remarque que la plupart du temps les flux identifiés sont listés et classés selon les facteurs d'impact suivants : consommation de matières premières et d'énergie, rejets atmosphériques et aqueux, déchets solides (JANIN, 2000).

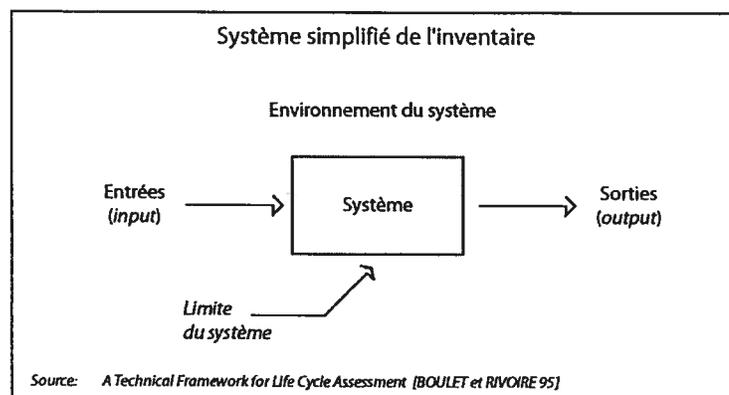
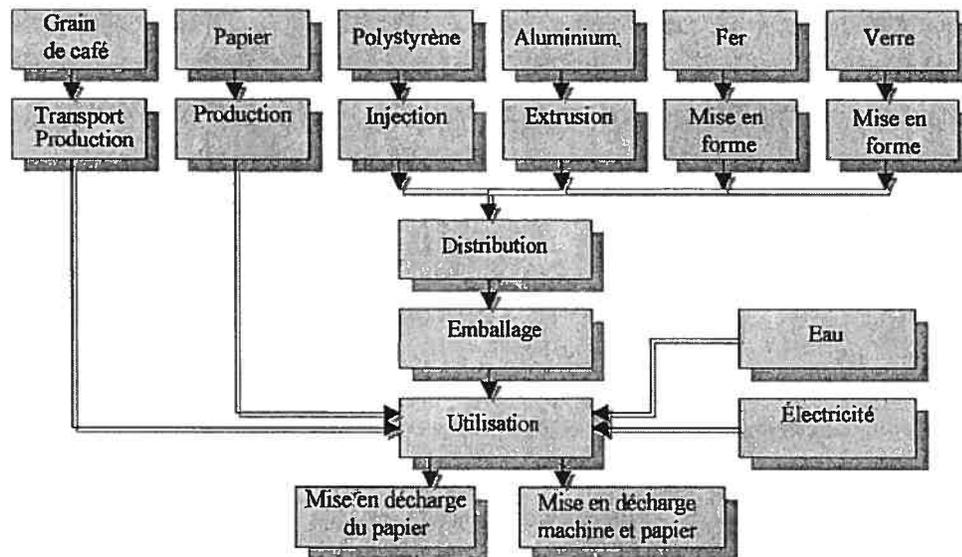


Figure 5 Système simplifié (BLOUET ET RIVOIRE, 1995)

À titre d'exemple, des formulaires de collecte de données semi-quantitatives, dont on trouve un exemplaire dans l'annexe 3, sont utilisés dans le cas des méthodes d'analyse d'impact de type matriciel comme ERPA.

Pour parvenir à une description du système de produits à l'étude, un des moyens préconisés est de construire un arbre ACV qui dresse graphiquement l'ensemble des flux du système étudié : voir la figure 6.



Exemple d'un arbre de cycle de vie simplifié du cycle de vie d'une machine à café.

Figure 6 Arbre de cycle de vie (GOEDKOOOP, 2000)

2.5.3. Évaluation des impacts

Cette phase consiste à compiler les données recueillies en fonction de l'objectif et du champ d'étude retenus au préalable. Ces données sont compilées sur des fiches ou des matrices qui servent à guider l'évaluateur dans l'attribution des scores pour chacune des préoccupations environnementales jugées prioritaires et pour chacune des phases du cycle de vie.

2.5.4. Interprétation

Cette dernière étape consiste à interpréter les résultats de manière à cibler les améliorations potentielles pour augmenter la performance environnementale du système étudié. Selon Janin, un consensus général est en voie d'être établi et devrait faire l'objet d'une normalisation des règles d'interprétation (norme ISO14043) [ISO, 1999b].

La figure 7 présente les principales étapes réalisées lors de cette recherche projet.

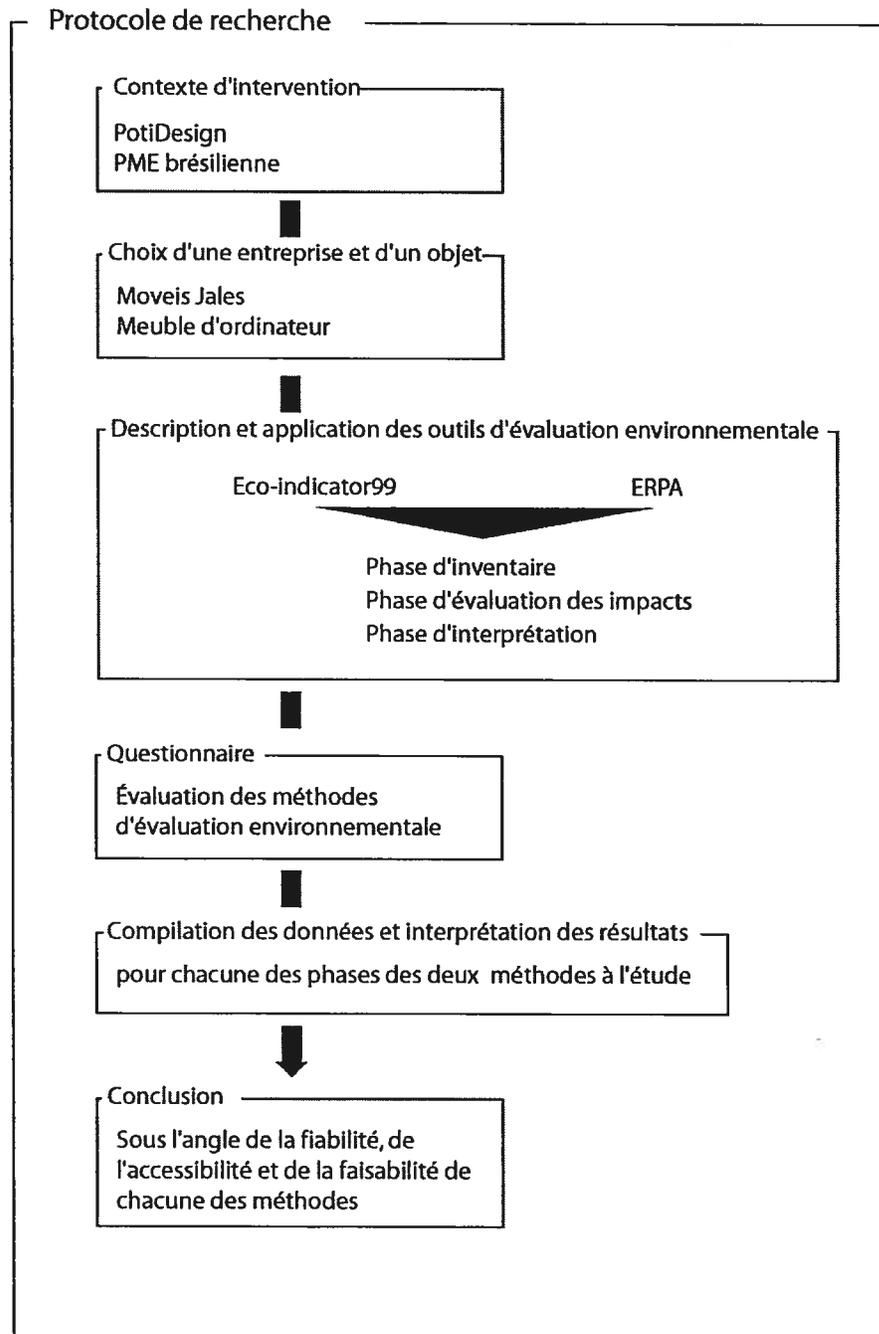


Figure 7 Protocole de recherche

Troisième partie

3. Outils d'évaluation et résultats

Dans les pages qui suivent, nous présentons le cadre méthodologique d'évaluation environnementale de l'Eco-indicator99 et de l'ERPA et les résultats obtenus par l'expérimentation de ces méthodes sur un meuble fabriqué par l'entreprise Moveis Jales.

3.1. Eco-indicator99

Afin de mieux se faire comprendre et d'éviter la confusion, les développeurs de la méthodologie Eco-indicator99 ont choisi de définir très clairement leur propre notion de l'environnement : « *A set of biological, physical and chemical parameters influenced by man, that are conditions to the functioning of man and nature. These conditions include Human Health (HH), Ecosystem Quality (EQ) and sufficient supply of Resources (R).* » (GOEDKOOOP et SPRIENSMA, 1999, p. 9)

Selon cette définition, les trois catégories de dommages se retrouvent au cœur de cette méthode d'évaluation des impacts environnementaux. L'ensemble des effets relevant de l'activité anthropique (l'émission de matière toxique, l'ensemble des activités humaines sur un territoire donné, ou l'extraction de matières premières) sont traduits en impacts répartis parmi les trois catégories de dommages suivantes : santé humaine (HH), qualité de l'écosystème (EQ) et ressources (R).

Par santé humaine, il est sous-entendu que tout être humain, présent ou futur, doit être à l'abri des maladies, des dysfonctionnements ou risques de décès générés par des modifications néfastes des conditions environnementales (GOEDKOOOP et SPRIENSMA, 1999, p. 9).

Par qualité de l'écosystème, il est sous-entendu qu'aucune espèce non humaine ne devrait souffrir des changements liés à son environnement, tel que les changements de population et la distribution géographique d'une espèce animale ou végétale (GOEDKOOOP et SPRIENSMA, 1999, p. 9).

Par ressources, il est sous-entendu que les ressources non vivantes essentielles à la société humaine devraient être en quantité suffisante pour les générations futures (GOEDKOOP et SPRIENSMA, 1999, p. 9).

3.1.1. Le cadre général

Eco-indicator99 consiste à attribuer une valeur environnementale, appelée éco-indicateur, à un vaste échantillon de matériaux et de procédés parmi les plus couramment utilisés et dont la liste se trouve à l'annexe 2.

Pour établir la valeur environnementale d'un matériau ou d'un procédé, Eco-indicator99 s'appuie sur trois champs de connaissances ou réflexions scientifiques que sont la technosphère, l'écosphère et la « *value sphere* » :

- La technosphère représente la description du cycle de vie, des émissions et des procédés. Cette sphère comprend aussi tous les flux de tous les procédés du cycle de vie d'un produit.
- L'écosphère modélise les dommages faits aux ressources, à la qualité de l'écosystème et à la santé humaine.
- La « *value sphere* » modélise la perception de la gravité de certains changements ainsi que la gestion des choix de modèles faits dans la technosphère et l'écosphère.

La figure 8 présente l'ensemble des éléments compris dans la méthode Eco-indicator99.

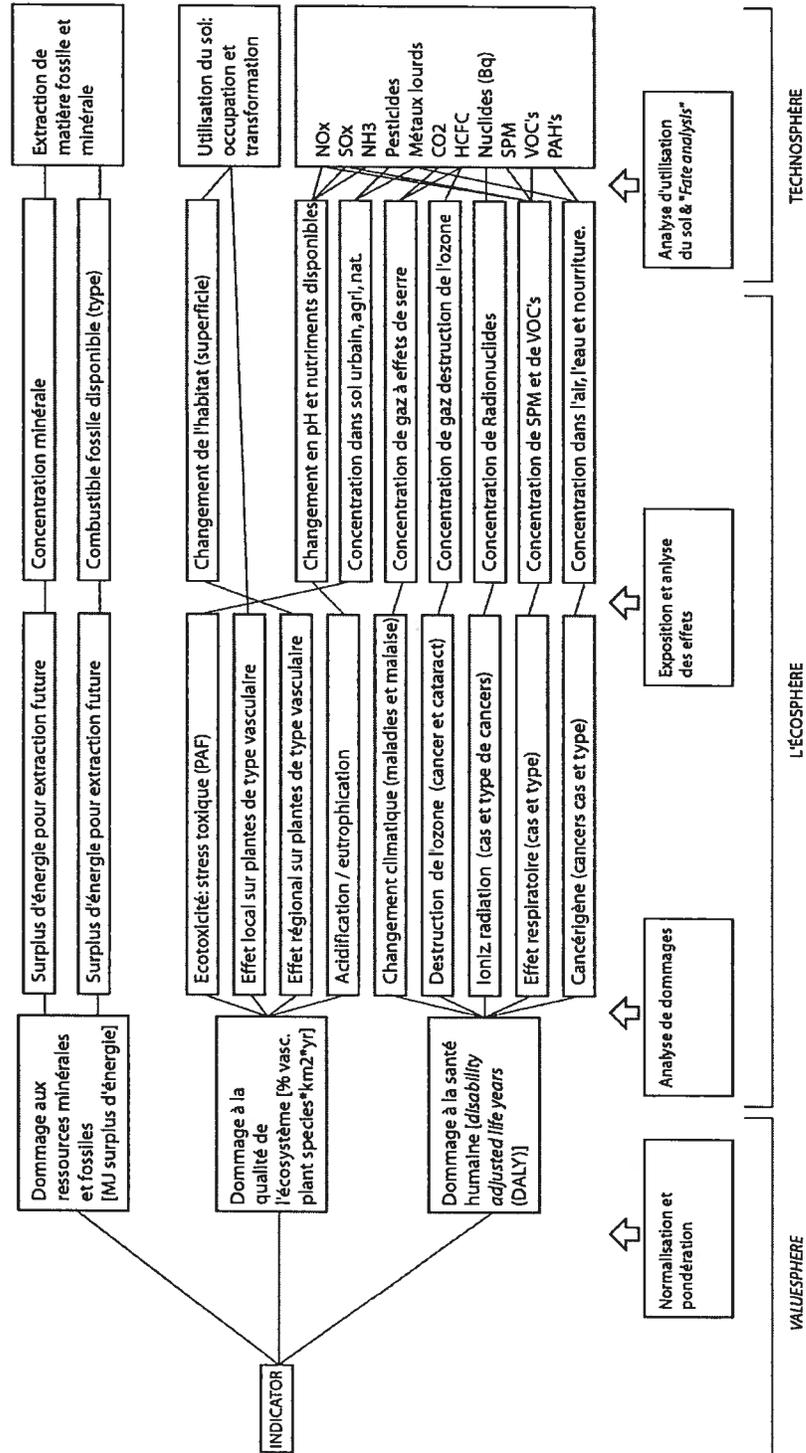


Figure 8 Présentation générale de la méthodologie d'Eco-indicator99 (GOEDKOOP et SPRIENSMA, 1999)

Dans la technosphère, les mesures sont objectives et vérifiables. Les résultats de l'analyse du cycle de vie (ACV) ou phase d'inventaire sont présentés sous la forme d'un tableau d'inventaire à l'intérieur duquel sont identifiées les ressources utilisées, l'utilisation du sol (*land-use*) et les émissions du système à l'étude.

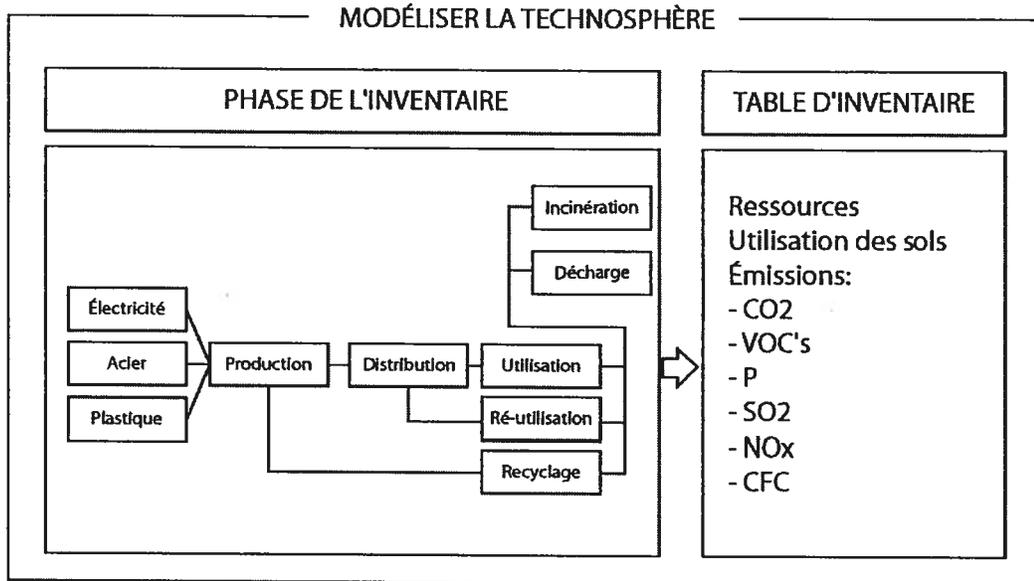


Figure 9 Modélisation de la technosphère (ATTIA, 2003)

Dans l'écosphère, les modèles utilisés sont moins précis. Ils sont plus difficiles d'emploi et les bases de données sont remplies d'incertitudes dont l'ordre de grandeur est variable. C'est dans cette sphère que sont attribuées les valeurs environnementales aux éléments du tableau d'inventaire.

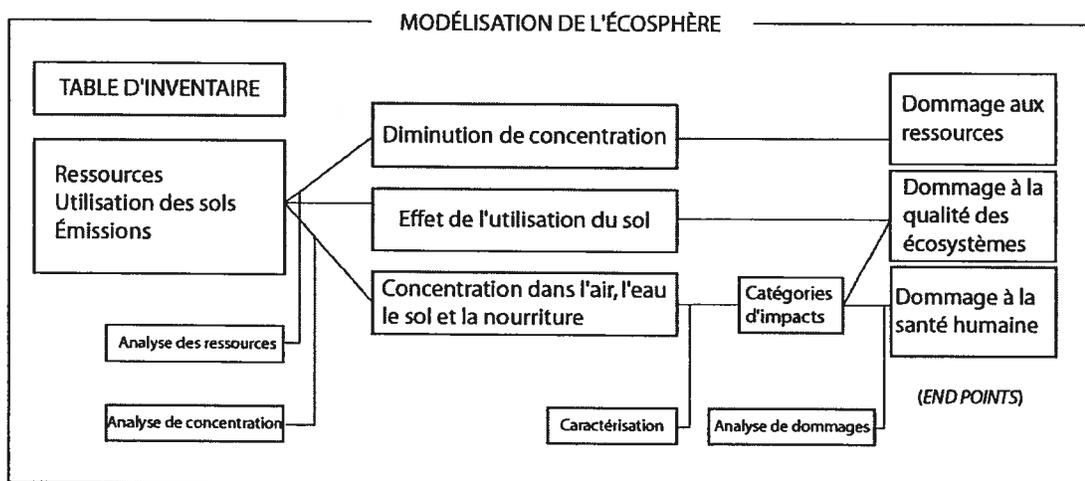


Figure 10 Modélisation de l'écosphère (ATTIA, 2003)

À travers la « *valuesphere* », les trois catégories de dommages (*end points*) sont pondérées pour donner une seule valeur appelée Eco-indicator.

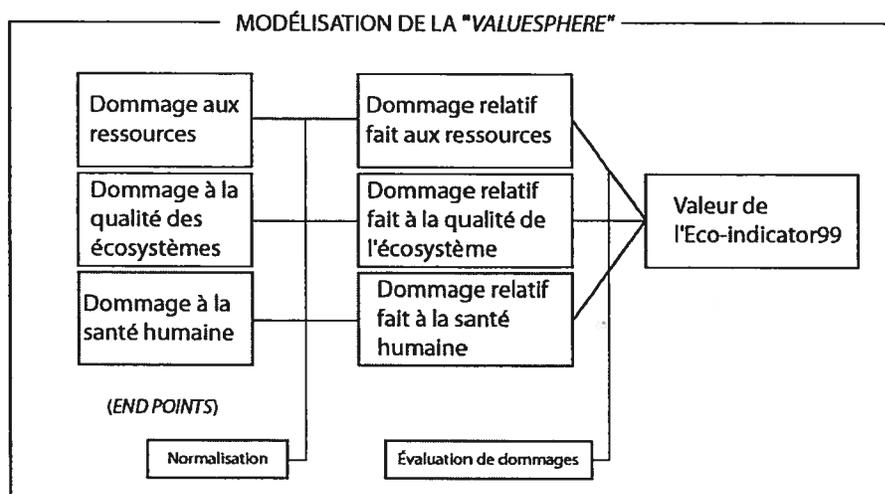


Figure 11 Modélisation de la « *valuesphere* » (ATTIA, 2003)

Le tableau suivant fait ressortir les distinctions majeures entre les trois sphères d'analyse de la méthodologie de Eco-indicator99.

Tableau III Comparaison des trois sphères de l'Eco-indicator99 (ATTIA, 2003)

	TECHNOSPHERE	ECOSPHERE	VALUESPHERE
SUJET DE MODÉLISATION	Système technique concret	Modèle complexe de chaîne de cause à effet	Préférences et valeurs sociales
VÉRIFICATION	Possible dans la plupart des cas	Difficile ou impossible	Il n'existe pas de vérité unique
PRINCIPAUX PROBLÈMES DE VALEURS	Allocation et définition des frontières	Limitation dans la compréhension des mécanismes et problèmes reliés aux bases de données	Comment mesure-t-on en société? Comment gère-t-on des points de vue incompatibles?
INCERTITUDES	Bas	Élevé	Élevé

3.2.1. L'utilisation d'Eco-indicator99 et les résultats obtenus lors du projet recherche

Afin d'aider les designers et les gestionnaires à utiliser l'Eco-indicator99, le groupe PRé Consultant propose un guide d'utilisation d'indicateurs environnementaux standardisés applicables par le designer conformément aux prescriptions d'application définies par la famille ISO 14040 vues précédemment :

- Objectif et définition du champ d'étude
- Définition du cycle de vie
- Inventaire des matériaux et procédés et compilation des données
- Interprétation des résultats

3.1.2.1. Définition de l'objectif du champ d'étude

Cette première étape consiste à :

- décrire le produit ainsi que les composantes qui seront analysées;
- déterminer si l'analyse du produit est faite ou non dans le cadre d'une analyse comparative;
- définir le degré de précision de l'analyse.

Si l'objectif de l'évaluation est d'obtenir un portrait rapide du produit et de ses impacts majeurs sur l'environnement, il suffit d'analyser les éléments clés du système. Cela permet une approximation préliminaire qui pourra, par la suite, être complétée au besoin.

3.1.2.2. L'inventaire et la définition du cycle de vie

Cette deuxième étape cherche à dresser un portrait global du cycle de vie du produit en portant une attention particulière à la production, à l'usage ainsi qu'au traitement en fin de vie du produit.

L'analyse de cycle de vie permet d'étudier en détail le système dans lequel évolue le produit. Il est donc nécessaire d'avoir une description du produit et du système qu'il génère. La performance du produit ainsi que le traitement qui lui sera destiné en fin de vie sont des informations essentielles à divulguer. Afin de bien comprendre le système de produits à analyser, il est recommandé de construire un arbre d'analyse de cycle de vie (*Simplified process tree*) tel que prescrit par ISO 14040 (voir section 2.5 Directives d'application des outils d'évaluation en rapport avec la famille ISO 14040).

Cette étape consiste aussi à :

- déterminer l'unité fonctionnelle;
- quantifier tous les éléments présents dans l'arbre d'inventaire;
- élaborer des suppositions pour les données manquantes.

Dans le cadre général d'une ACV, la description du produit se fait en termes d'unités fonctionnelles. Une quantité peut alors être inscrite dans chacun des éléments de l'arbre de cycle de vie basés sur cette unité fonctionnelle et sur les données recueillies lors d'une recherche préalable de données empiriques. Il arrive parfois que certaines données sont manquantes et il faut donc faire appel à des données estimées. Si cela s'avère nécessaire, on pourra par la suite compléter par des données exactes.

3.1.2.3. L'évaluation des impacts

Une fois l'inventaire complété, il faut inscrire les informations relatives aux matériaux et aux procédés sur une fiche spécialement élaborée à cette fin, trouver les indicateurs propres aux éléments indiqués, calculer les impacts en multipliant les quantités trouvées par la valeur de l'indicateur et compiler les résultats.

Afin de faciliter la tâche des designers, une fiche de calcul a été créée. De plus, le groupe PRé Consultant a mis au point le programme informatique Eco-it qui, comme la fiche, permet de compiler et de calculer les données recueillies.

Lorsque l'évaluateur observe le manque de données relatives à un indicateur quelconque, il peut toujours y remédier par les moyens suivants :

- voir si l'indicateur manquant aura un impact significatif sur l'ensemble des résultats;
- remplacer un indicateur non connu par un indicateur connu;
- faire appel à un expert afin de calculer la valeur d'un nouvel indicateur.

3.1.2.4. L'interprétation des résultats

D'abord, il faut s'assurer de l'exactitude des résultats obtenus pour tirer les premières conclusions préliminaires. Après quoi, il faut vérifier que les données fictives ou incertaines ne créent pas de distorsion majeure et enfin, vérifier si les objectifs sont atteints.

3.1.3. Résultats obtenus lors du projet de recherche

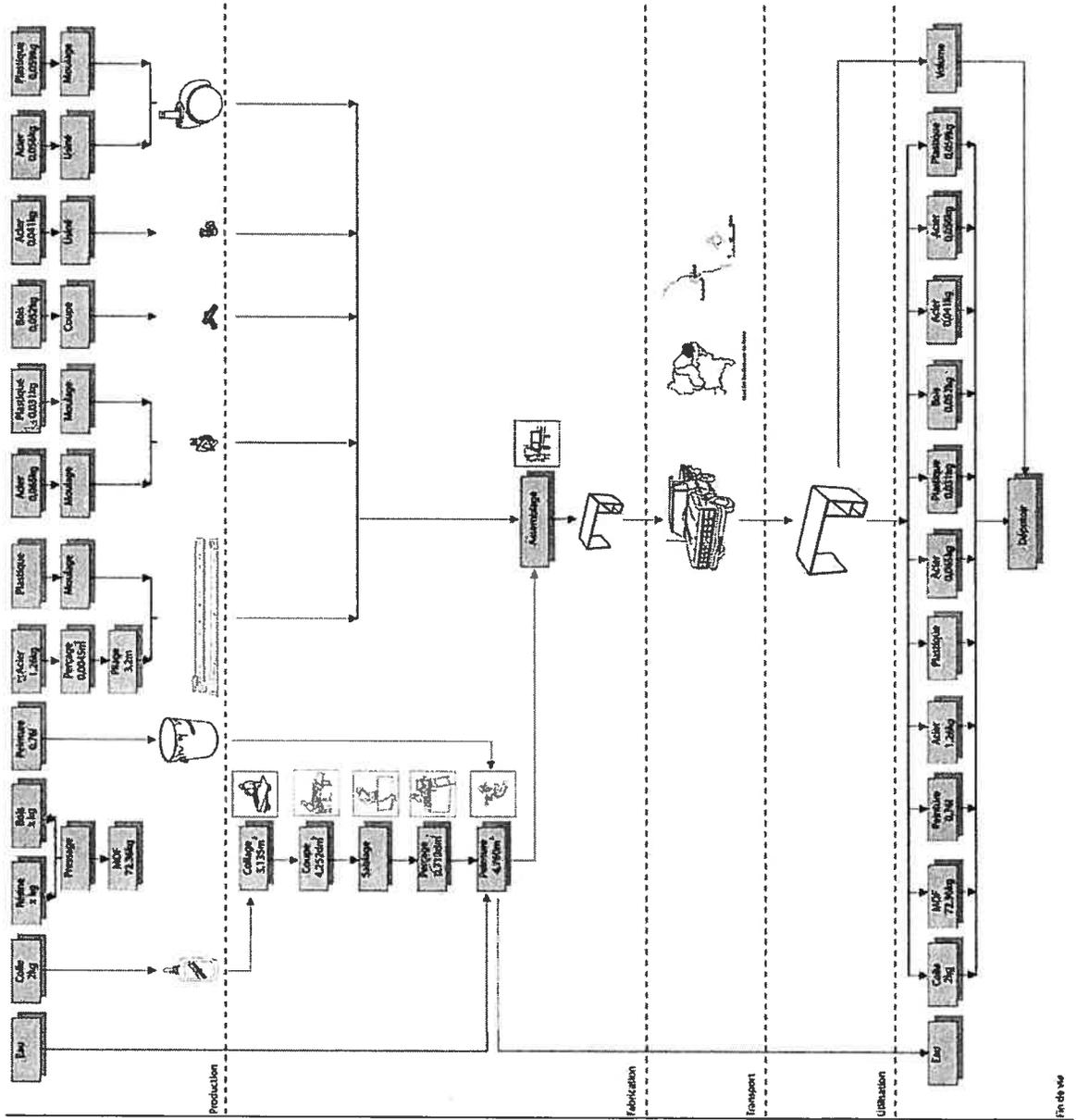
Dans les pages qui suivent, nous exposerons les résultats obtenus par l'expérimentation de cette méthode auprès de l'entreprise Moveis Jales en avril 2004, au Brésil.

Objectif du champ d'étude.

L'objectif de cette étude est de faire l'analyse d'un meuble d'ordinateur afin de déterminer quelles sont les étapes ayant un impact environnemental majeur sur l'ensemble de son cycle de vie. L'évaluation s'effectue dans le cadre d'une analyse non comparative et porte principalement sur les activités et les flux interagissant au premier degré avec l'entreprise choisie.

Définition du cycle de vie

Figure 12 Résultat de notre recherche : arbre de cycle de vie Eco-indicator99



Inventaire des matériaux et procédés. Voir aussi l'annexe 4

Tableau IV Résultats de la phase d'inventaire avec l'Eco-indicator99

Pièces	Matériaux	Dimensions en (cm)	Quantité m ²	Volume m ³	Poids KG
Morceau principal				0,0620 m³	45,647
Latérale droite	MDF (2,5 cm)	70 x 60	0,4200 m ²	0,0105 m ³	7,770
Latérale interne	MDF (2,5 cm)	70 x 60	0,4200 m ²	0,0105 m ³	7,770
Latérale gauche	MDF (2,5 cm)	70 x 60	0,4200 m ²	0,0105 m ³	7,770
Traverse	MDF (1,5 cm)	24 x 105,5	0,2532 m ²	0,0038 m ³	2,835
Plateau pour PC	MDF (1,5 cm)	60 x 24	0,1440 m ²	0,0021 m ³	1,631
Plateau de fond	MDF (2,5 cm)	60 x 24	0,1440 m ²	0,0036 m ³	2,664
Table	MDF (2,5 cm)	60 x 137	0,8220 m ²	0,0205 m ³	15,207
Meuble pour tiroirs				0,0260 m³	19,325
Table	MDF (2,5 cm)	45 x 45	0,2025 m ²	0,0050 m ³	3,746
Latérale droite	MDF (2,5 cm)	58,5 x 45	0,2632 m ²	0,0066 m ³	4,870
Latérale gauche	MDF (2,5 cm)	58,5 x 45	0,2632 m ²	0,0066 m ³	4,870
Fond	MDF (1,5 cm)	56 x 40	0,2240 m ²	0,0033 m ³	2,509
Base	MDF (2,5 cm)	40 x 45	0,1800 m ²	0,0045 m ³	3,330
Tiroirs				0,0115 m³	8,514
Latérale droite et gauche. (4x)	MDF (1,5 cm)	40 x 10	0,1600 m ²	0,0024 m ³	1,792
Fond (2x)	MDF (1,5 cm)	34,5 x 8	0,0552 m ²	0,0008 m ³	0,618
Partie avant (2x)	MDF (1,5 cm)	40 x 12	0,0960 m ²	0,0014 m ³	1,075
Base (3x)	MDF (0,3 cm)	40 x 35,5	0,4260 m ²	0,0013 m ³	0,937
Latérale gauche (2x)	MDF (1,5 cm)	40 x 24	0,1920 m ²	0,0029 m ³	2,150
Fond	MDF (1,5 cm)	34,5 x 22	0,0759 m ²	0,0011 m ³	0,850
Face	MDF (1,5 cm)	37,5 x 26	0,0975 m ²	0,0015 m ³	1,092
Accessoires				0,0081 m³	1,542
Gougeons	Bois	Ø 0,8; l = 3	60 unités (22 Prin., 38 Tiroirs.)	0,00712 m ³	0,029
Vis 1 (p/Rod.)	Métal		34 unités	"	0,041 0,05 %
Rails (Tiroirs – Meuble)	Métal	l = 40	3 par (12 fois)	0,00034 m ³	1,2618 1,68 %
Roues (gaveteiro)	Plastique/métal	Ø 5 ; l = 6,6	4 unités		Plastique : 0,059 Métal : 0,056 0,15 %
Dispositif de montage (Principal.)	Plastique/métal	Ø 2,6	8 unités	0,00065 m ³	Plastique : 0,031 Métal : 0,065 0,12 %

Quantité de MDF

MDF (2,5 cm) = 3,135 m²

MDF (1,5 cm) = 1,1988 m²

MDF (0,3 cm) = 0,426 m²
4,759 m²

10 cm X 10 cm = 0,01 m² = 0,185 kg

10 cm X 10 cm = 0,01 m² = 0,112 kg

10 cm X 10 cm = 0,01 m² = 0,022 kg

57,996 kg

13,427 kg

0,937 kg

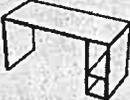
72,360 kg 97,98 %

75,000 kg

Volume : 0,1076 m³

L'évaluation des impacts

Tableau V Résultats de la phase d'évaluation des impacts avec l'Eco-indicator99

Meuble d'ordinateur	 Moveis Jales
Date 08 / 03 / 04	Auteur Colin Côté
Notes et conclusion	
	
www.moveisjales.com.br	

Production (matériaux procédés)

Matériaux et procédés	Quantité	Indicateur	Résultats
MDF (2,5 cm)	57,9960kg	39	2261,844
MDF (1,5 cm)	13,4270kg	39	523,653
MDF (0,3 cm)	0,9370kg	39	36,543
Acier	1,4238kg	86	122,447
HDPE	0,0310kg	330	10,230
PET	0,0590kg	380	22,420
Peinture ₁₁₎	0,76l	-	-
Colle à bois	2kg	-	-
Gougeons	0,0290kg	6,6	0,1914
Collage bois ₁₁₎	3,135 m ²	-	-
Coupe du bois ₁₂₎	4,252dm ³	6,4	27,213
Perçage bois ₁₂₎	0,712dm ³	6,4	4,557
HDPE moulage par injection	0,0310kg	21	0,651
Pliage de l'acier	3,2m	0,00008	0,00026
Perçage acier	0,0045m ²	0,00006	0,00001
Acier mouler sous pression	0,065kg	-	-
Peinture	4,76 m ³	-	-
PET thermoformage	0,0590kg	9,1	0,5369
TOTAL			3008,01

Usage (transport, énergie et matériaux auxiliaires)

Matériaux et procédés	Quantité	Indicateur	Résultats
Camion de livraison < 3,5 t	30km	140	1200
TOTAL			1200

Fin de vie (pour chaque type de matériaux)

Matériaux et procédés	Quantité	Indicateur	Résultats
Acier	1,4238Kg	1,4	1,993
MDF (2,5 cm)	57,9960Kg	-	-
MDF (1,5 cm)	13,4270Kg	-	-
MDF (0,3 cm)	0,9370Kg	-	-
HIPS (Roues)	0,0590Kg	4,1	0,242
PVC (Dissp.mont.)	0,0310Kg	2,8	0,088
TOTAL			2,323

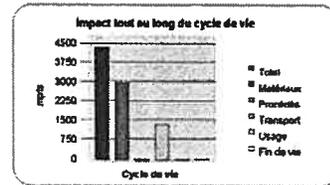
Volume	0,1076 m ³	140	15,064
TOTAL			15,064

TOTAL			4223,074
--------------	--	--	-----------------

Interprétation des résultats

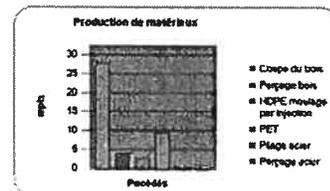
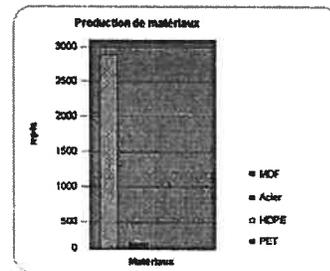
Tableau VI Résultats de la phase d'interprétation avec l'Eco-indicator99

Meuble d'ordinateur	Moveis Jales
Date 08 / 03 / 04	Auteur Colin Côté
Notes et conclusion	
www.moveisjales.com.br	



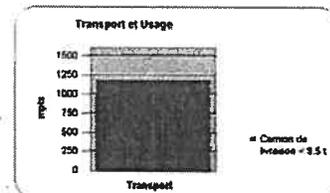
Production (matériaux procédés)

Matériaux et procédés	Quantité	Indicateur	Résultats
MDF (2,5 cm)	57,9960kg	39	2261,844
MDF (1,5 cm)	13,4270kg	39	523,653
MDF (0,3 cm)	0,9370kg	39	36,543
Acier	1,4238kg	85	122,447
HDPE	0,0310kg	330	10,230
PET	0,0590kg	380	22,420
Peinture	0,76l		
Colle à bois	2kg		
Gougeons	0,0290kg	6,6	0,1914
Collage bois	3,135 m ²		
Coupe du bois	4,252dm ³	6,4	27,213
Perçage bois	0,712dm ³	6,4	4,557
HDPE moulage par injection	0,0310kg	21	0,651
Pilage de l'acier	3,2m	0,00008	0,00026
Perçage acier	0,0045m ³	0,00005	0,00001
Acier moulé sous pression	0,065kg		
Peinture	4,76 m ²		
PET thermoformage	0,0590kg	9,1	0,5369
TOTAL			3010,11



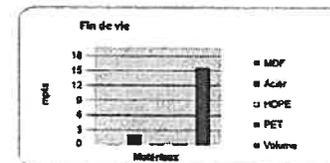
Usage (transport, énergie et matériaux auxiliaires)

Matériaux et procédés	Quantité	Indicateur	Résultats
Camion de livraison < 3,5 t	30km	140	1200
TOTAL			1200



Fin de vie (pour chaque type de matériaux)

Matériaux et procédés	Quantité	Indicateur	Résultats
Acier	1,4238kg	1,4	1,993
MDF (2,5 cm)	57,9960kg		
MDF (1,5 cm)	13,4270kg		
MDF (0,3 cm)	0,9370kg		
PET	0,0590kg	3,1	0,183
HDPE	0,0310kg	3,9	0,121
TOTAL			2,297
Volume	0,1076 m ³	140	15,064
TOTAL			15,064
TOTAL			4225,174



*1) En mpts (mpts) et par pièce produite
*2) Pour cette phase, on a considéré comme norme officielle l'indicateur de parage dérivé de la norme de la dernière de production

3.2. Environmentally Responsible Product Assessment (ERPA)

3.2.1. Définition générale des approches matricielles

ERPA est un outil qui fonctionne selon une approche matricielle, et pour en comprendre le fonctionnement nous avons voulu d'abord définir ce type d'approche.

L'approche matricielle est une approche, qui est généralement à prédominance qualitative, dans le sens où elle ne nécessite aucun calcul élaboré ou complexe. Elle a pour principaux avantages d'être assez rapide d'exécution et peu onéreuse à réaliser. De plus, elle facilite la comparaison entre les produits évalués et contribue également, à la compréhension de toutes les étapes du cycle de vie ainsi que les stress environnementaux attribuables à chacune de ces étapes. Son principal désavantage réside dans la subjectivité de ses appréciations des impacts.

Les matrices d'impacts sont des tableaux à double entrée incluant les étapes du cycle de vie du produit ainsi que des préoccupations environnementales sélectionnées. Ces systèmes sont idéaux pour évaluer la responsabilité environnementale d'un produit (REP). Les matrices sont présentées sous une forme graphique permettant une visualisation plus facile de l'analyse. Le tableau suivant en est un exemple :

Tableau VII Exemple de matrice d'impacts (GRAEDEL, 1998)

Critical Property	Product Life-Cycle Stage				
	Materials	Production	Distribution	Utilization	Disposal
Solide waste					
Soil pollution and degradation					
Water contamination					
Air contamination					
Noise					
Consumption of energy					
Consumption of natural resources					
Effects on ecosystems					

3.2.1.1. ERPA

C'est à la demande de la compagnie AT&T qu'en 1993, Thomas E. Graedel et Braden R. Allenby ont développé une méthode d'évaluation des impacts environnementaux. Cette méthode est connue aussi sous l'abréviation ERPA pour *Environmentally Responsible Product Assessment*, nous savons qu'elle a servi dans plusieurs études de cas.

Cette méthode permet d'évaluer des produits, des procédés, des bâtiments, des services et des infrastructures. Elle est construite sur une matrice à deux axes, divisée en cinq parties. Un axe présente les cinq phases du cycle de vie (extraction des ressources, fabrication du produit, emballage et transport, utilisation et fin de vie) en relation avec cinq critères environnementaux (choix de matériaux, consommation d'énergie, déchets solides, déchets liquides et déchets gazeux).

Tableau VIII Matrice d'impacts de l'outil ERPA

Étape du cycle de vie du produit ou procédé	Préoccupations environnementales				
	Choix des matériaux	Utilisation d'énergie	Résidus solides	Résidus liquides	Résidus gazeux
Préproduction	1,1	1,2	1,3	1,4	1,5
Production	2,1	2,2	2,3	2,4	2,5
Distribution	3,1	3,2	3,3	3,4	3,5
Utilisation	4,1	4,2	4,3	4,4	4,5
Fin de vie	5,1	5,2	5,3	5,4	5,5

Chacune des combinaisons de la matrice se voit attribuer un score de 0 (situation défavorable à l'environnement) à 4 (situation favorable à l'environnement) à la suite de l'évaluation faite à l'aide du formulaire de collecte des données présenté dans l'annexe 3.

La note maximale que peut obtenir un élément de la matrice est de 4 pour un total de 20 points par axe, donnant pour l'ensemble des données un résultat global sur 100.

3.2.2. L'utilisation d'ERPA et les résultats obtenus lors du projet de recherche

Dans cette partie, nous nous limiterons à l'utilisation de ce type d'outil pour l'évaluation environnementale de produits. Pour ce faire, nous nous appuyerons sur un ouvrage produit par des chercheurs du CIRAIG (2003), qui a pour titre : *L'élaboration générale d'une analyse de cycle de vie (ACV) simplifiée*, PSO-A-20.

Comme pour l'Eco-indicator99, la méthode ERPA s'effectue selon les phases prescrites par la famille ISO 14040.

3.2.2.1. Définition de l'objectif et du champ d'étude

Dans cette méthode, la définition des objectifs et du champ d'étude consiste à sélectionner la matrice d'impact qui sera utilisée et les préoccupations environnementales qui seront prises en considération, à déterminer les facteurs de pondération et les catégories de données qui seront utilisées, à concevoir un formulaire de cueillette de données et à cibler les limites de l'étude.

3.2.2.1.1. Sélection de la matrice d'impacts utilisée

La matrice retenue est construite à partir des phases du cycle de vie et des préoccupations environnementales jugées critiques par l'évaluateur. Pour plus de précisions, se référer au Tableau VIII de la page 52.

3.2.2.1.2. Sélection des préoccupations environnementales

La méthode ERPA suggère une liste de base qui peut être modifiée en fonction du type de produits, de procédés, de l'objectif du champ d'étude ou encore par rapport à la pertinence environnementale des objectifs et du champ d'étude. Ces préoccupations sont énumérées dans le tableau VIII sur l'axe des préoccupations environnementales.

3.2.2.1.3. Sélection des facteurs de pondération

Selon le document PSO-A20 du CIRAIG (CIRAIG, 2003), cette étape est facultative lors de l'élaboration du cadre d'une ACVS. Toutefois, des facteurs de pondération peuvent être précisés autant dans le cas des préoccupations environnementales que pour chacune des étapes du cycle de vie. C'est à l'évaluateur à déterminer les facteurs de pondération et d'en justifier l'attribution.

Le tableau qui suit présente les facteurs de pondération qui ont été établis pour l'outil ERPA en analogie avec la méthode EDIP (EDIP, 2005).

Tableau IX Exemple de facteurs de pondération pour l'approche ERPA

Préoccupation environnementale	Facteur de pondération fixé par l'évaluateur
Utilisation d'énergie	2
Choix des matériaux	1
Résidus solides générés	3
Résidus liquides générés	2
Résidus gazeux générés	2

3.2.2.1.4. Description des catégories de données

L'évaluateur a le choix entre trois types de données :

- données spécifiques à l'objectif de l'étude; toutes données provenant du site de production ou fournies par des acteurs extérieurs;
- données génériques, comme des banques de données
- données théoriques : littérature.

3.2.2.1.5. Développement du questionnaire de cueillette de données

Le CIRAIG a développé un exemple de questionnaire de collecte de données pour les ACVS. Il est important de noter qu'à chaque questionnaire correspond un ACVS. Le formulaire de collecte de données que l'on a annexé (annexe 3) permet de faciliter la collecte de données d'inventaire comprises dans les frontières du système. Le questionnaire doit être exhaustif et représentatif du sujet d'étude évalué. De plus, il doit être composé de questions claires pour chacune des étapes du cycle de vie incluses dans le champ d'étude.

3.2.2.1.6. Limites de l'étude

Les matrices présentent plusieurs avantages quant à l'évaluation, car leur caractère qualitatif permet de cibler les avenues potentielles d'amélioration. Il est très important de noter que l'outil ERPA est utilisé afin d'orienter la conception au niveau du développement d'un nouveau produit et de fournir une évaluation environnementale préliminaire. De plus, comme cette approche n'est pas quantitative, elle ne constitue pas une mesure de la performance environnementale, mais plutôt une estimation du potentiel d'amélioration des performances environnementales.

3.2.2.2. L'inventaire

3.2.2.2.1. Description du système de produit

La description du système de produits est normalement réalisée sous une forme graphique. On construit un arbre de cycle de vie à l'intérieur duquel on inscrit toutes les informations relatives à l'étude du produit (voir exemple à la page 47).

3.2.2.2.2. Mode de collecte des données

La collecte de l'information nécessaire à l'évaluation du système de produits se fait à l'aide d'un formulaire de collecte de données (annexe 3). La collecte des données s'effectue en trois étapes :

- en complétant le questionnaire de collecte de données avec le client ou le partenaire concerné;
- si certaines données ne sont pas disponibles, en communiquant avec les partenaires concernés : fournisseurs, distributeurs et les responsables de traitement de déchets pour la phase de fin de vie du produit;
- si certaines données sont encore absentes, en se référant aux données génériques tirées des banques de données ou encore en se référant aux données théoriques tirées de la littérature.

3.2.2.2.3. Validation des données

Cette étape consiste à évaluer qualitativement les données recueillies sous divers aspects : le temps (exemple : la durée de vie du produit ou du processus), la technologie (exemple :

disponibilité d'une technologie plus performante) et la géographie (exemple : les bassins versants ou les vents dominants).

3.2.2.3. L'évaluation des impacts

3.2.2.3.1. Attribution des scores

Chacune des combinaisons présentes dans la matrice est notée sur une échelle numérique de 0 (beaucoup d'impacts) à 4 (très peu d'impacts). Afin de quantifier les résultats, l'évaluateur doit s'appuyer sur une liste de critères environnementaux énoncé au préalable dans son questionnaire de collecte de données. De cette liste, les éléments (préoccupations environnementales vs les étapes du cycle de vie) sont évalués et, si le produit répond à tous les critères de façon favorable, une note parfaite lui est attribuée. À titre d'exemple, voici comment se présente l'attribution des scores selon le questionnaire élaboré par Graedel (1998) pour évaluer l'impact des résidus liquides dans la phase de préproduction (1,4) :

Tableau X Attribution des scores pour l'outil ERPA

Note octroyée à l'élément 1,4	Énoncés applicables
0 Si une de ces conditions s'applique	Certains matériaux contiennent des métaux qui génèrent des résidus liquides lors de leur extraction ou purification (ex: drainage minier acide), alors que des métaux recyclés auraient pu être utilisés. Les matériaux achetés de fournisseurs sont emballés dans des contenants ou films contenant des substances toxiques lixiviables.
4	Il n'y a pas de résidus liquides générés durant l'extraction/la purification ou durant les procédés de recyclage. Il n'y a pas de résidus liquides générés lors du transport, du déemballage ou de l'utilisation de ces produits.
Si les énoncés précédents ne s'appliquent pas, octroyer 1, 2 ou 3 selon le degré de conformité aux énoncés suivants	Le produit est-il conçu de façon à réduire l'achat de matériaux générant de grandes quantités de résidus liquides lors de l'extraction/la purification (cette catégorie inclut le papier, le charbon...)? Le produit est-il conçu de manière à minimiser les achats de matériaux générant des résidus liquides toxiques lors de l'extraction/la purification? Les contenants de produits liquides provenant de fournisseurs sont-ils réutilisables? Un minimum de composantes achetées demandent un nettoyage ou nécessite une disposition particulière des eaux de nettoyage?

Le résultat du questionnaire pour la combinaison 1,4 sera alors indiqué à l'intérieur de la matrice (voir tableau VII). Le même type d'exercice doit être répété pour chacune des combinaisons. Comme

ce type de tableau permet de calculer 25 combinaisons, on obtiendra un total sur 100 pour l'ensemble du cycle de vie et pour l'ensemble des préoccupations environnementales.

Étant donné le caractère plutôt subjectif de cette méthode et la nécessité d'obtenir des résultats les plus objectifs possible, il est recommandé que ce travail soit confié à au moins deux analystes qui, pour augmenter le niveau de qualité de l'analyse, suivront les étapes suivantes :

- allouer séparément les scores pour chacun des éléments de la matrice;
- mettre en commun les résultats obtenus afin de faire consensus;
- faire état des résultats finaux.

3.2.2.4. L'interprétation

L'objectif de cette section est de tirer des conclusions, d'expliquer les limites de l'évaluation et de fournir des recommandations en se basant sur les résultats de l'étude.

3.2.2.4.1. Identification des points significatifs

Le tableau VII, produit par la matrice, révèle les résultats de l'évaluation faite sur le produit étudié. Afin d'en faciliter la compréhension, les données obtenues sont traduites sous forme de graphique de type circulaire tel qu'illustré à la figure 13. Pour construire ce graphique qui comprend vingt-cinq éléments, un cercle (*target plot*) est divisé en vingt-cinq parties couvrant chacune un angle de $14,4^\circ$.

Un produit ayant obtenu une évaluation positive sera représenté dans le graphique par une concentration de points au centre de ce dernier. De cette façon, il devient plus facile pour un groupe de concepteurs d'identifier les points faibles du produit, ou encore, pour un groupe responsable de certification, de vérifier si un produit répond aux critères de certification. De plus, cette construction permet une comparaison plus rapide entre deux produits.

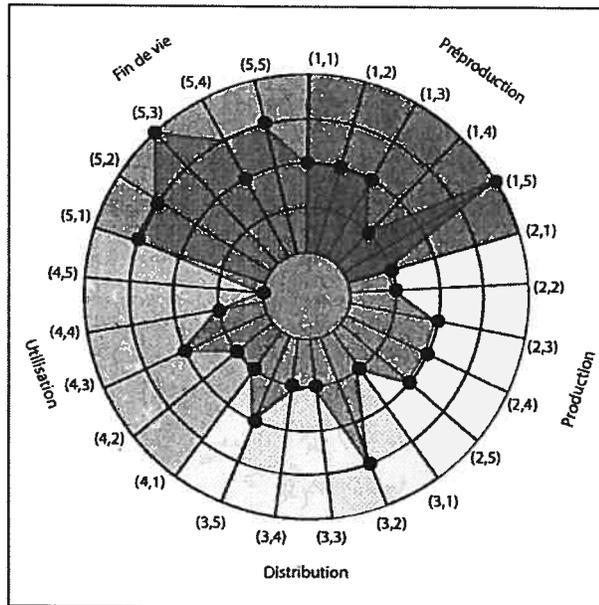


Figure 13 Interprétation des résultats ERPA (*target plot*) (GRAEDEL, 1998)

3.2.2.4.2. Identification d'options d'amélioration

Une fois les points faibles du système identifiés, l'évaluateur est alors en mesure de proposer des scénarios d'amélioration. Ces scénarios sont en fait des stratégies qui permettront d'améliorer le rendement environnemental du système évalué. À partir du document PSO-A20, nous reproduisons ci-dessous un tableau qui présente des exemples d'options d'amélioration.

Tableau XI Exemples d'options d'amélioration proposées par ERPA (PSO-A20)

No	Indice matriciel	Options d'amélioration
1	(A, 1,3) et (B, 4,2)	Récupération des solvants utilisés lors du lavage des instruments d'échantillonnage
2	(B, 5,3)	Réutilisation à 100 % des matériaux secs dans le redéveloppement du site
3	(A, 1,2), (A, 1,5), (B, 4,2)	Meilleure gestion du transport des échantillons

Une fois les options d'amélioration retenues, il est suggéré de refaire l'évaluation en tenant compte des améliorations visées afin de comparer les résultats obtenus avec la situation précédente. Ainsi, l'option d'amélioration ayant le pourcentage le plus élevé (normalement plus élevé que le système

initial) sera l'option qui pourrait potentiellement améliorer la performance environnementale du produit, du procédé ou du service.

3.2.3. Résultats obtenus lors du projet de recherche

Comme nous l'avons fait précédemment pour Eco-indicator99, nous exposerons dans les pages qui suivent les résultats obtenus par l'expérimentation de la méthode ERPA auprès de l'entreprise Moveis Jales.

Exemple d'évaluation d'un meuble d'ordinateur avec ERPA

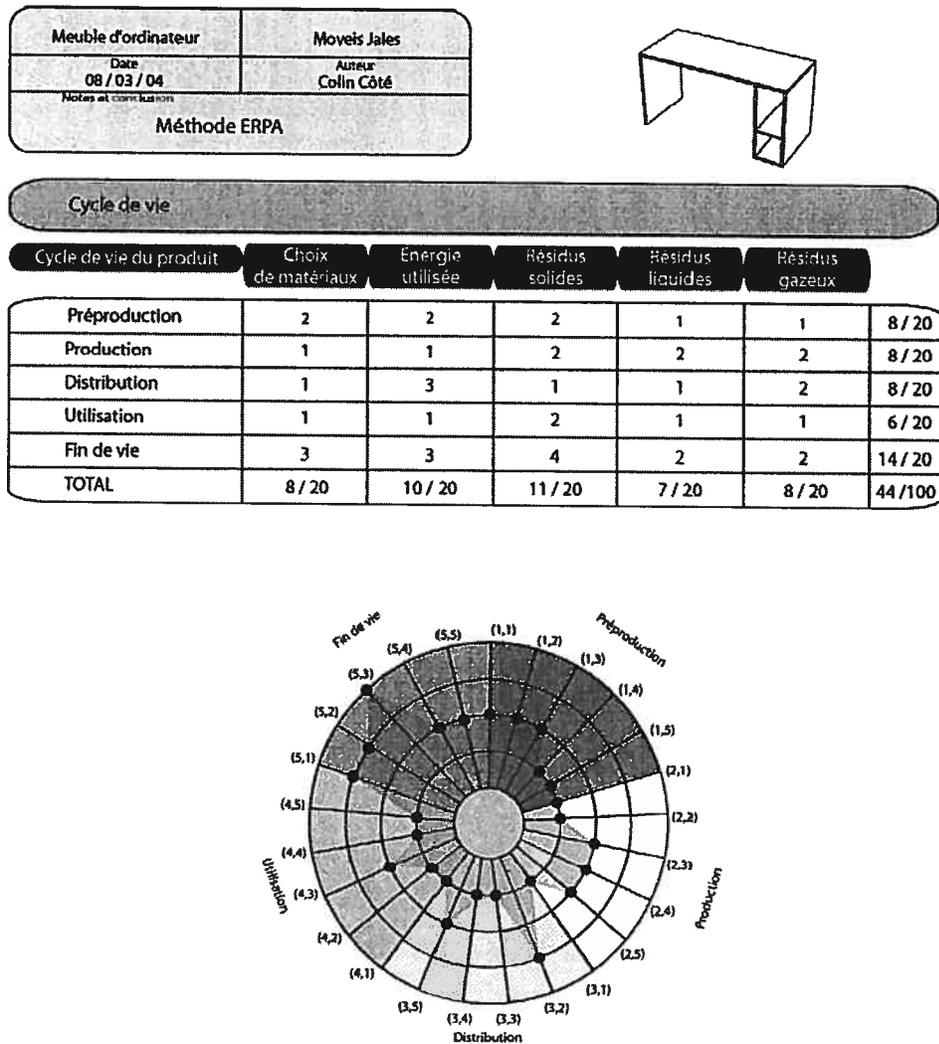
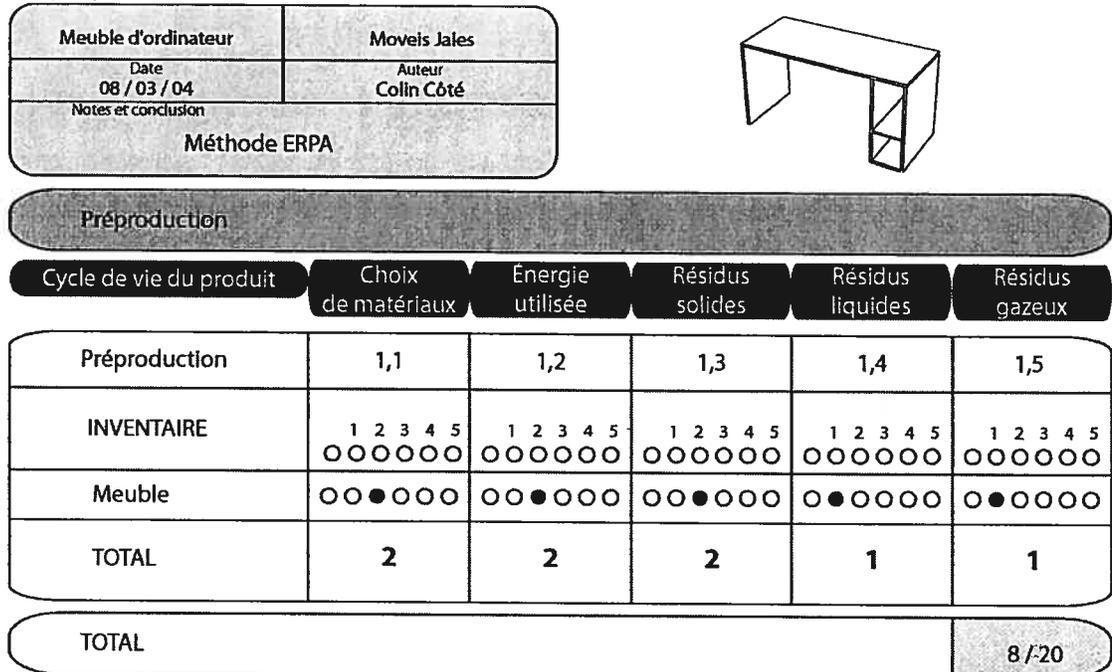


Figure 14 Exemple d'évaluation d'un meuble d'ordinateur avec ERPA

Graphique 1



Le graphique 1 présente les résultats pour la moyenne de toutes les étapes d'analyse de la pré-production. Les résultats de toute l'analyse sont présentés en annexe 3. Nous identifierons ici les impacts mineurs et majeurs.

Le temps limité de notre étude ne nous a pas permis de recueillir toute l'information auprès de tous les fournisseurs de l'entreprise. Pour cette raison nous avons concentré notre étude sur les fournisseurs suivants : Duratex : <http://www.duratex.com.br>; Tinta Coral : <http://tintascoral.com.br>; Ferrariamerica : <http://www.ferrariamerica.com>; Squadronie <http://www.squadroni.com.br>.

1,1 Choix de matériaux, score total : 2/4

Certains des produits utilisés en grande quantité par le fabricant sont composés de substances toxiques, comme la peinture et la colle.

1,2 Énergies utilisées, score total : 2/4

La majorité des matériaux utilisés par le fabricant nécessite peu d'énergie pour l'extraction des matières premières. Le problème majeur réside dans le transport des composantes sur de longues distances.

1,3 Résidus solides [2]

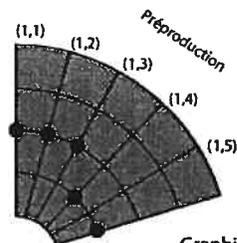
La majorité des matériaux achetés par le fabricant sont à peine emballés. Cependant lorsqu'ils le sont, les emballages ne sont pas récupérés par la majorité des fournisseurs. De plus, le fabricant fait un usage excessif de colle et de peinture.

1,4 Résidus liquides [1]

Données non disponibles

1,5 Résidus gazeux [1]

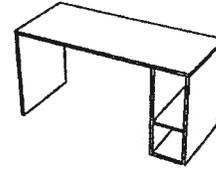
Données non disponibles



Graphique 1.

Graphique 2

Meuble d'ordinateur	Movéis Jales
Date 08 / 03 / 04	Auteur Collin Côté
Notes et conclusion Méthode ERPA	

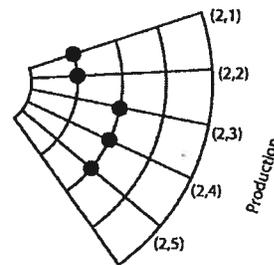


Production					
Cycle de vie du produit	Choix de matériaux	Énergie utilisée	Résidus solides	Résidus liquides	Résidus gazeux
Production	2,1	2,2	2,3	2,4	2,5
INVENTAIRE	1 2 3 4 5 ○ ○ ○ ○ ○	1 2 3 4 5 ○ ○ ○ ○ ○	1 2 3 4 5 ○ ○ ○ ○ ○	1 2 3 4 5 ○ ○ ○ ○ ○	1 2 3 4 5 ○ ○ ○ ○ ○
Meuble	○ ● ○ ○ ○ ○	○ ● ○ ○ ○ ○	○ ○ ● ○ ○ ○	○ ○ ● ○ ○ ○	○ ○ ● ○ ○ ○
TOTAL	1	1	2	2	2
TOTAL					8 / 20

Le graphique 2 présente les résultats pour la moyenne de toutes les étapes de production. Ces étapes sont : la coupe, le collage, le sablage, le perçage, la peinture et l'assemblage du meuble et de ses composantes. Les résultats de toute l'analyse sont présentés en annexe. Nous identifierons ici les impacts mineurs et majeurs.

2,1 Choix de matériaux, score total: 1,16/4

Le bois de fibre à moyenne densité (MDF) utilisé répond à des standards de qualité élevés. (Voir information sur la compagnie Duratex <http://www.duratex.com.br>.) Cependant, la colle utilisée est une colle faite à base d'eau, d'alcool et de matière chimique. (Voir information relative au matériau (Colle Norcola) et la fabrication de ce meuble en demande une grande quantité, car les spécificités de fabrication fournies par le concepteur indiquent que l'épaisseur de la majorité des composantes de bois doit être de 2,5 cm. Comme le fabricant ne possède pas l'épaisseur spécifiée, il colle ensemble une planche de 1 cm et de 1,5 cm d'épaisseur pour obtenir l'épaisseur désirée.



Graphique 2.

2,2 Énergies utilisées, score total: 1,33/4

Une meilleure organisation du plan de coupe pourrait diminuer le nombre de coupes nécessaires pour la réalisation de ce meuble, et en conséquence la quantité d'énergie requise pourrait diminuer.

2,3 Résidus solides, score total: 1,83/4

Une meilleure organisation du plan de coupe pourrait diminuer les résidus solides. De plus, les résidus ne sont pas réutilisés, ils sont entreposés ou jetés dépendamment de leur superficie sans prévision de leur réemploi.

2,4 Résidus liquides, score total: 1,5/4

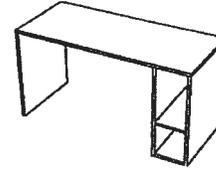
L'étape de l'application de la peinture génère l'utilisation d'une énorme quantité d'eau. Afin d'absorber les vapeurs émises par la peinture, un dispositif d'absorption à l'eau est utilisé. Ce dernier fonctionne toute la journée même si aucune composante n'est peinturée.

2,5 Résidus gazeux, score total: 1,83/4

Une quantité importante de vapeur toxique est générée lors de l'étape de peinture.

Graphique 3

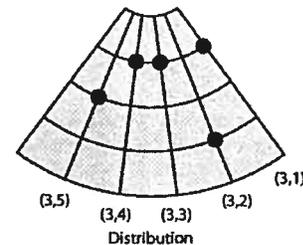
Meuble d'ordinateur	Movels Jales
Date 08 / 03 / 04	Auteur Colin Côté
Notes et conclusion Méthode ERPA	



Distribution + emballage					
Cycle de vie du produit	Choix de matériaux	Énergie utilisée	Résidus solides	Résidus liquides	Résidus gazeux
Distribution	3,1	3,2	3,3	3,4	3,5
INVENTAIRE	○ ○ ○ ○ ○ ○	○ ○ ○ ○ ○ ○	○ ○ ○ ○ ○ ○	○ ○ ○ ○ ○ ○	○ ○ ○ ○ ○ ○
Meuble	○ ● ○ ○ ○ ○	○ ○ ○ ● ○ ○	○ ● ○ ○ ○ ○	○ ● ○ ○ ○ ○	○ ○ ● ○ ○ ○
TOTAL	1	3	1	1	2
TOTAL					8 / 20

3,1 Choix de matériaux score total: 1/4
Lors du transport du produit, aucun emballage n'est utilisé.

3,2 Énergies utilisées, score total: 3/4
Les activités reliées à l'emballage ne consomment pratiquement pas d'énergie. Le système d'approvisionnement en composants et les plans de distribution n'ont pas été pensés de manière à réduire le plus possible la consommation d'énergie. Le transport sur de longues distances a été évité. Un problème réel existe quant à la quantité de meubles que le camion de livraison peut transporter. Le fait que le meuble soit semi-assemblé a un impact sur le nombre de voyages nécessaires pour compléter le plan de distribution.



Graphique 3.

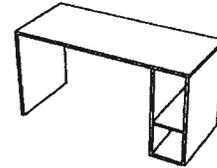
3,3 Résidus solides, score total: 1/4
Lors du transport du produit, aucun emballage n'est utilisé à l'exception d'une toile qui recouvre la marchandise et d'une corde qui la retient.

3,4 Résidus liquides, score total: 1/4
Cette activité ne génère aucun résidu liquide.

3,5 Résidus gazeux, score total: 2/4
Étant donné que les plans de distribution n'ont pas été bien pensés, il est possible de noter une émission de CO₂ due aux voyages supplémentaires. Par contre, un dispositif d'utilisation de gaz naturel a été installé sur le camion, ce qui diminue considérablement l'émission de gaz et la consommation de combustible.

Graphique 4

Meuble d'ordinateur	Moveis Jales
Date 08 / 03 / 04.	Auteur Collin Côté
Notes et conclusion Méthode ERPA	



Utilisation					
Cycle de vie du produit	Choix de matériaux	Énergie utilisée	Résidus solides	Résidus liquides	Résidus gazeux
Utilisation	4,1	4,2	4,3	4,4	4,5
INVENTAIRE	1 2 3 4 5 ○○○○○				
Meuble	●○○○○	●○○○○	○○●○○	○●○○○	○●○○○
TOTAL	1	1	2	1	1
TOTAL					6 / 20

Afin de réaliser cette analyse d'impact lors de la phase d'usage, nous nous sommes appuyé sur une étude sur l'usage d'un meuble semblable sur une durée d'un mois (IHBOE, 2000). Nous avons observé que l'entretien semestriel du meuble se fait à l'aide d'un simple linge humide ou sec. Il a aussi été observé que, lorsque déplacé, le meuble est plus vulnérable au bris et à la perte de composantes nécessaires à son assemblage : vis, dispositifs de montage. Nous avons donc considéré que la perte ou le bris d'une des composantes aura un infime impact sur la création de résidu solide et conséquemment sur la quantité de matériaux utilisés. La quantité étant très faible, nous n'avons attribué cet impact que sur l'une de ces deux phases.

4,1 Choix de matériaux, score total: 1/4

Ce type de meuble ne requiert aucun matériau additionnel pour son entretien à l'exception peut-être d'un linge humide ou d'un linge sec pour l'époussetage.

4,2 Énergies utilisées, score total: 1/4

L'utilisation de ce produit ou son entretien utilise peu ou pas d'énergie.

4,3 Résidus solides, score total: 2/4

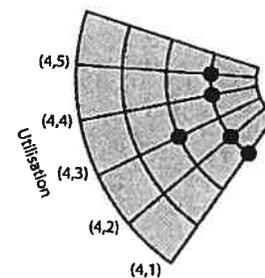
Ce produit ne génère aucun résidu solide lors de son utilisation ou des opérations d'entretien ou de réparation. Par contre, des composantes perdues, comme certaines vis, peuvent aussi être utilisées en cas de perte ou de bris.

4,4 Résidus liquides, score total: 1/4

Ce produit ne génère aucun résidu liquide lors de son utilisation ou des opérations d'entretien ou de réparation.

4,5 Résidus gazeux, score total: 1/4

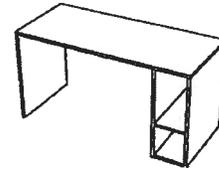
Ce produit ne génère aucun résidu gazeux lors de son utilisation ou des opérations d'entretien ou de réparation.



Graphique 4.

Graphique 5

Meuble d'ordinateur	Moveis Jales
Date 08 / 03 / 04	Auteur Colin Côté
Notes et conclusion Méthode ERPA	



Fin de vie					
Cycle de vie du produit	Choix de matériaux	Energie utilisée	Résidus solides	Résidus liquides	Résidus gazeux
Fin de vie	5,1	5,2	5,3	5,4	5,5
INVENTAIRE	1 2 3 4 5 ○ ○ ○ ○ ○	1 2 3 4 5 ○ ○ ○ ○ ○	1 2 3 4 5 ○ ○ ○ ○ ○	1 2 3 4 5 ○ ○ ○ ○ ○	1 2 3 4 5 ○ ○ ○ ○ ○
Meuble	○ ○ ○ ● ○ ○	○ ○ ○ ● ○ ○	○ ○ ○ ○ ● ○	○ ○ ● ○ ○ ○	○ ○ ● ○ ○ ○
TOTAL	3	3	4	2	2
TOTAL					14 / 20

5,1 Choix de matériaux, score total: 3/4

Les différents matériaux ne sont pas clairement identifiés; à noter aussi que les matériaux n'ont pas été choisis en regard d'une option éventuelle de recyclage. De plus, l'usage de colle dans la fabrication du meuble rend très difficile le désassemblage de certaines composantes. Le meuble est composé à 80 % d'un seul matériau.

5,2 Énergies utilisées, score total: 3/4

L'usage de colle dans la fabrication du meuble peut rendre la phase de désassemblage plus énergivore, soit par le recours à une machinerie spécialisée, afin de séparer les composantes et d'éliminer la colle accumulée sur ces dernières. De plus, le volume et le poids du meuble sont assez importants, ce qui peut causer un impact considérable lors du transport du meuble vers un point de recyclage ou de valorisation.

5,3 Résidus solides, score total: 4/4

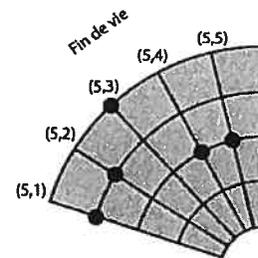
Aucune composante du produit ne porte de marque d'identification. De plus, le produit est constitué à plus de 80 % de MDF, sans toutefois que le fabricant s'assure que cette matière pourra être récupérée.

5,4 Résidus liquides, score total: 2/4

Si l'option de sablage n'est pas retenue lors de son re-conditionnement, un solvant pourrait être utilisé, ce qui générerait une grande quantité de résidus liquides.

5,5 Résidus gazeux, score total: 2/4

Le produit ne contient aucune substance perdue par évaporation/sublimation (autre que l'eau). Par contre, lors de son re-conditionnement, des solvants contenant des substances volatiles peuvent être utilisés.



Graphique 5.

3.3. Résultats et analyse comparative des méthodes

Dans cette partie de notre travail, nous exposerons les résultats de l'expérimentation des outils Eco-indicator99 et ERPA appliqués à l'étude du cycle de vie d'un meuble d'ordinateur fabriqué par l'entreprise Moveis Jales. En conclusion de ce chapitre, nous ferons état des résultats de l'analyse comparative de l'application de ces deux méthodes.

3.3.1. Les résultats obtenus avec Eco-indicator99

Les résultats obtenus à l'aide de la méthode Eco-indicator99 ont été illustrés dans le chapitre précédent et apparaissent aussi dans la figure 15.

L'utilisation de cette méthode s'est relativement bien déroulée. Il est toutefois important de souligner que la restriction liée à la quantité d'éco-indicateurs disponibles ne nous laissait d'autre choix que d'élaborer certaines suppositions. Ainsi, l'absence d'indicateurs pour le processus de fabrication de la coupe du bois nous a obligé à suivre les recommandations du IHBOE (IHBOE, 2000) et à supposer que l'impact de ce processus était semblable à celui du perçage du plastique.

Contrairement à la méthode ERPA, aucun mode de représentation des résultats n'est proposé par l'Eco-indicator99. Pour remédier à ce problème, nous avons utilisé un mode de représentation des résultats sous forme de tableau (voir figure 15).

Les résultats obtenus avec l'Eco-indicator99 nous permettent de conclure que :

- le produit a un impact considérable lors de la phase de préproduction, principalement dans le choix des matériaux (MDF);
- dans la phase de fabrication du produit, l'impact le plus important a lieu lors de la coupe du bois;
- la distribution du produit nécessite une importante demande énergétique;
- en fin de vie, le produit a un impact plus grand pour la mise en décharge, si l'on privilégie le volume au détriment du poids;
- l'utilisation de ce produit n'a pratiquement pas d'impact.

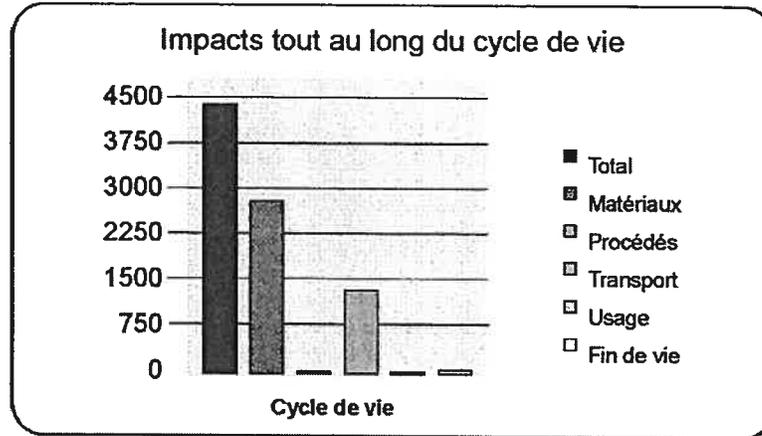


Figure 15 Résultats de l'analyse avec Eco-indicator99

3.3.2. Les résultats obtenus avec ERPA

Lors de la réalisation de notre étude, et particulièrement au moment de l'évaluation de l'étape de préproduction, nous avons constaté des insuffisances quant au temps accordé à l'évaluation ainsi que pour la quantité d'informations retenues. Cela s'explique notamment par le fait que la collecte d'informations sur l'ensemble des spécificités des composantes utilisées pour la fabrication du meuble s'est avérée plus ardue que prévu. L'absence de collaboration des fournisseurs explique le fait que de nombreuses données soient issues de la littérature et des sites Web, d'autres fournisseurs offrant des produits similaires.

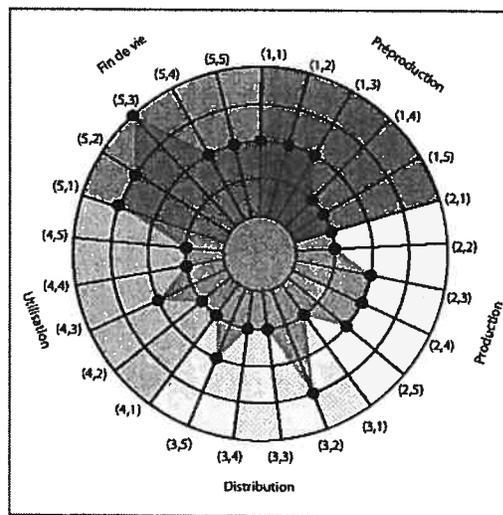


Figure 16 Les résultats obtenus à l'aide de la méthode ERPA

Les résultats obtenus avec ERPA nous permettent de conclure que :

- le produit a un impact considérable sur la quantité de déchets solides qu'il génère en fin de vie;
- la quantité de déchets solides générés par ce produit tout au long de cycle de vie est critique;
- l'impact le plus important lors de la production est la quantité de déchets générés;
- la distribution du produit nécessite une importante demande énergétique;
- l'utilisation de ce produit n'a pratiquement pas d'impact.

Tableau XII Résultats obtenus avec ERPA

Cycle de vie						
Cycle de vie du produit	Choix de matériaux	Energie utilisée	Résidus solides	Résidus liquides	Résidus gazeux	
Préproduction	2	2	2	1	1	8 / 20
Production	1	1	2	2	2	8 / 20
Distribution	1	3	1	1	2	8 / 20
Utilisation	1	1	2	1	1	6 / 20
Fin de vie	3	3	4	2	2	14 / 20
TOTAL	8 / 20	10 / 20	11 / 20	7 / 20	8 / 20	44 / 100

Globalement, les deux méthodes font ressortir que l'étape de l'utilisation est celle qui a le moins d'impact sur l'environnement. Par ailleurs, les résultats diffèrent sous d'autres aspects de l'évaluation. Selon la méthode ERPA, l'objet aurait un impact majeur en fin de vie, alors que, selon l'Eco-indicator99, l'impact majeur se situerait dans le choix des matériaux au moment de la préproduction. La figure 17 illustre l'ensemble des impacts identifiés par les deux méthodes d'évaluation. Les résultats ont été convertis en pourcentage afin de permettre de mieux visualiser les différences.

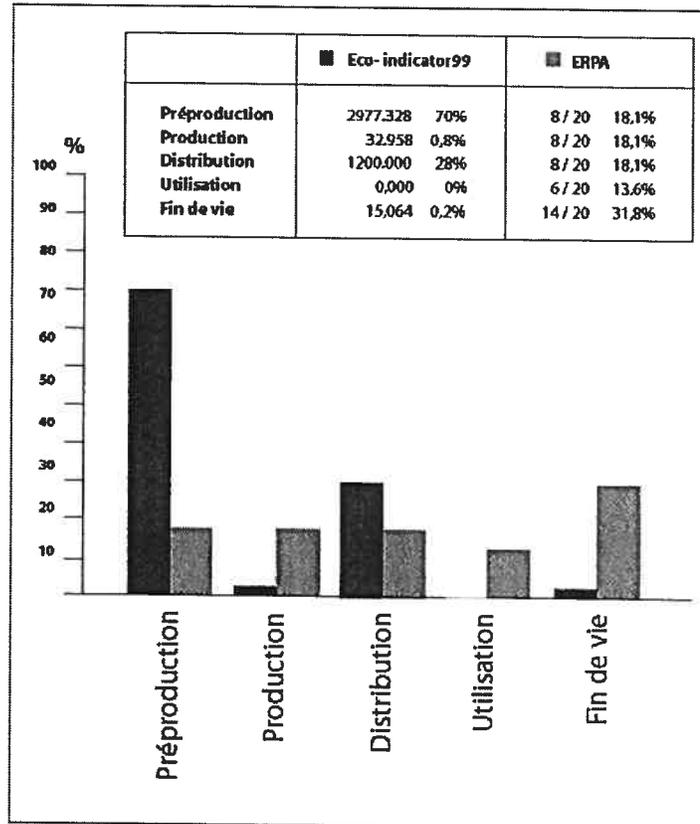


Figure 17 Comparaison du cycle de vie des deux méthodes d'évaluation des impacts

3.3.3. Analyse comparative des méthodes

Les résultats de l'analyse comparative sont présentés dans les tableaux XIII et XIV. Pour faire notre comparaison, nous avons élaboré un questionnaire, dans lequel certaines des questions sont tirées, rappelons-le, de l'article de Hochschorner (HOCHSCHORNER et FINNVEDEN, 2003) alors que d'autres ont été énoncées pour nous permettre de mieux cerner la fiabilité et l'accessibilité des méthodes expérimentées.

Nous présenterons les résultats de notre évaluation comparative en faisant ressortir les points faibles et les points forts pour chacune des phases de l'analyse, soit la phase de définition des objectifs et du champ d'étude, la phase d'inventaire, la phase d'évaluation des impacts et la phase d'interprétation des résultats.

Tableau XIII Résultats obtenus pour la fiabilité

Phases d'analyse évaluées	Questions d'évaluation	Eco-199	ERPA
Fiabilité : Le critère de la fiabilité de l'outil dépend de la reconnaissance de la communauté scientifique. La fiabilité s'évalue en fonction de la capacité de l'outil d'évaluation d'impact environnemental à respecter les procédures méthodologiques des normes ISO 14040 dans le compendium sur le management environnemental ISO 14000.			
1. D'ordre général	La méthode est-elle reconnue par la communauté scientifique?	+	+
2. Définition des objectifs et du champ d'étude	Cette phase de l'évaluation respecte la procédure normalisée par ISO 14041 pour : a. La définition de la fonction et de l'unité fonctionnelle du produit? b. La définition des frontières du système? c. La description des catégories de données?	+	+
		+	+
		+	+
3. Analyse de l'inventaire	Cette phase de l'évaluation respecte la procédure normalisée par ISO 14041 pour : a. La modélisation des systèmes de produit? b. La préparation pour la cueillette de données? c. La collecte de données? d. La procédure de calcul?	+	+
		+	+
		+	+
		+	-
4. Évaluation de l'impact du cycle de vie	Cette phase de l'évaluation respecte la procédure normalisée par ISO 14042 pour : a. La traduction des flux en impacts? b. L'identification des principaux flux contribuant aux impacts?	+	+
		+	+
5. Interprétation des résultats	Cette phase de l'évaluation respecte la procédure normalisée par ISO 14043 pour : a. L'identification des points significatifs? b. L'information sur les données approximatives, incomplètes ou manquantes? c. Le retour sur le but et la définition des objectifs de l'évaluation?	+	+
		+	+
		+	+

Tableau XIV Résultats obtenus pour l'accessibilité

Accessibilité :		Le critère d'accessibilité s'évalue en fonction des moyens financiers et humains (temps de travail) exigés de la part de l'entreprise pour réaliser une évaluation à l'aide d'un outil donné et obtenir les résultats recherchés.	
1. D'ordre général	Quel est le coût d'achat de l'outil d'évaluation?	=	=
2. Définition des objectifs et du champ d'étude	Lequel des deux outils d'évaluation permet de réaliser le plus rapidement :		
	a. La définition de la fonction et de l'unité fonctionnelle du produit?	=	=
	b. La définition des frontières du système?	=	=
	c. La description des catégories de données?	+	-
3. Analyse de l'inventaire	Lequel des deux outils d'évaluation permet de réaliser le plus rapidement :		
	a. La modélisation des systèmes de produit?	=	=
	b. La préparation pour la cuedette de données?	=	=
	c. La collecte de données?	+	-
	d. La procédure de calcul?	+	-
4. Évaluation de l'impact du cycle de vie	Lequel des deux outils d'évaluation permet de réaliser le plus rapidement :		
	a. La traduction des flux en impacts?	=	=
	b. L'identification des principaux flux contribuant aux impacts?	+	-
5. Interprétation des résultats	Lequel des deux outils d'évaluation permet de réaliser le plus rapidement :		
	a. L'identification des points significatifs?	+	-
	b. L'information sur les données approximatives, incomplètes ou manquantes?	+	-
	c. Le retour sur le but et la définition des objectifs de l'évaluation?	=	=

Légende	
+	f) Compris dans la méthode a) Se réalise plus rapidement
-	f) Non compris dans la méthode a) Se réalise moins rapidement
=	a) Le temps de réalisation est égale

3.3.3.1. Résultats du questionnaire pour la méthode Eco-indicator99

Colin Côté
 Évaluateur :
 Outil d'évaluation : Eco-indicator99
 Entreprise : Moveis-Jales
 Produit : Meuble d'ordinateur
 Période d'évaluation : Semaine du 01-03-04

3.3.3.1.1. Fiabilité de l'outil

D'ordre général

La méthode est-elle reconnue par la communauté scientifique?

(+) Oui, la méthode d'Eco-indicator99 jouit d'une reconnaissance au sein de la communauté scientifique internationale. En effet, le Groupe PRé Consultant travaille depuis plus de dix ans au perfectionnement de l'outil qui est le plus utilisé en Europe et, à défaut d'un outil de qualité comparable, ailleurs dans le monde (ATTIA, 2003). Nos recherches nous ont permis de constater que plusieurs centres de recherche en matière d'évaluation des impacts environnementaux se réfèrent régulièrement aux travaux du groupe PRé Consultant.

Définition des objectifs et du champ d'étude

Cette phase de l'évaluation respecte-t-elle la procédure normalisée par ISO 14041 pour :

a. La définition de la fonction et de l'unité fonctionnelle du produit?

(+) Oui, la méthode d'Eco-indicator99 demande à l'utilisateur de bien définir la fonction et l'unité fonctionnelle du produit qu'il évalue afin de mesurer la performance du système de produits. Cette mesure sera alors utilisée comme unité de référence tout au long de l'analyse du cycle de vie du produit.

b. La définition des frontières du système?

(+) Oui, les frontières du système doivent être définies selon le cadre méthodologique tel que présenté dans *Manual for Designers* de PRé Consultant. Les frontières définies par l'évaluateur doivent lui permettre d'inclure tous les éléments (flux de matériaux et d'énergie) nécessaires au fonctionnement du système de produits (l'unité fonctionnelle du produit).

c. La description des catégories de données?

(+) **Oui**, en effet, la méthode d'Eco-indicator99 ne demande pas à l'évaluateur de faire la description des catégories de données, car ces catégories de données ont été définies préalablement dans le cadre méthodologique de l'Eco-indicator99. Chacun des indicateurs présentés par la méthode a été défini selon les catégories d'impact suivantes : surplus d'énergie pour extraction future, écotoxicité, effet local sur les plantes de type vasculaire, effet régional sur les plantes de type vasculaire, acidification, changement climatique, destruction de l'ozone, ionisation et radiation, effets respiratoires et effets cancérigènes. Pour compléter l'évaluation, l'évaluateur devra multiplier les éco-indicateurs par les unités recueillies en kg, m, m², m³, MJ, etc.

Analyse de l'inventaire

Cette phase de l'évaluation respecte-t-elle la procédure normalisée par ISO 14041 pour :

a. La modélisation des systèmes de produits?

(+) **Oui**, car la méthode d'Eco-indicator99 propose de représenter sous une forme schématisée le système à évaluer. Cette méthode permet de mettre au point des modèles qui décrivent les éléments clés des systèmes physiques à étudier. Il faut noter que l'analyse de l'inventaire se fait de manière itérative : *« À mesure que les données sont recueillies et que le système est mieux connu, de nouvelles exigences ou limitations concernant les données peuvent être identifiées et rendre nécessaire un changement des modes de recueil des données de sorte que les objectifs de l'étude soient toujours satisfaits. »* (ISO, 1998)

b. La préparation de la cueillette de données?

(+) **Oui**, parce que la procédure ISO 14041 prévoit que la cueillette des données se fait selon : la définition de l'unité fonctionnelle, la fonction du système de produits, la schématisation du système à l'étude et la liste des 200 éco-indicateurs proposés par l'Eco-indicator99. Afin de rendre plus facile la collecte des données, l'Eco-indicator99 propose d'utiliser un formulaire type dont il fournit le modèle. Ce document se trouve en annexe du *Manual for Designers* page 7.

c. La collecte de données?

(+) Oui, le système de collecte de donnée consiste à recueillir les données relatives aux unités de mesure des flux de matériaux et d'énergie : kg, m, m², m³ ou MJ...

d. La procédure de calcul?

(+) Oui, une fois les données recueillies, l'utilisateur doit identifier à partir des listes fournies par PRé Consultant la valeur de l'éco-indicateur auquel elles se rattachent et multiplier chacune par l'unité de mesure demandée, soit en kg, m, m², m³ ou MJ... Si jamais un indicateur pour un matériau ou un procédé est manquant, l'Eco-indicator99 offre trois de solutions de rechange : éliminer la donnée en autant qu'elle n'affecte pas la valeur des résultats, lui substituer par un indicateur connu ou équivalent ou, au besoin, calculer un nouvel indicateur à l'aide d'un logiciel conçu à cette fin.

Évaluation de l'impact du cycle de vie

Cette phase de l'évaluation respecte-t-elle la procédure normalisée par ISO 14042 pour :

a. La traduction des flux en impacts?

(+) Oui, la méthode Eco-indicator99 permet effectivement de traduire les flux en impacts sans cependant identifier directement le type d'impact que les éléments du système de produits génèrent. Elle permet simplement d'attribuer un score, à des fins de comparaison, à chacun des flux et à chacune des étapes du cycle de vie du produit.

b. L'identification des principaux flux contribuant aux impacts?

(+) Oui, la méthode Eco-Indicator99 permet de cibler, à l'aide des scores attribués, quels sont les flux qui ont un impact majeur sur l'ensemble du cycle de vie du produit.

Interprétation des résultats

Cette phase de l'évaluation respecte-t-elle la procédure normalisée par ISO 14043 pour :

a. L'identification des points significatifs?

(+) Oui, l'Eco-indicator99 permet d'interpréter facilement les résultats obtenus lors de l'évaluation environnementale pour l'ensemble des étapes du cycle de vie.

b. L'information sur les données approximatives, incomplètes ou manquantes?

(+) Oui, le guide d'utilisation recommande fortement le retour sur les calculs qui ont été fait à l'aide de données approximatives, incomplètes ou manquantes, afin de s'assurer que les résultats obtenus à l'aide de ces informations ne viennent pas biaiser les résultats de l'étude.

c. Le retour sur le but et la définition des objectifs de l'évaluation?

(+) Oui, un retour sur l'objectif du champ d'étude et les résultats obtenus est recommandé afin de valider l'étude et de s'assurer que les objectifs ont été atteints.

3.3.3.1.2. Accessibilité de l'outil

D'ordre général

Quel est le coût d'acquisition de l'outil d'évaluation?

(=) L'ensemble de la méthodologie est facilement accessible sur le site du groupe PRé Consultant : <http://www.pre.nl/eco-indicator99/default.htm>. L'ensemble des indications et informations nécessaires est disponible en format PDF. De plus, il est possible d'acheter les programmes Eco-it et Eco-edit spécialement créés pour mener à terme une analyse d'impact environnemental sur des procédés et produits. Le programme se vend pour la somme de 600 \$.

Définition des objectifs et du champ d'étude

Lequel des deux outils d'évaluation permet de réaliser le plus rapidement :

a. La définition de la fonction et de l'unité fonctionnelle du produit?

> 1 heure

(=) Cette phase de l'analyse s'est faite rapidement.

b. La définition des frontières du système?

> 1 heure

(=) Cette phase de l'analyse se fait en moins d'une heure. Lors de cette phase de l'évaluation, l'évaluateur doit déterminer les limites de ses besoins en termes de données relatives au flux de matières et d'énergie du système de produits qu'il évalue. Dans le cas du système de produits que nous avons évalué, nous avons déterminé que nous nous intéresserions uniquement aux produits et procédés de production des matériaux qui sont utilisés dans la fabrication du meuble.

c. La description des catégories de données?

0 heure

(+) L'évaluateur n'a pas de temps à consacrer à la description des catégories de données, car elles sont préétablies directement par la méthode.

Analyse de l'inventaire

Lequel des deux outils d'évaluation permet de réaliser le plus rapidement :

a. La modélisation des systèmes de produits?

12 heures

(=) La modélisation des systèmes de produits se fait tout au long du processus d'évaluation. Nous avons calculé qu'il faut 12 heures pour schématiser le système de produits étudié. La figure 12 de la page 46 expose bien les résultats de cette phase de l'évaluation.

b. La préparation pour la cueillette de données?

8 heures

(=) Une fois l'arbre de cycle de vie bien construit, il faut identifier le type d'unité requise pour nous permettre de calculer l'impact de chaque composante du système de produits identifié. L'Eco-indicator99 exige que l'utilisateur fournisse les données demandées (unité : kg, m, m²,

m³, MJ...) en fonction des indicateurs de chaque matériau et procédé. Il est arrivé que certains indicateurs étaient manquants. Nous avons donc dû chercher à remplacer ou à trouver des alternatives pour combler le manque d'information. Cette démarche demande beaucoup de temps. Le formulaire fourni en annexe du *Manual for Designers* facilite cependant cette tâche.

c. La collecte de données?

12 heures

(+) Une fois l'arbre de cycle de vie construit et que les indicateurs et le type d'unité recherché ont été identifiés pour chacune des composante du cycle de vie, nous avons dû mesurer en fonction de l'unité de mesure demandée toutes les données requises. Le tableau IV de la page 47 et le tableau V de la page 48 font état des résultats de notre collecte de données.

d. La procédure de calcul?

4 heures

(+) Le calcul se fait relativement bien si toutes les procédures ont bien été suivies. Il faut toutefois faire attention à la conversion des données à savoir grammes vers kilogrammes. Les calculs à effectuer sont relativement simples, il s'agit de faire des multiplications ou des additions.

Évaluation de l'impact du cycle de vie

Lequel des deux outils d'évaluation permet de réaliser le plus rapidement :

a. La traduction des flux en impacts?

> 1 heure

(=) Les flux sont traduits en impacts, dont l'unité de mesure est le milipoint. On obtient les mesures des impacts à partir du calcul suivant :

$$(\text{les données d'inventaires}) \times (\text{les indicateurs correspondant au matériau inventorié}) = \text{milipoints}$$

b. L'identification des principaux flux contribuant aux impacts?

> 1 heure

(+) Une fois les flux traduits en impacts, l'évaluateur peut identifier quelles sont les étapes du cycle de vie ainsi que les flux de chacune des étapes qui ont le plus d'impact : plus la valeur du milipoint est élevée plus l'impact est important.

Interprétation des résultats

Lequel des deux outils d'évaluation permet de réaliser le plus rapidement :

a. L'identification des points significatifs?

> 1 heure

(+) La méthode Eco-indicator99 permet de bien identifier quelle phase du cycle de vie a le plus d'impact sans toutefois pouvoir révéler précisément sur la catégorie d'impacts générés.

b. L'information sur les données approximatives, incomplètes ou manquantes?

1 heure

(+) Cette étape de l'analyse a pris environ une heure pour bien s'assurer que ce type de données ne vient pas fausser les résultats.

c. La méthode permet-elle un retour sur le but et la définition des objectifs de l'évaluation?

1 heure

(=) Cette méthode permet effectivement un retour sur le but et la définition des objectifs de l'évaluation. L'analyse avec Eco-indicator99 nous a effectivement permis de cibler l'étape du cycle de vie du produit qui a le plus d'impact.

3.3.3.2. Résultats du questionnaire pour la méthode de ERPA

Évaluateur : Colin Côté
Outil d'évaluation : ERPA
Entreprise : Moveis-Jales
Produit : Meuble d'ordinateur
Période d'évaluation : Semaine du 08-03-04

3.3.3.2.1. Fiabilité de l'outil

D'ordre général

La méthode est-elle reconnue par la communauté scientifique?

(+) Oui, la méthode ERPA jouit d'une reconnaissance au sein de la communauté scientifique internationale. Le groupe SETAC a d'ailleurs cautionné l'utilisation et le développement de cette méthode.

Définition des objectifs et du champ d'étude

Cette phase de l'évaluation respecte-t-elle la procédure normalisée par ISO 14041 pour :

a. La définition de la fonction et de l'unité fonctionnelle du produit?

(+) Oui, ERPA suggère de définir l'unité fonctionnelle du produit lorsque la méthode est utilisée à des fins de comparaison entre deux produits. L'unité fonctionnelle doit être définie en fonction du design et de la capacité de l'objet à remplir la fonction pour laquelle il a été conçu.

The choice of the functional unit is therefore not straightforward, and it requires a knowledge of the way in which the product, material or service will be used, the actual function that is being satisfied, and perhaps even the anticipated longevity of the item being assessed. A good choice can support a useful LCA outcome; a poor choice may render the LCA essentially meaningless. (GRAEDEL, 1998, p. 34)

b. La définition des frontières du système?

(+) Oui, ERPA suggère fortement que la définition des frontières du système se fasse en corrélation avec la définition de l'objectif du champ d'étude. Étant donné qu'il n'existe pas de norme nationale ou internationale quant à la définition et à la limitation des frontières du système de produits, ERPA suggère de délimiter les frontières du système en fonction de la règle du 5 %.

If a material or component comprises less than 5 percent by weight of the product, it is neglected in the LCA. A common amendment to this rule is to include any component with particularly severe environmental inputs. (GRAEDEL, 1998, p. 31)

c. La description des catégories de données?

(+) Oui, tel qu'expliqué au point 3.2.2.1.2, « Sélection des préoccupations environnementales », la méthode ERPA suggère une liste de base qui peut être modifiée en fonction du type de produits et de procédés ainsi que de l'objectif du champ d'étude, ou encore par rapport à la pertinence environnementale des objectifs et du champ d'étude. L'évaluateur devra donc trouver les données qui lui permettront de pouvoir évaluer les préoccupations environnementales choisies. Pour ce faire, il devra avoir recours aux données empiriques recueillies, à des données génériques et des données théoriques tirées de la littérature existante.

Analyse de l'inventaire

Cette phase de l'évaluation respecte-t-elle la procédure normalisée par ISO 14041 pour :

a. La modélisation des systèmes de produits?

(+) Oui, ERPA suggère la construction d'un diagramme permettant de répertorier l'inventaire des flux de matériaux et d'énergie une fois les frontières du système bien définies. Un exemple d'arbre de cycle de vie est d'ailleurs présenté dans l'ouvrage de Graedel, *Streamlined Life-Cycle Assessment*.

b. La préparation pour la cueillette de données?

(+) Oui, la cueillette des données se fait à l'aide d'un questionnaire conçu pour identifier les impacts environnementaux du produit sur l'ensemble du cycle de vie. Un questionnaire proposé par Graedel est présenté dans l'annexe 3. Ce questionnaire n'est qu'un exemple de ce qui peut être fait, et il est d'ailleurs suggéré de l'adapter pour répondre adéquatement aux besoins de l'évaluateur et aux objectifs du champ d'étude.

c. La collecte de données?

(+) Oui, la collecte de données se fait à l'aide du questionnaire présenté dans l'annexe 3. Tel que mentionné précédemment, le questionnaire tient compte de l'ensemble du cycle de vie du système de produits, conformément aux normes ISO 14040 et ISO 14041.

d. La procédure de calcul?

(-) Non, une fois les données d'inventaire recueillies, l'évaluateur doit procéder aux calculs des impacts. Aucun calcul d'impact n'est prévu pour cette méthode. Le processus d'évaluation d'ERPA est un processus d'évaluation qualitatif et subjectif. Chaque résultat obtenu est classé sur une échelle de 0-4, dont chaque échelon correspond à un degré d'impact qui va de peu (0) à beaucoup (4) d'impact.

Évaluation de l'impact du cycle de vie

Cette phase de l'évaluation respecte-t-elle la procédure normalisée par ISO 14042 pour :

a. La traduction des flux en impacts?

(+) Oui, La méthode permet la traduction des flux en impacts. Il faut toutefois noter que les résultats obtenus ne sont pas une mesure de la performance environnementale du produit, mais plutôt une estimation du potentiel d'amélioration de cette performance environnementale. Malgré tout, s'est par l'évaluation des flux que la méthode évalue les impacts.

b. L'identification des principaux flux contribuant aux impacts?

(+) Oui, une fois les calculs faits, les résultats obtenus indiquent clairement quels sont les matériaux ou procédés qui ont le plus d'impact tout au long du cycle de vie de l'objet. L'évaluateur peut identifier quelles sont les étapes du cycle de vie ainsi que les catégories de données qui ont le plus d'impact. De plus, ERPA propose un système de représentation des résultats pouvant faciliter la distinction des impacts.

Interprétation des résultats

Cette phase de l'évaluation respecte-t-elle la procédure normalisée par ISO 14043 pour :

a. L'identification des points significatifs?

(+) Oui, ERPA permet facilement d'interpréter les résultats obtenus par suite de l'évaluation environnementale grâce à un mode de présentation des résultats appelé *Target Plot*. Il s'agit d'un système de représentation graphique permettant d'identifier facilement quelles sont les phases du cycle de vie et les catégories d'impacts qui ont un potentiel d'amélioration des performances environnementales du produit.

b. L'information sur les données approximatives, incomplètes ou manquantes?

(+) Oui, il est fortement conseillé de valider toutes les informations recueillies. En raison du caractère subjectif de la démarche, il est aussi recommandé de faire faire l'étude par au moins deux évaluateurs afin de pouvoir comparer les résultats et les pondérer de manière à rendre l'étude plus crédible.

c. Le retour sur le but et la définition des objectifs de l'évaluation?

(+) Oui, un retour sur l'objectif du champ d'étude et les résultats obtenus est recommandé afin de valider l'étude et de s'assurer que les objectifs ont été atteints.

3.3.3.2.2. Accessibilité de l'outil

D'ordre général

Quel est le coût d'acquisition de l'outil d'évaluation?

(=) L'ensemble de la méthodologie est disponible dans l'ouvrage de Thomas E. Graedel (1998) : *Streamlined Life-Cycle Assessment*, publié chez Prentice Hall. Le prix de vente est de 50 \$US. (Voir : <http://www.prenhall.com>).

Définition des objectifs et du champ d'étude

Lequel des deux outils d'évaluation permet de réaliser le plus rapidement :

a. La définition de la fonction et de l'unité fonctionnelle du produit?

> 1 heure

(=) Cette phase de l'analyse s'est faite rapidement.

b. La définition des frontières du système?

> 1 heure

(=) Cette phase de l'analyse se fait en moins d'une heure. L'évaluateur doit déterminer jusqu'où il a besoin d'acquérir les données relatives au flux de matières et d'énergie du système de produits qu'il évalue. Dans le cas du système de produits que nous avons évalué, nous avons déterminé que nous nous intéresserions uniquement aux produits et procédés de production des matériaux qui sont utilisés dans la fabrication du meuble.

c. La description des catégories de données?

1 heure

(-) Dans le cas de notre étude, nous n'avons pas eu à définir les catégories de données, car celles déjà proposées dans l'ouvrage de Graedel convenaient au type d'évaluation que nous allions mener (voir l'annexe 3).

Analyse de l'inventaire

Lequel des deux outils d'évaluation permet de réaliser le plus rapidement :

a. La modélisation des systèmes de produits?

12 heures

(=) La modélisation des systèmes de produits se fait tout au long du processus d'évaluation. Il a fallu douze heures pour schématiser le système de produits évalué dont les résultats sont présentés à la figure 12 page 46.

b. La préparation pour la cueillette de données?

8 heures

(=) Le travail consiste à se référer à la grille de pointage présentée à l'annexe 3 et de construire et préparer les documents utiles à la cueillette de données. Il est important d'investir le temps nécessaire afin de faciliter la suite de l'analyse d'inventaire.

c. La collecte de données?

28 heures

(-) La collecte de données a été très ardue et nous a demandé beaucoup de temps, particulièrement pour la phase de préproduction et la phase de fin de vie du produit. De plus, toutes les questions relatives au critère environnemental « résidu gazeux » ont été particulièrement difficiles. Le contact avec les acteurs externes à l'entreprise a été plein d'embûches.

d. La procédure de calcul?

8 heures

(-) Le calcul se fait relativement bien si toutes les procédures ont bien été suivies. Les calculs à effectuer sont relativement simples, il s'agit de faire des additions. Par contre, le problème réside dans l'évaluation, qui peut demander plus de temps de réflexion pour l'attribution d'un score.

Évaluation de l'impact du cycle de vie

Lequel des deux outils d'évaluation permet de réaliser le plus rapidement :

a. La traduction des flux en impacts?

> 1 heure

(=) Cette phase de l'analyse se fait rapidement car l'évaluateur identifie tout au long de l'évaluation le degré d'impact de chaque étape du cycle de vie en relation avec les critères environnemenataux choisis. Une fois la phase d'inventaire faite, il a fallu moins d'une heure pour obtenir une donnée numérique de l'ensemble du système de produits évalué.

b. L'identification des principaux flux contribuant aux impacts?

4 heures

(-) Une fois les calculs faits, les résultats obtenus indiquent clairement quelles sont les étapes du cycle de vie ainsi que les catégories d'impactsles plus importants. Pour ce qui est de l'impact individuel de chacun des flux, l'évaluateur devra se référer au questionnaire pour les identifier.

Interprétation des résultats

Lequel des deux outils d'évaluation permet de réaliser le plus rapidement :

a. L'identification des points significatifs?

1 heure

(-) ERPA permet de bien identifier les points d'impact significatif du cycle de vie du produit étudié. Cette identification ce fait très rapidement. La grille de pointage et la « *Target Plot* » accélère grandement l'identification des points significatifs.

b. L'information sur les données approximatives, incomplètes ou manquantes?

4 heures

(-) Cette étape de l'analyse a pris un peu de temps. Il faut bien s'assurer que ce type de données ne vient pas fausser les résultats. Dans le cas de notre étude, les données approximatives, incomplètes ou manquantes n'ont pas semblé donner des résultats incohérents. Étant donné la structure de la méthode, les vérifications sont quelque peu exhaustives.

c. La méthode permet-elle un retour sur le but et la définition des objectifs de l'évaluation?

1 heure

(=) Cette méthode permet effectivement un retour sur le but et la définition des objectifs de l'évaluation. L'objectif pour lequel nous avons mené notre évaluation a été atteint.

3.3.4. Avantages et inconvénients

Tableau XV Avantages et inconvénients avec l'Eco-indicator99

Eco-indicator99
<p>Avantages</p> <p>Fiabilité :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Reconnu par la communauté scientifique. - Respecte la procédure normalisée par ISO 14041 pour la définition de l'objectif et du champ d'étude. - Respecte la procédure normalisée par ISO 14041 pour l'inventaire. - Respecte la procédure normalisée par ISO 14042 pour l'évaluation des impacts. - Respecte la procédure normalisée par ISO 14043 pour l'interprétation des résultats. <p>Accessibilité :</p> <ul style="list-style-type: none"> - La description des catégories de données n'a pas besoin d'être faite par l'utilisateur de la méthode. - La collecte de données se fait rapidement. - La procédure de calcul se fait rapidement. - L'information sur les données approximatives, incomplètes ou manquantes, se fait rapidement.
<p>Inconvénients</p> <p>Fiabilité :</p> <p>Aucun inconvénient identifié.</p> <p>Accessibilité :</p> <p>Aucun inconvénient identifié.</p>

Tableau XVI Avantages et inconvénients avec ERPA

ERPA
<p>Avantages</p>
<p>Fiabilité :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Reconnu par la communauté scientifique. - Respecte la procédure normalisée par ISO 14041 pour la définition de l'objectif et du champ d'étude. - Respecte la procédure normalisée par ISO 14041 pour l'inventaire. - Respecte la procédure normalisée par ISO 14043 pour l'interprétation des résultats. <p>Accessibilité :</p> <p>Aucun avantage identifié.</p>
<p>Inconvénients</p>
<p>Fiabilité :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Ne respecte pas la procédure normalisée par ISO 14042 pour l'évaluation des impacts. <p>Accessibilité :</p> <ul style="list-style-type: none"> - La description des catégories de données se fait relativement rapidement. Par rapport à l'Eco-indicator99, il faudra consacrer plus de temps pour cette partie de l'analyse. - La collecte de données par rapport à l'Eco-indicator99 s'avère être plus longue, surtout pour les données relatives à la préproduction. - La procédure de calcul s'avère prendre beaucoup de temps. - L'information sur les données approximatives, incomplètes ou manquantes, exige plus de temps. - L'identification des principaux flux contribuant aux impacts. - L'identification des points significatifs.

Quatrième partie

Conclusion

Au cours du XX^e siècle, les questions environnementales se sont imposées comme un des enjeux majeurs du développement et de « notre avenir à tous ».

Ces questions ont été au cœur de la gouverne mondiale à partir des années 1970 alors que les États se sont réunis lors de conférences ou de sommets pour élaborer des plans consistant à mettre en œuvre des actions pouvant répondre aux besoins des populations sans compromettre les besoins des générations futures.

Ces plans d'action supposent l'engagement de l'ensemble des acteurs du développement : les gouvernements, les institutions privées et publiques, les entreprises, les chercheurs, etc.

En réponse à ce vaste mouvement, nos modes de production industrielle et nos habitudes de consommation sont appelés à évoluer. Il y a de plus en plus de consommateurs avertis et sensibilisés aux impacts que peuvent avoir sur l'environnement les produits qu'ils utilisent pour satisfaire leurs besoins. Les entreprises soucieuses de se diversifier tenteront donc de saisir ce nouveau marché en émergence.

En amont de toute innovation industrielle, le designer joue un rôle clé. De par son statut, le designer prend des décisions qui sont déterminantes pour la réalisation d'un produit dit écologique : durabilité, choix des matériaux, recyclabilité, etc. Afin de favoriser « l'écoconception », nous avons vu que des outils issus des sciences de l'environnement et de l'ingénierie ont été développés pour évaluer la performance environnementale des produits. C'est sur l'étude d'outils d'analyse de cycle de vie simplifiée que nous avons consacré notre recherche afin de vérifier s'il était possible de les améliorer pour les rendre plus performants et plus facilement utilisables par les petites et moyennes entreprises.

4.1. Principaux constats de la recherche (discussion)

Notre étude consistait à comparer l'Eco-indicator99 et l'ERPA sous l'angle de la fiabilité et l'accessibilité. Les résultats obtenus nous ont permis de cerner les avantages et les inconvénients de chacun de ces outils et de conclure, dans les limites de notre recherche, que l'Eco-indicator99 est plus fiable et plus accessible que l'outil ERPA pour des petites et moyennes entreprises.

4.1.1. Phase de définition des objectifs et du champ d'étude

Cette phase d'évaluation est très semblable pour les deux méthodes que nous avons évaluées. La principale différence se situe dans le choix des catégories d'impacts. Dans le cas de l'Eco-indicator99, le choix des catégories d'impacts a été fait au préalable dans l'attribution des indicateurs aux différents matériaux et procédés. Dans le cas d'ERPA, l'évaluateur doit définir les catégories d'impacts qu'il désire évaluer. Le choix des catégories aura une incidence sur le reste de l'évaluation, car les questions d'évaluation devront être développées en fonction des catégories choisies. L'évaluateur devra consacrer un temps considérable à la conception du formulaire de collecte de données, ce qui rend l'ERPA moins accessible.

4.1.2. Phase d'inventaire

Nous avons constaté que la méthode Eco-indicator99 est plus rigide et ne peut pas être modifiée ou ajustée aux besoins de l'évaluateur. En effet, ce dernier doit se fier aux indicateurs proposés et travailler uniquement avec eux. Par contre, cette rigidité a pour avantage de réduire le temps nécessaire à la cueillette des informations relatives à l'inventaire et de faciliter la compréhension du processus.

La méthode ERPA est plus souple quant au choix des facteurs des impacts à évaluer, mais comporte des risques d'erreur plus grande, vu la subjectivité de la démarche d'inventaire préconisée. Étant donné qu'il s'agit d'une évaluation plutôt d'ordre qualitative que quantitative, l'évaluateur n'a pas accès à des barèmes lui fournissant automatiquement les données nécessaires au calcul des impacts. Soulignons que lors de l'expérimentation de l'outil, la recherche d'informations pour la phase de préproduction, a nécessité plus de la moitié du temps consacré à l'évaluation. La difficulté à obtenir les renseignements auprès des fournisseurs de Moveis Jales a

pu être contournée en nous référant à d'autres fournisseurs commercialisant des produits similaires. Il nous est apparu, dans le cadre précis de notre étude, que certaines données utilisées avec la méthode Eco-indicator99 auraient pu être utilisées pour remplir en partie le questionnaire d'ERPA.

4.1.3. Phase d'évaluation des impacts

Une fois l'inventaire complété, les résultats de l'Eco-indicator99 sont obtenus quasi automatiquement et très rapidement. Il suffit en effet à l'évaluateur de multiplier l'indicateur par le volume, le poids ou la superficie (kg, lb, dm...) recueillis lors de l'inventaire. Cependant, certains des problèmes rencontrés sont attribuables à la limitation du nombre d'indicateurs disponibles. Cette situation a pour conséquence de conduire l'évaluateur à rejeter des informations recueillies qui sont au demeurant fort pertinentes, ou à l'obliger à trouver une solution de rechange pour combler les indicateurs manquants.

Une des particularités de la méthode ERPA est qu'elle permet à l'évaluateur de pouvoir obtenir deux types de résultats finaux. Premièrement, elle permet de dresser un portrait des impacts sur l'ensemble du cycle de vie. Deuxièmement, elle permet à l'évaluateur d'identifier quelle catégorie d'impacts a le plus d'incidences tout au long du cycle de vie de l'objet. La principale difficulté rencontrée par l'évaluateur est qu'il doit attribuer des scores de manière totalement subjective.

Les méthodes ERPA et Eco-indicator99 permettent à l'évaluateur d'octroyer un résultat unique pour l'ensemble de son évaluation.

4.1.4. Phase d'interprétation des résultats

La méthode Eco-indicator99 ne fournit pas de système prédéfini de visualisation. Elle permet simplement de visualiser les résultats obtenus sur un tableau sous forme de données chiffrées pour chacune des phases du cycle de vie. La forme que prend la présentation des résultats est donc laissée à la discrétion de l'évaluateur. L'évaluateur a donc pour tâche supplémentaire de concevoir un support graphique ou visuel pour faciliter la divulgation et la compréhension des résultats obtenus, s'il le juge nécessaire. Pour notre part, nous avons souhaité présenter nos résultats sous

la forme d'un graphique cartésien, où l'axe des X représente les cinq phases du cycle de vie, et l'axe des Y les résultats en *millipoints*⁷.

Lorsque Graedel élaborait la méthode ERPA, une attention particulière fut portée à la façon de présenter les résultats finaux. La méthode ERPA dispose d'un ingénieux système qui permet de convertir les données qualitatives en résultats quantitatifs. Graedel a proposé l'utilisation d'une cible d'impact. Cet outil s'est avéré très efficace pour la visualisation rapide des impacts sur l'ensemble du cycle de vie de l'objet. Dans le cas de la méthode ERPA, le temps nécessaire pour cette phase de l'évaluation est relativement rapide.

Les deux méthodes utilisées ont su cibler différents problèmes environnementaux tout au long du cycle de vie de l'objet.

4.1.5. Fiabilité des outils

L'Eco-indicator99 répond à l'ensemble des normes établies par ISO pour la réalisation d'une ACV. ERPA, par contre, pour la phase de l'évaluation des impacts, ne se conforme pas exactement aux normes prescrites par ISO 14042. Le caractère plus subjectif de l'évaluation est le principal problème de cette méthode. La subjectivité de la méthode rend l'interprétation des résultats moins fiable. Le cadre plus rigide d'Eco-indicator99 permet de donner des résultats d'évaluation des impacts plus rigoureux.

Afin de pallier certaines carences de la méthode ERPA et accroître ainsi sa fiabilité, il faudrait que l'évaluation soit conduite par plus d'un évaluateur pour obtenir des résultats plus proches de la réalité ou tout au moins plus fiables.

⁷ L'unité utilisée pour l'analyse

4.1.6. Accessibilité des outils

Du point de vue de l'accessibilité, Eco-indicator99 s'est avéré être beaucoup plus avantageux. Sur la base de l'expérimentation que nous avons réalisée auprès de l'entreprise brésilienne Moveis Jales, un outil comme l'Eco-indicator99 nous semble répondre adéquatement aux besoins des designers soucieux de créer des écoproduits. Elle permet d'obtenir dans un laps de temps plus rapide des résultats d'une grande qualité en raison notamment de la rigueur scientifique qui la sous-tend. L'Eco-indicator99 pourrait cependant être améliorée en intégrant des éléments de la méthode ERPA, par exemple les modes de représentations des résultats et l'utilisation du questionnaire de type ERPA qui permettent de mieux entrevoir les stratégies environnementales potentiellement envisageables dans l'optique d'une amélioration du système de produits et de son design.

4.2. Réflexion globale de la problématique et du cadre méthodologique

La démarche que nous avons suivie pour répondre à notre question de recherche s'inscrivait dans la méthodologie du projet de recherche tel que préconisée dans le programme « Design et complexité ». La démarche consistait donc à tester l'utilisation d'outils ACVS dans le contexte d'une entreprise, sur un produit donné, pour qu'à partir des résultats obtenus nous tentions de voir comment ces outils pouvaient être intégrés dans la pratique du design industriel.

Rappelons notre question de recherche :

Laquelle des deux méthodes ACVS, Eco-indicator99 ou ERPA, convient le mieux, du point de vue de la fiabilité et de l'accessibilité, aux designers ou aux PME désireux d'évaluer l'impact environnemental de leur production?

Pour y parvenir, nous avons suivi le protocole de recherche suivant :

- Dans un premier temps, nous avons rappelé dans quel contexte historique et à quelle fin, les outils d'évaluation environnementale ont vu le jour.

- Dans un deuxième temps, nous avons développé une grille de critères nous permettant d'évaluer les deux méthodes ACVS choisies lors de la conception d'un produit, sous l'angle de la fiabilité et de l'accessibilité.
- À partir des résultats obtenus, nous avons tenté de faire ressortir laquelle des deux méthodes d'évaluation environnementale est la plus fiable et la plus accessible.

4.3. Les limites et réponse à la question de recherche

4.3.1. Les limites de l'exercice

Notons d'abord que, sous certains aspects, l'étude que nous avons réalisée est d'une portée limitée. Premièrement, il faut souligner que nous avons travaillé sur un échantillonnage restreint puisque notre expérimentation ne s'est faite que sur une seule entreprise et un seul produit. À cela, il faut ajouter que la démarche d'évaluation a été réalisée par une seule personne limitant ainsi l'étendue des observations qui ont été faites et leur objectivité. Il faut aussi rappeler que l'expérimentation des outils ACVS a été conduite au Brésil, compliquant, dans le temps qui nous était imparti, les échanges et l'accès aux informations nécessaires à nos travaux. Malgré tout, notre recherche a donné des résultats suffisamment concluants pour nous permettre d'émettre l'hypothèse qu'une recherche, avec un échantillonnage plus vaste et un nombre d'évaluateurs plus adéquats, nous conduirait à des conclusions plus précises en matière de stratégie d'utilisation des ACVS dans les PME du point de vue de la fiabilité et de l'accessibilité des outils à utiliser.

4.3.2. Réponse à la question de recherche

L'analyse comparative que nous avons réalisée sur Eco-indicator99 et ERPA nous amène à conclure que la méthode Eco-indicator99 convient le mieux aux designers et aux PME du point de vue de la fiabilité et de l'accessibilité.

4.4. Les perspectives

4.4.1. Un nouveau cadre d'étude

Malgré des résultats qui nous conduisent à conclure que l'utilisation d'Eco-indicator99 est plus avantageuse qu'ERPA, nous croyons que le type de recherche que nous avons menée mériterait d'être poussée davantage en expérimentant les outils d'évaluation sur un plus vaste échantillonnage de produits et en faisant réaliser l'évaluation par plusieurs personnes. Les résultats ainsi obtenus seraient plus concluants et permettraient de mieux cerner la fiabilité et l'accessibilité de ces méthodes.

4.4.2. Pour aller plus loin

À la lumière des résultats obtenus dans cette recherche, nous croyons que les outils ACVS que nous avons étudiés peuvent être perfectionnés pour les rendre plus fiables et plus accessibles. Il serait envisageable de créer une nouvelle génération d'ACVS intégrant des indicateurs portant sur les dimensions sociale et économique du système de création de nouveaux produits de consommation. De plus, il serait intéressant de mener une étude similaire avec Eco-indicator99, à l'aide d'indicateurs adaptés au contexte géographique et industriel québécois afin de mettre au point un outil ACVS répondant étroitement à nos spécificités. En cela nous pensons à des indicateurs tenant compte des particularités suivantes : la biodiversité québécoise, l'hydroélectricité comme principale source d'énergie, le parc industriel comportant une machinerie spécifique, les infrastructures de transport.

Nous émettons l'hypothèse qu'une combinaison des d'outils d'évaluation des impacts et du programme de conception améliorerait de beaucoup l'accessibilité de ce type d'outils d'évaluation environnementale. À titre d'exemple, nous pouvons citer le Center for Design du Royal Melbourne Institute of Technology qui travaille actuellement à perfectionner un programme informatique ACV (ecologicAD), qui intègre la méthode Eco-indicator99 aux logiciels d'ingénierie SolidWorks et PRO-E afin que la phase d'évaluation environnementale soit automatiquement intégrée au processus de conception (ECOLOGICAD, 2004). La prochaine étape consistera à enrichir ce type d'outil en prenant en considération les aspects économiques et sociaux.

Le perfectionnement des outils ne réglera pas tout. Pour aller plus loin, il faudra favoriser l'implantation d'une vision transversale du produit, basée sur des critères de conception touchant à la fois à des valeurs environnementales, éthiques, économiques, culturelles, etc. La formation des étudiants en design devra donc passer par une pédagogie axée davantage sur des démarches multidisciplinaires où les étudiants seront amenés à réaliser leurs travaux en équipe. Une telle pédagogie formera une génération de praticiens aptes à communiquer et échanger plus aisément leurs expériences, leurs connaissances et les notions propres à leur domaine de pratiques.

L'expérience vécue au sein du groupe de recherche PotiDesign au Brésil nous a permis d'observer que les pouvoirs publics ont un rôle important à jouer pour encourager les entreprises à intégrer les outils ACV. Sans des mesures incitatives conséquentes et bien ciblées, nous pensons que ce type d'outil ne pourra pas être adopté sur une base volontaire par les PME québécoises. Comme le révèle l'enquête réalisée par ISQ-MDERR – (*Enquête sur le développement de produits au Québec*), la qualité environnementale des produits ne fait même pas partie des solutions de rechange proposées en matière d'innovation des produits. Il faudra pourtant y venir et, dans ce cas, les ministères et les agences gouvernementales devront offrir des programmes d'information et de formation adaptés aux besoins des entreprises de fabrication et des firmes de conception. La mise en place de tels programmes favorisera le développement d'une production québécoise de produits dits écologiques, répondant à une demande croissante des consommateurs, engendrant des retombées économiques significatives et favorisant l'émergence d'une image de marque distinctive sur les marchés nationaux et internationaux. Même si les recherches conduites par le CIRAIG démontrent que l'introduction d'outils ACVS au sein des PME n'est pas une priorité dans l'immédiat (LEMAY, 2004), nous croyons qu'à terme, ces outils pourraient constituer un atout majeur pour les PME désireuses de se positionner et de pénétrer les marchés en émergence au niveau local, national ou international.

Lexique

Biodégradable : Susceptible d'être dégradé par les bactéries ou d'autres agents biologiques.

Écoconception : L'écoconception permet de réduire les impacts négatifs sur l'environnement tout au long du cycle de vie du produit durant la phase de conception. L'écoconception fournit aux entreprises un cadre systématique pour intégrer les problèmes environnementaux dans les décisions de conception. Elle représente une approche système du management environnemental et élargit le concept traditionnel de prévention des pollutions au-delà du processus manufacturier pour inclure les préoccupations environnementales tout au long du cycle de vie. Malgré le processus systématique, la tâche n'est pas facile. Les enjeux environnementaux sont nombreux, complexes et peuvent être nouveaux pour les équipes de développement. L'écoconception intègre formellement les objectifs environnementaux dans le processus de développement, et fournit une évaluation proactive, suivie et systématique de la performance environnementale des produits. L'écoconception s'efforce d'améliorer la performance environnementale d'ensemble du système de production et, par conséquent, englobe des concepts comme la prévention de pollution, les technologies propres, la maîtrise de l'énergie et le recyclage des produits. L'écoconception s'étend, de toute évidence, au-delà des produits spéciaux ou nocifs, particulièrement les produits chimiques, à un large ensemble de produits manufacturés. Tout comme les risques et les coûts du traitement des déchets, du traitement des effluents, des accidents chimiques et de la croissance des fuites, l'intérêt de concevoir ces problèmes devient apparent (AFNOR, 2004).

Capacité biologique : Estimation de la productivité de la totalité des aires biologiques (y compris les ressources naturelles non renouvelables) d'un territoire. À savoir que les richesses naturelles et les écosystèmes de la Terre représentent la capacité biologique de notre planète (AFNOR, 2004).

Coût environnemental externe : Du point de vue de l'environnement, ensemble de coûts que des parties externes à l'entité doivent tôt ou tard engager par suite des impacts des activités, produits et services de celle-ci sur l'environnement ; un coût environnemental externé correspond à la valeur monétaire attribuée à la diminution d'un avantage ou à un préjudice subi par la société à cause d'une détérioration de la qualité de l'environnement qui n'a pas été prise en considération dans une opération de marché.

Déchet ultime : Déchet, résultant ou non du traitement d'un déchet, qui n'est plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques du moment. Notamment par l'extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux.

Durabilité : Les processus et les institutions durables répondent à certains critères : ils n'épuisent pas les ressources nécessaires aux générations futures; ils renforcent continuellement les capacités des individus et des institutions; les responsabilités et les avantages sont largement partagés (AFNOR, 2004).

Unité fonctionnelle : Performance quantifiée d'un système de produits destinée à être utilisée comme unité de référence dans une analyse de cycle de vie.

Réutilisation : Toute opération par laquelle un produit ou emballage qui a été conçu et créé pour pouvoir accomplir pendant son cycle de vie un nombre minimal de trajet ou de rotation est rempli à nouveau ou réutilisé pour un usage identique à celui pour lequel il a été conçu,

Réemploi : Un exemple concret du réemploi serait d'opter pour les produits réutilisables au lieu de produits jetables (par exemple, des piles rechargeables). Ou encore de réaménager les armoires

de fournitures de bureau de manière à disposer d'un dépôt central pour les fournitures « usagées, mais toujours bonnes ».

Recyclage : Retraitement des déchets, dans un processus de production, aux fins de leur fonction initiale ou à d'autres fins y compris le recyclage organique, mais à l'exclusion de la valorisation énergétique.

Valorisation des déchets : Réemploi, recyclage ou toute autre action visant à obtenir des matériaux réutilisables ou de l'énergie à partir des déchets.

Bibliographie

- Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME). (1999). *Conception de produits et environnement : 90 exemples d'écoconception*. Paris : ADEME Édition, 103 p.
- Agence nationale pour la récupération et l'élimination des déchets (ANRED). (1995). Disponible sur : <<http://dechetsbtplr.free.fr/texteetreglementation/reglementation.htm#loi%20juillet%2075>>. (Consulté le 26.04.2005).
- AGORA 21. (2003). *De Rio à Johannesburg 1992-2002, un défi pour le 21^e siècle*. [CD-ROM]. Saint-Étienne, France : Agora 21 c/o. Configuration Linux, Mac OS, Windows disposant d'un navigateur Netscape Communicator (version 4.5 ou sup.) ou Microsoft Internet Explorer (version 5.0 ou sup.). Disponible sur commande : <<http://www.mediaterre.org>>. (Consulté le 07.07.2005).
- AGORA 21. (2001). *Glossaire du développement durable, Agora21*, version du 20 avril 2001. Format PDF. Disponible sur : <<http://www.agora21.org/dd/glossaire-dd.pdf>>. (Consulté le 08.07.2005).
- Association française de normalisation (AFNOR). (1998). FD X 30-310, *Management Environnemental : Prise en compte de l'environnement dans la conception des produits : Principes généraux et application – Lignes directrices*. Paris : Éditions de l'AFNOR, 26 p.
- Association française de normalisation (AFNOR). (2004). *Dictionnaire du développement durable*. Saint-Denis-La Plaine Cedex : Éditions de l'AFNOR, 283 p.
- Attia, M.H. (2003). Notes de cours : *Manufacturing and the Environment*. Master in Manufacturing Management. Montréal, Québec, Canada, McGill University. [Non publié].
- Blouet, A. et Rivoire, E. (1995). *L'Écobilan : Les produits et leurs impacts sur l'environnement*. Paris : Éditions Dunod, 213 p.
- BUWAL (voir Office fédéral de l'environnement)
- CIRAIG, Chayer, J., et coll. (2003). *Protocole standard opérationnel – Guide CIRAIG : Élaboration générale d'une analyse de cycle de vie simplifiée*. Montréal : CIRAIG, PSO_A-20, 30 p. [Non publié].
- Dewberry, E. et Goggin, P. (1995). « Ecodesign strategies ». *Eco Design*, vol. 4, n° 1, p. 32-33.
- Dumont, R. (1974). *L'Utopie ou la Mort*. Paris : Seuil, 189 p.
- Durant, W. (1963). « Histoire de la civilisation XIII : L'Apogée du christianisme ». Paris : *Rencontre*, vol. 13.
- Durant, W. et Durant, A. (1964a). « Histoire de la civilisation XIII : Le réveil de l'Angleterre ». Paris : *Rencontre*, vol. 20.
- Durant, W. et Durant, A. (1964b). « Histoire de la civilisation XXIII : Les tentatives de la Raison ». Paris : *Rencontre*, vol. 22.

- ECO 2. (1999). McAlloone, T. Disponible sur <<http://www.mcaloone.com/environment/eco2/intro.htm>>, <<http://www.eco2.org/>>. (Consulté le 24.01.2003).
- École nationale supérieure des mines de St-Étienne (EMSE). (2005). Disponible sur : <<http://www.emse.fr/>>. (Consulté le 26.04.2005).
- ECOLOGICAD. (2004). *Center of design at the RMIT*. Disponible sur : <<http://www.leibrecht.org/>> ou <<http://www.ecologicad.com/>>. (Consulté le 26.04.2005).
- Ecological Living. (2001-2005). *Resources for Greener Living*. Disponible sur : <<http://ecological-living.info/ecolife/modules/articles/>>. (Consulté le 26.04.2005).
- Environmental Design of Industrial Products (EDIP). (2005). Disponible sur : <<http://www.mst.dk/activi/08030000.htm>>. (Consulté le 26.04.2005).
- ERPA (voir Graedel 1998)
- Francoeur, L-G. (2002). « Développement durable : le temps d'agir ». *Le Devoir*, samedi 31 août 2002, Section F15. Quotidien. Disponible sur : <<http://www.ledevoir.com/2002/08/31/8057.html>>. (Consulté le 08.07.2005).
- Fribourg, Hôtel de ville. (2005). *Information sur l'agenda 21*. Disponible sur : <<http://www.fr.ch/ville-fribourg/informations/agenda21/definitions.htm>>. (Consulté le 26.04.2005).
- Fuller, R. Buckminster. (1969). *Utopia or Oblivion: The Prospects for Humanity*. New York : Bantam Books Inc. S.P.
- Goedkoop, M.J. et Spriensma, R.S. (1999). *The Eco-indicator99, Methodology Report, A damage oriented LCIA Method*. Den Haag : VROM Report, 144 p.
- Goedkoop, M.J. et Spriensma, R.S. (2000). *The Eco-indicator99, Manual for designers*. Den Haag, 22 p.
- Graedel, T.E. (1998). *Streamlined Life-Cycle Assessment*. New Jersey : Prentice-Hall, 310 p.
- Graedel, T.E. et Allenby, B.R. (1995). *Industrial Ecology*, AT&T. New Jersey : Prentice-Hall, 384 p.
- Graedel, T.E. et Allenby, B.R. (1996). *Design for Environment*, AT&T. New Jersey : Prentice-Hall, 192 p.
- Grisel, L. et Duranthon, G. (2002). *Pratiquer l'écoconception : Lignes directrices*. Saint-Denis-La Plaine Cedex : Éditions de l'AFNOR, 103 p.
- Heijungs, R., et coll. (1996). *Life Cycle Assessment: What it is and how to do it*. United Nations Environment Programme (UNEP), Paris : UNEP, 91 p.
- Hochschorner, E. et Finnveden, G. (2003). « Evaluation of Two Simplified Life Cycle Assessment Methods », *Int J8LCA* (3), 119-128.
- IHBOE. (2000). *A Practical Manual of Ecodesign, Basque Government of Territorial Organisation, Housing and the Environment*. Format PDF. Disponible sur : <http://www.ihobe.net/pags/AP/Ap_publicaciones/index.asp?cod=1|C|2|279|279|31>. (Consulté le 08.07.2005).

- Institute Fabric of Millenium (IFM). (2002). Disponible sur : <<http://www.ifm.org.br>>. (Consulté le 20.05.2005).
- ISO/TC 207. (1993). *Environmental Management*. Disponible sur : <<http://www.tc207.org/about207.asp>>. (Consulté le 25.04.2005).
- ISO 14040. (1997). *Management environnemental – Analyse de cycle de vie – Principes généraux et cadre*. Genève : ISO.
- ISO 14041. (1998). *Management environnemental – Analyse de cycle de vie – Définition des objectifs et de l'échelle – Inventaire du cycle de vie*. Genève : ISO.
- ISO/CD 14042. (1999a). *Management environnemental – Analyse de cycle de vie – Évaluation de l'impact du cycle de vie*. Genève : ISO.
- ISO/DIS 14043. (1999b). *Management environnemental – Analyse de cycle de vie – Interprétation du cycle de vie*. Genève : ISO.
- ISO/TR 14062. (2002). *Management environnemental – Intégration des aspects environnementaux dans la conception et le développement de produit*. Genève : ISO.
- Jacobs, P. et Sadler, B. (1990). *Développement durable et évaluation environnementale : perspectives de planification d'un avenir commun*. Ottawa : CCREE.
- Jales, M. (2005). *Entreprise de meubles Moveis Jales*. Disponible sur : <<http://www.moveisjales.com.br>>. (Consulté le 20.04.2004).
- Janin M. (2000). « Démarche d'éco-conception en entreprise – Un enjeu : construire la cohérence entre outils et processus ». Thèse de doctorat, Chambéry : ENSAM Chambéry, 413 p.
- Kazazian, T. (2003). *Design et développement durable – Il y aura l'âge des choses légères*. Paris : Éditions Victoires, 192 p.
- Lamb, H. (1997). *Maurice Strong: The new guy in your future!* Disponible sur : <<http://www.sovereignty.net/p/sd/strong.html>>. (Consulté le 25.04.2005).
- Lemay, P. (2004). *ACFAS : Portrait de l'utilisation en entreprise de l'analyse du cycle de vie au Québec*. Colloque : 623. « La gestion du cycle de vie des produits et services comme outil de développement durable ». 72^e congrès de l'ACFAS. Montréal, Québec. Résumé disponible sur : <<http://www.acfas.ca/congres/congres72/C2518.htm>>. (Consulté le 05. 05 2005). [Communication non publiée]
- Lewis, H. et Gertsakis, J. (2001). *Design + Environment. A Global Guide to Designing Greener Goods*. United Kingdom: Greenleaf Publishing Limited, 200 p.
- Madge, P. (1997). « Ecological Design : A New Critique ». *Design Issues*. Massachusetts Institute of Technology, vol. 13, n° 2, p. 44-54
- Millet, D. (1995). « Prise en compte de l'environnement en conception : Proposition d'une démarche d'aide à la conception permettant de limiter les ponctions et les rejets engendrés par un produit ». Thèse de doctorat, Paris : ENSAM Paris, 180 p.

- Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP). (2005). *BUWAL. Bilan écologique des matériaux d'emballage*. Disponible sur : http://www.umweltchweiz.ch/buwal/fr/fachgebiete/fg_abfall/abfallwegweiser/verpackungen/index.html. (Consulté le 25.04.2005).
- Papanek, V. (1971). *Design for the Real World*. London : Thames & Hudson, 394 p.
- Plouffe, S. (2001). Notes du cours DIN 3332 – Écologie industrielle : Impact environnemental des produits au cours de leur cycle de vie. Méthodes d'analyse des différents types d'impact. Développement durable et design industriel. Réglementation environnementale : normes, éco-produits, éco-labels. Montréal : ÉDIN, Université de Montréal. [Non publié]
- PotiDesign. (2003). *PotiDesign du Centro de Tecnologia – CT Departamanto de Engenharia de Produçao de l'UFRN*. Disponible sur : <http://www.potidesignufrn.com>. (Consulté le 05.05.2005).
- Regroupement national des conseils régionaux de l'environnement du Québec (RNCREG). (1998). *Les instruments économiques et la protection de l'environnement*. 103 p. Format PDF. Disponible sur : <http://www.rncreq.org/pdf/instruments.pdf> >. (Consulté le 25.04.2005).
- SEDA. (2005). *Scottish Ecological Design Association*. Disponible sur : <http://www.seda2.org/>. (Consulté le 25.05.2005).
- Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). (1999). *Streamlined Life Cycle Assessment: A Final Report from the SETAC-North America Streamlined LCA Workgroup*. Todd, J.A. and Curran, M.A. (eds), Workgroup Members: Weitz, K.; Sharma, A.; Vigon, B.; Price, E.; Norris, G.; Eagan, P.; Owens, J.W.; Veroutis, A. Pensacola, Florida: SETAC Press. Format PDF. Disponible sur : <http://www.setac.org/files/lca.pdf>. (Consulté le 8.07.2005).
- Tischner U. et coll. (2000). *How to eco design? A Guide for Environmentally and Economically Sound Design*. Cologne : German Federal Environment Agency, Art Books Intl Ltd, 160 p.
- Todd, J.A. (1996). « *Streamlining* », in Curran, M.C. (ed.) : *Environmental Life-Cycle Assessment*. USA : McGraw-Hill.
- United Nations Environment Program (UNEP). (1997). « *Product development and the Environment* ». *UNEP, Industry and Environment*. Paris : UNEP, vol. 20, n° 1-2.
- United Nations Environment Program (UNEP). (2003a). « *Big Challenge for small business: sustainability and SMEs* ». *UNEP, Industry and Environment*. Paris : UNEP, vol. 26, n° 4.
- United Nations Environment Program (UNEP). (2003b). « *Sustainable Consumption and Cleaner Production, Global Status 2002* ». *UNEP, Division of Technology, Industry and Economics*. [CD-ROM]. Paris : UNEP. Configuration Linux, Mac OS, Windows disposant d'un navigateur Netscape Communicator (version 4.5 ou sup.) ou Microsoft Internet Explorer (version 5.0 ou sup.). Disponible sur : <http://www.uneptie.org>. (Consulté le 05.07.2005).
- United Nations Environment Program (UNEP). (2004). *GEO Year Book 2003. UNEP Division of Early Warning and Assessment*. Nairobi : UNEP, 103 p.
- UTOPIE. (2003). *Stratégie et développement durable : Écologie industrielle*. Disponible sur : <http://www.utopies.com/devdurable/pratiques/ecoind.htm>. (Consulté le 05.07.2005).

- Vaillancourt, J.-G. (1990). « Le Développement durable ou le « compromis » de la Commission Brundtland; désarmement, développement et protection de l'environnement ». Montréal, *Cahiers de la recherche éthique*, n° 15 : Fides, p. 17-44.
- Ventère, J-P. (1995). *La Qualité écologique des produits : Des écobilans aux Écoproduits*. Paris : Éditions Sang de la Terre, 181 p.
- Weitz, K.A., et coll. (1996). *Accurate Streamlined Life Cycle Assessment - Is it Possible?* Pensacola, Florida, USA : North Carolina's Research Triangle Institute for SETAC Press.
- X-Environnement. (2003). *Entreprises et environnement : quelles méthodes, quels outils?* Disponible sur : <<http://www.x-environnement.org/>>. (Consulté le 26.04.2005).

Annexe 1 : Grille de comparaison

Phases d'analyse évaluées	Questions d'évaluation	Eco-I99	ERPA
<p>Fiabilité : Le critère de la fiabilité de l'outil dépend de la reconnaissance de la communauté scientifique. La fiabilité s'évalue en fonction de la capacité de l'outil d'évaluation d'impact environnemental à respecter les procédures méthodologiques des normes ISO 14040 dans le compendium sur le management environnemental ISO 14000.</p>			
<p>1. D'ordre général</p>	<p>La méthode est-elle reconnue par la communauté scientifique?</p>		
<p>2. Définition des objectifs et du champ d'étude</p>	<p>Cette phase de l'évaluation respecte la procédure normalisée par ISO 14041 pour :</p> <ul style="list-style-type: none"> a. La définition de la fonction et de l'unité fonctionnelle du produit? b. La définition des frontières du système? c. La description des catégories de données? 		
<p>3. Analyse de l'inventaire</p>	<p>Cette phase de l'évaluation respecte la procédure normalisée par ISO 14041 pour :</p> <ul style="list-style-type: none"> a. La modélisation des systèmes de produit? b. La préparation pour la cueillette de données? c. La collecte de données? d. La procédure de calcul? 		
<p>4. Évaluation de l'impact du cycle de vie</p>	<p>Cette phase de l'évaluation respecte la procédure normalisée par ISO 14042 pour :</p> <ul style="list-style-type: none"> a. La traduction des flux en impacts? b. L'identification des principaux flux contribuant aux impacts? 		
<p>5. Interprétation des résultats</p>	<p>Cette phase de l'évaluation respecte la procédure normalisée par ISO 14043 pour :</p> <ul style="list-style-type: none"> a. L'identification des points significatifs? b. L'information sur les données approximatives, incomplètes ou manquantes? c. Le retour sur le but et la définition des objectifs de l'évaluation? 		

<p>Accessibilité :</p> <p>Le critère d'accessibilité s'évalue en fonction des moyens financiers et humains (temps de travail) exigés de la part de l'entreprise pour réaliser une évaluation à l'aide d'un outil donné et obtenir les résultats recherchés.</p>	
1. D'ordre général	<p>Quel est le coût d'achat de l'outil d'évaluation?</p>
2. Définition des objectifs et du champ d'étude	<p>Lequel des deux outils d'évaluation permet de réaliser le plus rapidement :</p> <p>a. La définition de la fonction et de l'unité fonctionnelle du produit? b. La définition des frontières du système? c. La description des catégories de données?</p>
3. Analyse de l'inventaire	<p>Lequel des deux outils d'évaluation permet de réaliser le plus rapidement :</p> <p>a. La modélisation des systèmes de produit? b. La préparation pour la cueillette de données? c. La collecte de données? d. La procédure de calcul?</p>
4. Évaluation de l'impact du cycle de vie	<p>Lequel des deux outils d'évaluation permet de réaliser le plus rapidement :</p> <p>a. La traduction des flux en impacts? b. L'identification des principaux flux contribuant aux impacts?</p>
5. Interprétation des résultats	<p>Lequel des deux outils d'évaluation permet de réaliser le plus rapidement :</p> <p>a. L'identification des points significatifs? b. L'information sur les données approximatives, incomplètes ou manquantes? c. Le retour sur le but et la définition des objectifs de l'évaluation?</p>

Légende	
+	f) Compris dans la méthode a) Se réalise plus rapidement
-	f) Non compris dans la méthode a) Se réalise moins rapidement
=	a) Le temps de réalisation est égale

Annexe 2 : Fiches des Eco-indicator99

Annexe to the Eco-indicator 99, Manual for Designers

Version 2; 17 April 2000

Production of ferro metals (in millipoints per kg)

	Indicator	Description	
Cast iron	240	Casting iron with > 2% carbon compound	1
Converter steel	94	Block material containing only primary steel	1
Electro steel	24	Block material containing only secondary scrap	1
Steel	86	Block material containing 80% primary iron, 20% scrap	1
Steel high alloy	910	Block material containing 71% primary iron, 16% Cr, 13% Ni	1
Steel low alloy	110	Block material containing 93% primary iron, 5% scrap, 1% alloy metals	1

Production of non ferro metals (in millipoints per kg)

	Indicator	Description	
Aluminium 100% Rec.	60	Block containing only secondary material	1
Aluminium 0% Rec.	780	Block containing only primary material	1
Chromium	970	Block, containing only primary material	1
Copper	1400	Block, containing only primary material	1
Lead	640	Block, containing 50% secondary lead	1
Nickel enriched	5200	Block, containing only primary material	1
Palladium enriched	4600000	Block, containing only primary material	1
Platinum	7000000	Block, containing only primary material	1
Rhodium enriched	12000000	Block, containing only primary material	1
Zinc	3200	Block, containing only primary material (plating quality)	1

Processing of metals (in millipoints)

	Indicator	Description	
Bending - aluminium	0.000047	one sheet of 1mm over width of 1 metre; bending 90°	4
Bending - steel	0.00008	one sheet of 1mm over width of 1 metre; bending 90°	4
Bending - RVS	0.00011	one sheet of 1mm over width of 1 metre; bending 90°	4
Brazing	4000	per kg brazing, including brazing material (45% silver, 27% copper, 25% tin)	1
Cold roll into sheet	18	per thickness reduction of 1 mm of 1 m ² plate	4
Electrolytic Chromium plating	1100	per m ² , 1 µm thick, double sided; data fairly unreliable	4
Electrolytic galvanising	130	per m ² , 2.5 µm thick, double sided; data fairly unreliable	4
Extrusion - aluminium	72	per kg	4
Milling, turning, drilling	800	per dm ³ removed material, without production of lost material	4
Pressing	23	per kg deformed metal. Do not include non-deformed parts!	4
Spot welding - aluminium	2.7	per weld of 7 mm diameter, sheet thickness 2 mm	4
Shearing/stamping - aluminium	0.000036	per mm ² cutting surface	4
Shearing/stamping - steel	0.00006	per mm ² cutting surface	4
Shearing/stamping - RVS	0.000086	per mm ² cutting surface	4
Sheet production	30	per kg production of sheet out of block material	4
Band zinc coating	4300	(Sendzimir zink coating) per m ² , 20-45 µm thick, including zinc	1
Hot galvanising	3300	per m ² , 100 µm thick, including zinc	1
Zinc coating (conversion um)	49	per m ² , 1 extra µm thickness, including zinc	1

Production of plastic granulate (in millipoints per kg)

	Indicator	Description	
ABS	400		3
HDPE	330		1
LDPE	360		1
PA 6.6	630		3
PC	510		1
PET	380		3
PET bottle grade	390	used for bottles	3
PP	330		3
PS (GPPS)	370	general purposes	3
PS (HIPS)	360	high impact	1
PS (EPS)	360	expandable	3
PUR energy absorbing	490		3
PUR flexible block foam	480	for furniture, bedding, clothing	3
PUR hard foam	420	used in white goods, insulation, construction material	1
PUR semi rigid foam	480		3
PVC high impact	280	Without metal stabilizer (Pb or Ba) and without plasticizer (see under Chemicals)	1
PVC (rigid)	270	rigid PVC with 10% plasticizers (crude estimate)	1
PVC (flexible)	240	Flexible PVC with 50% plasticizers (crude estimate)	1
PVDC	440	for thin coatings	3

Processing of plastics (in millipoints)

	Indicator	Description	
Blow foil extrusion PE	2.1	per kg PE granulate, but without production of PE. Foil to be used for bags	2
Calendering PVC foil	3.7	per kg PVC granulate, but without production of PVC	2
Injection moulding - 1	21	per kg PE, PP, PS, ABS, without production of material	4
Injection moulding - 2	44	per kg PVC, PC, without production of material	4
Milling, turning, drilling	6.4	per dm ³ machined material, without production of lost material	4
Pressure forming	6.4	per kg	4
React. Inj. Moulding-PUR	12	per kg, without production of PUR and possible other components	4
Ultrasonic welding	0.098	per m welded length	4
Vacuum-forming	9.1	per kg material, but without production of material	4

Production of rubbers (in millipoints per kg)

	Indicator	Description	
EPDM rubber	360	Vulcanised with 44% carbon, including moulding	1

Production of packaging materials (in millipoints per kg)

	Indicator	Description	
Packaging carton	69	CO ₂ absorption in growth stage disregarded	1
Paper	96	Containing 65% waste paper, CO ₂ absorption in growth stage disregarded	1
Glass (brown)	50	Packaging glass containing 61% recycled glass	2
Glass (green)	51	Packaging glass containing 99% recycled glass	2
Glass (white)	58	Packaging glass containing 55% recycled glass	2

Production of chemicals and others (in millipoints per kg)

	Indicator	Description
Ammonia	160	NH ₃
Argon	7.8	Inert gas, used in light bulbs, welding of reactive metals like aluminium
Bentonite	13	Used in cat litter, porcelain etc.
Carbon black	180	Used for colouring and as filler
Chemicals inorganic	53	Average value for production of inorganic chemicals
Chemicals organic	99	Average value for production of organic chemicals
Chlorine	38	Cl ₂ . Produced with diaphragm production process (modern technology)
Dimethyl p-phthalate	190	Used as plasticizer for softening PVC
Ethylene oxide/glycol	330	Used as industrial solvent and cleaning agent
Fuel oil	180	Production of fuel only. Combustion excluded!
Fuel petrol unleaded	210	Production of fuel only. Combustion excluded!
Fuel diesel	180	Production of fuel only. Combustion excluded!
H ₂	830	Hydrogen gas. Used for reduction processes
H ₂ SO ₄	22	Sulphuric acid. Used for cleaning and staining
HCl	39	Hydrochloric acid, used for processing of metals and cleaning
HF	140	Fluoric acid
N ₂	12	Nitrogen gas. Used as an inert atmosphere
NaCl	6.6	Sodium chloride
NaOH	38	Caustic soda
Nitric acid	55	HNO ₃ . Used for staining metals
O ₂	12	Oxygen gas.
Phosphoric acid	99	H ₃ PO ₄ . Used in preparation of fertiliser
Propylene glycol	200	Used as an anti-freeze, and as solvent
R134a (coolant)	150	Production of R134a only! Emission of 1 kg R134a to air gives 7300 mPt
R22 (coolant)	240	Production of R22 only! Emission of 1 kg R22 to air gives 8400 mPt
Silicate (waterglass)	60	Used in the manufacture of silica gel, detergent manufacture and metal cleaning
Soda	45	Na ₂ CO ₃ . Used in detergents
Ureum	130	Used in fertilisers
Water decarbonized	0.0026	Processing only; effects on groundwater table (if any) disregarded
Water demineralized	0.026	Processing only; effects on groundwater table (if any) disregarded
Zeolite	160	Used for absorption processes and in detergents

Production of building material (in millipoints per kg)

	Indicator	Description
Alkyd varnish	520	Production + emissions during use of varnish, containing 55% solvents
Cement	20	Portland cement
Ceramics	28	Bricks etc.
Concrete not reinforced	3.8	Concrete with a density of 2200 kg/m ³
Float glass coated	51	Used for windows, Tin, Silver and Nickel coating (77 g/m ²)
Float glass uncoated	49	Used for windows
Gypsum	9.9	Selenite. Used as filler.
Gravel	0.84	Extraction and transport
Lime (burnt)	28	CaO. Used for production of cement and concrete. Can also be used as strong base
Lime (hydrated)	21	Ca(OH) ₂ . Used for production of mortar
Mineral wool	61	Used for insulation
Massive building	1500	Rough estimate of a (concrete) building per m ³ volume (capital goods)
Metal construction building	4300	Rough estimate of a building per m ³ volume (capital goods)
Sand	0.82	Extraction and transport
Wood board	39	European wood (FSC criteria); CO ₂ absorption in growth stage disregarded
Wood massive	6.6	European wood (FSC criteria); CO ₂ absorption in growth stage disregarded
Land-use	45	Occupation as urban land per m ² yr

Heat (in millipoints per MJ)		
	Indicator	Description
		Including fuel production
Heat coal briquette (stove)	4.6	Combustion of coal in a 5-15 kW furnace
Heat coal (industrial furnace)	4.2	Combustion of coal in a industrial furnace (1-10MW)
Heat lignite briquet	3.2	Combustion of lignite in a 5-15kW furnace
Heat gas (boiler)	5.4	Combustion of gas in an atmospheric boiler (<100kW) with low NOx
Heat gas (industrial furnace)	5.3	Combustion of gas in an industrial furnace (>100kW) with low NOx
Heat oil (boiler)	5.6	Combustion of oil in a 10kW furnace
Heat oil (industrial furnace)	11	Combustion of oil in an industrial furnace
Heat wood	1.6	Combustion of wood; CO ₂ absorption and emission disregarded

Solar energy (in millipoints per kWh)		
	Indicator	Description
Electricity facade m-Si	9.7	Small installation (3kWp) with monocrystalline cells, used on building facade
Electricity facade p-Si	14	Small installation (3kWp) with polycrystalline cells, used on building facade
Electricity roof m-Si	7.2	Small installation (3kWp) with monocrystalline cells, used on building roof
Electricity roof p-Si	10	Small installation (3kWp) with polycrystalline cells, used on building roof

Electricity (in millipoints per kWh)		
	Indicator	Description
		Including fuel production
Electr. HV Europe (UCPTE)	22	High voltage (> 24 kVolt)
Electr. MV Europe (UCPTE)	22	Medium voltage (1 kV - 24 kVolt)
Electr. LV Europe (UCPTE)	26	Low voltage (< 1000Volt)
Electricity LV Austria	18	Low voltage (< 1000Volt)
Electricity LV Belgium	22	Low voltage (< 1000Volt)
Electricity LV Switzerland	8.4	Low voltage (< 1000Volt)
Electricity LV Great Britain	33	Low voltage (< 1000Volt)
Electricity LV France	8.9	Low voltage (< 1000Volt)
Electricity LV Greece	61	Low voltage (< 1000Volt)
Electricity LV Italy	47	Low voltage (< 1000Volt)
Electricity LV the Netherlands	37	Low voltage (< 1000Volt)
Electricity LV Portugal	46	Low voltage (< 1000Volt)

Transport (in millipoints per tkm)

	Indicator		Description	
			Including fuel production	
Delivery van (<3.5t)	140		Road transport with 30% load, 33% petrol unleaded, 38% petrol leaded, 29% diesel (38% without catalyst) (European average including return)	1
Truck 16t	34		Road transport with 40% load (European average including return)	1
Truck 28t	22		Road transport with 40% load (European average including return)	1
Truck 28t (volume)	8		Road transport per m ³ km. Use when volume in stead of load is limiting factor	1*
Truck 40t	15		Road transport with 50% load (European average including return)	1
Passenger car W-Europe	29		Road transport per km	1
Rail transport	3.9		Rail transport, 20% diesel and 80% electric trains	1
Tanker inland	5		Water transport with 65% load (European average including return)	1
Tanker oceanic	0.8		Water transport with 54% load (European average including return)	1
Freighter inland	5.1		Water transport with 70% load (European average including return)	1
Freighter oceanic	1.1		Water transport with 70% load (European average including return)	1
Average air transport	78		Air transport with 78% load (Average of all flights)	6
Continental air transport	120		Air transport in a Boeing 737 with 62% load (Average of all flights)	6
Intercontinental air transport	80		Air transport in a Boeing 747 with 78% load (Average of all flights)	6
Intercontinental air transport	72		Air transport in a Boeing 767 or MD 11 with 71% load (Average of all flights)	6

Recycling of waste (in millipoints per kg)

	Indicator			Description	
	Total	Process	Avoided product		
				Environmental load of the recycling process and the avoided product differs from case to case. The values are an example for recycling of primary material.	
Recycling PE	-240	86	-330	if not mixed with other plastics	7*
Recycling PP	-210	86	-300	if not mixed with other plastics	7*
Recycling PS	-240	86	-330	if not mixed with other plastics	7*
Recycling PVC	-170	86	-250	if not mixed with other plastics	7*
Recycling Paper	-1,2	32	-33	Recycling avoids virgin paper production	2*
Recycling Cardboard	-8,3	41	-50	Recycling avoids virgin cardboard production	2*
Recycling Glass	-15	51	-66	Recycling avoids virgin glass production	2*
Recycling Aluminium	-720	60	-780	Recycling avoids primary aluminium.	1*
Recycling Ferro metals	-70	24	-94	Recycling avoids primary steel production	1*

Waste treatment (in millipoints per kg)		
	Indicator	Description
Incineration		
Incineration in a waste incineration plant in Europe. Average scenario for energy recovery. 22% of municipal waste in Europe is incinerated		
Incineration PE	-19	Indicator can be used for both HDPE and LDPE
Incineration PP	-13	
Incineration PUR	2,8	Indicator can be used for all types of PUR
Incineration ³ PET	-6,3	
Incineration PS	-5,3	Relatively low energy yield, can also be used for ABS, HIPS, GPPS, EPS
Incineration Nylon	1,1	Relatively low energy yield
Incineration PVC	37	Relatively low energy yield
Incineration PVDC	66	Relatively low energy yield
Incineration Paper	-12	High energy yield CO ₂ emission disregarded
Incineration Cardboard	-12	High energy yield CO ₂ emission disregarded
Incineration Steel	-32	40% magnetic separation for recycling, avoiding crude iron (European average)
Incineration Aluminium	-110	15% magnetic separation for recycling, avoiding primary aluminium
Incineration Glass	5,1	Almost inert material, indicator can be used for other inert materials
Landfill		
Controlled landfill site. 78% of municipal waste in Europe is landfilled		
Landfill PE	3,9	
Landfill PP	3,5	
Landfill PET	3,1	
Landfill PS	4,1	Indicator can also be used for landfill of ABS
Landfill EPS foam	7,4	PS foam, 40 kg/m ³ , large volume
Landfill foam 20kg/m ³	9,7	Landfill of foam like PUR with 20kg/m ³
Landfill foam 100kg/m ³	4,3	Landfill of foam like PUR with 100kg/m ³
Landfill Nylon	3,6	
Landfill PVC	2,8	Excluding leaching of metal stabilizer
Landfill PVDC	2,2	
Landfill Paper	4,3	CO ₂ and methane emission disregarded
Landfill Cardboard	4,2	CO ₂ and methane emission disregarded
Landfill Glass	1,4	Almost inert material, indicator can also be used for other inert materials
Landfill Steel	1,4	Almost inert material on landfill, indicator can be used for ferro metals
Landfill Aluminium	1,4	Almost inert material on landfill, indicator is valid for primary and recycled alu.
Landfill of 1 m ³ volume	140	Landfill of volume per m ³ , use for voluminous waste, like foam and products
Municipal waste		
In Europe, 22% of municipal waste is incinerated, 78% is landfilled. Indicator is not valid for voluminous waste and secondary materials		
Municipal waste PE	-1,1	
Municipal waste PP	-0,13	
Municipal waste PET	1	
Municipal waste PS	2	Not valid for foam products
Municipal waste Nylon	3,1	
Municipal waste PVC	10	
Municipal waste PVDC	16	
Municipal waste Paper	0,71	
Municipal waste Cardboard	0,64	
Municipal waste ECCS steel	-5,9	Valid for primary steel only!
Municipal waste Aluminium	-23	Valid for primary aluminium only!
Municipal waste Glass	2,2	
Household waste		
Separation by consumers of waste for recycling (average European scenario)		
Paper	-0,13	44% separation by consumers
Cardboard	-3,3	44% separation by consumers
Glass	-6,9	52% separation by consumers

Annexe 3 : Guide d'utilisation ERPA

Formulaire de collecte de donnée : grille de pointage (approche matricielle)

Environmentally Responsible Product Matrix : Pointage et lignes directrices

La matrice d'évaluation de produit a été décrite précédemment. Dans cette section, il est question des possibilités et des propositions qui aideront à marquer les considérations appropriées pour chacun des éléments de la matrice. L'auteur anticipe que pour les différents* types* de produits*, différentes* listes* de vérification et d'évaluation devront être développées*. Ce qui est présenté ici n'est qu'un exemple et ne doit pas être perçu comme une formule universelle.

*Si l'on considère la matrice d'impact suivante:

Tableau A.1 : Exemple de matrice d'impacts

Étape du cycle de vie du produit ou procédé	Préoccupation environnementale				
	Choix des matériaux	Utilisation d'énergie	Résidus solides	Résidus liquides	Résidus gazeux
Préproduction	1,1	1,2	1,3	1,4	1,5
Production	2,1	2,2	2,3	2,4	2,5
Distribution	3,1	3,2	3,3	3,4	3,5
Utilisation	4,1	4,2	4,3	4,4	4,5
Fin de vie	5,1	5,2	5,3	5,4	5,5

Les grilles de score associées sont les suivantes (Graedel, 1998) :

Tableau A.2 : Grille de score pour choix des matériaux/préproduction (1,1)

Note octroyée à l'élément 1,1	Énoncés applicables
<p>4</p> <p>Si une de ces conditions s'applique :</p>	<p>La composition chimique des matériaux, composantes, sous-systèmes achetés de fournisseurs n'est pas connue (ou connue partiellement).</p> <p>Des matériaux achetés de fournisseurs contiennent des substances rares, toxiques ou radioactives alors qu'il existe des alternatives (ces éléments sont les suivants : Sb, Be, B, Co, Au, Cr, Hg, Pt, Ir, Os, Rh, Ag, Th, U...).</p>
<p>0</p>	<p>Aucun matériau vierge n'est utilisé dans les composantes ou sous-systèmes achetés de fournisseurs.</p>
<p>Si les énoncés précédents ne s'appliquent pas, octroyer 1, 2 ou 3 selon le degré de conformité aux énoncés suivants :</p>	<p>Le produit est-il conçu de façon à minimiser l'utilisation de matériaux, provenant de fournisseurs, contenant des substances rares, toxiques ou radioactives?</p> <p>Le produit est-il conçu de façon à maximiser l'utilisation de matériaux recyclés?</p>

Tableau A.3 : Grille de score pour utilisation d'énergie/préproduction (1,2)

Note octroyée à l'élément 1,2	Énoncés applicables
<p>4</p> <p>Si une de ces conditions s'applique :</p>	<p>Certains matériaux achetés de fournisseurs requièrent d'importantes quantités d'énergie lors de l'extraction ou de la transformation, alors qu'il existe des alternatives (ex: aluminium de première fusion vs aluminium de seconde fusion).</p>
<p>0</p>	<p>L'énergie requise pour l'extraction, la transformation et l'expédition des matériaux, composantes ou sous-systèmes achetés est faible.</p>
<p>Si les énoncés précédents ne s'appliquent pas, octroyer 1, 2 ou 3 selon le degré de conformité aux énoncés suivants :</p>	<p>Le produit est-il conçu afin de limiter l'utilisation de matériaux achetés issus de procédés énergivores?</p> <p>Le produit est-il conçu afin d'éviter ou de minimiser l'utilisation de matériaux de très haute densité (afin de réduire la consommation de carburant lors du transport)?</p> <p>Les distances à parcourir lors du transport (préproduction) sont-elles minimisées?</p>

Tableau A.4 : Grille de score pour résidus solides/préproduction (1,3)

Note octroyée à l'élément 1,3	Énoncés applicables
<p>4</p> <p>Si une de ces conditions s'applique :</p>	<p>Certains matériaux achetés de fournisseurs contiennent des métaux qui génèrent des résidus solides lors de leur extraction/purification, alors que des métaux recyclés auraient pu être utilisés.</p> <p>Les matériaux achetés de fournisseurs sont emballés dans des contenants ou films non recyclés, de plus ces emballages sont composés de plusieurs matériaux (trois composantes ou plus).</p>
<p>0</p>	<p>Il n'y a pas de résidus solides générés durant l'extraction/la purification ou durant les procédés de recyclage.</p> <p>Un minimum d'emballage est utilisé ou alors les emballages sont récupérés par le fournisseur pour réutilisation future.</p>
<p>Si les énoncés précédents ne s'appliquent pas, octroyer 1, 2 ou 3 selon le degré de conformité aux énoncés suivants :</p>	<p>Le produit est-il conçu de façon à réduire l'achat de matériaux générant de grandes quantités de résidus solides lors de l'extraction/purification?</p> <p>Le produit est-il conçu de manière à minimiser l'achat de matières générant des résidus solides toxiques?</p> <p>Les matériaux, les composantes ou les sous-systèmes achetés de fournisseurs, contiennent-ils un minimum d'emballage primaire, secondaire et tertiaire?</p> <p>La diversité des matériaux entrant dans l'emballage est-il minimisé?</p>

Tableau A.5 : Grille de score pour résidus liquides/préproduction (1,4)

Note octroyée à l'élément 1,4	Énoncés applicables
<p>4</p> <p>Si une de ces conditions s'applique :</p>	<p>Certains matériaux achetés de fournisseurs contiennent des métaux qui génèrent des résidus liquides lors de leurs extraction ou purification (ex: drainage minier acide), alors que des métaux recyclés auraient pu être utilisés.</p> <p>Les matériaux achetés de fournisseurs sont emballés dans des contenants ou films contenant des substances toxiques lixiviables.</p>
<p>0</p>	<p>Il n'y a pas de résidus liquides générés durant l'extraction/la purification ou durant les procédés de recyclage.</p> <p>Il n'y a pas de résidus liquides générés lors du transport, du déemballage ou de l'utilisation de ces produits.</p>
<p>Si les énoncés précédents ne s'appliquent pas, octroyer 1, 2 ou 3 selon le degré de conformité aux énoncés suivants :</p>	<p>Le produit est-il conçu de façon à réduire l'achat de matériaux générant de grandes quantités de résidus liquides lors de l'extraction/la purification (cette catégorie inclue le papier, le charbon,...)?</p> <p>Le produit est-il conçu de manière à minimiser les achats de matériaux générant des résidus liquides toxiques lors de l'extraction/la purification?</p> <p>Les contenants de produits liquides provenant de fournisseurs sont-ils réutilisables?</p> <p>Un minimum de composantes achetées demandent un nettoyage ou nécessitent une disposition particulière des eaux de nettoyage?</p>

Tableau A.6 : Grille de score pour résidus gazeux/préproduction (1,5)

Note octroyée à l'élément 1,5	Énoncés applicables
4 Si une de ces conditions s'applique :	Les matériaux utilisés engendrent des émissions substantielles de gaz toxiques, de gaz à effet de serre, de SACO, de gaz contribuant à la formation de smog alors que des alternatives moins polluantes existent.
0	Il n'y a pas de résidus gazeux générés durant l'extraction/la purification ou durant les procédés de recyclage.
Si les énoncés précédents ne s'appliquent pas, octroyer 1, 2 ou 3 selon le degré de conformité aux énoncés suivants :	Le produit est-il conçu de manière à minimiser l'utilisation de matériaux qui engendrent de grandes quantités de polluants atmosphériques lors de leur extraction ou de leur purification?

Tableau A.7 : Grille de score pour choix des matériaux/production (2,1)

Note octroyée à l'élément 2,1	Énoncés applicables
4	La fabrication du produit demande de grandes quantités de substances rares, toxiques ou radioactives.
0	La fabrication est opérée en boucle fermée, ainsi les matériaux sont réutilisés ou recyclés et un minimum d'entrants sont requis.
Si les énoncés précédents ne s'appliquent pas, octroyer 1, 2 ou 3 selon le degré de conformité aux énoncés suivants :	<p>La fabrication du produit permet-elle d'éviter l'utilisation de substances rares?</p> <p>L'utilisation de substances toxiques est-elle limitée?</p> <p>L'utilisation de substances radioactives est-elle minimisée?</p> <p>L'utilisation de matériaux vierges est-elle minimisée?</p> <p>Les traitements chimiques requis aux matériaux, composantes sont-ils restreints?</p>

Tableau A.8 : Grille de score pour utilisation d'énergie/production (2,2)

Note octroyée à l'élément 2,2	Énoncés applicables
4	L'énergie requise à la fabrication du produit ou au contrôle de la qualité par essais est grande alors que des procédés moins énergivores sont disponibles.
0	La fabrication et les essais requièrent un minimum d'énergie.
Si les énoncés précédents ne s'appliquent pas, octroyer 1, 2 ou 3 selon le degré de conformité aux énoncés suivants :	<p>Le produit est-il conçu afin de minimiser les étapes de fabrication consommant beaucoup d'énergie?</p> <p>Le produit est-il conçu afin de minimiser les procédés de contrôle de la qualité (essais) énergivores?</p> <p>Des procédés de co-génération énergétiques, d'échanges thermiques ou d'autres techniques permettant de récupérer l'énergie perdue sont-ils mis de l'avant ?</p> <p>L'alimentation électrique est-elle coupée lorsque les équipements ne sont pas en opération?</p>

Tableau A.9 : Grille de score pour résidus solides/production (2,3)

Note octroyée à l'élément 2,3	Énoncés applicables
4	La génération de résidus solides est grande lors de la fabrication et aucun programme de réutilisation ou recyclage n'est mis de l'avant.
0	Les résidus solides générés sont minimes et chacune des composantes du produit contient au moins 90% de matière réutilisée ou recyclée.
Si les énoncés précédents ne s'appliquent pas, octroyer 1, 2 ou 3 selon le degré de conformité aux énoncés suivants :	<p>La génération de résidus solides lors de la fabrication a-t-elle été minimisée et la réutilisation maximisée?</p> <p>Les possibilités de revendre les résidus solides générés comme entrants pour un autre produit ou procédé ont-elles été explorées?</p> <p>La génération de résidus solides qui n'ont pas de valeur sur le marché a-t-elle été minimisée et ces résidus sont-ils recyclés à même le procédé?</p>

Tableau A.5 : Grille de score résidus liquides/production (2,4)

Note octroyée à l'élément 2,4	Énoncés applicables
4	La génération de résidus liquides est grande lors de la fabrication et aucun programme de réutilisation ou recyclage n'est mis de l'avant.
0	Les résidus liquides générés sont minimes et chacune des composantes du produit contient au moins 90% de matière réutilisée ou recyclée.
Si les énoncés précédents ne s'appliquent pas, octroyer 1, 2 ou 3 selon le degré de conformité aux énoncés suivants :	<p>Si des solvants ou des huiles sont nécessaires pour la fabrication, leur utilisation a-t-elle été minimisée et les alternatives ont-elles été étudiées?</p> <p>Les opportunités de revendre les résidus liquides comme entrants pour d'autres produits ou procédés ont-elle été évaluées?</p> <p>Les procédés de fabrication ont-ils été conçus de manière à maximiser l'utilisation de produits?</p>

Tableau A.6 : Exemple de grille de score pour les résidus gazeux générés lors de l'étape de production (2,5)

Note octroyée à l'élément 2,5	Énoncés applicables
4 Si une de ces conditions s'applique :	<p>Les résidus gazeux générés lors de la fabrication sont nombreux et aucun programme de réutilisation ou de recyclage n'est mise de l'avant.</p> <p>Les CFC sont utilisés lors de la production.</p>
0	Les résidus gazeux générés sont mineurs et des programmes de réutilisation ou de recyclage sont mis de l'avant.
Si les énoncés précédents ne s'appliquent pas, octroyer 1, 2 ou 3 selon le degré de conformité aux énoncés suivants :	<p>Si des CFC sont utilisés lors de la production, les alternatives ont-elle été étudiées et évaluées?</p> <p>Les gaz à effet de serre utilisés ou générés lors de la production sont-ils négligeables?</p> <p>Les possibilités de revente des résidus gazeux comme entrants pour d'autres filières de production ont-elles été étudiées?</p>

Tableau A.7 : Grille de score pour choix des matériaux/distribution (3,1)

Note octroyée à l'élément 3,1	Énoncés applicables
4	Tous les emballages sont constitués de matériaux vierges et composés de trois matériaux ou plus.
0	Aucun produit n'est emballé ou alors un minimum d'emballage est utilisé et ce dernier est fait de matières recyclées.
Si les énoncés précédents ne s'appliquent pas, octroyer 1, 2 ou 3 selon le degré de conformité aux énoncés suivants :	L'emballage minimise-t-il la diversité des matériaux utilisés et la quantité d'emballage requise pour un poids donné de produit a-t-elle été minimisée? Des efforts ont-ils été fournis afin d'utiliser des emballages fait de matières recyclées? Existe-il des infrastructures à l'externe pour le recyclage des matériaux d'emballage? Les ingénieurs à l'emballage et le personnel concerné ont-ils été consultés durant le processus de design?

Tableau A.8 : Grille de score pour utilisation d'énergie/distribution (3,2)

Note octroyée à l'élément 3,2	Énoncés applicables
4	Les modes de production des emballages, les procédés industriels d'emballage, le transport et modes de livraison des produits consomment d'importantes quantités d'énergie, alors que des alternatives existent.
0	Les modes de production des emballages, les procédés industriels d'emballage, le transport et modes de livraison des produits consomment peu d'énergie.
Si les énoncés précédents ne s'appliquent pas, octroyer 1, 2 ou 3 selon le degré de conformité aux énoncés suivants :	Les activités liées à l'emballage requièrent-elles un minimum d'énergie? Le système d'approvisionnement en composantes et les plans de distribution ont-ils été pensés afin de réduire autant que possible la consommation énergétique? Les transports sur de longues distances sont-ils évités ou limités?

Tableau A.9 : Grille de score pour *résidus solides/distribution* (3,3)

Note octroyée à l'élément 3,3	Énoncés applicables
4	L'utilisation des emballages pour les produits est importante et peu de considérations sont portées aux possibilités de recyclages ou de réutilisation.
0	Les produits livrés ne sont pas emballés ou alors le peu de produits emballés est fait d'emballages recyclés.
Si les énoncés précédents ne s'appliquent pas, octroyer 1, 2 ou 3 selon le degré de conformité aux énoncés suivants :	<p>Les emballages utilisés permettent-ils une séparation facile en leurs différents constituants?</p> <p>L'utilisation d'emballage demande-t-il un mode de disposition particulier ?</p> <p>La quantité requise d'emballage pour un poids donné a-t-elle été minimisée et ce pour chaque type d'emballage?</p> <p>Des dispositions sont-elles prises afin de récupérer les emballages pour fins de réutilisation ou de recyclage?</p> <p>La diversité des matériaux composants les emballages a-t-elle été minimisée?</p>

Tableau A.10 : Grille de score pour *résidus liquides/distribution* (3,4)

Note octroyée à l'élément 3,4	Énoncés applicables
4	L'utilisation des emballages pour les produits est importante et peu de considérations sont portées aux possibilités de recyclages ou de réutilisation.
0	Les produits livrés ne sont pas emballés ou alors le peu de produits emballés est fait d'emballages recyclés.
Si les énoncés précédents ne s'appliquent pas, octroyer 1, 2 ou 3 selon le degré de conformité aux énoncés suivants :	<p>Les emballages utilisés permettent-ils une séparation facile en leurs différents constituants?</p> <p>L'utilisation d'emballage demande-t-il un mode de disposition particulier ?</p> <p>La quantité requise d'emballage pour un poids donné a-t-elle été minimisée et ce pour chaque type d'emballage?</p> <p>Des dispositions sont-elles prises afin de récupérer les emballages pour fins de réutilisation ou de recyclage?</p> <p>La diversité des matériaux composants les emballages a-t-elle été minimisée?</p>

Tableau A.11 : Grille de score pour résidus gazeux/distribution (3,5)

Note octroyée à l'élément 3,5	Énoncés applicables
4	Des résidus gazeux sont générés en abondance pendant l'emballage, le transport ou l'installation du produit, et des méthodes alternatives permettant de réduire significativement ces émissions sont disponibles.
0	Peu ou aucun gaz n'est généré pendant l'emballage, le transport ou l'installation du produit.
Si les énoncés précédents ne s'appliquent pas, octroyer 1, 2 ou 3 selon le degré de conformité aux énoncés suivants :	<p>Si le produit contient des gaz sous pression, les procédures de transport/installation sont-elles conçues pour éviter leur émission?</p> <p>Les plans de distribution sont-ils conçus pour minimiser les émissions gazeuses des véhicules de transport?</p> <p>Si l'emballage est recyclé pour récupérer sa teneur en énergie (i.e. incinération), les matériaux ont-ils été choisis pour assurer qu'aucun gaz toxique n'est émis?</p>

Tableau A.12 : Grille de score pour choix des matériaux/utilisation (4,1)

Note octroyée à l'élément 4,1	Énoncés applicables
4	L'utilisation entraîne une consommation de matériaux contenant des quantités significatives de substances toxiques/dangereuses ou de matériaux dont il n'existe que de faibles quantités.
0	L'utilisation et l'entretien du produit ne requièrent aucune consommation de matériaux.
Si les énoncés précédents ne s'appliquent pas, octroyer 1, 2 ou 3 selon le degré de conformité aux énoncés suivants :	<p>Est-ce que la consommation de matériaux lors de la phase l'utilisation a été minimisée?</p> <p>Si le produit est conçu pour être éliminé après utilisation, est-ce que des approches alternatives ont été examinées?</p> <p>Est-ce que les matériaux ont été choisis de sorte à ne pas nécessiter un entretien ayant des impacts sur l'environnement et à ne pas entraîner des émissions toxiques dans l'environnement lors de l'utilisation?</p> <p>Est-ce que les matériaux consommés lors de l'utilisation proviennent de matériaux recyclés plutôt que vierges?</p>

Tableau A.13 : Grille de score pour utilisation d'énergie/utilisation (4,2)

Note octroyée à l'élément 4,2	Énoncés applicables
4	L'utilisation et/ou l'entretien du produit est relativement à forte intensité énergétique et des alternatives à moins forte intensité énergétique sont disponibles pour en arriver au même objectif.
0	L'utilisation et/ou l'entretien du produit utilise peu ou pas d'énergie
Si les énoncés précédents ne s'appliquent pas, octroyer 1, 2 ou 3 selon le degré de conformité aux énoncés suivants :	<p>Est-ce que le produit a été conçu de manière à minimiser la consommation d'énergie lors de la phase d'utilisation?</p> <p>Est-ce que l'utilisation d'énergie lors de l'entretien ou de la réparation du produit a été minimisée?</p> <p>Est-ce que des fonctions d'économie d'énergie ont été incorporées lors de la conception du produit (p.ex. fermeture automatique ou isolation accrue)</p> <p>Est-ce que le produit suit et affiche son utilisation et/ou son efficacité énergétique lors de l'utilisation?</p>

Tableau A.14 : Grille de score pour résidus solides/utilisation (4,3)

Note octroyée à l'élément 4,3	Énoncés applicables
4	Le produit génère des quantités significatives de résidus solides toxiques ou dangereux lors de l'utilisation ou des opérations de réparation ou d'entretien.
0	Le produit ne génère aucun (ou des quantités relativement petites) résidu solide lors de l'utilisation ou des opérations de réparation ou d'entretien.
Si les énoncés précédents ne s'appliquent pas, octroyer 1, 2 ou 3 selon le degré de conformité aux énoncés suivants :	<p>Est-ce que l'élimination périodique de résidus solides (comme des cartouches d'imprimantes, des contenants ou des piles) associée à l'utilisation et/ou l'entretien du produit a été évitée ou minimisée?</p> <p>Est-ce que des alternatives à l'utilisation de matériaux solides ont été investiguées et mises en œuvre là où approprié?</p> <p>Si des émissions dissipatives intentionnelles dans le sol ont lieu avec l'utilisation du produit, est-ce que des alternatives moins dommageables pour l'environnement existent?</p>

Tableau A.15 : Grille de score pour résidus liquides/utilisation (4,4)

Note octroyée à l'élément 4,4	Énoncés applicables
4	Le produit génère des quantités significatives de résidus liquides toxiques ou dangereux lors de l'utilisation ou des opérations de réparation ou d'entretien.
0	Le produit ne génère aucun (ou des quantités négligeables) résidu liquide lors de l'utilisation ou des opérations de réparation ou d'entretien.
Si les énoncés précédents ne s'appliquent pas, octroyer 1, 2 ou 3 selon le degré de conformité aux énoncés suivants :	<p>Est-ce que l'élimination périodique de résidus liquides (comme des lubrifiants et fluides hydrauliques) associée à l'utilisation ou l'entretien du produit a été évitée ou minimisée?</p> <p>Est-ce que des alternatives à l'utilisation de liquides ont été investiguées et mises en œuvre?</p> <p>Si des émissions dissipatives intentionnelles dans l'eau ont lieu avec l'utilisation du produit, est-ce que des alternatives moins dommageables pour l'environnement ont été investiguées?</p> <p>Si le produit contient un matériau liquide qui a le potentiel d'être non intentionnellement dissipé, lors de l'utilisation ou l'entretien, est-ce que les mesures préventives ont été incorporées à la conception?</p>

Tableau A.16 : Grille de score pour résidus gazeux générés/utilisation (4,5)

Note octroyée à l'élément 4,5	Énoncés applicables
4	Le produit génère des quantités significatives de résidus gazeux toxiques ou dangereux lors de l'utilisation ou des opérations de réparation ou d'entretien.
0	Le produit ne génère aucun (ou des quantités relativement petites) résidu gazeux lors de l'utilisation ou des opérations de réparation ou d'entretien.
Si les énoncés précédents ne s'appliquent pas, octroyer 1, 2 ou 3 selon le degré de conformité aux énoncés suivants :	<p>Est-ce que l'élimination périodique de résidus gazeux (p.ex. CO₂, SO₂) associés à l'utilisation ou l'entretien du produit a été évitée ou minimisée?</p> <p>Est-ce que des alternatives à l'utilisation de gaz ont été investiguées et mises en œuvre?</p> <p>Si des émissions gazeuses dissipatives intentionnelles ont lieu avec l'utilisation du produit, est-ce que des alternatives moins dommageables pour l'environnement ont été investiguées?</p> <p>Si le produit contient un matériau gazeux qui a le potentiel d'être non intentionnellement dissipé, lors de l'utilisation et/ou l'entretien, est-ce que les mesures préventives ont été incorporées à la conception?</p>

Tableau A.17 : Grille de score pour choix des matériaux/fin de vie (5,1)

Note octroyée à l'élément 5,1	Énoncés applicables
4	Le produit contient des quantités significatives de mercure (i.e. relais de mercure), d'asbestos (i.e. isolants à base d'asbestos) ou de cadmium (i.e. parties plaquées au cadmium ou au zinc) qui ne sont pas clairement identifiées et facilement démontables.
0	La diversité matérielle est minimisée, le produit est facilement démontable et toutes les parties sont recyclables.
Si les énoncés précédents ne s'appliquent pas, octroyer 1, 2 ou 3 selon le degré de conformité aux énoncés suivants :	<p>Est-ce que les matériaux ont été choisis et utilisés en regard de l'option de recyclage ou élimination désirée (p.ex. pour incinération, recyclage, ou remise à neuf)?</p> <p>Est-ce que le produit minimise le nombre de matériaux différents utilisés dans la fabrication?</p> <p>Est-ce que les différents matériaux sont clairement identifiés et facilement démontables?</p> <p>Est-ce que le produit est libre de piles?</p> <p>Est-ce que le produit est libre de composantes contenant des BPC ou TPCÉ?</p> <p>Est-ce que les parties de plastiques sont libres de moyens d'isolement polybromés ou d'additifs à base de métaux lourds (colorants, conducteurs, stabilisateurs, etc.)?</p>

Tableau A.18 : Grille de score pour utilisation d'énergie/fin de vie (5,2)

Note octroyée à l'élément 5,2	Énoncés applicables
4	Le recyclage ou l'élimination du produit est à forte intensité énergétique (comparé à d'autres produits ayant la même fonction) dû à son poids, sa construction et/ou sa complexité.
0	L'énergie nécessaire pour le recyclage ou l'élimination du produit est minime.
Si les énoncés précédents ne s'appliquent pas, octroyer 1, 2 ou 3 selon le degré de conformité aux énoncés suivants :	<p>Est-ce que le produit est conçu avec l'intention de minimiser l'utilisation d'énergie lors du désassemblage?</p> <p>Est-ce que le produit est conçu pour une réutilisation de haut niveau des matériaux (la réutilisation directe dans un produit similaire est préférable à une réutilisation dégradée)?</p> <p>Est-ce que le transport des produits pour le recyclage sera à forte intensité énergétique due au poids ou volume du produit ou encore à la localisation des installations de recyclage?</p>

Tableau A.19 : Grille de score pour résidus solides/fin de vie (5,3)

Note octroyée à l'élément 5,3	Énoncés applicables
4	Le produit est composé majoritairement de matériaux solides non recyclables (Ex. : caoutchouc, fibre de verre, polymères composites).
0	Le produit peut facilement être remis à neuf et réutilisé ; il est facilement démontable et 100% recyclé/réutilisé à sa fin de vie. Par exemple, aucune partie de ce produit ne se retrouvera en site d'enfouissement.
Si les énoncés précédents ne s'appliquent pas, octroyer 1, 2 ou 3 selon le degré de conformité aux énoncés suivants :	<p>Est-ce que le produit a été assemblé avec des attaches comme des crochets ou du velcro plutôt qu'avec des liants chimiques (Ex. : gel) ou des soudures?</p> <p>Est-ce qu'un effort a été fait pour éviter de joindre des matériaux dissimilaires d'une façon qui est difficilement réversible?</p> <p>Est-ce que toutes les composantes sont identifiées par des marquages ISO quant à leur contenu?</p> <p>Si le produit contient des composantes de plastique, y a-t-il une espèce prédominante (>80%)?</p> <p>Est-ce que le produit est loué plutôt que vendu?</p>

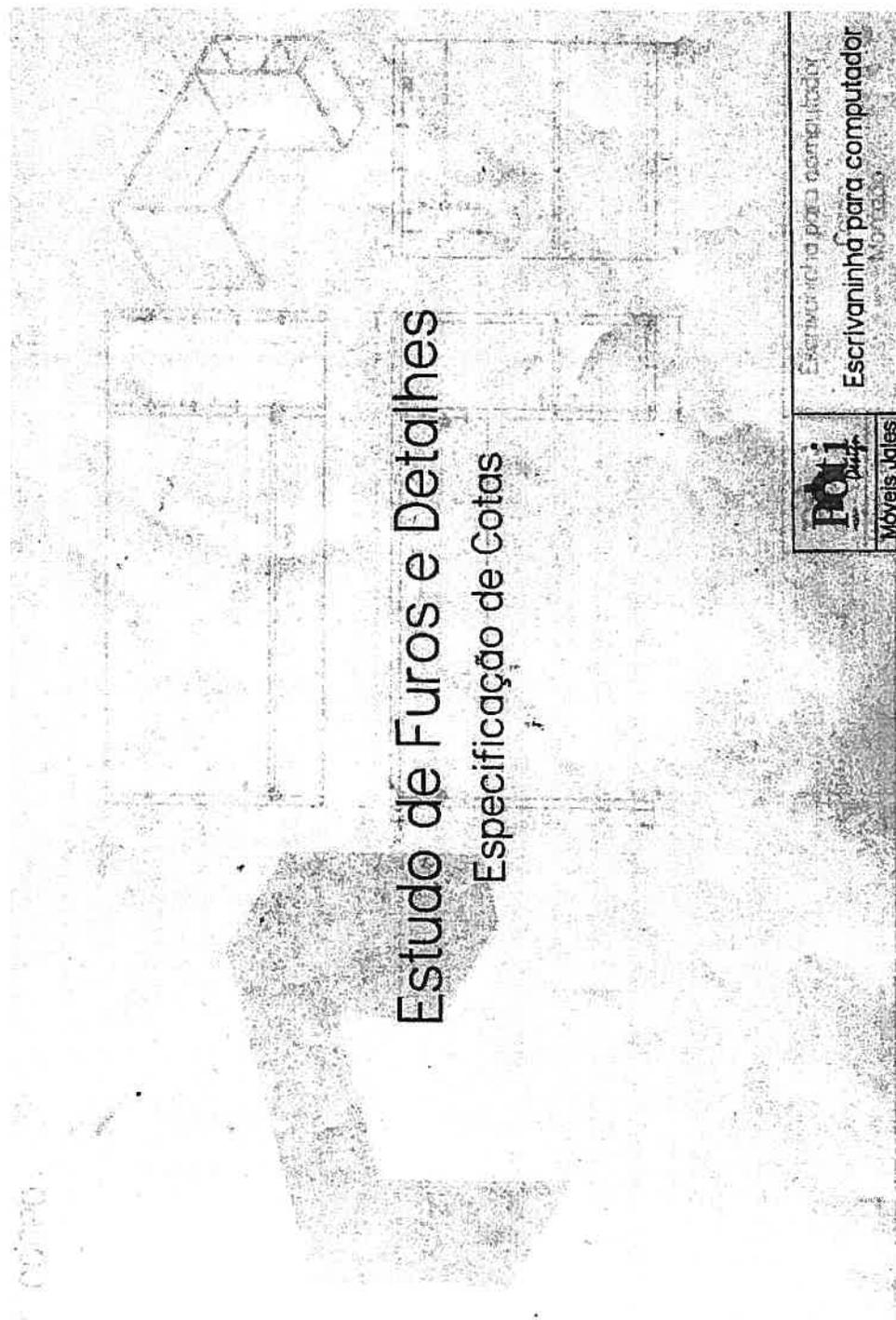
Tableau A.20 : Grille de score pour résidus liquides/fin de vie (5,4)

Note octroyée à l'élément 5,4	Énoncés applicables
4	Le produit contient principalement des matériaux liquides non recyclables.
0	Le produit n'utilise aucun liquide d'opération (Ex. : huiles, fluides hydrauliques, liquides de refroidissement) et aucun agent nettoyant ou solvant n'est nécessaire pour son reconditionnement.
Si les énoncés précédents ne s'appliquent pas, octroyer 1, 2 ou 3 selon le degré de conformité aux énoncés suivants :	<p>Est-ce que les liquides contenus dans le produit peuvent être récupérés lors du désassemblage plutôt que perdus?</p> <p>Est-ce que le désassemblage, récupération et réutilisation génèrent des résidus liquides?</p> <p>Est-ce que la récupération et réutilisation des matériaux génèrent des résidus liquides?</p>

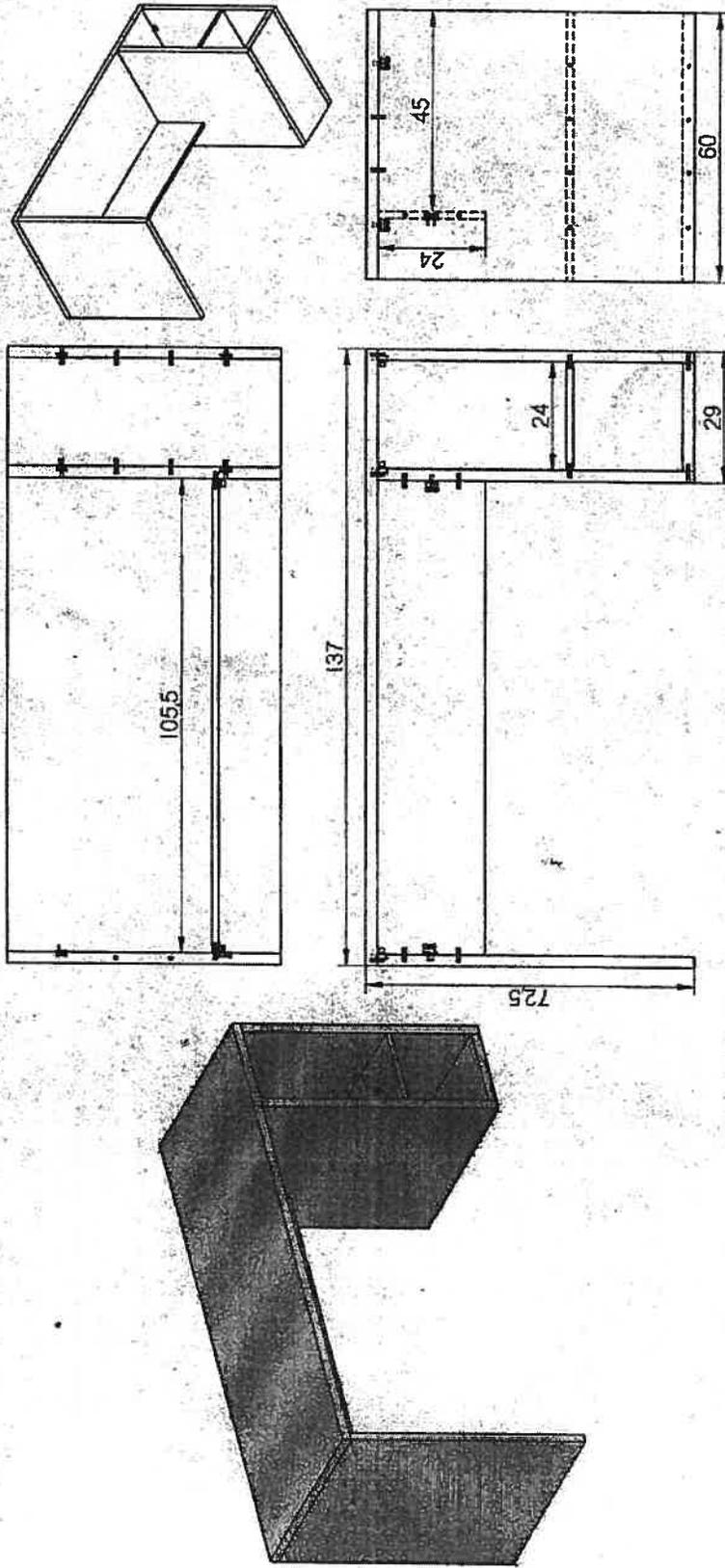
Tableau A.21 : Grille de score pour résidus gazeux/fin de vie (5,5)

Note octroyée à l'élément 5,45	Énonces applicables
4	Le produit contient ou produit principalement des matériaux gazeux non recyclables qui sont dissipés dans l'atmosphère en fin de vie.
0	Le produit ne contient aucune substance perdue par évaporation/sublimation (autre que l'eau) et aucune substance volatile n'est utilisée pour le reconditionnement.
Si les énoncés précédents ne s'appliquent pas, octroyer 1, 2 ou 3 selon le degré de conformité aux énoncés suivants :	<p>Est-ce que les gaz contenus dans le produit peuvent être récupérés lors du désassemblage plutôt que perdus?</p> <p>Est-ce que le désassemblage, récupération et réutilisation génèrent des résidus gazeux?</p> <p>Est-ce que les parties en plastique peuvent être incinérées sans avoir recours à des dispositifs sophistiqués de contrôle de la pollution de l'air. Les parties en plastiques qui peuvent poser problèmes en ce sens sont celles qui contiennent un moyen d'isolement polybromé ou des additifs à base de métaux lourds, sont finies avec des peintures à base de polyuréthane ou sont plaquées ou peintes avec des métaux.</p>

Annexe 4 : Fiches technique du meuble



CORPO



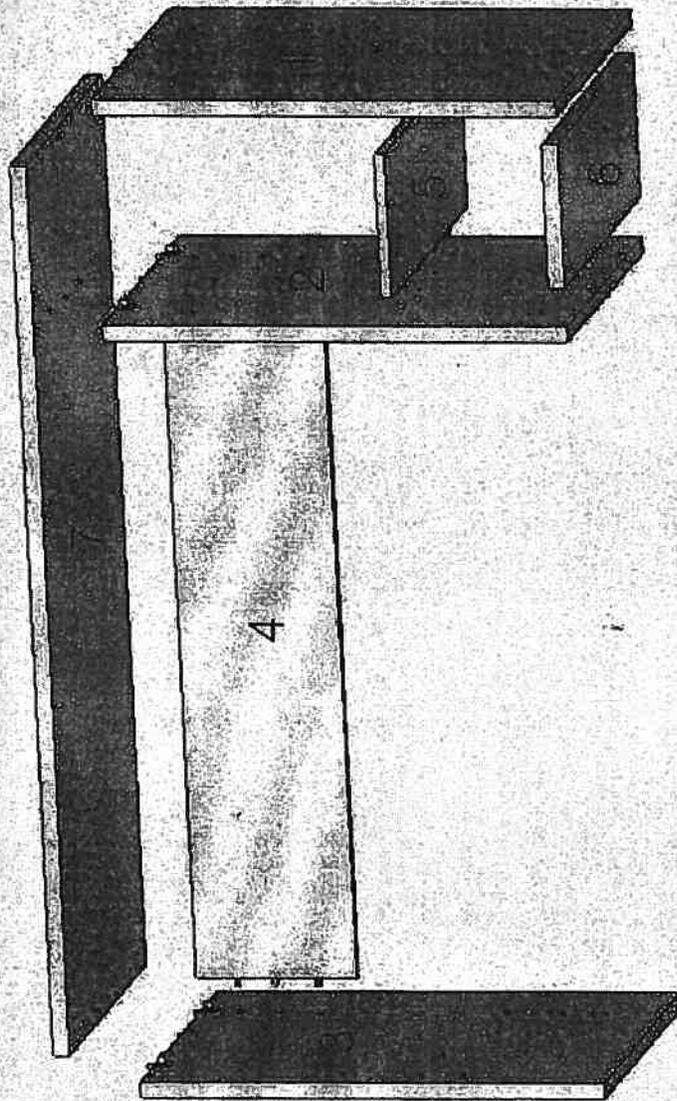
Escrivaninha para computador

Corpo
Montado



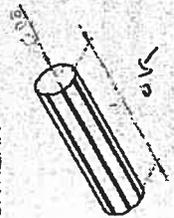
poli
Design

Móveis Jales

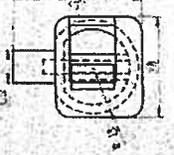


Acessórios

CAVILHA



DISPOSITIVO DE MONTAGEM



PARAFUSO

Escrivadinha para computador

Corpo

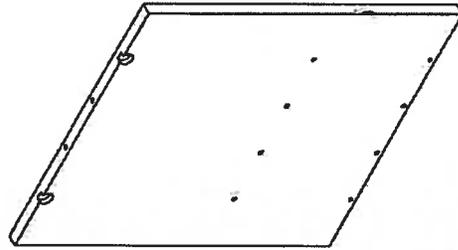
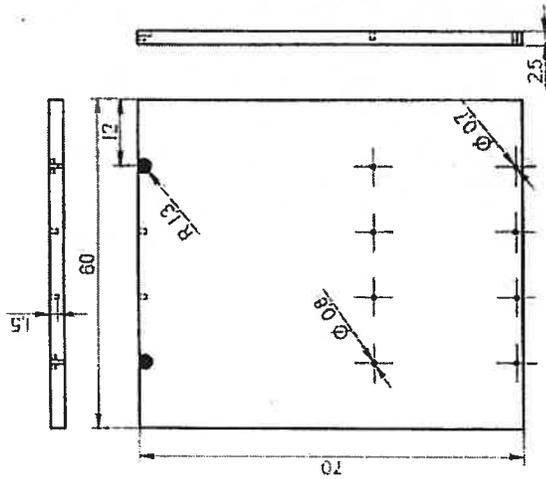
Explodido (partes)

Poli Design

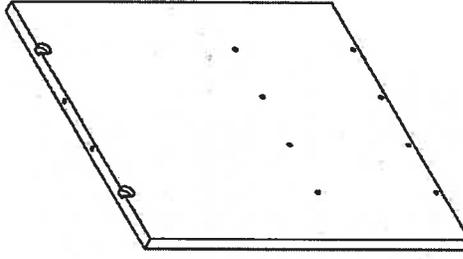
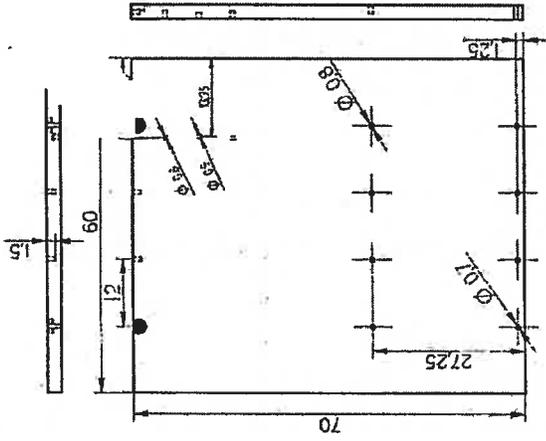
Móveis Jales



1 - Lateral direita



2 - Lateral interna



Móveis Jales

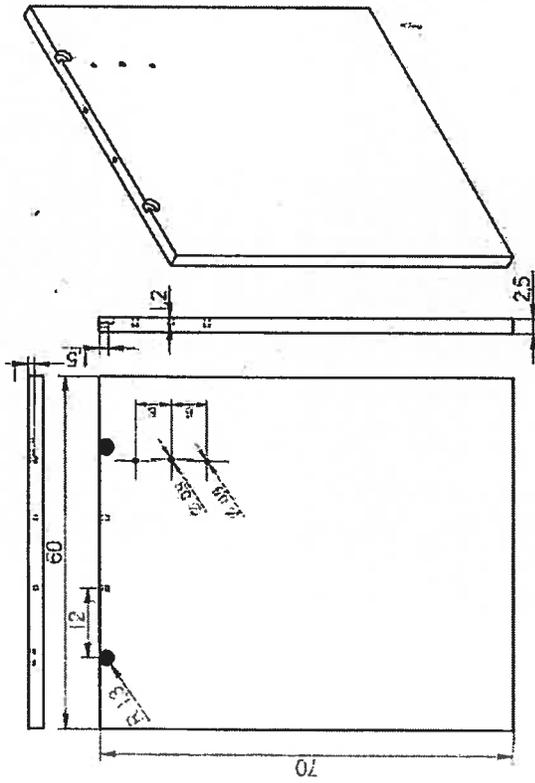
Escrivaninha para computador

Corpo

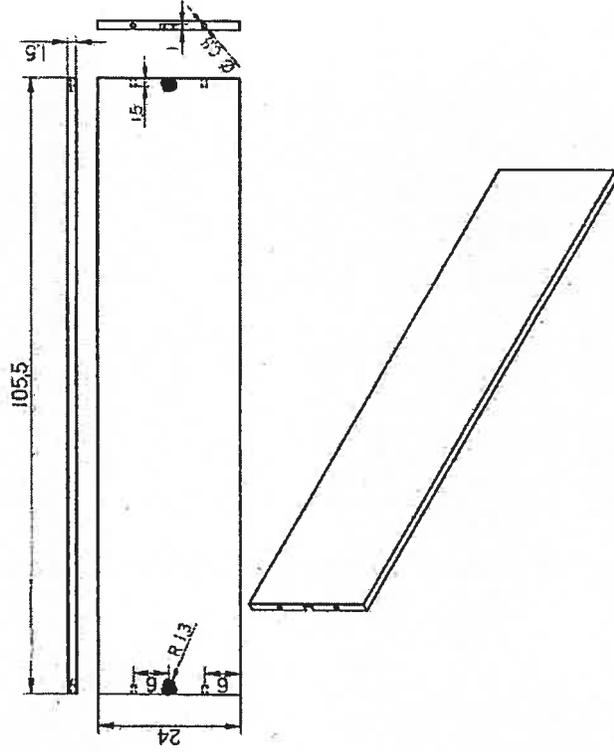
Explodido (partes 1 e 2)



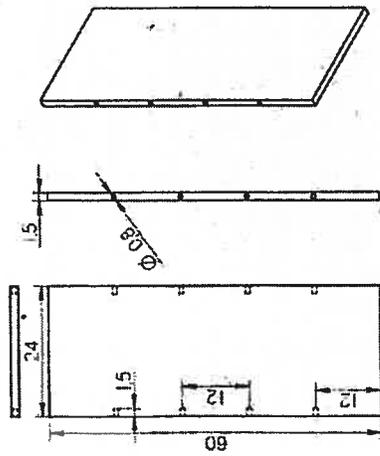
3 – Lateral esquerda



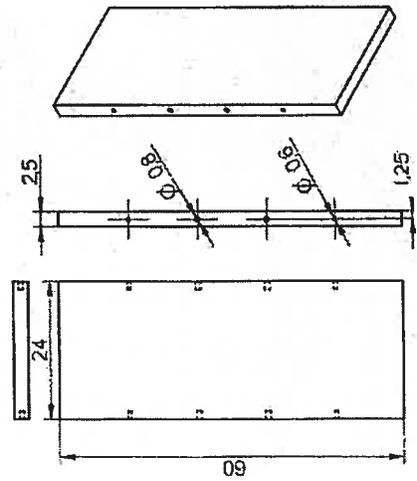
4 – Travessa



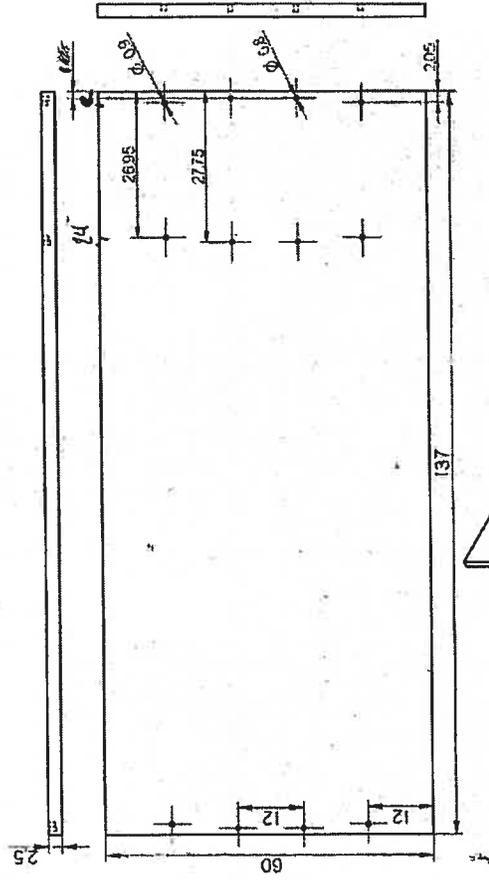
5 – Bandeja do CPU



6 – Bandeja Fundo



7 – Tampo



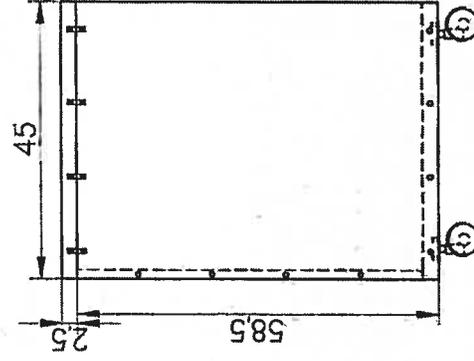
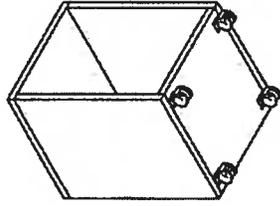
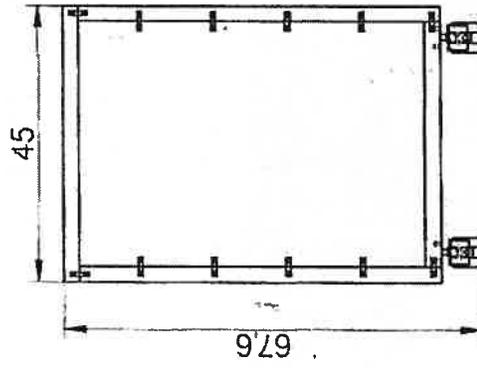
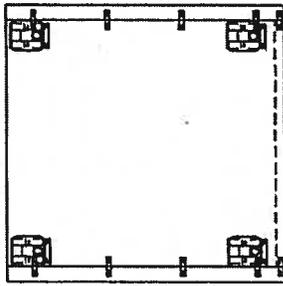
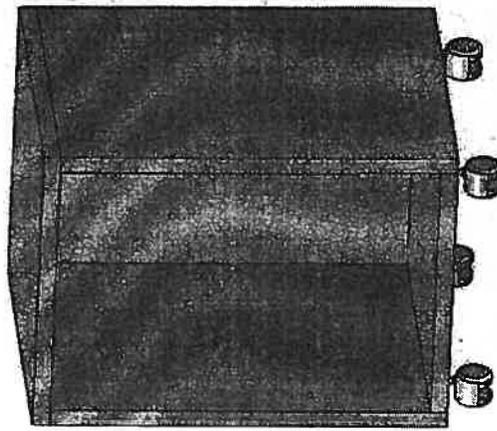
Escritivaninha para computador

Corpo

Fornecido Inertes 5, 6 e 7



GAVETEIRO



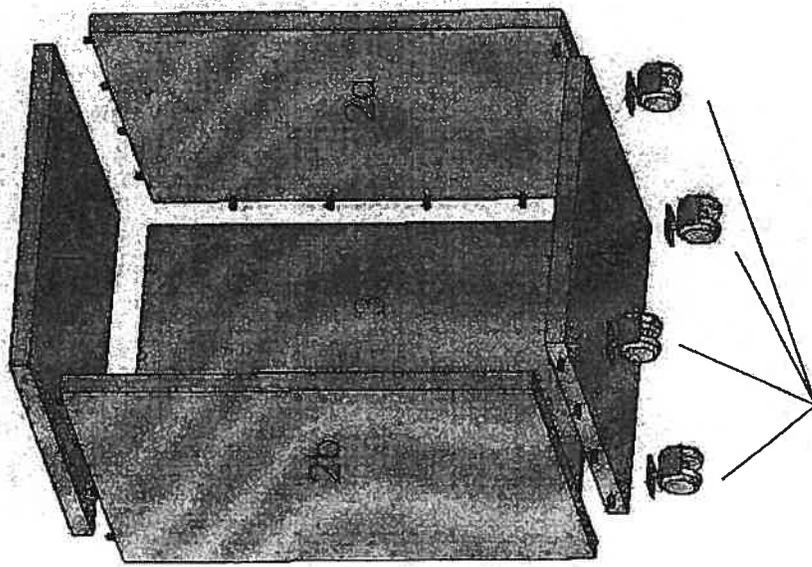
Móveis Jales

Escrivaninha para computador

Gaveteiro

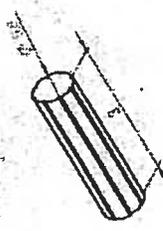
Montado

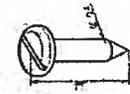


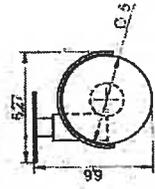


Rodízios

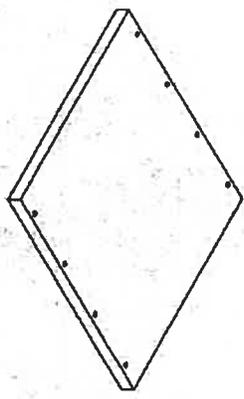
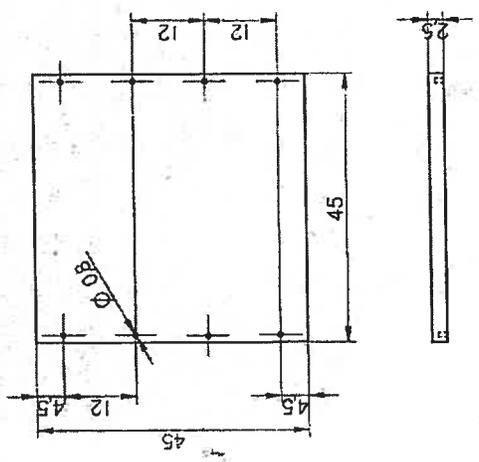
Accessórios

CAVILHA 

PARAFUSO 5mm 

RODÍZIO 

I - Texto

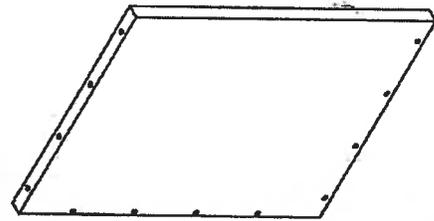
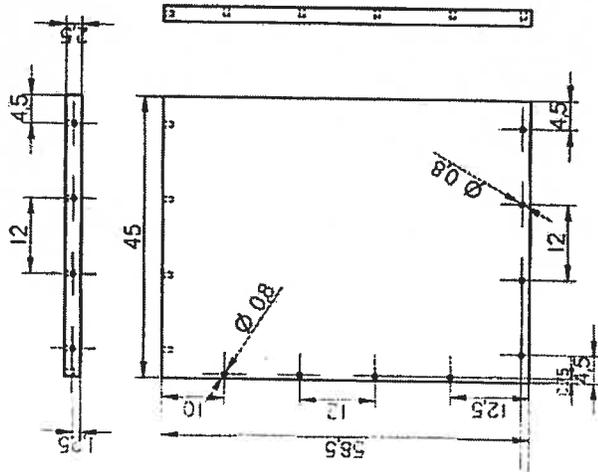


Poli Design
Móveis Jales

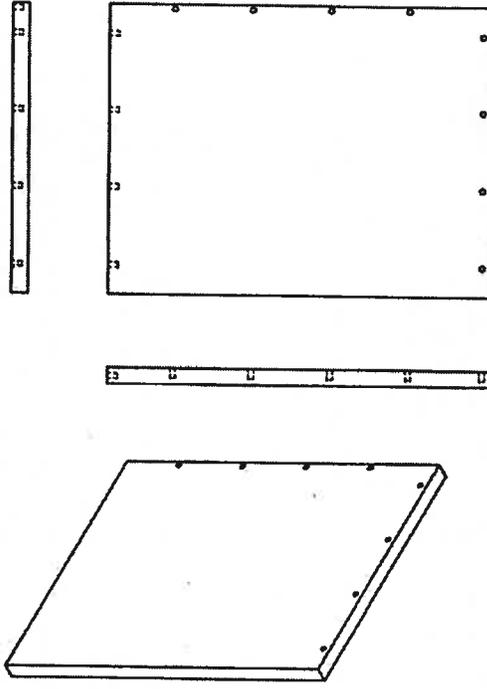
Escritivanha para computador
Gaveteiro
Explodido (partes)



2a – Lateral direita



2b – Lateral esquerda



Mesmas cotas da lateral direita (espelho dela).

