

THESE

présentée

a l'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon

pour obtenir

LE GRADE DE DOCTEUR

Formation doctorale : Sciences et Techniques du déchet

PAR

François Schneider

Maîtrise de Physico-Chimie

DEA de gestion et traitement des déchets

ANALYSE des reemplois, recyclages, valorisations de DECHETS par l'Etude de Systèmes Cascade

Soutenue publiquement le 20 décembre 1996 devant la Commission d'Examen

Jury :

MM.

Bertolini Gérard

Rapporteur

Huppès Gjalt

Rapporteur

Navarro Alain

Directeur de thèse

Rousseaux Patrick

Remerciements

Cette thèse s'est déroulée entre 1992 et 1996 au Laboratoire d'Analyse Environnementale des Procédés et Systèmes Industriels (LAEPSI), INSA de Lyon et pendant 8 mois au Centrum voor Milieukunde Leiden (CML), Université de Leyde, Pays-Bas.

Je remercie :

- **Alain Navarro**, directeur du LAEPSI, pour sa confiance, sa relecture attentive et pour avoir accepté la charge de directeur de cette thèse,
- les **chercheur-e-s du groupe « Evaluation Environnementale »** du LAEPSI :
 - les **Patrick Rousseaux**, pour avoir accepté d'être membre du jury et pour avoir lancé les recherches sur ACV à l'INSA de Lyon,
 - Sandrine Wenisch**, pour avoir partagé le bureau et l'amitié avec moi,
 - Armelle Blanc**, pour ses idées futuristes,
 - Ratib Chaabane**, pour m'avoir accompagné,
 - Charlotte Hugrel**, pour avoir osé écrire que le vélo était le meilleur moyen de transport en ville, et pour leur lecture critique du manuscrit,
- **Gjalt Huppés** du CML, pour ses critiques et ses conseils importants, son inspiration, pour avoir accepté d'être rapporteur et pour m'avoir permis de joindre pour un temps l'équipe du CML pour participer, notamment, à l'organisation d'une conférence internationale très enrichissante,
- **Gérard Bertolini** du CNRS, pour ses conseils et pour avoir accepté d'être rapporteur,
- Les chercheur-e-s de la section Stoffen & Produkten du CML pour les discussions et les conseils enrichissants : **Anneke Sleeswijk**, **Reinout Heijungs** (merci pour la photo de cascade), **Nico van de Berg**, **Jeroen Guinée**, **René Kleijn**, **Ester Van de Voet**, **Lauran van Oers**, **Paul Mulder**, et **Patrick Hofstetter** de ETH-Zurich,
- **Claude Comel**, pour avoir initialement accepté d'être directeur de cette thèse,
- **Agnès Thénet** du LAEPSI, **Esther Philips**, **Tineke Remmerswaal** et **Ada van Vulpen** du CML pour leur gentillesse,
- **Philippe Laporte**, **Robert Miller** et **Yves Bonnardel** pour leur lecture attentionnée,
- la **Pension Bourret-Rollet & co** pour le soutien moral,
- **Catherine Rouhling**, reine des réemplois, recyclages, valorisations, dont cette thèse contient un peu de l'esprit, mais il est trop tard pour le lui dire,
- mon **père** et ma **mère** pour leurs conseils et encouragements,
- les **gens de Bourdeaux** et **Vincent Cheynet** pour m'avoir prêté leur demeure pour travailler,
- **tous ceux et celles qui m'ont inspiré au LAEPSI, à Lyon et partout.**

Résumé

Analyse des réemplois, recyclages, valorisations de déchets par l'étude de systèmes cascade

Après une définition des concepts de base, les analyses environnementales sont présentées avec une attention toute particulière pour les Analyses de Cycles de Vie (analyses du « berceau à la tombe » d'un produit ou d'un service remplissant une fonction donnée) et les Analyses de Flux de Substances (analyse de tous les flux d'une substance dans un espace spatial et temporel donné).

Les revalorisations incluent recyclage, réemploi et autres valorisations des déchets. Nous développons dans ce travail un nouvel outil d'analyse environnementale appliqué à l'étude globale des revalorisations dénommé Analyse des Revalorisations par les Systèmes Cascade (ARSC). Cet outil peut être appliqué à tous les types d'entités physiques (matière, énergie, espace). Deux problèmes spécifiques peuvent être étudiés par la méthode ARSC :

- le choix d'une filière de traitement pour un déchet donné

- le choix de filière de production pour un produit ou un service remplissant une fonction donnée.

Les méthodes actuelles d'analyse environnementale des revalorisations sont passées en revue et sont comparées à la méthode ARSC proposée. Les nombreuses méthodes d'Analyse de Cycle de Vie appliquées à l'étude des revalorisations font l'objet d'une attention particulière.

Les quatre parties de la méthode ARSC (Définition des objectifs; Description des systèmes cascade; Evaluation des systèmes cascade; Comparaison des alternatives) sont ensuite décrites. La méthode ARSC utilise l'analyse de systèmes cascade. Les systèmes cascade sont définis à partir de déchets ou de ressources naturelles donnés. Lors de leur analyse, tous les flux environnementaux (polluants émis, ressources naturelles utilisées...) et les fonctions (services rendus lors des revalorisations) liés cette source lors de ses multiples revalorisations sont ainsi inventoriés. Les flux environnementaux sont analysés par l'étude des problèmes environnementaux. Les fonctions sont analysées de deux façons, soit par l'étude de leur « utilité », soit par l'étude des impacts environnementaux qu'elles permettent d'éviter.

Pour la comparaison de filières de traitement de déchets, on analyse différents systèmes cascade appliqués au même déchet. Pour la comparaison de filières de production, on considère le système cascade lorsque le déchet ou ressource naturelle est utilisé pour le produit ou service considéré (on parle de cascade « canalisée ») et, dans le cas où un déchet est utilisé, le système cascade associé à ce déchet avant qu'il ne soit utilisé de cette manière (on parle de cascade « distribuée »). Les différentes méthodes d'évaluation des fonctions conduisent à différentes procédures de comparaison des alternatives.

La méthode ARSC est ensuite appliquée à un cas théorique complexe. Cette application montre l'aptitude de la méthode ARSC à prendre en compte de nombreux aspects des revalorisations multiples qui ne sont pas considérés dans les méthodes existantes.

English summary

Analysis of reuse, recycling, waste recovery involving the study of cascade systems

Following a presentation of basic concepts, different types of environmental analyses are presented with a focus on Life Cycle Assessment (Analysis from « cradle to grave » of a product or service fulfilling a given function) and Substance Flow Analysis (Analysis of all flows of a substance within given parameters of time and space).

Recoveries include here reuse, recycling and other waste recovery. A new type of environmental analysis is developed concerned with the global analysis of recoveries. It is called « Analysis of Recoveries with Cascade Systems » (ARCS) and may be applied to all types of physical entities (materials, energy, space).

Two specific problems may be handled by the ARCS method:

- the choice of waste management system for a given waste*
- the choice of production system fulfilling a given function*

The existing methods for environmental analysis of recoveries are described (with a focus on the numerous LCA versions) and are compared with the ARCS method.

The four parts of the ARCS method (goal definition, description of cascade systems, assessment of cascade systems, comparison of alternatives) are then precisely described. The ARCS method is based on the study of cascade systems, which are systems, defined from a given waste or a virgin resource. Within multiple recovery cycles all environmental flows (pollutants emitted, natural resources used...) and all functions linked to this source are inventoried. Environmental flows are studied by an impact assessment. All functions are assessed either by the study of their « usefulness » or by the study of the environmental impacts that are avoided when those functions are fulfilled. For the comparison of waste management systems, we analyse different cascade systems applied to the same waste. When comparing production systems, we consider the cascade system when the waste or virgin resource is used to fulfil the function studied (the « channelled cascade ») and when a waste is used the preceding cascade system (the « distributed cascade ») is also studied. The ARCS method is then applied to a theoretical case study. This application shows the ability of the ARCS method to take into account many aspects of multiple recoveries that are not dealt with in existing methods.

Sommaire

Introduction	11
------------------------------	-----------

I- Concepts de l'analyse environnementale	14
--	-----------

I-1. Les problèmes environnementaux	14
--	-----------

I-1.1. Les consommations de ressources	14
--	----

I-1.2. Les pollutions	15
---------------------------------------	----

I-1.3. Les perturbations	15
--	----

I-2. Les différentes approches face aux problèmes environnementaux	17
---	-----------

I-2.1. L'analyse environnementale	17
---	----

I-2.2. Autres approches	18
---	----

I-2.3. Choix effectué dans ce travail	21
---	----

I-3. Les sphères de l'analyse environnementale	21
---	-----------

I-3.1. L'anthroposphère	21
---	----

I-3.2. L'environnement	21
--	----

I-3.3. La frontière anthroposphère-environnement	22
--	----

I-4. Flux entre processus	22
--	-----------

I-4.1. Interaction	22
------------------------------------	----

I-4.2. Notion de flux	23
---------------------------------------	----

I-4.3. Les flux anthropiques	24
--	----

I-4.4. Les flux environnementaux	25
--	----

I-4.5. Les flux écologiques	26
---	----

I-5. Evaluation d'un flux	26
--	-----------

I-5.1. Définition générale	26
--	----

I-5.2. Cas des flux anthropiques	27
--	----

I-5.3. Produit ou déchet	30
--	----

I-5.4. Fonction	30
---------------------------------	----

I-5.5. Cas des flux environnementaux	31
--	----

I-5.6. Cas des flux écologiques	32
---	----

II- Outils de l'analyse environnementale	33
---	-----------

II-1. Structure d'une analyse environnementale	33
---	-----------

<u>II-2. Analyses environnementales existantes</u>	34
<u>II-3. Système considéré pour les analyses environnementales ayant un objet de départ dans l'environnement</u>	35
II-3.1. <u>Objet de départ au sein de l'environnement</u>	35
II-3.2. <u>Système restreint</u>	35
II-3.3. <u>Système élargi</u>	36
II-3.4. <u>Système défini de proche en proche</u>	37
<u>II-4. Système considéré pour les analyses environnementales ayant un objet de départ dans l'anthroposphère</u>	38
II-4.1. <u>Objets de départ au sein de l'anthroposphère</u>	38
II-4.2. <u>Analyse au niveau d'un seul processus</u>	38
II-4.3. <u>Elargissement du système</u>	39
II-4.4. <u>Analyse de chaîne intégrée</u>	40
<u>II-5. Récapitulatif des analyses environnementales</u>	41
<u>II-6. Les Analyses de Flux de Substance (AFS)</u>	42
II-6.1. <u>Définition</u>	42
II-6.2. <u>Objectifs d'une AFS</u>	42
II-6.3. <u>Bibliographie</u>	42
II-6.4. <u>Étapes d'une AFS</u>	43
II-6.5. <u>Définition du système dans les AFS</u>	44
II-6.6. <u>Problèmes d'affectation dans les AFS</u>	44
<u>II-7. Les Analyses de Cycle de Vie (ACV)</u>	45
II-7.1. <u>Définition</u>	45
II-7.2. <u>Objectifs d'une ACV</u>	45
II-7.3. <u>Bibliographie</u>	45
II-7.4. <u>Étapes d'une ACV</u>	47
II-7.5. <u>Définition du système dans les ACV</u>	51
II-7.6. <u>Problème d'affectation dans les ACV</u>	54
<u>III- Les revalorisations</u>	61
<u>III-1. Ressource</u>	61
<u>III-2. Filière et processus de revalorisation</u>	61
<u>III-3. Caractérisation des filières de revalorisation</u>	63
III-3.1. <u>Nature des entrants et sortants</u>	63
III-3.2. <u>Type de boucle</u>	64

III-3.3.	<u>Étapes de cycle de vie auxquels les entrants et sortants de la filière de revalorisation sont liés</u>	65
III-3.4.	<u>Valeur des entrants et sortants</u>	67
III-3.5.	<u>Taux de revalorisation</u>	68
III-4.	<u>Revalorisation au sein d'une vie de ressource</u>	69
III-4.1.	<u>Évolutions de la valeur d'une ressource au cours de sa vie</u>	70
III-4.2.	<u>Étapes de vie de ressource</u>	72
III-4.3.	<u>Structure d'une vie de ressource</u>	74
IV-	<u>Méthodes d'analyse environnementale de la revalorisation des déchets</u>	75
IV-1.	<u>Introduction à l'analyse des revalorisations</u>	76
IV-1.1.	<u>Problèmes posés</u>	76
IV-2.	<u>Approche développée : Analyse des Revalorisations par les Systèmes Cascade (ARSC)</u>	79
IV-2.1.	<u>Principe</u>	79
IV-2.2.	<u>Le système cascade</u>	80
IV-2.3.	<u>Utilisation des systèmes cascade au sein de l'approche développée</u>	85
IV-2.4.	<u>Les étapes de l'Analyse des Revalorisations par les Systèmes Cascade</u>	86
IV-3.	<u>Les autres outils d'analyse existants ou possibles</u>	87
IV-3.1.	<u>Système anthropique restreint</u>	87
IV-3.2.	<u>Système élargi</u>	88
IV-3.3.	<u>Analyse de chaîne intégrée</u>	88
IV-4.	<u>Comparaison de la méthode ARSC avec les autres analyses environnementales appliquées aux revalorisations</u>	92
V-	<u>Aperçu de l'analyse des revalorisations par les ACV</u>	96
V-1.	<u>Introduction à l'analyse des revalorisations par les ACV</u>	96
V-1.1.	<u>Problème d'affectation à des co-fonctions successives</u>	97
V-1.2.	<u>Les types de méthodes ACV développées</u>	97
V-2.	<u>Méthodes ACV appliquées au choix de filière de traitement pour un déchet (problème 1)</u>	98
V-2.1.	<u>Présentation des différentes méthodes</u>	98
V-2.2.	<u>Cas théorique complexe</u>	98
V-2.3.	<u>Définition des variables de ce cas théorique</u>	101
V-2.4.	<u>Résultats numériques</u>	102
V-2.5.	<u>Analyse des résultats numériques</u>	103

V-2.6.	Scénarios	103
V-2.7.	Critiques	106
V-3.	Méthodes ACV appliquées au choix de produit ou service remplissant la même fonction	
	(problème 2)	107
V-3.1.	Description des méthodes	107
V-3.2.	Cas théorique complexe	111
V-3.3.	Résultats numériques	111
V-3.4.	Analyse des résultats numériques	113
V-3.5.	Scénarios	114
V-3.6.	Analyse critique des résultats	116
VI-	Description des différentes parties de la méthode d'Analyse des Revalorisations par les Systèmes Cascade (ARSC)	119
VI-1.	Partie 1 - Définition des objectifs	121
VI-1.1.	Définition du problème	121
VI-1.2.	Définition des hypothèses	121
VI-2.	Partie 2 - Description des systèmes cascade	122
VI-2.1.	Identification des étapes	122
VI-2.2.	Description des étapes	123
VI-2.3.	Description du système cascade	138
VI-3.	Partie 3 - Evaluation de système cascade	143
VI-3.1.	Evaluation des problèmes environnementaux	143
VI-3.2.	Evaluation de fonction	147
VI-4.	Partie 4 - Comparaison des alternatives	152
VI-4.1.	Application des procédures de comparaison. Problème 1 - Comparaison de différentes options de traitement des déchets	152
VI-4.2.	Application des procédures de comparaison. Problème 2 - Comparaison de filières de production.	156
VI-4.3.	Etude de la validité des résultats	160
VI-5.	Discussion	161
VI-5.1.	Additivité	161
VI-5.2.	Systèmes cascade appliqués à des produits	161
VI-5.3.	Systèmes cascade appliqués à des ressources naturelles	161

VII-1. <u>Partie 1- Définition des objectifs</u>	163
VII-1.1. <u>Définition du problème</u>	163
VII-1.2. <u>Définition des hypothèses</u>	166
VII-2. <u>Partie 2- Description des systèmes cascade</u>	166
VII-2.1. <u>Identification des étapes</u>	166
VII-2.2. <u>Description de la cascade</u>	174
VII-3. <u>Partie 3 Evaluation des systèmes cascade</u>	175
VII-3.1. <u>Evaluation des problèmes environnementaux</u>	175
VII-3.2. <u>Evaluation de « service rendu »</u>	176
VII-3.3. <u>Tableaux récapitulatifs</u>	178
VII-3.4. <u>Application numérique</u>	180
VII-4. <u>Partie 4 - Comparaison des alternatives</u>	182
VII-4.1. <u>Problème 1 : comparaison de filières de traitement d'un même déchet</u>	182
VII-4.2. <u>Problème 2 : Choix de la meilleure filière remplissant une fonction donnée autre que le traitement des déchets</u>	185
VII-5. <u>Etude de différents scénarios avec application numérique</u>	189
VII-5.1. <u>Présentation des différents scénarios considérés</u>	189
VII-5.2. <u>Comparaison entre filières de traitement d'un même déchet</u>	190
VII-5.3. <u>Choix de la meilleure filière remplissant une fonction donnée autre que le traitement des déchets (problème 2)</u>	192
VII-5.4. <u>Comparaison des résultats obtenus par la méthode ARSC avec les résultats obtenus par les méthodes ACV existantes</u>	194

Annexe I : Analyse détaillée des méthodes ACV existantes pour la comparaison entre différentes filières de traitement d'un même déchet (Problème 1)

200

<u>Introduction</u>	200
Cas théorique simple	200
Cas théorique complexe	202
<u>Les méthodes de « découpage »</u>	204
Méthode ACV n°1 : Traitement final évité	205
Méthode ACV n°2 : Traitement final considéré	207
Méthode ACV n°3 : Méthode Huppés	209
<u>Méthodes qui prennent en compte les alternatives sans revalorisation</u>	212
Méthode ACV n°4 : Valeur environnementale	212

<u>Introduction</u>	218
<u>Cas théorique simple</u>	218
<u>Cas théorique complexe</u>	220
<u>Méthodes de « découpage »</u>	222
<u>Méthode ACV n°1 : Méthode courante</u>	222
<u>Méthode ACV n°2 : Méthode Östermark</u>	225
<u>Méthode ACV n°3 : Méthode GEP</u>	228
<u>Méthode ACV n°4 : Boucle fermée</u>	230
<u>Méthode ACV n°5 : Perte d'utilisation</u>	232
<u>Méthode ACV n°6 : Perte d'entrée</u>	236
<u>Méthode ACV n°7 : Combinaison des pertes</u>	239
<u>Méthode ACV n°8 : Méthode Huppés</u>	241
<u>Méthodes qui prennent en compte les alternatives sans revalorisation</u>	245
<u>Méthode ACV n°9 : Valeur environnementale</u>	245
<u>Méthode ACV n°9Bis : Bénéfices environnementaux affectés au système utilisateur de déchets</u>	251
<u>Méthode ACV n°10 : Méthode 50/50; 50% à chacun des systèmes</u>	252
<u>Méthode ACV n°11 : Basée sur la masse</u>	254
<u>Méthodes considérant la vie complète d'une ressource</u>	256
<u>Méthode ACV n°12 : Méthode CIT</u>	257
<u>Méthode ACV n°13 : Proportion de la masse totale</u>	260
<u>Méthode ACV n°14 : Proportion de la valeur totale</u>	263
<u>Méthode ACV n°15 : Méthode courante agrégée par types d'étapes</u>	266
<u>Méthode ACV n°16 : Méthode Östermark agrégé par type d'étapes</u>	269
<u>Méthode ACV n°17 : Valeur environnementale agrégé par type d'étapes</u>	271
<u>Méthode ACV n°18 : 50/50 agrégé par type d'étape</u>	273
<u>Méthode ACV n°19 : Valeur environnementale étendue</u>	275
<u>Méthode ACV n°20 : 50/50 étendue</u>	277
<u>Méthode ACV n°21 : Méthode Boguski</u>	279
<u>Glossaire</u>	290
<u>Abréviations</u>	297

Introduction

L'acuité des problèmes environnementaux a motivé l'apparition de solutions techniques à ces problèmes, puis d'outils d'expertise (les analyses environnementales) permettant de comparer l'efficacité de ces solutions. Parmi ces solutions, la multiplication des utilisations d'une même ressource est souvent préconisée car cette pratique peut permettre l'économie des ressources naturelles et la réduction des émissions de polluants et des perturbations de l'environnement dues à nos activités. Multiplier les utilisations d'une même ressource porte le nom de « revalorisation ». On parle beaucoup de revalorisation alors que les déchets posent des problèmes de plus en plus préoccupants notamment par le manque d'espace pour les sites d'enfouissement et par les critiques que suscite l'incinération des déchets. Le développement du concept de revalorisation est notamment visible avec l'apposition de la mention "recyclable" sur de nombreux produits de consommation. On envisage de plus en plus de stocker les déchets en attendant de leur trouver une revalorisation appropriée (Braungart & Engelfried (92)).

Or malgré leur développement attendu, il n'existe pas d'outil spécialement adapté à la prise en compte des revalorisations. Il apparaît que la conception de tels outils n'est pas facile. En effet, les revalorisations sont par nature complexes car elles consistent à lier différents produits ou services les uns aux autres. La matière peut parfois être réutilisée plusieurs fois de suite. Cette complexité tend à s'accroître car les déchets ont des compositions de plus en plus complexe, car les modes de revalorisations sont de plus en plus diversifiées et le nombre d'utilisation de chaque ressource est susceptible d'augmenter.

De façon générale, la vie des ressources (parfois sur de nombreux cycles) commence à être prise en compte dès la conception des produits ou des processus de revalorisation. Ainsi le développement de produits multimatériaux est parfois freiné par les difficultés de séparation de ces différents matériaux au cours du recyclage. La perte de qualité des matériaux commence à être étudiée, que ce soit au cours de la phase d'utilisation des produits ou lors des processus de revalorisation eux-mêmes, et ceci sur plusieurs cycles. Les exemples sont très nombreux. Par exemple Boldizar & Gevert (95) étudient ces aspects pour le Polyéthylène Basse Densité. Steinert (95) a étudié le vieillissement des matériaux plastiques au cours des cycles chauffage-refroidissement, étape nécessaires au recyclage. Hugener (95) s'inquiète de l'incorporation de certains déchets ou additifs dans les matériaux routiers, ce qui pourrait compromettre leur revalorisation future.

Par ailleurs de nombreux travaux portent sur la conception de chaînes de revalorisation. Citons notamment Stahel (91) au niveau de la durabilité et le réemploi des produits, et Tromp (95), Sirkin & Houten ten (93) ou Elburg van et al. (92) au niveau du recyclage matière. Nous verrons aussi que dans le cadre des méthodes d'Analyse de Cycle de Vie, de nombreux auteurs s'intéressent à la prise en compte de la vie complète des ressources. Les Analyses de Flux de Substances, consacrées au suivi d'une substance donnée

dans un espace géographique et temporel donné, connaissent également un développement important.

Pour ce qui est des risques de pollution, on s'intéresse de plus en plus aux substances toxiques susceptibles de rejoindre le milieu naturel à l'issue d'une opération de revalorisation. Est-il, par exemple, judicieux de recycler du cadmium (provenant de piles usagées) dans la fabrication de pigments pour des casiers à bouteilles, si le cadmium risque de rejoindre le milieu naturel au terme de la vie de ces casiers ? On s'inquiète également des polluants pouvant à terme être libérés à la suite de la revalorisation de divers déchets sous forme de matériaux de construction (Canale et al. (95), Hugener (95), Hendriks (95), Roskamp & Hoefnagels (94)...). De façon plus générale, il apparaît que l'étude des différents aspects environnementaux s'étend de plus en plus à la vie des matériaux. On tente par exemple d'évaluer la diminution de la consommation des ressources ou la contribution à la diminution de l'effet de serre apportés par les revalorisations.

Par ailleurs, on observe également que les produits qualifiés de "revalorisables" ne sont pas forcément "revalorisés", soit par défaillance des systèmes de collecte, soit parce que les débouchés tardent à se développer. De plus, le suivi exact des déchets sous forme de base de données n'est pas encore performant. Les déchets peuvent même avoir des nomenclatures changeantes : il arrive qu'un déchet soit successivement considéré comme, « à éliminer », « valorisable », voire même « co-produit » alors que sa destination reste la même. Les déchets exportés pour être recyclés le sont-ils toujours ? Le futur des ressources revalorisables est important à déterminer.

Même lorsque le déchet est revalorisé, cette opération ne s'accompagne pas toujours d'une diminution de l'impact environnemental global. Ne faudrait-il pas parfois réfléchir à « l'utilité », à tous les sens du terme, des produits obtenus par revalorisation plutôt que de revaloriser pour revaloriser ?

Quand un déchet est dirigé vers une filière de revalorisation, on évite d'autres revalorisations et pas seulement un traitement final. Quand les ressources sont revalorisées de nombreuses fois il peut être important de considérer la totalité des problèmes environnementaux générés ainsi que les services rendus **sur plusieurs cycles**.

Les outils existants ne prennent pas tous ces aspects en compte, alors qu'ils sont importants dans l'optique d'une minimisation globale des problèmes environnementaux. Deux questions importantes sont posées :

1) Comment choisir la meilleure filière de traitement pour un déchet donné ? Un déchet donné devrait-il être mis en décharge ou recyclé dans une filière A ou bien encore dans une filière B ?

2) Comment choisir la meilleure conception pour un produit ou un service ? Pour fabriquer un produit donné vaut-il mieux utiliser des matières vierges, un déchet A ou un déchet B ? Après l'utilisation de ce produit ou au cours de sa production, les déchets engendrés devront-ils préférentiellement être mis en décharge ou être recyclés dans un produit C ou D ?

Notre objectif, dans cette étude, est de développer des outils d'analyse permettant de répondre à ces deux

questions en développant une approche plus globale.

Lorsqu'on recycle des déchets tels que des bouteilles en verre, on peut éviter leur mise en décharge en les revalorisant dans la fabrication de nouvelles bouteilles, elles-mêmes susceptibles d'être à nouveau revalorisées. L'ensemble des possibilités envisageables dans le cas général est décrit dans ce travail sous le vocable de systèmes cascade. Ces systèmes rendent compte de la multiplicité des produits et services qui peuvent être obtenus à partir d'un déchet jusqu'à ce que, en fin de vie, la totalité de la matière rejoigne le milieu naturel. Un système cascade correspond donc à la vie de la ressource contenue dans un déchet depuis les multiples revalorisations jusqu'aux traitements ultimes et au retour dans l'environnement.

Notre démarche sera présentée de la façon suivante : après avoir développé le cadre conceptuel de l'analyse environnementale, nous passerons en revue différents types d'analyse environnementale en insistant plus particulièrement sur les Analyses de Cycle de Vie et Analyses de Flux de Substances. Nous expliciterons ensuite les différents modes d'analyse des revalorisations existants ou en développement et proposerons notre propre approche. Cette approche consiste dans un premier temps en une description et une analyse de systèmes cascades et, dans un deuxième temps, en l'application de procédures permettant de comparer les différentes possibilités de revalorisations. L'objectif est soit de comparer les différentes filières applicables à un même déchet, soit les différents produits ou services remplissant une même fonction.

La prise en compte des recyclages en cascade est un des problèmes non résolus identifié au sein de la SETAC. La complexité et l'importance des questions soulevées par les revalorisations nécessitent le développement d'un outil qui leur est propre. Nous avons développé une méthode originale qui sort du cadre des méthodes ACV classiques telles qu'elles sont développées par le LAEPSI, l'AFNOR, le CML ou la SETAC. C'est une première ébauche d'une nouvelle approche ce qui ne va pas sans soulever des discussions. Les notions d'utilité des fonctions et d'analyse des fonctions par les impacts évités peuvent susciter de grands débats mais elles ont l'intérêt de décrire les véritables enjeux. N'oublions pas que l'évaluation d'impact a elle-aussi suscité des polémiques avant de conduire à des méthodes acceptables.

I- Concepts de l'analyse environnementale

Résumé

Notre objectif essentiel est la minimisation des problèmes environnementaux. Ces problèmes concernent d'une part la consommation de ressources et d'autre part les perturbations qui affectent les milieux et les êtres vivants et enfin les pollutions. Parmi les approches possibles, nous avons opté dans ce travail pour l'analyse environnementale. Ce type d'approche considère l'univers comme deux sphères (l'anthroposphère et l'environnement) et étudie les flux à travers des processus anthropiques, écologiques et environnementaux. Ces flux sont des échanges d'entités physiques (matières, énergies ou espaces) ou de

services entre deux processus anthropiques (flux anthropiques), un processus anthropique et un processus écologique (flux environnementaux) ou entre deux processus écologiques (flux écologiques). Les flux anthropiques sont évalués et ces évaluations sont utilisées à diverses étapes des analyses environnementales et permettent notamment de définir les notions de produits ou déchets et la notion de fonction. A l'heure actuelle les multiples cycles des entités physiques ne sont pas pris en compte lors de l'évaluation des flux. La méthode que nous allons développer, l'Analyse des Revalorisations par les Systèmes Cascade, prend en compte « la valeur de revalorisation » d'un déchet qui est une évaluation tenant compte de la réalité des impacts (positifs ou négatifs) du déchet sur plusieurs cycles dans un contexte socio-économique donné. Les flux écologiques et environnementaux sont évalués par l'analyse des problèmes environnementaux auxquels ils sont liés.

I-1. Les problèmes environnementaux

On peut classer les problèmes environnementaux en trois catégories :

- les **consommations de ressources**
- les **pollutions** correspondent aux conséquences directement liées aux émissions *physiques* telles que l'écotoxicité, les pluies acides, l'effet de serre...
- les **perturbations** correspondent aux dégradations des milieux et de la santé des êtres vivants qui ne sont pas directement liées à une émission physique.

Nous nous limiterons dans ce travail à l'analyse des problèmes environnementaux (ou *effets environnementaux*) liés aux activités humaines sans y intégrer les dimensions socio-économiques même si une approche analogue pouvait être envisagée dans ce cas.

I-1.1. Les consommations de ressources

Les consommations de ressources posent un problème environnemental dans la mesure où elles affectent les *ressources naturelles* disponibles. A court, moyen ou long terme, nous ne pouvons pas écarter l'hypothèse d'une pénurie. Cela concerne les ressources abiotiques disponibles en quantité limitée (minerais, ressources fossiles) et les ressources biotiques difficilement renouvelables (défenses d'éléphants, bois tropical). Guinée & Heijungs (95) parlent alors pour des deux types de réserves de **ressources-stock**. Dans la plupart des cas, il ne s'agit pas à proprement parler de disparition de ressources (les atomes ne disparaissent pas) mais plutôt de ressources rendues inutilisables de par leur dispersion ou leur transformation.

Le problème peut aussi concerner des ressources qui ne sont pas épuisables mais pour lesquelles existe un flux maximal disponible. Guinée & Heijungs (95) parlent alors de **ressources-flux**. On rangera « l'espace » dans cette catégorie. Nous disposerons, en effet, toujours du même volume d'atmosphère ou d'eau, de la même surface sur la terre (à moins d'imaginer une modification grave de la planète). En revanche, l'utilisation qui est faite de ces espaces par des êtres humains pourra les rendre indisponibles à

d'autres. L'énergie solaire ou hydroélectrique sont aussi des ressources-flux : le soleil continuera à arriver sur la terre et l'eau continuera à couler dans le futur. Certaines ressources biotiques peuvent aussi être considérées comme des ressources-flux : le bois mort ramassé dans une forêt par exemple. La prise en compte de la consommation de ressources-flux est un domaine peu exploré.

I-1.2. Les pollutions

Les pollutions sont des dégradations de l'*environnement* directement liées aux émissions de matières, d'énergies et aux restitutions d'espaces dégradés. Les flux d'énergie et d'espaces n'ont, a priori, que des répercussions locales (si l'on ne prend en compte que les effets du premier ordre), alors que les émissions de matières sont responsables de problèmes aussi bien au niveau local que régional ou global (voir tableau I-1).

I-1.3. Les perturbations

Les perturbations sont les dégradations des milieux de vie ou biotopes et les effets sur la santé des êtres vivants. Elles ne sont pas exclusivement liées à une émission de matière ou d'énergie et sont, de ce fait, moins facilement quantifiables. Elles incluent, en effet, les dégradations de la santé dues au stress, les victimes d'accident (de la route par exemple) et toutes les perturbations de systèmes complexes comme les écosystèmes. Les perturbations sont le plus souvent des effets d'ordres supérieurs c'est à dire des conséquences d'autres problèmes environnementaux, tels le bruit, la surconsommation d'eau, etc...

La réalité de la **matière** (fer, plastique, bois,...) tient aux atomes qui la constituent. L'**énergie** est caractérisée par les différentes formes qu'elle peut prendre (calorifique, potentielle, lumineuse, sonore, rayons ionisants,...). Les **espaces** sont des surfaces ou des volumes d'eau, d'air ou de sol géographiquement localisés. Chacune de ces entités physiques peut exister sous des formes naturelles, être transformée par nos activités afin d'être utilisée ou être abandonnée après usage. Par exemple un terrain donné peut être en premier lieu utilisé pour des activités récréatives, puis pour y construire une usine puis pour des habitations et enfin abandonné et devenir un « terrain vague ».

Figure I-1 Relations entre les problèmes environnementaux et les flux d'espace, d'énergies et de matières

Les problèmes environnementaux répertoriés sont directement ou indirectement dus à ces flux d'espace, d'énergies ou de *substances* au sein de l'*anthroposphère* (figure I-1 et tableau I-1) et de ce fait, l'atténuation de ces problèmes peut être obtenue par la diminution de ces flux et à la base par une réduction de l'extraction des ressources naturelles. Pour cette raison, **nous axons notre travail sur l'utilisation**

optimale des *déchets* qui sont des *ressources* déjà extraites.

Tableau I--1 Différents problèmes environnementaux générés par les activités humaines

Consommations de ressourcesPollutionsPerturbationsConsommations de ressources-stocks

Abiotiques

(minerai de fer, ...)

Biotiques

(bois tropical, défenses d'éléphants, ...)

Consommations de ressources-flux

Espaces

(terrains, volumes d'eau ou d'air, ...)

Energie

(solaire, hydraulique,...)

Biotiques

(Bois, poissons, ...)Problèmes locaux

Dus à des émissions de substances (ou d'espaces dégradés) :

- Toxicité humaine
(y compris le milieu de travail)
- Ecotoxicité
- Eutrophisation
- Odeur

Dus à des émissions d'énergie (ou d'espaces dégradés) :

- Rayons ionisants
- Bruit
- Lumière
- Chaleur

Problèmes régionaux

Pollution photochimique

Pluies acides

...

Problèmes globaux

Augmentation de l'effet de serre

Diminution de la couche d'ozone

...Atteintes aux êtres vivants

Dégradations non toxicologiques de la santé humaine

(problèmes dus au stress)

Dégradations non toxicologiques de la santé non humaine

(souffrances des animaux en élevages)

Victimes humaines

Victimes animales

Atteinte aux milieux

Dégradation des milieux de vie humaine

(Encombrement de l'espace par les immeubles, ...)

I-2. Les différentes approches face aux problèmes environnementaux

Les problèmes environnementaux sont abordés de différentes manières. On peut sommairement distinguer *l'analyse environnementale* qui sépare l'univers entre anthroposphère (sociétés humaines) et environnement et **les autres approches** qui ne procèdent pas à cette séparation.

I-2.1. L'analyse environnementale

L'analyse environnementale vise à réduire les problèmes environnementaux en séparant l'univers de façon conceptuelle en deux sphères étroitement imbriquées, l'**anthroposphère** et l'**environnement**. Cette procédure pose le problème de la frontière entre les sphères mais présente toutefois différents avantages. Elle permet ainsi de faire la distinction entre les *processus* créés par et pour les êtres humains et ceux dont le contrôle nous échappe. Elle admet l'existence de processus en **équilibre** qu'il convient de préserver car ils résultent d'une lente régulation au cours du développement de la vie et qu'il ne sera donc pas aisé de rétablir après perturbation. Elle permet de **distinguer l'utilisation de ressources naturelles et l'utilisation de déchets ou produits**. Enfin, de façon plus pragmatique cette séparation permet de limiter le champ de l'étude à certains types de problèmes.

L'analyse environnementale fait le plus souvent appel à une **approche systémique** qui consiste à définir des systèmes et à étudier les interactions entre eux. La séparation de l'univers en anthroposphère et environnement permet de définir plusieurs types de processus en fonction de la sphère à laquelle ils appartiennent, ce qui permet aussi de définir plusieurs types d'interactions. Après définition du système étudié et analyse de ses interactions avec d'autres systèmes, l'analyse environnementale permet de lier des activités humaines à des problèmes environnementaux ou réciproquement.

Ce type d'analyse permet des actions à différents niveaux des sociétés humaines. Huppès (93) définit ainsi quatre niveaux d'instruments environnementaux allant du plus général au plus spécifique :

- Le niveau **structurel** : il s'agit de modifier les institutions et les lois régissant la société.
- Le niveau **culturel** : il s'agit de modifier les connaissances, les croyances ou les valeurs.
- Le niveau **social** : il correspond aux interactions et échanges entre les individus. Il s'agit par exemple de modifier les lois du marché par l'introduction de taxes.
- Le niveau **physique** : on élabore des réglementations spécifiques, en interdisant par exemple certains produits ou en établissant des normes.

I-2.2. Autres approches

Les autres approches ne font pas de distinction fondamentale entre **environnement** et **anthroposphère**. Deux approches les caractérisent. La première consiste à envisager une "gestion globale", la nature fait alors partie de la sphère humaine et "rien n'est naturel", ou bien alors à l'opposé la sphère humaine fait partie de la

nature, et alors "tout est naturel".

Examinons ces deux approches.

I-2.2.1. La nature fait partie de la sphère humaine

Deux possibilités extrêmes se présentent :

- la gestion globale en fonction des intérêts humains
- la gestion globale en fonction des intérêts des êtres vivants (animaux ou végétaux) ou autres.

Notons que comme dans l'analyse environnementale ces approches peuvent aussi donner lieu à des approches systémiques.

Gestion globale en fonction des intérêts humains

On considère dans cette hypothèse que l'environnement et les sociétés humaines trouvent leur raison d'être par les services rendus aux êtres humains.

La théorie du "**Natural Resource Accounting**" (en français : "comptabilité des ressources naturelles"), actuellement en développement, peut se résumer en une analyse des ressources naturelles liées aux produits et *services* fournis aux sociétés humaines. Dans le même ordre d'idée, de nombreux économistes proposent « **l'internalisation des externalités** » c'est à dire la prise en compte de la dégradation de l'environnement dans le prix des produits. Ceci est réalisé, soit en donnant une valeur économique à l'environnement en considérant que les pollutions de l'eau ou de l'air résultent du fait que l'on ne leur donne pas un prix suffisant (Hubbard (91)), soit en quantifiant le coût économique de problèmes environnementaux comme par exemple l'effet de serre. Cette démarche se retrouve dans l'idée d'instaurer une taxe sur le carbone, problème actuellement en discussion au sein de la Communauté Européenne.

Les limites de cette approche viennent de ce que certains aspects qui ne semblent pas directement utiles aux êtres humains sont oubliés, ce qui conduit à une analyse incomplète. Poussée à l'extrême elle peut conduire à un "anthropocentrisme" pour lequel seuls comptent les intérêts humains et où l'environnement est géré avec les mêmes règles que nos activités. "Aménager" l'environnement comporte un risque à cause des interactions complexes entre processus écologiques.

Cette approche présente toutefois l'avantage de mieux sensibiliser les consommateurs aux problèmes environnementaux par le biais de leur intérêt direct et peut induire des modifications de comportement notamment si les coûts des pollutions sont répercutés par exemple sur les prix des biens et des services. Il n'en demeure pas moins que la méthodologie d'évaluation de **l'intérêt** des processus naturels pour les êtres humains est encore loin d'être établie.

Gestion globale en fonction des intérêts des animaux, des plantes ou autres...

Cette approche consiste à considérer au-delà des intérêts humains, les intérêts des animaux, voire des plantes ou des montagnes. Là encore une approche systémique peut être développée. La démarche est encore plus complexe que dans le cas de la prise en compte des intérêts humains. La perception n'est plus "anthropocentrique", mais comporte toujours des risques de déstabilisation de l'environnement, en particulier si l'on envisage des aménagements de l'environnement ce qui peut contrarier les objectifs visés.

I-2.2.2. La sphère humaine fait partie de la nature

Dans cette approche, rien ne doit relever du contrôle par les êtres humains. On observe deux attitudes extrêmes :

- les activités humaines actuelles sont considérées comme naturelles
- les activités humaines sont refusées.

Dans le **premier cas**, les activités humaines obéissent à des lois naturelles un peu comme les écosystèmes. Il n'est alors pas nécessaire de minimiser nos *impacts* car même la dégradation est naturelle. Dans cette vision, les problèmes environnementaux n'existent tout simplement pas. On court alors le risque de ne pas utiliser le potentiel de contrôle que peuvent avoir les êtres humains sur leurs activités et de négliger l'importance de sauvegarder des processus qui sont indispensables à la pérennité de la vie sur terre (que nous ne contrôlons pas). Cette vision rejoint l'idée d'un développement économique sans bornes. Tromp (95) appelle cette vision la vision « cornucopienne ». C'est l'idée selon laquelle les innovations technologiques et la nature vont résoudre tous les problèmes indéfiniment. Dans cette vision toute restriction à la loi du marché est nuisible.

Dans le **second cas**, les êtres humains doivent retourner à « l'état de nature » et être assujettis aux lois naturelles. Il s'agit d'une caricature de la vision de "l'écologie profonde" où toute modification des processus naturels peut créer un désastre. Pourtant la façon dont nous organisons la société peut avoir des répercussions très importantes sur l'environnement. En refusant une spécificité des activités humaines, on court le risque de ne pas percevoir l'existence de choix socio-économiques pouvant avoir des conséquences importantes sur les problèmes environnementaux.

Tableau I-2 Récapitulatif des différentes approches face aux problèmes environnementaux

Analyse environnementale	Gestion globale	Vision "croissance sans frein"	Vision "Refus des activités humaines"	Action entreprise
Action sur les processus à tous les niveaux des sociétés humaines	Action sur les processus à tous les niveaux des sociétés humaines et de la nature	Non-action sur les processus : rien ne doit arrêter le développement économique	Non action sur les processus : rien ne doit limiter la nature	Séparation anthroposphère- environnement ?
Oui	Non	Non	Non	Systèmes analysés
Grande variété possible de systèmes analysés en considérant l'interface anthroposphère -environnement	Gestion des processus sur la base de leur importance pour les êtres humains ou pour les êtres vivants en général	Non analyse	Non analyse	Qu'est ce qui est considéré comme « naturel » ?
"Certains processus sont considérés comme naturels, d'autres pas"	"Rien n'est naturel"	"Tout est naturel"	"Tout est naturel"	

I-2.3. Choix effectué dans ce travail

Dans le cadre de notre travail, nous avons opté pour l'**analyse environnementale**. Nous nous restreindrons ici à l'étude de l'interface en tentant de définir le système à étudier et la méthodologie à développer dans le cadre de l'analyse des *revalorisations* des déchets.

Dans le cadre de l'analyse environnementale, nous identifierons deux outils d'analyse qui permettent d'appréhender les problèmes de façon plus globale. Ces deux outils sont les **Analyses de Cycle de Vie (ACV)** et les **Analyses de Flux de Substance (AFS)**. Dans ce travail nous développons un nouvel outil d'analyse environnementale globale apparenté à ces derniers, adapté à la prise en compte des revalorisations. Il s'agit de l'**Analyse de Revalorisation par les Systèmes Cascade : ARSC**.

I-3. Les sphères de l'analyse environnementale

I-3.1. L'anthroposphère

L'anthroposphère concerne l'ensemble des activités humaines et leurs interactions. Elle trouve sa raison d'être par les fonctions qu'elle remplit pour les êtres humains dans le but de satisfaire leurs *besoins* et leurs *désirs*. Cette sphère est composée de *processus anthropiques*, c'est à dire d'événements quelconques conçus ou contrôlés par les êtres humains pour remplir diverses fonctions. Le fonctionnement d'une usine, un voyage d'un point à un autre, sont des exemples de processus anthropiques. Le fait qu'un processus soit contrôlé ne signifie pas que les interactions qu'il a avec d'autres processus anthropiques ou *écologiques* soient contrôlées. Ainsi l'anthroposphère, dans son ensemble, est à l'heure actuelle assez incontrôlée dans son développement et dans ses interactions avec l'environnement (Vanderburg & Higgs (86)).

I-3.2. L'environnement

L'environnement est composé du reste, c'est à dire ce qui n'est pas l'anthroposphère, en fait ce qui n'est pas « contrôlé » par les êtres humains. Contrairement à l'anthroposphère, l'environnement n'a pas nécessairement de justification par les fonctions qu'il remplit pour les êtres humains. L'environnement est composé de *processus écologiques* accordés de façon quasi-parfaite. Une cane qui donne à manger à ses petits, notre cœur qui bat, les transformations de molécules dans l'atmosphère sont des exemples de processus écologiques.

I-3.3. La frontière anthroposphère-environnement

Le fait de séparer l'univers en deux pose bien entendu le problème de la frontière entre les deux systèmes. A priori, l'anthroposphère comprendrait les lieux de production et de vie (usines, villes...). Pourtant, on s'aperçoit par exemple que l'on s'inquiète de la santé des travailleurs et de l'environnement au cœur des villes. De même, l'environnement est traditionnellement divisé en différents milieux "naturels" : atmosphère, lithosphère, hydrosphère, biosphère. Dans la réalité de nombreux processus au sein de ces milieux sont maintenant contrôlés par les êtres humains : la forêt est par exemple souvent "cultivée" pour fournir du bois. En définitive, on constate que l'on ne peut pas toujours classer aisément chaque processus en processus anthropique ou en processus écologique; de nombreux processus sont mixtes. Affecter les processus ou les fractions de processus à l'une ou à l'autre des sphères est un problème courant des analyses environnementales ce qui n'est pas sans influence sur les méthodologies à utiliser comme par exemple celles relatives aux secteurs agricoles ou aux sites de décharge (Wegener Sleeswijk (93)). En fait, il faut prendre soin de bien choisir les frontières utilisées pour une étude et de bien expliciter ce choix.

I-4. Flux entre processus

I-4.1. Interaction

Tous les processus sont en interaction. Comme nous avons défini deux sphères, nous avons deux types de processus : les processus anthropiques et écologiques. Il existe alors trois catégories d'interactions entre processus :

- les interactions entre processus anthropiques que nous appelons "interactions anthropiques"
- les interactions entre processus anthropiques et processus écologiques que nous appelons "interactions environnementales".
- les interactions entre processus écologiques que nous appelons "interactions écologiques"

Toute activité humaine peut être à l'origine d'interactions **environnementales**. Mais elle peut aussi provoquer diverses interactions **anthropiques** qui elles-mêmes conduisent à des interactions **environnementales**. Toutes ces interactions **environnementales** aboutissent à des interactions **écologiques** débouchant sur des problèmes environnementaux. Bien sûr ces problèmes environnementaux peuvent amener de nouvelles interactions environnementales et anthropiques... et ainsi de suite. La chaîne est sans fin.

Par ailleurs les activités humaines rendent des services aux êtres humains et créent des interactions anthropiques qui conduisent aussi à rendre de nouveaux services. On peut donc considérer que l'activité humaine conduit à des problèmes environnementaux et rend des services par l'intermédiaire de multiples interactions (figure I-2).

Figure I-2 Problèmes environnementaux et services rendus liés à un processus anthropique par les différents types d'interactions. Le processus anthropique entouré d'un cercle gras correspond au processus anthropique de départ, lequel par les interactions avec d'autres processus rend des services au sein de l'anthroposphère et génère des problèmes environnementaux.

I-4.2. Notion de flux

De nombreux aspects des interactions entre processus sont difficilement quantifiables ou doivent faire appel à un modèle très complexe. Afin d'étudier ces interdépendances, il est plus aisé de considérer des données simples. C'est dans ce but que nous développons la notion de **flux** qui correspond aux interactions réduites à leur plus simple expression : flux d'une *entité physique* (matière, énergie ou espace) ou flux de service entre deux processus. Les flux peuvent ainsi être de nature physique ou non physique.

Nous parlerons de *flux anthropique*, *environnemental* ou écologique. Le type des flux ne dépend pas du type d'entité mais du type de processus ayant ces flux entrant ou sortant. Une fois inventoriés, ces flux sont évalués de manière qualitative ou quantitative.

I-4.3. Les flux anthropiques

Les *flux anthropiques* sont des flux entre différents processus anthropiques. On distingue les *flux physiques* et les *flux non physiques* (ou flux de service).

I-4.3.1. Les flux anthropiques physiques

Les flux anthropiques physiques sont des flux d'une entité physique c'est-à-dire de matière, énergie ou espace entre deux processus anthropiques. Ces flux comprennent comme "entrants" ou comme "sortants" des produits ou des déchets. Pour les produits, il peut s'agir de matières premières (acier) ou d'énergie (électricité). Pour les déchets, il peut s'agir de résidus de traitement des fumées ou de traitement des eaux, d'emballages usés...

I-4.3.2. Les flux anthropiques non physiques

Les flux anthropiques non physiques sont des flux de services comme, par exemple, le transport d'un point à un autre, la fonction de contenir un volume de liquide, etc...

I-4.4. Les flux environnementaux

Les *flux environnementaux* sont des flux entre environnement et anthroposphère. Ils concernent, pour une première part, les entités physiques en provenance de l'environnement c'est à dire les ressources vierges qui circuleront dans l'anthroposphère (minerai de fer à l'état brut, chaleur du sous-sol utilisée pour le chauffage géothermique, espace naturel utilisé pour construire une usine). Ces flux concernent, pour une deuxième part, les flux en direction de l'environnement (émissions de SO₂ dans l'atmosphère, effluent liquide déversé dans une rivière, énergie émise sous forme de lumière ou de bruit, espace dégradé). Si on se place par rapport à un processus anthropique donné, on parle de "flux entrants" pour les entités physiques extraites de l'environnement et de "flux sortants" pour les entités physiques émises dans l'environnement (voir figure I-3). **Les flux environnementaux sont les éléments de base des analyses environnementales.**

Dans le cadre de l'analyse environnementale, il n'y a pas de flux de service entre l'anthroposphère et l'environnement. Ceci découle de notre définition de l'environnement et de l'anthroposphère. Les processus anthropiques sont contrôlés par les humains et sont destinés à nous rendre service (en principe). A l'opposé le contrôle d'un processus écologique échappe aux humains. Ainsi d'une part les flux de l'anthroposphère vers l'environnement ne peuvent être des services rendus aux processus écologiques, d'autre part les flux de l'environnement vers l'anthroposphère ne peuvent être des services rendus aux processus anthropiques. En outre, des influences non quantifiables de processus anthropiques vers des processus écologiques sont analysées par l'intermédiaire de certains flux environnementaux quantifiables. Par exemple, les perturbations des migrations des oiseaux dues aux lignes électriques à haute tension sont analysées par l'intermédiaire de

flux environnementaux inventoriés sous la forme de quantités de lignes mises en place. Il en résulte que les flux environnementaux ne sont que des flux physiques.

Figure I-4 Flux entre un processus écologique et d'autres processus

I-4.5. Les flux écologiques

Les flux écologiques sont des flux entre différents processus écologiques (figure I-4). Parmi les flux physiques, il peut s'agir de flux dans le cadre des cycles biogéochimiques naturels sans intervention humaine. Il peut aussi s'agir de différentes substances circulant d'un processus écologique vers un autre après qu'ils aient été émis dans la nature par nos activités. Si l'on faisait un parallèle avec les flux anthropiques non physiques (les services) on pourrait considérer qu'il existe des flux non physiques au sein de l'environnement. Ceux-ci correspondraient à des « services écologiques » tels que ceux qui consisteraient à fournir un milieu approprié à un être vivant.

I-5. Evaluation d'un flux

I-5.1. Définition générale

L'évaluation d'un flux correspond de façon générale à la quantification des conséquences induites par ce flux. Pour les **flux anthropiques**, c'est une évaluation des services rendus au sein de l'anthroposphère. Pour les **flux environnementaux**, c'est une évaluation des problèmes environnementaux. Pour les **flux écologiques**, c'est une évaluation des services rendus au sein de l'environnement.

I-5.2. Cas des flux anthropiques

I-5.2.1. Evaluation d'un flux anthropique physique

Il y a deux façons d'évaluer un flux anthropique physique : selon que l'on considère la démarche sociale (avec la *valeur*) ou la démarche physique (avec la *qualité*).

Notion de valeur

La notion de **valeur** pour un flux anthropique physique exprime « combien » une entité physique est voulue (ou non) par les êtres humains dans un contexte donné et à un point donné de ses transformations dans l'anthroposphère. C'est une évaluation de la satisfaction de besoins ou désirs humains liée à un flux anthropique physique. La valeur positive correspond à ce qui nous rend service et la valeur négative à ce qui requiert des services.

En prenant en compte, de façon subjective, la valeur des services rendus auxquels les flux sont liés, il serait possible d'obtenir de façon approchée la **valeur** d'un flux physique. Il y a encore de nombreuses recherches à faire dans ce domaine. Il est certain que cette notion de valeur est sujette à critiques, mais sa prise en

compte est primordiale.

Différents critères peuvent être utilisés pour déterminer la valeur. Par facilité et par habitude, la valeur sociale est souvent fournie par les **prix** sur le marché malgré les défauts de cette approche (Sirkin & Houten ten (94)). La valeur marchande ne prend pas en compte tous les intérêts collectifs de la société, ni ceux des futures générations. En outre, le marché est soumis à de nombreuses fluctuations, les prix ne reflétant qu'une courte période dans le temps. Il est possible de corriger les prix du marché pour atténuer quelques-uns de leurs défauts.

On peut considérer plusieurs types de valeur :

a/ la valeur ponctuelle

La *valeur ponctuelle* est la satisfaction des besoins ou désirs humains dans un contexte spatial et temporel donné pour un usage ponctuel. Prenons l'exemple d'une bouteille en verre. La valeur ponctuelle d'une bouteille en verre correspond à sa valeur dans le contexte où elle se trouve. Lorsqu'elle peut être utile au remplissage de liquide, elle a une valeur élevée. Le nombre d'utilisations de la bouteille n'intervient pas dans la valeur ponctuelle. La bouteille en décharge n'a aucune valeur ponctuelle.

b/ La valeur d'utilisation

La *valeur d'utilisation* correspond à la satisfaction des besoins ou désirs humains dans un contexte donné tant que l'entité physique garde la même *forme*, c'est à dire tant que la structure, l'aspect de la matière ne change pas ou que le type d'énergie ou d'espace n'est pas modifié.

La bouteille prend plus de valeur d'utilisation lorsqu'elle peut être remplie plusieurs fois. Les *recyclages* ultérieurs de la bouteille n'interviennent pas dans la valeur d'utilisation. Une bouteille qui demeure en décharge n'a aucune valeur d'utilisation.

c/ La valeur de revalorisation

La *valeur de revalorisation* correspond à la satisfaction des besoins ou désirs humains dans un contexte donné en tenant compte des multiples transformations des entités physiques. La valeur de revalorisation augmentera par le fait la bouteille est recyclée après ses multiples recyclages matière. Une bouteille qui demeure en décharge n'a aucune valeur de revalorisation.

Dans la plupart des cas, on se limite à une évaluation de la valeur ponctuelle. La valeur d'utilisation est rarement prise en compte (Stahel(91)). Nous développons dans ce travail, par le développement de l'Analyse des Revalorisations par les Systèmes Cascade, la prise en compte de la valeur de revalorisation.

Qualité

La qualité est une évaluation des flux anthropiques physiques au moyen de données physiques. En règle générale, elle est indépendante de données temporelles, spatiales ou culturelles. La valeur du flux peut ainsi être caractérisée par son énergie calorifique, sa composition chimique, son organisation structurelle... (Sirkin & Houten ten (94)). Pour donner un exemple, la qualité d'un flux de papier à recycler pourrait être

déterminée par la taille moyenne des fibres cellulosiques. On sait en effet que les qualités mécaniques des fibres cellulosiques diminuent avec leur taille qui elle-même diminue avec le nombre de recyclages subis par cette fibre. On dira que la **taille** de la fibre cellulosique est un bon indicateur de la **qualité** du papier qui permet ainsi d'évaluer la valeur physique du papier. La qualité a le plus souvent une valeur comprise entre 0 et $+\infty$. On peut imaginer une qualité négative lorsque certains paramètres ont des valeurs inacceptables dans un contexte donné. Par exemple, si on a besoin d'un matériau sec pour un processus donné, le taux d'humidité du matériau peut devenir une quantification négative de la qualité du flux considéré. La qualité ne prend en compte que des aspects physiques. Déplacer ou stocker des objets sans modification physique ne modifie pas leur qualité.

Comme pour la valeur, on peut distinguer trois types de qualité :

a/ **La qualité ponctuelle**

La qualité ponctuelle prend en compte des données spécifiques à un usage particulier.

b/ **La qualité d'utilisation**

On prend en compte des données physiques liées à toute la durée d'utilisation de l'entité physique sous une forme donnée. Une bouteille plus solide a une qualité d'utilisation plus élevée.

c/ **La qualité de revalorisation**

On prend alors en compte les caractéristiques physiques traduisant le potentiel de *réemploi*, de recyclage, éventuellement sur plusieurs cycles.

Reprenant l'exemple précédent, une même bouteille gardera la même qualité, que celle-ci demeure en décharge, ou bien qu'elle se trouve dans un lieu où elle sera revalorisée (une benne à verre par exemple). En effet la qualité n'est basée que sur une description physique de la bouteille. Le plus souvent, seule la qualité ponctuelle est prise en compte. Tromp (95) développe l'idée de prendre en compte la qualité de revalorisation qu'il appelle « sustainable quality » (qualité soutenable).

Evaluation des flux non physiques

Lorsque l'on considère des flux non physiques (un flux de service), une évaluation physique (par la qualité) est bien entendu impossible puisqu'il n'y a pas de réalité physique sur laquelle fonder cette évaluation. Seule une **évaluation sociale (par la valeur)** est envisageable. Un flux non physique a en principe toujours une valeur positive, sinon pourquoi ce service continuerait-il à être rendu ? Comme il n'y a pas d'entité physique ou non physique qui continuent leur vie, il n'y a pas lieu de séparer la valeur des flux anthropiques non-physiques en différents types.

Tableau I-3 : Flux anthropiques physique et non-physique

Flux physique	Flux non-physique	Nature	Produit	Déchet	Produit	Déchet	
Entrant	Sortant	Entrant	Sortant	Valeur Positive	Négative	Positive	Négative
Service	Service	Exemples de flux	Tire-bouchon utilisé pour ouvrir une bouteille	Emballage mis en centre de stockage	Vin produit à partir de raisin	Epluchures de pommes de terre générées par une usine de frites	Climatisation fournie à une maison
		Transport d'un passager dans un train					

I-5.2.2. Applications de l'évaluation des flux anthropiques

Applications du concept de valeur

Il est utile d'évaluer les flux anthropiques pour différentes raisons. En premier lieu, cette évaluation peut servir à qualifier la part "produit" ou "déchet" des flux anthropiques. Elle permet en outre de préciser les notions de *valorisation* et de *revalorisation*. Lors de la revalorisation des déchets, ces derniers retrouvent de la valeur après l'avoir perdue de façon significative.

De façon plus générale, la notion de valeur permet de définir les systèmes. Nous verrons que des systèmes peuvent en effet être construits de proche en proche suivant la valeur des flux entrants et sortants. Dans certains cas, elle permet de déterminer une base de comparaison entre plusieurs systèmes. Les problèmes d'*affectation* (voir §II-7.6) peuvent être résolus grâce à la notion de valeur dans des cas de co-production ou de co-traitement et dans le cadre des revalorisations. Avec la méthodologie que nous allons développer, nous verrons que la notion de valeur permet d'apprécier *l'utilité de fonctions* ce qui est nécessaire pour les systèmes remplissant de multiples fonctions successives comme les *systèmes cascade*.

Applications du concept de qualité

Le concept de qualité permet une approximation de la valeur. En effet, il permet d'approcher l'aptitude à rendre des services dans la mesure où l'évaluation est indépendante du contexte temporel, spatial ou culturel. Développer une plus grande qualité permet d'augmenter le potentiel à rendre des services indépendamment de la réalité du moment.

I-5.3. Produit ou déchet

Un flux anthropique physique peut être un **produit** ou un **déchet**. Un **produit** est une entité physique à un moment où elle est voulue par la société tandis qu'un **déchet** est non voulu. La différence entre ces deux situations est difficile à cerner de façon précise car liée à la notion de valeur. Un **déchet** pour un système peut être un **produit** pour un autre. La même entité physique peut même changer de nature simplement en changeant de lieu. Par exemple, un adaptateur entre des prises électriques américaines et hollandaises est un déchet en France. La nature déchet ou produit ne caractérise pas une entité physique dans l'absolu mais à un instant donné dans un contexte donné. La valeur limite entre produits et déchets est le plus souvent la valeur nulle. Un déchet a une valeur sociale négative, tandis qu'un produit a une valeur positive. A l'heure actuelle c'est la **valeur ponctuelle** qui est utilisée pour évaluer la nature produit ou déchet d'un flux.

La qualité peut servir à évaluer la nature produit ou déchet d'un flux anthropique physique. Il existe une valeur limite approximative indiquant le passage entre un produit et un déchet. Pour des qualités comprises entre 0 et $+\infty$, un déchet a une qualité inférieure à un produit. L'utilisation de la qualité n'est pas exempte de critiques. En effet, la qualité reflète l'utilité potentielle d'une entité physique et ne correspond pas forcément à l'utilité réelle de cette entité. C'est le cas notamment lorsqu'une machine à laver (de bonne qualité), en état de marche, est enfouie en décharge.

Dans ce travail, chaque fois que nous parlerons de **déchets**, nous pourrions aussi inclure les **produits de faible valeur** qui comme les déchets ne sont pas à l'origine de l'existence des processus qui les ont générés.

I-5.4. Fonction

Une fonction contribue à l'assouvissement de besoins ou désirs humains. La notion de fonction est très générale. Elle peut correspondre à la fonction au sein d'un système (la sous-fonction) ou bien encore à la fonction d'un système. Par exemple, chaque partie d'un vélo a sa fonction : le guidon sert à diriger l'engin tandis que la chaîne sert à transmettre l'énergie musculaire à la roue; mais le vélo lui-même a la fonction de transporter quelqu'un d'un point à un autre. La fonction est relative aussi bien à la génération d'un produit ou service ou au traitement d'un déchet.

Nous ne considérons dans notre travail que les fonctions « sociales », fruits des activités humaines.

Les processus anthropiques existent pour créer de la valeur, c'est à dire pour augmenter la valeur des flux sortants par rapport aux flux entrants. On dit alors que les processus anthropiques remplissent des fonctions. La **fonction est physique** lorsque les entités physiques sortantes sont de valeur supérieure aux entités physiques entrantes. On parle de **fonction non physique** lorsque les flux sortants physiques sont de valeur inférieure, mais que des flux non physiques de valeur supérieure sont générés. On distingue fonctions de production et fonctions de traitement. Les **fonctions de production** correspondent à la génération de produits ou services : des sortants de valeur positive sont alors générés, ceux-ci ayant une valeur supérieure aux entrants auxquels ils sont liés. Les **fonctions de traitement** correspondent au traitement de déchets : des sortants (physiques) de valeur négative sont alors générés qui sont de valeur supérieure aux entrants (physiques).

I-5.5. Cas des flux environnementaux

Dans notre travail, nous analysons les flux environnementaux de façon à lier ces flux à différents problèmes environnementaux. Il est intéressant de constater qu'une évaluation de la valeur physique d'un flux environnemental est tout à fait envisageable. Des bouteilles plastiques disséminées dans la nature peuvent parfois être de très bonne qualité. Etudier la valeur physique d'un flux peut donner une idée des services qu'il aurait pu nous rendre s'il était émis. Pourtant ce flux ne nous rend aucun service. Cela démontre les limites de la démarche physique. En effet, bien qu'un flux émis dans l'environnement ne soit pas utilisé au sein de nos activités, il a quand même une certaine valeur physique.

La valeur des flux environnementaux est étudiée au sein de l'environnement. Elle est généralement négative. Pour cela on analyse les problèmes environnementaux causés par les flux concernés. Cette analyse est généralement appelée « évaluation d'impact ».

I-5.6. Cas des flux écologiques

Nous n'aborderons pas l'étude de la valeur des flux écologiques au sein de l'anthroposphère qui

correspondrait à une autre perception. Il est possible de faire un parallèle entre les flux écologiques analysés au sein de l'environnement et les flux anthropiques analysés au sein de l'anthroposphère.

En se plaçant au niveau d'un processus écologique donné, on peut concevoir des entrants et des sortants depuis ce processus. On considère comme positif, un flux qui participe au maintien des écosystèmes naturels, remplissant ainsi une fonction écologique au sein de l'environnement et comme négatif un flux qui participe à la destruction des écosystèmes naturels, empêchant que des fonctions écologiques soient remplies.

Pour l'évaluation des flux de valeur positive, il faut étudier les composants des flux dans les écosystèmes. Pour les flux de valeur négative, il existe des modèles pour évaluer les problèmes environnementaux (coefficient octanol/eau pour mesurer le potentiel de bioaccumulation, données écotoxiques, ...). Analyser les flux écologiques peut permettre de pousser plus loin une analyse des problèmes environnementaux. Par exemple, il peut être utile d'étudier la pollution photochimique pour analyser de façon plus complète l'impact des COV et des NO_x émis par les automobiles. Les flux négatifs proviennent en majeure partie, directement ou non, d'activités humaines. Toutefois, des divergences existent à ce sujet.

II- Outils de l'analyse environnementale

Dans ce chapitre, nous inventorions les méthodes d'analyse environnementale en nous attachant plus particulièrement aux Analyses de Flux de Substance (AFS) et Analyses de Cycle de Vie (ACV).

Résumé

Après avoir décrit la structure d'une analyse environnementale, nous passons en revue les différentes analyses environnementales en considérant l'objet de départ (servant de base de départ à l'analyse) et le système considéré (composé de tous les processus pris en compte par l'analyse). L'objet de départ peut se situer au sein de l'environnement ou au sein de l'anthroposphère et le système peut-être restreint, large ou défini de proche en proche. Lorsque le système est restreint ou large, il est d'une taille similaire à l'objet de départ. Comme nous envisageons d'analyser de façon globale les revalorisations qui sont des processus anthropiques, nous nous concentrons sur des « Analyses de Chaîne Intégrée ». Dans ce cadre nous décrivons de façon extensive les deux outils existants que sont les Analyses de Flux de Substance relatives à la vie d'une substance et les Analyses de cycle de vie qui étudient un produit ou service du « berceau à la tombe ». Nous nous intéressons particulièrement à la définition du système et aux « problèmes d'affectation » qui sont des points primordiaux de l'approche que nous développerons.

II- I. Structure d'une analyse environnementale

Après une étape d'analyse des objectifs, une analyse environnementale se compose de trois étapes :

- définition du système
- inventaire des flux
- interprétation des résultats.

1- Définition du système

Au cours de cette étape on choisit l'objet de départ de l'étude et on identifie les processus à étudier.

2- Inventaire des flux

Il est nécessaire d'inventorier les flux anthropiques, écologiques ou environnementaux concernés par l'étude. Voet van der (96) propose trois façons de modéliser un système pour inventorier les différents flux :

- **La comptabilité** : on organise une vue d'ensemble cohérente des différents flux et stocks identifiés puis on inventorie les informations sur les flux. Cette vue générale peut permettre d'identifier un problème donné.

- **La modélisation statique** : on considère que les flux et stocks du système sont constants; on

établit un bilan au niveau de chaque processus considéré. Cela peut permettre d'identifier des flux insoupçonnés et de prédire certaines conséquences liées à des modifications.

- **La modélisation dynamique** : on modélise les variations, en fonction du temps, des flux et stocks du système. Cette démarche exige beaucoup plus de données mais il est alors possible de développer des approches plus complètes sur les scénarios considérés, en prenant en compte notamment certaines interactions socio-économiques.

3- Interprétation des résultats

Les résultats sont ensuite interprétés le plus souvent pour aboutir à des recommandations d'actions ayant pour objectif d'améliorer la situation environnementale.

II-2. Analyses environnementales existantes

Udo de Haes & Huppés (94) ont décrit plusieurs outils d'analyse environnementale.

"**L'analyse de risque**" (Risk Analysis) évalue une installation au niveau des dysfonctionnements en général ou au niveau d'effets très importants ayant de faibles probabilités de se réaliser.

"**L'Eco-Audit**" (Environmental Audit) concerne les unités industrielles ou les sociétés. Il a pour objectif de répondre au besoin des entreprises de mieux connaître leur propre situation en matière d'environnement et définir les moyens de remédier aux problèmes (Pictet (96), UNEP/IEO (91)).

"**L'Analyse de Technologie**" (Technology Assessment) analyse les futures technologies au niveau de différents aspects environnementaux, sociaux ou économiques préalablement à leur développement.

"**L'Etude d'Impact sur l'Environnement**" (Environmental Impact Assessment) est une procédure ayant pour objectif d'analyser les conséquences environnementales d'investissements et de projets (Pictet (96)).

"**L'Analyses de Flux de Substances**" (AFS) (Substance Flow Analysis) inventorie les flux et les accumulations d'une substance ou d'un groupe de substances aussi bien au sein de l'anthroposphère que de l'environnement. L'analyse est limitée à un domaine spatio-temporel.

"**L'Analyses de Cycle de Vie**" (ACV) (Life Cycle Assessment) est une méthode permettant de déterminer les meilleurs produits ou services en tenant compte de tout leur cycle de vie c'est à dire du « berceau à la tombe » de l'extraction des ressources naturelles au *traitement final* des déchets.

"**L'Etude Ecologique**" étudie les causes et conséquences d'un problème environnemental donné.

Ces outils n'ont pour l'instant pas été harmonisés et il est intéressant de voir comment ils se positionnent les uns par rapport aux autres. Nous allons ainsi classer de façon théorique les différentes analyses possibles suivant l'objet de départ et le système considéré et identifier à quel niveau se situe chacune des études qui viennent d'être mentionnées.

L'objet de départ correspond au point que l'on veut étudier et à partir duquel on définira le système considéré. Il peut se situer dans l'anthroposphère ou l'environnement. Le système considéré peut s'étendre

au sein de l'environnement ou au sein de l'anthroposphère, mais il doit être limité car l'univers est trop vaste pour être étudié totalement.

II-3. Système considéré pour les analyses environnementales ayant un objet de départ dans l'environnement

II-3.1. Objet de départ au sein de l'environnement

Au sein de l'environnement cet objet peut être un flux physique donné, une cible écologique, un problème environnemental, une aire géographique et temporelle.

Tableau II--1 : Analyses environnementales suivant les objets de départ de l'environnement

Objet de départ	Flux	Cible	Région	Milieu naturel	Problème environnemental	Exemple
						Flux d'air respiré à Lyon
						La santé de la végétation proche d'une usine d'incinération
						La région Rhône-Alpes
						Le Rhône traversant Lyon
						La pollution de l'air
						Dimension du système
						Restreinte
						Restreinte
						Élargie
						Élargie
						Élargie
						Type d'Analyse environnementale
						Etude Ecologique
						Etude Ecologique
						AFSEtude Ecologique
						AFSEtude Ecologique
						AFSEtude Ecologique
						AFS

Le système peut être restreint, élargi ou défini de proche en proche. Dans les cas de systèmes restreints ou élargis, le système est d'une taille similaire à l'objet de départ.

II-3.2. Système restreint

Le système est alors de faible dimension. C'est le cas par exemple des **Etudes Ecologiques** limitées à l'analyse des problèmes de santé des populations proches d'une usine émettant des polluants dans l'atmosphère.

Ces études peuvent induire des modifications des processus industriels conduisant à une minimisation des impacts. On considère qu'il n'y a pas progrès si la modification conduit à un transfert de la pollution au sein de l'environnement. C'est le cas par exemple du rehaussement des hauteurs de cheminée. Grâce à elle, les habitants voisins des usines ont moins de problèmes de pollution atmosphérique, mais on pollue souvent une zone plus éloignée. Quand on ne se préoccupe pas du problème à la source, ce type de mesures est qualifié en anglais ce type de mesures de "**end-of-pipe**".

Cette stratégie correspond à une perception très locale des problèmes ce qui s'explique par le fait que les problèmes rencontrés sont soulevés localement, mais aussi par le fait que la vision réductionniste (où l'on analyse chaque processus de façon isolée) a longtemps prévalu sur une vision plus globale.

La nature de plus en plus complexe et globale des problèmes environnementaux a lentement modifié cette perception. On évoque plus fréquemment maintenant des problèmes comme l'effet de serre, le "trou" dans la couche d'ozone ou la bioaccumulation qui ne peuvent être appréhendés sans une analyse des flux entre processus écologiques.

II-3.3. Système élargi

La prise en compte plus globale des problèmes environnementaux conduit à choisir un objet de départ plus large (Urban et al. (87)). Par exemple, on ne se restreint plus dans l'environnement au seul voisinage d'une usine mais on choisit un périmètre plus vaste autour de l'usine en s'intéressant à de multiples cibles. L'étude va par exemple inclure les impacts sur la végétation de la région.

Avec cette démarche on commence à appréhender les interactions entre processus écologiques au sein du système défini. Ces études ont notamment permis de constater que les émissions polluantes n'étaient pas issues des seules sources incriminées mais également d'une multitude d'autres sources (décharges sauvages, automobiles, ...). C'est ainsi que l'on explique, par exemple, que la pollution des eaux persiste dans une région en dépit des efforts réalisés au niveau de certains points de rejet jugés critiques au départ (Smith et al. (87)).

Après avoir défini l'objet de départ correspondant à un ensemble assez vaste et complexe on fait appel à "l'analyse externe-interne" ou "théorie hiérarchique" dont Simon (62) a développé les bases. Les systèmes sont décomposés en plusieurs sous systèmes (voir la figure II-1) ce qui permet l'étude des écosystèmes (Odum (77)). Certaines **Etudes Ecologiques** et **AFS** peuvent se ranger dans cette catégorie.

Figure II-1 : Système élargi : systèmes et sous-systèmes pour une analyse externe-interne appliquée à un étang

II-3.4. Système défini de proche en proche

Plutôt que de se restreindre à un système défini, il est a priori envisageable de considérer des chaînes de processus. Par exemple, au sein de l'environnement une émission de CO₂ est responsable d'une plus grande absorption de rayon infrarouges ce qui cause un réchauffement qui induit lui-même une fonte des glaces, etc ... Cependant cette démarche est rarement envisagée de façon systématique. Pour l'émission de gaz à effet de serre on étend par exemple l'analyse jusqu'au réchauffement planétaire mais pas à des effets d'ordre supérieur. La définition d'un système qui essaie de remonter aux causes et de descendre aux conséquences n'est en effet pas forcément indispensable dans l'environnement car nous disposons dans ce cas de nombreux modèles permettant d'appréhender l'impact d'un flux donné sur l'environnement. C'est le cas, par exemple, pour la bioaccumulation, l'effet de serre, la contribution aux pluies acides, etc... où des modèles de quantification existent. On peut aussi définir un système en identifiant de proche en proche des éléments de l'environnement en relation les uns avec les autres au sein d'un écosystème. Mais il faut là aussi se limiter à certaines frontières pour éviter le risque d'avoir à analyser la totalité de l'univers.

11-4.

Systeme considéré pour les analyses environnementales ayant un objet de départ dans l'anthroposphère

II-4.1. Objets de départ au sein de l'anthroposphère

Au sein de l'anthroposphère cet objet peut être une entité physique, un flux physique, une entité sociale, les responsables présumés d'un problème environnemental ou une aire géographique ou temporelle.

Tableau II--2 : Objets de départ au sein de l'anthroposphère

Produit; service
Activité localisée;
Installation
Substance
Région
Large entreprise
Technologie
Exemple
Bouteille en verre
Production de barres d'aluminium
Un morceau de cuivre
La région Rhône-Alpes
Rhône-Poulenc
Les voitures
Dimension du système considéré
Restreinte
Restreinte
Restreinte
Elargie
Elargie
Elargie
Type d'étude
ACV- ACV
- Eco-Audit
- Analyse de risque
- Etude d'impact Ecologique
AFSAFSEco-Audit
- ACV
- Analyse de technologie

II-4.2. Analyse au niveau d'un seul processus

La démarche la plus simple consiste à considérer le système directement associé à l'objet de départ. On analysera par exemple l'utilisation d'une voiture pour aller d'un point à un autre. On établit alors le bilan matière-énergie au niveau du processus et on tente de minimiser les flux environnementaux associés à ce processus.

Cette démarche permet une amélioration de l'efficacité de chaque processus. On rend par exemple les voitures moins polluantes lors de leur utilisation grâce au pot catalytique. Par ailleurs, la pratique des bilans matière a permis de mettre en évidence l'existence de flux de matière jusque là non contrôlés.

Cette démarche présente toutefois des limites. En effet quelquefois les améliorations au niveau du processus peuvent ne pas résoudre le problème mais le déplacer. C'est ce qui arrive, par exemple, lorsque le problème posé par un déchet est « résolu » en envoyant ce déchet ailleurs sans s'assurer de son traitement correct.

Les **Analyses de Risque**, mais aussi parfois les **Etudes d'Impact Ecologique** ou les **Eco-Audits** considèrent un système restreint.

II-4.3. Elargissement du système

Une démarche plus globale consiste à choisir un objet de départ délimitant un système plus vaste : une société (**Eco-Audit**), un type de technologie (**Analyse de technologie**), une ville, une région (**Etude d'Impact Ecologique**) ...

On définit les constituants du système par une approche dite "externe-interne". On détermine alors les sous-systèmes et on étudie les flux existant entre eux (figure II-2). Le modèle s'affine progressivement. On peut alors analyser un système anthropique de la même façon qu'un écosystème (Odum (89), Ayres (89)).

Figure II--2 : Système élargi : “anthroposystème” ville avec ses sous-systèmes (Rousseaux (94))

Il n'en demeure pas moins que le système, même élargi, peut encore avoir des interactions anthropiques avec d'autres systèmes anthropiques. C'est le cas, par exemple, lorsque la ville importe de l'essence de l'extérieur pour le fonctionnement des voitures (Hugrel (96)). Cela nous conduit à la notion de chaîne intégrée.

II-4.4.

Analyse de chaîne intégrée

Les systèmes anthropiques sont liés entre eux tout comme les écosystèmes. L'analyse de chaîne intégrée prend en compte les flux anthropiques entre le système étudié et d'autres processus de l'anthroposphère en définissant, de proche en proche, un système plus large.

Cette analyse de proche en proche est primordiale pour l'anthroposphère car il n'existe pas de modèle permettant d'évaluer les comportements d'une entité physique dans l'anthroposphère. Le fait que des modèles existent au sein de l'environnement est probablement dû au fait que l'environnement est étudié depuis plus longtemps. Des tentatives de modélisation au sein de l'anthroposphère existent toutefois sur la base de simplification d'ACV ("streamlined LCA" en anglais (Ervin (90)) ou d'AFS (Voet van der (92)). Il est d'abord nécessaire de disposer de nombreuses études globales permettant de décrire par des modèles le comportement des entités physiques dans l'anthroposphère.

Tableau II--3 : Analyses de chaîne intégrée suivant les objets de départ considérés

Objet de départ	Espace; période	Entreprise	Problème
environnemental	Substance	Espace; période	Produit; service
Exemple	Ville	Compagnie pétrolière	L'effet de serre
Le chlore	Les Pays-Bas en 1995	Contenir un litre d'eau	Outils d'analyse de chaîne intégrée
Analyse de ville	ACV d'une entreprise	Etude Ecologique; AFS	AFS
SACV	Source	Hugrel (96), Rousseaux (94)	Braunschweig & Müller-Wenk (93)
Bloquel (92), Voet van der (96)	Kleijn (93)	Annema et al. (95), Voet van der (96)	nombreuses sources
Nombreuses sources			
Combinaisons de ?			
Fonctions	Fonctions	Cibles	Substances
Substances	Fonctions	Sphère	Anthroposphère
Anthroposphère	Anthroposphère	Environnement	Anthroposphère ou environnement
Anthroposphère	Anthroposphère	Anthroposphère	Anthroposphère

Il semble que toutes les études ont pour objet de départ :

- au sein de l'anthroposphère ou de l'environnement des combinaisons d'entités physiques (**AFS**)
- au sein de l'anthroposphère des fonctions ou des combinaisons de fonctions (**ACV de produit, de service, d'une entreprise, d'une ville, etc...**)
- au sein de l'environnement des cibles ou des combinaisons de cibles (**Analyse de problème environnemental, AFS...**)

II-5. Récapitulatif des analyses environnementales

Le tableau II-4 récapitule les différents outils évoqués ainsi que leurs caractéristiques.

Tableau II--4 : Récapitulatif de la façon dont se structurent les différents outils d'analyse environnementale (inspiré de Udo de Haes & Huppel (94))

Objet de départ	Sphère de l'objet de départ	Extension au sein de l'environnement	Extension au sein de l'anthroposphère
Etude Ecologique	Flux; milieu; problème environnemental; Région; Cible(s)	Environnement	Restreint, élargi ou chaînes
Restreint	Analyse de Flux de Substance (AFS)	Région; milieu; période; problème environnemental;	Substance(s)
Environnement	Substance(s)	Environnement	et Anthroposphère
Suivi d'une substance donnée	Suivi d'une substance donnée	Analyse de Cycle de Vie (ACV)	Produit; service; activité localisée; installation; Fonction(s)
Anthroposphère	Restreint ou chaînes	Chaînes	Analyse de Risque
Installation; activité localisée; Fonction(s)	Anthroposphère	Restreint	Restreint
Etude d'Impact	Environnemental	Activité localisée; installation; Fonction(s)	Anthroposphère
Restreint ou élargi	Eco-Audit	Entreprise; activité localisée; installation; Fonction(s)	Anthroposphère
Restreint ou chaînes	Restreint ou chaînes	Restreint ou chaînes	Restreint ou chaînes

L'**objectif** de notre travail est l'**analyse des revalorisations**. Les revalorisations sont des processus anthropiques, et donc, l'**objet de départ** doit faire partie de l'**anthroposphère**. Comme notre démarche se veut globale, une analyse prenant en compte les interactions entre systèmes est indispensable. Pour cette raison nous allons concentrer notre attention sur les **analyses de chaîne intégrée**.

Concentrons-nous sur deux analyses de chaînes intégrées dont l'objet de départ fait (ou peut faire) partie de l'anthroposphère :

- les "Analyses de Cycle de Vie de Produit ou Service". On analyse tout le cycle de vie d'un produit ou d'un service, ce qui correspond à l'analyse des processus liés à une fonction donnée.
- Les "Analyses de Flux de Substance". On analyse tout le cycle de vie d'une substance.

Nous choisissons ces deux approches car, d'une part elles font actuellement l'objet de nombreuses études (principalement les ACV), et que d'autre part, les différentes analyses de chaînes intégrées de l'anthroposphère sont constituées de combinaisons d'analyses de fonctions (ACV) ou de substances (AFS).

II-6.

Les Analyses de Flux de Substance (AFS)

L'Analyse de Flux de Substance (AFS) est une traduction de l'anglais "Substance Flow Analysis" (SFA).

II-6.1. Définition

Les AFS sont des méthodologies d'organisation systématique des données sur les flux d'une substance. Elles répertorient et analysent tous les flux d'une substance (ou d'un groupe de substances) dans l'espace et dans le temps (une région et une année par exemple).

II-6.2. Objectifs d'une AFS

D'après Voet van der (96), l'objectif général des AFS est de fournir les informations nécessaires à la gestion de polluants spécifiques au niveau d'une région telles que les meilleures actions ou politiques à entreprendre pour améliorer la situation environnementale.

Trois types d'analyse sont possibles : comptabilité, modélisation statique et modélisation dynamique.

La **comptabilité** correspond à un inventaire des flux et stocks d'une substance (ou d'un groupe de substances) dans un espace et sur une période donnée. Elle nécessite un gros travail de collecte de données à partir, principalement, de bilans matières. On évalue ainsi une situation au niveau d'une substance donnée.

La **modélisation statique** effectue une démarche prospective à partir des relations entre les différents stocks et flux pour une période **donnée**. Cette démarche permet alors :

- d'identifier des causes anthropiques et environnementales de la pollution dans une région
- de simuler des situations futures ce qui permet de comparer les conséquences à terme de différentes solutions proposées pour maîtriser les pollutions de la région.

Dans la **modélisation dynamique** les relations prennent en compte des données temporelles ce qui permet de tenter de prédire une situation future sur la base de certaines hypothèses sans se limiter à des relations fixes entre les différents stocks et flux.

II-6.3. Bibliographie

Le CML (Centrum voor Milieukunde Leiden) est un des laboratoires ayant développé l'Analyse de Flux de Substance. Différentes études ont été effectuées sur le cadmium (Voet van der et al. (92, 94), le chlore (Kleijn et al. (94)), différents métaux (Annema et al. (95)), l'azote (Voet van der (96))...

Les études sur le cadmium ont permis de constater l'inefficacité des revalorisations pour limiter les problèmes de pollution dus à ce métal. En effet, le recyclage semble conduire à une dispersion de ce métal et ne limite pas son extraction car le cadmium est extrait en même temps que le zinc et le phosphate (on dit que les apports en cadmium sont « inélastiques »).

Les études sur l'azote ont permis d'identifier trois problèmes principaux liés aux composés azotés : la dispersion des composés azotés dans l'atmosphère et dans la mer ainsi que la diffusion des nitrates dans les sols jusqu'aux eaux souterraines. Les auteurs estiment que les fertilisants artificiels sont à l'origine de ces

trois problèmes. Des mesures techniques pourraient diminuer l'ampleur des deux premiers problèmes, tandis que les possibilités d'amélioration au niveau des nappes phréatiques ne pourraient résulter que d'une réduction drastique de l'utilisation des fertilisants azotés et de la consommation de produits d'origine animale.

D'autres laboratoires travaillent sur les AFS en Suisse et en Allemagne notamment (ETH-Zurich, Wuppertal institute (Schmidt-Bleek (93)). Il n'existe pas, actuellement, de méthode standard, et les procédures utilisées sont spécifiques à chaque laboratoire.

II-6.4. Etapes d'une AFS

Les étapes des AFS n'ont pas été structurées comme cela a été le cas pour les ACV; elles suivent cependant la structure générale des analyses environnementales :

- **Définition du système** : pour cette étape on choisit une espèce chimique (chlore, azote...) ou un corps composé (PVC...), un périmètre géographique et une période de temps. La substance est alors suivie dans cet espace-temps. On identifie les flux de la substance au sein de l'anthroposphère et de l'environnement. On décrit ainsi la vie de la substance.
- **Inventaire** : on procède à l'inventaire des flux aux frontières géographiques. Cela inclut les flux anthropiques (importations ou exportations de matières premières ou de produits contenant la substance étudiée) ainsi que les flux écologiques entrants et sortants du secteur considéré, comme par exemple les pollutions transfrontalières. On inventorie également les accumulations au sein des processus anthropiques ou écologiques. La même démarche est appliquée à l'intérieur du périmètre spatio-temporel.
- **Interprétation des résultats** : On interprète l'inventaire suivant les objectifs de l'étude. Voet van der (96) distingue trois types d'interprétations :
 - la transformation de l'analyse en indicateurs pour la gestion des matériaux
 - le lien avec des modèles économiques
 - le lien avec des instruments politiques.

En conclusion, ces études se limitent à l'identification, pour une substance donnée, des points les plus importants d'émission et d'accumulation.

II-6.5. Définition du système dans les AFS

Dans le cadre d'un problème environnemental donné, on part d'un flux ou d'une accumulation de matière pour déterminer de proche en proche tous les flux et accumulation de cette matière dans le cadre spatio-temporel choisi.

Tous les processus par lesquels passe la substance étudiée définissent le système étudié. On ne se préoccupe alors pas de la valeur des flux. Si l'on a constaté, par exemple, l'accumulation de mercure dans les tissus de poissons d'une région, on déterminera tous les processus par lesquels circulent ou dans lesquels s'accumulent le mercure dans cette région (Voir figure II-3).

Figure II-3 : Système dans les AFS : détermination de proche en proche des processus dans lesquels s'accumulent ou par lesquels circulent du mercure à partir du cas de poissons contaminés.

II-6.6. Problèmes d'affectation dans les AFS

L'affectation consiste, de façon générale, à attribuer à chacune des parties sa part respective. Dans les AFS, il arrive fréquemment que plusieurs substances entrent simultanément dans un processus et que par ailleurs plusieurs sortants contiennent la substance analysée. Comme une seule substance est analysée dans le cadre des AFS, il se pose alors un problème d'affectation (à substance) pour déterminer quel flux sortant d'un processus est à attribuer à quel flux entrant de ce processus.

Ce problème est pour l'instant peu abordé dans les AFS. Nous l'aborderons de façon plus approfondie dans le cadre de la méthode que nous développons (dans le cas plus général de « l'affectation à ressource » (§VI-2.2.2)).

II-7.

Les Analyses de Cycle de Vie (ACV)

II-7.1. Définition

Les ACV sont des outils d'évaluation de l'ensemble des problèmes environnementaux liés à une fonction donnée. Cette fonction peut être remplie par un produit ou un service. Un produit ou un service nécessite l'extraction et la transformation de différentes entités physiques, leur transport, le traitement des différents déchets générés. Tous ces processus sont étudiés dans le cadre d'une ACV. De ce fait les ACV sont souvent présentées comme des études "du berceau à la tombe", c'est à dire de l'extraction des matières vierges jusqu'au *traitement final* des déchets.

II-7.2. Objectifs d'une ACV

L'objectif des ACV est principalement l'observation de différents systèmes et l'aide à la décision au niveau du choix entre plusieurs systèmes remplissant la même fonction, avec pour objectif de minimiser les impacts environnementaux. Ces systèmes sont le plus souvent différents (comparaison de différents produits) mais il est aussi possible de comparer différentes améliorations pour un même système. Par exemple, on comparera le cycle de vie d'une bouteille en verre, recyclée après broyage avec le cycle de vie de la même bouteille réemployée plusieurs fois.

Il faut enfin noter que les ACV concernent une fonction donnée et n'ont pas pour objectif de remettre en cause cette fonction. On compare par exemple différents sacs plastiques sans imaginer la possibilité de ne pas utiliser de sac.

II-7.3. Bibliographie

De nombreux ouvrages font une revue des méthodes ACV (Marion & Valenduc (93), Marion et al. (95), Pedersen & Christiansen (92), Labouze et al. (96), Hailes & Elkington (93), Hofstetter (95)...). Les ACV ont réellement démarré dans les années 70 aux Etats-Unis à l'occasion du premier choc pétrolier (Hunt et al. (74)). Ces études ne considéraient que la masse de substances extraites de l'environnement ou émises dans l'environnement sans analyser les différences entre les substances (différentes toxicités...). Après une éclipse, une étude est réalisée par OFPE (84) développant le concept des « masses critiques » où chaque type d'émission est pondéré par la norme de rejet existante pour la substance concernée. Les recherches sont depuis en pleine effervescence tant au plan méthodologique, qu'au niveau du nombre des cas étudiés. De nombreux groupes industriels se sont lancés dans la réalisation d'ACV avec des résultats très contradictoires. La SETAC a organisé ces dernières années de nombreux congrès et séminaires qui ont permis l'élaboration d'une méthodologie plus correcte et unifiée. Les ACV ne sont encore toutefois qu'à un stade initial de développement.

Tableau II--5 : Historique des ACV

Année Événement
Années 60 Développement des bilans matière-énergie. Premiers efforts dans l'analyse énergétique.
1969 Etude sur les emballages par le Midwest Research Institute aux Etats-Unis
1970-1975 Poursuite des études aux Etats-Unis. Premiers développements en Europe par Boustead (GB) et Sundström (Suède)
73 et 79 Les chocs pétroliers créent un climat favorable aux analyses énergétiques
1982 Fondations des principes des Analyses par Filière de Produit (PLA) en Allemagne par les Öko-Institut et IÖW
1984 Développement du principe des volumes critiques par EMPA en Suisse (OFPE (84))
1986-1989 Démarrage des PLA en Allemagne
1990 Séminaire en Belgique organisé par Procter & Gamble (Smet de (90)) et aux Etats-Unis organisé par le WWF (Ervin (90))
Première rencontre de la SETAC au Vermont, USA. Définition des étapes d'inventaire, Evaluation d'impact et Amélioration (Fava et al. (90))
1991 Séminaire SETAC à Leiden, Pays-Bas. Amélioration de toutes les méthodologies (SETAC (91))
1992 Séminaire SETAC à Sandestin, USA sur l'évaluation d'impact (Fava et al. (92))
Séminaire SETAC à Wintergreen, USA sur la qualité des données.
1993 Séminaire SETAC à Copenhague sur la Classification des Impacts
Séminaire SETAC à Sesimbra, Portugal. Développement du "Code of practice" (Consoli et al. (93)), censé fixer la manière de faire un inventaire.
1994 Séminaire SETAC à Leiden, Pays-Bas, sur les problèmes d'affectation (Huppés & Schneider (94)).
1995-1996 Les séminaires continuent avec une concentration sur les études de cas (séminaires SETAC et VITO (96) à Bruxelles) et sur les analyses d'impact (Séminaires SETAC à Bruxelles (94), Vancouver, Sicile (96))

Un important travail de normalisation a été entrepris pour répondre au problème posé par la prolifération des méthodologies conçues au bénéfice exclusif d'un produit ou d'une entreprise. Ce travail, encore inachevé, a été entrepris par la SETAC, par différents instituts ou organismes notamment hollandais (CML...), suisses (ETH...) ou américains (EPA). Plus récemment l'AFNOR (en France) et la "Canadian Standard Association" ont publié les premières normes sur les ACV (AFNOR (96), Husseini & Kelly (94)). L' « International Standard Association » (ISO) travaille actuellement à un projet de norme internationale.

Tableau II--6 : Différents instituts et organismes ayant contribué au développement des ACV

Instituts/Organisme	Description des innovations	Exemples de références
Chalmers Industri Teknik	Prise en compte des impacts évités	Tillmann et al. (91)
CML (Pays-Bas)	Agrégation par effets	Heijungs et al. (92)
Huppés (91-95)	Ecobilan (France)	Développement des ACV en France. Ecobilan (91a-91b)
EPA (USA)	Développement de la méthodologie des ACV (principalement les deux premières étapes; définition des objectifs et inventaire)	Vigon et al. (93)
JETH, EMPA (Suisse)	Aggrégation de tous les effets avec le concept de " rareté écologique " (ecological scarcity).	Bases de données. Ahbe et al. (90)
Habersatter (91)		
Frischknecht et al. (94)	Franklin associates	Initiateurs des ACV, développement des REPA (Resource and Environmental Profile Analysis)
Hunt et al. (74)	IVL	Système EPS d'évaluation des impacts environnementaux
Ryding (91)	LAEPSI (ex-LCPAE)	Travail sur les analyses multicritères pour l'étape d'évaluation comparative.
Rousseaux (93-94)	Nordic council of ministers	Discussions méthodologiques
Nordic council (92); Lindfors et al. (95)	Öko-institut	Analyse par filière de produit (Produktlinien Analyse)
Rubik et Baumgartner (92)	Open University (Boustead)	Axé autour du bilan physique
Boustead (89-92-93-94)	SETAC	Développement de la méthodologie des ACV
Fava et al. (90-92)		

II-7.4. Etapes d'une ACV

Ces étapes sont en général au nombre de quatre :

- *Définition des objectifs*
- *Inventaire*
- *Evaluation des impacts*
- *Recherche d'amélioration*

II-7.4.1. Définition des objectifs

La définition des objectifs est la première étape d'une ACV. On définit le problème posé, la ou les fonctions étudiées ainsi que les produits ou services considérés. Il est également nécessaire de bien expliciter la représentativité aux plans techniques, géographiques et temporels.

L'*unité fonctionnelle* est en général définie dans cette étape. L'unité fonctionnelle est une quantification de la fonction de façon à comparer les systèmes sur une même base. Le choix de l'unité fonctionnelle est important car de lui dépend souvent le résultat de l'étude. Ce choix doit réellement refléter la fonction du produit ou du service considéré. Pour un emballage pour liquides, par exemple, la masse d'emballage est une mauvaise traduction de la fonction à satisfaire. Le choix d'une contenance (un litre de liquide par exemple) est préférable.

II-7.4.2. Inventaire

L'inventaire des flux environnementaux comprend trois phases :

- Définition du système au sein de l'anthroposphère
- Collecte des données
- Traitement des données et présentation des résultats

Définition du système au sein de l'anthroposphère

On définit en premier lieu les limites du système étudié : produits élaborés, traitement des déchets générés. On construit ensuite l'arbre des processus en précisant bien la nature des sous-systèmes et dans le cas de fonctions multiples on résout les problèmes d'affectation.

La détermination des frontières entre le système et l'environnement n'est pas aisée, en particulier dans le cas de systèmes agricoles et au niveau du traitement des déchets. La détermination des frontières entre le

systèmes et les autres systèmes anthropiques pose également des problèmes conceptuels que nous développerons par la suite car ils sont très importants dans l'optique de l'analyse des revalorisations. Il en va de même lorsqu'il s'agit de déterminer les processus qu'il serait possible de négliger. En effet, le système risque de devenir très rapidement trop complexe. En principe, tout ce qui est négligé devrait au préalable faire l'objet d'une justification, car l'on ignore souvent ce qui est négligeable tant qu'il n'a pas été étudié. Il faut donc beaucoup de prudence à ce niveau. Il faut enfin noter qu'en règle générale, les flux qui sont dus à des dysfonctionnements ne sont pas analysés (Chaabane (96)).

Collecte des données, traitement des données et présentation des résultats

La pratique des ACV a suscité la création de nombreuses bases de données (Habersatter(91), Lübker et al. (91), Frischknecht et al. (94), ...).

La collecte des données pose de nombreux problèmes :

- non-représentativité (données d'un cas isolé prises comme données moyennes)
- absence de données
- manque de précision dans la définition temporelle ou spatiale.
- non-homogénéité des données

Les données relatives aux revalorisations sont souvent critiquables. En effet, les revalorisations sont souvent des systèmes au stade pilote qui n'ont pas encore bénéficié d'améliorations de fonctionnement.

Une fois collectées, les données pour chaque processus ou sous-système sont traitées pour obtenir les données pour le cycle de vie entier. Signalons que les calculs peuvent être effectués à l'aide de matrices (Heijungs (93)), ce qui est bien adapté aux outils informatiques et permet une prise en compte de la répétition de certains processus. Le calcul au moyen de matrices peut être très utile pour la prise en compte des revalorisations notamment dans le cadre de la méthode ARSC développée dans ce travail.

Même si l'inventaire est la partie des ACV la mieux élaborée (AFNOR (94), Consoli et al. (93)), on observe encore de nombreux résultats contradictoires (Pederson & Christiansen (92), Guinée (92), Ayres.(95)). Le problème de prise en compte des revalorisations demeure non résolu (AFNOR (96)). Dans ce domaine, Brouwer & Lindeijer (94) ont montré l'énorme impact que peut avoir la méthode utilisée sur les résultats, ce qui sera largement évoqué dans le cadre de ce travail (chapitre V et annexes 1, 2).

II-7.4.3. Evaluation des impacts

On a répertorié deux types d'approche :

a/ **L'approche qualitative** qui conduit à une note environnementale : méthode fondée sur le concept de « rareté écologique » (Ahbe et al. (90)), et méthode EPS (Ryding (91)).

b/ **L'approche par quantification** des différents problèmes environnementaux à l'aide de modèles. Cette approche, développée par le CML (Heijungs et al. (92)) et la SETAC (Consoli et al. (93)), semble dominer. Elle a l'avantage d'être plus transparente et de mieux correspondre aux objectifs actuels plutôt centrés sur les problèmes environnementaux. C'est cette démarche que nous décrirons. Cette approche doit par la suite

donner lieu à une analyse multicritère (Rousseaux (93)).

Les conséquences environnementales (que l'on peut aussi appeler impacts environnementaux) se décomposent en une série d'effets en cascade : par exemple l'émission de CO₂ dans l'atmosphère conduit à une augmentation de l'effet de serre, lui-même responsable d'un dérèglement du climat, qui provoque ensuite une montée des eaux et donc la disparition de certaines espèces, etc... Il est, en réalité, très difficile d'envisager toutes les conséquences liées à un flux environnemental donné. De ce fait, l'évaluation des impacts se limite souvent à une analyse des effets de premier ordre. On considérera par exemple la contribution à l'effet de serre comme moyen d'évaluer l'impact du CO₂.

La norme AFNOR (96) décrit de façon très succincte cette analyse. La méthodologie est plus détaillée dans Consoli et al.(93) ("code of practice"). Elle se décompose en trois parties : **Classification, Caractérisation, Evaluation comparative.**

- **a/ La classification** est une étape qualitative au cours de laquelle les différents entrants et sortants du système (les flux environnementaux) sont assignés à différentes catégories d'effets (Heijungs et al. (92)).

- **b/ La caractérisation** consiste à évaluer la contribution de chaque flux environnemental à chaque catégorie d'effet de façon quantitative. Les contributions à chaque catégorie d'effet sont ensuite agrégées. On aboutit alors au profil environnemental (pour le système total ou bien par processus du cycle de vie).

Classification et caractérisation doivent s'appuyer sur une analyse scientifique des processus écologiques pertinents. Les valeurs numériques obtenues sont sans grande signification dans l'absolu. Elles prennent plus de sens si on les convertit en contribution relative à différents types de problèmes. Cette étape prend le nom d'étape de normalisation.

- **c/ L'évaluation comparative** est l'étape où l'on détermine les critères permettant d'évaluer l'impact environnemental global. Cette évaluation peut éventuellement comprendre une pondération des différents effets environnementaux. On analyse, enfin, la précision et la validité des résultats.

Il n'existe pas encore de méthodologie acceptable et acceptée en matière d'évaluation des impacts. Nous nous limiterons dans ce travail à évoquer certains aspects intéressants dans le cadre de notre démarche d'analyse des revalorisations, en particulier celui des ressources. Lors de la prise en compte de la **consommation de ressources** on évalue la perte de disponibilité de certaines ressources. Or, s'il est vrai que de nombreux processus consomment des ressources disponibles, il en est d'autres qui fournissent des ressources potentiellement utilisables. En ce sens, elles agissent positivement sur le critère « consommation de ressources ». De ce fait, la mise à disposition de ressources pour un usage potentiel est un aspect des revalorisations qui pourrait être pris en compte dans le cadre de l'évaluation d'impact.

Dans un autre ordre d'idée, nous développons par la suite l'Analyse des Revalorisations par les Systèmes Cascade qui consiste à suivre l'évolution de différentes entités physiques au sein de l'anthroposphère. Cela revient en quelque sorte à prendre en compte une dimension « **temps** » dans l'anthroposphère. Cette notion de temps pourrait également être prise en compte dans l'environnement en considérant le devenir des

substances et énergies émises dans la nature. Les substances vont ainsi se répartir dans les différents compartiments environnementaux. Guinée (95) propose cette approche en utilisant les modèles de Mackay sur les transferts entre compartiments (Mackay & Paterson (91)).

II-7.4.4. Recherche d'amélioration

L'amélioration environnementale des systèmes relève encore, pour l'essentiel, d'une démarche qualitative. Les ACV offrent pourtant des moyens d'analyse plus scientifiques. D'après Heijungs (93), cette recherche d'amélioration peut se faire de deux façons :

- **par une analyse de dominance.** Les **causes principales d'un problème** sont alors déterminées à l'aide des données pour chaque processus.
- **par une analyse marginale.** On fait varier un peu les données de façon à identifier la **sensibilité des résultats** et les points du cycle de vie pouvant donner lieu le plus facilement à des améliorations environnementales.

On tente alors de rechercher les moyens de réaliser des améliorations, par des moyens techniques (amélioration de procédés) ou par des mesures politiques (mise en place d'un système de consigne pour le retour de substances toxiques ou de grande valeur).

II-7.5. Définition du système dans les ACV

Considérons un processus quelconque ayant divers entrants et sortants anthropiques (voir tableau II-7 et figure II-4). Certains de ces flux génèrent des fonctions, ce sont :

- les sortants de produits ou services : le processus remplit alors une « *fonction de production* »
- les entrants de déchets : le processus remplit alors une « *fonction de traitement* ».

A l'opposé d'autres flux demandent que des fonctions soient remplies. On dira que ces flux génèrent des *exigences*. Ce sont :

- les entrants de produits ou services : la production de ces produits ou services est exigée
- les sortants de déchets : le traitement de ces déchets est exigé.

Contrairement aux produits qui sont voulus, un déchet est une entité physique non voulue par le processus qui le génère. Le processus qui remplit l'unité fonctionnelle génère des déchets et utilise des produits. Utiliser un produit exige l'existence du processus qui a généré ce produit. Par exemple il faudra analyser l'étape d'extraction du sable si on utilise du sable pour la production de verre. En revanche, l'utilisation d'un déchet (ou d'une ressource de valeur proche de zéro) n'exige pas la prise en compte du processus qui a généré ce déchet car ce déchet n'était pas voulu. A l'opposé, dans une ACV, générer un produit ne conduit pas à exiger d'autres processus, mais générer un déchet amène l'exigence du traitement de ce déchet. Il faudra prendre en compte des « *exigences non physiques* » en incluant l'analyse des processus

anthropiques exigés par l'utilisation des services.

Figure II--4 : Fonctions et exigences d'un processus anthropique. Les flèches en gras concernent des flux anthropiques et les autres des flux environnementaux. Les flèches en pointillé sont relatives aux services.

Tableau II--7 : Caractéristiques des flux anthropiques

Caractéristique	Fonction physique	Exigence physique	Fonction non physique	Exigences non physiques	Valeur du flux
Positive	Négative	Positive	Négative	Positive	Positive
Nature du flux	Produit	Déchet	Produit	Déchet	Service
Direction du flux	Sortant	Entrant	Entrant	Sortant	Sortant
Physique/non physique	Physique	Non physique	Physique	Physique	Physique
Description	Remplit la fonction de générer un produit	Remplit la fonction de traitement d'un déchet	Requiert la production d'un produit	Requiert le traitement d'un déchet	Génère un service
					Requiert un service

Ainsi **en débutant par un processus remplissant la fonction « objet de départ » de l'étude**, en étudiant toutes les exigences, **on obtient de proche en proche « le cycle de vie »**, du « berceau à la tombe ». On prend en compte toute la production des produits depuis l'extraction et tout le traitement des déchets jusqu'au traitement final. Ce cycle de vie est généralement décomposé en différentes étapes.

Tableau II--8 : Etapes du cycle de vie sans revalorisation

Etape	Description	Exemple
Extraction	De l'environnement aux matières premières	Extraction de l'environnement aux matières premières
Production primaire	Production du pétrole, du minerai de fer... Production de bouteilles en plastiques, de boîtes de conserve	Production primaire
Transformation	Des matières premières aux produits finis	Des matières premières aux produits finis
Utilisation	Des produits finis aux produits finis après usage. Cette étape comprend notamment les processus de remplissage, d'emballage et de distribution.	Utilisation des produits finis
Traitement final	Des déchets finals (provenant de toutes les étapes) aux traitements ultimes	Chaîne de traitement des déchets

Figure II--5 : Etapes de cycle de vie

La figure II-5 est une représentation simplifiée souvent rencontrée. En réalité chaque étape peut être liée à plusieurs autres. Par exemple toutes les étapes peuvent générer des déchets qui seront traités dans différentes étapes de traitement final ou de revalorisation. Les étapes de production primaire, de transformation ou d'utilisation du produit fini peuvent en effet représenter des étapes de revalorisation. Ces éventualités sont prises en compte avec les flèches hachurées. Chaque étape est composée de multiples processus de transformation, de transport ou de stockage.

Bien souvent de nombreuses exigences ne sont pas prises en compte. Par exemple les flux environnementaux dus à la fabrication même des installations ne sont pas pris en compte (Rousseaux (93)).

II-7.6. Problème d'affectation dans les ACV

L'objectif de ce chapitre est la prise en compte des *co-fonctions simultanées* où plusieurs fonctions sont remplies par un même processus. Un autre cas n'est pas envisagé ici : il concerne les *co-fonctions successives* qui apparaissent dans le cadre des revalorisations. C'est le cas par exemple lorsqu'une même fibre cellulosique est utilisée dans une succession de recyclages pour faire du papier, des journaux, du papier toilette. Ce deuxième type de problème d'affectation sera analysé dans les chapitres suivants.

II-7.6.1. Co-fonction simultanée

Les co-fonctions simultanées sont remplies par un même processus. Lindfors et al (95) parlent de « multi-entrants/sortants » (multi-input/output). Dans les ACV nous ne sommes censés analyser qu'un système (le cycle de vie) lié à l'unité fonctionnelle. Pourtant au cours du cycle de vie, certains processus pris en compte remplissent des fonctions qui ne servent pas à l'unité fonctionnelle considérée. Pour affecter les flux environnementaux uniquement à l'unité fonctionnelle nous devons résoudre des problèmes d'affectation à tous les niveaux du cycle de vie.

Figure II--6 : Co-fonctions : fonction de référence et autres fonctions

Par exemple, si la fonction de référence est la production d'une certaine quantité de chlore, l'hydrogène et de

la soude caustique produits simultanément sont considérés comme *co-produits*.

Considérons le cas de deux systèmes 1 et 2 (figure II-7), l'un remplissant la fonction A et la fonction B tandis que le second ne remplit que la fonction A. L'existence de la fonction B empêche de comparer de façon simple ces systèmes à partir de leur impact environnemental respectif.

Figure II--7 :Système 1 remplissant les fonctions A et B et système 2 remplissant seulement la fonction A; ces deux systèmes sont difficiles à comparer.

Les fonctions peuvent être des fonctions physiques relatives à la production de produits ou au traitement de déchets. Elles peuvent aussi être des fonctions non physiques (générant des services). On parle dans le premier cas de *co-production*, dans le deuxième cas de *co-traitement* et dans le troisième cas de *co-service*. La co-production concerne par exemple une raffinerie qui produit des fiouls lourds et des fiouls légers... Le co-traitement concerne par exemple un incinérateur qui traite simultanément plusieurs déchets. Le co-service concerne par exemple un trajet en camion qui sert à transporter des personnes et des biens simultanément.

II-7.6.2. Prise en compte des co-fonctions simultanées sans affectation en élargissant le système

Pour résoudre le problème de co-fonctions dans le cas décrit précédemment, on considère un nouveau système (système 3) qui remplit uniquement la co-fonction posant problème. Deux possibilités existent alors : soit les impacts environnementaux du système 3 sont soustraits du système 1, soit ceux-ci sont additionnés à ceux du système 2.

Dans le cas de la soustraction, on est alors ramené à une comparaison sur la base de la fonction A (figure II-8).

avec

Figure II--8 : Comparaison des systèmes par soustraction

Pour ce qui est de la résolution par addition, on compare alors sur la base de la somme des fonctions A et B (figure II-9).

avec

Figure II--9 : Comparaison des systèmes par addition

La procédure par addition a l'avantage d'éviter l'apparition de flux environnementaux négatifs, mais l'unité fonctionnelle est modifiée.

La démarche par élargissement n'est pas exempte de critiques. Il y a souvent de nombreuses manières de définir le système alternatif (système 3). De plus ce système alternatif peut lui-même remplir de nouvelles co-fonctions, ce qui peut amener la prise en compte d'un système de plus en plus large.

II-7.6.3. Affectation en décomposant le système

On décompose le système en sous-système correspondant à chacune des fonctions. En reprenant le cas théorique précédent, cela permet d'affecter certains flux environnementaux du système 1 à la fonction A et d'autres à la fonction B (figure II-10).

Figure II--10 : décomposition du système 1 en sous-systèmes liés à chaque fonction

Considérons, par exemple, une plate-forme pétrolière produisant simultanément du pétrole et du gaz. Un problème de co-fonction se pose si l'on veut obtenir les flux environnementaux correspondant au pétrole ou au gaz pris isolément. En étudiant la plate-forme pétrolière de façon approfondie, il est possible d'associer certaines parties de la plate-forme à la production de pétrole et d'autres à la production de gaz (Knoepfel (94)). Dans ce cas l'affectation s'effectue sur une base physique.

De façon plus théorique, définissons F_i (avec $i = 1$ à n) pour les différentes fonctions remplies par un système. Définissons FE_j (avec $j = 1$ à m) pour les différents flux environnementaux de ce même système (voir figure II-11). Les différents FE_j ne sont pas forcément de nature différente.

Figure II--11 : Système remplissant les fonctions F_i (avec $i = 1$ à 5) et générant les flux environnementaux FE_j (avec $j = 1$ à 6). Ce système pose des problèmes d'affectations des flux environnementaux à chacune des fonctions.

En décomposant le système en différents sous-systèmes (remplissant chacun une des co-fonctions), chaque flux environnemental FE_j est associé à une fonction F_i donnée.

II-7.6.4. Affectation sans décomposer

Il n'est pas toujours possible de décomposer un système, soit à cause de l'absence de données, soit parce que certains flux environnementaux sont liés à plusieurs fonctions simultanément. Nous devons alors considérer le système avec ses fonctions multiples. Une fraction des flux environnementaux est alors affectée à chacune des fonctions. Pour le cas théorique précédent, une partie de chaque flux environnemental du système 1 est alors affectée aux fonctions A et B.

Dans le cas général, chaque flux environnemental FE_j est alors réparti entre chaque fonction F_i . Cela revient à déterminer la quantité X_i tel que le flux environnemental associé à chaque fonction F_i soit égal à $X_i FE_j$. X_i représente en quelque sorte la part de responsabilité de la fonction F_i pour le flux environnemental FE_j . La somme des flux environnementaux affectés à chaque fonction doit être égale aux flux environnementaux du système. $\sum X_i FE_j = \sum FE_j$ ce qui revient à poser que $\sum X_i = 1$. C'est ce qu'on appelle l'*additivité*.

L'affectation d'une part des flux environnementaux (qui revient à déterminer X_i) a donné lieu au développement de différentes méthodes.

II-7.6.5. Affectation basée sur l'étude des causalités

Dans ce cas, les flux environnementaux d'un système sont affectés à chacune de ses fonctions en relation avec leur responsabilité respective. Il faut analyser dans quelle mesure chaque fonction est la cause des flux environnementaux.

La *causalité* est ce qui relie la cause à l'effet. On distinguera les « **causalités physiques** » des « **causalités sociales** ». Les causalités physiques s'appuient sur la physique, la chimie, la biologie, la technologie...(Finnveden (94)). On affecte les flux environnementaux sur la base de notions comme la masse, le volume... C'est le cas où la quantification est la plus aisée.

Les causalités sociales s'appuient quant à elles sur les raisons d'existence des processus. Les raisons d'existence des processus anthropiques sont par définition sociales. En effet les processus anthropiques sont, en principe, aux services des êtres humains. Pour déterminer les causalités sociales, on utilise des sciences comme la sociologie, la psychologie, l'économie, l'histoire ou la géographie... (Finnveden (94)).

L'affectation s'effectue alors en fonction de la **valeur**. Dans ce cas, l'affectation la plus aisée utilise les données des **valeurs économiques** (Huppes (91-93-94)). Par exemple, si un système génère simultanément deux produits valant respectivement 1 franc et 3 francs, un quart des flux environnementaux du système seront affecté au premier produit et trois-quarts au deuxième produit. Lorsqu'on observe des grandes variations de prix sur le marché, ces dernières peuvent être atténuées en considérant des valeurs moyennes sur de plusieurs années. Ekvall (94) développe l'idée de l'affectation sur la base des « **profits escomptés** » au moment de la construction des infrastructures. En effet, les différentes fonctions remplies par un système sont souvent définies avant-même que le système ne fonctionne en fonction des profits escomptés grâce à chaque fonction. Des améliorations des approches économiques ou des méthodes d'évaluation plus qualitatives sont envisageables mais restent à développer. Différentes approches ont été développées à partir des choix de causalités (physique ou sociale) qu'elles favorisent.

Un premier type d'approche consiste à ne considérer que les causalités physiques. Cette vision est développée par Boustead (93) et est reprise par le « code of practice » (Consoli et al (93)). Boustead refuse ainsi de prendre en compte les données socio-économiques qui ne sont pas jugées suffisamment objectives. La norme AFNOR (96) établit que les données physiques doivent être utilisées en priorité.

Il existe toutefois des cas évidents où les données physiques ne représentent pas la réalité causale de façon adéquate. Un exemple classique est celui de la production de diamants lorsque des co-produits de faible

valeur en beaucoup plus grandes quantités sont simultanément produits (des remblais obtenus par l'extraction). Une affectation sur une base physique affecterait la plus grande part des charges environnementales à ces co-produits alors que le système existe pour produire les diamants et assez peu pour produire les remblais. Les causalités sociales sont donc dans ce cas clairement prépondérantes. Le problème doit à l'heure actuelle être analysé au cas par cas tant qu'une approche générale n'est pas proposée et adoptée par tous.

Huppès (93) remarque que, contrairement à l'opinion générale, les causalités physiques qui peuvent jouer un rôle pour l'affectation en cas de co-traitement, ne peuvent en revanche jouer un rôle lors de l'affectation à des co-produits. La *causalité physique* est en effet fonction du temps. Des données physiques peuvent influencer les événements ultérieurs, par contre elles ne pourront pas influencer des événements antérieurs. Ainsi, des données physiques décrivant un déchet entrant dans un système peuvent être liées à des flux environnementaux de ce processus : si ce déchet contient des métaux lourds, ceux-ci pourront être émis par le processus qui traite ce déchet ou bien par un autre processus en aval. Par contre des données physiques décrivant les produits fabriqués par un processus ne sont pas forcément liées aux flux environnementaux de ce processus. Ce lien avec le temps n'est plus vrai dans le cas des causalités sociales. Un processus existe pour créer de la valeur, et les flux environnementaux de ce processus sont liés aussi bien à la valeur des entrants que des sortants.

Huppès (93) développe alors une approche en quatre étapes que nous reprendrons dans le chapitre VI. Il propose après avoir pris en compte des causalités évidentes dans les premières étapes de prendre en compte les causalités sociales pour les co-produits et les causalités physiques pour les co-traitements. Cette approche est reprise par différents auteurs dans le séminaire sur les problèmes d'affectation à Leyde (Huppès & Schneider (94)).

Si les cas de co-production sont analysés de façon appropriée par les causalités sociales seules, les cas de co-traitement peut impliquer l'étude d'une part de *causalité sociale*. De plus plusieurs approches peuvent être requises pour chaque type de causalité. En théorie c'est le type de causalité prépondérante qui devrait guider la méthode d'affectation et dans certains cas plusieurs causalités en même temps devraient même être prises en compte.

II-7.6.6. Affectation par une démarche arbitraire

Cette démarche consiste à affecter la part des flux environnementaux à chaque fonction sur la base de quantités physiques ou de nombres choisis de façon arbitraire. Considérons le cas d'un incinérateur (sans récupération d'énergie) traitant simultanément de nombreux déchets. Chaque déchet qui entre dans l'incinérateur est relié à des fonctions de traitement. Supposons que cet incinérateur émette différents métaux lourds dans l'atmosphère. On affecte, par exemple, ces émissions de métaux lourds au prorata de la masse de chaque déchet entrant dans l'incinérateur. On peut aussi affecter, de façon arbitraire, ces émissions, de façon égale à chaque déchet entrant. Une autre approche, proposée par Postlethwaite (94), consiste à affecter tous les flux environnementaux d'un système remplissant plusieurs fonctions à la fonction

principale du système. Dans l'exemple précédent, ces démarches arbitraires ne sont pas adaptées. Il vaut mieux dans ce cas affecter les émissions de métaux lourds aux déchets entrant l'incinérateur qui en contiennent en analysant les causalités physiques.

L'affectation par une démarche arbitraire a cependant souvent l'avantage de la simplicité. Elle est potentiellement correcte lorsqu'elle rejoint les résultats obtenus par des raisonnements plus proches de la réalité causale. Lors de l'affectation des rejets totaux d'une raffinerie au prorata des quantités produites par cette raffinerie (Kauffman & Guebhart (91), Rousseaux (93)), on rejoint approximativement les résultats obtenus par des méthodes plus proches de la réalité causale comme celles qui prennent en compte la valeur énergétique ou le prix.

Un bon compromis consiste à étudier les variations de résultats suivant le type de méthode choisie. La méthode la plus simple est alors retenue pour les études suivantes si ce choix n'affecte pas les résultats. Dans le cas contraire, on entreprend une étude plus approfondie des causalités.

En affectant les impacts du système aux différentes fonctions, **on ne tient pas compte des implications au niveau d'autres systèmes**. En effet, pour les cas de fonctions physiques (traitement des déchets ou génération de produits) les entités physiques continuent leur vie, ce qui influence par ce biais, d'autres systèmes. Ce dernier aspect sera essentiel dans les chapitres suivants lorsque nous aborderons le problème des revalorisations.

III- Les revalorisations

Résumé

Les filières et processus de revalorisation sont le plus souvent vus comme faisant le lien entre deux cycles de vie utilisant des ressources vierges et faisant subir un traitement final aux déchets. Dans ce cadre les processus de revalorisation sont identifiés et caractérisés. Nous abordons ensuite les revalorisations dans le cadre de la vie d'une ressource en définissant les étapes initiales, les étapes de revalorisation et les étapes finales qui la composent. C'est ce dernier cadre qui sert, dans le prochain chapitre, à la revue de toutes les méthodes ACV appliquées aux revalorisations et dans les chapitres suivants, comme base à l'approche que nous développons.

III-1. Ressource

Une **ressource** est définie comme une **entité physique** (matière, énergie, espace) susceptible d'être utilisée à un instant donné dans des processus anthropiques. On pense généralement aux ressources naturelles (minerais, eau de source, source géothermique...). Mais on s'aperçoit que même après transformation au sein de l'anthroposphère, les entités physiques continuent à être des ressources. Ces **ressources** sont alors dites **anthropiques**. Une ressource rejetée par un processus anthropique (déchet ou produit de faible valeur) est susceptible d'intégrer une *filière de revalorisation*.

Nous verrons par la suite qu'une *ressource naturelle* ou *anthropique* peut représenter la *source* d'un système cascade. Un système cascade correspond à la totalité des processus liés par cette source. Le système cascade associé à une ressource naturelle est aussi appelé la *vie d'une ressource*.

III-2. Filière et processus de revalorisation

Une **filière de revalorisation** est définie comme l'ensemble des processus appliqués à une *ressource anthropique* résultant du rejet d'un autre processus, cette filière conduisant à remplir de nouvelles fonctions. Le terme de revalorisation traduit l'accroissement de la valeur de la ressource après la baisse de sa valeur consécutive au rejet.

Les filières de revalorisations sont généralement décrites comme des liaisons entre cycles de vie sans revalorisation. Elles sont alors composées de tous les processus développés entre le rejet de ressources et

leur réintégration dans une étape d'un cycle de vie identique ou différente.

Une filière de revalorisation est constituée de *processus de revalorisation*. Un processus de revalorisation associe des flux environnementaux et des sortants de *ressources anthropiques* à des entrants de ressource anthropiques. Dans la plupart des descriptions, les ressources sortantes sont constituées des mêmes entités physiques que les ressources entrantes, mais ce n'est pas toujours le cas. Il existe souvent un stade où l'on ne peut pas décomposer plus les filières de revalorisation à cause de la difficulté de suivre une ressource à chaque instant au sein d'un processus.

Les filières de revalorisation débutent toujours par un processus de "**tri primaire**" et terminent toujours par un processus de "**réintégration**". Les autres processus peuvent ne pas apparaître du tout ou au contraire apparaître plusieurs fois, parfois même dans des ordres variés. Voici les processus de revalorisation :

- Tri primaire

Les processus de tri primaire découlent de l'utilisation d'un produit soit au stade final, soit à différentes étapes de son cycle de vie. Le déchet sera soit mélangé avec d'autres déchets de nature similaire, soit mélangé à des déchets de nature différente, soit abandonné : une bouteille dans une benne à verre, ou une poubelle, ou abandonnée sur un terrain. Ces différentes possibilités conditionnent déjà la valeur que pourra prendre la ressource au terme de la revalorisation.

- Collecte-transport

Il s'agit par exemple des ramassages au porte à porte, ou de la collecte du contenu de bennes. Le transport peut apparaître à différents points de la revalorisation : entre les lieux de chaque processus ou vers le site de réintégration.

- Tri secondaire

Les ressources sont dans ce cas séparées en fonction de leur nature et de leur qualité.

- Conditionnement

Les ressources sont transformées afin de leur conférer une forme appropriée ou pour éliminer certaines impuretés.

- Stockage

Pour des raisons logistiques, techniques ou économiques, les ressources sont souvent stockées en divers points d'une filière de revalorisation.

- Réintégration

Dans cette étape, les ressources sont réintégrées dans un nouveau processus de production. Le verre est par exemple réintégré dans un four à verre pour fabriquer de nouveaux produits en verre.

Chaque processus peut être classé comme processus de **transformation**, de **transport**, de **stockage** ou

sous la forme d'une combinaison de ces trois types.

III-3. Caractérisation des filières de revalorisation

Navarro et al. (92) ont proposé une méthodologie de choix des filières de traitement des déchets à partir d'une grille de 20 filières. Nous tentons ici de classer les filières de revalorisation de façon plus théorique à partir d'un nombre restreint de caractéristiques relatives aux flux entrants et sortants :

- la nature des entités physiques entrantes et sortantes
- le type de boucle de revalorisation (« fermée » ou « ouverte »). Une **boucle fermée** correspond à la revalorisation dans un système **différent** tandis que la **boucle ouverte** correspond à la revalorisation dans un système **identique**.
- Les étapes de cycle de vie auxquels les entrants et sortants de la filière de revalorisation sont liés
- la valeur des entrants et sortants, sont-ils des « produits » ou des « déchets » ?
- les taux de revalorisation.

Examinons ces différentes caractéristiques.

III-3.1. Nature des entrants et sortants

Les entrants et sortants peuvent être

- de la matière : verre, plastique, fibre cellulosique...
- de l'énergie : rejet de chaleur par un réacteur industriel...
- de l'espace : un espace constituant un ancien site industriel et laissé à l'abandon...

Tableau III--1 : Types de revalorisation suivant la nature des entrants et sortants

Entrant	Sortant	Type de revalorisation	Exemple	Matière	Matière	Recyclage/réemploi
consignées	Matière	Valorisation énergétique	Incinération de déchets municipaux avec récupération d'énergie	Energie	Energie	Recyclage énergétique
	Energie	Recyclage énergétique	Utilisation de la chaleur d'un circuit de refroidissement d'une centrale thermique pour le chauffage de serres	Espace	Espace	Revalorisation d'espace
	Espace	Revalorisation d'espace	Espace d'une décharge réhabilité en vue de son utilisation comme terrain de golf			

La revalorisation matière/matière peut prendre différentes formes suivant *l'état* de la matière issue de la revalorisation. Lorsque la forme de la matière n'est pas modifiée, on parle de **réemploi** (bouteilles consignées). Lorsque la forme est modifiée pour un même *état physique*, on parle de recyclage. Pour les thermoplastiques par exemple, le recyclage correspond à la production de granulés à partir de déchets de plastiques. Si la matière est transformée en une matière qui nécessitera diverses transformations, on parle alors de recyclage « feedstock ». Pour les plastiques, par exemple, il s'agit de la transformation des polymères en monomères. Lors de la production d'énergie à partir de matière, l'état des entités physiques est modifié et il ne s'agit plus d'un recyclage.

III-3.2. Type de boucle

Lorsque la revalorisation a lieu au sein du même cycle de vie, on parle de « **boucle fermée** » et dans le cas contraire de « **boucle ouverte** » (figure III-1). Par exemple le recyclage d'une bouteille de verre en une autre bouteille en verre identique est un cas de **boucle fermée**. Si la bouteille en verre est utilisée comme granulats en technique routière, il s'agit d'une **boucle ouverte**.

Le cas de la **boucle fermée** est en réalité très rare car les produits obtenus par revalorisation ne sont généralement pas identiques aux produits revalorisés. Une partie du produit est souvent perdue et une perte de qualité est de toute façon inévitable. Il existe cependant des cas où une revalorisation peut, pratiquement, s'apparenter à une revalorisation en **boucle fermée**. C'est le cas, par exemple, du recyclage du verre où les produits issus de la revalorisation sont parfois de qualité similaire aux produits initiaux.

Figure III--1 : Boucle ouverte de revalorisation et boucle fermée de revalorisation

III-3.3. Etapes de cycle de vie auxquels les entrants et sortants de la filière de revalorisation sont liés

III-3.3.1. Pour l'entrant

On parle de **revalorisation « pré-consommation »** lorsqu'elle s'applique avant l'utilisation du produit fini par le consommateur, et de **revalorisation « post-consommation »** dans le cas contraire. Ainsi le recyclage de rebuts de fabrication d'objets en verre ou de chutes industrielles en amont dans la production correspond à de la revalorisation pré-consommation. En général les revalorisations pré-consommation concernent les déchets d'extraction minière et les chutes et rebuts au stade industriel.

III-3.3.2. Pour le sortant

Une ressource obtenue après revalorisation peut être intégrée au niveau d'une étape de production primaire, de transformation ou d'utilisation (Boustead (94)).

A partir de l'origine et de la destination de la ressource et en fonction du cycle de vie et du stade au sein de ce cycle de vie, nous avons identifié 18 voies possibles (figure III-2 et tableaux III-2 et III-3)).

Figure III--2 : 18 voies de revalorisation fondées sur un raccordement entre processus sans revalorisation

Tableau III--2 : Décomposition des filières de revalorisation en 18 types suivant l'origine et la destination des entrants et sortants de ces filières

Numéro de la revalorisation	Origine	Destination	Pré/post consommation	Nature de la boucle	Utilisation	Utilisation
PostFermée2	Utilisation	Transformation	PostFermée3	Utilisation	Production	primaire
PostOuvrte5	Utilisation	Transformation	PostOuvrte6	Utilisation	Production	primaire
PréOuvrte7	Transformation	Transformation	PréFermée8	Transformation	Production	primaire
PréOuvrte10	Transformation	Transformation	PréOuvrte11	Transformation	Production	primaire
PréFermée13	Production	primaire	Utilisation	PréOuvrte14	Production	primaire
PréOuvrte16	Extraction	Utilisation	PréOuvrte17	Extraction	Transformation	PréOuvrte18
						Extraction
						Production
						primaire
						PréOuvrte

Tableau III--3 : Exemple pour chaque type de revalorisation

Numéro de la revalorisation Exemple

- Bouteille en verre vidée consignée et réemployée
- Bouteille en verre vidée, mise à la benne à verre et dont le verre est récupéré pour faire de nouvelles bouteilles similaires
- Bouteille en plastique polyéthylène vidée et retransformée en éthylène puis transformée de nouveau en polyéthylène de façon à reproduire le même type de bouteilles
- Bouteille en plastique vidée réemployée en l'état sous forme de pot de fleur
- Papier journal utilisé pour fabriquer du papier toilette
- Bouteille en plastique PVC vidée retransformée en chlorure de vinyle puis production de tuyaux en PVC
- Chute de fabrication d'une unité de laminage de l'aluminium réintroduite en amont de l'unité de laminage
- Bouteille en plastique avec défaut de fabrication retransformée en monomère et production du même type de bouteilles
- Pneus avec défauts de fabrication utilisés en stabilisation de terrain.
- Chutes de vêtements en coton utilisées pour produire du papier
- Bouteilles en plastique avec défaut de fabrication retransformées en monomère puis production de sacs plastiques
- Chutes de cuivre recyclées en amont
- Chutes de polystyrène utilisées en emballage
- Chutes de fer au cours de la fabrication de boîtes de conserves, utilisées pour un autre produit
- Chutes de polyéthylène au cours de la fabrication de bouteilles, retransformées en éthylène puis en polyéthylène en vue d'élaborer des films plastiques
- Déchets miniers utilisés directement dans la construction de digues
- Déchets miniers retraités pour être utilisés en construction
- Déchets d'extraction du minerai de fer dans lequel des constituants à faible concentration sont récupérés

III-3.4. Valeur des entrants et sortants

La valeur d'une ressource revalorisée peut être très variable. Si elle est en dessous d'un certain seuil on parle de **déchet** et au dessus de **produit**. On considère le plus souvent qu'un **déchet** a une valeur **négative** et qu'un **produit** a une valeur **positive**.

Tableau III--4 : Caractérisation des processus de revalorisation suivant la valeur de l'entité physique revalorisée.

Entrant	Sortant	Type de revalorisation	Exemple	Déchet	Produit	Revalorisation de déchet	Revalorisation de cendres volantes
issus du traitement des fumées de centrales thermiques à charbon	en matériaux de construction	Produit	Revalorisation de produit	Réemploi de bouteilles en verre (consigne)			

Un processus qui transforme un déchet en déchet est dit processus de **traitement final** ou bien premier processus d'une revalorisation. Un processus qui transforme un produit en déchet est un processus de **dévalorisation** ou de **rejet**.

III-3.5. Taux de revalorisation

Deux taux traditionnellement utilisés dans le domaine de la récupération qui sont rapportés à la quantité de matériaux récupérés (Bertolini (95)) : le taux de récupération et le taux d'utilisation. Les matériaux récupérés sont par exemple le calcin pour le verre (débris de verre) ou les Fibres Cellulosiques de Récupération (FCR). Dans chaque filière une classification existe pour les matériaux de récupération. Ainsi les FCR se classent en : « mêlés », « caisses carton de récupération », « Kraft »... (Bertolini (94)).

Le taux de récupération est le ratio (pour une région et un période donnée) : Quantité récupérée/Gisement (en %). Le gisement est généralement le gisement dans la région considérée moins les exportations plus les importations. Il s'agit par exemple de la quantité de journaux récupérés divisée par la quantité totale de journaux produits au départ.

Le taux d'utilisation est le ratio (pour une région et un période donnée) : Quantité récupérée/Production totale (en %). La quantité récupérée est généralement la quantité récupérée dans la région considérée moins les exportations plus les importations. Il s'agit par exemple de la quantité de FCR utilisées pour produire des journaux divisée par la quantité totale de journaux produits.

Ces deux taux sont identiques si l'on considère la quantité totale de FCR et la production totale à partir de fibres cellulosiques.

Nous verrons que dans la méthode ARSC développée nous considérons un taux un différent. Il s'agit d'un taux de revalorisation spécifique. Ce taux correspond pour un déchet donné (juste après qu'une fonction ait été remplie) à la quantité récupérée pour chaque type d'application divisée par la quantité totale de déchets. Il s'agit par exemple de la quantité de vieux journaux utilisés pour produire à nouveau des journaux divisée par la quantité totale de vieux journaux générés ou de la quantité de vieux journaux utilisés pour produire des cartons d'emballage divisée par la quantité totale de vieux journaux générés.

III-4. Revalorisation au sein d'une vie de ressource

Nous allons développer le concept de « *vie de ressource* ». Dans la description précédente on considère les revalorisation de façon indépendante, comme des liaisons entre cycles de vie sans revalorisation (figure III -2). On peut également les situer dans le cadre de la vie d'une ressource (figure III-3). Une vie de ressource

débutent alors par l'extraction de ressources naturelles puis se poursuivent à travers différentes revalorisations jusqu'à un traitement ultime (traitement final). Les différents cycles qui composent la vie de la ressource peuvent être identiques ou différents.

Figure III--3 : Vie de ressource

On définit la vie de la ressource comme la totalité des processus anthropiques liés à l'extraction et à la transformation d'une ressource naturelle. Il s'agit d'un système cascade ayant pour source une ressource naturelle.

Par exemple, à partir du pétrole extrait du sous-sol on peut élaborer une matière plastique, puis produire des bouteilles qui rempliront plusieurs fois la fonction de contenir un certain volume de liquide. Au bout d'un laps de temps ces bouteilles pourront ne plus offrir d'intérêt pour l'utilisateur/trice et seront réemployées en un autre temps et un autre lieu. À l'issue de ce stade, le plastique pourra être recyclé pour produire une nouvelle bouteille en plastique. Le plastique pourra ensuite être utilisé pour fabriquer des bancs publics, en mélange avec d'autres plastiques. Lorsque le banc n'est plus utilisable, la ressource pourra par exemple être énergétiquement valorisée par incinération. Les résidus de cette incinération subiront ensuite divers traitements avant d'aboutir en décharge contrôlée. La chaleur générée par l'incinération pourra quant à elle, être utilisée en chauffage urbain collectif.

Ainsi la vie d'une ressource apparaît comme une suite de ressources à différents instants liées entre elles par des processus. À chaque stade le lien entre les ressources est de nature causale. Tel entrant peut-être lié à tel sortant par différents liens de causalité. Bien entendu le fait que les entités physiques se conservent (notamment la matière) est prioritaire pour établir une vie de ressource. Les entités physiques, les atomes, molécules, l'énergie ou l'espace, se conservent à travers plusieurs utilisations ce qui peut également induire la conservation de certaines propriétés, qu'elles soient positives (propriétés plastiques ou énergétiques des molécules contenues dans les matières plastiques) ou négatives (contribution à différents problèmes environnementaux). C'est le seul lien de causalité pris en compte dans les études considérant la vie de ressource décrites dans le chapitre suivant. Nous verrons que la méthode ARSC (que nous développons) est susceptible de prendre en compte d'autres types de causalité. La vie de ressource n'est nécessairement l'équivalent de la *vie d'une entité physique*.

Le concept de vie de ressource conduit à différents problèmes d'ordre méthodologique, en particulier à cause du mélange de nombreuses entités physiques au sein de produits ou de déchets, ce qui rend difficile la délimitation entre les différentes vies de ressource. Ces problèmes sont rarement abordés et font l'objet de notre attention dans le cadre plus général des systèmes cascade.

III-4.1. Evolutions de la valeur d'une ressource au cours de sa vie

La valeur de la ressource correspond à la valeur des flux d'entités physiques à chacun des stades considérés.

Figure III--4 : Phases dans les variations de la valeur d'une ressource terminant par un traitement final

Figure III--5 : Phases dans les variations de la valeur d'une ressource se poursuivant par une revalorisation

Dès ses premières transformations, la ressource subit une première **hausse de valeur**. La ressource provenant du pétrole augmente ainsi de valeur au cours de l'extraction, du transport, du raffinage... On parle dans ce cas de processus de **valorisation** en général. Une fois fabriqué, un objet peut subir de nouvelles valorisations par modification. C'est le cas d'un vélo que l'on équipe de nouvelles vitesses. Lorsqu'un objet vieillit ou fonctionne moins bien, et que la valeur des ressources qui le constituent baisse, de façon mesurée, on parle alors de **dévalorisation**. En revanche lorsque l'objet est utilisé pour la dernière fois puis rejeté, la ressource subit une baisse brutale de valeur. On parle alors de phase de **rejet**. A ce stade, la ressource a souvent une valeur de déchet, c'est à dire que sa valeur est **faible, nulle** ou **négative**. La ressource peut ensuite subir différents **traitements** qui rehaussent sa valeur. Lorsque ces traitements visent à réduire le potentiel polluant, on parle de **traitement final** (figure III-4). Lorsqu'ils concernent l'élaboration de nouveaux produits (figure III-5), on parle de **processus de revalorisation**.

On observe donc qu'une ressource au cours de sa vie passe **alternativement** de la valeur de **produit** à la valeur de **déchet** en relation avec les différentes fonctions remplies et les différents impacts environnementaux. On peut de ce fait décomposer une vie de ressource en *étapes* correspondant aux différentes utilisations de la ressource en relation avec les variations de valeur. Pour le cas des fibres cellulosiques la valeur de la ressource varie de la façon suivante (figure III-6) :

Figure III--6 : Exemple simplifié des fibres cellulosiques. Variations de valeur d'une ressource au cours de sa vie

La valeur de la ressource a tendance à baisser au cours de sa vie. Ceci est dû aux dégradations physico-chimiques. Ainsi dans l'exemple des papiers-cartons, la taille des fibres cellulosiques diminue au cours des multiples revalorisations laissant moins de possibilités de revalorisations. Ainsi des fibres ayant subi un trop grand nombre de cycles ne seront plus aptes à fabriquer du papier d'impression-écriture et devront être recyclés dans des cartons d'emballage (Bertolini (94-95)).

III-4.2. Etapes de vie de ressource

III-4.2.1. Points de transition entre deux étapes

Définition

Un objet qui ne remplit plus de service ou une ressource qui devient momentanément impropre à l'utilisation, subissent une baisse abrupte de valeur. On appelle ce point un *point de transition*. Il marque le début d'une nouvelle utilisation ou d'un traitement final. On observe plusieurs points de transition dans la vie d'une ressource (figures III-6 et III-7).

Il faut toutefois observer qu'une baisse de valeur peut intervenir sans point de transition. C'est par exemple le cas d'une voiture qui « vieillit ». Il s'agit alors simplement de dévalorisation. La valeur ne baissera brusquement que lorsque l'objet n'aura plus d'intérêt pour l'utilisateur/trice.

Intérêt de cette notion

Les points de transition sont utilisés pour délimiter les étapes au cours de la vie de la ressource. Ils sont en effet facilement identifiables à cause de la brusque perte de valeur. Ils sont en outre intéressants dans la mesure où différentes voies peuvent être prises par le déchet à partir de ce point.

III-4.2.2. Caractérisation des différents types d'étapes

Etape initiale

L'*étape initiale* débute par une extraction de ressources vierges de l'environnement et s'étend à la production primaire, aux transformations et à l'utilisation du produit fini. Elle se termine par un point de transition où la ressource est sous forme de produit ou de déchet.

Etape finale

Une *étape finale* correspond à une chaîne de « traitement final ». Elle débute par un point de transition où la ressource est sous la forme déchet et se termine par l'émission d'entités physiques dans l'environnement sans génération de nouvelle ressource revalorisable. Nous n'utiliserons pas le terme d'élimination que nous estimons impropre dans la mesure où, de par les lois de conservation, les entités physiques se retrouvent toujours dans l'environnement.

Figure III--7 : variations de la valeur de la ressource

Etape de revalorisation

Une *étape de revalorisation* débute et finit par un point de transition. Une étape de revalorisation remplit deux fonctions : une **fonction de traitement** qui consiste à « valoriser » les ressources, c'est à dire à augmenter leur valeur et une **fonction de production** qui consiste à générer des produits ou services. Pour la suite du travail, nous avons limité notre approche aux seules étapes de revalorisation appliquées à des déchets.

Il faut noter que l'on peut définir les étapes de différentes façons. A l'intérieur de chaque étape, il peut y

avoir plusieurs points de transition et les produits peuvent remplir plusieurs fonctions simultanément. C'est l'exemple du couteau suisse qui remplit simultanément les fonctions de couteau, de ciseaux, de cure-dents, etc...

Nous verrons que les différentes étapes (initiale, de revalorisation, finale) nous permettent de définir les différents cas à considérer au cours de l'étude des revalorisations.

III-4.3. Structure d'une vie de ressource

La vie de ressource est souvent perçue comme ayant une structure en chaîne ce qui n'est en fait qu'une simplification (figure III-8).

Figure III--8 : Structure en chaîne

Dans la réalité la structure est plus souvent sous forme ramifiée (Figure III-9).

Figure III--9 : Structure ramifiée

IV- Méthodes d'analyse environnementale de la revalorisation des déchets

Résumé

*Après avoir explicité la nécessité de l'analyse des revalorisations, nous définissons les types de problèmes abordés dans le cadre de ce travail : la **comparaison de filières de traitement de déchet** et la **comparaison de produits ou services mettant en jeu des revalorisations**. Les problèmes du premier type consistent à comparer sur la base d'une « **fonction de traitement** » tandis que ceux du second type second à la comparaison sur la base d'une « **fonction de production** ».*

*Nous décrivons alors la méthode d'**Analyse des Revalorisations par les Systèmes Cascade** (méthode ARSC) qui est la nouvelle approche développée dans ce travail. Ce qui caractérise et définit un système cascade c'est qu'il comprend toutes les fonctions et flux environnementaux engendrés par une ressource initiale (la source du système cascade), au lieu de se limiter à ses conséquences premières. Nous décrivons les causalités prises en compte (physiques ou sociales) et les différents types de systèmes cascade (canalisées ou distribuées) en expliquant la façon dont les systèmes cascade sont utilisés pour répondre à chacun des problèmes posés.*

Nous passons ensuite en revue les différentes analyses environnementales appliquées aux revalorisations

*(existantes ou envisagées) par d'autres auteurs. On retrouve les différents types de systèmes (restreint, élargi ou défini de proche en proche) définis au chapitre II. Seules les analyses de chaîne intégrées procurent le champs de vision exigé par le concept ARSC. Dans ce cadre nous considérons les **Analyses de Flux de Substance** (AFS), les **Analyses de Cycle de Vie** (ACV) et le **Développement de Chaîne de Cascade** (DCC). Les AFS étudient plusieurs cycles de vie mais n'étudient que les causalités mettant en jeu la substance étudiée (causalités physiques « directes ») et n'envisagent pas de comparaison sur la base d'une fonction. Les ACV, quant à elles, étudient sur la base d'une fonction et envisagent tous les types de causalités. Toutes les versions ACV appliquées aux revalorisations seront passées en revue dans le prochain chapitre. Le DCC développe des principes pour le développement de systèmes cascade en considérant des séries linéaires de processus. Il n'est pas une méthode de comparaison sur la base de fonction mais les perspectives envisagées introduisent le besoin de la méthode ARSC.*

IV-1.

Introduction à l'analyse des revalorisations

Les revalorisations sont souvent présentées comme l'une des démarches les plus appropriées dans la recherche d'une société industrielle au développement « soutenable » (Bruntland (87), Tromp (95)). Toutefois, de même qu'il faut s'assurer que des mesures prises isolément au niveau de chaque processus contribuent effectivement à une amélioration globale de l'environnement, il faut s'interroger sur l'effet réel des revalorisations (Beardsley (85)). Celles-ci peuvent conduire à des économies d'énergie et de matières mais également entraîner de nouvelles consommations. Le problème devient encore plus complexe avec la prise en compte des revalorisations en cascade.

IV-1.1. Problèmes posés

Deux types de problèmes doivent être résolus :

- la comparaison entre différents traitements appliqués à un même déchet,
- la comparaison entre systèmes, autres que le traitement des déchets, remplissant une même fonction.

IV-1.1.1. Problème 1 : comparaison entre différents traitements d'un même déchet

Considérons, par exemple, deux possibilités de traitement des bouteilles plastiques après usage : l'incinération avec récupération d'énergie et le recyclage matière (figure IV-1).

Figure IV-1 : Problème 1 : comparaison de filières de traitement des bouteilles plastiques usagées

Ceci donne le schéma général suivant (figure IV-2) :

Figure IV-2 : Problème 1 : Cas général pour la comparaison de différents traitements d'un même déchet.

Ce problème correspond à une comparaison sur la base d'une « fonction de traitement ».

IV-1.1.2. Problème 2 : comparaison de systèmes remplissant une même fonction autre que le traitement d'un déchet

On s'intéresse à la comparaison de bouteilles en verre et en plastique dans le cadre de la fonction "contenir un liquide" . Dans le premier cas, la bouteille en verre est composée de verre recyclé qui pourra être à nouveau recyclé et, dans le deuxième cas, la bouteille plastique n'est pas composée de matière revalorisée et

n'est pas recyclée après consommation (voir figure IV-3).

Figure IV--3 : Problème 2 : Comparaison d'un système "verre" avec revalorisations et d'un système "plastique" sans revalorisations

Ceci donne le schéma général suivant (figure IV-4).

Figure IV--4 : Comparaison sur la base de la même fonction F d'un système 1 et d'un système 2 (Problème 2)

Ce problème correspond à une comparaison sur la base d'une « fonction de production »

IV-2.

Approche développée : Analyse des Revalorisations par les Systèmes Cascade (ARSC)

Avant de décrire les nombreuses méthodes appliquées aux revalorisations, nous décrivons ici de façon succincte l'approche développée dans ce travail : l'Analyse des Revalorisations par les Systèmes Cascade (ARSC).

IV-2.1. Principe

La méthode ARSC considère la revalorisation d'un déchet comme la modification de la vie d'une ressource en aval de ce déchet. On peut illustrer cette approche par analogie avec l'étude du mode d'action d'un polluant rejeté en un point d'un cours d'eau. Les paramètres qui rendent compte des éventuelles perturbations causées par cette émission doivent être étudiés tout au long de la rivière en aval du point de rejet, d'une part avant l'émission du polluant et d'autre part après cette émission. C'est le même type de raisonnement qui sera appliqué, cette fois à une ressource circulant dans l'anthroposphère et sur laquelle on peut agir par revalorisation. A chaque type de revalorisation correspond un système cascade particulier. On analyse les systèmes cascade avant et après l'application d'un type donné de revalorisation. Chaque système cascade est composé de toutes les étapes de la vie de la ressource en aval du déchet.

L'objectif est de déterminer le système qui apporte le maximum de fonctions utiles en posant le minimum de problèmes environnementaux. Dans le cas, par exemple, d'un déchet de verre, l'étude des systèmes cascade associés à ce déchet permet de faire la différence entre le fait d'utiliser ce déchet pour la construction de routes ou celui de le réutiliser plusieurs fois dans de nombreuses cascades de produits.

Il n'est, bien entendu, pas toujours aisé de choisir la meilleure cascade d'un point de vue environnemental. Dans le cas, par exemple, d'un déchet contenant du cadmium, est-il préférable de le conditionner puis de le stocker de façon contrôlée ou de l'utiliser pour la fabrication de pigments colorants pour des objets en plastique sachant que les multiples recyclages que pourront connaître ces objets risquent de conduire à une dispersion du cadmium dans la nature ? La méthode ARSC vise à répondre à ce type de question.

IV-2.2. Le système cascade

IV-2.2.1. Définition

De façon générale un système cascade comprend la totalité des processus décrits par les fonctions et flux environnementaux liés à une ressource (anthropique ou naturelle). Cette ressource est appelée la source du système cascade. La ressource, source du système cascade, est un « pulse » d'entité physique, c'est à dire une certaine quantité de matière, d'énergie ou d'espace entrant dans le système à un instant donné.

Le **système** cascade, contrairement à la **chaîne** de cascade, n'est pas composé d'une suite linéaire de processus. Il s'agit d'un système composé de processus ayant des ramifications complexes. Pour la prise en compte des revalorisations de déchets nous appliquons le système cascade à un déchet au niveau d'un point

de transition, c'est à dire avant tout traitement de ce déchet.

IV-2.2.2. Exemple

Pour illustrer la notion de système cascade, considérons un déchet source constitué par un lot de vieux papiers impression-écriture (journaux et divers papiers d'écriture). La cascade associée à ce déchet est définie par la totalité des processus décrits par les flux environnementaux et fonctions associés à ce déchet. Imaginons plusieurs filières possibles : mise en décharge, incinération, fabrication de papier d'emballage, nouvelle fabrication de papier pour impression-écriture, etc... La fraction revalorisée sous forme de papier impression-écriture peut par exemple ensuite être transformée en carton d'emballage ou en papier toilette et aboutira en décharge sous forme par exemple de boues d'une station d'épuration (dans le cas du papier toilette). Tous ces processus avec toutes les ramifications possibles constituent un système cascade associé au déchet source (voir figure IV-6).

Pour décrire ce système cascade, on évalue les **fonctions** et les **flux environnementaux**. Pour les **fonctions**, il est nécessaire d'inventorier par exemple le nombre de nouveaux papiers d'impression-écriture, la quantité de papiers d'emballage, la quantité d'énergie par incinération, qui sont produits et effectivement utilisés. Cette *description* est faite en tenant compte de toutes les ramifications possibles à tous les niveaux. Il faudra également inventorier les **flux environnementaux** liés à toutes ces opérations ainsi qu'aux traitements finaux. Si les déchets contiennent de l'encre avec des métaux lourds, la dispersion de la totalité de ces polluants dans la nature devra être mise en évidence.

Les secteurs impression-écriture et emballages sont les principales filières de récupération des papiers-cartons (Bertolini (95)). Tandis que les papiers d'impression-écriture peuvent être recyclés à nouveau en impression-écriture ou être recyclés dans l'emballage, les emballages en fin de vie ne sont pas utilisés pour la production de papiers d'impression-écriture. Ainsi lorsque du papier d'impression-écriture est recyclé en boucle fermée, c'est à dire à nouveau dans du papier d'impression-écriture, plus de fonctions peuvent être remplies par les fibres cellulosiques si l'on considère tout le système cascade.

Un autre exemple d'application des systèmes cascade est donné par le cas des emballages en verre. Le verre existe en trois couleurs : blanc (ou transparent), vert et brun. Lorsque qu'un tri par couleur est opéré, il est possible de produire des emballages de chacune des couleurs indéfiniment. Par contre sans tri par couleur, le verre blanc ne peut être produit et le verre brun ne peut contenir plus de 40% de verre mélangé (Bertolini (95) (voir figure IV-5). Ainsi en l'absence de tri par couleur, seul du verre vert et brun peut être produit. Le tri par couleur n'est pas effectué en France contrairement à d'autres pays européens grâce à l'importante production de verre vert qui permet d'absorber une importante quantité de verre mélangé. Cependant nous sommes à la limite d'utilisation du verre recyclé. Cela signifie que si le taux de recyclage augmente tout le calcin ne pourra être recyclé et un tri par couleur va s'imposer. Le devenir du verre collecté peut être étudié grâce aux systèmes cascade, suivant les différents scénarios (avec ou sans tri par couleur).

Figure IV--5 Systèmes cascade dans le cas de tri par couleur et en l'absence de tri par couleur. Les flèches en pointillé indiquent un recyclage possible si la proportion dans l'emballage produit n'est pas trop importante.

IV-2.2.3. Fondements

Il convient de s'interroger sur la nature des relations entre une **source** (ressource naturelle ou déchet) et des **fonctions et flux environnementaux**.

Relations entre la source et les fonctions de la cascade

Nous avons vu qu'une source peut être liée à différentes fonctions. Si l'on considère comme source une certaine quantité de verre, celle-ci peut être liée à l'utilisation de multiples récipients en verre recyclé, elle peut aussi permettre de vitrifier certains déchets toxiques avant leur mise en décharge, etc... Pour réaliser l'inventaire de toutes les fonctions du système cascade, il faut suivre les produits et déchets générés jusqu'à ce que le verre se retrouve dans l'environnement.

Les produits remplissant les différentes fonctions peuvent être composés de la même entité physique (du verre par exemple). Cette entité physique peut également subir quelques modifications. C'est le cas lorsque d'autres entrants sont associés pour améliorer la fonction qui est remplie. Ainsi du verre blanc peut servir à élaborer du verre vert par ajout d'oxydes de fer. Parfois, ces entités physiques de nature différente peuvent être des impuretés, ne participant pas, par leurs propriétés, à la fonction qui est remplie. Supposons par exemple que notre source soit des chutes de papier exemptes d'encre, recyclées avec du papier à recycler contenant de l'encre. Dans ce cas le produit obtenu contient des encres qui n'étaient pas présentes dans la ressource source.

Au sein du système cascade les fonctions sont liées à une source principalement par des liens de cause à effets fondés sur une réalité physique. On parle de lien de causalité physique entre la source et les fonctions du système cascade. Par exemple, lorsque des déchets de papier sont recyclés plusieurs fois, les différents produits obtenus sont liés à la ressource source par le fait que les mêmes fibres cellulosiques ont pu être recyclées plusieurs fois

Nous verrons que certains liens de causalités sociales peuvent exister entre une ressource source et des fonctions de la cascade.

Relations entre source et flux environnementaux de la cascade

La source peut aussi être liée à différents flux environnementaux. Si l'on considère comme ressource source une certaine quantité de cadmium, celle-ci peut être liée lors de ses multiples utilisations à des émissions de cadmium dans la nature. Du cadmium rejoindra notamment l'eau ou le sol suite à son utilisation dans des piles, des batteries ou des pigments ... Pour inventorier au niveau des systèmes cascade toutes les émissions de cadmium dans la nature il faudra suivre les produits et déchets jusqu'au retour intégral du cadmium dans la nature.

La relation entre la source de la cascade et les flux environnementaux peut être de nature très variée. Elle peut être régie par des **causalités physiques**. La **conservation de la matière** (et des entités physiques en général) crée un lien entre la ressource et de nombreux flux environnementaux. C'est le cas du cadmium.

L'entité physique peut également être transformée au cours des processus composant la cascade. C'est le cas lorsque des matériaux subissent diverses réactions chimiques. Les molécules carbonées contenues dans le pétrole vont, par exemple, conduire à des émissions de CO₂ ainsi que de multiples autres composés carbonés tout au long de la vie de la cascade associée à cette ressource naturelle.

Mais cette relation peut aussi provenir de causalités physiques plus complexes où une **entité physique donnée participe à une réaction** en contribuant à certains flux environnementaux sans que cette entité se retrouve au sein des flux environnementaux. C'est le cas, par exemple, lorsqu'une substance agit comme catalyseur d'une réaction (exemple du cuivre qui participe à la formation des dioxines dans un incinérateur (Stieglitz et al. (89)), dans ce cas les molécules de dioxine ne contiennent pas de cuivre, pourtant le cuivre a contribué à leur formation).

Une ressource peut aussi être liée à des flux environnementaux dépendant des transformations d'autres ressources. C'est ce qui se produit lorsque la ressource requiert d'autres systèmes, tels que des systèmes de transport ou de production d'énergie, lors de ses transformations. Ceci se produit également quand d'autres ressources se trouvent combinées par la force des choses sans qu'elles ne soient a priori requises. C'est le cas par exemple de piles contenant des métaux lourds qui se trouvent associées avec des matières organiques dans une unité de compostage ce qui conduit à une pollution des sols agricoles par les métaux lourds. Comme les matières organiques sont à l'origine de l'existence de filière de compostage, on peut décider de relier la pollution par les métaux lourds aux matières organiques et non pas aux piles. Le compostage n'existe pas pour traiter des piles. Ce type de raisonnement permet de faire la différence entre une filière de compostage traitant des matières organiques collectées sélectivement par rapport à une filière de compostage sans collecte sélective en amont. N'étudier que les causalités physiques ne permettrait pas de faire cette différence. Ces derniers liens entre source et flux environnementaux font appel aux **causalités sociales**.

IV-2.2.4. Différents types de systèmes cascade

Nous nous proposons d'étudier deux types de systèmes cascade :

- le premier est un système cascade associé à un déchet pour lequel toutes les voies possibles sont prises en compte en relation avec la réalité ou bien un scénario. Ce premier type correspond à la **cascade distribuée**,
- le deuxième type est un système pour lequel la totalité du déchet va suivre une voie donnée de revalorisation ou une étape finale. Ce deuxième type correspond à la **cascade canalisée**.

La cascade distribuée

Une cascade est dite "distribuée" lorsque la ressource suit des chemins variés dès l'origine. Ainsi une cascade distribuée associée à un lot de vieux papiers peut comprendre pour partie la fabrication de papiers d'impression-écriture recyclés (papier journal et autres), pour partie la fabrication d'emballages (papiers pour emballages, ondulés, cartons), pour partie l'incinération (avec ou sans valorisation énergétique) et pour partie la mise en décharge. Cette cascade correspond au devenir du déchet avant de revaloriser d'une façon donnée. Le fait que l'on prenne en compte les multiples devenirs des déchets plutôt qu'une chaîne linéaire permet de surcroît de prendre en compte les devenirs non prévus, tel la décharge sauvage, qui sont souvent

oubliés dans les analyses environnementales.

Figure IV--6 : Cascade distribuée appliquée à des vieux papiers d'impression-écriture (d'après Bertolini (95))

La cascade canalisée

Une cascade est dite canalisée lorsque nous agissons pour modifier le devenir du déchet en sorte que la totalité de la ressource suive un chemin précis au départ. La première étape est unique, puis par la suite le déchet issu de la première étape suit des chemins variés, la ressource suivant son cours normal avec toutes ses ramifications. La figure IV-7 correspond à la cascade canalisée de vieux papiers d'impression-écriture canalisés pour fabriquer des emballages recyclés. Dans ce cas, la cascade canalisée est une partie de la cascade distribuée. Ce n'est parfois pas le cas, comme la voie du compostage n'existe pas à l'heure actuelle une cascade canalisée par une étape de compostage (qui comprendra notamment l'utilisation de ce compost en agriculture), ne ferait alors pas partie de la cascade distribuée qui ne comprend que les devenir actuels des papiers récupérés.

Figure IV--7 : Cascade canalisée : vieux papiers d'impression-écriture canalisés par une étape de fabrication d'emballages recyclés (d'après Bertolini (95))

IV-2.3. Utilisation des systèmes cascade au sein de l'approche développée

L'utilisation des systèmes cascade dans ce travail permet de résoudre deux types de problèmes :

- 1/ Quelle est la meilleure filière pour traiter un déchet donné ?
- 2/ Quel est le meilleur produit pour remplir une fonction donnée ?

IV-2.3.1. Problème 1 - Détermination de la meilleure filière de traitement pour un déchet donné

Il s'agit de comparer différentes filières pour un même déchet. On associe un système cascade à chaque filière considérée et seule la vie de la ressource en aval du déchet est étudiée.

Comme les systèmes cascade peuvent être des cascades canalisées ou des cascades distribuées, il est possible de comparer une cascade distribuée avec une cascade canalisée ou deux cascades canalisées entre elles. On compare alors des systèmes cascade deux à deux pour déterminer le système qui crée le maximum de fonctions utiles pour le minimum de problèmes environnementaux.

Pour cela, on effectue au préalable un inventaire des fonctions et des flux environnementaux de chaque système et on analyse les fonctions et les flux environnementaux. Ces derniers sont analysés comme dans le cas des ACV. Divers critères environnementaux sont pris en compte. Les fonctions sont elles aussi

évaluées. Cette évaluation peut se faire par une étude socio-économique. Elle peut aussi se faire par une analyse environnementale. En fonction de la méthode utilisée pour les *évaluations de fonction*, différentes procédures sont ensuite utilisées pour la comparaison. Nous aborderons par la suite ces procédures.

IV-2.3.2. Problème 2 - Détermination du meilleur produit ou service

Il s'agit de comparer différents produits ou services remplissant la même fonction. Un produit peut être issu de ressources revalorisées ou de ressources vierges. Après qu'il ait rempli la fonction considérée, ce produit devient un déchet qui peut être revalorisé de multiples manières ou peut subir un traitement final.

Lorsque la fonction est assurée à partir d'une **ressource naturelle**, le système cascade est alors constitué de toute la vie de cette ressource. Lorsque la fonction est remplie à partir d'un **déchet**, on considère deux systèmes cascade, d'une part le système cascade distribué associé à ce déchet, d'autre part le système cascade canalisé par l'étape remplissant la fonction considérée associé à ce déchet. Si on considère un papier recyclé, on étudiera tout le devenir des déchets de papier lorsqu'ils sont utilisés pour fabriquer ce papier recyclé (cascade canalisée) et tout le devenir des déchets de papier avant qu'ils ne soient recyclés de cette façon (cascade distribuée).

Lors des comparaisons on tente de cerner l'alternative (le produit ou service) qui crée le maximum de fonctions utiles pour le minimum de problèmes environnementaux. Comme pour le problème 1, on effectue un inventaire des flux environnementaux et fonctions, suivi des mêmes types d'analyses pour chaque système cascade où l'utilité des fonctions et les problèmes environnementaux des flux environnementaux sont analysés. Les procédures de comparaison seront décrites par la suite.

IV-2.4. Les étapes de l'Analyse des Revalorisations par les Systèmes Cascade

L'analyse des revalorisations se décompose en 4 étapes. La **première** correspond à une définition des objectifs. Le problème posé et son contexte sont alors définis. La **seconde** correspond à la description de systèmes cascades. Il s'agit d'un inventaire des flux environnementaux et des fonctions des systèmes cascade étudiés. La **troisième** traite de l'analyse des flux environnementaux et des fonctions afin de déterminer leur importance respective. Enfin la **quatrième** est consacrée à la comparaison des différentes alternatives choisies au départ. L'analyse se déroule en revenant de façon itérative aux parties antérieures, ce qui explique la flèche en pointillé entre la partie IV et la partie I sur la figure IV-8.

Figure IV--8 : Schéma des quatre étapes de l'Analyse des Revalorisations par les Systèmes Cascade

Les quatre étapes sont décrites de façon plus précise dans le chapitre V.

IV-3.

Les autres outils d'analyse existants ou possibles

Certaines des analyses environnementales présentées au chapitre précédent peuvent être appliquées à l'étude des revalorisations. Il s'agit des :

- analyses de technologie
- éco-audits
- AFS
- ACV.

D'autres sont spécialement développées pour l'analyse des revalorisations :

- la hiérarchie des revalorisations
- l'approche Sirkin et ten Houten
- l'approche Tromp.

Toutes ces approches peuvent être classées suivant l'objet de départ (au sein de l'anthroposphère dans le cas des revalorisations) et le système considéré (système restreint, élargi ou analyse de chaîne intégrée).

IV-3.1. Système anthropique restreint

L'objet de départ et le système considéré sont restreints au sein de l'anthroposphère. Nous avons identifié quatre approches ayant cette particularité : « l'Etude d'Impact Ecologique », « l'Eco-Audit d'unité de revalorisation », « la hiérarchie des revalorisations et traitements finaux » et « l'approche Tromp ».

IV-3.1.1. « Etude d'Impact Ecologique », « Eco-Audit d'unité de revalorisation »

Ces approches ont été présentées au chapitre II. Appliquées à des processus de revalorisation isolés, elles ne tiennent pas compte des interactions entre processus.

IV-3.1.2. « Hiérarchie des revalorisations et traitements finals »

Cette approche admet une hiérarchisation des processus de revalorisation et de traitement final dont l'ordre préférentiel est figé. On admettra, par exemple, que le réemploi est préférable au recyclage matière lui-même préférable à la valorisation énergétique. Cette vision présente l'avantage de ne pas exiger d'analyse environnementale approfondie. Elle a par contre le défaut, à cause de son caractère figé, de ne pouvoir prendre en compte la diversité des contextes possibles. Comme la méthode suivante, elle est non quantifiée et permet la prise en compte de réflexions très globales.

IV-3.1.3. « Approche Tromp »

Tromp (95) défend l'idée de la **recyclabilité** des matériaux. Il dénonce la prise en compte de la « qualité fonctionnelle » c'est à dire de l'aptitude à répondre aux demandes des producteurs et consommateurs, pour s'intéresser au potentiel d'utilisation des matériaux (qui se mesure par la « qualité soutenable »). Il s'appuie sur le fait que l'on a tendance à développer de plus en plus de nouveaux matériaux complexes "sur mesure" sans se préoccuper de leur gestion au stade déchet compte tenu des problèmes posés par leur composition, leur tri et leur traitement. Il définit la notion de « qualité soutenable » comme « l'adéquation du matériau aux

exigences du recyclage".

Sa démarche conduit à développer l'utilisation des matériaux les plus revalorisables, ce qui implique notamment leur standardisation : le même matériau pour différents produits, moins de types de matériaux par produit, ce qui implique à l'évidence des compromis au niveau de la fonctionnalité des produits. Ces idées permettent d'éviter d'avoir à développer l'analyse d'un système plus large.

IV-3.2. Système élargi

Il est possible d'accroître la taille du système étudié. Il convient alors de bien caractériser le système et de s'assurer des liens entre toutes ses composantes.

IV-3.2.1. Etude d'Impact Ecologique, Analyse de Technologie, Eco-Audit

L'**Etude d'Impact Ecologique**, l'**Eco-Audit** peuvent être appliqués à un ensemble plus large de processus de revalorisation.

L'**Analyse de Technologie** peut être appliquée à des technologies de revalorisation. Dans ce cadre « la conception de produit » développe de nombreux aspects concernant les revalorisations. Keoleian & Menerey (93-95) proposent d'**augmenter la durée de vie des produits** en les rendant plus adaptables, de maintenance plus aisée, plus facilement réparables et enfin réemployables. Cette durée de vie peut être mesurée par le nombre d'utilisations, le temps d'utilisation ou le temps de conservation des produits. Sirkin & Houten ten (94) ajoutent à cela l'idée d'utiliser les produits de façon plus efficace, en partageant un produit entre plusieurs utilisateurs, en intégrant ou en séparant des fonctions. Ces visions sont partagées par Stahel (91). Keoleian & Menerey (93) proposent aussi d'**allonger la vie des matériaux** par le recyclage et de sélectionner les matériaux les moins polluants. Sirkin & Houten ten (94) proposent de rendre les matériaux « séparables » et de choisir plutôt des matériaux de nombreuses fois recyclables.

IV-3.3. Analyse de chaîne intégrée

Les analyses de chaîne intégrée tentent d'analyser la situation à un niveau plus global.

IV-3.3.1. AFS

Nous avons vu que les AFS s'intéressent à la vie d'une ressource par l'analyse de tous les flux d'une substance au sein d'un périmètre géographique pour une durée donnée. Cet outil permet d'appréhender de façon très efficace certaines stratégies globales de la gestion d'une substance. Les multiples revalorisations d'une substance sont alors prises en compte. Cette approche n'est cependant pas appliquée au niveau d'une fonction donnée, et de ce fait ne correspond pas à nos objectifs. Les données utilisées dans le cadre d'une AFS peuvent en revanche être très utiles dans le cadre de la méthode que nous développons.

IV-3.3.2. ACV

Différentes méthodes ACV ont été développées pour l'analyse des revalorisations qui permettent l'analyse

d'une fonction précise remplie au cours de la vie d'une ressource. Cet aspect des ACV correspond aux objectifs que l'on s'est fixé pour la méthode ARSC. Les différentes méthodes ACV appliquées aux revalorisations sont abordées de façon développée au chapitre suivant et en annexe.

IV-3.3.3. Développement de Chaîne de Cascade (DCC)

Le Développement de Chaîne de Cascade (DCC) est une méthode développée par Sirkin & Houten ten (94) visant à allonger la vie d'une ressource par « l'exploitation répétée de ses potentialités au cours de son chemin vers l'équilibre ». Le DCC utilise le concept de chaîne de cascade. Cette chaîne correspond à une série d'étapes linéaires transformant une entité physique donnée depuis la ressource naturelle jusqu'au rejet dans l'environnement. La qualité de l'entité baisse tout au long de la chaîne de cascade. L'entité physique peut être "**naturelle**", c'est à dire exister sous cette forme chimique dans l'environnement (fer, l'eau...) ou **anthropique** (ou "artificielle"), c'est à dire être créée au sein de l'anthroposphère (bronze, plastique, plutonium...).

Cette chaîne de cascade est décrite par quatre dimensions : (1) la qualité de ressource (ressource-quality), (2) le temps d'usage (utilization time), (3) le taux de consommation (consumption rate), (4) le potentiel de revalorisation (salvageability).

Explicitons chacune de ces dimensions.

Qualité de ressource

C'est l'utilité potentielle d'une ressource : sa capacité à accomplir différentes tâches à un certain degré de difficulté. Plus grande est la qualité de ressource plus grand sera le potentiel à accomplir des tâches plus difficiles. Au fur et à mesure de la cascade, cette dimension diminue. Suivant les définitions possibles, il peut s'agir de qualité « ponctuelle », « d'utilisation » ou « de revalorisation ».

Temps d'usage

Il s'agit de la durée d'utilisation de la ressource. Mais d'après Sirkin & Houten Ten (94) cette dimension prend en compte d'autres aspects de l'utilisation d'une ressource. Par exemple, dans le cas d'un train, la durée d'utilisation du train n'est pas seule prise en compte, on y ajoute aussi le nombre de passagers transportés, la vitesse. Il s'agit de façon plus large d'une "quantité d'utilisation".

Potentiel de revalorisation

Cette dimension traduit la possibilité de recirculation de la ressource en amont dans la chaîne de cascade ou dans d'autres chaînes de cascade.

Taux de consommation

Il s'agit du taux de consommation d'une ressource donnée dans le monde. Un taux de consommation trop élevé qui conduit à une raréfaction de la ressource n'est pas « soutenable ».

Ces quatre dimensions permettent de définir quatre principes mettant en jeu une ou plusieurs dimensions. Ces principes sont les suivants : (1) « l'ajustement approprié » (appropriate fit), (2) « l'augmentation », (3) « la reconnexion consécutive » (consecutive relinking), (4) « l'équilibrage du métabolisme des ressources » (balancing resource metabolism).

Décrivons chacun de ces principes.

Ajustement approprié

Selon ce principe le niveau de qualité d'une ressource anthropique doit s'accorder avec le niveau requis par la tâche à accomplir. Il est alors nécessaire, d'après Sirkin & Houten ten (94), d'utiliser les ressources anthropiques au niveau de qualité le plus bas possible compte tenu du service demandé pour laisser des ressources de bonne qualité aux usages qui requièrent un tel niveau de qualité.

Augmentation

Sirkin & Ten Houten (94) définissent « **l'effet d'utilité** » (utility effect) comme le produit de la qualité de ressource par le temps d'usage. Il s'agit, selon ce principe, d'augmenter cet effet d'utilité dans la chaîne de cascade ce qui revient à conserver au maximum le niveau de qualité d'une ressource lors de chaque utilisation d'une entité physique et tout en l'utilisant le plus efficacement possible .

Reconnexion consécutive

L'idée est ici d'étudier à chaque niveau d'utilisation les différentes voies possibles pour un flux physique de façon à déterminer le choix optimal. Après chaque utilisation d'une ressource, sa **qualité** peut :

- **s'accroître** si l'entité physique est « reconnectée » à un niveau supérieur de la même ou d'une autre chaîne de cascade : par exemple lorsque les impuretés d'une substance sont éliminées,
- **rester la même** en augmentant l'effet d'utilité au sein de la cascade : grâce à la maintenance d'un produit par exemple,
- **baisser** lorsque l'entité physique passe à un niveau inférieur de la cascade : lorsque du verre broyé est utilisé pour la construction de routes par exemple.

Sirkin & Houten ten (94) définissent « **l'effort** » comme les dépenses en énergie et en matières qui sont requises pour chacune de ces possibilités. Toutes ces possibilités doivent être soupesées les unes par rapport aux autres à chaque étape de la chaîne de la cascade en fonction de **l'effet d'utilité** et de **l'effort requis**.

Equilibrage du métabolisme des ressources

Selon ce principe, on gère les réserves en ressources naturelles disponibles en sorte de ne pas compromettre l'approvisionnement des générations futures. L'idée est de ne pas consommer plus que la quantité qui se renouvelle. Cet aspect peut être pris en compte dans une analyse du problème environnemental de consommation de ressource.

L'approche DCC consiste à développer une chaîne de cascade par la prise en compte de ces différents principes. Différentes idées ont été développées par Sirkin & Houten ten (94). **L'approche DCC diffère de la méthode ARSC** car :

- elle ne compare pas sur la base d'une fonction donnée
- elle ne prend pas en compte la réalité socio-économique

- la chaîne de cascade correspond à la transformation d'une seule entité physique
- l'approche DCC ne considère qu'une chaîne linéaire de processus et non pas un système cascade.

L'approche DCC permet d'aider au développement de systèmes cascade. En fait, ce type de démarche crée un nouveau contexte qui induit le besoin de nouveaux types d'analyse des revalorisations : c'est pourquoi nous développons la méthode ARSC.

Par l'**analyse de système cascade** où sont évalués les flux environnementaux et les fonctions, la méthode ARSC intègre les principes d'**augmentation** et de **reconnexions consécutives**. Lors de l'**analyse de la consommation de ressources**, nous verrons que la méthode ARSC étudie la consommation de ressources anthropiques et de ressources naturelles, ce qui permet de prendre en compte les principes développés par Sirkin & Houten ten (94) de l'**ajustement approprié** et de l'**équilibre du métabolisme des ressources**. Le premier principe concerne des ressources anthropiques tandis que le second concerne des ressources naturelles.

IV-4. Comparaison de la méthode ARSC avec les autres analyses environnementales appliquées aux revalorisations

Tableau IV--1 : Comparaison de la méthode ARSC par rapport aux autres Analyses Environnementales appliquées aux revalorisations

Objet de départ	Définition du système	Base de comparaison	Etude des flux écologiques ou environnementaux ?
Evaluation des flux dans l'anthroposphère	Niveau d'action au sein de la société	Quantification ?	Prise en compte du contexte socio-économique ?
Hiérarchie prédéterminée des revalorisations	Processus	Système restreint	Fonction de traitement
Non	Prise en compte de la qualité ponctuelle	Détermination du traitement optimal.	Démarche qualitative
Non	Analyse de technologie appliquée à un processus de revalorisation	Processus ou produit donné	Système élargi
Différentes conceptions de technologie ou de produit	Oui	Prise en compte de la qualité ponctuelle ou de la valeur d'utilisation (conception de produit)	Amélioration des technologies, des conceptions de produits
Démarche principalement quantifiée, parfois qualitative (conception de produit)	Suivant les études	Etude d'Impact Ecologique, Eco-Audit	Processus de revalorisation
Système restreint ou élargi	Différentes conceptions	Oui pour les Etudes d'Impact Ecologique	Prise en compte de la qualité ponctuelle
Détermination du traitement optimal.	Démarche principalement quantifiée, parfois qualitative	Suivant les études	Tromp
Processus, produit	Système restreint	Différentes politiques environnementales	Certaines évaluations d'impact peuvent être développées
Prise en compte de la qualité de revalorisation	Evaluation de l'utilisation des matériaux.	Principes généraux.	Démarche plutôt qualitative
Non			

Comparaison de la méthode ARSC par rapport aux autres Analyses Environnementales appliquées aux revalorisations (suite)

Objet de départ Définition du système Base de comparaison Etude des flux écologiques ou environnementaux ?
Evaluation des flux dans l'anthroposphère Niveau d'action au sein de la société Quantification ? Prise en compte du contexte socio-économique ? DCC Flux physique ou processus Chaîne intégrée en considérant une seule entité physique Chaîne de cascade En partie Prise en compte de la qualité de revalorisation Détermination de traitement optimal.
Principes généraux Démarche qualitative et quantitative En partie AFS Espace géographique et temporel ou flux de matière Système élargi ou chaîne intégrée (en se limitant à une entité physique) Politique
environnementale Principalement un inventaire Non Mise en place de politique de l'environnement Démarche quantitative Oui ACV Fonction Chaîne intégrée Fonction Dans le cadre d'une évaluation d'impact Suivant les méthodes Information Démarche principalement quantitative Oui ARSC Flux physique limité : déchet Chaîne intégrée Fonction de traitement ou de production Dans le cadre d'une évaluation d'impact Analyse des fonctions par les impacts évités ou l'utilité; Prise en compte de la valeur de revalorisation Information Démarche quantitative ou qualitative Oui

Tableau IV--2 : Comparaison de l'approche ARSC par rapport aux autres Analyses de Chaîne Intégrées

DCC AFS ACV ARSC
Objet de départ Processus anthropique Espace géographique et temporel ou flux de matière sur une année
Fonction Flux limité d'une entité physique : déchet (pulse) Base de comparaison Chaîne de cascade Politique
environnementale Fonction Fonction Causalités considérées Causalités directes physiques Causalités directes
physiques Causalités directes et indirectes physiques et sociales Causalités directes et indirectes physiques et/ou
sociales Limites spatio-temporelles ? Théoriquement non Oui Théoriquement non Théoriquement non Inventaire des flux
écologiques ? Non Oui Non Non Fonction multiples après affectations ? Oui Oui A l'heure actuelle non Oui Agencement des
étapes dans les systèmes considérés ? Chaîne de cascade

Réseau complexe

Plusieurs agencements existent suivant les versions :

Etapes limitées

Cascade limitée

Chaîne de cascade (vie de ressource)

En arbre

Prise en compte des alternatives à une revalorisation donnée ? Prise en compte des alternatives sans revalorisation envisagées pour l'évaluation de la qualité de ressource Non Alternatives sans revalorisation prises en compte dans certaines méthodes ACV Les différents types d'alternatives peuvent être pris en compte Type de modélisation Conception d'une chaîne de cascade Comptabilité pour une année donnée; Modélisation statique ou dynamique Modélisation statique Modélisation statique ou dynamique Variables inventoriées ? Ressource-qualité; Utilisation-temps; Potentiel de revalorisation; Taux de consommation Flux anthropiques; Flux écologiques; Flux environnementaux Flux environnementaux Fonctions; Flux environnementaux Affectation-A substance A fonction A ressource

Les objectifs de l'étude requièrent les Analyses de Chaîne Intégrée qui ont une approche globale des revalorisations. Comparons les différentes méthodes d'Analyse de Chaîne Intégrée (tableau IV-2).

Les ACV ont une fonction pour **objet de départ** et comme **base de comparaison**, tandis que la méthode ARSC a une fonction comme base de comparaison mais considère une certaine ressource (un déchet en l'occurrence) comme objet de départ. Les AFS ou les DCC ne comparent pas sur la base d'une fonction et n'ont pas non plus une fonction pour objet de départ.

Seuls les AFS se limitent a priori à un certain domaine d'espace et de temps même si en pratique des limites peuvent être considérées pour les autres méthodes. Les flux entre processus écologiques ne sont analysés que par les AFS.

Les ACV affectent à une **fonction** donnée. Ce n'est pas le cas des autres méthodes qui considèrent des systèmes remplissant de multiples fonctions.

Au niveau de l'**agencement des étapes**, les AFS étudient toutes les transformations d'une matière donnée et analysent de ce fait un réseau complexe d'étapes. La méthode ARSC étudie des systèmes cascade définis

à partir d'une ressource donnée (d'un « pulse »). Ces systèmes cascade ont une structure en arbre. Les DCC considèrent une chaîne linéaire d'étapes. Dans la plupart des méthodes ACV seule quelques étapes sont analysées. Il s'est cependant récemment développé l'idée qu'il fallait analyser une vie de ressource qui est généralement considérée comme une chaîne linéaire d'étapes (voir chapitre V).

Les **alternatives si un déchet n'est pas revalorisé d'une façon donnée** sont prises en compte par la méthode ARSC y compris le fait qu'un type de revalorisation peut empêcher d'autres revalorisations. Seules les alternatives sans revalorisation (le traitement final et l'extraction des matières premières évités) sont susceptibles d'être prises en compte par les méthodes ACV ou DCC.

Les DCC **modélisent** une chaîne de cascade qui ne correspond pas forcément à la réalité. Les ACV modélisent de façon statique une situation tandis que les méthodes AFS ou ARSC peuvent donner lieu à tous les types de modélisation dont celles qui tiennent en compte le facteur temps (modélisation dynamique).

A niveau des **variables inventoriées**, les AFS inventorient tous les types de flux. La méthode ARSC inventorie les flux environnementaux et au sein des flux anthropiques, ceux qui sont liés à des fonctions. Les DCC ont développé l'inventaire d'autres variables.

La méthode ARSC étudie les chaînes de revalorisation comme les AFS et DCC mais rejoint les ACV par le fait qu'elle compare sur la base d'une fonction.

V-

Aperçu de l'analyse des revalorisations par les ACV

Résumé

Les revalorisations correspondent à l'utilisation de ressources dans plusieurs cycles de vie de produits. Comme les ACV n'analysent qu'un seul produit à la fois, les revalorisations posent aux ACV des problèmes « d'affectation à co-fonctions successives ». Différents types de méthodes ACV ont été développées ou envisagées pour la comparaison entre filières de traitement (problème 1) ou pour la comparaison entre filières de production (problème 2). Pour le premier problème aucune méthode ne considère plusieurs cycles de vie. Trois méthodes se limitent à considérer une fraction de la vie de la ressource (méthodes de découpage), et la quatrième considère des alternatives utilisant des ressources naturelles au lieu de déchets. Pour le deuxième problème, 21 méthodes ont été répertoriées, dont 8 méthodes de découpage, 3 méthodes considérant les alternatives sans revalorisation et 10 méthodes considérant la vie complète de la ressource. Un cas théorique complexe est défini avec différents scénarios et les résultats numériques obtenus par chaque méthode sont commentés. On s'aperçoit que même quand les méthodes ACV envisagent d'étudier toute la vie de la ressource, elles continuent à analyser les co-fonctions successives comme des co-fonctions simultanées ce qui empêche une analyse des causalités au sein de la vie de la ressource. Les différentes méthodes ACV appliquées aux revalorisations sont décrites de manière plus détaillée dans les annexes 1 et 2.

V-1. Introduction à l'analyse des revalorisations par les ACV

L'objectif poursuivi dans ce travail est l'analyse comparative de filières remplissant une même fonction (de traitement ou de production) en considérant une Analyse de Chaîne Intégrée qui permette une prise en compte plus globale du problème des revalorisations.

Seules les ACV, parmi les méthodes existantes, remplissent ces conditions. Nous allons donc dans ce chapitre présenter **de façon sommaire** ces méthodes appliquées aux revalorisations. On se référera aux **annexes 1 et 2 pour une description plus détaillée.**

V-1.1. Problème d'affectation à des co-fonctions successives

L'utilisation des ACV pour une analyse globale des revalorisations pose le problème de l'affectation des flux environnementaux à des fonctions tout au long de la vie de la ressource (figure V-1), c'est à dire à des

co-fonctions successives et non pas simultanées comme dans la plupart des problèmes d'affectation habituellement considérés.

Figure V--1 : Co-fonctions successives

V-1.2. Les types de méthodes ACV développées

Nous avons identifié 4 méthodes appliquées au choix de filière de traitement pour un déchet (problème 1). Celles-ci se décomposent en trois *méthodes de découpage* (ne considérant qu'un tronçon de la vie de la ressource) et une méthode considérant les alternatives vierges. **21 méthodes appliquées au choix de produit ou service remplissant la même fonction** (problème 2). Celles-ci se décomposent en 8 méthodes de découpage, 3 méthodes qui prennent en compte les alternatives vierges et 10 méthodes qui prennent en compte la vie complète de la ressource.

Les méthodes sont présentées par leurs auteurs de façon très différentes, ce qui a nécessité la définition d'un langage, de cas d'étude et de variables communs. Il n'existe pas à l'heure actuelle de description exhaustive des différentes méthodes ACV appliquées aux revalorisations. C'est pour remédier à cette lacune que nous tentons de le faire en sachant bien que cette description n'est sans doute pas entièrement exhaustive et que certains auteurs peuvent donner lieu à plusieurs interprétations.

V-2. Méthodes ACV appliquées au choix de filière de traitement pour un déchet (problème 1)

V-2.1. Présentation des différentes méthodes

V-2.1.1. Méthode 1 - "Traitement Final Evité"

Dans cette méthode les filières de revalorisations ne sont pas analysées. Seules sont analysées les filières de traitement final directement appliquées au déchet considéré. La revalorisation d'un déchet est alors simplement prise en compte par le fait qu'il ne subira pas de traitement final. Il s'agit d'une adaptation de méthodes présentées par Heijungs (92) ou Fava (91).

V-2.1.2. Méthode 2 - "Traitement Final Considéré"

Dans cette méthode, le traitement final d'un déchet est pris en compte même quand le déchet est en réalité revalorisé mais sans prendre en compte les étapes de revalorisation. Il s'agit d'une adaptation des travaux d'Ostermark (95) ou de Bussemey (94).

V-2.1.3. Méthode 3 - "Méthode Huppés"

Cette méthode consiste à suivre les processus de revalorisation d'un déchet uniquement jusqu'au point où la

ressource atteint une valeur positive. Cette méthode est développée par Huppès (91).

V-2.1.4. Méthode 4 - "Alternatives vierges"

Cette méthode consiste à prendre en compte la revalorisation d'un déchet en évaluant la différence entre une production à partir de ressources naturelles et une production à partir du déchet considéré. Les auteurs utilisent des méthodes tellement différentes pour leurs évaluations qu'il faudrait plutôt parler, à propos de cette méthode, de "groupe de méthodes".

V-2.2. Cas théorique complexe

Un cas théorique simple est développé en annexe 1. Considérons ici une vie de ressource théorique plus complexe pour passer en revue toutes les méthodes recensées, y compris par la suite, la méthode ARSC. Ce cas théorique est présenté en annexe de manière plus détaillée.

Une vie de ressource est généralement considérée comme une suite linéaire de processus similaire à la chaîne de cascade de Sirkin & Houten ten (94). Notre vision est différente : elle remet en cause l'idée d'un devenir déterminé pour une ressource. A chaque point de transition la ressource est susceptible de prendre différentes voies : la vie d'une ressource présente alors une structure arborescente.

Notre exemple théorique est présenté sur la figure V-2. On supposera que l'on ne prend en compte que la vie d'une seule ressource à la fois. A l'**étape initiale** de la vie d'une ressource (**étape 1**), seules des matières vierges sont utilisées. La ressource peut alors être revalorisée plusieurs fois et remplir plusieurs fonctions, différentes ou similaires, dans plusieurs **étapes de revalorisation (étape 2, 3a ou 3b)**. En fin de vie, la ressource rejoint l'environnement, après le traitement des déchets, sans remplir de nouvelle fonction (**étape finales 4a, 4b, 4c ou 4d**). On rappelle qu'une étape correspond aux processus de production et d'utilisation ou aux processus de traitement finals.

Les variables a_{12} , a_{13} , etc... représentent les **flux anthropiques** entre étapes (voir tableau V-2). Les flux entre l'étape 2 et l'étape 3a et entre l'étape 3a et l'étape 4a portent le même nom (a_{23}) car comme il n'y a pas de pertes physique lors des étapes de revalorisation, les quantités étaient identiques. La situation est identique pour les flux entre l'étape 1 et l'étape 3b et entre l'étape 3b et l'étape 4c (a_{13}).

Nous choisissons de comparer les différentes filières de traitement possibles du déchet généré par l'étape 1 (le déchet 1). Nous allons donc comparer la filière de traitement du déchet 1 par l'étape 2, par l'étape 3b et par l'étape 4d. Pour cela, nous avons besoin de définir les variables que nous utiliserons pour comparer les filières : les effets environnementaux associés à chaque étape et les flux entre étapes.

Figure V--2 : Exemple simplifié de vie d'une ressource

V-2.3. Définition des variables de ce cas théorique

Nous présentons en premier lieu le « scénario initial », deux autres scénarios seront présentés ultérieurement.

V-2.3.1. Effets environnementaux

Les *effets environnementaux* de chaque étape sont obtenus par une évaluation d'impact au cours de laquelle est effectuée une interprétation des flux environnementaux associés à chaque étape en fonction de leur contribution à différents problèmes (§II-7.4.3). Nous choisissons ici, dans une unité arbitraire, des quantités relativement uniformes pour chaque étape dans le contexte d'un « scénario initial » censées représenter de façon agrégée les différents effets environnementaux (tableau V-1). Il peut aussi s'agir des valeurs pour un seul effet environnemental. Nous considérons les effets environnementaux pour faire comprendre qu'une analyse d'impact doit être réalisée.

Tableau V--1 : Variables utilisées et quantité arbitrairement choisies pour les effets environnementaux de chaque étape dans le cadre du « scénario initial » (unité arbitraire)

Etape	Effets environnementaux	Quantité choisie	pour le « scénario initial »
1	E_{12}	$0,23$	a_{3a}
2	E_{20}	$0,23$	b_{3b}
3	E_{30}	$0,24$	a_{4a}
4	E_{40}	$0,34$	b_{4b}
5	E_{4c}	$0,34$	d_{4d}

V-2.3.2. Flux entre différentes étapes

Ces variables (tableau V-2) correspondent aux flux anthropiques entre les différentes étapes de la vie de ressource. FA_{jk} représente ainsi le flux anthropique physique entre une étape j et une étape k. Là encore nous choisissons des quantités arbitraires pour chacune des variables. La somme des flux au départ de l'étape 1 et égale à 1.

Tableau V--2 : Variables utilisées et quantités arbitrairement choisies pour les flux anthropiques entre les étapes pour tous les scénarios (unité arbitraire)

Origine du flux	Destination du flux	Nom du flux	Variable liée à la quantité	Quantité choisie pour le « scénario initial »
1	2	FA_{12}	a_{12}	$0,33$
1	3	FA_{13}	b_{13}	$0,23$
1	4	FA_{14}	d_{14}	$0,12$
2	3	FA_{23}	a_{23}	$0,33$
2	4	FA_{24}	b_{24}	$0,34$
3	4	FA_{34}	c_{34}	$0,23$

V-2.4. Résultats numériques

Prenons l'exemple de la « méthode du traitement final considéré » (tableau V-3) où les traitements finaux sont pris en compte même quand le déchet est en premier lieu revalorisé.

Tableau V--3 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la « méthode du traitement final considéré » (cas complexe); « scénario initial »

Equations: $E_{2a} + a_{24} E_{4b} / a_{12} E_{3b} E_{4c} E_{4d}$

Les équations et les variables supplémentaires pour les autres méthodes sont explicitées en annexe 1.

Les effets environnementaux obtenus pour chaque filière et pour chaque méthode dans le cadre du « scénario initial » sont présentés dans le tableau V-4 et l’histogramme suivant (figure V-3).

Tableau V--4 : Effets environnementaux obtenus pour chacune des filières avec chaque méthode utilisée dans le cadre du "scénario initial" (unité arbitraire)

Méthode Filière par l'étape 2 Filière par l'étape 3b Filière par l'étape 4d
 Méthode 1 : "Traitement final évité" 0,0,0,3
 Méthode 2 : "Traitement final considéré" 0,30,30,3
 Méthode 3 : "Huppées" 0,10,10,3
 Méthodes 4 : "Alternative évitée" -0,3
 -0,50,3

Figure V--3 : Effets environnementaux pour chacune des filières suivant la méthode utilisée dans le cadre du "scénario initial"

V-2.5. Analyse des résultats numériques

La filière 4d est analysée de façon similaire par toutes les méthodes car elle ne comporte pas de revalorisation. En revanche pour les filières de revalorisation 2 et 3b, les différentes méthodes aboutissent à des résultats très variés : pour la méthode 2 les trois filières sont équivalentes tandis que pour la méthode 4 les filières de revalorisation ont des effets environnementaux négatifs différents (pour la méthode 4 ces filières évitent des effets environnementaux). Les trois premières méthodes ne font pas de distinction entre la revalorisation par l'étape 2 et la revalorisation par l'étape 3b. Les différences de vies de ressources ne sont pas prises en compte dans chacune des méthodes.

V-2.6. Scénarios

Nous définissons différents scénarios afin d’étudier de façon plus approfondie l’influence de la vie de ressource sur les résultats pour chaque méthode.

Tableau V--5 : Effets environnementaux et utilité pour chacune des filières suivant le scénario considéré (unités arbitraires)

Scénario « Initial »

« Canalisée polluante »
 « Canalisée utile »

Etapes Effets environne-

mentaux (E) « Utilité » Effets environne-

mentaux (E) « Utilité » Effets environne-

m e n t a u x

(E) « Utilité » 1 1 1 1 1 4,020,20,50,20,50,24,03a0,20,34,00,30,24,03b0,20,70,20,70,20,74a0,304,000,304b0,

300,300,304c0,300,300,304d0,300,300,30 Dans le **scénario intitulé "canalisée polluante"** les effets environnementaux sont importants si le déchet 1 est canalisé dans l'étape 2 c'est à dire que la revalorisation du déchet 1 par l'étape 2 va amener beaucoup de problèmes environnementaux à terme. Pour cela nous attribuons une valeur de 4 à E_{3a} et E_{4a} (voir figure V-4). Il pourrait par exemple s'agir d'encre contenant des métaux lourds dans le cadre d'une cascade de papiers-cartons rejoignant l'environnement par les étapes 3a et 4a mais pas dans les autres étapes.

Figure V--4 : Scénario "canalisée polluante" : beaucoup de pollution est générée lorsque le déchet de l'étape 1 (le déchet 1) est dirigé vers l'étape 2.

Dans le **scénario "canalisée utile"** nous considérons que le fait de revaloriser par l'étape 2 permet de générer des fonctions très « utiles » au cours de la vie de la ressource. Pour cela nous devons développer de nouvelles variables décrivant l'utilité des fonctions. Cette évaluation sera discutée dans le cadre de la méthode ARSC (§VI.3.2). A ce stade, nous supposons que l'évaluation des fonction est possible et des valeurs arbitraires liées à « l'utilité » des fonctions sont données (voir tableau V-5). Pour le scénario « canalisée utile » nous supposons une « utilité » de 4 pour les fonctions des étape 1, 2 et 3a (voir figure V-5). Pour illustrer cette situation, les étapes 2 et 3a pourraient être différents recyclages du verre dans des emballages tandis que l'étape 3b correspond à l'utilisation, jugée moins utile, du verre comme remblai dans des routes.

Figure V--5 : Scénario "canalisée utile" : des fonctions utiles sont remplies (fonctions 2 et 3a) lorsque le déchet de l'étape 1 (le déchet 1) est dirigé vers l'étape 2.

Aucune des méthodes présentées ne prend en compte la notion d'utilité. Cette notion n'est cependant pas entièrement indépendante des variables considérées par les méthodes 3 et 4. Nous avons tenté d'en tenir compte (voir annexe 1). Le tableau V-6 présente les résultats.

Tableau V--6 : Effets environnementaux affectés aux filière 2 et 3b pour chacun des scénarios

Méthode Filière par l'étape 2 « Scénario initial » Filière par l'étape 2 « Canalisée polluante » Filière par l'étape 2 « Canalisée utile » Filière par l'étape 3b pour tous les scénarios
Méthode 1 : "Traitement final évité" 0,000
Méthode 2 : "Traitement final considéré" 0,32,8790,30,3
Méthode 3 : "Huppés" 0,10,100,1
Méthodes 4 : "Alternative évitée" -0,3 -0,3-3,8-0,5

V-2.7. Critiques

N'analysant pas les revalorisations, la méthode du traitement final évité n'est pas en mesure de prendre en compte les changements apportés par chaque scénario. Dans le deuxième scénario, la méthode 2 (traitement final considéré) prend en compte l'accroissement des problèmes environnementaux causés au sein de

l'étape 4a qui est une étape finale. Par contre elle ne prend pas en compte le cas de l'étape 3a qui est une étape de revalorisation. Dans le scénario « canalisée utile », cette méthode n'est pas en mesure de tenir compte de l'augmentation de « l'utilité » des fonctions. La méthode Huppès permet difficilement de prendre en compte des changements apportés au-delà du premier cycle. La dernière méthode n'est pas en mesure de prendre en compte les changements au-delà du premier cycle. Ces deux méthodes prennent en compte l'augmentation de l'utilité de la fonction 2.

Nous allons dans les prochains chapitres présenter la méthode ARSC qui est en mesure d'analyser de façon complète chaque scénario.

V-3.

Méthodes ACV appliquées au choix de produit ou service remplissant la même fonction (problème 2)

Comme les ACV sont plus couramment appliqués au problème du choix d'un produit ou d'un service, nous avons recensé beaucoup plus de méthodes que pour le choix de filières de traitement.

V-3.1. Description des méthodes

Ces méthodes peuvent être classées en trois groupes

- les méthodes de « découpage »
- les méthodes qui prennent en compte les alternatives sans revalorisation
- les méthodes qui prennent en compte la vie complète d'une ressource

Pour rappel, dans le cas de ce problème 2, un système peut :

1/ utiliser des déchets : un papier peut être composé de fibres recyclées

2/ générer des déchets revalorisables : un papier peut être recyclé après utilisation

3/ utiliser des déchets et générer des déchets revalorisables : un papier peut être composé de fibres recyclées et être recyclé après utilisation.

V-3.1.1. Méthodes de découpage

Les méthodes de « découpage » traitent des revalorisations en analysant une fraction restreinte de la vie de la ressource. Nous avons recensé :

Méthode 1 "Méthode courante"

C'est la plus fréquemment utilisée. Avec cette méthode, le fait de générer des déchets qui sont revalorisés conduit à l'absence de traitement final. Lors de l'utilisation de déchet, les flux environnementaux liés aux processus de revalorisation sont pris en compte ainsi que l'absence de production à partir de ressources naturelles.

Méthode 2 "Méthode Östermark"

Lors d'une production à partir de ressources naturelles, on considère que les déchets générés subissent un traitement final même s'ils sont en réalité revalorisés. Par contre on ne considérera pas le traitement final d'un déchet qui est généré par une étape de revalorisation. Cette méthode a été développée par Ostermark (95) et Bussemey (94).

Méthode 3 "Méthode GEP"

Cette méthode accorde un « bonus » quand il y a revalorisation de déchets en soustrayant une fraction (relativement arbitraire) de flux environnementaux à l'étape ayant généré ces déchets.

Méthode 4 "Méthode de la boucle fermée"

Cette méthode suppose que tous les déchets revalorisés le sont par l'étape qui les a générés, même si ces déchets sont en réalité revalorisés en "boucle ouverte". Cette méthode est proposée par Lübker et al. (91).

Méthode 5, 6 et 7 "Méthodes Lindeijer"

Pour ces méthodes on affecte une moindre part de flux environnementaux aux productions à partir de ressources naturelles lorsqu'elles génèrent des déchets revalorisés. A contrario, une part des flux environnementaux de ces étapes est affectée à la production à partir de déchets. Cette affectation dépend de la potentialité de revalorisation (la « qualité ») des déchets entrants ou sortants, pour chaque étape. Ces méthodes sont développées par Brouwer & Lindeijer (93) et Lindeijer (94).

Méthode 8 "Méthode Huppés"

Lors de la génération de déchets revalorisés, cette méthode consiste à suivre les processus de revalorisation tant que la valeur de la ressource reste négative. A l'opposé, lors de l'utilisation de déchets, cette méthode ne considère les processus de revalorisation de ces déchets que depuis le point où la ressource devient de valeur positive. Cette méthode, axée sur la prise en compte de la valeur économique, a été développée par Huppés (91).

V-3.1.2. Méthodes qui prennent en compte les alternatives sans revalorisation

Ces méthodes consistent essentiellement à utiliser le concept de "bénéfice environnemental" des revalorisations. Ce « bénéfice environnemental » résulte de la somme des flux environnementaux liés à la production à partir de ressources naturelles et au traitement final du déchet diminuée des flux environnementaux de la revalorisation. Ce bénéfice peut être calculé de différentes manières suivant les auteurs. Ce « bénéfice environnemental » est à partager entre le système qui génère les déchets revalorisés et le système qui utilise ces déchets (figure V-6). Nous avons identifié **trois méthodes** qui prennent en compte les alternatives sans revalorisation et quatre versions pour le calcul du bénéfice environnemental.

Figure V-6 : Système qui génère des déchets revalorisés et système qui utilise ces déchets

Méthode 9 "Méthode de la valeur environnementale"

Cette méthode consiste à attribuer le « bénéfice environnemental » de la revalorisation au système qui génère les déchets revalorisés (Karlsson (94) et Fleischer (94)).

Méthode 10 "Méthode 50/50"

Cette méthode consiste à affecter 50% du « bénéfice environnemental » au système qui génère les déchets revalorisés et 50% au système qui utilise les déchets (Fava et al. (90)).

Méthode 11 "Méthode basée sur la masse"

Cette méthode consiste à affecter le « bénéfice environnemental » au système qui génère les déchets revalorisés et au système qui utilise les déchets en fonction de la masse de produit fini dans chacun de ces systèmes (Vigon et al. (93)).

V-3.1.3. Méthodes qui prennent en compte la vie complète d'une ressource

Ces méthodes peuvent être classées en trois groupes.

1/ Un **premier groupe** de méthode consiste à affecter une part des flux environnementaux de la vie complète de la ressource à chacun des produits ou fonctions de la vie de la ressource.

Méthode 12 "Méthode CIT"

Dans le cadre de cette méthode, on développe une vie de ressource fictive en considérant un taux de revalorisation constant et des processus tous identiques. Le taux de revalorisation et les processus correspondent en principe à des moyennes sur la vie complète de la ressource. La totalité des flux environnementaux de la vie de la ressource se répartit sur chacun de ses cycles proportionnellement à la masse de produit fini qui incarne la ressource dans chaque cycle.

Méthode 13 "Proportion de la masse totale"

Dans cette méthode, on considère la « vie complète réelle de la ressource » et comme pour la méthode précédente, on affecte les flux environnementaux de la vie complète de la ressource sur la base de la masse de chaque produit fini.

Méthode 14 "Proportion de la valeur totale"

On considère toujours la « vie complète réelle » de la ressource et on affecte la totalité des flux environnementaux de la vie de la ressource proportionnellement à la valeur des produits ou des fonctions dans chaque cycle.

2/ Un **deuxième groupe** de méthodes distingue au niveau de l'affectation la somme des flux provenant de la production à partir de ressources naturelles, la somme des flux environnementaux provenant des revalorisations de déchets et la somme des flux environnementaux provenant des traitements finaux et ceci sur toute la vie de la ressource. Ces **méthodes considérant les flux environnementaux agrégés de différentes origines**. Ces méthodes sont présentées par Ekvall (94). Dans ce cadre, les **méthodes 15, 16, 17 et 18** sont respectivement des **adaptations de la "méthode courante", de la "méthode Ostermark", de la "méthode de la valeur environnementale" et de la "méthode 50/50"** (voir l'annexe 2).

3/ Un **troisième groupe** de méthode correspond à une compilation des méthodes qui prennent en compte les alternatives sans revalorisation et des méthodes qui prennent en compte la vie complète de la ressource. Les **méthodes 19, 20 et 21** sont ainsi respectivement des **versions "étendues" de la "méthode de la valeur environnementale", de la "méthode 50/50" et de la "méthode basée sur la masse"** (voir l'annexe 2).

V-3.2. Cas théorique complexe

En reprenant le cas théorique défini précédemment (Figure V-2) avec les mêmes données pour le « scénario initial » (tableaux V-1 et V-2), nous allons analyser comment les différentes méthodes attribuent les effets environnementaux à chaque fonction de la vie de la ressource.

V-3.3. Résultats numériques

Les effets environnementaux attribués à chaque fonction suivant la méthode considérée sont présentés dans les quatre histogrammes suivants (figures V-7, V-8, V-9 et V-10). Les données choisies sont arbitraires. La présentation qui suit n'a pour but que de montrer les **grandes variations des résultats** suivant les méthodes. Les calculs complets sont présentés en annexe II.

Figure V--7 : Flux environnementaux affectés à la fonction 1 suivant la méthode considérée"; « scénario initial »

Figure V--8 : Flux environnementaux affectés à la fonction 2 suivant la méthode considérée; « scénario initial »

Figure V--9 : Flux environnementaux affectés à la fonction 3a suivant la méthode considérée; « scénario initial »

Figure V--10 : Flux environnementaux affectés à la fonction 3b suivant la méthode considérée; « scénario initial »

V-3.4. Analyse des résultats numériques

La somme des effets environnementaux affectés à chaque fonction est théoriquement égale aux effets environnementaux de la vie de la ressource. Si ce n'est pas le cas, on dit que la méthode n'est pas **additive**. Les méthodes « GEP » (méthode 3), « boucle fermée » (méthode 4) et « CIT » (méthode 12) ne sont pas additives et sous-estiment de façon globale les effets environnementaux associés à chaque fonction. Elles correspondent de fait à des modifications de la réalité. Toutes les autres méthodes sont additives. L'additivité n'est cependant pas une preuve de la justesse d'une méthode, il suffit pour s'en rendre compte de constater la diversité des résultats obtenus par les méthodes additives.

1/ L'étape remplissant la **fonction 1** utilise des ressources vierges et génère en partie des ressources revalorisées. Avec les données utilisées, les résultats pour la fonction 1 varient du simple au double selon les différentes méthodes. Certaines méthodes tendent à bonifier le fait que l'étape génère des déchets revalorisés, d'autres non. Aux extrêmes, on trouve d'un côté les méthodes des valeurs environnementales (étendue ou non) (méthodes 9 et 19), la méthode de la boucle fermée (méthode 4) attribuant de faibles effets environnementaux à la fonction 1 et de l'autre côté les méthodes Östermark (méthodes 2 et 16) qui ont tendance à en affecter beaucoup.

2/ La **fonction 2** associe une entrée de déchet et une sortie de déchet qui sera revalorisé. Les flux environnementaux affectés varient de 1 à 6.

3/ L'étape 3a remplissant la **fonction 3a** a une entrée de déchet. Par contre, à l'issue de cette étape, la totalité de la ressource subit un traitement final. Les résultats sont inverses comparés à ceux de la fonction 1. Les résultats varient de 1 à 6.

4/ Pour la **fonction 3b** les résultats obtenus sont similaires à ceux de la fonction 3a.

V-3.5. Scénarios

Afin de mettre en lumière les limites de chaque méthode, nous allons imaginer différents scénarios pour une comparaison sur la base de la fonction 2. L'étape 2, qui remplit la fonction 2, permet simultanément de prendre en compte les entrants et les sortants de déchets :

Nous reprenons le **scénario "canalisée polluante"** où les effets environnementaux sont importants lorsque le déchet est dirigé par l'étape 2 et le **scénario "canalisée utile"** où les fonctions sont très « utiles » lorsque le déchet est dirigé par l'étape 2. Nous définissons de plus le **scénario "distribuée polluante"** où les effets environnementaux sont importants si le déchet 1 n'est pas dirigé dans l'étape 2. Pour cela nous attribuons une valeur de 4 aux effets environnementaux E_{3b}, E_{4c} et E_{4d} des étapes 3b, 4c et 4d. De même nous définissons le **scénario "distribuée utile"** pour lequel « l'utilité » des fonction est importants si le déchet 1 n'est pas dirigé dans l'étape 2. Pour cela nous attribuons une valeur de 8 à « l'utilité » de l'étape 3b. Voir le tableau V-5 et les figures V-4 et V-5 précédentes décrivant les scénarios « canalisée polluante » et « canalisée utile ». Le tableau V-7 et figures V-11 et V-12 suivantes décrivent les scénarios « distribuée polluante » et « distribuée utile ».

Tableau V--7 : Effets environnementaux et « utilité » choisis arbitrairement pour chaque étape dans le cadre des scénarios « distribuée polluante » et « distribuée utile »

Scénario « distribuée polluante »	Scénario « distribuée utile »	Etapes	Effets environnementaux (E)	« Utilité »	Effets environnementaux
(E)	« Utilité »	1	1	1	1
		2	1,8	20	20,5
		3	20,5	3a	0,20,30,20,33
		4	40,70,28	4a	0,300,304
		5	40,70,28	4b	0,300,304
		6	400,304	4c	400,304
		7	400,30	4d	400,30

Figure V--11 : Scénario "Distribuée polluante" : beaucoup de pollution est évitée lorsque le déchet de l'étape 1 (le déchet 1) est dirigé vers l'étape 2.

Figure V--12 : Scénario "Distribuée utile" : une fonction très utile est évitée (la fonction 3b de l'étape 3b) lorsque le déchet de l'étape 1 (le déchet 1) est dirigé vers l'étape 2.

Les effets environnementaux affectés à la fonction 2 pour chaque méthode sont présentés dans le tableau V-8.

V-3.6. Analyse critique des résultats

Les différentes méthodes présentées conduisent à des résultats très variés (facteur de 2 à 6). Toutefois, chaque méthode a ses arguments pour être choisie.

V-3.6.1. Critique des méthodes de « découpage »

Ces méthodes s'intéressent à une fraction donnée de vie de ressource. Or les revalorisations concernent plusieurs produits ou fonctions. En effet des propriétés utiles propres à un produit usé peuvent être mises à profit plusieurs fois. Ce qui est vrai pour les propriétés utiles des ressources l'est aussi pour les propriétés "néfastes" à l'origine des problèmes environnementaux. N'étudier qu'une fraction de la vie de la ressource ne permet pas d'appréhender ces aspects. Pour une amélioration générale de l'environnement chaque ressource doit être utilisée le plus efficacement possible, remplissant les fonctions les plus utiles avec le moins possible d'effets néfastes sur l'environnement.

De plus les méthodes de découpage ne prennent pas en compte ce qui se produirait si on ne revalorisait pas. En effet les revalorisations non seulement permettent de remplir de nouvelles fonctions avec un déchet (et aussi malheureusement génèrent de nouveaux flux environnementaux), elles évitent aussi un devenir à ce déchet. Ce devenir peut être un traitement final ou/et des revalorisations. Des flux environnementaux, mais aussi des fonctions sont donc évitées du fait du développement d'une revalorisation.

Tableau V--8 : Résultats numériques pour la comparaison entre l'étape 2 de revalorisation et une alternative vierge suivant les scénarios

Scénario « initial » Scénario « Canalisée polluante » Scénario « Canalisée utile » Scénario « Distribuée polluante » Scénario « Distribuée utile » Méthodes de « découpage » Méthode 1 : "Méthode courante" 0,960,960,960,960,96 Méthode 2 : "Ostermark" 0,660,660,660,660,66 Méthode 3 : "GEP" 0,730,850,50,730,73 Méthode 4 : "Boucle fermée" 0,960,960,960,960,96 Méthode 5 : "Perte d'utilisation" 0,2390,2390,1960,2390,239 Méthode 6 : "Perte d'entrée" 0,2520,2520,2520,2520,231 Méthode 7 : "Combinaison de pertes" 0,2460,2460,2240,2460,235 Méthode 8 : "Huppès" 0,860,5230,960,860,86 Méthodes qui prennent en compte les alternatives sans revalorisation Méthodes 9 : "Valeur environnementale" 0,1720,1720,4761,0460,172 Méthode 10 : "50/50" 0,1190,5560,271-0,4920,119 Méthode 11 : "basée sur la masse" 0,1610,6760,5280,1610,161 Méthodes qui prennent en compte la vie complète d'une ressource Méthode 12 : "CIT" 0,3680,7980,3681,2980,368 Méthode 13 : "Proportion de la masse totale" 0,2580,5590,2580,9100,258 Méthode 14 : "Proportion de la valeur" 0,1660,3610,3010,587022 Méthode 15 : "Courante agrégé par type d'étape" 0,960,5050,960,8090,96 Méthode 16 : "Ostermark agrégé par type d'étape" 0,660,390,660,5310,66 Méthode 17 : "Valeur environnementale agrégé par type d'étape" 0,1760,4870,1760,7480,176 Méthode 18 : "50/50 agrégé par type d'étape" 0,1210,4390,1210,6390,121 Méthode 19 : "Valeur environnementale étendue" 0,1210,3470,7570,129-0,502 Méthode 20 : "50/50 étendue" 0,90,3650,614-0,284-0,668 Méthode 21 : "Boguski" 0,1670,320,972-0,4-0,253

V-3.6.2. Méthodes qui prennent en compte les alternatives sans revalorisation

Ces méthodes étendent le système analysé en étudiant ce qui se produirait si on ne revalorisait pas, mais se limitent à une alternative simple. Elles ne considèrent pas que l'on peut remplacer d'autres revalorisations et pas seulement le traitement final ou la fabrication à partir de ressources naturelles.

Les remarques précédentes sont encore vraies.

V-3.6.3. Méthodes qui prennent en compte la vie d'une ressource

Ces méthodes distribuent à chaque fonction une part de la totalité des flux environnementaux de la vie de la ressource sans tenir compte de la situation de l'étape dans la vie de la ressource. Ainsi ces méthodes ne sont pas en mesure de tenir compte des différents scénarios.

Lors du séminaire sur les problèmes d'affectation (Huppès & Schneider (94)), il est apparu un large accord sur l'idée que les causalités devaient être analysées pour les problèmes d'affectation dues à des co-fonctions simultanées. Cette idée devrait être étendue au cas des problèmes d'affectation dus à des fonctions successives.

Dans les prochains chapitres, nous allons développer une approche différente où les causalités sont analysées dans le cadre de la vie d'une ressource : la méthode ARSC. Cette méthode utilise la notion de "système cascade".

VI- Description des différentes parties de la méthode d'Analyse des Revalorisations par les Systèmes Cascade (ARSC)

La méthode d'Analyse des Revalorisations par les Systèmes Cascade est composée de quatre parties : définition des objectifs, description des systèmes cascade, évaluation des systèmes cascade et comparaison des alternatives. La méthode doit être réalisée de manière itérative c'est à dire en revenant aux différentes parties au cours de l'étude.

Etapes de l'Analyse des Revalorisations par l'étude de Systèmes Cascade

Partie I- Définition des objectifs

Partie II- Description du système cascade

II-1 Identification des étapes

II-2 Inventaire des fonctions, flux environnementaux et flux anthropiques de chaque étape

II-3 Inventaire des fonctions et flux environnementaux du système cascade

Partie III- Analyse du système cascade

III-1 Evaluation d'impact

III-2 Analyse des fonctions

Par les impacts évités

Par l'utilité

Partie IV- Comparaison des alternatives mettant en jeu des revalorisations

IV-1 Application des procédures de comparaison

IV-2 Critique des résultats

Résumé du chapitre VI

Les quatre parties de la méthode ARSC sont décrites de façon plus précise dans ce chapitre.

*Dans la **première partie** les objectifs de l'étude sont fixés par une définition du problème posé et des hypothèses choisies.*

*Le **système cascade** comprend la totalité des processus anthropiques liés à l'utilisation d'une ressource donnée (un déchet ou une ressource naturelle) jusqu'à ce que toutes les entités physiques rejoignent l'environnement après de multiples cycles.*

*La **deuxième partie** décrit le système cascade en trois phases :*

- identification des étapes

- description des étapes en terme de fonctions et de flux environnementaux liés à la ressource source de la cascade : pour chaque étape un bilan est d'abord effectué au niveau de chaque processus constituant l'étape. Comme chaque processus peut transformer d'autres ressources, une affectation est requise qui permet d'obtenir le bilan pour chaque étape uniquement lié à notre source. On appelle cette affectation « l'affectation à ressource ».

- description du système cascade : le système cascade complet est décrit en termes de fonctions et flux environnementaux ce qui peut être obtenu par différents modes de calcul (direct, itératif ou matriciel) à partir du bilan de chaque étape constituant le système cascade.

*Dans la **troisième partie**, le système cascade est évalué à partir des fonctions et des flux environnementaux. Les différents problèmes environnementaux sont analysés comme dans les ACV. On propose cependant ici un développement original de l'analyse du problème de consommation des ressources en prenant en compte les problèmes posés par la consommation de ressources anthropiques et non pas seulement de ressources naturelles. Pour l'évaluation des fonctions, deux procédures sont considérées, la procédure basée sur une analyse de l'utilité des fonctions et la procédure basée sur une analyse des impacts évités.*

*Dans la **quatrième partie**, les différentes alternatives mettant en jeu des revalorisations sont comparées. Pour la comparaison de filières de traitement de déchets, on compare différents systèmes cascade appliqués au même déchet. Pour la comparaison de filières de production, on compare alors pour chaque alternative le système cascade lorsque le déchet est utilisé pour le produit ou service considéré (on parle de cascade « canalisée ») et le système cascade lorsque le déchet n'est plus « canalisé » dans cette application (on parle de cascade « distribuée »). Les différentes méthodes d'évaluation des fonctions conduisent à différentes procédures de comparaison des alternatives. Pour le deuxième type de problème, les procédures sont limitées à des comparaisons deux à deux.*

VI-1.

Partie I - Définition des objectifs

Cette partie s'inspire de la partie du même nom dans les ACV. Différents choix sont posés en relation avec les objectifs de l'étude ce qui permet de mener à bien les parties suivantes.

VI-1.1. Définition du problème

Nous avons identifié deux problèmes :

- **le choix de la meilleure filière de traitement pour un déchet (problème 1)** : on identifie précisément le déchet considéré et les différentes filières de traitement qui seront comparées au plan environnemental
- **le choix du meilleur produit ou service pouvant satisfaire une fonction donnée (Problème 2)** : on définit la fonction considérée et les différents produits ou groupes de produits qui seront comparés sur le plan environnemental.

VI-1.2. Définition des hypothèses

Il s'agit de définir la **ressource source** des systèmes cascade. Pour le **problème 1**, la source est un déchet. On considère un déchet source auquel on associera différents systèmes cascade canalisés ou distribués. Pour le **problème 2**, la source des systèmes cascade est un déchet ou une ressource naturelle. En effet, pour chaque alternative considérée on peut définir un système cascade associé à un déchet. Celui-ci est alors canalisé ou distribué par des étapes de revalorisation ou finales. On peut aussi définir un système cascade associé à des ressources naturelles, celles-ci sont alors canalisées par une étape initiale donnée.

De façon générale, on définit le type de données requises, les objectifs de qualité de ces données et les frontières entre l'environnement et l'anthroposphère. Nous choisissons la représentativité technique, géographique et temporelle, les types de causalités considérés, le type de modélisation choisi et si l'on décide si l'on va étudier un scénario ou la réalité. Ces choix permettent de **définir les systèmes cascades** qu'il faudra décrire et évaluer. La partie 2 est ainsi préparée. Pour l'analyse des fonctions, nécessaire aux parties 3 et 4, un choix doit être fait entre une analyse d'utilité ou d'impact évité.

VI-2. Partie 2 - Description des systèmes cascade

Chaque **système cascade** défini dans la partie 1 est **décrit par les flux environnementaux et les fonctions liés à la ressource source**.

Cette description se fait en trois phases : (1) identification des étapes, (2) inventaire des fonctions et flux environnementaux pour chaque étape, (3) inventaire des fonctions et flux environnementaux pour le système cascade. Il est à noter que ces différentes phases sont abordées de façon itérative car, par exemple, la description des étapes d'un système cascade peut amener à identifier de nouvelles étapes ou entités physiques à considérer.

VI-2.1. Identification des étapes

Pour déterminer tous les flux environnementaux et fonctions liés à notre ressource source, il nous faut en premier lieu déterminer les étapes composant le système cascade considéré.

La notion d'étape a été définie §III-5.4. Une étape est un ensemble de processus liant une entité physique entrante (un déchet ou produit lié à la source de la cascade) à des flux environnementaux et à des flux anthropiques sortants. Elle remplit différentes fonctions, soit physiques (du fait de sortants anthropiques physiques), soit non physiques (dans le cas de services).

Un système cascade peut théoriquement être composé d'une multitude d'étapes différentes. Il n'est pas possible d'identifier toutes ces étapes car le nombre de produits, de types de processus peut être trop important surtout si les revalorisations se développent et il n'existe bien souvent pas de données sur les utilisations exactes des entités physiques. De plus les possibilités offertes par la revalorisation ne sont pas réduites à des applications précises. Ce qui importe est qu'une ressource soit effectivement revalorisée après plusieurs cycles dans des processus remplissant tel type de fonction et générant tel type de flux environnementaux.

Parfois par manque d'information on définit des étapes théoriques où les processus constituant l'étape ne sont pas identifiés. C'est le cas pour des étapes se déroulant sur de très longues périodes. Nous n'avons, par exemple, pas de données précises sur l'état année après année de déchets toxiques enfouis en décharge, par contre nous savons par le bilan physique que des constituants toxiques vont rejoindre l'environnement à moyen, long ou très long terme. On peut ainsi définir une étape ayant les sortants prévus par le bilan physique même si les mécanismes ne sont pas connus. Un autre cas existe lorsque des entités physiques voyagent à travers des processus sans qu'ils aient été intégrés de façon volontaire, on peut supposer qu'elles rejoindront l'environnement à terme. Par exemple, nous pouvons supposer que des dioxines intégrées dans des matériaux de construction et pouvant être recyclés de nombreuses fois vont intégrer la nature à plus ou moins long terme.

Souvent il faudra analyser les processus. Ceux-ci doivent alors être identifiés. Deux possibilités se présentent. Soit on développe une **approche moyenne**. On regroupe alors des étapes d'un type proche au sein d'une étape unique. Dans cette optique, il nous faut définir quelles étapes seront regroupées et sous quelle dénomination. Soit on développe une **approche marginale**. Cela signifie que l'on va considérer les processus dans un contexte donné. On considérera par exemple les données d'un incinérateur de la région Lyonnaise si l'on considère des déchets produits dans cette région. Dans cette optique, il nous faut définir les étapes précises que l'on considérera. S'il est envisageable de raisonner de façon marginale au départ du système cascade, ce raisonnement est parfois critiquable au bout de plusieurs cycles de la cascade lorsque les ressources au cours de leur vie sont utilisées dans des aires géographiques non limitées. Par contre ce raisonnement est adapté lorsque qu'une ressource est réutilisée de nombreuses fois localement dans une sorte « d'écosystème industriel » où de nombreuses activités sont regroupées. Dans tous les cas, le danger est que l'on prenne des étapes qui ne soient pas représentatives. C'est par exemple le cas si on considère des incinérateurs haut de gamme comme représentatifs des données sur l'incinération.

Considérons l'exemple d'un système cascade ayant pour source un déchet composé de bouteilles en plastiques du type polyéthylène on pourra choisir les étapes types suivantes :

- Le recyclage dans une bouteille similaire en polyéthylène
- Le recyclage dans un autre produit en polyéthylène
- Le recyclage dans un produit fait de plastiques mélangés.
- L'incinération avec revalorisation énergétique
- L'incinération sans revalorisation énergétique
- L'enfouissement

VI-2.2. Description des étapes

Une fois les différentes étapes identifiées, il importe de les décrire en termes d'entrants et de sortants. Il est parfois possible d'évaluer directement les fonctions, les flux environnementaux et les sortants anthropiques de l'étape. Lorsqu'une décomposition de l'étape en différents processus s'impose, nous inventorions, pour chacun des processus, les flux environnementaux, les fonctions et les nouveaux sortants anthropiques liés à l'entrant de l'étape (et donc à la source de la cascade).

La description des étapes se fait alors en trois phases. Dans la **première phase**, appelée "**bilan physique des processus**", les processus avec tous leurs entrants et sortants, dont ceux qui ne sont pas liés à la ressource source, sont décrits. La **deuxième phase** appelée "**affectation à ressource**" consiste à affecter différents entrants et sortants à l'entrant lié à la ressource source. La **troisième phase** appelée "**bilan physique de l'étape**" consiste à calculer le bilan physique pour l'étape.

VI-2.2.1. Bilan des processus

Il s'agit d'un bilan total de chaque processus. Cette phase peut bien souvent être simplifiée en ne considérant que les entrants et sortants liés à notre source, mais nous traitons ici d'une procédure générale.

Dans un bilan du processus, chaque processus identifié de l'étape est décrit en terme des flux anthropiques qui entrent dans ce processus, des flux environnementaux, des fonctions et de sortants anthropiques. Les sortants anthropiques (les ressources qui vont vers d'autres processus anthropiques) permettront de définir les étapes suivantes de la cascade.

Le bilan des flux environnementaux et des flux anthropiques physiques constitue le bilan physique. Nous développons le bilan physique sur la base du travail de Baccini & Brunner (91) qui ont développé une méthodologie des bilans physiques pour des processus anthropiques. Ils distinguent trois types de processus : les **processus de transformation** qui transforment physiquement ou chimiquement des entités physiques sur une courte période, les **processus de transport** où des matières ou énergies sont déplacées d'un point à un autre et les **processus de stockage** où matières ou énergies sont gardées en un lieu fixé pendant une durée donnée. En fait un même processus peut correspondre à plusieurs types. Ainsi un processus de stockage dans un hangar est en même temps un processus de transformation pour l'espace sur lequel est bâti le hangar qui est transformé par ce processus.

Processus de transformation

Les processus de transformation amènent une **modification des caractéristiques physiques et des compositions chimiques de matières et autres entités physiques** entrant dans le processus. Il faut inventorier toutes les entités physiques (matières, énergies, espaces) entrantes ou sortantes du processus avec leurs caractéristiques.

Pour les **matières**, la composition chimique est donnée par le ratio stoechiométrique de chaque élément et par sa spéciation. Le bilan est fait sur une base massique.

Plusieurs méthodes sont possibles pour obtenir le bilan matière. En premier lieu, le bilan pourra être obtenu à partir de **mesures sur le terrain** ou grâce à des **modélisations faites en laboratoire**. Dans certains cas, il est possible de mesurer tous les éléments entrants et sortants, mais dans la plupart des cas, ce n'est pas possible, soit pour des raisons de budget, soit parce que les flux à considérer sont beaucoup trop hétérogènes. C'est le cas par exemple pour des processus de traitement des déchets ménagers. Une démarche consiste alors à mesurer un nombre limité d'éléments, et à obtenir le bilan complet par diverses hypothèses à partir de ces résultats. Pour l'incinération que Baccini & Brunner développent cette mesure sur le terrain s'est avérée nécessaire. En effet, d'une part les données sur les compositions des déchets ménagers sont très incomplètes, d'autre part chaque élément va se partager au sein de différentes fractions à la sortie de l'incinérateur : l'atmosphère, les cendres volantes, les mâchefers, les résidus du traitement humide (appelé "gâteau"), voire au sein de l'incinérateur lui-même. On peut même ajouter l'eau rejetée dans l'environnement. Les phases de cette analyse sont (1) l'échantillonnage, (2) l'analyse de laboratoire, (3) le calcul des résultats. Voir Baccini & Brunner (91) pour une analyse complète de ce cas. Ils obtiennent pour les différents éléments métalliques, les quantités au sein des différentes fractions.

Une autre méthode consiste à **utiliser les informations qui sont disponibles** sur les processus et les flux physiques, de combiner ces informations pour obtenir les bilans pour les processus analysés. Cette dernière approche est, bien entendu, beaucoup moins coûteuse que les analyses sur le terrain, mais requiert un travail important de collecte de nombreuses données techniques et statistiques. Cette approche est souvent handicapée par le manque de données sur certains flux ainsi que par leur représentativité inadéquate. Les données sont souvent des moyennes nationales. Baccini & brunner (91) ont développé l'exemple du chlore dont la quantité dans les déchets ménagers est évaluée grâce aux données sur la consommation de sel et de PVC par les ménages.

Souvent des informations bibliographiques et obtenues sur le terrain sont combinées, ce qui permet de recouper les résultats obtenus.

De la même façon les bilans des autres entités physiques, **énergie et espace**, doivent être effectués.

Des caractéristiques supplémentaires comme la **valeur**, **l'origine** et **la destination** des flux entrants et sortants peuvent être requis. La valeur peut être utilisée pour les problèmes d'affectation. L'origine et la destination des flux environnementaux peuvent permettre une meilleure analyse des problèmes environnementaux qui leur sont liés. Pour les flux anthropiques, ces informations permettent de construire notre système en identifiant les nouveaux processus qu'il faudra analyser. Par exemple, pour les mâchefers

générés par une usine d'incinération, il faut obtenir la quantité qui va en décharge et la quantité qui est utilisée pour la construction de routes. Pour les flux non physique comme le service provenant de l'utilisation d'un produit, la description du contexte permet de mieux décrire la fonction pour une analyse ultérieure.

Le travail effectué pour les processus de transformation doit être fait pour les processus de transport et de stockage.

Processus de transport

Les processus de transport modifient plus rarement la composition chimique des matières transportées. Les caractéristiques physiques sont par contre souvent modifiées. Par exemple, les ordures ménagères transportées ont tendance à se tasser ce qui accroît leur densité. Comme les processus de transformation, les processus de transport requièrent énergie et infrastructures qui doivent être inventoriées.

Processus de stockage

Les processus de stockage modifient principalement l'état de l'espace. Parfois pour des stockages de courte durée les processus de stockage modifient peu l'état physique ou chimique des matières stockées. Lorsqu'il s'agit de stockage de longue ou de très longue durée, les choses sont différentes. Les émissions à court terme peuvent être étudiées par des expériences en laboratoire comme celle décrite dans la norme X31210 (AFNOR (92)) développée par le LCPAE, décrivant le potentiel de lixiviation de divers déchets. Des expériences sur le terrain sont également possibles. Quand il s'agit d'émissions sur un plus grand horizon de temps, le problème est souvent élucidé en choisissant une limite de temps suffisamment courte, par exemple 20 ans. Pour Hunt (95) par exemple les plastiques contribuent de façon négligeable à la pollution des eaux et à l'effet de serre lorsqu'ils sont stockés dans une décharge car ils mettent longtemps à se dégrader. Cette démarche est critiquable car le bilan physique n'est pas complet. Il est possible de considérer que les constituants des déchets vont rejoindre le milieu naturel en faisant l'hypothèse que "tout ce qui rentre va finir par ressortir". Finnveden (95) défend ainsi l'importance de prendre en compte le long terme lors de l'analyse de la décharge dans les ACV. Pour Baccini & Brunner (91) il est parfois possible d'évaluer les émissions à long terme en étudiant certains processus naturels. Par exemple, le devenir à long terme de boues de stations d'épuration en décharge peut être évalué par l'étude des tourbières.

En addition du bilan physique, les **flux non physiques** doivent être inventoriés, c'est à dire les fonctions requises où remplies par chaque processus. Par exemple le fait que tel processus requière tel transport ou telle température ou permet de transporter ou de réchauffer.

VI-2.2.2. Affectation à ressource

Dans ce travail, notre but est de déterminer les flux environnementaux et les fonctions liés à l'entrant de l'étape et donc à la source de notre système cascade. Cependant à la suite du bilan physique les processus peuvent avoir de nombreux autres entrants, notamment des entrants de service, des entrants de produit ou des entrants de déchet.

Considérons un processus typique avec de multiples entrants. Chacun des entrants du processus est lié à des ressources différentes. Nous devons résoudre un type spécial de problème d'affectation que l'on

appelle «**l'affectation à ressource** ». Cette idée a été développée dans Schneider (94). Contrairement à l'affectation à fonction définie au chapitre II où des flux environnementaux sont affectés à des co-fonctions, il s'agit ici d'affecter des flux environnementaux, des fonctions et des nouveaux flux anthropiques à l'entrant du processus qui est lié au déchet ou à la ressource naturelle source de la cascade.

L'affectation à fonction est considérée dans les ACV tandis que l'affectation à ressource est à considérer pour les méthodes AFS et ARSC.

Tableau VI--1 Comparaison de l'affectations à ressource et de l'affectation à fonction

Affectation à ressource	Affectation à fonction	Outil considéré	ARSC
AFS	ACV	Processus considéré	ARSC : processus anthropique
AFS : Processus anthropique ou écologique	processus anthropique	Qu'est-ce qui est affecté ?	ARSC : Flux anthropiques et flux environnementaux
AFS : Flux anthropiques physiques, flux environnementaux	Flux environnementaux	A quoi affecte-t-on ?	Flux entrant dans un processus lié à une source donnée
Fonction d'un processus remplissant plusieurs fonctions.	Schéma		

Procédure d'affectation à ressource en quatre niveaux

La procédure d'affectation en quatre niveaux développée par Huppés (91) pour le cas typique des problèmes d'affectation à des fonctions simultanées peut être adaptée à notre cas (voir chapitre II.7.6).

Les **trois premiers niveaux** correspondent à une prise en compte des **causalités physiques** pour lesquelles seuls les mécanismes physico-chimiques sont pris en considération. Il faut déterminer les flux environnementaux, fonctions et sortants anthropiques liés physiquement à la source de la cascade. En effet de nombreux flux sont liés physiquement à d'autres déchets ou produits entrant dans le processus étudié.

Le **quatrième niveau** correspond à la prise en compte d'autres types de causalité : les **causalités sociales**.

Dans le **niveau 1** d'affectation on s'intéresse aux flux environnementaux, fonctions et sortants anthropiques auxquels un seul entrant contribue. L'affectation est alors aisée, on les attribue à cette entité physique. Par exemple, la pollution atmosphérique, la production d'énergie et les cendres seraient affectés aux plastiques dans le cas de l'incinération d'un mélange de plastiques et d'acier.

Dans le **niveau 2** on s'intéresse aux flux environnementaux, fonctions et sortants anthropiques auxquels plusieurs entrants contribuent de façon similaire. Ceux-ci sont alors affectés sur une base massique à chacun des entrants. Par exemple les émissions polluantes, l'énergie produite et les résidus de l'incinération de plastiques non chlorés seraient affectés sur la base des masses respectives de différents plastiques.

Dans le **niveau 3** on s'intéresse aux causes physiques des flux environnementaux, fonctions et nouveaux sortants anthropiques pour l'affectation aux différentes ressources entrantes lorsqu'elles y contribuent de façon différente. Considérons par exemple un entrant de polyéthylène dans un incinérateur. Ce processus pose un problème d'affectation à ressource, car l'incinération traite de nombreux déchets simultanément : d'autres plastiques, du papier, du verre, des métaux, des matières organiques... L'incinérateur peut aussi requérir des produits tels de la chaux pour traiter les fumées ou des services tels que des transports. Il nous faudra déterminer les émissions atmosphériques, l'énergie récupérée et les composants des mâchefers, des

condensées volantes... qui sont physiquement liées au polyéthylène. Pour cela, les mécanismes de transformation physiques au sein du processus doivent être analysés.

Dans le **niveau 4** on s'intéresse aux causes sociales des flux environnementaux, fonctions et nouveaux sortants anthropiques. On considère alors les causalités sociales pour l'affectation aux différentes ressources entrantes. Nous avons vu que les processus existent pour remplir des fonctions. Or certains entrants sont « liés » à des fonctions du processus ce qui signifie qu'ils contribuent aux raisons d'existence du processus. Ainsi des déchets de verre entrant un système de production de bouteilles recyclées sont liés aux bouteilles en verre produites qui sont elles mêmes à la base de l'existence du système. Comme les processus transforment différents entrants anthropiques et environnementaux en différents sortants anthropiques et environnementaux, contribuer à l'existence des processus contribue à ces transformations. Par ce raisonnement, on peut dire que les entrants physiquement liés aux fonctions du processus peuvent être responsables de la transformation d'autres entrants auxquels ils ne sont pas liés physiquement. Comme le système de production de bouteille consomme du gaz naturel et produit du CO₂, on peut dire que les

déchets de verre sont liés à ces flux environnementaux.

Les niveaux 1 et 2 ne posent pas de problèmes méthodologiques sérieux. Il en va autrement pour les niveaux 3 et 4. Développons ces deux niveaux d'affectation.

Affectation sur une base physique

Il s'agit du développement du **niveau 3 d'affectation**. Les flux sortants, qu'ils soient environnementaux ou anthropiques, ou physiques ou non physiques sont affectés aux différents entrants en considérant des causalités physiques. On peut voir le problème comme la conceptualisation d'un processus ayant plusieurs entrants physiques en un processus n'ayant que l'entrant (physique) lié à la source avec les flux sortants environnementaux et anthropiques qui sont uniquement liés à cet entrant (voir figures VI-1 et VI-2).

Figure VI-1 : Processus avec entrants multiples avant affectation

Figure VI-2 : Processus après affectation à ressource sur une base physique

Deux types de causalités sont alors pris en compte : les **causalités liées à la conservation des entités physiques** que l'on appellera les **causalités physiques directes** et les **causalités liées à la transformation d'autres entités physiques** que l'on appellera les **causalités physiques indirectes**. Il est à noter que les entrants de service ne sont jamais liés physiquement à des sortants du processus, ces entrants étant non physiques.

† *Causalités physiques directes*

C'est la causalité physique la plus souvent prise en compte. Elle est liée à la conservation des entités physiques. Les sortants sont liés aux entrants par le fait que l'on retrouve la même entité physique dans le sortant que dans l'entrant. Pour un incinérateur, on lie ainsi le cadmium émis dans l'atmosphère ou contenu dans les cendres volantes aux entrants de piles nickel-cadmium dans l'incinérateur. Le fait de retrouver la même entité physique en entrée et sortie ne signifie cependant pas qu'il y ait systématiquement un lien de causalité.

Souvent chaque entité physique se retrouve parmi différents entrants et sortants. Quand les mécanismes ne sont pas connus, on suppose que les différents sortants sont liés aux différents entrants proportionnellement à la masse de chaque entité physique. Baccini & Brunner (91) ont ainsi développé des coefficients de transfert "moyens" pour différents éléments entrant dans un incinérateur et les éléments au sein des différentes fractions à la sortie de l'incinérateur. Pour Baccini & Brunner (91) et dans la plupart des modélisations, ces coefficients sont des constantes. On peut imaginer que ces coefficients ne soient plus constants mais dépendent de différentes variables comme la quantité de divers entrants et/ou du temps.

Par une étude plus détaillée des processus des entités physiques contenant certains entrants peuvent se retrouver au sein de certains sortants spécifiques. Par exemple du fer dans des boîtes de conserve pourra facilement être séparé des mâchefers à la sortie de l'incinérateur grâce à un champ magnétique et sera recyclé. Par contre du fer en faibles quantités dans des appareils électroniques sera difficilement séparé et finira vraisemblablement en décharge.

Toutes les méthodes répertoriées au chapitre V se limitent à ce type de causalité physique. Dans le cadre des systèmes cascade d'autres types de causalités peuvent être prises en compte.

† *Les causalités physiques indirectes*

Certaines entités physiques peuvent contribuer à la transformation d'autres entités physiques. Par exemple le cuivre participe à la formation des dioxines (Stieglitz et al. (89)), pourtant les dioxines ne contiennent pas de cuivre. Le cuivre a catalysé la formation des dioxines. Si l'on prend en compte ce type de causalité le système cascade ne correspond plus à la vie d'une seule entité physique. Il est souvent difficile de quantifier la liaison entre une quantité entrante et les sortants du processus en tenant compte de ce type de causalité. Pour le cas du cuivre et de la dioxine, on ne sait pas lier la quantité de cuivre avec la quantité de dioxine produite. Dans ce type de liaisons les choses ne sont souvent pas linéaires. Il est même vraisemblable qu'au-dessus d'une quantité donnée, une augmentation de la quantité de cuivre n'augmente plus la quantité de dioxines produites. Il est à noter que la prise en compte des causalités physiques indirectes amènerait un non respect du bilan matière au niveau de chaque processus après affectation. Par contre la somme des quantités de sortants affectés à chaque entrant du processus est bien égal à la quantité de sortants avant affectation. Par exemple supposons que l'on arrive à quantifier la quantité $f(x)$ de dioxines produites en fonction de la quantité de cuivre x entrante et sortante d'un incinérateur (Voir la figure VI-3). Le bilan physique (matière dans cet exemple) n'est plus respecté, en effet $(F(x) + x)$ est supérieur à x .

Figure VI--3 : Bilan matière pour un processus d'incinération en prenant en compte de causalités physiques indirectes.

Il est à noter que le plus souvent **plusieurs types de causalités physiques coexistent en même temps**. Considérons par exemple le processus "décharge". Les différents déchets dans une décharge contribuent à la lixiviation de par leur composition. En effet, les déchets contenant des métaux lourds peuvent être considérés responsables de la présence de métaux lourds dans les lixiviats. Cependant de gros blocs inertes y contribuent aussi par leur forme en favorisant l'écoulement des eaux et la dissolution. Nous avons ainsi dans ce cas plusieurs types de causalités physiques simultanés.

Dans les ACV, la préférence est souvent donnée aux causalités physiques. On voit ainsi que le niveau concernant la causalité physique (niveau 3) est avant celui concernant la causalité sociale (niveau 4). Dans les descriptions de la plupart des auteurs (Huppes (91-93-94)), Finnveden (94), AFNOR (96)), on tente en premier lieu de résoudre le problème avec des raisonnements basés sur les causalités physiques en ne considérant les autres causalités que si la causalité physique ne peut être appliquée. Pour les cas de multi-entrants correspondant au traitement combiné des déchets, il existe toujours des causalités physiques. Autrement dit la composition des déchets influence forcément la composition des différents sortants. Cependant il peut arriver que des causalités sociales soient importantes à prendre en compte simultanément. On parle souvent de causalité au singulier. Pourtant les causalités sont toujours multiples même si certaines peuvent être prépondérantes. Notre cas correspond aussi à un problème d'affectation à entrants multiples mais pour des affectations à ressources cette fois. Dans notre cas aussi, des causalités physiques entrent toujours en jeu, mais des causalités sociales peuvent de surcroît exister.

Affectation sur une base sociale

Il s'agit du développement du niveau 4 d'affectation. Là encore on peut considérer des **causalités directes** (concernant la même substance) ou **indirectes** (concernant une substance différente).

Quand on tient compte des causalités sociales **on prend en compte la contribution des différents entrants aux raisons d'existence des processus**. On affecte alors des flux environnementaux et anthropiques aux différents entrants sur la base de leur contribution aux raisons d'existence des processus.

Un entrant participe à l'existence du processus lorsqu'il est lié à des fonctions de ce processus. Deux cas se présentent. (1) **L'entrant est lié à des fonctions physiques**. C'est le cas lorsque des entités physiques composant l'entrant composent des sortants physiques du processus ayant acquis une valeur plus grande. Le processus est alors un processus de valorisation de produit comme le lavage d'une bouteille, un processus de valorisation de déchet comme un processus de séparation en fractions valorisables ou un processus de valorisation d'une ressource naturelle comme la transformation de minerai de fer en fer brut. (2) **L'entrant est lié à des fonctions non physiques**. C'est le cas lorsque l'entrant compose des produits permettant la génération de sortants non physiques du processus. Par exemple un tramway est lié au service de transport fourni par un voyage en tramway, une bouteille est liée au service de contenir un volume de liquide fourni par le réemploi d'une bouteille...

De façon générale, **un entrant ne participa pas à l'existence d'un processus lorsque sa disparition ne**

remet pas en cause l'existence du processus. Deux cas se présentent : soit il est intentionnel, soit il ne l'est pas.

Les **entrants intentionnels** (non liés à des fonctions) peuvent être : des services requis par un processus, des produits ou déchets requis dans un processus dont les entités physiques qui les constituent vont baisser de valeur au cours du processus et qui ne participent pas aux services remplis par le processus. Ce sont par exemple des matières énergétiques utilisées dans un processus comme du charbon. Ils peuvent aussi être des entrants environnementaux comme de l'oxygène utilisé dans un processus de combustion ou un espace naturel utilisé pour un stockage de déchets. Les **entrants non intentionnels** peuvent être des déchets indésirables dans un processus, comme par exemple du PVC qui est indésirable dans un processus de recyclage de plastiques mélangés. Il peut aussi s'agir de déchets ou des produits qui se retrouvent associés par la force des choses comme du sel de cuisine qui se retrouve associé aux déchets entrant un incinérateur. Le PVC ou le sel de cuisine ne sont pas liés aux fonctions des processus qui les transforment.

Supposons dans ce travail que le processus que l'on considère n'ait qu'**un seul entrant contribuant à l'existence du processus**. Le cas où plusieurs entrants contribuent en partie à l'existence du processus ne sera pas considéré. Deux cas se présentent : soit l'entrant lié à la source participe à l'existence du processus, soit l'entrant lié à la source n'y participe pas.

Figure VI--4 : Processus avant affectation à ressource

Etudions le **cas où l'entrant lié à la source ne participe pas à l'existence du processus**. Envisageons trois cas : lorsque cet entrant est un service, un produit ou un déchet.

Lorsque l'entrant est un **service**, il ne se pose pas la question de la vie en aval, un service étant un flux non physique. Lorsque l'entrant est un **produit**, le processus qui l'a généré cessera d'exister s'il n'est plus intégré dans le processus. On ne considère donc pas le devenir de cet entrant au sein du processus ou s'il n'était pas intégré dans le processus. Ceci est discutable dans le cas de *sous-produits* de faible valeur. En relation à notre discussion du chapitre II, lorsque l'entrant est un **déchet**, sa production continuera même s'il n'est plus intégré dans le processus. Il faut donc étudier ce qui se passera si le déchet n'est plus intégré. Celui-ci ira peut-être en décharge.

Etudions le **cas où l'entrant lié à la source participe à l'existence du processus**. Considérons les différents cas pouvant se présenter pour les autres entrants dans le processus ne participant pas, eux, aux raisons d'existence du processus. Ces autres entrants peuvent être un service, un produit ou un déchet. Etudions le problème par un exemple. Considérons un entrant de plastique polyéthylène dans un processus de recyclage. Cet entrant est supposé être l'entrant lié à la source de la cascade.

En plus de l'entrant de polyéthylène, le processus peut avoir des entrants de **services**. Ce sont par exemple

des transports requis lors des processus de recyclage. Ces entrants sont non physiques, ils ne contribuent donc pas à la création de nouveaux sortants anthropiques, de flux environnementaux ou de fonctions au sein du processus. Par contre étant requis par le processus, ils imposent de greffer de nouveaux processus à l'étape ajoutant des flux environnementaux et anthropiques. Les transports créent par exemple des émissions atmosphériques. Etant non physiques et de valeur positive, ils ne se posent pas le problème du devenir de ces entrants s'ils n'étaient pas intégrés dans le processus considéré. La prise en compte de ces services requis impose d'étudier les processus en amont jusqu'aux ressources naturelles ou jusqu'aux déchets. La prise en compte des **transports** est souvent importante lors de l'analyse des revalorisations, car ceux-ci jouent un rôle critique dans l'analyse des revalorisations (Fairlie (92)).

En plus de l'entrant de polyéthylène, le processus peut avoir des entrants de **produits**. Ce sont par exemple des infrastructures ou des matières énergétiques requises pour recycler les polyéthylènes. Ces entrants sont physiques, et contribuent de ce fait à la création de nouveaux sortants anthropiques ou de flux environnementaux. Les infrastructures devront par exemple être gérées à la fin de leur vie, une quantité d'énergie sera perdue au sein de l'étape ce qui peut constituer un flux environnemental voire une fonction si cela contribue à chauffer un bâtiment. Comme les services, un entrant de produit correspond à une exigence. Un produit est requis par l'étape et comme un service, il impose de greffer de nouveaux processus à l'étape ajoutant des flux environnementaux. Les infrastructures ou l'énergie doivent être fabriquées, ce qui ajoute des flux environnementaux. Comme ils sont de valeur positive, ces entrants ont été fabriqués pour être utilisés dans l'étape considérée. Il n'est pas besoin de considérer le devenir de ces entrants s'ils n'étaient pas intégrés dans l'étape considérée. La prise en compte de ces entrants de produits impose d'étudier les processus en amont jusqu'aux ressources naturelles ou jusqu'à des déchets. De plus, il faudra analyser ce qu'il adviendra des produits après qu'ils soient transformés dans le processus considéré.

En plus de l'entrant de polyéthylène, l'étape peut avoir d'autres entrants de **déchets**. C'est le cas si l'on considère que le processus de recyclage traite des plastiques mélangés, fabriquant des produits en plastiques mélangés tels que des bancs publics. Supposons que l'étape a ainsi différents entrants de plastiques dont du PVC qui est indésirable mais dont il est impossible de supprimer la présence. Etant indésirable, on peut dire que le processus de recyclage n'existe pas pour traiter le PVC. L'entrant de PVC est physique et contribue de ce fait à la création de nouveaux sortants anthropiques ou de flux environnementaux. Le déchet de PVC ayant une valeur négative, il ne faut pas étudier les processus qui ont généré le déchet de PVC. Par contre, son devenir s'il n'était pas intégré dans l'étape considérée doit théoriquement être prise en compte.

La prise en compte des causalités sociales peut amener le besoin d'analyser de nouveaux processus au sein de l'étape que l'on définit sur la base d'un produit ou d'un service.

Conclusions de la discussion sur les causalités

De nombreux types de causalités sociales peuvent exister (voir Heijungs (94) à ce sujet). Par exemple on pourrait argumenter que les feuilles d'arbres ramassées dans un parc urbain ne sont pas responsables du processus d'incinération. En effet pour des raisons écologiques il n'a pas été possible de faire du compost à

cause de tous les emballages usés en plastique qui sont mélangés aux feuilles. Par ce raisonnement, ce sont les déchets plastiques entrant dans l'incinérateur qui sont liés "responsables" des émissions dues à la combustion des feuilles mortes.

Heijungs (94) suggère une hiérarchie de causalités définie de façon plus ou moins précise. La question se pose alors du bien fondé de cette hiérarchie. De façon générale les causalités physiques et sociales sont omniprésentes et existent simultanément dans notre cas. Il semble difficile de dire qu'un type de causalité soit prépondérant par rapport à l'autre. En prenant compte des causalités physiques, on considère que les processus sont des données fixes qui ne varieront pas avec les variations de leurs raisons d'existence. Par exemple, une fois qu'un incinérateur a été mis en place, il devient plus difficile de le supprimer. Par contre en prenant compte des causalités sociales, les processus se développent quand augmentent leurs raisons d'existence. Ce sont deux interprétations qui sont définies dans l'étape « définition des objectifs » de la méthode ARSC.

Pour ce qui est des causalités physiques, dans un premier temps, il est certainement préférable de se limiter aux causalités physiques liées à la conservation des entités physiques (causalités physiques directes) en considérant les autres aspects de manière plus qualitative dans la discussion finale sur la validité des résultats. Un développement des connaissances pourra peut-être permettre d'aborder ces aspects de manière quantifiée.

Pour ce qui est des causalités sociales, il est possible d'analyser le cas des entrants ne participant pas à l'existence des processus. Le devenir des entrants de produits ou services intentionnels mais ne participant pas aux raisons d'existence du processus ne doit pas être étudié. Les processus générant ces produits ou services doivent être affectés aux processus qui utilisent ces produits ou services. Le devenir s'ils n'étaient pas intégrés dans le processus des déchets ne participant pas aux raisons d'existence du processus doit être analysé.

De plus pour ce qui est des entrants participant aux raisons d'existence des processus, les choses se compliquent. Lorsque les autres entrants sont des produits ou des services, il faut élargir l'étape en incluant ces processus, on greffe alors la vie d'autres ressources. Ces processus doivent être simplifiés pour ne pas avoir à gérer des systèmes trop complexes. Il faudrait analyser si cette hypothèse risque de fausser les résultats ou pas. Il est parfois possible de combiner ces processus qui sont greffés de façon à ce qu'ils ne soient liés qu'à des flux environnementaux (voir figure VI-5). Par exemple si l'on tient compte des transports liés à une étape de recyclage, on ne tiendra pas compte du recyclage des voitures par les systèmes cascade.

Figure VI--5 : Décomposition d'un processus en une partie sociale et une partie physique

Lorsque les autres entrants sont des déchets, il est parfois possible de simplifier le système, notamment

lorsque l'alternative à l'entrée de ce déchet dans le processus est de subir un traitement final. Quand des revalorisations sont évitées, le problème peut devenir très complexe et doit être résolu. Il est préférable à l'heure actuelle de tenir compte de ce problème de manière qualitative. Cette analyse qualitative peut démontrer l'importance d'étudier, par les causalités physiques seules, les différentes alternatives de traitement associées à chaque déchet. Par exemple pour le cas de l'incinération d'ordures ménagères, de nombreux déchets sont traités simultanément, ce qui rend impossible l'analyse de tous les liens de causalités sociales liés à l'incinération des plastiques par exemple. Par contre une prise en compte qualitative peut démontrer le besoin d'analyser les systèmes cascade définis par les causalités physiques associés à chacun des déchets entrant dans l'incinérateur.

La prise en compte des causalités sociales pose un certain nombre de problèmes. En plus des difficultés de quantification, elles peuvent amener à étudier des systèmes dont la quantité de fonctions et de flux environnementaux ne converge pas.

Notons que quelles que soient les causalités prises en compte, l'additivité est respectée dans le sens où la somme des flux environnementaux et des fonctions affectés à chacun des entrants d'un processus est égal aux flux environnementaux et fonctions en aval de ces entrants.

A la suite de l'affectation à ressource, nous avons obtenu les fonctions, les flux environnementaux et les sortants anthropiques liés à l'entrant anthropique, cet entrant anthropique étant lié à la ressource source du système cascade.

VI-2.2.3. Calcul de l'inventaire des flux pour une étape du système cascade

Au sein d'une étape les entités physiques vont souvent connaître plusieurs processus de transport, plusieurs processus de stockage et plusieurs processus de transformation. La prise en compte des causalités sociales amène souvent à étendre l'étape à de nouveaux processus. Après le bilan et l'affectation à ressource pour tous les processus requis au sein de l'étape suivant les causalités prises en compte, nous sommes en mesure de calculer le bilan pour chaque étape.

Nous obtenons pour chaque étape considérée, la ou les fonctions, les flux environnementaux et les sortants de ressources allant vers d'autres étapes. Ces quantités sont établies en fonction de la quantité entrante qui est liée à la ressource source du système cascade.

Considérons une étape j du système cascade (figure VI-6). Définissons les différentes variables. La variable i pouvant prendre différentes valeurs discrètes, $EA_j(i)$ est la quantité d'entrant anthropique dans l'étape j , cet entrant étant lié à la ressource source du système cascade. $F_j(i)$ correspond aux différentes fonctions remplies par l'étape j . $FE_j(i)$ correspond aux différents flux environnementaux générés par l'étape j . $SA_j(i)$ correspond aux différents sortants anthropiques de l'étape j .

Suite à l'étude des différents processus composant l'étape, nous sommes en mesure d'établir des relations de ce type entre les différents sortants et l'entrant anthropique.

$$F_j(i) = A_{ij} EA_j$$

$$FE_j(i) = B_{ij} EA_j$$

$$SA_j(i) = C_{ij} EA_j$$

Figure VI--6 : Entrant et sortants et d'une étape de système cascade

Type de relation

Si A_{ij} , B_{ij} et C_{ij} sont des constantes, nous sommes dans le cadre de relations **linéaires**. C'est le cas le plus fréquent. C'est le type de modélisation lorsque les causalités sont limitées à la conservation des entités physiques.

Si A_{ij} , B_{ij} et C_{ij} sont des variables dépendant d'autres variables par des formules plus ou moins complexes, nous sommes dans le cadre de **relations non linéaires**.

Types de modélisation

Dans le cas de relations linéaires ou si A_{ij} , B_{ij} et C_{ij} sont des variables ne dépendant pas du temps, nous sommes dans le cadre d'une **modélisation statique**.

Si A_{ij} , B_{ij} et C_{ij} sont des variables dépendant du temps, nous sommes dans le cadre d'une **modélisation dynamique**.

A chaque sortant anthropique est associé une nouvelle étape qu'il importe de décrire. Par exemple une étape d'incinération amène de nouveaux sortants anthropiques tels que les mâchefers et les cendres volantes. Il faut décrire les étapes associées à ces flux anthropiques et ainsi de suite pour être en mesure de décrire le système cascade dans son ensemble. Parfois une même étape peut réapparaître plusieurs fois.

VI-2.3. Description du système cascade

Toutes ces données (liées à une source) permettent de calculer la quantité totale de fonctions et de flux environnementaux de chaque type générés par la cascade totale.

VI-2.3.1. Calcul direct de l'inventaire des fonctions et flux environnementaux pour le système cascade

Lorsque le **nombre d'étape est faible**, il est tout simplement possible de faire cet inventaire de façon directe. Pour chaque étape, les nouveaux sortants anthropiques et les directions qu'ils prennent permettent d'associer de nouvelles étapes. A chaque fois qu'une étape est associée, sont inventoriés les flux environnementaux et les fonctions de cette étape suivant la quantité d'entité physique entrant dans l'étape. Quand il n'y a plus de sortants anthropiques tout le système cascade a été décrit.

Des **boucles ou des raccordements entre étapes peuvent apparaître dans le système cascade**. Lors de

revalorisations en boucles fermées, on peut calculer la somme de fonctions ou de flux environnementaux de façon directe. Supposons qu'une bouteille après consommation soit recyclée à un taux X dans une nouvelle bouteille (sans perte de qualité), et que ce taux soit fixe dans le temps (Schneider (92)).

Posons M comme étant la quantité de matière nécessaire pour permettre de rendre un service donné. Dans notre cas, il peut s'agir de la masse d'une bouteille permettant de rendre le service de contenir un litre de liquide. Au premier recyclage, une masse $X \times M$ d'emballage est obtenue. Au recyclage suivant de cette masse, une quantité $X^2 \times M$ est obtenue. En comptabilisant toutes les boucles, le recyclage permet de produire $X + X^2 + X^3 + X^4 + \dots + X^5 + \dots = \sum X^n$ bouteilles. Cette somme peut être calculée facilement en utilisant les formules donnant la somme des éléments d'une suite géométrique. Le recyclage permet de produire $X/(1-X)$ bouteilles à un nombre d'itérations infini.

Par exemple pour un taux de revalorisation de 0,6 : Le nombre de bouteilles utilisables aura été au cours des multiples recyclages de $0,6 + (0,6)^2 + (0,6)^3 + (0,6)^4 + \dots = \sum (0,6)^n = 0,6/(1-0,6) = 1,5$.

C'est à dire que 1,5 bouteilles recyclées ont au total été produites (voir figure VI-7).

Figure VI-7 : Calcul direct du nombre total de bouteilles utilisées dans un cas simple (Schneider (92)).

Mais on ne peut pas toujours calculer les boucles de façon directe. On retrouve ce problème dans les ACV pour traiter des différentes boucles rencontrées dans l'arbre des processus. Dans les secteurs énergétiques par exemple la production d'énergie requiert de l'énergie pour l'extraction des matières premières, le raffinage... De même, les transports requièrent de l'énergie qui requièrent des transports... De nombreux autres secteurs sont concernés mais sont d'une importance moindre. Par exemple, la production d'acier requiert de l'acier pour les aciéries.

Ces boucles sont habituellement résolues dans les ACV à l'aide calcul itératifs ou de calculs matriciels. Ces mêmes méthodes peuvent être appliquées au sein de systèmes cascade.

VI-2.3.2. Calcul itératif de l'inventaire des fonctions et flux environnementaux pour le système cascade

Dans la méthode itérative (Lübker & al. (91)), les valeurs obtenues pour les sortants sont réintroduites en entrant jusqu'à obtenir des valeurs négligeables pour les fonctions et les flux environnementaux à chaque itération.

Le calcul itératif amène des inexactitudes, car on ne sait pas d'avance le nombre d'itérations qui seront nécessaires (Heijungs (93)).

VI-2.3.3. Calcul matriciel

Une autre méthode, développée aussi dans le cadre des ACV, consiste à résoudre le problème au moyen de **matrices**. Cette méthode est décrite par Heijungs (93). Une autre version a été développée par l'Institut Fraunhofer à Munich. Ces méthodes permettent de prendre en compte les cas complexes de boucles rencontrés dans les revalorisations de façon aisée avec l'aide d'un ordinateur.

Tentons un calcul à partir d'une matrice pour un exemple particulier : le cas des fibres cellulosiques. Le tableau VI-2 représente une matrice, il est obtenu à partir des travaux de Bertolini (94). Il a répertorié les quantités de papiers de chaque type qui sont recyclées dans chaque type de papier. Ces quantités ont ici été divisées par la quantité produite totale pour chaque type de papier de façon à se ramener à des taux. Pour l'incinération et les traitements finals, nous avons utilisé les données de ADEME (96). Ce tableau indique ainsi pour l'année 1993 en France les taux de revalorisation et de traitement final pour chaque type de papier récupéré (ainsi que pour les déchets d'incinération). La matrice est carrée, ce qui est indispensable pour les calculs ultérieurs.

L'impression-écriture, les journaux, les papiers d'emballage, les cartons, les ondulés, les sanitaires et domestiques (incluant mouchoirs, essuie-tout, papiers toilette et couches culottes), les industriels et spéciaux représentent différents types de papiers pouvant contenir des fibres cellulosiques de récupération. Le traitement final regroupe tous les traitements qui ne mènent pas à des revalorisations et aboutit à la mise en décharge. Il inclut notamment l'incinération sans valorisation énergétique et les traitements en station d'épuration

Le tableau VI-2 donne à chaque ligne, pour chaque type de produit en fin de vie, la quantité produite pour chaque type de produit ainsi que la quantité incinérée (avec valorisation énergétique) et la quantité qui subira un traitement final. Ainsi à la ligne « cartons », 1 tonne de cartons en fin de vie permet d'utiliser 0,01 tonne pour les papiers d'emballage, 0,08 tonne pour de nouveaux cartons, 0,57 tonne pour des ondulés, 0,01 tonne pour des produits industriels et spéciaux, 0,08 tonne sera incinérée et 0,24 tonne subira un traitement final. La somme des valeurs de chaque ligne est égale à 1.

Tableau VI--2 : Matrice A indiquant pour l'année 1993 en France les taux de revalorisation et de traitement final pour chaque type de déchet issu du secteur des fibres cellulosiques.

Impression-écriture	Journaux	Papiers d'emballage	Cartons	Ondulés	Sanitaire et domestique	Industriel et spéciaux	Incinération avec valorisation énergétique	Traitement final
0,090	0,080	0,020	0,050	0,020	0,0400	0,170	0,53	0,030
0,170	0,10	0,150	0,010	0,0300	0,150	0,45	0,000	0,050
0,040	0,1200	0,020	0,190	0,58	0,000	0,010	0,080	0,5700
0,010	0,080	0,24	0,000	0,010	0,10	0,6500	0,010	0,060
0,17	0,00000000	0,180	0,82	0,00000000	0,250	0,75	0,00000000	0,2
0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000

Nous avons considéré que 25% des déchets de papier non récupérés étaient incinérés avec valorisation énergétique, ce qui correspond à la moyenne française (ADEME (96)). Pour le secteur « sanitaire et domestique », nous avons considéré que 25% était du papier toilette qui rejoint les usines de traitement des eaux (considéré traitement final), le reste étant incinéré à un taux identique. L'incinération des boues de

station d'épuration n'est pas prise en compte. Etant donné leur taux d'humidité, il est peu probable qu'elles permettent de produire de l'énergie. A partir des données fournies par ADEME (96) nous avons considéré que 20% des quantités incinérées se retrouvent sous forme de déchet solide (mâchefer et cendres volantes) à la sortie de l'incinérateur dont 5% d'imbrûlés et 15% de cendres. Nous n'avons pas étudié le devenir de ces déchets solides, ils peuvent pourtant être revalorisés. Nous supposons simplement qu'ils subissent un traitement final. Le devenir de l'énergie produite par incinération n'est pas non plus étudié.

La matrice précédente (tableau VI-2) permet de montrer ce qui se produit après un cycle unique. Si l'on fait abstraction des problèmes de modélisation dynamique, elle permet de calculer ce qui se produit après une infinité de cycles. Les évolutions futures du secteur des papiers ne sont pas pris en compte. On modélise ici ce qui se produirait si la situation de 1993 demeurerait inchangée. Tous les problèmes liés au recyclage multiple des fibres cellulosiques ne sont pas pris en compte.

Posons que A est la matrice précédente. A indique le résultat d'un cycle unique tandis que A^n indique le résultat au n^{ème} cycle de revalorisation. Pour calculer la quantité totale de produits fabriqués au cours d'une infinité de cycles de revalorisation, il faut calculer la somme $A+A^2+A^3+A^4+\dots+A^n+\dots$

Posons que E est la matrice unité.

Nous avons la formule suivante : $A+A^2+A^3+A^4+\dots+A^n+\dots = (E-A)^{-1} - E$

Grâce à l'aide de tableurs, cette somme peut être calculée. Le résultat du calcul matriciel est indiqué dans le tableau VI-3.

Tableau VI-3 : résultat du calcul matriciel : quantité totale de produits fabriqués au cours d'une infinité de cycles de revalorisation à partir de chaque type de déchet issu du secteur des fibres cellulosiques.

Impression-écriture	Journaux	Papiers d'emballage	Cartons	Ondulés	Sanitaire et domestique	Industriel et spéciaux	Incinération avec valorisation énergétique	Traitement final
0,10	1,10	0,30	1,24	0,05	0,01	0,24	0,81	0,24
0,04	0,21	0,03	0,24	0,45	0,04	0,01	0,24	0,81
0,00	0,06	0,10	0,53	0,00	0,30	0,25	0,8	0,25
0,00	0,04	0,32	2,16	0,01	0,04	0,25	0,8	0,25
0,00	0,05	0,36	2,48	0,01	0,05	0,25	0,8	0,25
0,00	0,00	0,00	0,18	0,85	0,00	0,00	0,25	0,8
0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,8
0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,2	0,2

Ce tableau montre notamment que quel que soit le devenir choisi pour un déchet de papier, les fibres vont de toute façon subir une valorisation énergétique identique que si l'on opte directement pour un traitement final. Mais entre temps de nombreux autres produits auront pu être fabriqué.

Ainsi considérons-nous 1 tonne de déchets de papiers d'impression-écriture. Avec les taux de revalorisation actuels si nous décidons de les recycler à nouveau dans des papiers d'impression-écriture nous aurons 1 tonne utilisée pour les papiers d'impression-écriture (pour le cycle 1) avec en addition au total grâce aux cycles ultérieurs, 0,1 tonne utilisée à nouveau pour l'impression écrite, 0,1 tonne utilisée pour les journaux, 0,03 tonne pour les papiers d'emballage, 0,24 tonne pour les ondulés, 0,05 tonne pour les sanitaires domestiques, 0,01 tonne pour les industriels et spéciaux et 0,24 tonne incinérée avec

valorisation énergétique.

Si l'on considère que cette tonne n'est pas collectée mais est mise aux ordures, 0,24 tonne est incinérée avec valorisation énergétique et le reste n'est pas revalorisé.

Si l'on connaît les flux environnementaux et les fonctions liés à chaque étape, il est possible à partir de la matrice précédente de calculer les flux environnementaux et les fonctions pour différents systèmes cascades. La matrice précédente reflète ce qui se produirait si la situation de 1993 en France se répétait inlassablement. Il serait possible d'étudier les conséquences d'un accroissement des taux de revalorisation. Il est également possible de développer des modèles plus dynamiques à partir, par exemples, des tendances observées sur plusieurs années.

Après cette somme, la cascade est décrite en termes de fonctions $F_j(i)$ et de flux environnementaux $FE_j(i)$ chacun dans leur unité propre. Le plus souvent toutes les fonctions de même type sont comptabilisées. Par exemple, tous les journaux lus au cours de la cascade des fibres cellulosiques seraient comptabilisés. Pour les flux environnementaux, toutes les émissions de CO_2 au cours de la cascade sont comptabilisées.

VI-3. Partie 3 - Evaluation de système cascade

Ayant obtenu les fonctions et flux environnementaux de chaque système cascade, une analyse s'impose qui permettra ultérieurement une utilisation de l'étude des cascades pour différentes comparaisons.

VI-3.1. Evaluation des problèmes environnementaux

VI-3.1.1. Présentation générale

L'évaluation des problèmes environnementaux est **similaire à "l'évaluation d'impact"** (Fava & al. (92)) **dans les ACV**. C'est la partie d'une ACV où les flux environnementaux sont étudiés et leurs effets environnementaux quantifiés selon différentes catégories de problème environnemental, pluies acides, disparition de la couche d'ozone, contribution à l'effet de serre... Cette partie des ACV est celle qui suscite le plus de discussions à l'heure actuelle. Les derniers congrès de la SETAC sont ainsi principalement dédiés à ces problèmes. De nombreux ouvrages et articles se penchent sur cette partie des ACV. Citons notamment, Fava & al. (92), Lindfors et al. (95), Guinée & Heijungs (95), Heijungs et al. (92), Rousseaux (93). Un groupe de travail au sein de la SETAC travaille sur le sujet.

Nous nous référons donc pour ce problème au travail qui est réalisé dans ce domaine au sein des ACV (voir chapitre II). Nous supposerons ici que nous sommes en mesure d'évaluer les effets environnementaux pour un flux environnemental donné. Cette "note environnementale globale" est obtenue par une somme pondérée (Heijungs et al. (92)). Par simplification, nous considérons cette procédure même si nous sommes

conscients de ses limites. On pourrait aussi supposer que l'on restreint l'analyse à un seul problème environnemental à la fois, comme l'effet de serre, ce qui serait suivi par une analyse multicritère.

Soit E_j l'effet environnemental causé par une étape j . E_j est obtenu après évaluation d'impact de cette étape.

Nous supposons dans ce travail que nous sommes en mesure d'évaluer les effets environnementaux liés à un flux environnemental donné. $E_j(i)$ étant l'effet environnemental d'un flux environnemental $FE_j(i)$, nous

sommes en mesure de calculer $E_j(i)$ par une formule du type $E_j(i) = D_{ij} \cdot FE_j(i)$ où D_{ij} est une quantité

obtenue lors de l'évaluation des problèmes environnementaux. L'effet environnemental E_j de l'étape est

égal à $\sum E_j(i)$ qui est donc égal à $\sum (D_{ij} \cdot FE_j(i))$. L'effet environnemental E de la cascade est égal à la somme

des effets environnementaux de chaque étape c'est à dire $\sum E_j$ qui est égal à $\sum \sum (D_{ij} \cdot FE_j(i))$.

VI-3.1.2. Prise en compte de l'épuisement des ressources

L'épuisement des ressources s'analyse comme les autres problèmes environnementaux. **Nous allons étendre ici l'analyse de la consommation des ressources aux ressources anthropiques.** Plusieurs auteurs ont en effet soulevé le problème de la raréfaction des déchets disponibles pour la revalorisation (Karlsson (94), Lindeijer (94)).

Dans le cadre des ACV, pour évaluer la consommation des ressources, des facteurs sont établis permettant de calculer la contribution à la consommation des ressources naturelles par unité extraite de l'environnement. Guinée & Heijungs évaluent ce facteur au moyen de données physiques sur les réserves et les taux d'extraction. Finnveden (94a) propose d'utiliser l'exergie pour caractériser la consommation des ressources naturelles.

Guinée & Heijungs (95) ou Fava et al. (92) définissent la consommation des ressources comme la baisse de disponibilité des ressources naturelles. Cette baisse de disponibilité constitue en soit un problème environnemental en compromettant la capacité des êtres vivants à répondre à leurs besoins actuels ou futurs. Elle est de plus liée à d'autres problèmes environnementaux.

Le problème lié à la consommation des ressources est lié à l'idée de développement soutenable. Une des définitions de ce concept provenant du rapport Bruntland (87) définit le développement durable comme un développement qui répond aux besoins du présent sans empêcher les générations futures de répondre à leurs propres besoins.

De cette définition, il ressort que le problème d'épuisement des ressources n'a pas a priori à être limité aux ressources naturelles. Le problème ne vient pas d'un manque de ressources naturelles mais d'un manque de ressources en règle générale pour pouvoir assouvir les besoins.

A ce sujet, certaines méthodes d'analyse des revalorisations dans les ACV sanctionnent l'utilisation de ressources anthropiques. Ce sont les méthodes développées Karlsson (91) ou la perte d'entrant développée

dans Lindeijer (91). Dans ces méthodes fabriquer un produit à partir de ressources anthropiques de grande qualité augmente les flux environnementaux qui sont affectés à ces produits (voir chapitre V et annexes). Par exemple, fabriquer des boîtes en aluminium à partir d'aluminium recyclé de grande qualité amène à affecter des flux environnementaux de la production à partir de ressources vierges. Ces méthodes sont très criticables si l'on considère que ces déchets vont peut-être aller en décharge tout simplement si elles ne sont pas recyclées et éviter la décharge à des déchets devrait plutôt être récompensé que sanctionné. Elles sont en totale contradiction avec d'autres méthodes qui tendent à promouvoir la fabrication à partir de ressources anthropiques comme la méthode ACV « Östermark » ou la méthode « courante ».

Ces différentes méthodes prennent en compte des aspects différents, qui sont chacun importants à prendre en compte. Les méthodes sanctionnant l'usage de ressources anthropiques véhiculent en effet une idée tout de même importante. Cette idée est qu'il faut laisser des ressources de grande qualité pour d'autres systèmes qui ont besoin d'une telle qualité. Cette baisse de qualité doit être comprise dans le sens d'une perte de potentiel d'utilisation et représente une perte de la disponibilité générale des ressources. Pour des ressources anthropiques, cela signifie qu'il faut laisser des ressources ayant un grand potentiel de revalorisation.

Nous proposons donc de prendre cet aspect en compte par le biais de l'évaluation d'impact, en étendant l'évaluation de la consommation des ressources aux flux anthropiques. Il s'agit alors de prendre en compte le potentiel d'amélioration amené par un bon potentiel de valorisation venant du fait qu'il soit possible d'optimiser les systèmes anthropiques dans le futur. On prend ici en compte le potentiel de valorisation associé à une ressource et non pas la qualité fonctionnelle ou la valeur de la ressource. Par exemple faire du papier glacé augmente la qualité fonctionnelle du papier mais diminue le potentiel de valorisation des fibres cellulosiques. Il n'est pas possible de recycler le papier glacé aussi facilement. De même une boîte d'aluminium dans une décharge a une valeur négative (personne n'en veut). Par contre, son potentiel de valorisation peut être très élevé car il serait possible de faire de nombreux produits si on la recyclait cette boîte. L'approche pour mettre au point cette analyse doit encore être développée. Nous ne développerons ici que quelques pistes.

Pour ce qui est des ressources anthropiques, il est important d'avoir une bonne qualité de ressource au terme de leur vie, au niveau de la décharge mais aussi tout au long du système cascade. A la différence des autres problèmes environnementaux pour lesquels un système cascade a principalement une action négative, l'action du système cascade est positive lorsqu'elle crée une disponibilité de ressources.

La quantification de la disponibilité des ressources pose différents problèmes. Il reste à déterminer s'il est possible de ramener la consommation de ressources naturelles et l'augmentation de la disponibilité de ressources anthropiques à une même unité.

Pour mesurer la disponibilité des ressources, deux variables entrent en jeu. D'une part, le **potentiel de valorisation**, d'autre part le **temps** à chaque niveau de potentiel de valorisation. Plus le potentiel de valorisation des ressources anthropiques au sein du système cascade est grand et plus les ressources restent longtemps dans un état de disponibilité, plus la consommation de ressources diminue ou, ce qui est

équivalent, plus la disponibilité de ressources augmente.

Pour chaque étape la disponibilité de ressources est alors calculée par l'intégrale du potentiel de valorisation sur le temps. En ajoutant les valeurs obtenues pour chaque étape, on obtient la valeur pour le système cascade.

On voit dans la figure VI-8 que dans le cas 1 une plus grande disponibilité de ressource est créée que dans le cas 2, ce qui est reflété par la surface plus importante sous la courbe.

Reste que le potentiel de valorisation pose de nombreux problèmes de quantification. L'exergie pourrait-elle être une solution ? Elle aurait l'avantage d'être en même temps potentiellement utilisable pour l'évaluation de la consommation des ressources naturelles.

Figure VI--8 : Comparaison de la disponibilité des ressources pour deux systèmes cascade.

Comme dans les méthodes Karlsson ou Lindeijer, une fois cet aspect développé, cette approche peut sanctionner l'utilisation de ressources anthropiques de grande qualité et crédite la génération de ressources anthropiques ayant d'importants potentiels de valorisation (en diminuant la consommation de ressources du système cascade). Cependant pour relativiser l'importance d'un tel développement, il semble que la situation actuelle souffre moins d'un manque de matières à recycler que d'un contexte socio-économique défavorable. Une certaine évaluation pourrait d'ores et déjà être développée au cas par cas au moyen d'évaluations du potentiel de valorisation avec des mesures physiques données.

VI-3.2. Evaluation de fonction

Comme les flux environnementaux, les fonctions inventoriées lors de la description du système cascade doivent être analysées. En effet, les systèmes cascade sont des systèmes multi-fonction et une même base de quantification pour caractériser chaque système est requise pour pouvoir utiliser les systèmes cascade par la suite pour des comparaisons d'alternatives. Deux approches existent pour cette analyse : (1) une approche ramenant les fonctions à des flux environnementaux, c'est **l'approche par l'impact évité**; (2) une approche analysant la valeur des différentes fonctions, c'est **l'approche par l'utilité**.

VI-3.2.1. Evaluation des fonctions « par l'impact évité »

Dans cette procédure, **les fonctions sont évaluées en terme des flux environnementaux** (ou après l'évaluation d'impact, des effets environnementaux) **évités grâce à l'existence de ces fonctions** par le fait que l'on permet de remplacer certains systèmes. Lorsqu'une fonction est remplie, il est possible qu'un autre système remplissant la même fonction n'ai plus besoin d'exister. Par exemple, si l'on fait un trajet à vélo, il est possible que l'on évite de faire ce même trajet en voiture. Comme le système remplacé, dans cet exemple la voiture, générerait des impacts environnementaux, on dit que la fonction évite des impacts. On utilise le mot

“impact environnemental” dans un sens vague synonyme à “répercussion environnementale” pouvant être traduit aussi bien par des flux environnementaux que par une analyse approfondie des effets environnementaux. Supposons par exemple que de l'énergie soit produite et utilisée suite à une valorisation énergétique de déchets de plastique donnés. La fonction de “produire de l'énergie” pourra être analysée en considérant les différents systèmes de production d'énergie et donc leurs impacts environnementaux qui ont été évités. Cette approche implique un élargissement supplémentaire du système.

Théoriquement cet élargissement doit tenir compte de différents problèmes : (1) les problèmes d'accroissement de l'anthroposphère par rapport à l'environnement, (2) les problèmes de multiplicité des alternatives, et (3) les problèmes d'extensions supplémentaires liées aux systèmes alternatifs.

(1) Nous avons vu que le but général des analyses environnementales était de minimiser globalement les problèmes environnementaux. Or même si un accroissement de l'anthroposphère peut être vu comme positif d'un point de vue économique ou social, il en va autrement d'un point de vue environnemental. Le développement de processus anthropiques n'a d'intérêt d'un point de vue environnemental que s'il remplace d'autres systèmes. Or une fonction ne permet pas toujours de remplacer un autre système qui existe déjà et donc d'éviter des impacts. C'est le cas notamment si une nouvelle fonction est remplie. Celle-ci ne fait alors qu'augmenter globalement la quantité d'impact. Par exemple produire de nouvelles routes, même avec des matériaux récupérés, ne remplace pas des routes existantes. **On ne devrait pas, dans le cas d'accroissement de l'anthroposphère, comptabiliser d'impacts évités.**

(2) Plusieurs types de systèmes sont évités par la fonction que l'on évalue. Une solution consiste à choisir une alternative spécifique utilisant des ressources naturelles. On retrouve cette procédure dans les procédures développées par Baisnée & Heintz (91), Tillman et al. (91) pour les ACV (voir chapitre V et annexes). Ces auteurs ont développé une procédure où un système alternatif spécifique est choisi remplissant la même fonction.

Cependant cette alternative n'est pas forcément représentative. Si l'on choisit une alternative plus polluante, il sera possible de retrancher plus d'impacts. Les résultats des ACV peuvent être largement modifiés par le choix de cette alternative. Le choix de l'alternative de la production de chaleur par incinération avec récupération d'énergie a ainsi donné lieu à des résultats criticables. Tillmann et al. (91) ont choisi la production de chaleur à partir du pétrole, ce qui est une voie assez polluante de produire de la chaleur. Il s'ensuit que les systèmes qui produisent de la chaleur grâce à l'incinération d'ordures ménagères ont de nombreuses émissions négatives. Il faudrait considérer la façon moyenne de produire de la chaleur (Wenisch (96)).

L'utilisation d'une alternative spécifique peut cependant être correcte dans certains cas. Il est par exemple plausible que les piquets de vigne faits de PVC recyclé remplacent bien le piquet en bois qui est traditionnellement utilisé. L'impact du système associé à ces piquets en bois est ainsi certainement représentatif des impacts évités grâce à l'utilisation des piquets en PVC.

Pour évaluer correctement l'impact évité, il faudrait le plus souvent **faire la moyenne des impacts des différents systèmes remplissant la même fonction** en prenant en compte leur importance respective.

(3) Les systèmes alternatifs peuvent remplir d'autres fonctions. Se posent alors des problèmes de co-fonctions simultanées. De plus ces systèmes peuvent mettre en jeu des matières revalorisées. Se posent alors des problèmes de co-fonctions successives. Fait-il alors **élargir** le système de façon supplémentaire ?

VI-3.2.2. Analyse des fonctions « par l'utilité »

Plutôt que d'évaluer la valeur environnementale des fonctions comme dans l'analyse des impacts évités, il est possible d'évaluer leur **valeur sociale**. Cette approche consiste à évaluer les fonctions le long de la cascade par l'analyse de l'utilité. L'utilité d'une fonction est définie comme une **évaluation de l'assouvissement des besoins (et parfois des désirs) de base rendus possible grâce à cette fonction**.

Les systèmes anthropiques existent (ou devraient exister) en effet de façon générale pour remplir des fonctions utiles c'est à dire assouvissant de nombreux besoins. De façon générale, assouvir le maximum de besoins permet d'éviter que ces besoins ne soient remplis par d'autres systèmes. Pour cette raison, il peut être souhaitable d'évaluer l'utilité des fonctions.

Une procédure d'analyse de l'utilité doit alors être élaborée. Comme une analyse des effets environnementaux, elle devra être basée sur une analyse multicritère. A priori les différents critères définissant la notion d'utilité peuvent se classer suivant leur **caractère objectif** ou **subjectif**.

Critères objectifs

Pour ce qui est des critères objectifs, on retrouve ceux qui sont développés par Stahel (91) dans le cadre de la valeur d'utilisation ou par Sirkin & Ten Houten dans le cadre du temps d'usage qui sont des notions qui semblent équivalentes. La valeur d'utilisation ou le temps d'usage dépend de la durée d'application de la fonction et du nombre de personnes bénéficiant de la fonction.

† Durée d'application de la fonction

Le temps de vie des produits ou plus généralement la durée qu'une fonction sont des aspects incontournables de l'utilité (Keoleian & Menerey (92), Stahel (91)). Stahel (91) a développé l'idée de la « stratégie de la durabilité ». Un produit qui dure plus longtemps est plus utile que le même produit qui dure moins longtemps. Dans certaines études la durée de vie est la seule notion prise en compte pour l'évaluation de fonctions (Elburg (94)). Mais cette idée seule ne définit pas totalement l'utilité. Utiliser le verre en construction routière donne un produit de longue vie. Mais est-ce pour autant une utilisation plus "utile" qu'utiliser le verre pour la fabrication de nouvelles bouteilles. L'utilisation du verre en construction routière n'utilise notamment pas toutes les qualités du verre. Dans cet exemple de nombreux types de déchets pourraient être utilisés pour remplir la même fonction. D'autres aspects que la durabilité doivent donc être pris en compte.

† Le nombre de personnes qui bénéficiant de la fonction

Un autre aspect correspond à l'efficacité associée à la fonction, ce qui se traduit par le nombre de personnes qui en bénéficient. Par exemple, plus le nombre de passagers transportés dans un train est important plus

l'utilité du train est grande (Sirkin & Ten Houten (94)).

Même si les notions de durabilité et d'optimisation sont incontournables de la notion d'utilité, il faut bien vérifier que les produits sont **effectivement** utilisés, autrement dit qu'il s'agit bien d'une augmentation de la durabilité et de la capacité d'utilisation en relation avec les besoins des gens.

Critères subjectifs

Les critères subjectifs correspondent au **degré de satisfaction associé à chaque fonction**. Pour analyser ce degré de satisfaction (par unité de temps et par personne), on pourrait essayer de réfléchir aux différents besoins (et parfois des désirs) assouvis par une fonction. Les besoins sont nécessaires à la survie tandis que les désirs ne le sont pas. Les besoins correspondent par exemple aux besoins de se nourrir, de ne pas avoir froid... Les désirs correspondent aux divertissements. Il serait possible de donner une valeur moindre à l'assouvissement de désirs. Reste que cette classification est **très subjective et peut toujours être critiquable**. Il est difficile de répertorier tous les besoins et désirs associés à une fonction et il est encore plus difficile d'évaluer les besoins et désirs les uns par rapport aux autres. La démarche la plus raisonnable pour ce problème serait soit de faire certains choix subjectifs très transparents, soit de laisser ce genre de considération aux personnes qui utiliseront l'étude. Une démarche par enquête publique n'exprimerait dans la plupart des cas que partiellement l'assouvissement de besoins et désirs librement ressentis, les nombreux messages publicitaires par exemple pouvant avoir une grande influence sur les réponses.

Autres méthodes

Plusieurs démarches de quantification intègrent plusieurs aspects : les démarches basées sur la qualité et celles basées sur la valeur économique.

1/ Démarche basée sur la qualité

L'utilité peut être évaluée par une ou plusieurs données physiques traduisant la qualité des entités physiques composant les produits qui remplissent les fonctions. Ces données physiques peuvent être le taux d'impuretés, certaines propriétés mécaniques... Il est important de ne prendre en compte que les produits effectivement utilisés.

Trois types de qualité peuvent être considérés : la **qualité "ponctuelle"**, la **qualité « d'utilisation »** ou la **qualité de "revalorisation"**. Voir chapitre I, où ces concepts ont été définis.

La **qualité ponctuelle** traduit la conformité de propriétés physiques avec des demandes très spécifiques des utilisateurs des produits (consommateurs ou industriels). Pour les papiers, un critère de qualité ponctuelle pourrait être la blancheur du papier. Prendre cet aspect en compte est complexe si l'on considère le nombre de paramètres à prendre en compte. De plus des demandes spécifiques ne sont valables que dans une situation particulière et ne remplacent pas forcément une autre manière de remplir les fonctions. On peut en effet très bien remplacer l'usage d'un papier blanc par un papier non blanchi. Ainsi le poids d'un véhicule peut être lié à une demande de statut social, mais le statut social pourrait très bien être obtenu d'une autre manière qu'en utilisant des objets de poids important.

La **qualité de revalorisation** traduit le potentiel de revalorisation. Ce potentiel est déjà pris en compte dans

les taux de revalorisation et dans le critère consommation de ressources. L'exergie (ou l'entropie qui lui est inversement proportionnel) peuvent servir à calculer cette qualité, mais il reste à élaborer une méthode de calcul.

Pour les papiers un critère de qualité de revalorisation pourrait être la longueur des fibres cellulosiques. Plus les fibres cellulosiques sont courtes, comme dans certains papiers qui ont été recyclés plusieurs fois, plus le potentiel de revalorisation diminue. En effet des fibres vraiment trop courtes peuvent ne plus être appropriées pour faire de nouveaux papiers. Supposons que les mêmes services puissent être rendus avec un papier recyclé (ayant des fibres un peu plus courtes) qu'avec un papier vierge. Il n'y a alors pas de raison de leur attribuer une utilité différentes. Par contre le système cascade associé au papier vierge utilisé aura une utilité globale plus importante que le système cascade associé au papier recyclé utilisé.

Reste la **qualité d'utilisation**, qui regroupe des qualités physiques liées aux critères objectifs d'utilité : durabilité et optimisation. Par exemple pour les papiers, la résistance au déchirement, la possibilité de faire des recto-verso peuvent constituer des critères intéressants pour évaluer l'utilité.

De façon générale, **quantifier la qualité est difficile**. Quel paramètre faut-il prendre en compte ? La qualité fait appel à des variables différents suivant les fonctions, ce qui rend son utilisation générale difficile.

2/ démarche basée sur la valeur économique

La valeur économique ou valeur d'échange est le moteur derrière de nombreux processus anthropiques. A ce titre **la valeur économique est une grandeur qui peut être valable pour traduire l'utilité des fonctions**. Il faudra préférer la valeur économique dans un contexte global de temps et de lieu pour éviter l'écueil d'une valeur économique qui ne serait uniquement valable que dans un contexte spécifique. De plus certaines fonctions n'ont pas de valeur économique mais ont d'autres types de valeur. C'est le cas par exemple de bocaux qui sont réutilisés dans le cadre familial. Pour ce dernier problème il serait possible de donner la valeur marchande si le produit était sur le marché. Pour l'exemple des papiers-cartons, il est possible d'évaluer les fonctions à partir de la structure économique des différents types de papiers-cartons. La démarche basée sur la valeur économique est la **plus facilement applicable** à l'heure actuelle pour évaluer l'utilité.

VI-4. Partie 4 - Comparaison des alternatives

Cette partie se décompose en deux sous-parties

- l'application de procédures de comparaison,
- étude de la validité des résultats,

Comme définis lors de la partie 1, l'étude des systèmes cascade a pour but la comparaison entre différentes alternatives. Deux cas se présentent : la comparaison de différentes filières de traitement des déchets (problème 1) et la comparaison de différents produits ou groupes de produits remplissant la même fonction

(problème 2). Nous considérerons des comparaisons deux à deux, imposées sauf dans quelques cas par les procédures de comparaison. Dans la démarche décrite, l'analyse des fonctions se fait antérieurement à l'évaluation d'impact. En fait il est également possible de faire l'analyse dans l'ordre inverse.

VI-4.1. Application des procédures de comparaison.

Problème 1 - Comparaison de différentes options de traitement des déchets

Nous comparons différents systèmes cascade ayant pour source le même déchet. Dans certains cas, déterminer la meilleure option est aisé car un système cascade a une utilité plus grande et crée moins de problèmes environnementaux que les autres options. Cependant, bien souvent nous sommes confrontés à des choix complexes où d'un côté un système cascade remplit des fonctions plus utiles tandis qu'il génère des flux environnementaux ayant des effets plus importants. Pour traiter de ce problème, nous proposons dans ce travail une procédure de comparaison deux à deux.

Deux possibilités se présentent : soit on compare deux systèmes cascade canalisés, soit on compare une cascade canalisée à une cascade distribuée. La cascade distribuée permet de considérer le devenir du déchet lorsqu'on n'agit pas d'une façon donnée.

VI-4.1.1. Comparaison d'une cascade distribuée avec une cascade canalisée.

Figure VI-9 : Comparaison d'une cascade distribuée avec une cascade canalisée..

E_d est l'effet environnemental total de la cascade distribuée associée au déchet traité et E_c de la cascade canalisée. Deux procédures peuvent être utilisées pour analyser les fonctions : la procédure considérant

l'utilité et celle considérant l'effet évité. $E_{év_d}$ et U_d sont respectivement les effets évités et l'utilité liées aux

fonctions de la cascade distribuée et $E_{év_c}$ et U_c de la cascade canalisée (voir tableau VI-4). Nous

étudierons la détermination de ces variables dans le cadre d'un exemple théorique (chapitre VII).

Tableau VI-4 : Différentes variables obtenues après l'évaluation de la cascade pour la comparaison distribuée/canalisée

Evaluation d'impact	Evaluation de service rendu par les fonctions	Effet environnemental	Effet évité	Utilité	Cascade
distribuée	E_d	$E_{év_d}$	U_d		
canalisée	E_c	$E_{év_c}$	U_c		

Par la méthode des impacts évités

La cascade distribuée a pour conséquence de générer l'effet E_d tout en évitant grâce aux fonctions remplies

que ne soit généré l'effet $E_{év_d}$. La cascade canalisée génère E_c tout en évitant $E_{év_c}$. On pourrait dire en fait que la cascade distribuée génère finalement les effets $E_d - E_{év_d}$ et que la cascade canalisée génère les effets $E_c - E_{év_c}$.

Pourtant, comme a suggéré Finnveden (94), pour des questions de transparence, il est mieux de comparer les différents cas tout en ajoutant les effets plutôt qu'en les soustrayant. Il importe en effet de bien comprendre quels sont les alternatives comparées ce qui sera rendu plus compréhensible par l'addition. De plus on évite l'apparition d'effets négatifs ou nuls qui peuvent poser des problèmes dans les calculs ultérieurs. Pour ces raisons, plutôt que de comparer $E_d - E_{év_d}$ et $E_c - E_{év_c}$, nous comparerons $E_d + E_{év_c}$ avec $E_c + E_{év_d}$. Cette façon de procéder rend impossible la présentation de tous les résultats sur un même tableau.

Avec l'utilité

U_d est l'utilité de la cascade distribuée et U_c de la cascade canalisée. Un couple de caractéristique décrit finalement chaque cascade. Son effet total à cause des flux environnementaux et son utilité totale grâce aux fonctions qu'elle remplit. Lorsqu'on compare la cascade distribuée et la cascade canalisée nous comparons donc le couple $(E_d; U_d)$ avec le couple $(E_c; U_c)$.

Cependant, nous voyons qu'il est difficile de comparer ainsi des systèmes avec différents effets environnementaux et utilité (figure VI-10).

Figure VI--10: Choix problématique entre une option générant beaucoup de problèmes environnementaux et d'utilité et une option 2 générant peu de problèmes environnementaux et d'utilité

Pour pouvoir déterminer quelle cascade a le minimum d'effets environnementaux pour le maximum d'utilité, nous comparerons les options sur la base de la même utilité. Nous définissons alors U_{ref} comme l'utilité de référence pour la comparaison. U_{ref} peut par exemple être l'utilité d'une des deux cascades. Nous comparons alors $E_d * U_{ref} / U_d$ avec $E_c * U_{ref} / U_c$. Si on choisit $U_{ref} = U_c$, on compare alors $E_d * U_c / U_d$ avec E_c (figure VI-11). Dans ce cas, rien ne s'oppose à comparer plus de deux alternatives.

Figure VI--11 : Comparaison d'options de traitement des déchets avec l'utilité de référence U_1

VI-4.1.2. Comparaison de deux cascades canalisées

Figure VI--12 : Comparaison d'une cascade canalisée avec une autre cascade canalisée.

E_{c1} est l'effet environnemental total de la première cascade distribuée et E_{c2} de la deuxième.

Tableau VI--5 : Différentes variables obtenues pour la comparaison de deux cascades canalisées

Evaluation d'impact	Evaluation de service rendu	Effet environnemental	Effet évité	Utilité	Cascade canalisée
1 E_{c1}	$E_{év_{c1}}$	U_{c1}	2 E_{c2}	$E_{év_{c2}}$	U_{c2}

Par les impacts évités

On compare $E_{c1} + E_{év_{c2}}$ avec $E_{c2} + E_{év_{c1}}$

Avec l'utilité

U_{c1} est l'utilité de la première cascade canalisée et U_{c2} de la deuxième. Nous comparons le couple $(E_{c1}; U_{c1})$ avec le couple $(E_{c2}; U_{c2})$.

Nous comparerons les options sur la base de la même utilité. Nous définissons alors U_{ref} comme l'utilité de référence pour la comparaison. U_{ref} peut par exemple être l'utilité d'une des deux cascades ou d'une des fonctions. Nous comparons alors $E_{c1} * U_{ref} / U_{c1}$ avec $E_{c2} * U_{ref} / U_{c2}$

VI-4.2. Application des procédures de comparaison. Problème 2 - Comparaison de filières de production.

On compare différentes alternatives remplissant une même fonction autre que le traitement des déchets. Ces options peuvent correspondre à des systèmes utilisant des matières vierges ou utilisant des déchets. Ces options mettront donc en jeu des étapes de revalorisation ou des étapes initiales. Les traitements (étapes finales) ne remplissant pas de fonctions, elles ne sont pas considérées ici.

On pourra comparer

- Une étape de revalorisation à une autre étape de revalorisation remplissant la même fonction
- Une étape de revalorisation à une étape initiale remplissant la même fonction
- Une étape initiale à une autre étape initiale remplissant la même fonction

Dans chaque cas, les déchets générés pourront ou pas être revalorisés. On pourra donc considérer les étapes finales générant des déchets revalorisés ou uniquement des déchets traités. De même les déchets des étapes de revalorisation pourront générer des déchets revalorisés ou uniquement traités.

VI-4.2.1. Comparaison d'une étape de revalorisation à une étape initiale remplissant la même fonction

Figure VI--13 : Comparaison d'une étape de revalorisation et d'une étape initiale sur la base de la même fonction.

On considérera la cascade liée à l'étape initiale. Dans ce cas, nous l'avons vu, il s'agit de la vie totale de la ressource.

Tableau VI--6 : Différentes variables obtenues pour la comparaison d'une étape de revalorisation et d'une étape initiale

Effet environnemental Effet évité Utilité Cascade distribuée de source $D_1 E_d E_{év_d} U_d$ Cascade canalisée par R de source $D_1 E_c E_{év_c} U_c$

Par les impacts évités

On veut comparer $E_c - E_{év_c}$ avec $E_{cI} - E_{év_{cI}} + (E_d - E_{év_d})$. En ajoutant $E_{év_c} + E_{év_{cI}} + E_{év_d}$ nous comparons finalement $E_{év_{cI}} + E_c + E_{év_d}$ avec $E_{cI} + E_d + E_{év_c}$

Par l'utilité

Nous voulons comparer $(E_c ; U_c)$ avec $(E_{cI} + E_d, U_I + U_d)$

Finalement nous comparons $E_c * U_{ref} / U_c$ avec $(E_{cI} + E_d) * U_{ref} / (U_I + U_d)$

VI-4.2.2. Etape de revalorisation à une autre étape de revalorisation remplissant la même fonction

Nous comparons donc deux étapes de revalorisation remplissant la même fonction F (définis par la même unité fonctionnelle) mais utilisant et générant des déchets différents.

Figure VI--14 : Comparaison d'étapes de revalorisation sur la base de la même fonction

Reprenons les données précédentes pour la revalorisation R et définissons d'autres variables pour la revalorisation R'.

Tableau VI--7 : Différentes variables obtenues pour la comparaison de deux étapes de revalorisation

Effet environnemental Effet évité Utilité Cascade distribuée associée au déchet $D_1 E_d E_{év_d} U_d$ Cascade canalisée par R associée au déchet $D_1 E_c E_{év_c} U_c$ Cascade distribuée associée au déchet $D'_1 E'_d E'_{év_d} U'_d$ Cascade canalisée par R' associée au déchet $D'_1 E'_c E'_{év_c} U'_c$

On compare deux alternatives remplissant la même fonction de production. Chacune des alternatives transforme une cascade distribuée associée au déchet entrant (D_1 et D'_1) en une cascade canalisée par l'étape de revalorisation. Pour les comparer, nous comparons les sommes (cascade canalisée + cascade distribuée de l'autre alternative). Ainsi pour comparer les étapes R et R' sur la base de la même fonction F,

nous comparons la somme de la cascade distribuée associée au déchet D_1 avec la cascade canalisée associée au déchet D'_1 canalisée par l'étape R' avec la somme de la cascade distribuée associée au déchet

D_1 avec la cascade canalisée associée au déchet D_1 canalisée par l'étape R.

Figure VI--15 : Comparaison de deux étapes de revalorisation comparant la somme de chaque cascade canalisée avec la distribuée de l'autre alternative.

Les deux procédures de l'évaluation de fonction peuvent encore être utilisées

Avec les impacts évités

On veut comparer $E_c - E'_{év_c} + (E'_d - E'_{év_d})$ avec $E'_c - E'_{év_c} + (E_d - E_{év_d})$. En ajoutant

$E_{év_c} + E'_{év_d} + E'_{év_c} + E_{év_d}$ nous comparons finalement $E_c + E'_{év_c} + E'_d + E_{év_d}$ et $E'_c + E_{év_c} + E_d + E'_{év_d}$

Avec l'utilité

Nous voulons comparer $(E_c + E'_d; U_c + U'_d)$ avec $(E'_c + E_d, U'_c + U_d)$

Finalement nous comparons $(E_c + E'_d) * U_{ref} / (U_c + U'_d)$ avec $(E'_c + E_d) * U_{ref} / (U'_c + U_d)$

VI-4.2.3. Comparaison d'une étape initiale à une autre étape initiale remplissant la même fonction

Figure VI--16 : Comparaison d'étapes initiales

Si les étapes ne génèrent pas de déchet revalorisé, on se ramène au cas de la comparaison de deux systèmes vierges et nous n'avons pas de problèmes de prise en compte de la revalorisation. Par contre si les déchets sont revalorisés, il faut alors prendre en compte la vie complète de la ressource.

Tableau VI--8 : Différentes variables obtenues pour la comparaison de deux étapes initiales

Effet environnemental
 Cascade canalisée par l' associée à des ressources naturelles E_{cI} $E'_{év_{cI}}$ U_{cI}
 Cascade canalisée par l' associée à des ressources naturelles E_{cI}' $E'_{év_{cI}'}$ U_{cI}'

Avec les impacts évités

On veut comparer $E_{cI} - E'_{év_{cI}}$ avec $E_{cI}' - E'_{év_{cI}'}$. En ajoutant $E'_{év_{cI}} + E'_{év_{cI}'}$ nous comparons finalement $E_{cI} +$

$E_{\text{év}_{cI}}$ avec $E_{cI} + E_{\text{év}_{cI}}$

Avec l'utilité

Nous voulons comparer $(E_{cI}; U_{cI})$ avec $(E_{cI}; U_I)$

Finalement nous comparons $E_{cI} * U_{\text{ref}} / U_{cI}$ avec $E_{cI} * U_{\text{ref}} / U_I$

VI-4.3. Etude de la validité des résultats

Comme dans toutes les analyses environnementales, toutes les hypothèses du travail dans chacune des parties doivent être méticuleusement analysées pour tenter d'évaluer leur influence sur les résultats. Il faut notamment tenter d'évaluer l'influence d'autres choix sur les résultats. La partie sur l'affectation à ressource est à ce sujet très importante à considérer.

Quand on connaît les marges d'erreur des données utilisées (ce qui est malheureusement rarement le cas), il est possible d'en dériver les marges d'erreur sur les résultats, les résultats étant liés aux données dans une

étude quantifiée. Heijungs (93) applique pour les ACV un outil mathématique utilisant le calcul matriciel permettant d'étudier la sensibilité des résultats suivant des variations de faible amplitude dans les données utilisées. Cet outil est appelé "analyse marginale". Il permet d'analyser l'influence de faibles variations.

Pour étudier les responsables de variations importantes, il faut faire une analyse de dominance. Dans cette analyse, les systèmes cascade, les étapes et les processus participant le plus aux résultats sont identifiés au niveau des inventaires de données.

S'il s'avère que l'incertitude sur les résultats est trop importante, il ne sera pas possible de conclure. Dans le cas où l'incertitude n'est pas trop importante, la comparaison indique le meilleur choix, soit la meilleure filière de traitement, soit la meilleure filière de production. Ceci peut permettre de développer des instruments environnementaux sur la base d'actions culturelles, économiques ou physiques (Huppés (93)) ou d'entrevoir des améliorations possibles des systèmes.

VI-5. Discussion

VI-5.1. Additivité

Nous avons vu que l'additivité était respectée pour les AFS et pour les ACV. Pour les AFS, la somme des vies de substance est égale à l'univers et au niveau de chaque processus la somme des entrants est égale à la somme des sortants. De même pour la méthode ARSC l'additivité est respectée au niveau de chaque étape de système cascade et de ce fait aussi au niveau des systèmes cascade. La somme des systèmes cascade appliquées aux ressources naturelles est égale à l'univers.

Mais avec la méthode ARSC, la base de comparaison (une fonction) n'est pas identique à l'objet de départ (une ressource), des procédures de comparaison (par les impacts évités ou par l'utilité) sont appliquées et l'additivité n'est alors pas requise.

VI-5.2. Systèmes cascade appliqués à des produits

Un système cascade peut aussi être appliqué à des produits. C'est un développement possible des réflexions dans le futur. Les causalités notamment sont modifiées. Comme les produits ont une valeur positive, cela signifie que les processus qui ont généré ces produits existent (au moins en partie) pour cette raison. Il faut alors remonter plus en amont de la vie de la ressource ce qui accroît la dimension du système à étudier. De plus les produits ont souvent été produit dans un certain but et il n'est pas forcément pertinent de comparer plusieurs devenirs pour un produit. Lorsque les produits ont une valeur suffisamment faible pour ne pas représenter une raison d'existence des processus qui les ont générés, ils peuvent être assimilés à des déchets.

VI-5.3. Systèmes cascade appliqués à des ressources naturelles

Il est possible d'appliquer une cascade à des ressources naturelles plutôt qu'à des déchets. Il est même possible de comparer plusieurs devenirs pour une ressource naturelle en tenant compte des systèmes cascade. Nous n'avons pas pris en compte cette possibilité car elle nous semble moins pertinente si l'on veut privilégier un développement plus « soutenable ».

La grande différence entre les ressources naturelles et les déchets est que les premières peuvent tout à fait demeurer là où elles sont tandis que les seconds sont de toute façon générés à l'heure actuelle et posent problème. Les problèmes environnementaux actuels sont liés à l'énorme utilisation de matière, d'énergie ou d'espace, qui ne semble pas diminuer (Ayres (89), Rogich (93)). L'idée est de minimiser au maximum l'introduction de nouvelles entités physiques.

VII-

Application théorique

Résumé du chapitre VII

Nous appliquons la méthode ARSC au cas théorique déjà utilisé pour la comparaison des méthodes ACV appliquées aux revalorisations. Nous avons suivi les différentes parties de la méthode ARSC définies au chapitre précédent. La méthode ARSC est en mesure de prendre en compte tous les aspects du cas théorique considéré, en particulier des causalités au sein de la vie d'une ressource.

Nous appliquons la méthode ARSC au **cas théorique** déjà utilisé au **chapitre V et en annexe** pour la comparaison de méthodes ACV appliquées aux revalorisations. Nous suivrons la procédure ARSC telle que nous l'avons définie au chapitre VI.

VII-1. Partie I- Définition des objectifs

VII-1.1. Définition du problème

Dans le cadre de la vie de ressource théorique nous traitons de deux problèmes :

- le choix de la meilleure filière pour un déchet (problème 1)

Pour comparer plusieurs filières de traitement d'un déchet avec la méthode ARSC, nous comparons plusieurs systèmes cascade. Comme les revalorisations remplissent d'autres fonctions que le traitement du déchet considéré, nous sommes confrontés à une comparaison de systèmes remplissant plusieurs fonctions. Une des procédures consiste à comparer les différentes alternatives en comparant les effets environnementaux par unité « d'utilité » sur la totalité de chaque cascade. L'autre procédure consiste à comparer des effets environnementaux en tenant compte des fonctions remplies par les revalorisations par les effets évités grâce à ces fonctions par le fait que d'autres systèmes remplissant ces fonctions n'ont plus besoin d'exister.

- le choix de la meilleure filière pour remplir une fonction donnée (problème 2).

Avec la méthode ARSC, pour chaque alternative, nous considérons

- le système cascade « canalisé » par l'étape qui remplit la fonction considérée.

- Si cette étape utilise des déchets, nous considérons le système cascade « distribué » associé à ces déchets, c'est à dire le devenir des déchets s'ils n'étaient pas revalorisés dans cette étape.

Les deux procédures sont ensuite envisageables pour traiter des multi-fonctions : par l'utilité ou par les impacts évités.

Pour le problème 1, on considère le déchet généré par l'étape 1 (le déchet 1) auquel on associe les différentes filières de traitement envisageables. Les différentes filières sont l'étape 2, l'étape 3b ou l'étape 4d (figure VII-1). On considérera la comparaison entre les systèmes cascade canalisés par ces étapes, ou la

comparaison entre la cascade distribuée associée au déchet 1 et une cascade canalisée.

Figure VII--1 : Choix de la meilleure filière de traitement pour le déchet 1 (problème 1), Voir chapitre V

Pour le problème 2, on considère une des fonctions par exemple 1 ou 2. Sur la base de la fonction 2 on compare l'étape de revalorisation du cas théorique (l'étape 2) soit à une étape initiale I_2 , soit à une autre étape de revalorisation R qui remplissent tout deux la même fonction (voir figure VII-2). Sur la base de la fonction 1, on compare l'étape initiale du cas théorique (l'étape 1) à une étape initiale (I_1).

Figure VII--2 : Choix de la meilleure filière de production pour remplir la fonction 2 (Problème 2), voir chapitre V

Figure VII--3 Reprise du cas complexe défini précédemment

I-1.1.1. VII-1.2. Définition des hypothèses

Il faut ensuite définir la ressource source des systèmes cascade. Pour le problème 1, la source est dans tous les cas le déchet 1. Pour le problème 2, les sources sont variées. Ce sont des ressources naturelles pour l'étape 1 ou pour les alternatives I_1 ou I_2 . Ce sont des déchets pour l'étape 2 de revalorisation ou pour l'alternative R. Les données sont fixées de manière arbitraire.

Nous faisons l'hypothèse que nos systèmes cascades correspondent à la transformation d'une entité physique donnée : matière, énergie ou espace. Si cette entité physique est le cuivre, cela signifie que l'on va suivre les différentes transformations du cuivre, mais pas d'autres matières dont le cuivre serait responsable. Nous n'étudions pas par exemple le devenir des dioxines produites par catalyse du cuivre. On dit alors que l'on ne considère que les **causalités physiques directes**, c'est à dire celles qui sont liées à la conservation des entités physiques.

Nous supposons de plus que la somme des flux anthropiques entrants est égale à la somme des flux anthropiques sortants dans les étapes de revalorisation. Quand une étape requiert l'utilisation d'autres matières comme lorsque des transports sont requis, nous ne considérons pas la possibilité de nouvelles ressources revalorisables à prendre en compte. Le bilan est conservé dans les étapes de revalorisation au niveau des flux anthropiques d'une part et au niveau des flux environnementaux d'autre part. On dit alors que **l'on ne considère pas les causalités sociales qui amènent de nouveaux flux anthropiques** à prendre en compte, mais uniquement, par extension du système, de nouveau flux environnementaux (figure VI-5).

Aucune modélisation n'est requise car le cas théorique est suffisamment simple pour permettre un calcul direct. Nous choisissons des valeurs arbitraires pour les effets environnementaux des différentes étapes. Nous considérons les deux procédures possibles pour l'analyse des fonctions (analyse d'utilité et impact évité) en choisissant des valeurs arbitraires.

VII-2. Partie 2- Description des systèmes cascade

Chaque système cascade défini dans la partie 1 doit être décrit par les flux environnementaux et les fonctions liées à sa source. Nous reprenons les trois phases de la partie 2 définies au chapitre précédent.

VII-2.1. Identification des étapes

Pour déterminer tous les flux environnementaux et fonctions liés à notre ressource source, il nous faut en premier lieu déterminer les étapes composant chaque système cascade considéré.

VII-2.1.1. Comparaison de filières de traitements de déchets (problème 1)

Pour la comparaison des filières de traitement associées au déchet 1, on comparera la cascade distribuée associée au déchet 1 (figure VII-4)...

Figure VII--4 : Système cascade distribué associé au déchet 1

... et le système cascade canalisé par l'étape 2 associée au déchet 1 (figure VII-5).

Figure VII--5 : Système cascade canalisé par l'étape 2 associé au déchet 1

On comparera aussi la cascade canalisée par l'étape 2 (figure VII-5) ...

... et la cascade canalisée par l'étape 3b (figure VII-6)

Figure VII--6 : Système cascade canalisé par l'étape 3b associé au déchet 1

VII-2.1.2. Comparaison de filières de production remplissant la même fonction (problème 2)

Pour comparer l'étape 2 et de l'étape I_2 sur la base de la fonction 2, on considère d'une part la cascade canalisée du déchet 1 par l'étape 2 (figure VII-5)...

... et la cascade distribuée associée au déchet 1 (figure VII-4) et d'autre part la cascade des ressources

naturelles par l'étape initiale I_2 (figure VII-7).

Figure VII--7 : Système cascade associé aux ressources naturelles utilisées dans l'étape I_2

Pour comparer l'étape 2 et l'étape R sur la base de la fonction 2, on considère d'une part la cascade canalisée du déchet 1 par l'étape 2 (figure VII-5) et la cascade distribuée associée au déchet 1 (figure VII-4) et d'autre part la cascade canalisée d'un déchet D par l'étape de revalorisation R (figure VII-8)...

Figure VII--8 : Système cascade de source le déchet D canalisé par l'étape R

... et la cascade distribuée qui correspond au devenir du déchet D s'il n'est pas canalisé dans l'étape R (figure VII-9). Ce devenir est des plus simples car il correspond simplement à l'étape finale T. L'étape R est une étape qui n'existe pas encore à l'heure actuelle car dans ce cas la cascade canalisée par R ne fait pas partie de la cascade distribuée.

Figure VII--9 : Système cascade distribué associé au déchet D utilisé dans l'étape de revalorisation R (cas limite)

On compare aussi l'étape initiale 1 et l'étape initiale I_1 sur la base de la fonction 1. Pour cela on considère d'une part le système cascade associé aux ressources naturelles utilisées dans l'étape 1 (figure VII-10)...

Figure VII--10 : Système cascade associé aux ressources naturelles utilisées dans l'étape 1

... et le système cascade associé aux ressources naturelles utilisées dans l'étape I_1 (figure VII-11).

Figure VII--11 : Système cascade associé aux ressources naturelles utilisées dans l'étape I_1

Tout ceci conduit à identifier les différentes étapes de la vie de la ressource théorique définie précédemment

(étapes 1, 2, 3a, 3b, 4a, 4b, 4c et 4d) et les étapes à considérer pour les alternatives (I_2, T_2, R, T_R, T, I_1 et T_1).

VII-2.1.3. Description des étapes

Chaque étape doit être décrite en termes d'entrants et de sortants. Or chacune d'elle est composée de différents processus de transformation, de transport ou de stockage. Comme nous définissons directement pour chaque étape les sortants en fonction de l'entrant anthropique, une décomposition en processus n'est pas nécessaire. Chacun des entrants et sortants est lié à la source de la cascade et une affectation à ressource est supposée résolue d'avance. Nous étudions ici la cascade ayant pour source une ressource naturelle. De cette grande cascade, nous dériverons les différentes cascades considérées.

Inventaire des flux environnementaux

On suppose disposer de valeurs quantitatives pour chaque type de flux environnemental et ce pour chaque étape (tableau VII-1).

Différentes précisions sont apportées aux flux environnementaux notés FE :

- l'indice correspond à l'étape correspondante, par exemple, FE₁ est un flux environnemental de l'étape 1
- le nombre $i = 1$ à n entre parenthèses correspond à un type donné de flux environnemental, n étant le nombre total de types de flux environnementaux pris en compte
- la terminaison e est relative à un entrant tandis que la terminaison s est relative à un sortant. Par exemple FE₁(1)s peut correspondre à du SO₂ émis par l'étape 1, FE₂(1)e peut correspondre à du minerai brut extrait pour l'étape 2.

Tableau VII--1 : Flux environnementaux pour les différentes étapes considérées

Etape	Flux environnementaux entrants	Flux environnementaux sortants
1	FE ₁ (i)e	FE ₁ (i)s
2	FE ₂ (i)e	FE ₂ (i)s
3a	FE _{3a} (i)e	FE _{3a} (i)s
3b	FE _{3b} (i)e	FE _{3b} (i)s
4a	FE _{4a} (i)e	FE _{4a} (i)s
4b	FE _{4b} (i)e	FE _{4b} (i)s
4c	FE _{4c} (i)e	FE _{4c} (i)s
4d	FE _{4d} (i)e	FE _{4d} (i)s

Inventaire des fonctions

On suppose ici que chaque étape remplit une seule fonction notée F. Comme pour les flux environnementaux l'indice indique l'étape correspondante (figure VII-2).

Tableau VII--2 : Fonctions pour les différentes étapes

Etape	Fonctions
1	F ₁
2	F ₂
3a	F _{3a}
3b	F _{3b}

Inventaire des flux anthropiques physiques

FA_{XY} est un flux anthropique entre l'étape X et l'étape Y. On reprend les mêmes variables que celles

définies au chapitre V.

Tableau VII--3 : Flux anthropiques sortant pour les différentes étapes de la vie de la ressource considérée

Origine du flux Destination du flux Nom du flux Variable liée à la quantité

12	FA ₁₂	a ₁₂	13b	FA _{13b}	a ₁₃	14d	FA _{14d}	a ₁₄	23a	FA _{23a}	a ₂₃	24b	FA _{24b}	a ₂₄	3a	FA _{3a}	a _{3a}	23b	4c	FA _{3b4c}	a ₁₃
----	------------------	-----------------	-----	-------------------	-----------------	-----	-------------------	-----------------	-----	-------------------	-----------------	-----	-------------------	-----------------	----	------------------	-----------------	-----	----	--------------------	-----------------

VII-2.1.4. Bilan pour chaque étape

Nous vérifions le bilan physique pour chaque étape : $\sum \text{entrants} = \sum \text{sortants}$. Etudions chaque type d'étape.

Etape initiale

Figure VII--12 : Bilan de l'étape initiale 1; Les flèches fines sont relatives à des flux physiques, tandis que les flèches grasses indiquent des flux non physiques.

On a posé que $FA_{12} + FA_{13b} + FA_{14d} = a_{12} + a_{13} + a_{14} = 1$

Les entrants de ressources naturelles représentant la source du système cascade sont inclus dans les flux environnementaux entrants.

$\sum FE_1(i)_e = \sum FE_1(i)_s + FA_{12} + FA_{13b} + FA_{14d} = \sum FE_1(i)_s + a_{12} + a_{13} + a_{14}$

Etapes de revalorisation

Figure VII--13 : Bilan d'une étape de revalorisation : l'étape 2

Figure VII--14 : Bilan d'une étape de revalorisation : l'étape 3a

Comme on suppose que le **bilan physique** est équilibré au niveau des **flux anthropiques**, les différentes relations sont vérifiées :

- pour l'étape 2

$$FA_{12} = FA_{23a} + FA_{24b}$$

$$a_{12} = a_{23} + a_{24}$$

- pour l'étape 3a

$$FA_{23a} = FA_{3a4a} = a_{23}$$

- pour l'étape 3b

$$FA_{13b} = FA_{3b4c} = a_{13}$$

Comme les hypothèses choisies au départ conduisent de même à l'équilibre du **bilan physique** au niveau des **flux environnementaux**, les égalités suivantes sont vérifiées :

- pour l'étape 2 : $\sum FE_2(i)_e = \sum FE_2(i)_s$

- pour l'étape 3a : $\sum FE_{3a(i)e} = \sum FE_{3a(i)s}$

- pour l'étape 3b : $\sum FE_{3b(i)e} = \sum FE_{3b(i)s}$

Etapes finales

Figure VII--15 : Bilan d'une étape finale: l'étape 4a

Les bilans sont similaires pour les étapes 4b, 4c et 4d. Comme nous considérons qu'il n'y a pas eu de pertes physiques lors des étapes de revalorisation, il y a conservation de ces quantités physiques entre la somme des sortants de l'étape initiale et la somme des entrants des étapes finales.

$$FA_{12} + FA_{13b} + FA_{14d} = FA_{3a4a} + FA_{24b} + FA_{3b4c} + FA_{14d}$$

Le système cascade utilise une unité de ressource naturelle. Nous avons donc posé que $FA_{12} + FA_{13b} + FA_{14d} = a_{12} + a_{13} + a_{14} = 1$

A la fin de la cascade, nous avons de même

$$FA_{3a4a} + FA_{24b} + FA_{3b4c} + FA_{14d} = a_{23} + a_{24} + a_{13} + a_{14} = 1$$

Les sortants correspondant aux émissions vers l'environnement directement liées à la source sont inclus dans les flux environnementaux sortants.

$$\sum FE_{4a(i)e} + FA_{3a4a} = \sum FE_{4a(i)s}$$

$$\sum FE_{4b(i)e} + FA_{24b} = \sum FE_{4b(i)s}$$

$$\sum FE_{4c(i)e} + FA_{3b4c} = \sum FE_{4c(i)s}$$

$$\sum FE_{4d(i)e} + FA_{14d} = \sum FE_{4d(i)s}$$

VII-2.2. Description de la cascade

A partir du bilan pour chaque étape, nous pouvons calculer la quantité de flux environnementaux et de fonction pour chaque système cascade sur la base d'une unité de ressources naturelles (figure VII-4).

Tableau VII--4 : Flux environnementaux et fonctions de chaque cascade

Source	Cascade	Flux environnementaux	Fonctions Déchet	1 Cascade	distribuée	$a_{12} \sum [FE_{2(i)e} + FE_{2(i)s}]$
$+a_{23} \sum [FE_{3a(i)e} + FE_{3a(i)s}]$	$+a_{23} \sum [FE_{4a(i)e} + FE_{4a(i)s}]$	$+a_{24} \sum [FE_{4b(i)e} + FE_{4b(i)s}]$	$+a_{13} \sum [FE_{3b(i)e} + FE_{3b(i)s}]$	$+a_{12} F_2$	$+a_{23} F_{3a}$	$+a_{13} F_{3b}$
$+a_{13} \sum [FE_{4c(i)e} + FE_{4c(i)s}]$	$+a_{14} \sum [FE_{4d(i)e} + FE_{4d(i)s}]$	$+a_{23} \sum [FE_{4a(i)e} + FE_{4a(i)s}]$	$+a_{24} \sum [FE_{4b(i)e} + FE_{4b(i)s}]$	$+a_{12} F_2$	$+a_{23} F_{3a}$	$+a_{13} F_{3b}$
$+a_{23} \sum [FE_{3a(i)e} + FE_{3a(i)s}]$	$+a_{24} \sum [FE_{4b(i)e} + FE_{4b(i)s}]$	$+a_{23} F_{3a}$	$+a_{13} \sum [FE_{4c(i)e} + FE_{4c(i)s}]$	$+a_{12} F_2$	$+a_{23} F_{3a}$	$+a_{13} F_{3b}$
$+a_{23} \sum [FE_{3a(i)e} + FE_{3a(i)s}]$	$+a_{23} \sum [FE_{4a(i)e} + FE_{4a(i)s}]$	$+a_{23} F_{3a}$	$+a_{13} \sum [FE_{4c(i)e} + FE_{4c(i)s}]$	$+a_{12} F_2$	$+a_{23} F_{3a}$	$+a_{13} F_{3b}$
$+a_{24} \sum [FE_{4b(i)e} + FE_{4b(i)s}]$	$+a_{23} F_{3a}$	$+a_{13} \sum [FE_{4c(i)e} + FE_{4c(i)s}]$	$+a_{12} F_2$	$+a_{23} F_{3a}$	$+a_{13} F_{3b}$	$+a_{12} F_2$
$+a_{23} \sum [FE_{4a(i)e} + FE_{4a(i)s}]$	$+a_{24} \sum [FE_{4b(i)e} + FE_{4b(i)s}]$	$+a_{23} F_{3a}$	$+a_{13} \sum [FE_{4c(i)e} + FE_{4c(i)s}]$	$+a_{12} F_2$	$+a_{23} F_{3a}$	$+a_{13} F_{3b}$
$+a_{23} \sum [FE_{3a(i)e} + FE_{3a(i)s}]$	$+a_{23} \sum [FE_{4a(i)e} + FE_{4a(i)s}]$	$+a_{23} F_{3a}$	$+a_{13} \sum [FE_{4c(i)e} + FE_{4c(i)s}]$	$+a_{12} F_2$	$+a_{23} F_{3a}$	$+a_{13} F_{3b}$
$+a_{24} \sum [FE_{4b(i)e} + FE_{4b(i)s}]$	$+a_{23} F_{3a}$	$+a_{13} \sum [FE_{4c(i)e} + FE_{4c(i)s}]$	$+a_{12} F_2$	$+a_{23} F_{3a}$	$+a_{13} F_{3b}$	$+a_{12} F_2$

Nous allons maintenant développer le calcul sur la base d'une unité de déchet source de chaque cascade. Il nous faut donc évaluer les quantités considérées, non plus par rapport à une quantité de ressources naturelles (ici choisie égale à 1) mais par rapport à une quantité identique de déchet source de chaque système cascade considéré. Une quantité égale à 1 de déchet 1 entre dans la cascade distribuée ayant pour source le déchet 1. La même quantité doit entrer dans chaque cascade canalisant le déchet 1. Nous proportionnons donc à 1 les cascades canalisées ayant le déchet 1 pour source. De même pour les cascades ayant pour source le déchet 2, la quantité entrant dans la cascade distribuée est de a_{12} . Il nous faut également proportionner à cette valeur les cascades canalisant le déchet 2.

Tableau VII-5 : Flux environnementaux et fonctions de chaque cascade (Résultats proportionnés pour une unité de déchet)

Déchet	Cascade	Flux environnementaux	Fonctions	Déchet	1	Cascade	distribuée
		$a_{12}\sum[FE_2(i)e+FE_2(i)s]$					
		$+a_{23}\sum[FE_{3a}(i)e+FE_{3a}(i)s]$					
		$+a_{23}\sum[FE_{4a}(i)e+FE_{4a}(i)s]$					
		$+a_{24}\sum[FE_{4b}(i)e+FE_{4b}(i)s]$					
		$+a_{13}\sum[FE_{4c}(i)e+FE_{4c}(i)s]$					
		$+a_{14}\sum[FE_{4d}(i)e+FE_{4d}(i)s]$					
		$a_{12}F_2$					
		$+a_{23}F_{3a}$					
		$+a_{13}F_{3b}$					
		$2\sum[FE_2(i)e+FE_2(i)s]$					
		$+a_{23}/a_{12}\sum[FE_{3a}(i)e+FE_{3a}(i)s]$					
		$+a_{23}/a_{12}\sum[FE_{4a}(i)e+FE_{4a}(i)s]$					
		$+a_{24}/a_{12}\sum[FE_{4b}(i)e+FE_{4b}(i)s]$					
		F_2					
		$+a_{23}/a_{12}F_{3a}$					
		F_{3b}					
		$3b\sum[FE_{3b}(i)e+FE_{3b}(i)s]$					
		$4d\sum[FE_{4d}(i)e+FE_{4d}(i)s]$					
		0					
		$a_{23}\sum[FE_{3a}(i)e+FE_{3a}(i)s]$					
		$+a_{23}\sum[FE_{4a}(i)e+FE_{4a}(i)s]$					
		$+a_{24}\sum[FE_{4b}(i)e+FE_{4b}(i)s]$					
		$a_{23}F_{3a}$					
		$3a a_{12}\sum[FE_{3a}(i)e+FE_{3a}(i)s]$					
		$+a_{12}\sum[FE_{4a}(i)e+FE_{4a}(i)s]$					
		$a_{12}F_{3a}$					
		$4b a_{12}\sum[FE_{4b}(i)e+FE_{4b}(i)s]$					

VII-3. Partie 3 Evaluation des systèmes cascade

VII-3.1. Evaluation des problèmes environnementaux

L'effet environnemental du système cascade est évalué à partir des flux environnementaux entrants et sortants pour chaque étape. Pour cela, à chaque flux environnemental i entrant ou sortant d'une étape j est déterminé un effet environnemental $E_j(i)e$ ou $E_j(i)s$ par unité de flux environnemental. L'évaluation des problèmes environnementaux consiste ainsi à déterminer ces coefficients. Pour chaque somme de flux environnementaux $\sum[FE_j(i)e+FE_j(i)s]$ et après détermination des coefficients correspondants, il est possible de calculer un score pondéré qui rend compte de l'effet environnemental E_j de l'étape j . Dans la suite du travail, nous parlerons simplement d'effet environnemental même s'il ne s'agit que d'un score pondéré.

$$E_j = \sum[FE_j(i)e * E_j(i)e + FE_j(i)s * E_j(i)s]$$

Par exemple, pour l'étape 2, après l'analyse des différents coefficients $E_2(i)e$ et $E_2(i)s$ associés à chaque flux environnemental entrant et sortant de l'étape 2, on détermine l'effet environnemental E_2 de l'étape 2.

$$E_2 = \sum[FE_2(i)e * E_2(i)e + FE_2(i)s * E_2(i)s]$$

On suppose que la détermination des coefficients $E_j(i)e$ ou $E_j(i)s$ a été réalisée, ce qui permet le calcul de l'effet environnemental pour chaque cascade. Nous présentons dans le tableau VII-7 les résultats en

fonction de l'effet environnemental pour chaque étape.

Tableau VII--6 : Variables décrivant les effets environnementaux générés par chaque étape

Etape Effets environnementaux $1E_1 2E_2 3aE_3a 3bE_3b 4aE_4a 4bE_4b 4cE_4c 4dE_4d$

Tableau VII--7 : Effets environnementaux pour chaque cascade (pour une même quantité de déchets)

Déchet Cascade Effets environnementaux
 Déchet 1 Cascade distribuée $a_{12}E_2 + a_{23}E_{3a} + a_{23}E_{4a} + a_{24}E_{4b} + a_{13}E_{3b} + a_{13}E_{4c} + a_{14}E_{4d}$
 Déchet 1 Cascade canalisée par 2 $E_2 + a_{23}/a_{12}E_{3a} + a_{23}/a_{12}E_{4a} + a_{24}/a_{12}E_{4b}$
 Déchet 1 Cascade canalisée par 3 $bE_{3b} + E_{4c}$
 Déchet 1 Cascade canalisée par 4 dE_{4d}
 Déchet 2 Cascade distribuée $a_{23}E_{3a} + a_{23}E_{4a} + a_{24}E_{4b}$
 Déchet 2 Cascade canalisée par 3 $a_{a12}E_{3a} + a_{12}E_{4a}$
 Déchet 2 Cascade canalisée par 4 $b_{a12}E_{4b}$

VII-3.2. Evaluation de « service rendu »

Toutes les fonctions, précédemment inventoriées, sont analysées. Nous allons considérer les procédures par les « impacts évités » et par « l'utilité ».

VII-3.2.1. Procédure par les « impacts évités »

Les impacts évités sont quantifiés en terme d'effets environnementaux évités. On définit $E_{év_j}$ comme l'effet environnemental évité associé à F_j (fonction de l'étape j). $E_{év_2}$ correspond ainsi à l'effet évité lorsque la fonction F_2 est remplie. L'évaluation des impacts évités des systèmes cascade requiert de déterminer toutes ces quantités $E_{év_j}$.

Tableau VII--8 : Variables décrivant les fonctions et les effets évités de chaque étape

Etape Fonctions Effets évités $1F_1 E_{év_1} 2F_2 E_{év_2} 3aF_{3a} E_{év_{3a}} 3bF_{3b} E_{év_{3b}}$

Pour tous les systèmes cascade du tableau VII-5, les quantités de fonction F_j sont remplacées par les effets environnementaux évités $E_{év_j}$ correspondants. Le résultat est indiqué dans le tableau VII-9.

Tableau VII--9 : Impacts évités des différentes cascades pour l'application théorique; tableau proportionné pour une même quantité de déchet.

Déchet Cascade considérée Effets évités $E_{év}$ de la cascade
 Déchet 1 Cascade distribuée $a_{12}E_{év_2} + a_{23}E_{év_{3a}} + a_{13}E_{év_{3b}}$
 Déchet 1 Cascade canalisée par 2 $E_{év_2} + a_{23}/a_{12} E_{év_{3a}}$
 Déchet 1 Cascade canalisée par 3 $bE_{év_{3b}}$
 Déchet 1 Cascade canalisée par 4 dO
 Déchet 2 Cascade distribuée $a_{23}E_{év_{3a}}$
 Déchet 2 Cascade canalisée par 3 $a_{a12}E_{év_{3a}}$
 Déchet 2 Cascade canalisée par 4 b_0

VII-3.2.2. Procédure par « l'utilité »

Lorsque les fonctions sont analysées par « l'utilité », on définit U_j comme l'utilité de F_j (tableau VII-10).

U_2 correspond ainsi à l'utilité lorsque la fonction F_2 est remplie. L'évaluation de l'utilité des systèmes cascade requiert de déterminer toutes ces quantités U_j .

Tableau VII--10 : Variables décrivant les fonctions et l'utilité de chaque étape

Etape Fonctions Utilité $1F_1 U_1 2F_2 U_2 3aF_3a U_3a 3bF_3b U_3b$

Pour tous les systèmes cascade du tableau VII-5, les quantités de fonction F_j sont remplacées par l'utilité U_j correspondants (tableau VII-11).

Tableau VII--11 : Utilité des différentes cascades pour l'application théorique; tableau proportionné pour une même quantité de déchet.

Déchet Cascade Utilité Déchet 1 Cascade distribuée $a_1 2U_2 + a_2 3U_3a + a_1 3U_3b$ Déchet 1 Cascade canalisée par $2U_2 + a_2 3/a_1 2 U_3a$ Déchet 1 Cascade canalisée par $3b U_3b$ Déchet 1 Cascade canalisée par $4d$ Déchet 2 Cascade distribuée $a_2 3U_3a$ Déchet 2 Cascade canalisée par $3a a_1 2U_3a$ Déchet 2 Cascade canalisée par $4b$

VII-3.3. Tableaux récapitulatifs

Tableau VII--12 : Récapitulatif des résultats pour chaque système cascade considéré

Cascade Effets environnementaux générés Effets environnementaux évités Utilité Vie de ressource canalisée par l'étape $1E_1 + a_1 2E_2 + a_2 3E_3a + a_2 3E_4a + a_2 4E_4b + a_1 3E_3b + a_1 3E_4c + a_1 4E_4d$ $E_{év2} + a_1 2E_{év2} + a_2 3E_{év3a} + a_1 3E_{év3b} a_1 2U_2 + a_2 3U_3a + a_1 3U_3b$ Cascade distribuée de source le déchet $1 a_1 2E_2 + a_2 3E_3a + a_2 3E_4a + a_2 4E_4b + a_1 3E_3b + a_1 3E_4c + a_1 4E_4d$ $a_1 2E_{év2} + a_2 3E_{év3a} + a_1 3E_{év3b} a_1 2U_2 + a_2 3U_3a + a_1 3U_3b$ Cascade canalisée par l'étape 2 de source le déchet $1 E_2 + a_2 3/a_1 2E_3a + a_2 3/a_1 2E_4a + a_2 4/a_1 2E_4b$ $E_{év2} + a_2 3/a_1 2E_{év3a} U_2 + a_2 3/a_1 2 U_3a$ Cascade canalisée par l'étape 3b de source le déchet $1 E_3b + E_4c$ $E_{év3b} U_3b$ Cascade canalisée par 4d de source le déchet $1 E_4d$ Cascade distribuée de source le déchet $2 a_2 3E_3a + a_2 3E_4a + a_2 4E_4b$ $a_2 3E_{év3a} a_2 3U_3a$ Cascade canalisée par 3a de source le déchet $2 a_1 2E_3a + a_1 2E_4a$ $a_1 2E_{év3a} a_1 2U_3a$ Cascade canalisée par 4b de source le déchet $2 a_1 2E_4b$

Dans le cas de la comparaison de filières de traitement des déchets (problème 1), nous considérerons plusieurs systèmes cascade appliqués au même déchet au sein de la vie de ressource étudiée.

Dans le cas de la comparaison de filières de production (problème 2), nous avons besoin de définir des alternatives remplissant la même fonction que les étapes de la vie de ressource. Ces alternatives ont déjà été explicitées lors de l'identification des différentes étapes. Nous supposons que le travail d'inventaire et d'évaluation des fonctions et flux environnementaux a également été réalisé pour ces systèmes cascade. Le tableau VII-13 rend compte de la description de ces systèmes.

Tableau VII--13 : Effets environnementaux générés et évités, utilité des systèmes cascades considérés pour les alternatives

Cascade
Effets environnementaux générés
Effets environnementaux évités
Utilité
Cascade canalisée par I1 de source des ressources naturelles
 $E_{11} + T_1 E_{v1} U_1$
Cascade canalisée par I2 de source des ressources naturelles
 $E_{12} + T_2 E_{v2} U_2$
Cascade canalisée par l'étape R de source le déchet
 $D^E R + E^T R E_{v2} U_2$
Cascade associée au déchet
 $D^E T 00$

VII-3.4. Application numérique

Reprenons les valeurs choisies au chapitre V pour la comparaison des différentes méthodes. Voici les quantités choisies pour les flux entre étapes et pour les effets environnementaux associés à chaque étape (Tableaux VII-14 et VII-15).

Tableau VII--14 : Valeur des flux entre étapes

Flux entre étapes
Quantité choisie
 $a_{12} 0,33 a_{23} 0,23 a_{24} 0,1 a_{13} 0,33 a_{14} 0,34$

Tableau VII--15 : Valeur des effets environnementaux de chaque étape de la vie de ressource théorique (scénario initial)

Effets environnementaux
Quantité choisie
 $E_1 1 E_2 0,2 E_3 a 0,2 E_3 b 0,2 E_4 a 0,3 E_4 b 0,3 E_4 c 0,3 E_4 d 0,3$

Tableau VII--16 : Valeur des effets environnementaux de chaque étape des cascades alternatives

Effets environnementaux Quantité choisie $E_{I1} 0,4 E_{I2} 0,4 E_R 0,4 E_{T1} 0,2 E_{T2} 0,2 E_{T3} 0,2$

Les valeurs des effets environnementaux « évités » et de « l'utilité » pour chaque étape font l'objet des tableaux VII-17 et VII-18. Par simplification nous avons choisi des valeurs identiques pour les effets évités et l'utilité d'une même étape. Nous ne considérons bien sûr que les étapes qui remplissent des fonctions c'est à dire les étapes initiales et les étapes de revalorisation. L'étape I_1 a les mêmes effets évités et la même

utilité que l'étape 1 et les étapes I_2 et R ont les mêmes effets évités et utilité que l'étape 2.

Tableau VII--17 : Valeur des effets évités de chaque étape de la vie de ressource (scénario initial)

Effets environnementaux évités Quantité choisie $E_{év1} 1 E_{év2} 0,5 E_{év3a} 0,3 E_{év3b} 0,7$

Tableau VII--18 : Valeur des utilités de chaque étape de la vie de la ressource (scénario initial)

Utilité Quantité choisie $U_1 1 U_2 0,5 U_{3a} 0,3 U_{3b} 0,7$

Après application des valeurs numérique aux équations des tableaux 18 et 19, nous obtenons les résultats suivants. Nous avons calculé ici tous les systèmes cascade qu'il est possible d'envisager dans la vie de ressource considérée (tableau VII-19).

Tableau VII--19 : Valeurs des effets environnementaux générés et évités et de l'utilité pour chaque système cascade au sein de la vie de la ressource

Source du système cascade	Type de cascade	Effets générés (E)	Effets évités (Eév)	Utilité (U)	Ressources naturelles
Canalisée par 1	1	11,4781,4651,465	Déchet 1	Distribuée 0,4780,4650,465	Déchet 1
Canalisée par 2	2	0,6390,7090,709	Déchet 1	Canalisée par 3b 0,50,70,7	Déchet 1
Canalisée par 3a	3a	0,50,30,3	Déchet 2	Canalisée par 4d 0,300	Déchet 2
Canalisée par 3b	3b	0,50,30,3	Déchet 2	Canalisée par 4b 0,09100	Déchet 2

Les calculs sont également effectués pour les cascades associées aux étapes alternatives (tableau VII-20).

Tableau VII--20 : Valeurs des effets environnementaux générés et évités et de l'utilité pour chaque système cascade lié aux alternatives

Source du système cascade	Type de cascade	Effets générés (E)	Effets évités (Eév)	Utilité (U)	Ressources naturelles
Canalisée par l'étape I_1	1	0,611	Ressources naturelles	Canalisée par l'étape I_2	0,60,50,5
Canalisée par l'étape R	D	0,60,50,5	Déchet D	Cascade associée au déchet D (Cas limite d'une cascade distribuée)	0,200

VII-4. Partie 4 - Comparaison des alternatives

VII-4.1. Problème I : comparaison de filières de

traitement d'un même déchet

VII-4.1.1. Comparaison d'une cascade distribuée avec une cascade canalisée

On compare la cascade distribuée associée au déchet 1 et la cascade canalisée par 2 associée à ce même déchet (tableau VII-21).

Tableau VII--21 : Quantités à prendre en compte pour la comparaison de l'action de traiter le déchet 1 par l'étape 2 et de ne pas agir de cette façon (extrait du tableau VII-12)

Système cascade considéré Effets générés (E) Effets évités (Eév) Utilité (U) Distribuée associée au déchet 1; équations $E_d = a_{12}E_2 + a_{23}E_{3a} + a_{23}E_{4a} + a_{24}E_{4b} + a_{13}E_{3b} + a_{13}E_{4c} + a_{14}E_{4d}$ $E_{év} = a_{12}E_{év2} + a_{23}E_{év3a} + a_{13}E_{év3b}$ $U_d = a_{12}U_2 + a_{23}U_{3a} + a_{13}U_{3b}$ Distribuée associée au déchet 1; valeurs numériques 0,4780,4650,465 Canalisée par 2 associée au déchet 1; équations $E_c = E_2 + a_{23}/a_{12} E_{3a} + a_{23}/a_{12} E_{4a} + a_{24}/a_{12} E_{4b}$ $E_{év} = E_{év2} + a_{23}/a_{12} E_{év3a}$ $U_c = U_2 + a_{23}/a_{12} U_{3a}$ Canalisée par 2 associée au déchet 1; valeurs numériques 0,6390,7090,709

Les quantités à confronter par chacune des procédures (« impacts évités » ou « utilité ») sont présentées dans le tableau VII-22. On observe dans ce tableau que les résultats pour chaque alternative sont très proches, et contradictoires suivant la procédure utilisée. La procédure par les « impacts évités » désavantage plutôt le système cascade canalisé par l'étape 2 en associant plus d'effets environnementaux à cette filière. La tendance est inversée avec la procédure par « l'utilité ». La filière de traitement du déchet 1 par l'étape 2 n'améliore pas, de façon sensible, le devenir du déchet 1.

Tableau VII--22 Quantités à confronter pour comparer la cascade distribuée et la cascade canalisée associées au déchet 1 suivant la procédure considérée

Cascade distribuée associée avec le déchet 1 Cascade canalisée par l'étape 2 associée avec le déchet 1 Par la procédure des « impacts évités » Formules générales $E_d + E_{év} U_c + E_{év} U_d$ Equations obtenues à partir du tableau VI-21 $a_{12}E_2 + a_{23}E_{3a} + a_{23}E_{4a} + a_{24}E_{4b} + a_{13}E_{3b} + a_{13}E_{4c} + a_{14}E_{4d} + E_{év2} + a_{23}/a_{12} E_{év3a}$ Valeurs numériques à confronter 0,9651,104 Par la procédure de « l'utilité » Formules générales $E_d * U_{ref} / U_d + U_c * U_{ref} / U_c + U_d * U_{ref} / U_d$ Equations obtenues à partir du tableau VI-21 $(a_{12}E_2 + a_{23}E_{3a} + a_{23}E_{4a} + a_{24}E_{4b} + a_{13}E_{3b} + a_{13}E_{4c} + a_{14}E_{4d}) * U_{ref} / (a_{12}U_2 + a_{23}U_{3a} + a_{13}U_{3b}) + (E_{év2} + a_{23}/a_{12} E_{év3a} + a_{23}/a_{12} E_{év3b}) * U_{ref} / (U_2 + a_{23}/a_{12} U_{3a})$ Valeurs numériques à confronter 1,0280,902

D'autres possibilités de comparaisons de ce type existent au sein de la vie de ressource théorique. Ainsi pour le même déchet 1 on pourra aussi comparer la cascade distribuée associée avec le déchet 1 et la cascade canalisée par 3b ou 4d associée à ce déchet. De la même façon pour le déchet 2 on pourra par exemple comparer la cascade distribuée associée avec le déchet 2 et la cascade canalisée par 3a ou 4b associée à ce même déchet.

Pour les comparaisons avec la cascade canalisée par 4d, seule la procédure par les impacts évités est envisageable. En effet, on ne peut comparer sur la base de la même utilité une filière qui ne remplit pas de fonction (et n'a donc pas d'utilité).

VII-4.1.2. Comparaison entre une cascade canalisée et une autre cascade canalisée

On compare la cascade canalisée par 2 avec la cascade canalisée par 3b.

Tableau VII--23 : Quantités à prendre en compte pour la comparaison de l'action de traiter le déchet 1 par l'étape 2 et par l'étape 3b (voir tableau VII-12)

Système cascade considéré associé au déchet 1 Effets générés (E) Effets évités (Eév) Utilité (U) Canalisée par 2; équations $E_{c1} = E_2 + a_{23}/a_{12} E_{3a} + a_{23}/a_{12} E_{4a} + a_{24}/a_{12} E_{4b}$ $E_{év_{c1}} = E_{év_2} + a_{23}/a_{12} E_{év_{3a}}$ $U_{c1} = U_2 + a_{23}/a_{12} U_{3a}$
 Canalisée par 2; valeurs numériques 0,6390,7090,709 Canalisée par 3b (c2); équations $E_{c2} = E_{3b} + E_{4c}$ $E_{év_{c2}} = E_{év_{3b}}$ $U_{c2} = U_{3b}$ Canalisée par 3b (c2); valeurs numériques 0,50,70,7

Tableau VII--24 Quantités à confronter pour comparer la cascade canalisée par l'étape 2 et la cascade canalisée par l'étape 3b associées au déchet 1 suivant la procédure considérée

Cascade canalisée par l'étape 2 associée avec le déchet 1 Cascade canalisée par l'étape 3b associée avec le déchet 1 Par la procédure des « impacts évités » Formules générales $E_{c1} + E_{év_{c2}}$ $E_{c2} + E_{év_{c1}}$ Equations obtenues à partir du tableau VII-23 $E_2 + a_{23}/a_{12} E_{3a} + a_{23}/a_{12} E_{4a} + a_{24}/a_{12} E_{4b} + E_{év_{3b}}$ $E_{3b} + E_{4c} + E_{év_2} + a_{23}/a_{12} E_{év_{3a}}$ Valeurs numériques à confronter 1,3391,209 Par la procédure de « l'utilité » Formules générales $E_{c1} * U_{ref}/U_{c1}$ $E_{c2} * U_{ref}/U_{c2}$ Equations obtenues à partir du tableau VII-23 $(E_2 + a_{23}/a_{12} E_{3a} + a_{23}/a_{12} E_{4a} + a_{24}/a_{12} E_{4b}) * U_{ref}/(U_2 + a_{23}/a_{12} U_{3a})$ $(E_{3b} + E_{4c}) * U_{ref}/U_{3b}$ Valeurs numériques à confronter 0,9020,714

Les résultats du tableau VII-24 indiquent que la cascade canalisée par 3b correspond au meilleur choix car pour les deux procédures il y a moins d'effets environnementaux associés à la cascade canalisée par 3b qu'à la cascade canalisée par 2.

Il existe d'autres possibilités de comparaison de comparaisons de systèmes cascade associés au même déchet au sein de la vie de ressource considérée. C'est ainsi que pour le même déchet 1, on pourra comparer la cascade canalisée par 4d à la cascade canalisée par 2 ou 3b. Pour le déchet 2, il est possible de comparer la cascade canalisée par 3a à la cascade canalisée par 4b. Nous ne pouvons pas comparer les cascades canalisées par 4d ou par 4b aux autres alternatives par la procédure de l'utilité.

VII-4.2. Problème 2 : Choix de la meilleure filière remplissant une fonction donnée autre que le traitement des déchets

VII-4.2.1. Comparaison entre une étape de revalorisation et une étape initiale

Pour l'étape de revalorisation, nous choisissons l'étape 2 qui remplit la fonction 2. Cette fonction peut également être remplie par l'étape initiale I₂ dont les flux environnementaux sont égaux à E_{I2}. Nous comparons ainsi le remplissage de la fonction 2 par l'étape de revalorisation 2 et par l'alternative vierge I₂. Les déchets générés par I₂ ne sont pas revalorisés, mais suivent des processus de traitement au sein d'une étape T₂ avec des flux environnementaux E_{T2}.

Tableau VII--25 : Quantités à prendre en compte pour comparer le remplissage de la fonction 2 par l'étape de revalorisation 2 et par l'alternative vierge I₂. Voir tableaux VII-12 et VII-13.

Système cascade considéré associé au déchet 1 Effets générés (E) Effets évités (Eév) Utilité (U) Distribuée associée au déchet 1; équations $E_d = a_{12} E_2 + a_{23} E_{3a} + a_{23} E_{4a} + a_{24} E_{4b} + a_{13} E_{3b} + a_{13} E_{4c} + a_{14} E_{4d}$ $E_{év_d} = a_{12} E_{év_2} + a_{23} E_{év_{3a}} + a_{13} E_{év_{3b}}$

$$U_{c1} = U_2 + a_{23}/a_{12} U_{3a}$$

Distribuée associée au déchet 1 ; valeurs numériques 0,4780,4650,465
 Canalisée par 2 associée au déchet 1 ;
 équations $E_c = E_2 + a_{23}/a_{12} E_{3a} + a_{23}/a_{12} E_{4a} + a_{24}/a_{12} E_{4b}$ $E'_{vc} = E'_{v2} + a_{23}/a_{12} E'_{v3a}$ $U_c = U_2 + a_{23}/a_{12} U_{3a}$
 Canalisée par 2 associée au déchet 1 ; valeurs numériques 0,6390,7090,709
 Canalisée par 1 associée à des ressources naturelles ; équations $E_{cl} = E_l + E_{T2}$ $E'_{vcl} = E'_{v2}$ $U_{cl} = U_2$
 Canalisée par 1 associée à des ressources naturelles ; valeurs numériques 0,60,50,5

Tableau VII--26 Quantités à confronter pour comparer le remplissage de la fonction 2 par l'étape de revalorisation 2 et par l'alternative vierge I2

Fonction 2 remplie par l'étape 2
 Fonction 2 remplie par l'alternative vierge I2
 Par la procédure des « impacts évités »
 Formules générales $E'_{vcl} + E_c + E'_{vd}$ $E_{cl} + E_d + E'_{vc}$
 Equations obtenues à partir du tableau VII-25 $E_2 + a_{23}/a_{12} E_{3a} + a_{23}/a_{12} E_{4a} + a_{24}/a_{12} E_{4b} + a_{12} E'_{v2} + a_{23} E'_{v3a} + a_{13} E'_{v3b}$ $E_{l2} + E_{T2} + a_{12} E_2 + a_{23} E_{3a} + a_{23} E_{4a} + a_{24} E_{4b} + a_{13} E_{3b} + a_{13} E_{4c} + a_{14} E_4 + a_{23}/a_{12} E'_{v3a}$
 Valeur numériques à confronter 1,1041,687
 Par la procédure de « l'utilité »
 Formules générales $E_{c1} * U_{ref}/U_{c1}$ $E_{c2} * U_{ref}/U_{c2}$
 Equations obtenues à partir du tableau VII-25 $(E_2 + a_{23}/a_{12} E_{3a} + a_{23}/a_{12} E_{4a} + a_{24}/a_{12} E_{4b}) * U_{ref}/(a_{12} U_2 + a_{23}/a_{12} U_{3a})$ $(E_{l2} + E_{T2} + a_{12} E_2 + a_{23} E_{3a} + a_{23} E_{4a} + a_{24} E_{4b} + a_{13} E_{3b} + a_{13} E_{4c} + a_{14} E_4) * U_{ref}/(U_2 + a_{12} U_2 + a_{23} U_{3a} + a_{13} U_{3b})$
 Valeurs numériques à confronter 0,4510,766
 L'application numérique montre que le meilleur choix correspond à l'étape 2 quelle que soit la procédure utilisée.

VII-4.2.2. Comparaison entre une étape de revalorisation et une autre étape de revalorisation

Tableau VII--27 : Quantités à prendre en compte pour comparer la fonction 2 remplie par l'étape 2 et la fonction 2 remplie par l'étape de revalorisation R. Voir tableaux VII-12 et VII-13.

Système cascade considéré
 Effets générés (E)
 Effets évités (E'v)
 Utilité (U)
 Distribuée associée au déchet 1 ;
 équations $E_d = a_{12} E_2 + a_{23} E_{3a} + a_{23} E_{4a} + a_{24} E_{4b} + a_{13} E_{3b} + a_{13} E_{4c} + a_{14} E_{4d}$ $E'_{vd} = a_{12} E'_{v2} + a_{23} E'_{v3a} + a_{13} E'_{v3b}$
 $U_d = a_{12} U_2 + a_{23} U_{3a} + a_{13} U_{3b}$
 Distribuée associée au déchet 1 ; valeurs numériques 0,4780,4650,465
 Canalisée par 2 associée au déchet 1 ;
 équations $E_c = E_2 + a_{23}/a_{12} E_{3a} + a_{23}/a_{12} E_{4a} + a_{24}/a_{12} E_{4b}$ $E'_{vc} = E'_{v2} + a_{23}/a_{12} E'_{v3a}$ $U_c = U_2 + a_{23}/a_{12} U_{3a}$
 Canalisée par 2 associée au déchet 1 ; valeurs numériques 0,6390,7090,709
 Distribuée associée au déchet D ;
 équations $E'_d = TE'_{vd} = 0$ $U'_d = 0$
 Distribuée associée au déchet D ; valeurs numériques 0,200
 Canalisée par R associée au déchet D ; équations $E'_c = R + T_R$ $E'_{vc} = E'_{v2}$ $U'_c = U_2$
 Canalisée par R associée au déchet D ; valeurs numériques 0,60,50,5

Tableau VII--28 Quantités à confronter pour comparer la fonction 2 remplie par l'étape 2 et la fonction 2 remplie par l'étape de revalorisation R.

Fonction 2 remplie par l'étape 2
 Fonction 2 remplie par l'alternative R
 Par la procédure des « impacts évités »
 Formules générales $E_c + E'_{vc} + E'_d + E'_{vd}$ $E'_c + E'_{vc} + E_d + E'_{vd}$
 Equations obtenues à partir du tableau VII-27 $E_2 + a_{23}/a_{12} E_{3a} + a_{23}/a_{12} E_{4a} + a_{24}/a_{12} E_{4b} + T + a_{12} E'_{v2} + a_{23} E'_{v3a} + a_{13} E'_{v3b}$ $R + T_R + a_{23}/a_{12} E'_{v3a}$
 $+ a_{12} E_2 + a_{23} E_{3a} + a_{23} E_{4a} + a_{24} E_{4b} + a_{13} E_{3b} + a_{13} E_{4c} + a_{14} E_{4d}$
 Valeur numériques à confronter 1,3041,287
 Par la procédure de « l'utilité »
 Formules générales $(E_c + E'_d) * U_{ref}/(U_c + U'_d)$ $(E'_c + E_d) * U_{ref}/(U'_c + U_d)$
 Equations obtenues à partir du tableau VII-27 $(E_2 + a_{23}/a_{12} E_{3a} + a_{23}/a_{12} E_{4a} + a_{24}/a_{12} E_{4b} + T) * U_{ref}/(U_2 + a_{23}/a_{12} U_{3a})$ $(R + T_R + a_{12} E_2 + a_{23} E_{3a} + a_{23} E_{4a} + a_{24} E_{4b} + a_{13} E_{3b} + a_{13} E_{4c} + a_{14} E_{4d}) * U_{ref}/(U_2 + a_{12} U_2 + a_{23} U_{3a} + a_{13} U_{3b})$
 Valeur numériques à confronter 1,1841,117

Les résultats indiquent qu'il est préférable au plan de l'environnement, de satisfaire la fonction 2 avec l'étape R plutôt qu'avec l'étape 2 quelle que soit la procédure utilisée. Si l'on prend en compte les effets évités, la différence entre les deux alternatives n'est pas importante.

VII-4.2.3. Comparaison d'une étape initiale avec une autre étape initiale

Tableau VII--29 : Quantités à prendre en compte pour comparer le remplissage de la fonction 1 par l'étape 1 et par l'alternative vierge I₁. Voir tableaux VII-12 et VII-13.

Système cascade considéré Effets générés (E) Effets évités (Eév) Utilité (U) Canalisée par I₁ associée à des ressources naturelles; équations $E_{Cl} = E_1 + E_T$ $E_{évCl} = E_{év1}$
 $U_{Cl} = U_1$
 Canalisée par I₁ associée à des ressources naturelles; valeurs numériques 0,611
 Canalisée par 1 associée à des ressources naturelles; équations $E_{Cl}' = E_1 + a_{12}E_2 + a_{23}E_{3a} + a_{23}E_{4a} + a_{24}E_{4b} + a_{13}E_{3b} + a_{13}E_{4c} + a_{14}E_{4c}$ $E_{évCl}' = E_{év1} + a_{12}E_{év2} + a_{23}E_{év3a} + a_{13}E_{év3b}$
 $U_{Cl}' = U_1 + a_{12}U_2 + a_{23}U_{3a} + a_{13}U_{3b}$
 Canalisée par 1 associée à des ressources naturelles; valeurs numériques 0,4780,4650,465

Tableau VII--30 : Quantités à confronter pour comparer la cascade canalisée par l'étape 2 et la cascade canalisée par l'étape 3b associées au déchet 1 suivant la procédure considérée

Fonction 1 remplie par l'étape alternative vierge I₁ Fonction 1 remplie par l'étape 1 Par la procédure des « impacts évités » Formules générales $E_{Cl} + E_{évCl}' E_{Cl}' + E_{évCl}$ Equations obtenues à partir du tableau VII-29 $E_1 + E_T + a_{12}E_{év2} + a_{23}E_{év3a} + a_{13}E_{év3b}$ $E_1 + a_{12}E_2 + a_{23}E_{3a} + a_{23}E_{4a} + a_{24}E_{4b} + a_{13}E_{3b} + a_{13}E_{4c} + a_{14}E_{4c}$ Valeurs numériques à confronter 1,4780,065
 Par la procédure de « l'utilité » Formules générales $E_{Cl}' * U_{ref} / U_{Cl}$ $E_{Cl}' * U_{ref} / U_1$ Equations obtenues à partir du tableau VII-29 $(E_1 + E_T) * U_{ref} / U_1$ $(E_{év1} + a_{12}E_{év2} + a_{23}E_{év3a} + a_{13}E_{év3b}) * U_{ref} / (U_1 + a_{12}U_2 + a_{23}U_{3a} + a_{13}U_{3b})$ Valeurs numériques à confronter 0,5040,6

Nous comparons la fonction 1 remplie avec l'étape 1 initiale et la fonction 1 remplie par une alternative vierge I₁. Les déchets générés par I₁ ne sont pas revalorisés mais subissent un traitement pur T₁.

Le meilleur choix d'après cette application numérique est de remplir la fonction 1 avec l'étape 1 quelle que soit la procédure utilisée.

VII-5.

Etude de différents scénarios avec application numérique

VII-5.1. Présentation des différents scénarios considérés

Considérons les différents scénarios, tels qu'ils sont définis §V-2.6 et §V-3.5.

Tableau VII--31 : Effets environnementaux, effets environnementaux évités et utilité de chaque étape dans le cadre des scénarios "canalisée polluante" et "canalisée utile"

Scénario	canalisée	polluante	Scénario	canalisée	utile	Etapes	EE	Év/UE	Eév/
U1111	420,20,50,243a	40,30,243b	0,20,70,20,74a	400,304b	0,300,304c	0,300,304d	0,300,30		

Tableau VII--32 : Effets environnementaux, effets environnementaux évités et utilité de chaque étape dans le cadre des scénarios "distribuée polluante" et "distribuée utile"

Distribuée	polluante	Distribuée	utile	Etapes	EE	Év/UE	Év/UE
U1111	1820,20,50,20,53a	0,20,30,20,33b	40,70,284a	0,300,304b	0,300,304c	400,304d	400,30

VII-5.2. Comparaison entre filières de traitement d'un même déchet

VII-5.2.1. Cas étudié

Pour illustrer ce problème, nous allons comparer la filière de traitement 2 et la filière 3b appliquée au déchet 1. Avec la méthode ARSC, nous devons étudier la cascade canalisée par l'étape 2 à la cascade canalisée par l'étape 3b. Pour chaque scénario envisagé, nous devons ainsi obtenir les effets environnementaux générés et les effets environnementaux évités ou l'utilité de chacune de ces cascades. Comme nous avons choisi des valeurs identiques pour les effets évités et pour l'utilité de chaque étape, les effets environnementaux évités et l'utilité des cascades sont également identiques et peuvent être regroupés en une seule colonne.

Tableau VII--33 : Effets environnementaux, effets environnementaux évités et utilité pour la cascade canalisée par l'étape 2 de source le déchet 1 suivant les scénarios

Scénario	Effets générés	Effets évités/Utilité	Initial
0,6396,788	0,6396,788	0,6396,788	0,6396,788

Tableau VII--34 : Effets environnementaux, effets environnementaux évités et utilité pour la cascade canalisée par l'étape 3b de source le déchet 1 suivant les scénarios

Scénario	Effets générés	Effets évités/Utilité	Initial
0,50,7	0,50,7	0,50,7	0,50,7

VII-5.2.2. Comparaison des filières suivant le scénario envisagé

Tableau VII--35 : Effets environnementaux à confronter pour comparer la filière de traitement par l'étape 2 et par l'étape 3b par la procédure des impacts évités.

Scénario	Filière 2	Filière 3b	Initial
6,5671,209	6,5671,209	6,5671,209	6,5671,209

Tableau VII--36 : Effets environnementaux à confronter pour comparer la filière de traitement par l'étape 2 et par l'étape 3b par la procédure de l'utilité.

Scénario Filière 2 Filière 3b Initial 0,9020,714 Canalisée polluante 8,2740,714 Canalisée utile 0,0940,714 Pour le scénario "canalisée polluante" la méthode ARSC permet d'identifier la filière 3b comme le meilleur choix environnemental en prenant en compte les flux environnementaux et leur évaluation en aval de l'étape 2 dans la cascade. Pour le scénario "canalisée utile", la filière 2 correspond au meilleur choix en prenant en compte les fonctions et leur évaluation en aval de l'étape 2 dans la cascade. Les résultats sont identiques qu'il s'agisse de la procédure des impacts évités ou de la procédure de l'utilité.

Dans l'histogramme suivant (figure VII-16), nous comparons les résultats de la comparaison entre les deux filières de traitement (par l'étape 2 et par l'étape 3b) par la méthode ARSC (par la procédure des impacts évités) et par les méthodes ACV existantes suivant les scénarios considérés. Pour chaque méthode et pour chaque scénario, nous présentons la différence entre les effets environnementaux affectés au traitement par l'étape 2 et ceux affectés au traitement par l'étape 3b. Quand cette différence est négative cela signifie que la méthode considère l'étape 2 comme un meilleur traitement sur le plan de l'environnement que l'étape 3b. C'est l'inverse si cette différence est positive.

Figure VII-16 : Différence suivant les scénarios entre les flux environnementaux affectés à la filière par l'étape 2 et les effets environnementaux affectés à la filière par l'étape 3b suivant les méthodes considérées

Les résultats sont très variés suivant les méthodes. Pour le scénario canalisée polluante, la méthode 2 (« traitement final considéré ») est la seule méthode ACV prenant en compte les effets environnementaux importants au terme du système cascade. Pour le scénario canalisée utile, la méthode 4 est la seule méthode ACV prenant en compte une analyse des fonctions de la cascade. Mais la méthode ARSC est la seule méthode qui prend en compte tout le système cascade.

VII-5.3. Choix de la meilleure filière remplissant une fonction donnée autre que le traitement des déchets (problème 2)

VII-5.3.1. Cas étudié

Dans ce cas, nous allons comparer la filière de production 2 et la filière alternative vierge I_2 pour remplir la fonction 2. Nous devons alors étudier la cascade canalisée par l'étape 2, la cascade distribuée associée au déchet 1 ainsi que la cascade canalisée par l'étape alternative vierge. Pour la cascade canalisée par l'alternative vierge, les valeurs choisies ne varient pas par rapport au cas précédent. Par contre pour les cascades canalisées et distribuées associées au déchet 1, nous devons les évaluer pour chaque scénario. Analysons le problème 2 dans le cadre des quatre scénarios définis précédemment.

Tableau VII-37 : Effets environnementaux, effets environnementaux évités et utilité pour la cascade canalisée par l'étape 2 de source le déchet 1 suivant les scénarios

Scénario	Effets générés	Effets évités	Utilité
Initial	0,6390,709	Canalisée	polluante 5,8670,709
Canalisée utile	0,6396,788	Distribuée polluante	0,6390,709
Distribuée utile	0,6390,709	Distribuée	Canalisée

Tableau VII--38 : Effets environnementaux, effets environnementaux évités et utilité pour la cascade distribuée de source le déchet 1 suivant les scénarios

Scénario	Effets générés	Effets évités/Utilité	Initial
0,4780,465	Canalisée	polluante	2,2030,465
Canalisée			
utile	0,4782,471	Distribuée polluante	4,2110,465
Distribuée		utile	0,4782,874

VII-5.3.2. Comparaison des alternatives suivant le scénario envisagé

Tableau VII--39 : Effets environnementaux à confronter pour comparer l'action de remplir la fonction 2 par l'étape 2 ou par l'alternative vierge I₂ par la procédure des impacts évités

Scénario	Fonction	2Alternative	vierge	Initial
1,1041,687	Canalisée	polluante	6,3323,412	Canalisée
utile	3,1104,266	Distribuée polluante	1,1045,420	Distribuée
Distribuée		utile	3,5131,687	

Tableau VII--40 : Effets environnementaux à confronter pour comparer l'action de remplir la fonction 2 par l'étape 2 ou par l'alternative vierge I₂ par la procédure de l'utilité

Scénario	Fonction	2Alternative	vierge	Initial
0,4510,766	Canalisée	polluante	4,1371,66	Canalisée
utile	0,3770,914	Distribuée polluante	0,4512,7	Distribuée
Distribuée		utile	0,4510,219	

Pour le scénario "**canalisée polluante**" la méthode ARSC permet d'identifier l'alternative vierge comme le meilleur choix environnemental en prenant en compte les flux environnementaux et leur évaluation en aval de l'étape 2 dans la cascade. Pour le scénario "**canalisée utile**", l'alternative vierge est identifiée comme le meilleur choix en prenant en compte les fonctions et leur évaluation en aval de l'étape 2 dans la cascade. Pour le scénario "**distribuée polluante**", la méthode ARSC indique l'étape 2 comme le meilleur choix compte tenu du fait que remplir la fonction 2 par l'étape 2 permet d'éviter de nombreux problèmes environnementaux. Pour le scénario "**distribuée utile**", la méthode ARSC indique l'alternative vierge comme le meilleur choix compte tenu du fait que remplir la fonction par l'étape 2 empêche de nombreuses fonctions utiles d'être remplies. Les conclusions sont identiques par la procédure des impacts évités ou par la procédure de l'utilité.

VII-5.4.

Comparaison des résultats obtenus par la méthode ARSC avec les résultats obtenus par les méthodes ACV existantes

Dans les histogrammes suivants (figures VII-17 à VII-21), nous comparons les résultats de la comparaison entre les étape 2 et I_2 remplissant la même fonction 2 par la méthodes ARSC (par la procédure des impacts évités) et par les méthodes ACV existantes suivant les scénarios considérés. Pour chaque méthode et pour chaque scénario, nous présentons la différence entre les effets environnementaux affectés à l'étape 2 et ceux affectés à l'étape I_2 . Quand cette différence est négative cela signifie que la méthode considère l'étape 2 comme meilleure sur le plan de l'environnement que l'étape I_2 . C'est l'inverse si cette différence est positive. Les résultats sont bien sûr liés aux valeurs choisies de façon arbitraire.

VII-5.4.1. Scénario initial

Figure VII-17 : Scénario initial; différence entre les flux environnementaux affectés à l'étape 2 et les effets environnementaux affectés à l'étape I_2 suivant les méthodes considérées

Les résultats sont très variés suivant les méthodes. Seule la méthode ARSC tient compte des causalités au sein de la vie de la ressource.

VII-5.4.2. Scénario canalisée polluante

Figure VII--18 : Scénario canalisée polluante; différence entre les flux environnementaux affectés à l'étape 2 et les effets environnementaux affectés à l'étape I₂ suivant les méthodes considérées

Par ce scénario beaucoup de pollution est générée lorsque le déchet est dirigé par l'étape 2 mais principalement au terme de la vie de la ressource. A part les méthodes 1 à 4 toutes les méthodes concluent que l'étape 2 est plus polluante que l'alternative mais seule la méthode ARSC permet de prendre en compte tous les aspects de ce scénario.

VII-5.4.3. Scénario canalisée utile

Par ce scénario beaucoup de fonctions utiles sont générées lorsque le déchet est dirigé par l'étape 2 et la fonction de l'étape initiale (étape 1) est elle-aussi très utile. Les résultats sont très variés. La méthode ARSC permet de prendre en compte tout le système cascade sans prendre en compte l'utilité de l'étape initiale.

Figure VII--19 : Scénario canalisée utile; différence entre les flux environnementaux affectés à l'étape 2 et les effets environnementaux affectés à l'étape I₂ suivant les méthodes considérées

VII-5.4.4. Scénario distribuée polluante

Figure VII--20 : Scénario distribuée polluante; différence entre les flux environnementaux affectés à l'étape 2 et les effets environnementaux affectés à l'étape I₂ suivant les méthodes considérées

Par ce scénario beaucoup de pollution est générée lorsque le déchet n'est pas dirigé par l'étape 2. Les résultats suivant les méthodes sont encore une fois très variés. A part la méthode ARSC seules les méthodes 10 et 11 ainsi que 20 et 21 prennent dans une certaine mesure cet aspect en compte mais en limitant aux pollutions générées par les étapes finales évitées.

VII-5.4.5. Scénario distribuée utile

Figure VII--21 : Scénario distribuée utile; différence entre les flux environnementaux affectés à l'étape 2 et les effets environnementaux affectés à l'étape I₂ suivant les méthodes considérées

Par ce scénario beaucoup de fonctions utiles sont générées lorsque le déchet n'est pas dirigé par l'étape 2 et la fonction de l'étape initiale (étape 1) est elle-aussi très utile. Les résultats sont très variés. Seule la méthode ARSC permet de prendre en compte tout le système cascade évité sans prendre en compte l'utilité de l'étape initiale.

Cette application théorique montre l'aptitude de la méthode ARSC à prendre en compte de nombreux aspects des revalorisations multiples qui ne sont pas considérés dans les méthodes existantes.

Conclusion générale

Les problèmes environnementaux sont liés à l'augmentation continue des flux de matière, énergie de l'utilisation de l'espace par les sociétés humaines. Pour répondre à cette situation, nous avons développé les bases d'une méthode d'analyse des revalorisations (la méthode d'Analyse des Revalorisations par les Systèmes Cascade ou ARSC)) axée sur l'étude du devenir des déchets. Cette méthode tente de maximiser l'utilisation des déchets pour qu'elle génère le maximum de fonctions utiles pour le minimum de problèmes environnementaux. Utiliser des déchets plutôt que des ressources vierges permet, en se restreignant à un capital de ressources déjà extraites, d'éviter de continuer à accroître les flux de matière, d'énergie et d'espace utilisés. A ce titre la méthode ARSC se place dans le contexte d'un développement durable.

La méthode ARSC est une Analyse Chaîne intégrée comme les ACV et AFS. Elle permet de résoudre avec une vision globale deux types de problèmes :

- Problème 1 : **Comparaison de "fonctions de traitement"** - Choix de la meilleure filière de traitement pour un déchet
- Problème 2 : **Comparaison de "fonctions de production"** - Choix de la meilleure filière de production d'un produit ou service lorsque des revalorisations sont mises en jeu.

Pour ces deux problèmes, la méthode ARSC considère comme "objet de départ" un déchet à partir duquel sont développés un ou plusieurs "systèmes cascades". Ces systèmes cascade permettent de prendre en compte tous les flux environnementaux et fonctions liés à ce déchet suivant les différentes filières de traitement. La méthode ARSC est alors basée sur la prise en compte des vrais processus physiques ou chimiques mis en jeu, en étant basée sur l'étude des causalités. Tous les types de causalité peuvent être pris en compte, physiques ou sociales, liant des entités physiques identiques ou différentes.

De plus en plus d'approches développent une vision plus globale des revalorisations en tenant compte de plusieurs cycles de vie. On retrouve cette idée dans les Analyse de Flux de Substance et dans des versions récentes des Analyses de Cycle de Vie. La méthode ARSC tient en plus compte des **causalités au sein de la vie de la ressource**. La position de la revalorisation au sein de la vie de la ressource est alors prise en compte. Si nous utilisons des déchets d'une façon donnée, nous leur créons un nouveau devenir. La méthode ARSC entend tenir compte des problèmes environnementaux et des services rendus lorsque les déchets sont revalorisés d'une manière donnée mais aussi leur devenir antérieur. Les influences sur tous les cycles de vie sont pris en compte.

Cette vision peut permettre de déterminer la solution la plus écologique mais aussi de développer une démarche plus globale pour les concepteurs de produits. La présente étude en soutenant l'idée qu'il faut

analyser les processus en aval (les systèmes cascade) peut contribuer à développer un devenir des déchets beaucoup plus programmé qu'à l'heure actuelle vers plus de services et moins de problèmes environnementaux. Les processus en aval d'une ressource feraient alors partie de la conception d'un produit.

Les besoins de la méthode ARSC devraient être pris en considération. Cela peut se faire au niveau méthodologique en améliorant la description et l'évaluation des systèmes cascade ou de façon plus appliquée en fournissant les données requises par ce type d'étude, au niveau des processus de revalorisation, des applications, des compositions. Des études de cas concrètes pourront alors être développées. Un logiciel adapté à la méthode ARSC doit être développé pour traiter ces données.

Les ACV et AFS se sont développés comme réponse aux analyses qualitatives et développèrent lentement une vision de plus en plus large parallèlement à une amélioration de la compréhension des problèmes environnementaux. Des données qui n'étaient en premier lieu indisponibles le deviennent suite aux recherches effectuées pour ces études.

De nombreuses versions des méthodes ACV ont été développées. Chacune tend à prendre en compte un des aspects des revalorisations. Cette démarche qui consiste à simplifier dès le départ a amené de nombreuses méthodes dont les résultats sont contradictoires. L'idée de la méthode ARSC est inverse : en voulant tout prendre en compte dès le départ, des simplifications appropriées pourront être opérées par la suite. Ce travail constitue une simple ébauche dans une nouvelle direction qui, selon nous, ne peut être ignorée.

Nous avons développé l'idée qu'il faut maximiser l'utilisation des déchets. Pour diminuer les problèmes environnementaux il est également souhaitable d'éviter d'extraire des ressources naturelles et de produire des déchets à la base. Pour cela, la manière la plus efficace est de réduire notre consommation en général.

Annexe I : Analyse détaillée des méthodes ACV existantes pour la comparaison entre différentes filières de traitement d'un même déchet (Problème I)

Introduction

Nous allons passer en revue les différentes méthodes ACV appliquées au problème du choix entre différentes filières de traitement d'un déchet. La fonction étudiée par l'ACV est "le traitement d'un certain déchet".

Pour toutes les méthodes présentées, quand il n'y a pas de revalorisation, toutes les chaînes de traitement final sont suivies jusqu'aux traitements ultimes. Ainsi, toutes les phases de traitement d'un déchet toxique sont suivies jusqu'à la mise en décharge et le traitement des effluents de décharges.

Par contre lorsque le déchet est revalorisé, la filière de revalorisation ne remplit plus uniquement la fonction de traitement car d'autres fonctions sont remplies par les étapes de revalorisation : il se pose un problème de co-fonction. Deux types de méthode existent pour résoudre ce problème :

- les **méthodes de « découpage »**, restreignant l'analyse à certains processus de la vie de la ressource
- les **méthodes qui prennent en compte les alternatives sans revalorisation**, seule une partie de la vie de la ressource est analysée, mais le système est étendu.

Cas théorique simple

Pour décrire les méthodes nous allons étudier un cas simple théorique. Un déchet D_1 entre dans une étape de revalorisation (étape 1) générant un déchet D_2 . Ce nouveau déchet est revalorisé (étape 2) et se transforme en un déchet D_3 qui subit un traitement final (étape 3). Les étapes 1, 2 et 3 remplissent respectivement les fonctions 1, 2 et 3.

Ces transformations permettent d'envisager 3 cas :

- cas 1 : le traitement du déchet D_1

- cas 2 : le traitement du déchet D_2

- cas 3 : le traitement du déchet D_3 .

On suppose, pour simplifier, qu'il n'y a ni perte ni apport d'entités physiques entre les étapes de la cascade.

Tableau 41 : Variables considérées pour le cas théorique simple

Variable Définition
R Flux environnementaux de l'étape 1 de revalorisation appliquée au déchet D_1
R' Flux environnementaux de l'étape 2 de revalorisation appliquée au déchet D_2
T Flux environnementaux de l'étape 3 finale appliquée au déchet D_3

Figure 22 : Vie de ressource considérée permettant de définir les différentes filières considérées correspondant au cas 1, 2 et 3 (cas simple)

Une fois inventoriés les flux environnementaux doivent être interprétés dans le cadre d'une analyse d'impact. Nous supposons que cette analyse d'impact a lieu pour toutes les méthodes décrites dans le cas simple.

Cas théorique complexe

Chaque méthode est ensuite appliquée à un cas plus complexe présenté dans le chapitre V. Chaque méthode est critiquée et comparées à la méthode ARSC.

Figure 23 : cas théorique complexe

Tableau 42 : Variables utilisées et quantités arbitrairement choisies pour les flux anthropiques entre les étapes pour tous les scénarios (unité arbitraire)

Origine du flux Destination du flux Variable liée à la quantité Quantité choisie pour tous les scénarios

1a	2b	3c	4d	1a	2b	3c	4d	1a	2b	3c	4d
20,33	13ba	130,23	14da	140,12	3aa	230,33	24ba	240,34	3aa	230,33	3b4ca
130,23	14da	140,12	3aa	230,33	24ba	240,34	3aa	230,33	3b4ca	130,23	14da

Chaque méthode considère un inventaire des flux environnementaux puis une analyse d'impact. Nous avons décidé de raisonner pour le cas complexe directement au niveau des effets environnementaux car c'est après une analyse d'impact que les comparaisons doivent se faire.

Tableau 43 : Effets environnementaux et utilité pour chacune des filières suivant le scénario considéré (unités arbitraires)

Scénario	« Initial »	« Canalisée polluante »	« Canalisée utile »
Etapes	1	2	3
Effets environnementaux (E)	1	2	3
« Utilité »	1	2	3
Effets environnementaux (E)	1	2	3
« Utilité »	1	2	3
Effets environnementaux (E)	1	2	3
« Utilité »	1	2	3
Quantités	1	2	3
1	2	3	4
2	3	4	5
3	4	5	6
4	5	6	7
5	6	7	8
6	7	8	9
7	8	9	10
8	9	10	11
9	10	11	12
10	11	12	13
11	12	13	14
12	13	14	15
13	14	15	16
14	15	16	17
15	16	17	18
16	17	18	19
17	18	19	20
18	19	20	21
19	20	21	22
20	21	22	23
21	22	23	24
22	23	24	25
23	24	25	26
24	25	26	27
25	26	27	28
26	27	28	29
27	28	29	30
28	29	30	31
29	30	31	32
30	31	32	33
31	32	33	34
32	33	34	35
33	34	35	36
34	35	36	37
35	36	37	38
36	37	38	39
37	38	39	40
38	39	40	41
39	40	41	42
40	41	42	43
41	42	43	44
42	43	44	45
43	44	45	46
44	45	46	47
45	46	47	48
46	47	48	49
47	48	49	50
48	49	50	51
49	50	51	52
50	51	52	53
51	52	53	54
52	53	54	55
53	54	55	56
54	55	56	57
55	56	57	58
56	57	58	59
57	58	59	60
58	59	60	61
59	60	61	62
60	61	62	63
61	62	63	64
62	63	64	65
63	64	65	66
64	65	66	67
65	66	67	68
66	67	68	69
67	68	69	70
68	69	70	71
69	70	71	72
70	71	72	73
71	72	73	74
72	73	74	75
73	74	75	76
74	75	76	77
75	76	77	78
76	77	78	79
77	78	79	80
78	79	80	81
79	80	81	82
80	81	82	83
81	82	83	84
82	83	84	85
83	84	85	86
84	85	86	87
85	86	87	88
86	87	88	89
87	88	89	90
88	89	90	91
89	90	91	92
90	91	92	93
91	92	93	94
92	93	94	95
93	94	95	96
94	95	96	97
95	96	97	98
96	97	98	99
97	98	99	100

Aucune des méthodes ACV présentée n'utilise la notion « d'utilité », par contre certaines méthodes utilisent des variables qui ne sont pas indépendantes de cette notion. Ces variables sont explicitées, le cas échéant, pour chaque méthode.

Le scénario « canalisée polluante » est conçu de manière à ce que la cascade où le déchet 1 est canalisé par l'étape 2 génère beaucoup d'effets environnementaux. Le scénario « canalisée utile », comme son nom l'indique, est conçu pour que ce système cascade génère beaucoup de fonctions utiles.

Lors du choix pour le déchet 1 entre une filière de traitement par l'étape 2 et une filière de traitement par l'étape 3b, le scénario « initial » devrait donner la filière 3b comme meilleure filière sur le plan environnemental avec une faible différence si l'on prend en compte tous les problèmes environnementaux et fonctions liées au déchet source par chacune des filières. Le scénario « canalisée

polluante » est conçu pour donner la **filière 3b comme meilleure filière** avec une large différence, tandis que le scénario « **canalisée utile** » est conçu pour donner la **filière 2 comme meilleure filière** avec une large différence. Seule la méthode ARSC, pour l'analyse de même cas théorique au chapitre VII, permet de rendre compte de façon complète de cette situation.

Les résultats affectés à la filière par l'étape 2 et par l'étape 3b suivant les scénarios sont présentés pour chaque méthode. Puis chaque méthode est comparée à la méthode ARSC (par la procédure des impacts évités; tableau VII-35) en comparant la différence entre les effets environnementaux lorsque le déchet est traité par l'étape 2 et lorsqu'il est traité par l'étape 3b.

Les méthodes de « découpage »

Les méthodes de « découpage » ne considèrent qu'une fraction de la vie de la ressource.

Figure 24 : Ensemble considéré pour les méthodes de découpage

Problème posé : Choix de traitement pour un déchet donné

Méthode ACV n°1 : Traitement final évité

Intitulé de la méthode : « Traitement final évité »

Source(s) : Fava et al.(90), Heijungs (92), Rousseaux (93)...

Type de méthode : Méthode de découpage

Description

Dans cette méthode seul le traitement final est analysé.

Cas simple

Tableau 44 : Flux environnementaux affectés à chaque filière de traitement pour la méthode du "traitement final évité" (cas simple)

Cas Flux environnementaux Cas 10 Cas 20 Cas 3T

Cas complexe

Tableau 45 : Flux environnementaux affectés à chaque filière de traitement pour la méthode du "traitement final évité" (cas complexe); scénario « initial »

Equations Résultats numériques Etape 200 Etape 3b00 Etape 4dE4d0,3

Analyse des scénarios

Tableau 46 : Comparaison des filières 2 et 3b de revalorisation par la méthode du "traitement final évité" suivant les scénarios

Scénario Filière 2 Filière 3b Scénario initial 00 Canalisée polluante 00 Canalisée utile 00

Figure 25 : Différence entre les effets environnementaux affectés à la filières 2 et les effets environnementaux affectés à la filière 3b par la méthode 1 et par la méthode ARSC (par la procédure des effets évités).

La méthode 1 contrairement à la méthode ARSC donne des résultats identiques (aucuns effets environnementaux) quel que soit le scénario considéré.

Critiques

Le fait qu'un déchet revalorisé ne suivra pas une filière de traitement final est le seul aspect pris en compte par cette méthode. La revalorisation n'étant pas analysée, elle sera toujours vue comme meilleure que le traitement final et aucune différence n'est faite entre les cas de revalorisation. Le fait qu'un déchet revalorisé ne subira pas de traitement final est pris en compte par la méthode ARSC.

Problème posé : Choix de traitement pour un déchet donné

Méthode ACV n°2 : Traitement final considéré

Intitulé de la méthode : « Traitement final considéré »

Source(s) : adapté de Östermark (95); Bussemey (94)

Type de méthode : Méthode de découpage

Description

Les flux environnementaux du traitement final du déchet au terme des revalorisations sont affectés à chaque filière. L'argument avancé est qu'une revalorisation ne fait que retarder les processus de traitement final.

Cas simple

Tableau 47 : Flux environnementaux affectés à chaque filière de traitement pour la « méthode du traitement final considéré » (cas simple)

Casflux environnementauxCas 1TCas 2TCas 3T

Cas complexe

Tableau 48 : Flux environnementaux affectés à chaque filière de traitement pour la « méthode du traitement final considéré » (cas complexe); « scénario initial »

EquationsRésultats numériquesEtape 2($a_{23} E_{4a} + a_{24} E_{4b}$)/ $a_{12}0,3$ Etape 3b $E_{4c}0,3$ Etape 4d $E_{4d}0,3$

Analyse des scénarios

Tableau 49 : Comparaison entre les filières de traitement par l'étape 2 et par l'étape 3b par la méthode du "traitement final considéré" suivant les scénarios

ScénarioFilière 2Filière 3bScénario initial0,30,3Canalisée polluante2,8790,3Canalisée utile0,30,3

Pour les scénarios « initial » et « canalisée utile », la méthode 2 ne peut conclure. Pour le scénario « canalisée polluante », la filière 3b est la moins polluante mais avec une plus faible différence que la méthode ARSC.

Figure 26 : Différence entre les effets environnementaux affectés à la filières 2 et les effets environnementaux affectés à la filière 3b par la méthode 2 et par la méthode ARSC (par la procédure des effets évités).

Critiques

Cette méthode permettra d'éviter de recycler des déchet dont le traitement final au terme des revalorisations poserait des problèmes environnementaux. Elle impose cependant d'avoir une réelle connaissance de ce traitement final. Cette méthode ne tient pas compte des problèmes environnementaux ou des services rendus au cours des étapes de revalorisations.

La méthode ARSC prend elle aussi en compte les flux environnementaux du traitement final auxquels le déchet est lié.

Problème posé : Choix de traitement pour un déchet donné

Méthode ACV n°3 : Méthode Huppès

Intitulé de la méthode : « Méthode Huppès »

Source(s) : Huppès (91-93-94)

Type de méthode : Méthode de découpage

Description

Tant que la valeur de la ressource est négative (tant que la ressource est considérée un déchet) on considère qu'il faut intégrer les processus de la filière choisie. Huppès (91) a développé l'idée d'utiliser la valeur économique.

Cas simple

Tableau 50 : Variables supplémentaires considérées pour la méthode « Huppès » (cas simple)

Cas Flux environnementaux R(0) Flux environnementaux des processus de revalorisation du déchet 1 jusqu'à ce que la ressource atteigne une valeur nulle R'(0) Identique pour le déchet 2

Figure 27 : Variation de valeur de la ressource avec le temps

Tableau 51 : Flux environnementaux affectés à chaque filière de traitement pour la « méthode Huppès » (cas simple)

Cas Flux environnementaux Cas 1 R(0) Cas 2 R'(0) Cas 3 T

Bien souvent on ne connaît pas la valeur de la ressource à chaque instant mais uniquement à l'entrée ou à la sortie d'un processus (Udo de Haes (93)) (voir figure 9). Posons que la valeur du déchet à l'entrée du processus est égale à V_d avec $V_d < 0$, tandis que la valeur du produit à la sortie du processus est égale à V_p avec $V_p > 0$. R représente les flux environnementaux du processus et R(0) représente la fraction de R à affecter à la fonction de traitement du déchet.

$$R(0) = R (0 - V_d) / ((V_p - 0) + (0 - V_d)) = -V_d R / (V_p - V_d)$$

Figure 28 : Processus de revalorisation pour lequel on ne connaît que la valeur des ressources entrantes ou sortantes

Cas complexe

Tableau 52 : Variables considérées pour la « méthode Huppès » (cas complexe)

Variable Définition E2(0) Effets environnementaux des processus de revalorisation du déchet 1 au sein de l'étape 2 jusqu'à ce que la ressource passe à une valeur positive E3b(0) Effets environnementaux des processus de revalorisation du déchet 1 au sein de l'étape 3b jusqu'à ce que la ressource passe à une valeur positive

Tableau 53 : Flux environnementaux affectés à chaque filière de traitement pour la méthode « Huppès » (cas complexe); scénario initial

Equations Résultats numériques Etape 2 $E_2(0) = 0,1$ Etape 3 $E_3(0) = 0,1$ Etape 4 $E_4(0) = 0,3$

Analyse des scénarios

Dans le scénario « canalisée utile » nous supposons que le déchet atteint très rapidement une valeur positive pour traduire le fait que son utilisation permet de générer une grande utilité. Pour ce scénario, $E_2(0) = 0$.

Tableau 54 : Comparaison de filières de revalorisation par la méthode "Huppès" suivant les scénarios

Méthode 3 : "Huppès" Scénario Filière 2 Filière 3b Scénario initial 0,10,1 Canalisée polluante 0,10,1 Canalisée utile 0,1

La méthode 3 ne peut conclure dans les deux premiers scénarios. Pour le scénario « canalisée utile », la filière 2 est la moins polluante comme avec la méthode ARSC.

Figure 29 : Différence entre les effets environnementaux affectés à la filière 2 et les effets environnementaux affectés à la filière 3b par la méthode 3 et par la méthode ARSC (par la procédure des effets évités).

Critiques

La méthode de la valeur soulève le problème de la prise en compte des flux environnementaux de la revalorisation.

Lors de l'analyse des scénarios, la méthode Huppès permet de prendre en compte la plus grande utilité de la fonction 2 dans le scénario « canalisée utile ». Cette méthode permet ainsi de prendre en compte des modifications intervenant au niveau du premier cycle. Cependant la valeur à un point donné (dépendant de la méthode de quantification utilisée) ne reflète pas forcément les problèmes et fonctions à venir qui peuvent n'apparaître qu'après plusieurs cycles.

Avec la méthode ARSC, les flux environnementaux du premier cycle de revalorisation sont pris en compte.

Méthodes qui prennent en compte les alternatives sans revalorisation

Problème posé : Choix de traitement pour un déchet donné

Méthode ACV n°4 : Valeur environnementale

Intitulé de la méthode : « Valeur environnementale »

Source(s) : Karlsson (94), Fleischer (94), Heintz (91), Fava et al. (90), Vigon et al.(93)...

Type de méthode : Méthode qui prend en compte les alternatives sans revalorisation

Description

Cette méthode attribue à chaque filière de revalorisation la différence entre les flux environnementaux de la revalorisation et les flux environnementaux de la production à partir de ressources naturelles.

Il existe **quatre versions** pour évaluer cette différence :

La **version 1**, « l'alternative de même nature », considère la revalorisation et son alternative vierge aboutissant à des entités physiques de même nature. L'alternative vierge peut cependant aboutir à des entités physiques de qualité supérieure. Lorsqu'on ne parvient pas à obtenir des ressources de même nature ou simplement de qualité inférieure, on ne retranche tout simplement pas de flux environnementaux (Fleischer (94)).

La **version 2**, « l'alternative de même qualité » considère la revalorisation et son alternative vierge aboutissant à des entités physiques de même qualité (de revalorisation) (Karlsson (94)).

La **version 3**, « l'alternative générant le même produit fini » considère la revalorisation et son alternative vierge aboutissant à des produits finis identiques (Fava et al. (90), Vigon et al. (93)).

La **version 4**, « l'alternative générant la même fonction » est le cas général. On considère alors la revalorisation et son alternative vierge remplissant des services identiques (Heintz (91), Karlsson (94)).

Cas simple

Tableau 55 : Variables considérées pour la « méthode de la valeur environnementale » (cas simple)

Variable	Définition
T	Flux environnementaux si le déchet 1 n'est pas revalorisé et subit un traitement final
V	Identique pour déchet 2
V'	Flux environnementaux si la fonction 1 est remplie à partir de ressources vierges
V''	Identique pour la fonction 2

Figure 30 : Vie de ressource considérée avec les alternatives sans revalorisation pour la « méthode de la valeur environnementale » (cas simple)

Tableau 56 : Flux environnementaux affectés à chaque filière de traitement pour la « méthode de la valeur environnementale » (cas simple)

Cas considéré Flux environnementaux affectés à la filière de traitement Cas 1R - VCas 2R' - V' Cas 3T Il existe quatre versions de cette méthode pour le calcul de R - V ou de R' - V'.

Version 1 : Méthode de l'alternative de même nature

Tableau 57 : Variables considérées pour la Version 1 de la « méthode de la valeur environnementale » (cas simple)

Variable Définition R_m Flux environnementaux d'une filière de revalorisation du déchet 1 aboutissant à une certaine ressource V_m Flux environnementaux d'une filière de production à partir de ressources vierges aboutissant à une ressource de même nature. R'_m et V'_m Définitions identiques, mais la filière de revalorisation est cette fois-ci appliquée au déchet 2

Tableau 58 : Flux environnementaux affectés à chaque filière de traitement pour la version 1 de la « méthode de la valeur environnementale » (cas simple)

Version 2 : Version de l'alternative de même qualité

Tableau 59 : Variables considérées pour la Version 2 de la « méthode de la valeur environnementale » (cas simple)

Variable Définition R_q Flux environnementaux d'une filière de revalorisation du déchet 1 aboutissant à une certaine ressource V_q Flux environnementaux d'une filière de production à partir de ressources vierges aboutissant à une ressource de même qualité. R'_q et V'_q Définitions identiques, mais la filière de revalorisation est cette fois-ci appliquée au déchet 2

Tableau 60 : Flux environnementaux affectés à chaque filière de traitement pour la version 2 de la « méthode de la valeur environnementale » (cas simple)

Cas Flux environnementaux affectés à la filière de traitement Cas 1R_q - V_q Cas 2R'_q - V'_q Cas 3T''

La qualité correspond à son "potentiel d'utilisation". Encore une fois on analyse certaines données physiques. Par exemple des fibres cellulosiques de grande taille sont de meilleure qualité que des fibres courtes. La taille des fibres cellulosiques pourrait être un indice de leur qualité.

Version 3 : Méthode de l'alternative générant le même produit fini

Tableau 61 : Variables considérées pour la Version 3 de la « méthode de la valeur environnementale » (cas simple)

Variable Définition R_p Flux environnementaux d'une filière de revalorisation du déchet 1 aboutissant à un produit fini donné V_p Flux environnementaux d'une filière de production à partir de ressources vierges aboutissant à un produit fini identique. R'_p et V'_p Définitions identiques, mais la filière de revalorisation est cette fois-ci appliquée au déchet 2

Tableau 62 : Flux environnementaux affectés à chaque filière de traitement pour la version 3 de la « méthode de la valeur environnementale » (cas simple)

Cas Flux environnementaux affectés à la filière de traitement Cas 1R_p - V_p Cas 2R'_p - V'_p Cas 3T''

Version 4 : Méthode de l'alternative remplissant la même fonction

Tableau 63 : Flux environnementaux affectés à chaque filière de traitement pour la version 4 de la « méthode de la valeur environnementale » (cas simple)

Cas Flux environnementaux Cas 1R - VCas 2R' - V' Cas 3T''

On retrouve ici les variables telles qu'elles ont été définies précédemment. Par exemple pour le traitement de déchets de plastiques en fabriquant des piquets de vignes, on affecte les flux environnementaux de la

production de piquets de vignes en plastiques recyclé soustrait des flux environnementaux de la production de piquets de vignes à partir de bois.

Critique des différentes versions

La **version 1** peut amener beaucoup de variations. Une alternative vierge conduisant à des entités physiques de qualité supérieure risque d'être beaucoup plus polluante que la revalorisation et amènerait une affectation d'une importante quantité de flux environnementaux négatifs. A l'opposé ne retrancher aucun flux environnementaux dans certains cas risque de sous-estimer les bénéfices de la production de ressources secondaire.

Dans la **version 2**, la prise en compte de la qualité est une amélioration théorique. Cependant le concept de qualité reste à définir et les méthodologies de quantification restent à trouver. La qualité (de revalorisation) reflète le potentiel d'utilisation de la ressource secondaire et non pas son devenir réel. De nombreux emballages sont par exemple dits « recyclables » et collectés mais ne sont pas en réalité recyclés au maximum de leur possibilités (voire pas recyclés du tout).

La **version 3** analyse la filière de revalorisation jusqu'à la production d'un produit. Le devenir réel est alors analysé. Cependant arriver au même produit à partir de ressources naturelles n'est parfois pas la véritable alternative. Par exemple, fabriquer des piquets de vigne en plastique mélangés ne permet pas de remplacer la production de piquets de vigne en plastique vierge (les piquets de vigne ne sont habituellement pas réalisés en plastique).

La **version 4** est la plus complète.

Cas complexe

On considère le cas général de la version 4 pour le cas théorique.

Tableau 64 : Variables considérées pour la méthode de la valeur environnementale (cas complexe)

Effets environnementaux pour remplir à partir de ressources naturels la fonction : Variable Quantité choisie $2E'_{20,53}bE'_{3b0,7}$

Tableau 65 : Flux environnementaux affectés à chaque filière de traitement pour la « méthode de la valeur environnementale » (cas complexe); scénario initial

Equations Résultats numériques Etape 2- $(E_2 - E'_{2})-0,3$ Etape 3b- $(E_{3b} - E'_{3b})-0,5$ Etape 4d $E_{4d}0,3$

Tableau 66 : Comparaison de filières de revalorisation par la « méthode de la valeur environnementale » suivant les scénarios

Scénario Filière 2 Filière 3b Scénario initial-0,3-0,5 Canalisée polluante-0,3-0,5 Canalisée utile-3,8-0,5

Analyse des scénarios

Tableau 67 : Comparaison de filières de revalorisation par la « méthode de la valeur environnementale »

suivant les scénarios

Scénario Filière 2 Filière 3b Scénario initial-0,3-0,5 Canalisée polluante-0,3-0,5 Canalisée utile-3,8-0,5

La méthode 4 aboutit aux mêmes conclusions que la méthode ARSC : pour les deux premiers scénarios la filière 3b est la moins polluante (avec une bien plus faible différence que pour la méthode ARSC pour le deuxième scénario) et pour le troisième scénario la filière est la meilleure filière sur la plan environnemental.

Figure 31 : Différence entre les effets environnementaux affectés à la filières 2 et les effets environnementaux affectés à la filière 3b par la méthode 4 et par la méthode ARSC (par la procédure des effets évités).

Critiques

De façon générale cette méthode ne prend pas en compte des revalorisations plus loin que le premier cycle de revalorisation et même moins loin pour les versions 1, 2 et 3. Au niveau de l'analyse des fonctions, cette méthode considère une alternative vierge, pourtant d'autres revalorisations conduisant à la même fonction seraient aussi envisageables.

A l'opposé, la méthode ARSC étudie le devenir d'une ressource jusqu'à la première fonction et au delà à travers tous les cycles. Le fait que remplir une fonction puisse permettre d'éviter des systèmes utilisant des ressources vierges est un aspect pris en compte par la méthode développée dans le cadre d'une analyse de fonction par la procédure de l'impact évité. La méthode ARSC ne s'est pas restreinte à cette procédure d'analyse des fonctions.

Annexe II : Analyses détaillées des méthodes ACV existantes pour la comparaison de différents produits ou services (Problème 2)

Introduction

21 méthodes appliquées à la comparaison de différents produits ou services sont ici décrites.

Trois approches principales se distinguent :

- les **méthodes de découpage** qui en considèrent qu'une fraction de la vie de la ressource
- les **méthodes qui prennent en compte les alternatives sans revalorisation** qui étendent le système à d'autres processus : des productions à partir de ressources naturelles et/ou des traitements finals représentant des alternatives aux traitements par revalorisation.
- les **méthodes qui prennent en compte la vie complète de la ressource**

Cas théorique simple

Nous définissons un cas simple théorique. On considère une étape initiale remplissant une fonction et générant un déchet 1. Ce déchet est utilisé dans une étape de revalorisation remplissant une fonction 2 et un nouveau déchet (le déchet 2) est généré. Ce déchet est utilisé dans une nouvelle étape remplissant une fonction 3 et générant le déchet 3 qui subit pour finir un traitement final. Cette vie de ressource permet de définir 3 cas associés à chaque fonction. On considère aussi une étape initiale sans revalorisation du déchet produit qui permet de définir le cas 4.

Tableau 68 : Définition de variables pour le cas simple

Variable	Définition
V	Flux environnementaux de l'étape initiale
R	Flux environnementaux de l'étape de revalorisation remplissant la fonction 2
R'	Flux environnementaux de l'étape de revalorisation remplissant la fonction 3
T	Flux environnementaux de l'étape finale appliquée au déchet 3 ou au déchet 4.

Figure 32 : Vie de ressource considérée permettant de définir les cas 1, 2 et 3 (cas simple)

Figure 33 : Vie de ressource pour le cas 4 (pas de revalorisation)

Cas théorique complexe

On reprend le cas complexe défini en annexe 1 (voir figure 2 et tableaux 2 et 3).

Tableau 69 : Effets environnementaux et « utilité » choisis arbitrairement pour chaque étape dans le cadre des scénarios « distribuée polluante » et « distribuée utile »

Scénario	« distribuée polluante »	« distribuée utile »	Etapes	Effets environne- mentaux (E)	« Utilité »	Effets environne- mentaux (E)	« Utilité »
m	1	1	a	20,20	11	30,30	11
e	50,20	50,20	b	53a	20,53	40,70	284a
n	0,20	0,20	c	20,30	20,33	40,70	284a
t	0,20	0,20	d	30,30	20,33	40,70	284a
a	0,20	0,20		30,30	20,33	40,70	284a
u	0,300	0,300		304b	0,300	304c	400,304d
x	0,300	0,300		400,304d	400,30		

Le scénario « distribuée polluante » est conçu pour que la cascade distribuée où le déchet 1 connaît un devenir habituel génère beaucoup d'effets environnementaux. Le scénario « distribuée utile » est conçu pour que ce système cascade génère beaucoup de fonctions utiles. Pour chaque scénario, l'étape 2 est comparée à une alternative sans revalorisation I_2 remplissant la même fonction (ni utilisation de déchet ni génération de déchets revalorisés). Cette comparaison sera reprise lors de l'application de la méthode ARSC.

Figure 34 : Alternative sans revalorisation remplissant la même fonction que l'étape 2 de l'exemple théorique complexe

Tableau 70 : Variables considérées pour l'alternative sans revalorisation par unité de quantité de flux anthropique

Effets environnementaux de l'étape I_2 $E_{I_2} = 0,4$ Effets environnementaux de l'étape T_2 $E_{T_2} = 0,2$

Toutes les méthodes analysent un système sans revalorisation en additionnant les impacts de l'étape initiale aux impacts du traitement final.

Tableau 71 : Flux environnementaux associés à la fonction 2 remplie par l'étape I_2 sans revalorisation

Equation Valeur numérique Pour une unité $E_{I_2} + E_{T_2} = 0,6$ Pour la quantité considérée dans l'étape 2 $a_{23}(E_{I_2} + E_{T_2}) = 0,138$

Lors de la comparaison de l'étape 2 et de l'étape I_2 pour remplir la fonction 2, le scénario « initial » est conçu pour donner l'étape 2 comme meilleure sur le plan environnemental (avec une faible différence) si l'on prend en compte les problèmes environnementaux et fonctions de la cascade canalisée et de la cascade distribuée. Le scénario « canalisée polluante » est conçu pour donner l'étape I_2 comme meilleur choix avec une large différence. Le scénario « canalisée utile » est conçu pour donner l'étape 2 comme meilleur choix avec une large différence. L'étape 2 est aussi le meilleur choix pour le scénario « distribuée polluante ». Par contre le scénario « distribuée utile » est conçu pour donner l'étape I_2 comme meilleur choix avec une large différence. Seule la méthode ARSC, pour l'analyse de même cas théorique au chapitre VII, permet de rendre compte de façon complète de cette situation.

Les résultats affectés à l'étape 2 et à l'étape I₂ suivant les scénarios sont présentés pour chaque méthode. Puis chaque méthode est comparée à la méthode ARSC (par la procédure des impacts évités; tableau VII-39) en comparant la différence entre les effets environnementaux lorsque la fonction 2 est remplie par l'étape 2 et lorsqu'elle est remplie par l'étape I₂.

Méthodes de « découpage »

Problème posé : Choix de produit ou service remplissant une fonction donnée

Méthode ACV n°1 : Méthode courante

Intitulé de la méthode : « Méthode courante »

Source(s) : Fava et al.(90), Heijungs (92), Rousseaux (93)...

Type de méthode : Méthode de découpage

Description

Avec cette méthode, la **génération de déchets revalorisés** est prise en compte par l'absence de traitement final et l'**utilisation de déchets au sein des produits considérés** est prise en compte en étudiant les processus de revalorisation et l'absence de production à partir de ressources naturelles.

Considérons un réfrigérateur utilisant des CFC produits à partir de ressources naturelles. Lors de la mise au rebut des réfrigérateurs, les CFC sont recyclés au sein de climatiseurs. Supposons de plus qu'à la fin de la vie des climatiseurs, ceux-ci soient transportés dans une décharge où les CFC sont émis dans l'atmosphère. Par la méthode « courante », les pollutions dues au transport des CFC en décharge et les émissions de CFC sont affectées au climatiseur et non pas au réfrigérateur. Si les CFC n'étaient pas recyclés, ces flux environnementaux seraient affectés au réfrigérateur.

Cas simple

Tableau 72 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode « courante » (cas simple)

Cas flux environnementaux Cas 1V Cas 2R Cas 3R' + TCas 4V + T

Cas complexe

Tableau 73 : Effets environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode « courante » (cas complexe)

Fonction Méthode courante Fonction 1E₁ + a₁₄E_{4d} Fonction 2a₁₂E₂ + a₂₄E_{4b} Fonction 3aa₂₃E_{3a} + a₂₃E_{4a} Fonction 3ba₁₃E_{3b} + a₁₃E_{4c} Additivité oui

Analyse des scénarios

Tableau 74 : Résultats par la méthode courante suivant les scénarios

Méthode 1 : "Méthode courante" Scénario Etape 2 Etape I₂ alternative vierge Scénario initial 0,0960,138 Canalisée polluante 0,0960,138 Canalisée utile 0,0960,138 Distribuée polluante 0,0960,138 Distribuée utile 0,0960,138

Dans tous les scénarios la méthode 1 donne l'étape 2 comme sensiblement meilleure que l'étape I₂ avec la

même différence. On rejoint ainsi les conclusions de la méthode ARSC dans les premiers, deuxièmes et troisièmes scénarios, mais sans une analyse aussi complète. Pour les deux autres scénarios, les résultats sont inversés.

Figure 35 : Différence entre les effets environnementaux affectés à l'étape 2 et les effets environnementaux affectés à l'étape 1 par la méthode 1 et par la méthode ARSC

Critiques

Cette méthode simple est la plus couramment utilisée à l'heure actuelle. Avec cette méthode, générer des déchets revalorisés est toujours vue comme mieux que leur traitement final. Aucune différence n'est faite entre tous les cas de revalorisation. La composition ou la qualité du déchet revalorisé sortant n'est pas prise en compte. Produire une entité physique "toxique" ou une ressource de "grande qualité" sera vu comme similaire si elle est revalorisée. Pourtant dans un cas, la revalorisation risque de repousser à plus tard les émissions toxiques, dans l'autre de nombreuses propriétés sont susceptibles d'être mises à profit grâce aux revalorisations. De la même façon on ne considère pas ce qu'il allait advenir du déchet revalorisé au sein de l'étape considérée.

Problème posé : Choix de produit ou service remplissant une fonction donnée

Méthode ACV n°2 : Méthode Östermark

Intitulé de la méthode : « Méthode Östermark »

Source(s) : Östermark (95) (Université de Chalmers, Suède) ou Bussemey (94) (CSTB, Grenoble).

Type de méthode : Méthode de « découpage »

Description

Cette méthode modifie l'affectation des flux environnementaux du traitement final par rapport à la méthode courante. Au lieu d'affecter systématiquement comme dans la méthode courante les flux environnementaux du traitement final aux systèmes qui génèrent des déchets finals, ceux-ci sont affectés au système qui utilise des ressources vierges. Dans le cas d'une étape de revalorisation, c'est à dire lorsque des déchets sont utilisés au sein de l'étape, les flux environnementaux du traitement final ne sont pas affectés.

Reprenons l'exemple considéré pour la méthode 1. Les pollutions dues au transport des CFC en décharge et les émissions de CFC sont alors affectées au réfrigérateur utilisant des CFC et non pas au climatiseur qui les recycle.

Cas simple

Tableau 75 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode Östermark (cas simple)

Cas Flux environnementaux Cas 1V + TCas 2RCas 3R'Cas 4V + T

Cas complexe

Tableau 76 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode Östermark (cas complexe); scénario initial

Fonction Equations Résultats numériques Fonction 1E₁ + a₂₃E_{4a} + a₂₄E_{4b} + a₁₃E_{4c} + a₁₄E_{4d} 1,300
Fonction 2a₁₂E₂₀ 0,066
Fonction 3aa₂₃E_{3a} 0,046
Fonction 3ba₁₃E_{4c} 0,066
Additivité oui
Somme = 1,478

Analyse des scénarios

Tableau 77 : Résultats par la méthode « Östermark » suivant les scénarios

Scénario	Etape 2	Etape 1 ₂	alternative vierge	Scénario initial	0,0660,138	Canalisée	polluante	0,0660,138	Canalisée
	utile	0,0660,138	Distribuée	polluante	0,0660,138	Distribuée	utile	0,0660,138	

Les résultats sont identiques à ceux de la méthode précédente mais avec une plus grande différence entre les effets environnementaux affectés.

Figure 36 : Différence entre les effets environnementaux affectés à l'étape 2 et les effets environnementaux affectés à l'étape 1₂ par la méthode 2 et par la méthode ARSC

Critiques

La méthode "Östermark" ne fait pas de différence entre les scénarios. Pour l'étape 2, cette méthode ne considère pas les traitements finals des déchets générés ce qui explique les effets environnementaux inférieurs attribués à l'étape 2 par rapport à la méthode 1 (cas complexe). Cette méthode contient l'idée qu'un matériau extrait va finir dans l'environnement même s'il est revalorisé.

Cependant produire à partir de matières vierges un matériau de haute qualité qui sera effectivement revalorisé de nombreuses fois dans des produits utiles ne se verra attribuer que les impacts du traitement des déchets et pas de bénéfices. De même utiliser un déchet "utile" (de bonne qualité et effectivement utilisé efficacement habituellement) en le rendant plus polluant et en l'utilisant peu efficacement ne se verra attribuer aucun des impacts en aval.

De plus au lieu de déterminer sous quelle forme les polluants vont rejoindre la nature à terme, il peut s'avérer que l'on considère comme traitement final, le traitement habituel de ce déchet ou « a priori » un bon traitement. Pourtant bien souvent le recyclage peut amener une dispersion des polluants contenus dans le déchet en leur faisant éviter un traitement approprié. C'est notamment vrai dans le cas de recyclage dans des matériaux de construction pour lesquels cette méthode a été développée (Bussemey (94)). De plus si les traitements finals réels ne sont pas pris en compte l'additivité au niveau de la vie de la ressource n'est plus respectée.

La **méthode ARSC** étudie systématiquement tout le devenir des déchets et non pas seulement leur traitement final lorsque des ressources vierges sont utilisées.

Problème posé : Choix de produit ou service remplissant une fonction donnée

Méthode ACV n°3 : Méthode GEP

Intitulé de la méthode : « Méthode GEP »

Source(s) : Etude commanditée par GEP (General Electric Plastics) (Mekel et al. (90)

Type de méthode : Méthode de découpage

Description

Cette méthode est une amélioration de la méthode courante où l'on donne un bonus à génération de déchets revalorisés. Elle prend en compte la génération de ressources revalorisée en soustrayant une part des flux environnementaux du système. Un facteur « de dépréciation » est alors censé prendre en compte la baisse de qualité de la ressource et les flux environnementaux de la revalorisation.

Cas simple

Soient a et b les « facteurs de dépréciation » pour le cas 1 et 2 respectivement. a et b sont inférieurs à 1.

Tableau 78 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode "GEP" (cas simple)

Cas Flux environnementaux Cas 1(1-a)VCas 2(1-b)RCas 3R' + TCas 4V + TCas **cas complexe**

Tableau 79 : Définition des « facteurs de dépréciation » suivant les scénarios

Variable	Définition	Scénario initial	Canalisée polluante	Canalisée utile	Distribuée polluante	Distribuée utile	Facteur de dépréciation
1	Facteur de dépréciation lors de la revalorisation vers l'étape 2	2/32/312/32/3y					
2	Facteur de dépréciation lors de la revalorisation vers l'étape 3	1/21/411/21/2z					
3	Facteur de dépréciation lors de la revalorisation vers l'étape 6	1/21/411/21/2z					

Tableau 80 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode GEP (cas complexe)

Fonction	Equations	Résultats numériques
1	$E_1 - a_1 x E_1 - a_1 z E_1 + a_1 4 E_4$	0,772
2	$a_1 2 E_2 - a_2 3 y E_2 + a_2 4 E_4$	0,221
3	$a_2 3 E_3 a + a_2 3 E_4 a$	0,115
3	$b a_1 3 E_3 b + a_1 3 E_4 c$	0,165

Additivité Non Somme = 1,273

Analyse des scénarios

Tableau 81 : Résultats pour la méthode GEP suivant les scénarios

Etape 2	Etape 1 ₂	alternative vierge	Scénario initial	0,0730,138	Canalisée	polluante	0,0850,138	Canalisée
utile	0,0500,138	Distribuée	polluante	0,0730,138	Distribuée	utile	0,0730,138	

Comme pour les méthodes précédentes, la méthode GEP trouve systématiquement l'étape 2 meilleure sur le plan environnemental. La méthode GEP par les modifications des valeurs du facteur de dépréciation permet de tenir compte de la pollution par la filière 2 dans le deuxième scénario et de l'utilité de la filière 2 dans le troisième scénario. Les scénarios « distribuée polluante » et « distribuée utile » n'amènent pas de changement.

Figure 37 : Différence entre les effets environnementaux affectés à l'étape 2 et les effets environnementaux affectés à l'étape I₂ par la méthode 3 et par la méthode ARSC

Critiques

La définition du facteur de dépréciation pose des problèmes, en effet il est obtenu de manière totalement subjective et le résultat est extrêmement dépendant de la valeur choisie. La méthode GEP ne prend pas en compte des aspects plus en aval ni des traitements évités par l'utilisation d'un certain déchet. De plus cette méthode n'est pas additive.

La **méthode ARSC** étudie la réalité du devenir des déchets et ne se limite pas à donner un bonus à la génération de déchets revalorisés.

Problème posé : Choix de produit ou service remplissant une fonction donnée

Méthode ACV n°4 : Boucle fermée

Intitulé de la méthode : « Boucle fermée »

Source(s) : Lübkert et al. (91)

Type de méthode : Méthode de découpage

Description

Cette méthode considère que la revalorisation se fait toujours dans le même produit : une boucle ouverte est vue comme une boucle fermée. Deux possibilités existent pour le choix du taux de revalorisation, soit le taux d'utilisation des déchets revalorisés, soit le taux de génération de déchets revalorisés. Nous choisissons dans ce travail comme Ekvall (94) le taux le plus élevé.

Cas simple

Tableau 82: Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode « boucle fermée » (cas simple)

Cas Flux environnementaux Cas 1R Cas 2R Cas 3R' + TCas 4V + T

Cas complexe

Tableau 83 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode "boucle fermée" (cas complexe); scénario initial

Fonction Equations Résultats numériques
Fonction 1 $a_{14}E_1 + a_{12}E_2 + a_{13}E_3 + a_{14}E_4$ 0,574
Fonction 2 $a_{12}E_2 + a_{24}E_4$ 0,096
Fonction 3 $a_{23}E_3 + a_{23}E_4$ 0,115
Fonction 3 $a_{13}E_3 + a_{13}E_4$ 0,165
Additivité NonSomme = 0,950

Analyse des scénarios

Tableau 84 : Résultats pour la méthode "boucle fermée" suivant les scénarios pour la comparaison entre l'étape 2 et l'alternative vierge I₂.

Scénario Etape 2 Etape I₂ alternative vierge Scénario initial 0,0960,138 Canalisée polluante 0,0960,138 Canalisée utile 0,0960,138 Distribuée polluante 0,0960,138 Distribuée utile 0,0960,138

La méthode de la boucle fermée ne fait pas de différence entre les scénarios. Elle juge l'étape 2 meilleure que l'étape I₂ comme précédemment.

Figure 38 : Différence entre les effets environnementaux affectés à l'étape 2 et les effets environnementaux affectés à l'étape I₂ par la méthode 4 et par la méthode ARSC

Critiques

La méthode est relativement correcte lorsque le produit se fait effectivement dans le même produit ou dans un produit très similaire. Le fait que la génération de déchets revalorisés ne soit prise en compte que quand le taux de génération de déchet revalorisé est supérieur au taux d'utilisation de déchets revalorisés est un défaut de la méthode. Cette méthode modifie le système pour pouvoir l'analyser. Elle n'est pas additive.

Problème posé : Choix de produit ou service remplissant une fonction donnée

Méthode ACV n°5 : Perte d'utilisation

Intitulé de la méthode : « Perte d'utilisation »

Source(s) : Brouwer & Lindeijer (93) et Lindeijer (94)

Type de méthode : Méthode de découpage

Description

Brouwer & Lindeijer (93) ont développé l'idée de distribuer les flux environnementaux de l'étape initiale aux différents produits le long de la vie de la ressource en considérant la qualité des déchets générés. La méthode de la perte d'utilisation ainsi que les deux méthodes suivantes modifient ainsi la méthode courante en affectant différemment les flux environnementaux de l'étape initiale. Pour ce qui est des flux environnementaux de la revalorisation et du traitement final, la même affectation que pour la méthode courante est réalisée.

Dans le cadre de la méthode de la perte d'utilisation Brouwer & Lindeijer (93) et Lindeijer (94) affectent les flux environnementaux de l'étape initiale aux étapes faisant baisser la qualité de la ressource lors de l'utilisation de celle-ci, c'est la méthode de la "perte d'utilisation". On affecte alors ces flux environnementaux en proportion de ΔQ , la **perte de qualité**, qui est la différence entre la qualité de la ressource entrant dans l'étape et la qualité du déchet généré par l'étape.

Cas simple

On définit Q_1 , Q_2 et Q_3 , comme sur la figure.

Figure 39 : Vie de ressource et variables considérées dans le cas théorique simple pour les méthodes 5, 6 et 7 (méthodes Lindeijer)

Tableau 85 : Calcul de la différence entre la qualité du déchet généré et la qualité du déchet généré par l'usage suivant

Cas ΔQ (Différence entre la qualité du déchet généré et la qualité du déchet généré par l'usage suivant)
Cas 1 $Q_1 - Q_2$
Cas 2 $Q_2 - Q_3$
Cas 3 $Q_3 - Q_T$
Cas 4 $Q_1 - Q_T$

Pour chaque cas, on obtient la part des flux environnementaux de l'étape initiale en multipliant ΔQ aux flux environnementaux de l'étape initiale. Dans le cas 1, On affectera alors $(Q_1 - Q_2)V$ au cas 1.

Tableau 86 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode de la perte d'utilisation (cas simple)

Flux environnementaux Cas 1 $(Q_1 - Q_2) V$ Cas 2 $(Q_2 - Q_3) + R$ Cas 3 $(Q_3 - Q_T) V + R' + T$ Cas 4 $(Q_1 - Q_T) V + T = V + T$

Cas complexe

Tableau 87 : Qualité du déchet sortant de chaque étape

Variable Définition Quantité choisie Q_1 Qualité des ressources naturelles entrant l'étape 1 Q_2 Qualité du déchet entrant l'étape 2 Q_3 Qualité du déchet entrant l'étape 3a Q_3 Qualité du déchet entrant l'étape 3b Q_4 Qualité du déchet entrant les étapes 4a, 4b, 4c ou 4d

Ces données sont fixées de manière relativement arbitraire.

Tableau 88 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode "perte d'utilisation" (cas complexe), « scénario initial »

Fonction Equations Résultats numériques
 Fonction 1 $a_{12}(Q_1 - Q_2)E_1 + a_{13}(Q_1 - Q_{3b})E_1 + a_{14}(Q_1 - Q_4)E_1 + a_{14}E_{4d}$ 0,772
 Fonction 2 $a_{12}E_2 + a_{23}(Q_2 - Q_{3a})E_1 + a_{24}(Q_2 - Q_4)E_1 + a_{24}E_{4b}$ 0,239
 Fonction 3 $a_{23}E_{3a} + a_{23}(Q_{3a} - Q_4)E_1 + a_{23}E_{4a}$ 0,192
 Fonction 3b $a_{13}E_{3b} + a_{13}(Q_{3b} - Q_4)E_1 + a_{13}E_{4c}$ 0,275
 Additivité Oui 1,478

Le fait que le l'étape 3a remplit une fonction très utile dans le scénario « canalisée utile » est pris en compte en considérant que la qualité de la ressource ne diminue pas lors de l'utilisation de la ressource dans l'étape 2. $Q_3 = Q_2$ dans le scénario « canalisée utile ».

Analyse des scénarios

Tableau 89 : Résultats par la méthode "perte d'utilisation" suivant les scénarios

Etape 2 Etape I_2 alternative vierge Scénario initial 0,2390,138 Canalisée polluante 0,2390,138 Canalisée utile 0,1960,138 Distribuée polluante 0,2390,138 Distribuée utile 0,2390,138

A l'opposé des méthodes précédentes, cette méthode donne l'étape I_2 comme meilleure que l'étape 2 sur le plan environnemental quel que soit le scénario. Les conclusions sont ainsi similaires à celles de la méthode ARSC pour les scénarios « canalisée polluante » et « distribuée utile ».

Figure 40 : Différence entre les effets environnementaux affectés à l'étape 2 et les effets environnementaux affectés à l'étape I_2 par la méthode 5 et par la méthode ARSC

Critiques

La méthode permet de prendre en compte une diminution des effets environnementaux affectés dans le scénario « canalisée utile ». Tous les autres scénarios sont analysés de manière identique.

Problème posé : Choix de produit ou service remplissant une fonction donnée

Méthode ACV n°6 : Perte d'entrée

Intitulé de la méthode : « Perte d'entrée »

Source(s) : Lindeijer (94)

Type de méthode : Méthode de découpage

Description

Lindeijer (94) propose d'affecter les flux environnementaux de la production à partir de matières vierges aux étapes ayant un entrant de déchet à une qualité trop haute, c'est la méthode de la "perte d'entrée".

La notion de "perte d'entrée" provient de la notion de "appropriate fit" développé par Sirkin & Houten ten (94). Les produits qui utilisent une ressource à une qualité haute empêchent la disponibilité pour d'autres systèmes qui ont besoin eux d'une qualité de ce niveau. Ainsi on considère que les flux d'extraction devront être affectés proportionnellement au niveau de qualité du déchet entrant. Pour que le résultat soit correct Lindeijer (94) propose une normalisation.

Cas simple

Pour normaliser, nous divisons par $(Q_1 + Q_2 + Q_3)$ les sommes affectées au départ.

Tableau 90 : Affectation des flux environnementaux de l'étape initiale à chaque fonction avant et après normalisation

Cas	Affectation avant normalisation	Affectation après normalisation
1	Q_1	$V(Q_1/(Q_1 + Q_2 + Q_3))$
2	Q_2	$V(Q_2/(Q_1 + Q_2 + Q_3))$
3	Q_3	$V(Q_3/(Q_1 + Q_2 + Q_3))$
	Somme	$(Q_1 + Q_2 + Q_3) V$

Il reste à ajouter les flux du traitement final et de la revalorisation comme pour la méthode courante.

Tableau 91 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode de la perte d'entrée (cas simple). Prise en compte de tous les types de flux environnementaux.

Cas	flux environnementaux
1	$(Q_1/(Q_1 + Q_2 + Q_3)) V + R$
2	$(Q_2/(Q_1 + Q_2 + Q_3)) V + R'$
3	$(Q_3/(Q_1 + Q_2 + Q_3)) V + T$
4	$V + T$

Cas complexe

Tableau 92 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode "perte d'entrée" (cas complexe); « scénario initial »

FonctionEquationsRésultats numériquesFonction 1 $Q_1 / (Q_1 + a_{12}Q_2 + a_{23}Q_{3a} + a_{13}Q_{3b})E_1 + a_{14}E_{4d}0,813$ Fonction 2 $a_{12}E_2 + a_{12}Q_2 / (Q_1 + a_{12}Q_2 + a_{23}Q_{3a} + a_{13}Q_{3b})E_1 + a_{24}E_{4b} 0,252$ Fonction 3 $a_{a23}E_{3a} + a_{23}Q_{3a} / (Q_1 + a_{12}Q_2 + a_{23}Q_{3a} + a_{13}Q_{3b})E_1 + a_{23}E_{4a}0,170$ Fonction 3 $b_{a13}E_{3b} + a_{13}Q_{3b} / (Q_1 + a_{12}Q_2 + a_{23}Q_{3a} + a_{13}Q_{3b})E_1 + a_{13}E_{4c}0,243$ AdditivitéOuiSomme = 1,478

Analyse des scénarios

Dans le scénario « distribuée utile » Q_{3b} prend une valeur de 1 comme Q_1 , la qualité demeure identique.

Tableau 93 : Résultats par la méthode "perte d'entrée" suivant les scénarios

ScénarioEtape 2Etape I_2 alternative viergeScénario initial0,2520,138Canalisée polluante0,2520,138Canalisée utile0,2520,138Distribuée polluante0,2520,138Distribuée utile0,2310,138

Cette méthode favorise l'étape I_2 par rapport à l'étape 2. Elle donne des résultats identiques pour tous les scénarios sauf pour le scénario « distribuée utile ».

Figure 41 : Différence entre les effets environnementaux affectés à l'étape 2 et les effets environnementaux affectés à l'étape I_2 par la méthode 6 et par la méthode ARSC

Critiques

Ainsi cette méthode favorise l'utilisation de déchet. S'il est justifié d'utiliser un déchet à la qualité la plus haute possible pour permettre d'allonger la vie de la ressource, il ne semble pas justifié d'utiliser un déchet qui a d'autres utilisations beaucoup plus « utiles » comme dans le cas de ce scénario.

Le fait qu'un déchet doit être utilisé à la qualité la plus haute possible est pris en compte avec la **méthode ARSC** par l'analyse de la « cascade canalisée ». Utiliser des déchet qui ont d'autres utilisations plus utiles se verra affecter plus d'effets environnementaux (à l'inverse de cette méthode) et passe par l'analyse de la « cascade distribuée ».

Problème posé : Choix de produit ou service remplissant une fonction donnée

Méthode ACV n°7 : Combinaison des pertes

Intitulé de la méthode : « Combinaison des pertes »

Source(s) : Lindeijer (94)

Type de méthode : Méthode de découpage

Description

Lindeijer (94) pose que les pertes d'utilisation et les pertes d'entrant sont d'égale gravité. Ceux-ci amènent en effet la génération du même type de stocks d'entités physiques de qualité trop basse et doivent donc être pris en compte simultanément affectés du même poids. Une moyenne est ainsi faite entre la perte d'utilisation et la perte d'entrant.

Cas simple

Tableau 94 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode "combinaison des pertes" (cas simple)

Flux environnementaux Cas 1 $1/2 (Q_1 - Q_2) V + 1/2 (Q_1 / (Q_1 + Q_2 + Q_3)) V$ Cas 2 $1/2 (Q_2 - Q_3) + 1/2 (Q_2 / (Q_1 + Q_2 + Q_3)) V + R$ Cas 3 $1/2 (Q_3 - Q_T) V + 1/2 (Q_3 / (Q_1 + Q_2 + Q_3)) V + R' + T$ Cas 4 $V + T$

Cas complexe

Les effets environnementaux affectés à chaque fonction s'obtiennent par la moyenne des résultats obtenus par les deux méthodes précédentes.

Figure 42 : Différence entre les effets environnementaux affectés à l'étape 2 et les effets environnementaux affectés à l'étape 1₂ par la méthode 7 et par la méthode ARSC

Critiques générales des méthodes Lindeijer

Les approches Lindeijer mettent ainsi en lumière l'importance de la notion de qualité. Pourtant cette notion est pour le moment mal définie. Une quantification basée sur une donnée physique ne pourrait pas donner satisfaction dans le cas de revalorisation très variées où différents types de propriétés sont mises en jeu. Par ailleurs, une méthode de quantification universelle de la qualité n'existe pas et risque même dans le futur de demeurer très qualitative. C'est un problème car la méthode de quantification de la qualité risque d'avoir une influence cruciale sur les résultats.

Ces méthodes abordent le problème de l'affectation des impacts environnementaux de l'étape initiale. Pourtant le même type de raisonnement pourrait être développé pour les **étapes finales**. En effet les étapes qui obligent à une baisse de qualité (que ce soit par perte d'entrant ou par perte d'utilisation) vont non seulement obliger de nouvelles productions à partir de ressources naturelles mais aussi obliger un traitement final de façon plus prématurée. De même certaines baisses de qualité de ressource peuvent amener le développement de certains processus de revalorisation ayant un impact important.

Le but de ces méthodes est de ne pas analyser toute la vie de la ressource pourtant dans l'application des méthodes 6 et 7 une normalisation est opérée. Elle consiste à multiplier chaque résultats par le quotient de la somme des flux environnementaux de la vie de la ressource par la somme des flux environnementaux affectés par ces méthodes et implique donc bien une analyse de toute la vie de la ressource ce qui est en contradiction avec l'affirmation avancée.

Par ailleurs l'idée de distribuer les flux des différentes étapes de la vie d'une ressource peut être en soit critiqué. En faisant baisser la qualité d'une ressource, un processus n'amène pas forcément la production de la même ressource à partir de ressource naturelle, avec les mêmes processus que ceux qui ont été considérés lors de l'étape initiale de la ressource.

Problème posé : Choix de produit ou service remplissant une fonction donnée

Méthode ACV n°8 : Méthode Huppés

Intitulé de la méthode : « Méthode Huppés »

Source(s) : Huppés (91-93-94)

Type de méthode : Méthode de découpage

Description

La méthode du découpage selon la valeur **modifie l'affectation des flux environnementaux des revalorisations de la méthode courante**. Plutôt que d'affecter, comme dans la méthode courante, les flux environnementaux des revalorisations aux systèmes qui ont un entrant des déchets revalorisés, ces flux sont affectés en partie au système qui a généré ces déchets et en partie au système qui les utilise. Pour cela l'étape de revalorisation est décomposée en processus successifs et la valeur de la ressource est évaluée processus après processus. Tant que la ressource a une valeur de déchet (négative) les flux environnementaux des processus de revalorisation sont affectés au système qui a généré ce déchet. Ces processus sont alors considérés comme étant le traitement de ce déchet. Quand la ressource a une valeur de produit (positive), les flux environnementaux des processus de revalorisation sont affectés au système qui utilise ce déchet.

Cas simple

Tableau 95 : Variables considérées pour la méthode « Huppés » (cas simple)

Cas Flux environnementaux $R(0)$ Flux environnementaux des processus de revalorisation du déchet 1 jusqu'à ce que la ressource atteigne une valeur nulle
 $R'(0)$ Flux environnementaux des processus de revalorisation du déchet 1 à partir du point où la ressource a une valeur nulle
 $R''(0)$ Flux environnementaux des processus de revalorisation du déchet 2 jusqu'à ce que la ressource atteigne une valeur nulle
 $R'''(0)$ Flux environnementaux des processus de revalorisation du déchet 2 à partir du point où la ressource a une valeur nulle

Tableau 96 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode "Huppés" (cas simple)

Cas Flux environnementaux $Cas\ 1V + R(0)Cas\ 2R(0) + R'(0)Cas\ 3R'(0) + TCas\ 4V + T$

Figure 43 : Flux environnementaux correspondant aux différentes phases de la vie de la ressource

Huppés (91) a développé cette approche en considérant la valeur économique. Quand on génère un déchet revalorisé, les transformations d'un déchet sont alors suivies en aval tant que la valeur marchande de la ressource est négative. Quand on utilise un déchet, les processus de revalorisation ne sont pris en compte qu'à partir du point où la valeur marchande est positive.

Cas complexe

Tableau 97 : Nouvelles variables pour la méthode "Huppés"

Variable Définition Quantité choisie
 $E_2(0)$ Effets environnementaux des processus de revalorisation du déchet 1 au sein de l'étape 2 jusqu'à ce que la ressource atteigne une valeur nulle
 $1/2E_2E_2(0)$ Effets environnementaux des processus de revalorisation du déchet 1 au sein de l'étape 2 à partir du point où la ressource était de valeur nulle
 $1/2E_2E_3a(0)$ Effets environnementaux des processus de revalorisation du déchet 2 au sein de l'étape 3a jusqu'à ce que la ressource atteigne une valeur nulle
 $1/2E_3aE_3a(0)$ Effets environnementaux des processus de revalorisation du déchet 2 au sein de l'étape 3a à partir du point où la ressource était de valeur nulle
 $1/2E_3aE_3b(0)$ Effets environnementaux des processus de revalorisation du déchet 1 au sein de l'étape 3b jusqu'à ce que la ressource atteigne une valeur nulle
 $1/2E_3bE_3b(0)$ Effets environnementaux des processus de revalorisation du déchet 1 au sein de l'étape 3b à partir

du point où la ressource était de valeur nulle $1/2E_{3b}$ Il est à noter les équations suivantes sont vérifiées :

$$E_2(:,0) + E_2(0,:) = E_2$$

$$E_{3a}(:,0) + E_{3a}(0,:) = E_{3a}$$

$$E_{3b}(:,0) + E_{3b}(0,:) = E_{3b}$$

Tableau 98 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode "Huppès" (cas complexe)

Equations	Résultats numériques	Fonction
$E_1 + a_{12}E_2(:,0) + a_{13}E_{3b}(:,0) + a_{14}E_{4d}$	1,168	Fonction 2
$a_{23}E_{3a}(:,0) + a_{24}E_{4b}$	0,086	Fonction 3
$a_{23}E_{3a}(0:) + a_{23}E_{4a}$	0,092	Fonction 3
$a_{13}E_{4c}$	0,132	Additivité
Somme = 1,478		

Analyse des scénarios

La valeur des entités physiques n'est a priori pas totalement indépendante des utilités. Ainsi dans le cas du scénario "canalisée utile", la valeur du déchet augmenterait rapidement en sortant de l'étape 2 car l'étape 3a est très « utile ». Nous supposons que dès la sortie de l'étape 2 le déchet 2 atteint une valeur positive : aucun impact du traitement de ce déchet n'est alors affecté à l'étape 2. Ainsi pour le scénario « canalisée utile », nous avons $E_{3a}(:,0) = 0$.

Tableau 99 : Variables utilisées pour les scénarios

Variable Scénario initial

Scénario	initial	Canalisée par
2 polluante	Canalisée utile	Distribuée polluante
Distribuée utile	$E_2(0:)(1/2)E_2 = 0,1(1/2)E_2 = 2(1/2)E_2 = 0,1(1/2)E_2 = 0,1(1/2)E_2 = 0,1$	$E_{3a}(:,0)(1/2)E_{3a} = 0,1(1/2)E_{3a} = 0,10(1/2)E_{3a} = 0,1(1/2)E_{3a} = 0,1$

Tableau 100 : Résultats par la méthode "Huppès" suivant les scénarios

Scénario	Etape 2	Etape 1 ₂ alternative vierge	Scénario initial
Canalisée polluante	0,5230	0,138	0,0860
Canalisée utile	0,0630	0,138	0,0860
Distribuée polluante	0,0860	0,138	0,0860
Distribuée utile	0,0860	0,138	0,0860

La méthode Huppès aboutit aux mêmes conclusions que celles de la méthode ARSC sauf pour le scénario « distribuée utile ». Dans le scénario « canalisée polluante », les effets environnementaux sont largement augmentés car les effets environnementaux de la revalorisation sont importants. Pour ce qui est du scénario « canalisée utile » les résultats sont peu modifiés, les calculs sont ramenés à la méthode courante lorsque la ressource garde une grande valeur. Il n'y a aucune prise en compte des changements liés aux deux autres scénarios.

Figure 44 : Différence entre les effets environnementaux affectés à l'étape 2 et les effets environnementaux affectés à l'étape 1₂ par la méthode 8 et par la méthode ARSC

Critiques

Cette méthode est intéressante, la valeur contient notamment des informations sur la valeur sociale des fonctions qui seront remplies et sur la composition de la ressource. Mais l'information n'est pas parfaite. De nombreuses externalités ne sont pas prises en compte dans le prix d'une ressource. Il ne reflète pas forcément les impacts environnementaux ou les fonctions que la ressource va causer. Par exemple, les mâchefers peuvent avoir une valeur positive sur le marché (Frischknecht (94)). C'est donc un co-produit suivant cette méthode et ses transformations ne vont plus être analysées. Pourtant lors de son utilisation en technique routière, le mâchefer est susceptible d'émettre des métaux lourds, ce qui devrait être analysé. Comme pour la méthode Huppès, avec la **méthode ARSC** les flux environnementaux des revalorisations sont pris en compte mais sans s'arrêter au point où la ressource redevient positive.

Méthodes qui prennent en compte les alternatives sans revalorisation

Problème posé : Choix de produit ou service remplissant une fonction donnée

Méthode ACV n°9 : Valeur environnementale

Intitulé de la méthode : « Valeur environnementale »

Source(s) : Karlsson (94), Fleischer (94)

Type de méthode : Méthode qui prend en compte les alternatives sans revalorisation

Description

Fava et al. (90) définissent le concept de « **bénéfice environnemental** » de la revalorisation d'un déchet. Ce bénéfice environnemental correspond aux flux du traitement final du déchet additionné des flux environnementaux d'un système remplissant la même fonction que la revalorisation et soustrait des flux de la revalorisation. Il s'agit en fait du bilan des flux environnementaux évités et créés par la revalorisation. Ces bénéfices environnementaux sont alors partagés entre les systèmes qui génèrent ou utilisent les déchets revalorisés considérés.

Par exemple, la revalorisation d'une feuille de papier d'écriture en une feuille de papier journal évitera que la feuille de papier d'écriture n'aille en décharge et que la feuille de papier journal ne soit produite à partir d'arbres, par contre des flux seront générés par les processus de revalorisation. Les flux environnementaux de la décharge + la fabrication à partir de ressources vierges (bois) - la revalorisation dans du papier journal sont partagés entre le papier d'écriture et le papier journal.

La méthode de la valeur environnementale est en fait un cas particulier de la méthode des bénéfices environnementaux où tous les bénéfices sont affectés au système générateur de déchets revalorisés. Nous allons le vérifier dans le cadre du cas simple.

Les auteurs (Karlsson (94), Fleischer (94)) définissent la « **valeur environnementale** » d'un déchet : elle correspond aux flux environnementaux de la revalorisation de ce déchet soustrait des flux environnementaux d'une alternative rendant le même service à partir de ressources naturelles. On soustrait cette valeur environnementale du système qui génère ce déchet et au contraire on ajoute cette valeur environnementale du système qui utilise ce déchet. Nous vérifions bien dans les calculs qui suivent que les deux raisonnements arrivent aux mêmes résultats.

Cas simple

Définition de nouvelles variables

Figure 45 : Vie de ressource, alternatives sans revalorisation et différentes variables dans le cas théorique simple pour les méthodes 9, 10 et 11 (méthodes qui prennent en compte les alternatives sans revalorisation)

Tableau 101 : Nouvelles variables utilisées pour les méthodes qui prennent en compte les alternatives sans revalorisation

Variable Définition
T Flux environnementaux si le déchet 1 n'est pas revalorisé et subi un traitement final
T' Identique pour déchet 2
V Flux environnementaux si la fonction 1 n'est pas remplie et est remplie à partir de ressources vierges
V' Identique pour la fonction 2

Avec le concept de « valeur environnementale »

Tableau 102 : Valeur environnementale de chacun des déchets

Déchet considéré Valeur environnementale
Déchet 1 $V' - R$
Déchet 2 $V'' - R'$
Déchet 3 T

Tableau 103 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction en utilisant le concept de « valeur environnementale »

Cas flux environnementaux
Cas 1 $V - (V' - R) = V - V' + R$
Cas 2 $R + (V' - R) - (V'' - R') = V' - V'' + R'$
Cas 3 $R' + (V'' - R') + T = V'' + T$
Cas 4 $V + T$

Avec le concept de « bénéfices environnementaux »

Tableau 104 : "Bénéfice environnemental" de la revalorisation de chacun des déchets

Cas Bénéfices en flux environnementaux dus aux revalorisations
déchet 1 $V' + T' - R$
déchet 2 $V'' + T'' - R'$
déchet 3 0

Supposons donc que les bénéfices environnementaux soient attribués au système générateur de déchets revalorisés.

Tableau 105 : Calcul des flux environnementaux lorsque les bénéfices environnementaux sont attribués au système générateur de déchets revalorisés

Cas Flux environnementaux
Cas 1 $V + T' - (V' + T' - R) = V - V' + R$
Cas 2 $V' + T'' - (V'' + T'' - R') = V' - V'' + R'$
Cas 3 $V'' + T$
Cas 4 $V + T$

On voit qu'avec la **méthode des bénéfices affectés au système générateur du déchet l'on obtient les mêmes résultats qu'avec la méthode de la valeur environnementale.**

Tableau 106 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode de la "valeur environnementale" (cas simple)

Cas Flux environnementaux Cas 1V - V' + RCas 2V' - V'' + R'Cas 3V'' + TCas 4V + T

Tableau 107 : Flux environnementaux suivant la version considérée

Version 1Version 2Version 3Version 4Cas 1V - V_m' + R_mV - V_q' + R_qV - V_p' + R_pV - V' + RCas 2V' - V_m'' + R_m'V' - V_q'' + R_q'V' - V_p'' + R_p'V' - V'' + R'Cas 3V'' + TV'' + TV'' + TV'' + TCas 4V + TV + TV + TV + T

Tableau 108: Définition des variables pour les différentes versions

VariableDéfinition V_m' et R_m ou V_m'' et R_m' Flux environnementaux de l'alternative vierge et de la revalorisation aboutissant à une entité physique de même nature V_q' et R_q ou V_q'' et R_q' Flux environnementaux de l'alternative vierge et de la revalorisation aboutissant à une entité physique de même qualité V_p' et R_p ou V_p'' et R_p' Flux environnementaux de l'alternative vierge et de la revalorisation aboutissant à un même produit V' et R ou V'' et R' Flux environnementaux de l'alternative vierge et de la revalorisation remplissant une même fonction

Nous considérons la version 4 dans le cas complexe.

Cas complexe

Tableau 109 : Nouvelles variables pour les méthodes qui prennent en compte les alternatives sans revalorisation

Effets environnementaux pour remplir à partir de ressources naturelles la fonction : Effets environnementaux (variables) 2E' 23aE' 3a3bE' 3b

Tableau 110 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode de la valeur environnementale (cas complexe)

FonctionEquationsRésultats numériques Fonction 1E₁ - a₁₂(E'₂ - E₂) - a₁₃(E'_{3b} - E_{3b}) + a₁₄E_{4d}0,838 Fonction 2a₁₂E₂ + a₁₂(E'₂ - E₂) - a₂₃(E'_{3a} - E_{3a}) + a₂₄E_{4b}0,172 Fonction 3aa₂₃E_{3a} + a₂₃(E'_{3a} - E_{3a}) + a₂₃E_{4a}0,138 Fonction 3ba₁₃E_{3b} + a₁₃(E'_{3b} - E_{3b}) + a₁₃E_{4c}0,330 AdditivitéOuiSomme = 1,478 **Analyse des scénarios**

Comme pour la méthode 4 de l'annexe 1, on donne les mêmes valeur que celles de l'utilité pour chaque scénario même si les notions ne sont pas équivalentes. Bien sûr les unités sont tout à fait différentes.

Tableau 111 : Variables utilisées pour les scénarios

VariableScénario initialCanalisée par 2 polluanteCanalisée utileDistribuée polluanteDistribuée utileE' 20,50,540,50,5E' 3a0,30,340,30,3

Tableau 112 : Résultats pour la méthode de la "valeur environnementale" suivant les scénarios

Etape 2Etape I₂ alternative viergeScénario initial0,1720,138Canalisée polluante1,0460,138Canalisée utile0,4760,138Distribuée polluante0,1720,138Distribuée utile0,1720,138

La méthode 9 donne l'étape I₂ pour meilleure que l'étape 2 sur le plan environnemental quel que soit le scénario considéré. Seuls les scénarios « canalisée utile ou polluante » amènent des modifications des résultats du « scénario initial ». Le Scénario « canalisée polluante » amène une importante prise en compte

des effets de la revalorisation mais pas des effets plus loin dans la vie de la ressource. Le troisième scénario amène un accroissement des effets environnementaux affectés car utiliser des ressources de grande qualité doit être sanctionné d'après les auteurs, même s'il s'agit d'une utilisation efficace ce qui est surprenant.

Figure 46 : Différence entre les effets environnementaux affectés à l'étape 2 et les effets environnementaux affectés à l'étape I2 par la méthode 9 et par la méthode ARSC

Critiques

Cette méthode amène à favoriser la génération de déchet revalorisables et à défavoriser l'utilisation de déchets, même si ces ceux-ci ne sont pas utilisés habituellement. Cette méthode est compréhensible dans une situation de grand manque de ressource. Nous n'avons pas atteint cette situation à l'heure actuelle alors que de nombreuses ressources secondaires ne trouvent pas de filière de revalorisation.

Comme cette méthode, la **méthode ARSC** évalue les fonctions et les impacts des déchets générés, mais sur plusieurs cycles. Lors de l'utilisation de déchet, ses devenir sont analysés et contrairement à la méthode de la valeur environnementale, cette utilisation n'est pas forcément vue comme négative pour l'environnement.

Problème posé : Choix de produit ou service remplissant une fonction donnée

Méthode ACV n°9Bis : Bénéfices environnementaux affectés au système utilisateur de déchets

Intitulé de la méthode : « Méthode des bénéfices environnementaux affectés au système utilisateur de déchets »

Source(s) : Pas de source

Type de méthode : Méthode qui prend en compte les alternatives sans revalorisation

Description

Dans ce cas plutôt que d'affecter les bénéfices environnementaux au système générateur de déchets revalorisés, ceux-ci sont affectés au système qui utilise des déchets.

Cas simple

Tableau 113 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode où les bénéfices environnementaux sont affectés au système utilisateur de déchet (cas simple)

Cas 1 $V + T' - R = T'' - T' + R$
Cas 2 $V' + T'' - R = T'' - T' + R$
Cas 3 $V'' + T - (V'' + T'' - R) = T - T'' + R$
Cas 4 $V + T$

Les quatre versions définies précédemment sont possibles

Aucun auteur ne défend cette possibilité. Elle ne sera donc pas prise en compte dans notre comparaison de méthodes. Cependant, si on considère que tous les flux environnementaux des traitements finals sont identiques $T=T'=T''$, on se ramène à la méthode « Östermark ».

Problème posé : Choix de produit ou service remplissant une fonction donnée

Méthode ACV n°10 : Méthode 50/50; 50% à chacun des systèmes

Intitulé de la méthode : « 50/50 : 50% à chacun des systèmes »

Source(s) : Fava et al.(90), Heijungs (92), Rousseaux (93)...

Type de méthode : Méthode de découpage

Description

Compromis entre les méthodes précédentes, la méthode "50/50" divise en deux les bénéfices de la revalorisation. Une part égale sera affectée au produit primaire (qui génère des déchets revalorisés) et au produit secondaire (qui utilise des déchets) qui s'ajoutera aux flux environnementaux s'il n'y avait pas de revalorisation. Les bénéfices environnementaux peuvent être calculés suivant les différentes versions présentées précédemment, même si EPA considère la méthode de l'alternative générant le même produit. Ceci est aussi vrai pour la méthode suivante.

Cas simple

Tableau 114 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode "50/50"

Cas Flux environnementaux
Cas 1 $V + T - 1/2 (V' + T - R)$
Cas 2 $V' + T' - 1/2 (V' + T - R) - 1/2 (V'' + T' - R')$
Cas 3 $V'' + T'' - 1/2 (V'' + T' - R')$
Cas 4 $V + T$

Cas complexe

Les variables définies à la méthode précédente sont à nouveau utilisées.

Tableau 115 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode "50/50" (cas complexe)

Fonction	Equations	Résultats numériques
1	$E_1 + E_{4d} - 1/2(a_{12}(E'_2 + E_{4d} - E_2)) - 1/2(a_{13}(E'_{3b} + E_{4d} - E_{3b}))$	1,069
2	$a_{12}E'_2 + a_{12}E_{4b} - 1/2(a_{12}E'_2 + a_{12}E_{4d} - a_{12}E_2)$	0,119
3	$a_{23}E'_{3a} + a_{23}E_{4a} - 1/2(a_{23}E'_{3a} + a_{23}E_{4b} - a_{23}E_{3a})$	0,092
4	$a_{13}E'_{3b} + a_{13}E_{4c} - 1/2(a_{13}E'_{3b} + a_{13}E_{4d} - a_{13}E_{3b})$	0,198

Additivité Oui Somme = 1,478

Analyse des scenarios

Tableau 116 : Résultats par la méthode "50/50" suivant les scénarios

Scénario	Etape 2	Etape 12	alternative vierge	Scénario initial
Canalisée polluante	0,556	0,138	0,119	0,138
Canalisée utile	0,271	0,138	0,492	0,138
Distribuée polluante	-0,492	0,138	0,119	0,138
Distribuée utile	0,119	0,138		

Cette méthode donne l'étape 2 pour meilleure dans le premier, le quatrième et le cinquième scénario. Elle contredit la méthode ARSC pour le scénario « canalisée utile » et « distribuée utile ». On remarquera la valeur négative pour le scénario distribuée polluante qui est dû à la grande valeur des effets environnementaux des traitements finals évités (E_{4d}).

Figure 47 : Différence entre les effets environnementaux affectés à l'étape 2 et les effets environnementaux affectés à l'étape 1₂ par la méthode 10 et par la méthode ARSC

Critiques

Le scénario qui génère beaucoup de fonctions utiles ne devrait-il pas être favorisé, et le scénario qui empêche beaucoup de fonctions utiles ne devrait-il pas être sanctionné ? La méthode 50/50 attribue la moitié des bénéfices environnementaux au produit qui utilise et au produit qui génère le déchet. Cette méthode constitue certainement le meilleur compromis dans le cadre des méthodes basées sur le « bénéfice environnemental ». Il arrive cependant que l'une ou l'autre des parties soient à l'origine de la mise en place de la revalorisation, ne faudrait-il pas en tenir compte ? Comme toutes les méthodes de découpage, elle ne prend pas en compte la vie de la ressource.

Problème posé : Choix de produit ou service remplissant une fonction donnée

Méthode ACV n°11 : Basée sur la masse

Intitulé de la méthode : « Basée sur la masse »

Source(s) : Vigon et al. (93)

Type de méthode : Méthode qui prend en compte les alternatives sans revalorisation

Description

Cette méthode répartit les bénéfices de la revalorisation sur la base de la masse respective des produits primaires et secondaires.

Cas simple

Supposons que P_1 , P_2 et P_3 sont respectivement la masse de produit remplissant la fonction 1, 2 et 3.

Tableau 117 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode "basée sur la masse" (cas simple)

Cas Flux environnementaux
Cas 1 $V + T - P_1/(P_1+P_2) (V' + T - R)$
Cas 2 $V' + T' - P_2/(P_1+P_2) (V' + T - R) - P_2/(P_2+P_3) (V'' + T' - R')$
Cas 3 $V'' + T'' - P_3/(P_2+P_3) (V'' + T' - R')$
Cas 4 $V + T$

Comme dans notre exemple simple les poids des trois produits sont identiques, on se ramène en réalité aux équations de la méthode 50/50. Cette méthode est théoriquement appliquée avec la version 3 considérant l'alternative amenant le même produit. Là encore les quatre versions définies précédemment sont possibles.

Cas complexe

Les variables définies à la méthode 9 sont à nouveau utilisées

Tableau 118 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction par la méthode "basée sur la masse" (cas complexe)

Fonction Valeurs numériques
Fonction 1 $E_1 + E_4d - (1/(1+a_{12}))(a_{12}E_2' + a_{12}E_4d - a_{12}E_2) - (1/(1+a_{13}))(a_{13}E_3'b + a_{13}E_4d - a_{13}E_3b)$ 0,953
Fonction 2 $a_{12}E_2' + a_{12}E_4b - (a_{12}/(1+a_{12}))(a_{12}E_2' + a_{12}E_4d - a_{12}E_2) - (a_{12}/(a_{12}+a_{23}))(a_{23}E_3'a + a_{23}E_4b - a_{23}E_3a)$ 0,161
Fonction 3 $a_{23}E_3'a + a_{23}E_4a - (a_{23}/(a_{12}+a_{23}))(a_{23}E_3'a + a_{23}E_4b - a_{23}E_3a)$ 0,100
Fonction 3 $a_{13}E_3'b + a_{13}E_4c - (a_{13}/(1+a_{13}))(a_{13}E_3'b + a_{13}E_4d - a_{13}E_3b)$ 0,264
Additivité Oui Somme = 1,478

Analyse des scenarios

Tableau 119 : Résultats par la méthode "basée sur la masse" suivant les scénarios

Scénario Etape 2 Etape 1₂ alternative vierge Scénario initial 0,1610,138 Canalisée polluante 0,6760,138 Canalisée utile 0,5280,138 Distribuée polluante -0,1420,138 Distribuée utile 0,1610,138

Figure 48 : Différence entre les effets environnementaux affectés à l'étape 2 et les effets environnementaux affectés à l'étape 1₂ par la méthode 11 et par la méthode ARSC

Critiques

Comme la méthode précédente, cette méthode est arbitraire. Elle offre un compromis intéressant avant l'élaboration de nouvelles méthodes. Les mêmes remarques générales que pour la méthode précédente sont valables. Par rapport à la méthode précédente, cette méthode favorise plus, dans notre exemple théorique, le système qui génère des déchets revalorisés par rapport à celui qui les utilise. En effet comme une certaine part des déchets subit un traitement final, le produit qui les a générés représente une part plus importante de la somme des deux produits. Pourtant le déchet qui utilise des déchets est constitué à 100% de ressources revalorisées et il se retrouve affecté par le fait que le premier produit génère des déchets qui ne seront pas revalorisés (voir Vigon et al. (93)).

Méthodes considérant la vie complète d'une ressource

Les revalorisations mettent en jeu la vie d'une ressource. L'idée a été développée qu'il fallait analyser la vie complète de la ressource et affecter ensuite aux diverses fonctions une part des flux environnementaux de cette vie complète. Dans ces visions la vie de ressource correspond à la vie d'une entité physique, un matériau le plus souvent. Les problèmes méthodologiques liés à la définition de la vie d'une entité physique n'est pas abordée par les auteurs de ces méthodes. Nous supposons donc à ce stade qu'il est possible de définir la vie d'une entité physique et les problèmes méthodologiques seront abordés ultérieurement dans le cadre de la description des étapes de la méthode ARSC.

Figure 49 : Ensemble considéré pour les méthodes considérant la vie complète de la ressource

Il existe trois procédures principales.

- **La procédure considérant les flux environnementaux agrégés sur toute la vie de la ressource** lesquels sont affectés aux différents produits/fonctions de la vie de la ressource.
- **La procédure considérant les flux environnementaux « agrégés suivant le type d'étape »** sur toute la vie de la ressource (Ekvall (94)). Les types d'étape sont définis par le fait que l'entité physique utilisée dans l'étape est vierge, revalorisée et si elle va subir un traitement final)
- **La procédure considérant les « bénéfices environnementaux »** dus aux revalorisations agrégés sur toute la vie de la ressource.

Problème posé : Choix de produit ou service remplissant une fonction donnée

Méthode ACV n°12 : Méthode CIT

Intitulé de la méthode : « Méthode CIT »

Source(s) : Chalmers Industriteknik (CIT) à Göteborg (voir Ekvall (94))

Type de méthode : Méthode considérant la vie complète de la ressource - Procédure considérant les flux environnementaux agrégés sur toute la vie de la ressource.

Description

Dans cette méthode, on modifie le système de façon à le simplifier et le rendre analysable. Cette méthode s'apparente à la méthode de la boucle fermée, dans le sens où l'on considère que la revalorisation se fait toujours dans le même produit. Comme on considère cette fois toute la vie de la ressource, tous les processus de revalorisation sont supposés identiques tout au long de la vie de la ressource. Le taux choisi est le taux moyen sur toute la vie de la ressource et les flux environnementaux des revalorisations sont les flux environnementaux moyens des revalorisations sur toute la vie de la ressource. La revalorisation se fait de façon similaire sans limite de temps. Les flux environnementaux sont ensuite agrégés sur toute la vie de la ressource quel que soit le type d'étape. L'affectation à chaque produit/fonction de ces flux environnementaux agrégés se fait en fonction de la masse de matériau dans chaque produit.

Cas simple

On ne peut prendre le même exemple que précédemment car un taux de revalorisation de 1 la quantité de produit tend vers l'infini. Nous supposons que le taux moyen de revalorisation est de $x < 1$. Le taux de traitement final étant de $1-x$.

Figure 50 : Vie de ressource et variables considérées pour la méthode "CIT" (cas simple)

Tableau 120 : Calcul des flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode "CIT"

Masse Part du total Flux environnementaux associés à chaque produit par la méthode courante avec ce modèle Flux environnementaux finalement affectés à chaque produit

$$\text{Produit 1} \quad 1(1-x)V + (1-x)T(1-x)V + xR + (1-x)T$$
$$\text{Produit 2} \quad x(1-x)R + x(1-x)Tx(1-x)V + x^2R + x(1-x)T$$
$$\text{Produit 3} \quad x^2x^2(1-x)x^2R + x^2(1-x)Tx^2(1-x)V + x^3R + x^2(1-x)T$$
$$\text{Produit } n \quad x^{(n-1)}x^{(n-1)}(1-x)x^{(n-1)}R + x^{(n-1)}(1-x)Tx^{(n-1)}(1-x)V + x^nR$$
$$\text{Total sur la vie de la ressource} \quad 1/(1-x)1V + (x/(1-x))R + T V + (x/(1-x))R + T$$

Cas complexe

Tableau 121 : Définition de variables pour la méthode CIT

Variable Définition Formule

Taux de revalorisation moyen dans la vie de la ressource $(a_{12} + a_{23} + a_{13}) / (a_{12} + a_{23} + a_{13} + a_{23} + a_{24} + a_{13} + a_{14})$

Effets environnementaux moyens de la revalorisation $(a_{12}E_2 + a_{23}E_3a + a_{13}E_3b) / (a_{12} + a_{23} + a_{13})$

Effets environnementaux totaux = $E_1 + aE + a^2E + a^3E + a^4E + \dots$

$E_1 + aE/(1-a)$

Quantité totale = $1 + a + a^2 + a^3 + a^4 + \dots = 1/(1-a)$

produit 1 : $(E_1 + aE/(1-a))(1-a) = E_1(1-a) + aE$

produit 2 : $(E_1 + aE/(1-a))a(1-a) = E_1a(1-a) + a^2E$

produit 3 : $(E_1 + aE/(1-a))a^2(1-a) = E_1a^2(1-a) + a^3E$

etc...

Tableau 122 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode "CIT" (cas complexe)

Fonction	Equations	Résultats numériques
Fonction 1	$E_1(1-a) + aE$	0,782
Fonction 2	$E_1a(1-a) + a^2E$	0,368
Fonction 3	$E_1a^2(1-a) + a^3E$	0,173
Fonction 3b	$E_1a^2(1-a) + a^3E$	0,082
Additivité Non	Somme =	1,405

Tableau 123 : Résultats par la méthode "CIT" suivant les scénarios

Etape 2	Etape 12	alternative vierge	Scénario initial	0,3680,138	Canalisée	polluante	0,7980,138	Canalisée
utile	0,3680,138	Distribuée	polluante	1,2980,138	Distribuée	utile	0,3680,138	

La méthode CIT arrive aux mêmes conclusions que la méthode ARSC pour les deuxièmes et cinquièmes scénarios. Pour le scénario « distribuée polluante », éviter un devenir polluant au déchet est sanctionné. En effet dans ce scénario les effets environnementaux totaux de la vie de la ressource augmentent.

Figure 51 : Différence entre les effets environnementaux affectés à l'étape 2 et les effets environnementaux affectés à l'étape 12 par la méthode 12 et par la méthode ARSC

Critiques

Dans la réalité, la revalorisation se fait rarement toujours dans le même produit avec un taux fixe. Cependant, si on est capable de déterminer le taux de revalorisation moyen et la moyenne des flux environnementaux sur toute la vie de la ressource, on arrive à des résultats relativement plausibles. Mais pour déterminer ces valeurs moyennes, il faut déjà une connaissance assez étendue de la vie de la ressource. Ceci est en contradiction avec le fait que cette méthode a été conçue pour éviter de devoir identifier tous les taux, les processus et les flux environnementaux lors de la vie de la ressource. Cette méthode n'est pas additive si l'on considère un nombre de produits finis comme dans notre exemple.

Problème posé : Choix de produit ou service remplissant une fonction donnée

Méthode ACV n° 13 : Proportion de la masse totale

Intitulé de la méthode : « Proportion de la masse totale »

Source(s) : Christensen de l'« Institut for Produktudvikling » d'après Ekvall (94)

Type de méthode : Méthode considérant la vie complète de la ressource

Description

Cette méthode est similaire à la méthode précédente mais la vie complète de la ressource est cette fois-ci réellement analysée. L'affectation des flux environnementaux de la vie complète de la ressource à chaque produit le long de cette vie se fait en fonction de la masse de matériau dans chaque produit.

Cas simple

Tableau 124 : Calcul des flux environnementaux affectés à chacune des fonctions pour la méthode "proportion de la masse totale" (cas simple)

MasseFlux environnementaux associés avec la méthode couranteFlux environnementaux affectésProduit 11V1/3 (V+R+R'+T)Produit 21R1/3 (V+R+R'+T)Produit 31R'+T1/3 (V+R+R'+T)Total3V+R+R'+T''V+R+R'+T''

Cas complexe

Tableau 125 : Définition de variables pour la méthode "proportion de la masse totale" (ainsi que pour la méthode 15 « proportion de la valeur totale »)

VariableDéfinitionFormuleTEffets environnementaux de la vie complète de la ressourceT = E₁ + a₁₂E₂ + a₂₃E_{3a} + a₁₃E_{3b} + a₂₃E_{4a} + a₂₄E_{4b} + a₁₃E_{4c} + a₁₄E_{4d}MMasse totale des produits fabriqués au cours de la vie de la ressourceM = 1 + a₁₂ + a₂₃ + a₁₃

Tableau 126 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode "proportion de la masse totale" (cas complexe)

FonctionEquationsRésultats numériquesFonction 1T/M0,782Fonction 2a₁₂T/M0,258Fonction 3aa₂₃T/M0,180Fonction 3ba₁₃T/M0,258AdditivitéOuiSomme = 1,478

Analyse des scenarios

Tableau 127 : Résultats par la méthode "proportion de la masse totale" suivant les scénarios

ScénarioEtape 2Etape 12 alternative viergeScénario initial0,2580,138Canalisée polluante0,5590,138Canalisée

utile0,2580,138Distribuée polluante0,9100,138Distribuée utile0,2580,138

Les résultats sont identiques à ceux de la méthode ARSC dans les deuxièmes et cinquièmes scénarios mais avec des différences beaucoup plus faibles. Encore une fois les résultats du scénario distribuée polluante sont très surprenants.

Figure 52 : Différence entre les effets environnementaux affectés à l'étape 2 et les effets environnementaux affectés à l'étape 1₂ par la méthode 13 et par la méthode ARSC

Critiques

Cette méthode est utile pour une comparaison de vies complètes de ressources sur une même base, pour comparer plusieurs matériaux comme le verre et le plastique de façon globale au niveau des problèmes environnementaux dont ils sont responsables. Pour l'analyse d'un certain produit (ou fonction) la méthode n'est pas correcte. Cette procédure dilue en effet la responsabilité de chaque produit sur la vie complète de la ressource. Par exemple avec cette méthode, utiliser un matériau de grande qualité pour un usage de faible valeur serait vu comme moins problématique si le matériau était utilisé de manière très efficace auparavant. L'usage antérieur de la matière contenue dans le déchet ne devrait pas influencer l'affectation au système qui utilise ce déchet.

La masse de chaque produit ne reflète pas forcément la responsabilité pour les flux environnementaux de la vie complète de la ressource. Certains produits très légers peuvent être beaucoup plus polluants que des produits plus lourds.

La **méthode ARSC** étudie les causalités au sein de la vie de la ressource, et de ce fait fait n'étudie pas toute la vie de la ressource. Plutôt que d'évaluer les fonctions par la masse des produits, la méthode ARSC développe soit une analyse de l'utilité, soit une analyse des impacts évités.

Problème posé : Choix de produit ou service remplissant une fonction donnée

Méthode ACV n°14 : Proportion de la valeur totale

Intitulé de la méthode : « Proportion de la valeur totale »

Source(s) : Ekvall (94)

Type de méthode : Méthode de découpage

Description

L'affectation des flux environnementaux de la vie complète de la ressource à chaque produit se fait en proportion de la valeur de chaque produit. La valeur marchande est suggérée dans Ekvall (94).

Cas simple

Figure 53 : Vie de ressource et variables considérées dans le cas théorique simple pour la méthode 14 « proportion de la valeur totale »

Tableau 128 : Calcul des flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode "proportion de la valeur totale" (cas simple)

Valeur	Flux	environnementaux	associés	Flux	environnementaux	affectés	Produit	1	$V_1(V_1 / (V_1 + V_2 + V_3))$
								2	$V_2R(V_2 / (V_1 + V_2 + V_3))$
								3	$V_3R' + T(V_3 / (V_1 + V_2 + V_3))$
								Total	$V_1 + V_2 + V_3$
									$V + R + R' + T$

Cas complexe

Comme l'utilité est susceptible d'être quantifiée par la valeur (économique par exemple), nous choisissons de quantifier les valeurs V_1 , V_2 , V_{3a} et V_{3b} par les valeurs choisies pour l'utilité aux tableaux 3 et 29 pour les étapes correspondantes.

Tableau 129 : Définition de nouvelles variables pour la méthode "proportion de la valeur totale" (cas complexe) suivant les scénarios considérés

Etapes	Valeur	des fonctions	Scénario	initial	Canalisée	polluante	Canalisée	utile	Distribuée	polluante	Distribuée								
utile	1	V_1	11	18	$2V_2$	0,50,	54	0,50,	53	aV_{3a}	0,30,	34	0,30,	33	bV_{3b}	0,70,	70,	70,	78

Tableau 130 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode "proportion de la valeur totale" (cas complexe)

Fonction	Equations	Résultats	numériques	Fonction	1	T	$V_1 / (V_1 + a_{12}V_2 + a_{23}V_{3a} + a_{13}V_{3b})$	1,009	Fonction
2	$Ta_{12}V_2 / (V_1 + a_{12}V_2 + a_{23}V_{3a} + a_{13}V_{3b})$	0,166	Fonction	3	$Ta_{23}V_{3a} / (V_1 + a_{12}V_2 + a_{23}V_{3a} +$				

Analyse des scénarios

Tableau 131 : Résultats par la méthode "proportion de la valeur totale" suivant les scénarios

Scénario Etape 2 Etape I₂ alternative vierge Scénario initial 0,1660,138 Canalisée polluante 0,3610,138 Canalisée utile 0,3010,138 Distribuée polluante 0,5870,138 Distribuée utile 0,0220,138

Les résultats sont identiques à ceux de la méthode ARSC pour le scénario « canalisée polluante » mais encore une fois avec des différences beaucoup plus faibles. Les résultats sont très surprenants pour les deux derniers scénarios. En effet par cette méthode éviter des pollutions est sanctionné et éviter des applications utiles est favorisé.

Figure 54 : Différence entre les effets environnementaux affectés à l'étape 2 et les effets environnementaux affectés à l'étape I₂ par la méthode 14 et par la méthode ARSC

Critiques

Les remarques énoncées pour la méthode précédente sont valables pour cette méthode, l'affectation se faisant au moyen de la valeur.

La valeur économique proposée par Ekvall (94) ne reflète pas forcément la responsabilité pour les flux environnementaux de la vie complète de la ressource.

L'évaluation des fonctions par la valeur économique est une des possibilités pour l'analyse de l'utilité qui est développée dans la **méthode ARSC**.

Problème posé : Choix de produit ou service remplissant une fonction donnée

Méthode ACV n°15 : Méthode courante agrégée par types d'étapes

Intitulé de la méthode : « Méthode courante agrégée par types d'étapes »

Source(s) : adaptation de Fava et al.(90), Heijungs (92), Rousseaux (93)...

Type de méthode : Méthode considérant la vie complète de la ressource (considérant les flux élémentaires agrégés de différentes origines).

Description

Les flux environnementaux de la production à partir de ressources vierges sont affectés aux produits le long de la vie de la ressource en fonction de leur teneur en ressources vierges; les flux environnementaux du traitement des déchets sont affectés en fonction du taux de traitement du produit fini et les flux environnementaux de la revalorisation sont affectés en fonction du taux de matière revalorisée dans le produit.

Cas simple

Tableau 132 : Calcul des parts provenant de chaque origine pour chaque produit

Part de matière vierge
Part de matière revalorisée
Part de matière subissant un traitement final
Produit 1100
Produit 201/20
Produit 301/21
Total111

Tableau 133 : Calcul du total des flux environnementaux de chaque origine

FE associés à la production initiale
FE associés à la revalorisation
FE associés au traitement final
Produit 1V00
Produit 20R0
Produit 30R'T
TotalVR+R'T

Tableau 134 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode "courante agrégée par types d'étapes" (cas simple)

FE affectés
Produit 1V
Produit 21/2(R+R')
Produit 31/2(R+R') + T
TotalV + R + R' + T

Cas complexe

Tableau 135 : Définition de nouvelles variables pour les méthodes "agrégées par type d'étape" (cas complexe)

Variable
Définition
Formule
REffets environnementaux des revalorisations au cours de la vie de la ressource
 $a_{12}E_2 + a_{23}E_3a + a_{13}E_3b$
WEffets environnementaux des traitements finals au cours de la vie de la ressource
 $W = a_{23}E_4a + a_{24}E_4b + a_{13}E_4c + a_{14}E_4d$
Tableau 136 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction par la méthode "courante agrégée par type d'étape" (cas complexe)

Fonction
Equations
Résultats numériques
Fonction 1
 $E_1 + Wa_{14}/(a_{23} + a_{24} + a_{13} + a_{14})$
1,102
Fonction 2
 $Ra_{12}/(a_{12} + a_{23} + a_{13}) + Wa_{24}/(a_{23} + a_{24} + a_{13} + a_{14})$
0,096
Fonction 3
 $Ra_{23}/(a_{12} + a_{23} + a_{13}) + Wa_{23}/(a_{23} + a_{24} + a_{13} + a_{14})$
0,115
Fonction 3b
 $Ra_{13}/(a_{12} + a_{23} + a_{13}) + Wa_{13}/(a_{23} + a_{24} + a_{13} + a_{14})$
0,165
SommeOui
Somme = 1,478

Analyse des scenarios

Tableau 137 : Résultats par la méthode "courante agrégée par type d'étape" suivant le scénario

Etape	2	Etape 1 ₂	alternative	vierge	Scénario initial	0,0960,138	Canalisée	polluante	0,5050,138	Canalisée
utile	0,0960,138	Distribuée	polluante	0,8090,138	Distribuée	utile	0,0960,138			

Les résultats concordent avec ceux de la méthode ARSC pour les trois premiers scénarios. Les résultats sont très étranges pour les deux derniers scénarios.

Figure 55 : Différence entre les effets environnementaux affectés à l'étape 2 et les effets environnementaux affectés à l'étape I₂ par la méthode 15 et par la méthode ARSC

Critiques

Pour le scénario « canalisée polluante » la génération de déchets qui vont être polluants est prise en compte. Pour le scénario « distribuée polluante », l'utilisation de déchets dont le devenir habituel est très polluant amène l'affectation de beaucoup d'effets environnementaux. Encore une fois les causalités ne sont pas analysées au sein de la vie de la ressource. Pour les deux autres scénarios aucun changement dans l'affectation n'est pris en compte, en effet cette méthode n'analyse pas les fonctions.

Problème posé : Choix de produit ou service remplissant une fonction donnée

Méthode ACV n°16 : Méthode Östermark agrégé par type d'étapes

Intitulé de la méthode : « Méthode Östermark agrégé par type d'étapes »

Source(s) : interprétation d'Ekvall (94) d'Östermark (95)

Type de méthode : Méthode de découpage

Description

Les flux environnementaux provenant de la production à partir de ressources vierges et les flux environnementaux provenant du traitement des déchets sont affectés à chaque produit de la vie de la ressource en fonction du taux de ressources vierges dans le produit. Les flux environnementaux provenant des revalorisations sont affectés en fonction du taux de ressources revalorisées dans le produit.

Cas simple

Tableau 138 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode "Östermark agrégée par type d'étape" (cas simple)

Flux environnementaux affectés $\text{Produit } 1V + T \text{Produit } 2 \frac{1}{2}(R+R') \text{Produit } 3 \frac{1}{2}(R+R') \text{Total } V + R + R' + T$

Cas complexe

Tableau 139 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode "Östermark agrégée par type d'étape" (cas complexe)

Fonction Equations Résultats numériques
Fonction 1 $E_1 + W_1,3$ Fonction 2 $R_{a12}/(a_{12} + a_{23} + a_{13})0,066$ Fonction 3 $R_{a23}/(a_{12} + a_{23} + a_{13})0,046$ Fonction 3b $R_{a13}/(a_{12} + a_{23} + a_{13})0,066$ Somme Oui Somme = 1,478

Analyse des scénarios

Tableau 140 : Résultats par la méthode "Östermark agrégée par type d'étape" suivant les scénarios

Scénario Etape 2 Etape 1₂ alternative vierge Scénario initial 0,0660,138 Canalisée polluante 0,3900,138 Canalisée utile 0,0660,138 Distribuée polluante 0,5310,138 Distribuée utile 0,0660,138

Figure 56 : Différence entre les effets environnementaux affectés à l'étape 2 et les effets environnementaux

affectés à l'étape I₂ par la méthode 16 et par la méthode ARSC

Critiques

Les mêmes remarques sont valables pour cette méthode que pour la méthode précédente. Une différence apparaît dans le fait que le traitement des déchets n'est pas pris en compte avec cette méthode pour la fonction 2 qui est une étape de revalorisation, ce qui amène une diminution des effets environnementaux affectés.

Problème posé : Choix de produit ou service remplissant une fonction donnée

Méthode ACV n°17 : Valeur environnementale agrégé par type d'étapes

Intitulé de la méthode : « Valeur environnementale agrégé par type d'étapes »

Source(s) : Interprétation d'Ekvall (94) de Karlsson (94)

Type de méthode : Méthode de découpage

Description

Les flux environnementaux provenant de la production à partir de ressources vierges et les flux environnementaux provenant du traitement des déchets sont affectés aux produits/fonctions de la vie de ressource en fonction du taux de déchet subissant un traitement final. Les flux environnementaux provenant des revalorisations sont affectés en fonction du taux de ressources revalorisées générées.

Cas simple

Tableau 141 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode "Valeur environnementale agrégée par type d'étape" (cas simple)

Flux environnementaux affectés
Produit 1 $\frac{1}{2}(R+R')$ Produit 2 $\frac{1}{2}(R+R')$ Produit 3 $(V + T)$ Total $V + R + R' + T$

Cas complexe

Tableau 142 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode "valeur environnementale agrégée par type d'étape" (cas complexe)

Fonction Equations Résultats numériques
Fonction 1 $(E1 + W) \frac{a_{14}}{(a_{23} + a_{24} + a_{13} + a_{14})} + R \frac{(a_{12} + a_{13})}{(a_{12} + a_{23} + a_{13})}$ 0,574
Fonction 2 $R \frac{a_{23}}{(a_{12} + a_{23} + a_{13})} + (E1 + W) \frac{a_{24}}{(a_{23} + a_{24} + a_{13} + a_{14})}$ 0,176
Fonction 3 $a(E1 + W) \frac{a_{23}}{(a_{23} + a_{24} + a_{13} + a_{14})}$ 0,299
Fonction 3b $(E1 + W) \frac{a_{13}}{(a_{23} + a_{24} + a_{13} + a_{14})}$ 0,429
Additivité Oui Somme = 1,478

Analyse des scénarios

Tableau 143 : Résultats par la méthode "valeur environnementale agrégée par type d'étape" suivant les scénarios

Scénario Etape 2 Etape 12 alternative vierge Scénario initial 0,1760,138 Canalisée polluante 0,4870,138 Canalisée utile 0,1760,138 Distribuée polluante 0,7480,138 Distribuée utile 0,1760,138

Figure 57 : Différence entre les effets environnementaux affectés à l'étape 2 et les effets environnementaux

affectés à l'étape I₂ par la méthode 17 et par la méthode ARSC

Critiques

Les mêmes remarques sont valables pour cette méthode que pour les deux méthodes précédentes. L'utilisation de déchets dans l'étape 2 est sanctionnée dans cette méthode ce qui amène une augmentation des effets environnementaux affectés. Cette méthode correspond à une version simplifiée de la méthode de la valeur environnementale appliquée à la vie de la ressource.

Problème posé : Choix de produit ou service remplissant une fonction donnée

Méthode ACV n°18 : 50/50 agrégé par type d'étape

Intitulé de la méthode : « 50/50 agrégé par type d'étape »

Source(s) : Interprétation d'Ekvall (94) de la méthode 50/50 (Fava et al. (90))

Type de méthode : Méthode de découpage

Cas simple

Tableau 144 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode "50/50 agrégé par type d'étape" (cas simple)

Flux environnementaux	Produit	$1(1/2)(V+T)+(1/4)(R+R')$	Produit	$2(1/2)(R+R')$	Produit	$3(1/2)(V+T)+(1/4)(R+R')$
Total $V + R + R' + T$						

Cas complexe

Tableau 145 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode "50/50 agrégée par type d'étape"

Fonction 1	$(1/2)(E_1 + W) + (1/2)(E_1 + W)a_{14}/(a_{23} + a_{24} + a_{13} + a_{14})$	0,937
Fonction 2	$(1/2)Ra_{12}/(a_{12} + a_{23} + a_{13}) + (1/2)(E_1 + W)a_{12}/(a_{23} + a_{24} + a_{13} + a_{14})$	0,121
Fonction 3a	$(1/2)(E_1 + W)a_{23}/(a_{23} + a_{24} + a_{13} + a_{14}) + (1/2)Ra_{23}/(a_{12} + a_{23} + a_{13})$	0,173
Fonction 3b	$(1/2)Ra_{13}/(a_{12} + a_{23} + a_{13}) + (1/2)(E_1 + W)a_{13}/(a_{23} + a_{24} + a_{13} + a_{14})$	0,248
Additivité	Oui	1,478

Analyse des scénarios

Tableau 146 : Résultats par la méthode "50/50 agrégée par type d'étape" suivant les scénarios

Scénario	Etape 2	Etape 1 ₂	alternative vierge	Scénario initial	0,1210,138	Canalisée polluante	0,4390,138	Canalisée utile	0,1210,138	Distribuée polluante	0,6390,138	Distribuée utile	0,1210,138
----------	---------	----------------------	--------------------	------------------	------------	---------------------	------------	-----------------	------------	----------------------	------------	------------------	------------

Figure 58 : Différence entre les effets environnementaux affectés à l'étape 2 et les effets environnementaux affectés à l'étape 1₂ par la méthode 18 et par la méthode ARSC

Critiques

Les mêmes remarques sont valables pour cette méthode que pour les trois méthodes précédentes. Les effets environnementaux affectés correspondent à une moyenne des deux méthodes précédentes.

Problème posé : Choix de produit ou service remplissant une fonction donnée

Méthode ACV n°19 : Valeur environnementale étendue

Intitulé de la méthode : « Valeur environnementale étendue »

Source(s) : Version étendue de Karlsson (94)

Type de méthode : Méthode de découpage

Description

Les bénéfices environnementaux sont affectés aux systèmes qui génèrent de la matière revalorisée sur la base de la proportion de tous les flux de ce type.

Cas simple

Pour notre exemple simple, les flux sortants de ressource revalorisée existent pour le cas 1 et pour le cas 2. Les flux entre les systèmes étant tous égaux, une proportion de 1/2 des bénéfices doivent être affectés au cas 1 et au cas 2. Les bénéfices $V' + T - R + V'' + T' - R'$ sont à distribuer

Tableau 147 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode "valeur environnementale étendue" (cas simple)

Flux environnementaux affectés Cas 1 $V + T - 1/2 (V' + T - R + V'' + T' - R')$

Cas 2 $V' + T' - 1/2 (V' + T - R + V'' + T' - R')$

Cas 3 $V'' + T''$ Total $V + R + R' + T$

Cas complexe

Pour les méthodes suivantes considérant les alternatives, on considère les bénéfices de la revalorisation sur toute la vie de la ressource (X).

$$X = a_{12}(E'_2 + E_{4d} - E_2) + a_{13}(E'_3b + E_{4d} - E_{3b}) + a_{23}(E'_3a + E_{4b} - E_{3a})$$

X est affecté aux fonctions en fonction de la quantité de matière revalorisée générée correspondante.

Tableau 148 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode "valeur environnementale étendue" (cas complexe)

Fonction Equations Résultats numériques Fonction 1 $E_1 + E_{4d} - (a_{12}/a_{12} + a_{23})X$, 889 Fonction 2 $a_{12}E'_2 + a_{12}E_{4b} - (a_{23}/a_{12} + a_{23})X$, 121 Fonction 3 $a_{23}E'_3a + a_{23}E_{4a}$, 138 Fonction 3b $a_{13}E'_3b + a_{13}E_{4c}$, 330 Somme Oui Somme = 1,478

Analyse des scenarios

Tableau 149 : Résultats par la méthode "valeur environnementale étendue" suivant les scénarios

Etape 2 Etape 1₂ alternative vierge Scénario initial 0,1210,138 Canalisée polluante 0,3470,138 Canalisée utile 0,7570,138 Distribuée polluante 0,1290,138 Distribuée utile -0,5020,138 Cette fois les conclusions sont identiques à celles de la méthode ARSC pour les scénarios « initial », « canalisée polluante » et « distribuée polluante » encore une fois avec de moindres différences. Étrangement, diriger un déchet vers une étape

permettant le remplissage de nombreuses fonctions utiles est sanctionné (scénario « canalisée utile ») tandis qu'éviter un devenir très utile est récompensé (scénario « distribuée utile »).

Figure 59 : Différence entre les effets environnementaux affectés à l'étape 2 et les effets environnementaux affectés à l'étape I₂ par la méthode 19 et par la méthode ARSC

Critiques

Cette méthode prend en compte des changements au niveau de tous les aspects. L'affectation des effets environnementaux est raisonnable pour les canalisée et distribuée polluantes. Par contre pour les scénarios canalisée utile et distribuée utile, les affectation vont à l'inverse de ce qui serait logiquement attendu. Générer des déchets très utile affecte des impacts tandis que générer des déchets ayant un devenir très utile évite des impacts. Encore une fois, il faudrait analyser les causalités au sein de la vie de la ressource.

Problème posé : Choix de produit ou service remplissant une fonction donnée

Méthode ACV n°20 : 50/50 étendue

Intitulé de la méthode : « 50/50 étendue »

Source(s) : Version *étendue* de Fava et al.(90)

Type de méthode : Méthode de découpage

Description

Les bénéfices du recyclage sont alors affectés suivant la part de tous les flux entrants ou sortants de ressource revalorisée.

Cas simple

Pour l'exemple simple, Les flux de ressource revalorisée sont l'émission suite à la fonction 1, l'entrant et le sortant pour la fonction 2 et l'entrant pour la fonction 3.

Tableau 150 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode "50/50 étendue" (cas simple)

Flux environnementaux affectés
Cas 1 $V + T - 1/4 (V' + T - R + V'' + T' - R')$
Cas 2 $V' + T' - 1/2 (V' + T - R + V'' + T' - R')$
Cas 3 $V'' + T'' - 1/4 (V' + T - R + V'' + T' - R')$
Total $V + R + R' + T$

Cas complexe

Tableau 151 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode "50/50" étendue (cas complexe)

Fonction Equations Résultats numériques
Fonction 1 $E_1 + E_{4d} - 1/2(a_{12} + a_{13}/a_{12} + a_{23} + a_{13}) \times 1,095$
Fonction 2 $a_{12}E_2' + a_{12}E_{4b} - 1/2(a_{12} + a_{23}/a_{12} + a_{23} + a_{13}) \times 0,090$
Fonction 3 $a_{23}E_3'a + a_{23}E_{4a} - 1/2(a_{23}/a_{12} + a_{23} + a_{13}) \times 0,035$
Fonction 3 $b a_{13}E_3'b + a_{13}E_{4c} - 1/2(a_{13}/a_{12} + a_{23} + a_{13}) \times 0,258$
Somme Oui Somme = 1,478

Analyse des scenarios

Tableau 152 : Résultats par la méthode "50/50 étendue" suivant les scénarios

Scénario Etape 2 Etape I2 alternative vierge Scénario initial
0,0900,138 Canalisée polluante 0,3650,138 Canalisée utile
0,6140,138 Distribuée polluante -0,2840,138 Distribuée utile -0,6680,138

Mêmes conclusions que pour la méthode précédente.

Figure 60 : Différence entre les effets environnementaux affectés à l'étape 2 et les effets environnementaux affectés à l'étape I₂ par la méthode 20 et par la méthode ARSC

Critiques

Les mêmes remarques sont valables que pour la méthode précédente.

Problème posé : Choix de produit ou service remplissant une fonction donnée

Méthode ACV n°21 : Méthode Boguski

Intitulé de la méthode : « Méthode Boguski »

Source(s) : Boguski et al. (94)

Type de méthode : Méthode de découpage

Description

Les bénéfices des revalorisations au niveau de toute la vie d'une matière sont affectés sur une base massique aux différents produits le long de la vie de la matière. Il s'agit d'une version étendue de la méthode 11 (Basée sur la masse).

Cas simple

Les bénéfices de la revalorisation, c'est à dire le fait que l'on évite les flux environnementaux ($V' + T' - R + V'' + T'' - R'$) sont à partager équitablement entre les trois produits (ceux-ci ont en effet la même masse).

Tableau 153 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode "Boguski" (cas simple)

Flux environnementaux affectés
Cas 1 $V + T' - 1/3 (V' + T' - R + V'' + T'' - R')$
Cas 2 $V' + T'' - 1/3 (V' + T' - R + V'' + T'' - R')$
Cas 3 $V'' + T - 1/3 (V' + T' - R + V'' + T'' - R')$
Total $V + T$

Cas complexe

X est affecté en fonction de la masse des produits.

Tableau 154 : Flux environnementaux affectés à chaque fonction pour la méthode "Boguski" (cas simple)

Fonction Equations Résultats numériques
Fonction 1 $E_1 + E_{4d} - (1/M)X$ 1,007
Fonction 2 $a_{12}E_2 + a_{12}E_{4b} - (a_{12}/M)X$ 0,167
Fonction 3 $a_{23}E_3a + a_{23}E_{4a} - (a_{23}/M)X$ 0,071
Fonction 3 $b_{a13}E_3b + a_{13}E_{4c} - (a_{13}/M)X$ 0,233
Additivité Oui 1,478

Analyse des scenarios

Tableau 155 : Résultats par la méthode "Boguski" suivant les scénarios

Scénario Etape 2 Etape 12 alternative vierge Scénario initial 0,1670,138 Canalisée polluante 0,3200,138 Canalisée utile 0,9720,138 Distribuée polluante -0,0400,138 Distribuée utile -0,2530,138

Figure 61 : Différence entre les effets environnementaux affectés à l'étape 2 et les effets environnementaux affectés à l'étape 1₂ par la méthode 21 et par la méthode ARSC

Critiques

Le cas 2 n'a pas de bénéfices particuliers en utilisant et en générant de la matière revalorisée. Les mêmes remarques sont valables que pour les deux méthodes précédentes.

Références bibliographiques

ADEME (96) *Les ordures ménagères en France : données de référence*. Angers, France : ADEME, 1996, 139p.

AFNOR (92) *Déchet - essais de lixiviation*. Dec 1992, 13p, Norme NF X31-210.

AFNOR. (96) *Analyse de cycle de vie (Définition, déontologie et méthodologie)*. 1996, 19p, Norme NF X30-300.

AGHTM-ADEME (95) 6ème inventaire des installations de traitement, de transit ou de mise en décharge des déchets ménagers et assimilés en France : ITOM 6. *TSM, Technique Sciences Méthodes*, 1995, hors série, 274p.

AHBE, S., BRAUNSCHWEIG, A. ET MULLER-WENK, R. (90) *Methodik für oekobilanzen auf der basis ökologischer optimierung*. Berne, Suisse : BUWAL, 1990, 39p. Rapport n°33.

ANNEMA, J.A., PAARDEKOPER, E.M., BOOIJ, H., OERS VAN, L., VOET VAN DER, E. ET MULDER, P. (95) *Stofstroomanalyse van zes zware metalen - Gevolgen van autonome ontwikkelingen en maatregelen (en néerlandais) [Analyse de Flux de Substances de six métaux lourds - Effets de développements autonomes et de mesures politiques]*. Bilthoven, Pays-Bas : RIVM, Leiden, Pays-Bas : CML, 1995, 164p. Rapport n°601014010.

AYRES, R.U. (89) Industrial metabolism. *Technology and environment*. Ausubel J.H. et Sladovich H.E., Washington D.C., USA : National academy press, 1989, p.23-49.

AYRES, R.U. (95) Life Cycle Analysis: a critique. *Resource, conservation and recycling*, 1995, Vol. 14, p.199-223

BACCINI, P. & BRUNNER, P.H. (91) *Metabolism of the anthroposphere*. Berlin/Heidelberg : Springer-Verlag, 1991, 212p.

BAISNEE, P.F. & HEINZ, B. (91) Introduction paper - System boundaries. *Proceedings of SETAC-Europe workshop on Environmental Life Cycle Assessment of products*. Bruxelles, Belgique : CML - SETAC-Europe, dec 1991, p.35-52.

BEARDSLEY, D. (85) The impact of recycling on the environment. *Conservation and recycling*, 1985, Vol. 8, n°3-4, p.387-391.

Bertolini, G. (95) *La double vie de l'emballage*. Paris : Economica - Poche Environnement, 1995, 112p.

Bertolini, G. (94) *Recyclage : boucles et cascades - Exemples d'application : les papiers-cartons*. Villeurbanne : Université Lyon I, 1996, 21p.

BOGUSKI, T.K., HUNT, R.G. ET FRANKLIN, W.E. (94) General mathematical model for LCI recycling. *Resource, conservation and recycling*, 1994, Vol. 12, p.147-163.

BOLDIZAR, A. & GEVERT, T. (95) Simulated recycling - Repeated processing and ageing of LDPE. *R'95 Congress Proceeding*. Genève, Suisse, 1995, p.10-18.

BOUSTEAD, I. (89) *Environmental impact of the major beverage packaging systems - UK data 1986 in*

response to the EEC directive 85/339. Londres, UK : Industry Council for Packaging and the Environment, 1989, 15p.

BOUSTEAD, I. (92) The relevance of re-use and recycling activities for the LCA profile of products. *3ème congrès-exposition internationale du CESIO sur les agents tensioactifs - Un marché mondial*. Londres, UK, 1-5 juin 1992, p.218-226.

BOUSTEAD, I. (94) *Principles of plastics recycling*. Bruxelles, Belgique : SPOLD, 1994, 31p.

BRAUNGART, M. & ENGELFRIED, J. (92) An intelligent product system to replace waste management. *Fresenius environmental bulletin*, 1992, Vol. 1, p.613-619.

BRAUNSCHWEIG, A. (93) *Ökobilanzen für Unternehmungen - eine Wegleitung für die Praxis (en allemand) [Ecobilan des compagnies, un manuel d'utilisation]*. Berne : Haupt, 1993. ISBN 3-258-04722-7.

BROUWER, J.M. & LINDEIJER, E.W. (93) *Milieubeoordeling van accu's for PV systemen (en néerlandais) [Analyse de cycle de vie des batteries pour systèmes photovoltaïques]*. IVAM, Université d'Amsterdam, 1993.

BRUNTLAND. (87) *Our common future*. Oxford : Oxford University press, 1987.

BUSSEMEY, C. (94) *Intégration des processus de recyclage dans les études de cycle de vie*. DEA en méthodes de conception en bâtiment, aménagement et techniques urbaines : ESIGEC, CSTB, 1994, 80p.

CANALE, S., FURNARI, C. ET NICOSIA, F. (95) The utilisation of industrial waste materials in road making. *R'95 Congress Proceeding*. Genève, Suisse, 1995, p.67-71.

CHAABANE, R. (96) *Modélisation des Analyses de Cycle de Vie intégrant le risque*. Thèse de doctorat en gestion et traitement des déchets : LCPAE, INSA de Lyon. [en préparation].

CONSOLI, F., ALLEN, D., BOUSTEAD, I. et al. (93) *Guidelines for life-cycle assesment : a "code of practice"*. S.E.T.A.C. édition SETAC.Bruxelle : From the workshop held in Sesimbra, Portugal, 31 March - 3 April. 1993. 69p.

ECOBILAN. (91a) *L'éco-label européen - Projet d'application aux peintures et vernis - Volume 2 - La méthodologie pour l'analyse du cycle de vie*. Paris, France : Ecobilan, 1991, 52p.

ECOBILAN. (91b) *Comparaison des impacts sur l'environnement du recyclage et de la valorisation thermique des films plastiques usagés: une approche à travers le cas des films agricoles polyéthylène basse densité*. Paris, France : Ecobilan, 1991, 154p.

EGGELS, P. & VEN VAN DER, B. (94) Allocation model in case of multiple waste handling. *Proceedings of the european workshop on allocation in LCA*. Leiden, Pays-Bas, fev 1994, Huppes G. & Schneider F.(Eds), Leiden : CML, Bruxelles : SETAC, 1994, p.143-148.

EKVALL, T. (94) Principles for allocation at multi-output processes and cascade recycling. *Proceedings of the european workshop on allocation in LCA*. Leiden, Pays-Bas, fev 1994, Huppes G. & Schneider F.(Eds), Leiden : CML, Bruxelles : SETAC, 1994, p.91-101.

EKVALL, T., et al. (92) Life cycle assessment: Pilot study on inventory methodology and data bases. *Product Life cycle assesment - Principles and methodology*. Copenhagen : Nord, 1992, p.132-171.

- ELBURG VAN, G.M., KROESEN, P.F., MOLL, H.C. ET BIESIOT, W. (92)** *Verspilling van materialen: cascades en materiaalstromen (gaspillage des matériaux : cascades et flux de matière)*. Groningue, Pays-Bas : IVEM, 1992, 79p. Rapport n°1992/13.
- ENGELBURG, B.C.W. & NIEUWLAAR, E. (94)** A framework for a just allocation procedure. *Proceedings of the european workshop on allocation in LCA*. Leiden, Pays-Bas, fev 1994, Huppès G. & Schneider F.(Eds), Leiden : CML, Bruxelles : SETAC, 1994, p.102-119.
- ERVIN, C. (90)** Product Life Assessment: Policy issues and implications - Summary of Conservation Foundation forum. 14 mai 1990. USA : WWF, 25p.
- Fairlie, S. (92)** Long distance, short life. *The ecologist*, vol 22, n°6, November/dec 92, pp276-283
- FAVA, J., CONSOLI, F., DENISON, R., DICKSON, K., MOHIN, T. ET VIGON, B. (92)** A conceptual framework for Life Cycle Impact Assessment. *Workshop report*. Sandestin, USA, 1-7 fév 1992. Floride : SETAC.(Ed), 1992, 160p.
- FAVA, J.A., DENISON, R., JONES, B., CURRAN, M.A., VIGON, B., SELKE, S. ET BARNUM, J. (90)** A technical framework for life cycle assessment. Smugglers Notch, Vermont, USA, 18-23 août 1990. Washington, DC : SETAC, 1990, 134p.
- FEIJTER DE, S. (94)** Case applications and data requirements: Exploitation of crude & production of chlorine. *Proceedings of the european workshop on allocation in LCA*. Leiden, Pays-Bas, fev 1994, Huppès G. & Schneider F.(Eds), Leiden : CML, Bruxelles : SETAC, 1994, p.149-151.
- FINNVEDEN, G. (94)** Some comments on the allocation problem and system boundaries. *Proceedings of the european workshop on allocation in LCA*. Leiden, Pays-Bas, fev 1994, Huppès G. & Schneider F.(Eds), Leiden : CML, Bruxelles : SETAC, 1994, p.65-73.
- FINNVEDEN, G. (94)** *Methods for describing and characterising resource depletion in the context of LCA*. Stockholm, Suède : IVL, 1994, 37p. Rapport n°B1141.
- FINNVEDEN, G., ALTBERTSSON, A.C. ET BERENDSON, J. (95)** Solid waste treatment within the framework of Life Cycle Assessment. *Journal of cleaner production*, 1995.
- FINNVEDEN, G. & HUPPES, G. (95)** *Life cycle assessment and treatment of solid waste - Proceedings of the international workshop, Stockholm, sept 28-29 1995*. Stockholm : IVL, Leiden : CML, 1995. ISSN 1102-6944.
- FLEISCHER, G. (94)** The allocation of open-loop recycling in LCA. *Proceedings of the european workshop on allocation in LCA*. Leiden, Pays-Bas, fev 1994, Huppès G. & Schneider F.(Eds), Leiden : CML, Bruxelles : SETAC, 1994, p.61-63.
- FLEISCHER, G. (95)** Ecological limits of recycling: a comparison of different recycling paths for waste plastics from household waste. *R'95 Congress Proceeding*. Genève, 1-3fév, 1995, Suisse, 1995, p.163-168.
- FRISCHKNECHT, R. (94)** Allocation - an issue of valuation. *Proceedings of the european workshop on allocation in LCA*. Leiden, Pays-Bas, fev 1994, Huppès G. & Schneider F.(Eds), Leiden : CML, Bruxelles : SETAC, 1994, p.122-131.
- FRISCHKNECHT, R., HOFSTETTER, P., KNOEPFEL, I., DONES, R. ET ZOLLINGER, E. (94)**

Ökoinventare für energiesysteme". Zurich, Suisse : ETH, 1994, 302p.

FROSC, R.A. & GALLOPOULOS, N.E. (89) Strategies for manufacturing. *Scientific american*, 1989, Vol. 261, n°3, p.94-102

GUINEE, J.B. (95) *Developpement of a methodology for the environmental life cycle assessment of products*. Thèse de doctorat : Université de Leiden, CML, 1995, 225p

GUINEE, J.B. & HEIJUNGS, R. (95) A proposal for the definition of resource equivalency factors for use in product LCA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1995, Vol. 14, n°5, p.917-925.

GUINEE, J.B., HEIJUNGS, R., UDO DE HAES, H.A. ET HUPPES, G. (93) Quantitative life cycle assessment of products - 2:Classification, valuation and improvement analysis. *Journal of cleaner production*, 1993, Vol. 1, n°2, p.81-91.

GUINEE, J.B., UDO DE HAES, H.A. ET HUPPES, G. (92) Quantitative life cycle assessment of products - 1:Goal definition and inventory. *Journal of cleaner production*, 1992, Vol. 1, n°1, p.3-13.

HABERSATTER, K. (91) *Bilan écologique des matériaux d'emballage - Etat en 1990*. Suisse : ETH, 1991, 166p. Rapport n°132.

HAILES, J. & ELKINGTON, J. (93) *The LCA source book, A European business guide to LCA*. Londres : Sustainability, Bruxelles : SPOLD, Londres : Business in the environment, 1993, 112p.

HEIJUNGS, R. (93) A generic method for the identification of options for cleaner products. *Ecological Economics*, 1993, p.1-13.

HEIJUNGS, R. (94) The problem of allocation, some more complications. *Proceedings of the european workshop on allocation in LCA*. Leiden, Pays-Bas, fev 1994, Huppès G. & Schneider F.(Eds), Leiden : CML, Bruxelles : SETAC, 1994, p.8-12.

HEIJUNGS, R., GUINEE, J., HUPPES, G., LANKRIJER, R.M., UDO DE HAES, H.A., WEGENER SLEESWIJK, A., ANSEMS, A.M.M., EGGELS, P.G., DUIN VAN, R. ET GOEDE DE, H.P. (92) *Environmental life cycle assessment of products (traduit du néerlandais) - Part I Guide - Part II Backgrounds*. Leiden, Pays-Bas : CML, 1992. 96p&130p. ISBN 90-5191-064-9.

HENDRIKS, C.F. (95) Environmental impact of the use of primary and secondary raw construction materials. *R'95 Congress Proceeding*. 1995. Genève, Suisse, 1995, p.3-9.

HOFSTETTER, P. (95) *Survey of research projects concerning developments in Life cycle impact assessment methodology*. SETAC workgroup on impact assessment, Zurich : ETH, Nov 95, 48p.

HUBBARD, H.M. (91) The real cost of energy - Bringing market prices in line with energy's hidden burdens will be one of the great challenges of the coming decade. *Scientific american*, 1991, Vol. 264, n°4, p.36-42.

HUGENER, M. (95) Recycling of asphalt pavements. *R'95 Congress Proceeding*. Genève, Suisse, 1995, p.89-93.

HUGREL, C., ROUSSEAUX, P., BLANQUART, B., VILLIEN, J., PROST, M. ET NAVARRO, A. (96) Comparaison de l'impact environnemental global des modes de déplacement urbain sur la communauté urbaine de Lyon. *Revue Transport Sécurité*, 1996, vol 10, n°50, p33-48.

- HUNT, R.G. (95)** LCA considerations of solid waste management alternatives for paper and plastics. *Resource, conservation and recycling*, 1995, Vol. 14, p.225-231.
- HUNT, R.G., FRANKLIN, W.E., WELCH, R.O., CROSS, J.A. ET WOODAL, A.E. (74)** *Resource and environmental profile analysis of nine beverage container alternatives*. Prairie Village, Kansas, USA : Franklin associates, Cincinnati, Ohio, USA : EPA, 1974, 176p. Rapport n°SW-91c.
- HUNT, R.G., SELLERS, J.D. ET FRANKLIN, W.E. (92)** *Resource and environmental profile analysis: a life cycle environmental assessment for products and procedures*. USA, Prairie Village, Kansas, USA : Franklin associates.1992. 27p. [préliminaire].
- HUPPES, G. (91)** Allocating impacts of multiple economic processes in LCA. *Proceedings of SETAC-Europe workshop on Environmental Life Cycle Assessment of products*. CML, Leiden, 2-3 dec 1991. Bruxelles, Belgique : SETAC-Europe, 1991, p.57-70.
- HUPPES, G. (93)** *Macro-environmental policy: principles and design - with cases on milk packaging, cadmium, phosphorus and nitrogen, and energy and global warming*. Thèse de doctorat : Université de Leiden, CML, 1993, 430p.
- HUPPES, G. (94)** A general method for the allocation of recycling in LCA. *Proceedings of the european workshop on allocation in LCA*. Leiden, Pays-Bas, fev 1994, Huppès G. & Schneider F.(Eds), Leiden : CML, Bruxelles : SETAC, 1994, p.74-90.
- HUPPES, G., DUTHIL, C.E. ET VAN DEN BERG, N.W. (95)** *Beginning LCA ; A guide into environmental Life Cycle Assessment*. Utrecht, Pays-Bas : NOVEM, Bilthoven, Pays-Bas : RIVM, Leiden, Pays-Bas : CML, 1995. 52p. ISBN 90-5191-088-6.
- HUPPES, G. & SCHNEIDER, F. (94)** *Proceedings of the european workshop on allocation in LCA*. Leiden, Fev 94. Leiden, Pays-Bas : CML, Bruxelles : SETAC-Europe, 1994, 171p. ISBN 90-5191-078-9.
- HUSSEINI, A. & KELLY, B. (94)** *Life Cycle Assessment, environmental technology*. Ontario, Canada : Canadian Standard Association, 1994, 112p. Norme n°z760-94.
- KARLSSON, R. (94)** LCA as a guide for the improvement of recycling. *Proceedings of the european workshop on allocation in LCA*. Leiden, Pays-Bas, fev 1994, Huppès G. & Schneider F.(Eds), Leiden : CML, Bruxelles : SETAC, 1994, p.18-28.
- KAUFFMAN, A. & GHEBHART, C. (91)** *Comparaison des systèmes de chauffage au plan de l'environnement*. Projet de fin d'étude en génie énergétique : LCPAE, INSA de Lyon, 1991, 75p.
- KEOLEIAN, G.A. (93)** The application of LCA to design. *Journal of cleaner production*, 1993, Vol. 1, n°3-4, p.143-149.
- KEOLEIAN, G.A., KOCH, J.E. ET MENEREY, D. (95)** *Life cycle design framework and demonstration projects - profile of AT&T and AlliedSignal*. Cincinnati, Ohio, USA : EPA, University of Michigan, 1995, 127p. Rapport n°EPA/600/R-95/107.
- KEOLEIAN, G.A. & MENEREY, D. (92)** *Life Cycle Design Guidance Manual - Environmental requirements and the product system*. Cincinnati, Ohio, USA : EPA, University of Michigan, 1992. 181p. Rapport n°EPA/600/R-92/226.

- KLEIJN, R., VOET VAN DER, E. ET UDO DE HAES, H.A. (93)** Controlling substance flows: the case of chlorine. *Environmental management*, 1993, vol 18, n°4, pp 523-542.
- KNOEPFEL, I. (94)** Allocation of environmental burdens in LCA according to a two stage procedure. *Proceedings of the european workshop on allocation in LCA*. Leiden, Pays-Bas, fev 1994, Huppès G. & Schneider F.(Eds), Leiden : CML, Bruxelles : SETAC, 1994, p.133-139.
- LABOUZE, E., KHALIFA, K., ROUSSEAUX, P., GROSJEAN, G. (96)** *ACV, outil d'aide à la décision industrielle*. Villeurbanne, France : LAEPSI (INSA de Lyon) - Bio-intelligence service, 1996, 254p. Rapport final contrat 95-705/Bis.
- LEHMANN, H. & SCHMIDT-BLEEK, F. (93)** Materials flows from a systematic point of view. *Fresenius environmental bulletin*, 1993, Vol. 2, p.413-418.
- LINDEIJER, E.W. (94)** Allocating recycling for integrated chain management: taking into account of quality losses. *Proceedings of the european workshop on allocation in LCA*. Leiden, Pays-Bas, fev 1994, Huppès G. & Schneider F.(Eds), Leiden : CML, Bruxelles : SETAC, 1994, p.29-38.
- LINDFORS, L.G., CHRISTIANSEN, K., HOFFMAN, L., VIRTANEN, Y., JUNTILLA, V., LESKINEN, A., EKVALL, T. ET FINNVEDEN, G. (95)** *LCA-Nordic - Technical reports N°1-10 (en 2 volumes)*. Copenhagen : Nordic council of ministers, 1995. TEMANORD, 211p. Rapport 1995:502.
- LUBKERT, B., VIRTANEN, Y. ET MÜHLBERGER, M. (91)** *Life cycle analysis - IDEA - An international database for ecoprofile analysis - A tool for decision makers*. Laxenburg, Autriche : IIASA, 1991, 174p. Rapport n°WP-91-30.
- LUNDHOLM, M.P. & SUNDSTROM, G. (85)** *Resource and environmental impact of Tetra Brik aseptic carton and of refillable and non refillable glass bottles*. Malmö, Suède : Tetra Brik. 1985. 173p.
- MACKAY, D. & PATERSON, S. (91)** Evaluating the multimedia fate of organic chemicals; a level III fugacity model. *Environment, Science & Technology*, 1996, Vol. 25, n°3, p.427-436
- MARION, J. & VALENDUC, G. (93)** *Les méthodes d'évaluation environnementale : des outils de technology assessment*. Namur : Fondation Travail-Université, EMERIT, 1993, 144p. ISBN 2-930062-02-9.
- MARION, J.Y., VALENDUC, G., VENDRAMIN, P., HUYBRECHTS, D., BERLOZNICK, R., WOUTERS, G., HELLENBRANDT, S. ET TEICHERT, V. (95)** *Les écobilans : utilité et limites d'un outil de concertation et d'aide à la décision*. Bruxelles, Belgique : Fondation du roi Baudoin, 1995, 216p. Rapport n°D/1995/2848/07.
- MEKEL, O.C.L., HUPPES, G. ET GUINNEE, J. (90)** *Environmental effects of different package systems for fresh milk*. Leiden, Pays-Bas : CML, 1990, 64p. Rapport n°70.
- NAVARRO, A., et al. (92)** Gestion et traitement des déchets. *Techniques de l'ingénieur*. 1992, 32p., A8660-C4260.
- NORDIC COUNCIL. (92)** *Product life cycle assessment*. Copenhague : Nord, 1992. 288p. ISBN 92-9120-0123.
- ODUM, E.P. (77)** The emergence of ecology as a new integrative discipline - Ecology must combine

holism with reductionism if applications are to benefit society. *Science*, 1977, Vol. 195, n°4284, p.1289-1293.

ODUM, E.P. (89) Input management of production systems. *Science*, 1989, Vol. 243, p.177-182.

OFPE. (84) *Bilan écologique des matériaux d'emballage*. Berne, Suisse : Office fédéral de protection de l'environnement, 1984, 79p. Rapport n°24.

OSTERMARK, U. (95) Re-use versus recycling of PET-bottles a case study of ambiguities in life cycle assessment. *R'95 Congress Proceeding*. 1995. Genève, Suisse, 1995, p.249-253.

PEDERSEN, B. & CHRISTIANSEN, K. (92) A meta-review on product life assessment. *Product Life cycle assessment - Principles and methodology*. Copenhague : Nord, 1992, p.24-104.

Pictet, J. (96) *Dépasser l'évaluation environnementale - procédure d'étude et insertion dans la décision globale*. Lausanne, Suisse : Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Collection META, 1996, 187p.

ROGICH, D.G. (93) Material use, economic growth, and the environment. USA : Bureau of mines. *R'93 Congress Proceeding*. Genève, Suisse, 1993, p190-221.

POSTLETHWAITE, D. (94) Allocation in LCA, fundamental issues. *Proceedings of the european workshop on allocation in LCA*. Leiden, Pays-Bas, fev 1994, Huppés G. & Schneider F.(Eds), Leiden : CML, Bruxelles : SETAC, 1994, p.13-14.

ROSKAMP, H. & HOEFNAGELS, F. (94) *Drie bestemmingen voor fosfogips: een LCA-leerproject*. La Haye, Pays-Bas : Ministerie van verkeer en waterstaat, 1994, 179p. Rapport n°W-DWW-94-526.

ROUSSEAUX, P. (94) *Observatoire des changements écologiques du Grand Lyon (OCEGLY), descripteurs de suivi de l'état de l'environnement*. Lyon, France : Communauté Urbaine de Lyon, mission écologie urbaine. oct 1994. 72p.

ROUSSEAUX, P. (93) *Evaluation comparative de l'impact environnemental global (ECIEG) du cycle de vie des produits*. Thèse de doctorat : I.N.S.A., LCPAE, 1993, 276p.

RUBIK & BAUMGARTNER (92) *Ökologische Produkt Analyse*. Allemagne, Berlin : Institut für Ökologische Wirtschaftsforschung, 1992.

RYDING, S.O. (91) The industry approach; From cradle to grave, time to take the final step to adapt environmental priority strategies in product development and waste minimization. *Environmental Management Handbook*. Stockholm, Suède : IOS Press, chapitre 5.5, 1991.

SCHARLIG, A. (85) *Décider sur plusieurs critères*. Lausanne, Suisse : Presses Polytechniques Romandes, Collection diriger l'entreprise, 1985, 304p. ISBN 2-88074-073-8.

SCHMIDT-BLEEK, F. (93) MIPS revisited. *Fresenius environmental bulletin*, 1993, Vol. 2, p.407-412.

SCHNEIDER, F. (92) *Développement d'une méthodologie pour un bilan écologique global par service rendu le long de la vie d'un produit - Application au cas des emballages en aluminium et en verre*. DEA : INSA de Lyon, LCPAE, 1992, 166p.

SCHNEIDER, F. (94) Allocation and recycling, enlarging to the cascade system. *Proceedings of the european workshop on allocation in LCA*. Leiden, Pays-Bas, fev 1994, Huppés G. & Schneider F.(Eds),

Leiden : CML, Bruxelles : SETAC, 1994, p.39-53.

SCHNEIDER, F. (95) Analysing waste recovery as a switch of cascade systems. *R'95 Congress Proceeding*. Genève, 1-4 fév 1995, Barrage A. & Edelmann X.(Eds), Suisse, 1995, p.261-267.

SELLERS, V.R. & SELLERS, J.D. (89) *Comparative energy and environmental impacts for soft drink delivery services*. Prairie village, Kansas, USA : Franklin associates Ltd, 1989, 38p.

SETAC. (92) Life Cycle Assessment. *Workshop report, Postdam, Germany*. Bruxelles, Belgique : SETAC-Europe, 1992, 90p.

SIMON, H.A. (62) The architecture of complexity. *Proceedings of the american philosophical society*, 1962, Vol. 106, n°6, p.467-482.

SIRKIN, T. & HOUTEN TEN, M. (94) The cascade chain - A theory and tool for achieving resource sustainability with application for product design. *Resource, conservation and recycling*, 1994, Vol. 10, p.213-277.

SMET DE, B. (90) Life cycle analysis for packaging environmental assessment. *Proceedings of the specialised workshop in Leuven, Belgium*. 24-25 sept 1990. Belgique : Procter&Gamble, 1990, 18p.

SMITH, R.A., ALEXANDER, R.B. ET WOLMAN, M.G. (87) Water-quality trend in the nation's rivers. *Science*, 1987, Vol. 235, p.1607-1615.

STAHEL, W. (91) La stratégie de la durabilité : gérer la richesse énergétique dans le temps. *Stratégies énergétiques, biosphère & société*, 1991, n°1/2, p.33-39.

STEINERT, M. (95) Pallet production by recycling of defined mixed plastics. *R'95 Congress Proceeding*. Genève, Suisse, 1995, p.151-154.

STIEGLITZ, L., ZWICK, G., BECK, J., ROTH, W. ET VOGG, H. (89) On the de-novo synthesis of PCDD/PCDF on fly ash of municipal waste incinerators, *Chemosphere*, 1989, vol. 18, n°1-6, p1219-1226.

TILLMAN, A.M. (93) Principles for choice of system boundaries in life cycle assessment of food products. *Proceedings of the first european invitational expert seminar on Life Cycle Assessment of food products*. 1993 22-23 Nov. Weidema B.P.(Ed), Lyngby, Danemark : Technical University of Denmark, p.9-24.

TILLMAN, A.M., BAUMANN, H., ERIKSSON, E. ET RYDBERG, T. (91) *Life-cycle analyses of selected packaging materials - Quantification of environmental loadings*. Göteborg, Suède : Chalmers Industriteknik, 1991, 206p. Rapport n°SOU 1991:77. [Offprint].

TILLMAN, A.M., EKVAL, T., BAUMANN, H. ET RYDBERG, T. (94) Choice of system boundaries in LCA. *Journal of cleaner production*, 1994.

TROMP, O.S. (95) *Toward sustainable quality - A methodological principle for sustainable management of material use*. Thèse de doctorat : Rijuniversiteit Groningen, Pays-Bas, 1995, 243p.

UDO DE HAES, H., HEIJUNGS, R., WHITE, P., SMET DE, B. (95) LCA back on track, but is it one track or two ?, *LCA-News* (SETAC-Europe), Mai 95, vol 5, n°3, 2p.

UDO DE HAES, H.A. (93) *Toerekening in LCA (affectation dans les analyses de cycle de vie)*, *Convenant verpakkingen*. VROM, Pays-Bas, 1993, 8p. [Note pour le gouvernement néerlandais].

- UDO DE HAES, H.A. & HUPPES, G. (94)** The position of LCA in relation to other environmental decision tools. *Proceedings of the fourth SETAC-Europe congress, Integration of Impact assessment in LCA*. 11-14 avril 1994. Bruxelles, Belgique : SETAC-Europe, 4p.
- UNEP/IEO. (91)** Environmental Auditing in cleaner production strategies. *Invitational expert seminar, trolleholm castle*. 18-19 avril 1991. Suède : Lund University, 159p.
- URBAN, D.L., O'NEILL, R.V. ET SHUGART, H.H. (87)** Landscape ecology - A hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. *BioScience*, 1987, Vol. 37, n°2, p.119-127.
- VANDERBURG, W.H. & HIGGS, E. (86)** Technology and how society solves problems. *Alternatives*, 1986, vol.13, n°2, p.2-10.
- VIGON, B.W., CORNABY, B.W. ET PROFFITT, J.R. (90)** Choosing the preferred environmentally compatible materials: A plan for success. *Packaging*, 1990, p.20-23.
- VIGON, B.W., TOLLE, D.A., CORNABY, B.W., LATHAM, H.C., HARRISON, C.L., BOGUSKI, T.L., HUNT, R.G. ET SELLERS, J.D. (93)** *Life cycle assessment: Inventory guidelines and principles*. Ohio, USA : EPA, 1993. 108p. Rapport n°EPA/R-92/245.
- VIRTANEN, Y. & NILSSON, S. (93)** *Environmental impacts of waste paper recycling*. IIASA - Earthcan. 1993.
- VOET VAN DER, E. (96)** *Substances from cradle to grave - development of a methodology for the analysis of substance flows through the economy and the environment of a region - with case studies on cadmium and nitrogen compounds*. Thèse de doctorat : Université de Leyde, CML, Leyde, 1996, 308p.
- VOET VAN DER, E., EGMOND VAN, L., KLEIJN, R. ET HUPPES, G. (94)** Cadmium in the european community: a policy oriented analysis. *Waste management & research*, 1994, Vol. 12, p.507-526.
- VOET VAN DER, E., HUPPES, G. ET NAALD VAN DER, W.G.H. (89)** Guidelines for pollutants policy as a result of substance flow analysis. *Man and his ecosystem - Proceedings of the 8th world clean air congress*. 11-15 sept 1989. Pays-Bas : Elsevier Science, p.67-72.
- VOET VAN DER, E. & KLEIJN, R. (92)** Cadmium recycling: for better or worse? Leyde, Pays-Bas : CML, Université de Leiden, août 92.
- VOET VAN DER, E., KLEIJN, R. ET HUPPES, G. (93)** The economy of chemicals. *EAEPE conference - The economy of the future, ecology, technology, institutions*. 28-30 oct 1993. Barcelone, Espagne, 17p.
- WEGENER SLEESWIJK, A. (93)** Life cycle assessment of wheat fertilization: methodological aspects and results. *Life cycle assessment of food products - Proceedings of the 1st european invitational expert seminar on life cycle assessment of food products*. Lyngby, Danemark : Interdisciplinary center, Technical University of Danemark, 1993, 12p.
- WENISCH, S. (96)** *Comparaison environnementale des différents scénarios de la chaîne de traitement par incinération des ordures ménagères*. Thèse de doctorat : INSA de Lyon, LAEPSI, France, Fin prévue en 1997.

Glossaire

Terme français Définition française **Terme anglais** Définition anglaise **Additivité; Cohérence (d'un système anthropique)** Propriété requise lors d'une affectation. : la quantité totale est égale à la somme des quantités affectées à chacune des parties. **Additivity; Consistency (of an anthropic system)** Property required in case of allocation : the total quantity is equal to the sum of the quantities allocated to each part. **Affectation (imputation, allocation) à fonction** Attribution à la fonction étudiée des flux environnementaux d'un système à fonctions multiples **Function allocation** Assignment to the function studied of the environmental flows of a multiple function system **Affectation (imputation, allocation) à ressource** Attribution à la ressource entrante étudiée des flux environnementaux et anthropiques d'un système transformant plusieurs ressources simultanément **Resource allocation** Assignment to the input of resource studied of environmental and anthropic flows of a system processing several resources simultaneously **Analyse de Cycle de Vie (ACV); Evaluation de Cycle de Vie; écobilan (avant la norme AFNOR X30300)** Evaluation quantifiée des problèmes environnementaux liés à une fonction donnée, incluant tout le cycle de vie des produits, de l'extraction des ressources naturelles au traitement final des déchets **Life Cycle Assessment (LCA); Life cycle Analysis; ecobalance** Objective process to evaluate the environmental problems associated with a given function, encompassing the entire life cycle of products from virgin resources extractions to final waste treatment **Analyse de Flux de Substance (AFS)** Analyse environnementale des problèmes liés à une substance donnée dans un espace-temps donné **Substance Flow Analysis (SFA); Integral Chain Management (ICM)** Study of environmental problems linked to a given substance within given time and space boundaries **Analyse environnementale** Etude dont le but est de minimiser les problèmes environnementaux. Ce type d'étude se base sur une séparation de l'univers entre environnement et anthroposphère **Environmental analysis** Analysis, based on the separation of the universe between environment and anthroposphere, dedicated to the minimisation of environmental problems **Anthroposphère; Système socio-économique; Technosphère; Activités humaines; Société humaine; Système technologique; Système économique; Système social** Processus et part de processus conçus ou gérés par des humains pour remplir différentes fonctions liés à des besoins ou désirs humains de base **Anthroposphere; Socio-economic system; Technosphere; Human activities; Human society; Technological system; Economic system; Social system** Processes and part of processes conceived or managed by some humans to fulfill different functions linked to basic needs and desires **Besoin de base** Raison de base de l'existence de l'anthroposphère et indispensable à la survie; besoins instinctuels Exemples : tenir au chaud, nourrir **Basic needs** Basic reason of existence of the anthroposphere and essential to survival. Ex: keeping warm, nourish... **Cascade** Ramification de processus en aval d'un flux physique **Cascade** Process tree downstream of a physical flow **Causalité** Relation entre la cause et l'effet **Causality** Relationship between cause and effect **Causalité directe** Causalité pour l'affectation à ressource liant des entités physiques identiques **Direct causality** Causality for resource allocation linking the same physical entity **Causalité indirecte** Type de causalité pour l'affectation à ressource liant des entités physiques différentes **Indirect causality** Causality for resource allocation linking different physical entities **Causalité physique; Causalité naturelle** Causalités liées à des mécanismes physiques, chimiques, biologiques ou techniques (lié aux sciences "dures") **Natural causality; physical causality** Causality linked to physical, chemical, biological or technological mechanisms **Causalité sociale** Causalité liées à la participation aux raisons sociales de l'existence des processus (lié aux sciences humaines) **Social causality** Causalities linked to the contribution to the social reasons of existence of processes (linked to social sciences) **Chaîne** Suite linéaire de processus **Chain** Linear series of processes **Co-déchets** Un des déchets d'un système avec plusieurs entrants de déchets **Co-waste** One of the waste of a system handling several wastes simultaneously **Co-fonction** Système remplissant plusieurs fonctions ou une des fonctions d'un système remplissant plusieurs fonctions **Co-function** System fulfilling several functions simultaneously or one of the function of a system fulfilling several functions simultaneously **Co-production** Système générant plusieurs produits **Co-production** System generating several products **Co-produit** Un des produits d'un système générant plusieurs produits **Co-product** One of the product of a system generating several products simultaneously **Co-service** Système remplissant plusieurs services ou un des services d'un système remplissant plusieurs services **Co-service** System generating several services or one of the services of a system fulfilling several services simultaneously **Co-traitement** Système avec plusieurs entrants de déchets **Co-treatment** System handling several wastes simultaneously **Déchets** Ressource à un instant donné de valeur négative, c'est à dire indésirable pour le producteur ou utilisateur **Waste** Resource at a given time of negative value, that is unwanted by the producer or user **Définition des objectifs** Première étape d'un ACV lors de laquelle le problème posé est cerné et les informations requises intensifiées **Goal definition** first component of a LCA in which the goal and the informations required are defined **Description** Inventaire des

flux environnementaux et des exigences mais aussi des fonctions d'un système

Description Inventory of environmental flows, requirements and functions

Désir de base Reason of base of the existence of the anthroposphere and non indispensable to the survival; besoin résultant des automatismes créés par l'apprentissage; exemple : divertir

Basic desires Basic reason of existence of the anthroposphere, non-essential to survival. Ex: entertain...

Effet environnemental; Effet écologique; Critère écologique; Critère environnemental; Problème écologique; Problème environnemental; Catégorie d'impact Effets des flux environnementaux au sein de l'environnement; exemple : écotoxicité, effet de serre... ou leur quantification

Ecological effect; Environmental effect; Ecological criterion; Environmental criterion; Ecological problem; Environmental problem; Impact categories Effects of environment burdens in the environment: ecotoxicity, greenhouse effect... or their quantification

Entité physique Matière, énergie ou espace

Physical entity Matière, energy or space

Environnement; Système environnemental; Milieu naturel Processus et parts de processus qui ne sont pas conçus ou gérés par des êtres humains (qui ne fait pas partie de l'anthroposphère)

Environment; Environmental system; Nature Processes and parts of processes that are not conceived or controlled by humans (that do not belong to the anthroposphere)

Etape de revalorisation Système de processus anthropiques limité par des points de transition lié à une certaine ressource (la source) et sans flux environnementaux directement liés à cette ressource.

Recovery step System of anthropic processes bordered by transition points linked to a given resource and without environmental flows directly linked to this resource

Etape de vie ou d'une cascade Système de processus anthropiques limité par des points de transition qui lié à une certaine ressource (la source) et ayant donc requis une affectation à ressource

Cascade step System of anthropic processes limited by transition points linked with a given resource (the source)

Etape finale Système de processus anthropiques lié à une ressource donnée, sans sortants anthropiques et qui est défini à partir d'un point de transition. Est composé de processus de traitement final.

Final cascade step System of anthropic processes linked to a given resource, without anthropic outputs and defined from a transition point; composed of final treatment processes

Etape initiale Système de processus anthropiques lié à une ressource donnée sans entrants anthropiques et défini jusqu'à un point de transition

Initial cascade step System of anthropic processes linked to a given resource, without anthropic inputs and defined until a transition point

Etat (d'une entité physique) Matière, énergie ou espace

State (of a physical entity) Material, energy or space

Etat physique Un des trois états possibles d'une entité physique

Physical state One of the three possible states of a physical entity

Evaluation d'impact; Evaluation des impacts sur l'environnement; Interprétation des flux environnementaux Etape lors de laquelle les flux environnementaux recensés dans l'inventaire sont évalués et caractérisés

Impact analysis Component where the environmental flows are assessed and characterised

Evaluation de fonction; Evaluation de service rendu Evaluation de la valeur sociale des fonctions (étude de leur utilité) ou environnementale des fonctions (étude des impacts qu'elles évitent)

Function analysis Assessment of the social or environmental value of functions

Exigence Entrant de produits ou service ou sortant de déchet d'un processus anthropique : flux amenant le besoin d'autres processus (remplissant une fonction de production ou de traitement)

Requirement Input of product or service or output of waste of an anthropic process : Flow creating the need of other processes (fulfilling a treatment or a production function)

Filière de revalorisation Ensemble de processus appliqué à une ressource anthropique résultant du rejet d'un autre processus et conduisant à remplir de nouvelles fonctions

Recovery system System of processes handling an anthropic resource expelled by another process and leading to new functions being fulfilled

Flux anthropique; Flux non élémentaire; Flux économique; Flux socio-économique Flux entre processus anthropiques (produits, déchets, services)

Anthropic flow; Non elementary flow; Economic flow; Socio-economic flow Flow between anthropic processes

Flux environnemental; Charge environnementale; Flux élémentaire; Stresseur; données de l'inventaire Flux physique entre processus anthropique et processus environnemental (susceptible d'avoir des effets environnementaux)

Environmental flow; Environmental burden; Environmental loading; Environmental input or output; Intervention; Interference; Elementary flow; Inventory data; Stressor Flow between an anthropic and an environmental process

Flux non physique Flux de service

Non physical flow Flow of service

Flux physique Énergie, espace, eau, gaz ou substance à un instant donné dans un contexte donné

Physical flow Energy, Space, water, gas or substance at a given time in a given context

Flux physique Entrant ou sortant vers ou depuis un processus caractérisable avec des données physiques (flux environnementaux, déchets, produits composés de matière, énergie ou espace)

Flow Input or output to or from a process that can be characterised with physical data

Fonction Raison d'existence de processus anthropique(s) contribuant à l'assouvissement d'un besoin ou d'un désir humain

Function Reason of existence of anthropic process(es) contributing to the fulfilment of basic human needs or desires

Fonction de production Fonction basée sur la génération de produits ou services

Function of production Function based on the generation of products or services

Fonction de traitement Fonction basée sur la valorisation (l'augmentation de la valeur) d'une ressource

Function of treatment Function based on the increase of the value of the resource

Fonction non physique Fonction qui n'est pas liée à un entrant ou sortant physique; fonction de production basée sur la génération d'un service

Non physical function Function which is not linked to a physical input or output; function of production based on the generation of a service

Fonction physique Fonction liée à un entrant ou sortant physique; fonction de traitement ou fonction de production basée sur la génération d'un produit

Physical

function Function linked to a physical input or output; function of treatment or function of production based on the generation of a product
Forme Aspect visible pour les matières; type d'énergie, d'espace
Form Shape of materials, type of energy, space
Impact Anticipation raisonnable d'un effet écologique
Impact Reasonable anticipation of an ecological effect
Impact global Cascade d'effets causés par un flux environnemental
Global impact Cascade of effects caused by an environmental flow
Inventaire, écobilan (pour les ACV d'après la norme X30300) Etape d'une analyse lors laquelle les flux entrants et sortants d'un système sont répertoriés et quantifiés
Inventory Component of an analysis in which inputs and outputs of the system studied are inventoried and quantified
Matière collectée Matière collectée dans le but d'une utilisation ultérieure
Material collected Material collected with the intention of recovery
Méthodes de découpage Méthodes ACV pour traiter des revalorisations dans lesquelles une portion restreinte de la vie de la ressource est analysée
Cut-off method LCA methods in which a limited section of the resource life is analysed
Mode de causalité Type de raisonnement traduisant la causalité et permettant (dans le contexte de ce travail) l'affectation à fonction ou à ressource
Type of causality Type of reasoning to express causality that enables to allocate to function or resource
Physique Relatif aux sciences physiques, ou "dures" qui mettent en jeu matière, énergie ou espace
Physical Relating to natural (or physical) sciences, that involve materials, energy or space
Point de transition Instant lors duquel une ressource ne sert plus à remplir une fonction La ressource subit à ce point une baisse abrupte de valeur
Transition point Instant in resource life when no function is anymore fulfilled. The resource undergoes there an abrupt decrease of value.
Processus Événement quelconque décrit en terme de flux entrants et sortants et de fonction(s) qu'il remplit
Process Any event described in terms of inputs and outputs and in terms of function(s) that it fulfills
Processus anthropique; Processus socio-économique; Processus économique Processus contrôlé par les êtres humains; Processus constituant l'anthroposphère
Anthropic process; Socio-economic process; Economic process Process controlled by humans; Process that belongs to the anthroposphere
Processus environnemental; Processus naturel Processus non contrôlé par les êtres humains; Processus constituant l'environnement
Ecological process; Environmental process; Natural process Process not controlled by humans; Process that belongs to the environment
Produit Flux de valeur positive
Product Flow of positive value
Déchets final Déchet qui n'ira qu'à travers un traitement final sans permettre de remplir de nouvelles fonctions
Final waste Waste that will go through a final waste treatment
Qualité d'utilisation Qualité d'une entité physique en prenant en compte des données physiques liées à toute la durée de l'utilisation de l'entité physique sous une forme donnée
Use quality Quality of a physical entity taking into account the whole use life of this physical entity in a given shape
Qualité de revalorisation Qualité en considérant la vie de l'entité physique en aval
Recovery quality Quality taking into account the entire life of the physical entity
Qualité ponctuelle Qualité d'une ressource à un instant précis
Punctual quality Quality of a physical entity at a precise time
Qualité; Valeur physique Caractérisation au moyen de données physiques du potentiel d'utilisation d'une ressource
Quality; physical value Physical characteristic of a physical entity reflecting its use potentials
Recherche d'amélioration Etape finale d'un ACV utilisant les étapes précédentes (objectifs, inventaire, évaluation d'impact) pour proposer des améliorations au cycle de vie
Improvement analysis Last component of a LCA in which options for environmental improvements of the system under study are identified and evaluated
Recyclage Revalorisation où la forme de l'entité physique est modifiée mais sans changer d'état physique
Recycling Recovery process
Recyclage énergétique Recyclage appliqué à une ressource sous l'état énergie
Energy recycling Recycling applied to a resource in its energy state
Recyclage matière Recyclage appliqué à une ressource sous l'état matière
Material recycling Recycling applied to a resource in its material state
Réemploi Revalorisation lors de laquelle l'entité physique n'est pas modifiée dans sa forme
Reuse Recovery where the physical entity is not modified in its form
Ressource Entité physique ayant certaines propriétés utiles au sein de l'anthroposphère
Resource Physical entity having useful properties in the anthroposphere
Ressource anthropique Ressource située au sein de l'anthroposphère
Anthropic resource Resource located in the anthroposphere
Ressource naturelle Ressource située au sein de l'environnement
Natural resource Resource located in the environment
Revalorisation Processus anthropiques augmentant la valeur d'une ressource après un point de transition conduisant à ce que d'autres fonctions soient remplies; Comprend réemploi, recyclage et valorisation énergétique; peut être appliquée à des déchets ou à des produits
Recovery process Anthropic process increasing the value of resource after a transition point that will lead to other functions being fulfilled. Includes reuse, recycling and energy recovery.
Service Flux non physique
Service Non-physical flow
Sortant secondaire Flux de moindre valeur. Déchet ou sous-produit.
Secondary output Flow of lower value, secondary product or waste
Sous-produit Produit ne constituant pas la raison principale de l'existence du processus le générant
Secondary product Product which is not the main reason of the existence of the process that generates it
Substance Atome, molécule, matériau
Substance Atom, molecule, material
Système cascade; Devenir d'une ressource Toute la vie d'une ressource en aval d'une entité physique
Cascade system All processing of a resource but only downstream of a physical entity
Traitement final; Traitement pur; Elimination Processus anthropique avec entrant anthropique qui ne remplit que la fonction de traiter cet entrant
Final treatment; Pure treatment Anthropic process with waste input fulfilling no other function than the

treatment of that waste **Unité fonctionnelle** Fonction quantifiée servant de référence pour rapporter les flux environnementaux pour comparer les systèmes sur une même base **Functional unit** The function is characterised with a functional unit to enable the comparison between system on the same basis **Utilité d'une fonction** Valeur sociale associée à une fonction **Function usefulness** Social value associated with a function **Valeur d'utilisation** Valeur en considérant toute la vie du produit **Utilisation value** Value of resource considering its life in a given form **Valeur de revalorisation** Valeur en considérant la vie de ressource en aval : le système cascade **Recovery value** Value of a resource considering the cascade system **Valeur ponctuelle** Valeur d'une ressource à un instant précis **Ponctual value** Value of a resource at a precise instant **Valeur; Valeur sociale** Caractérisation au moyen de données sociales de l'aspect voulu ou non voulu. Appliqué notamment à une entité physique générée par un processus anthropique ou à une fonction de ce processus anthropique. **Value; Social value** Characterisation with social sciences Among others applied to physical entities generated by anthropic processes or to anthropic functions **Valorisation** Processus augmentant la valeur d'une ressource **Valorization** Process increasing the value of a resource **Valorisation énergétique** Processus de revalorisation produisant de l'énergie **Energy recovery** Recovery processes producing energy **Vie d'une entité physique; Vie de matière** Totalité des processus d'une certaine entité physique provenant de l'extraction d'une ressource naturelle et finissant au retour de l'entité physique dans l'environnement (comprend notamment la vie de substance) **Life of a physical entity; Material life** All processing of a given physical entity starting with resource extraction and ending when the entity is back to the environment (includes substance life) **Vie de ressource; Système cascade total** Totalité des processus anthropiques causés par l'utilisation d'une certaine ressource naturelle. Ceux-ci sont décrits en termes de fonctions et flux environnementaux. **Resource life; Total cascade system** All processes caused by the use of a given natural resource, those processes are described in terms of functions and environmental flows

Abréviations

ACV : Analyse de Cycle de Vie (en anglais Life Cycle Analysis (LCA))

AFS : Analyse de Flux de Substance (en anglais Substance Flow Analysis (SFA))

ARSC : Analyse des Revalorisations par les Systèmes Cascade. Méthode développée dans le cadre de ce travail.

CML : Centrum voor Milieukunde Leiden, Centre de sciences de l'environnement, Université de Leyde, Pays-Bas.

DCC : Développement de Chaîne de Cascade. Approche face aux revalorisations.

LAEPSI : Laboratoire d'Analyse Environnementale des Procédés et Systèmes Industriels
(ex-LCPAE : Laboratoire de Chimie Physique Appliquée et Environnement), INSA de Lyon.

SETAC : Society of Environmental Toxicology and Chemistry