

Collection « Études et synthèses »

Monétarisation des impacts environnementaux du recyclage : méthodologie et applications



Collection « Études et synthèses » de la Direction des Études Économiques et de l'Évaluation Environnementale (D4E)

Les publications de la D4E sont disponibles à l'adresse suivante : www.ecologie.gouv.fr/-Collection-Etudes-et-syntheses

Titre du document : Les bénéfices environnementaux du recyclage

Auteur(s) : Ce document a été réalisé pour le compte de la D4E par le cabinet RDC Environnement

Responsable de suivi D4E : Olivier Arnold (olivier.arnold@ecologie.gouv.fr - 01.42.19.25.44)

Contact : Doris Nicklaus (doris.nicklaus@ecologie.gouv.fr - 01.42.19.24.70)

Référence du document : 2007-08

Date de publication : Novembre 2007

Crédit photos couverture : © Laurent Mignaux - Medd



Ce document n'engage que son auteur et non les institutions auxquelles il appartient.
L'objet de cette diffusion est de stimuler le débat et d'appeler des commentaires et des critiques.



SOMMAIRE

Introduction

Première partie : modéliser les effets de la décision de recycler

I. Principes généraux de la modélisation

II. Application des principes généraux

Deuxième partie : monétariser les impacts environnementaux

I. Méthodologie de monétarisation

II. Application : détermination de facteurs de monétarisation

Troisième partie : illustrations de mise en application

I. Introduction

II. Recyclage du verre d'emballage

III. Recyclage de l'aluminium

Quatrième partie : recommandations

Annexe 1 : table des matières

Annexe 2 : internalisation des impacts environnementaux

Annexe 3 : valeur des effets ressentis

Annexe 4 : bibliographie

Annexe 5 : abréviations

Annexe 6 : liste des documents de travail publiés

RÉSUMÉ

Savoir dans quelle mesure les bénéfices environnementaux du recyclage justifient des surcoûts à supporter par la société est une question fondamentale pour le décideur public. La réponse à cette question passe par la réalisation d'analyses coûts – bénéfices, nécessitant d'attribuer une valeur monétaire à l'ensemble des coûts et bénéfices environnementaux.

Le « Guide sur la Monétarisation des impacts environnementaux liés au recyclage » est un accompagnement méthodologique destiné au praticien de l'analyse de cycle de vie (ACV). Il vise à lui fournir les éléments nécessaires pour appliquer la méthode de monétarisation à l'analyse des enjeux environnementaux du recyclage de matériaux.

Dans un premier temps, le guide structure les questions méthodologiques survenant lors de la modélisation de décisions relatives au recyclage et expose les raisonnements à suivre afin d'y répondre de façon pertinente (mais ne donne pas nécessairement la réponse).

Dans un second temps, ce guide expose la méthodologie générale de monétarisation des impacts environnementaux.

Ces derniers résultent de flux élémentaires (ex : CO₂) qui contribuent à l'occurrence d'effets intermédiaires concrets (ex : effet de serre). Ces derniers conduisent à des effets ressentis par les êtres humains (perte d'années de vie ou de qualité de vie). Pour chaque flux élémentaire, les effets ressentis sont évalués par un facteur de monétarisation.

Appliquée au recyclage du verre et de l'aluminium, la méthodologie exposée met en évidence des bénéfices environnementaux élevés : entre 2 100 et 2 300 €/t pour l'aluminium et entre 60 et 120 €/t pour le verre. L'analyse montre qu'entre la moitié et les deux-tiers de ces bénéfices ne sont pas internalisés.

Enfin, des recommandations générales sont formulées quant à l'interprétation des résultats obtenus par la modélisation et la monétarisation.

INTRODUCTION

Savoir dans quelle mesure les bénéfices environnementaux du recyclage justifient des surcoûts à supporter par la société est une question fondamentale pour le décideur public.

Le décideur public qui envisage de mettre en œuvre ou de supporter financièrement une action en faveur du recyclage d'un produit (matériau) cherche à comparer la dépense financière à effectuer aux conséquences environnementales (externes) de l'action. Il cherche donc une réponse aux questions suivantes :

« *Quelle est la valeur des conséquences environnementales de l'augmentation de P % du taux de recyclage du matériau X, en France ?* »

« *Quelle est la valeur des conséquences environnementales du démarrage, en France, du recyclage du matériau X* »

Plus généralement, cette question s'exprime :

« Quelles sont, exprimées en valeur monétaire, les conséquences environnementales résultant de la décision de recycler, en France, une tonne supplémentaire du matériau X ? »

La réponse à cette question passe par la réalisation d'analyses coûts – bénéfices, nécessitant d'attribuer une valeur monétaire à l'ensemble des coûts et bénéfices environnementaux. **L'ensemble des éléments exposés dans ce guide sont orientés vers cette question.**

Le présent ouvrage est un accompagnement méthodologique destiné au praticien ACV, visant à lui fournir les éléments nécessaires et suffisants à l'application de la méthode de monétarisation à l'analyse des enjeux environnementaux du recyclage de matériaux. En effet, la méthode de monétarisation intervient dans le prolongement de l'ACV.

Il vise ainsi une meilleure exploitation de la méthode de monétarisation dans les questionnements relatifs aux politiques de soutien des filières de recyclage, d'une part en rendant la méthode accessible à un plus grand nombre et stimulant ainsi les études (peu nombreuses à ce jour) et d'autre part en assurant une plus grande cohérence et une rigueur suffisante dans la conduite de celles-ci.

Ce guide étant destiné à un public averti, il ne présente pas la méthodologie ACV pour laquelle la littérature est suffisante. Par contre, la monétarisation des impacts environnementaux n'est pas standardisée.

Pour ce faire :

- Ce guide soulève et structure les questions méthodologiques survenant lors de la modélisation de décisions relatives au recyclage et expose les raisonnements à suivre afin d'y répondre de façon pertinente (ne donne pas nécessairement la réponse).
→ Première partie : modéliser les effets de la décision de recycler, p.9
- Ce guide expose la méthodologie générale de monétarisation développée par RDC Environnement.
→ Deuxième partie : monétariser les impacts environnementaux, p.31

- Ce guide illustre l'application concrète de la méthodologie exposée au travers de deux applications (verre et aluminium)
 - Troisième partie : illustrations de mise en application, p.85
- Ce guide donne des recommandations générales sur la façon de conduire l'interprétation des résultats obtenus par la modélisation et la monétarisation.
 - Quatrième partie : recommandations, p.119

L'élaboration de ce guide s'inscrit ainsi dans le cadre d'une des missions de la Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale du Ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement durables, à savoir la valorisation économique des biens et dommages environnementaux.

PREMIERE PARTIE :

MODELISER LES EFFETS DE LA DECISION DE RECYCLER

I. PRINCIPES GÉNÉRAUX POUR LA MODELISATION

Ce chapitre liste une série de principes généraux à respecter lors de la modélisation de type analyse de cycle de vie ACV. Ils sont spécifiquement déclinés par rapport à la modélisation d'une décision relative au recyclage.

1. Modéliser un différentiel entre situations

A tout instant, la mise en œuvre d'une décision perturbe un système à l'équilibre dynamique. Cette perturbation entraîne des conséquences en cascade, au travers de chaînes de relations de causes à effets, jusqu'à l'atteinte d'un nouvel équilibre. Dans le cas de la décision de recycler, la perturbation initiale est la mise à disposition d'une quantité supplémentaire de matière X sur le marché des matières à recycler.

Modéliser les effets de cette perturbation requiert d'identifier et de définir toutes les conséquences directes et indirectes induites sur le marché.

Pratiquement, l'analyste s'efforce de traduire ces conséquences sous forme d'équation ou de diagramme indiquant quels procédés sont affectés, comment et dans quelle mesure.

Le modèle établi doit, *in fine*, représenter le différentiel entre la situation avec et la situation sans la mise en œuvre de la décision.

La modélisation est un outil qui permet de confronter la réalité à la théorie, généralement par le biais d'équations.

Afin d'appréhender de façon exhaustive les répercussions en chaîne, il est évidemment nécessaire de considérer l'intégralité du cycle de vie en jeu.

En particulier, dans le cadre d'un recyclage en boucle ouverte, il faut déterminer comment la fonction remplie par le matériau recyclé aurait été remplie sans ce matériau recyclé : même matériau utilisé mais en matière vierge, autre matériau... Par rapport aux recommandations des normes ISO qui préconisent un élargissement du système, cette approche est tout à fait cohérente mais simplement plus précise : une matière recyclée ne remplace pas nécessairement la même matière vierge.

Dans le cadre d'un recyclage en boucle fermée, la modélisation de base est identique. Mais c'est un cas particulier qui permet parfois des simplifications car le champ des conséquences est réduit (le même système de production est concerné). En général, s'il n'y a pas de problème de débouché pour les matériaux recyclés et qu'ils remplacent une matière vierge, le fait d'avoir une boucle fermée ne change rien à la modélisation. A contrario, s'il y a un problème pour trouver un débouché, le recyclage en boucle ouverte permet d'éviter une utilisation de matière vierge qui n'aurait pas été possible autrement.

2. Identifier les effets en cascade

Le recyclage d'un matériau déplace les points d'équilibre en incitant à des réactions des marchés affectés. Ces réactions ont des répercussions tant au sein du cycle de vie du produit étudié (le produit/matériau recyclé) que dans d'autres cycles de vie (le produit substitué, les matériaux profitant des capacités d'incinération libérées).

Outre les effets directs (collecte non sélective et élimination évitées, collecte sélective engendrée), de nombreuses répercussions indirectes (en cascade) découlent du recyclage d'un matériau donné.

Elles sont la conséquence de l'existence combinée de procédés multifonctions et d'effets de marchés qui impliquent d'autres cycles de vie que celui étudié.

Ces conséquences indirectes doivent être identifiées et prises en compte si elles ne sont pas négligeables. Idéalement, il convient d'étendre les limites du système investigué de façon à inclure tous les procédés qui sont affectés par une réduction ou une augmentation de flux au départ du système étudié ou vers le système étudié.

Dans la pratique cependant, il faut arrêter l'extension du système au stade où les effets de toute extension supplémentaire du système seraient si faibles ou si incertains qu'ils n'apporteraient aucune information supplémentaire utile à la décision.

Il est dès lors utile de fixer un critère seuil (« cut-off criteria ») en deçà duquel les procédés sont exclus du système. Ce critère est une contribution minimum du procédé à l'ensemble du système (en masse, en consommation énergétique, en émission de polluant(s)). Un consensus existe pour préconiser, par défaut, que soient retenus dans le système l'ensemble des processus qui contribuent, individuellement, à plus de 4 % de la masse des inputs¹ (ce critère est le plus facile à utiliser dans la pratique). Cette valeur seuil est à adapter au cas par cas, en fonction de la précision globale souhaitée (accessible) et du nombre de procédés concernés (les petits ruisseaux font les grandes rivières). Il faut ainsi éviter de trop décomposer un (une partie de) modèle en procédés qui seraient chacun négligeables et négligés mais globalement importants.

3. Etudier le marché pour déterminer les substitutions effectives

En théorie, déterminer quelle(s) sera(ont) la(es) substitution(s) effective(s) demande une véritable analyse de marché, décrivant les propriétés du produit, analysant les différents segments (localisation temps et espace, consommateurs).

Les réactions du marché à l'apport d'une quantité supplémentaire de matériau recyclé sont fonction de paramètres économiques, technologiques et législatifs. Ils sont eux-mêmes influencés par les contextes géographique et temporel et par l'ampleur de la décision.

La(les) substitution(s) effective(s) dépend(en)t également des quantités concernées par la décision. Elles sont *in fine* déterminées par l'élasticité de prix de l'offre et de la demande sur le marché de la matière recyclée.

4. Allouer les impacts

L'action d'allouer les impacts environnementaux a souvent une influence considérable sur les résultats des ACV et il importe donc d'y consacrer le temps nécessaire pour apporter une réponse adéquate au problème posé.

La norme ISO 14044:2006 définit l'allocation comme : « *partitioning the input or output flows of a process or a product system between the product system under study and one or more other product systems* ». On rencontre plusieurs situations typiques requérant le recours à l'allocation :

- Les procédés à plusieurs flux sortants utiles (« multi-outputs »), soit un produit principal et des co-produits, soit différents produits tous intéressants. Par exemple, l'électrolyse du sel produit à la fois du chlore, une solution de NaOH et de l'hydrogène. Lors du recyclage du PVC, on économise la production du PVC et donc d'un de ses composants, le chlore. Il faut dès lors déterminer quelle part des impacts environnementaux de l'électrolyse attribuer au chlore.
- Les procédés à plusieurs flux entrants utiles (« multi-inputs »). Typiquement, il s'agit des procédés de collecte et de traitement de déchets. Par exemple, l'incinération des

¹ Ce seuil est tel que la probabilité est très grande (92%) de couvrir 80% des impacts.

déchets traite conjointement des plastiques, des papiers et cartons, des métaux, des matières organiques...

- Les procédés à plusieurs flux utiles, à la fois un flux entrant et un flux sortant : (« recyclage en boucle ouverte² »). C'est le cas quand le matériau d'un produit est recyclé en un autre produit (autre cycle de vie), c'est-à-dire quand le producteur et l'utilisateur du déchet recyclé ne sont pas les mêmes (ex : aluminium, verre ou PET recyclés entrant dans la fabrication d'autres produits). Dans ce cas, le procédé étudié remplit la fonction de traitement des déchets conjointement à celle de production de matériau recyclé dans un ou plusieurs autre(s) cycle(s) de vie.

La question qui se pose dans ce dernier cas est de savoir comment attribuer les impacts des procédés entre les unités fonctionnelles intervenant en « cascade », c'est-à-dire les unités fonctionnelles qui, au travers du recyclage, utilisent le matériau étudié. C'est un point crucial de la méthodologie.

☒ METHODOLOGIE ISO 14044

L'ISO 14044:2006 prescrit la méthodologie suivante (traduction par RDC de la version anglaise) :

« 4.3.4.1. Généralités :

Les entrants et sortants doivent être alloués aux différents produits selon des procédures clairement définies qui doivent être documentées et expliquées en même temps que la procédure d'allocation.

La somme après allocation des entrants et sortants d'un processus élémentaire doit être égale aux entrants et sortants du processus élémentaire avant allocation.

Chaque fois que plusieurs procédures alternatives d'allocation semblent applicables, une analyse de sensibilité doit être réalisée pour illustrer les conséquences du choix de la procédure sélectionnée.

4.3.4.2. Procédure d'allocation :

L'étude doit identifier les procédés communs à différents systèmes de produits et les traiter selon la procédure par étapes présentée ci-dessous.

- **Étape 1** : Chaque fois que cela est possible, l'allocation devrait être évitée en :
 - ✗ Divisant le procédé élémentaire à allouer en deux ou plus sous- procédés et en collectant les données d'entrants et sortantes associées à ces sous- procédés; ou en
 - ✗ Étendant le système de produits pour inclure les fonctions supplémentaires concernées par les coproduits, en tenant compte des prescriptions du point 4.2.3.3.
- **Étape 2** : Lorsque l'allocation ne peut être évitée, les entrants et sortants du système doivent être répartis entre les différents produits ou fonctions de manière à refléter les relations physiques sous-jacentes entre eux, c'est-à-dire afin de refléter la manière dont les entrants et sortants sont affectés par des changements quantitatifs des produits ou fonctions délivrés par le système.
- **Étape 3** : Lorsque les relations physiques seules ne peuvent être établies ou utilisées comme base de l'allocation, les entrants devraient être alloués entre les produits et fonctions de manière à refléter d'autres relations entre eux. Par exemple, les données d'entrants et sortants pourraient être allouées entre les différents co-produits proportionnellement à la valeur économique des produits. »

² Le recyclage en boucle ouverte s'oppose au recyclage en boucle fermée, dans lequel le producteur et l'utilisateur du déchet recyclé sont les mêmes, et qui n'induit par conséquent pas de problème d'allocation (recyclage en interne des résidus d'aluminium, du verre cassé lors de la mise en bouteilles).

☒ METHODOLOGIE RECOMMANDEE EN PRATIQUE

En fait, le « problème de l'allocation » est un problème de modélisation qui ne devrait pas laisser place à l'arbitraire.

Si la question que l'on se pose est « *dans quelle mesure les impacts environnementaux vont changer en cas d'augmentation des quantités recyclées ?* », il importe de modéliser la situation avec et sans recyclage et d'attribuer la différence à l'action de recyclage (ou à la mesure qui a favorisé l'augmentation du recyclage). La difficulté consiste donc à bien modéliser les systèmes avec et sans recyclage, ce qui peut souvent se révéler fort complexe. De cette façon, on évite en principe de devoir appliquer une règle d'allocation arbitraire.

- Dans le cas du recyclage en boucle ouverte, il importe de déterminer la réaction du marché à une variation de l'offre ou de la demande en produits recyclés. En pratique, pour presque tous les matériaux, si la matière recyclée est en quantité relativement élevée (économie d'échelle), pure (pas de contaminants) et monomatériau (une seule matière et de préférence même grade de matière), la demande est supérieure à l'offre car la matière recyclée peut remplacer la matière vierge. Dès lors, si ces conditions sont réunies, toute action visant à augmenter l'offre en matière recyclée aura pour effet d'augmenter d'autant la quantité de matière recyclée et donc d'économiser la même quantité de matière vierge. « L'allocation » se fait donc en attribuant tous les bénéfices du recyclage au système amont, qui fournit la matière à recycler (cette modélisation donne des résultats identiques à une « allocation avec expansion du système » préconisée par l'étape 1 de l'ISO 14044). Il y a cependant quelques exceptions à cette règle générale :
 - * Les matières qui ont été en contact avec des produits dangereux ne peuvent pas être recyclées vers des applications qui peuvent présenter des risques pour la santé humaine
 - * Certaines matières, dont les propriétés tiennent essentiellement à leur structure moléculaire, se dégradent lors de leur utilisation et/ou leur recyclage.
 - C'est particulièrement le cas pour les fibres de cellulose (bois, papier, carton) qui se raccourcissent lors des opérations de recyclage et, dans une nettement moindre mesure, pour les plastiques (macromolécules) qui peuvent se dégrader dans certaines applications de longue durée.
 - Le problème plus spécifique du recyclage mécanique des plastiques est leur composition très variable (différents polymères, différents grades de polymères, différents additifs) et la grande sensibilité de leurs propriétés à cette composition. En raison de la difficulté de les séparer en fonction de leur composition précise³, il faut donc un tri poussé à la source.
 - * Par contre, pour les matières qui tirent leurs propriétés de leur structure atomique (métaux, verre), il n'y a que peu de perte de propriétés mécaniques lors du recyclage et la demande pour les matières recyclées reste toujours élevée. Certains contaminants/additifs sont cependant difficiles à extraire, si bien que les matières recyclées vont prioritairement vers des applications plus massives (blocs moteurs en aluminium) ou moins sensibles (verre coloré plutôt que verre blanc).

³ C'est moins le cas avec du recyclage chimique, quand les macromolécules sont décomposées puis séparées pour recomposer des macromolécules. Mais ce type de technologie est très coûteuse et plus consommatrice d'énergie que le recyclage mécanique.

- En pratique, le cas multi-input s'applique uniquement à la gestion des déchets, et des modélisations des phénomènes physiques permettent de simuler les effets individuels de la présence (de l'ajout ou de la disparition) des matières dans les flux (par exemple, lors de l'incinération des déchets, les émissions de CO₂ sont proportionnelles au contenu en carbone des matières combustibles). Il convient dès lors d'appliquer un modèle performant pour les procédés concernés. Ceci correspond à l'étape 2 de la procédure d'allocation ISO 14044 (il faut refléter les changements des impacts dus aux changements de composition).
- Les cas multi-ouput sont les plus délicats à modéliser. Un changement dans la demande d'un produit va venir influencer le marché du produit et des co-produits. Par exemple, si la demande en chlore diminue mais que la demande en NaOH (produit conjointement) reste forte, il n'est pas certain que la production va diminuer. En pratique, les producteurs vont baisser le prix du chlore et monter celui du NaOH et le NaOH se fera remplacer par une autre base (CaO, Na₂CO₃) tandis que le chlore remplacera par exemple de l'ozone pour la désinfection. Il y a donc des effets en cascade sur d'autres marchés qui deviennent rapidement extrêmement complexes à analyser. Une approche satisfaisante est de procéder à une « allocation économique », c'est-à-dire d'attribuer les impacts environnementaux aux flux sortants au prorata de leur valeur économique à la sortie du procédé (si les matières/produits sont distincts à l'entrée, comme dans un atelier de peinture, il faut prendre l'augmentation de valeur économique). Ceci correspond à l'étape 3 de la procédure d'allocation ISO 14044. La pertinence de cette méthode est illustrée par la production de médicaments dont la valeur représente 99 % de la valeur totale des produits alors qu'ils ne représentent que quelques % de la masse des co-produits. Il serait absurde de ne leur attribuer que quelques % des impacts environnementaux alors qu'à l'évidence le procédé a pour but quasi unique de produire les médicaments.

☒ GESTION DES ALLOCATIONS CACHEES DES INVENTAIRES DES BASES DE DONNEES

Il est important de rappeler que les données d'émissions issues de la littérature sont souvent fournies sous forme agrégée, impliquant que des procédures d'allocation leur sont inhérentes. C'est très souvent le cas pour les procédés de production de matières premières. Dans la plupart des cas, il s'agit d'une allocation basée sur des critères physiques (masse ou contenu énergétique). Il arrive souvent (pour la production en tout cas) que les différentes méthodes donnent des clés de répartition similaires. Dans ce cas, l'influence sur les résultats est limitée.

5. Evaluer l'importance des effets dynamiques

Des effets dynamiques peuvent exister dans un système de recyclage. Il s'agit des rétroactions, positives ou négatives, de certains effets. Par exemple, développer le recyclage peut conduire au développement de la R&D dans ce secteur. A long terme, de nouvelles technologies peuvent apparaître et diminuer significativement le coût du recyclage. Ainsi, les paramètres utilisés pour analyser les effets à court terme de la décision de recycler davantage ne seront plus exacts à long terme.

De manière générale, et par simplification, les marchés des matériaux (primaires et secondaires) peuvent être considérés comme stables.

La réalité peut cependant être différente, et il faut évaluer dans quelle mesure des effets dynamiques (les effets court terme influencent les effets long terme par des phénomènes de rétroaction) sont possibles suite à la mise en œuvre de la collecte sélective et du recyclage de matière.

Ces effets sont souvent limités mais ceci mérite d'être vérifié avant de les négliger. Le degré de signification relative d'un effet dépend de la précision souhaitée et des contraintes en termes de délais et de budget.

6. Prendre en compte les effets liés aux modalités de mise en œuvre de la décision

Il peut également souvent être nécessaire d'élargir le système étudié aux répercussions des modalités de la mise en œuvre de la décision. Par exemple, « Recycler l'aluminium » n'est pas assez précis comme décision et devrait être, par exemple « Recycler l'aluminium des emballages de boisson » ou « recycler l'aluminium des automobiles ». Cette dernière décision, contrairement à la première, implique en effet un démantèlement des voitures, et probablement, selon les exigences de rentabilité économique, le recyclage des autres matériaux valorisables d'une automobile.

La même décision de recycler davantage l'aluminium des automobiles peut être mise en œuvre différemment :

- si des objectifs de recyclage globaux (tous matériaux) sont fixés, on peut assister à des phénomènes de substitution de matériaux (des métaux remplacent des plastiques, ou ralentissement du remplacement de métaux par des plastiques) qui peuvent modifier les impacts environnementaux au stade de l'utilisation des véhicules (ralentissement de la baisse de la consommation de carburant du fait du ralentissement de la baisse du poids des véhicules) ;
- si des objectifs de recyclage sont fixés pour chacun des matériaux, cet effet de substitution disparaît.

7. Adopter l'approche « basée sur le marché »

La règle générale en matière de modélisation est que les données utilisées doivent refléter fidèlement la réalité. Elles doivent donc correspondre aux technologies effectivement affectées (qui ne sont pas nécessairement représentatives de la situation technologique moyenne du secteur concerné). Il s'agit d'identifier les changements réellement attendus en réponse à la perturbation imposée par la décision prise.

De cette façon seulement, les résultats refléteront les conséquences effectives de la décision prise.

La détermination des technologies (procédés) qui sont réellement affectées par la décision nécessite de tenir compte :

- du contexte géographique,
- de l'échelle de temps considérée,
- de la tendance générale (au sein des marchés affectés),
- de l'ampleur de la décision.

Cette démarche correspond à une approche de modélisation « basée sur le marché » par opposition à une approche « moyenne »⁴. L'approche moyenne est une approximation acceptable uniquement pour les procédés dont le marché est très stable et très homogène du point de vue technologique (ex : production d'eau) ou dont le marché est affecté de manière uniforme.

⁴ Procédés reflétant la situation de départ ou la situation à laquelle conduit, à terme, la décision.
Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale (D4E)

Le choix d'une approche « basée sur le marché » au lieu d'une approche moyenne a une influence majeure sur les résultats. Il convient dès lors d'accorder beaucoup de rigueur à cet aspect de la modélisation⁵.

Note : dans la littérature, cette approche est également appelée « marginale », mais ce terme portant à confusion (la modélisation vise tant des variations infinitésimales que plus importantes), il est préférable de ne plus l'utiliser.

8. Prendre en compte le contexte géographique

Le contexte géographique de la prise de décision doit être précisé car c'est le point de départ de la délimitation géographique des marchés (des technologies) affectés. Par exemple : marché de l'électricité (en négligeant les échanges sur le réseau européen), marché des matières premières, marchés du recyclage, marchés de l'élimination des déchets (part et performance de l'incinération).

- En priorité, et si disponibles, les informations relatives aux barrières logistiques ou douanières, aux modèles d'échanges commerciaux et aux différences géographiques en volume de production sont à exploiter pour ce faire.
- Si un (groupe de) fournisseur(s) spécifique(s) est identifié comme étant le seul affecté, il faut vérifier si ses volumes de production sont effectivement susceptibles de varier dans le sens induit par la perturbation (réserve de capacité de production) et si les technologies mises en œuvre sont stables (une forte demande pourrait obliger à modifier la technologie afin de pouvoir y répondre – accéder à de nouveaux gisements de matières premières par exemple).

Cette précision est également nécessaire pour appréhender les marchés des matières recyclées.

9. Préciser l'horizon temporel

Il est également nécessaire de prendre en compte le terme sur lequel porte l'analyse afin de déterminer les technologies à considérer.

A très court terme, la décision affecte le parc technologique existant (variations au sein des capacités de production existantes). A plus long terme, elle affecte le pool technologique qui sera sollicité en réponse à une variation de la demande en cette technologie (augmentation ou diminution, selon la tendance générale du marché). La structure de ce pool technologique est donc fonction de l'horizon temporel.

Par exemple, l'efficacité de la récupération d'énergie lors de l'incinération s'améliore progressivement (disparition d'anciennes unités peu efficaces, construction de nouvelles unités très performantes et investissements dans les installations existantes). A court terme, le recyclage permet d'éviter une incinération peu efficace et les avantages du recyclage sont importants. A long terme, si l'incinération permet de produire de l'énergie de façon efficace, le recyclage présentera moins d'avantages.

10. Tenir compte des tendances sur le marché affecté

Les tendances du marché déterminent les orientations technologiques.

- S'il existe une **planification** quelconque du marché, la technologie (le mix de technologies) qui sera sollicitée suite à la décision correspond au différentiel entre la situation actuelle et la situation planifiée à l'horizon considéré.

⁵ Pour en savoir plus : Weidema (1999) et Weidema (2004).

- S'il n'existe pas de planification du marché (**secteur libéralisé**) :
 - *Si la demande diminue plus vite que les installations de production anciennes ne disparaissent (on remplace les installations aux technologies obsolètes par des installations modernes), la diminution de la demande va entraîner une fermeture accélérée des installations les plus anciennes. La technologie qui sera sollicitée suite à la décision à long terme est celle qui, *parmi les technologies pouvant faire l'objet d'une réduction de (capacité de) production, sera le plus probablement abandonnée* (selon des critères économiques et légaux).
 - *Inversement, si la demande diminue moins vite que les installations de production anciennes ne disparaissent (et donc a fortiori si la demande augmente), de nouvelles installations vont être construites pour répondre à la demande. La technologie qui sera sollicitée suite à la décision à long terme est celle qui, *parmi les technologies pouvant faire l'objet d'une augmentation de (capacité de) production, sera le plus probablement sollicitée pour une nouvelle installation de production* (selon des critères économiques et légaux).
- En cas de tendance croissante, les **technologies à capacité de production limitée** (fixée) ne peuvent jamais être considérées comme des technologies qui seront spécifiquement sollicitées suite à la décision. Ces capacités peuvent être limitées en raison :
 - *de contraintes physiques (présence d'eau et d'une pente pour l'énergie hydraulique),
 - *de contraintes politiques (quotas max d'émission, interdictions),
 - *de contraintes de marché pour leurs co-produits (cogénération, ex : production de chlore et de sodium).

11. Prendre en compte l'ampleur de la décision

Dans le cas où les perturbations étudiées sont petites par rapport au volume (de produit, de services) concerné, on peut considérer que les relations de cause à effet sont linéaires.

Par contre, pour une variation que serait d'ampleur plus importante, il y a possibilité d'effets non linéaires au sein même du marché du matériau concerné. Dans ce cas, on ne s'inscrit plus uniquement dans une évolution du marché mais on influence la tendance générale du marché.

Par exemple, si l'on apporte un peu plus de calcin dans les fours à verre, les fours à verre coloré peuvent le prendre et il n'est pas nécessaire de trier le verre par couleurs. Par contre, si les quantités de calcin apportées augmentent fortement, les fours à verre coloré sont saturés et les fours à verre blanc (transparent) doivent prendre du calcin. Dans ce cas, il faut mettre en œuvre des mesures qui permettent d'obtenir du calcin blanc (soit par un tri à la source, soit par un tri, soit les deux).

Note : ce point n'est pas en contradiction avec le point « 1.5, Evaluer l'importance des effets dynamiques, p.15 », dans lequel on considère que les marchés de matériaux ne sont pas modifiés. En effet, les effets dynamiques concernent les remplacements de matériaux par d'autres matériaux. Ils sont des effets plus indirects, diffus, liés aux aspects psychologiques (confiance) des marchés (ex : décision d'investir plus en R&D des technologies de tri si l'on « sent » que le recyclage monte en puissance) alors que les effets non linéaires sont des conséquences physiques directes (capacités saturées) au sein même du marché du matériau concerné.

II. APPLICATION DES PRINCIPES GÉNÉRAUX

Les principes généraux ne sont pas toujours aisés à mettre en œuvre en pratique. Il convient cependant de les appliquer de façon cohérente à travers les différentes études. Ce chapitre explique comment les appliquer pour les procédés qui sont souvent concernés par les modélisations du recyclage :

- la modélisation du marché des matières secondaires
- la production d'énergie
- la production des matières premières
- l'élimination des déchets
- les transports
- le recyclage.

Ceci permet à la fois de fixer l'approche pour les principaux procédés concernés mais également d'illustrer les principes généraux pour faciliter leur compréhension.

1. Réactions des acteurs du marché des matières secondaires

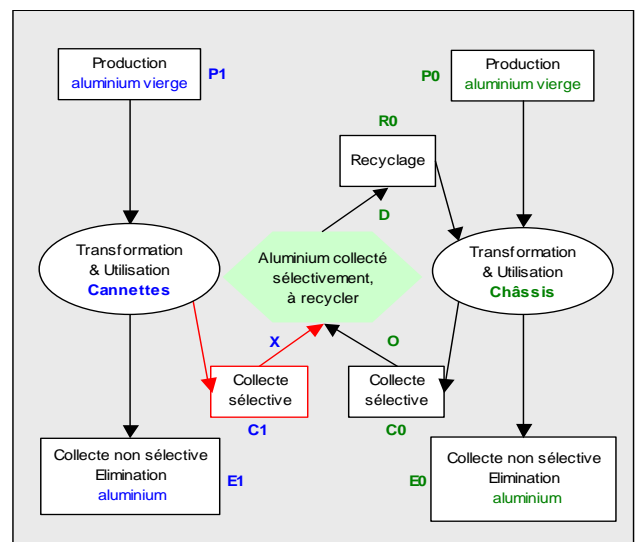
1.1. Réactions du marché – Elasticité des prix

Bien qu'il ne bénéficie pas d'une bonne visibilité ou d'un statut officiel, il existe généralement un marché pour les matières recyclées, alimenté par différentes sources et alimentant différents consommateurs.

La figure ci-contre schématise une situation générale de recyclage en boucle ouverte, où le matériau récupéré entre en compétition avec du matériau vierge ou recyclé du même type.

Elle illustre de quelles manières l'apport d'une quantité supplémentaire de matière à recycler issue du produit 1 sur le marché induit une perturbation qui se répercute sur d'autres systèmes que celui du produit 1.

Dans l'exemple, la collecte sélective accrue des cannettes en aluminium, en vue de leur recyclage **est de type boucle ouverte**, et la destination est la production de produits de construction (châssis).



La collecte sélective en vue de son recyclage du produit de base (P1) génère un flux X qui contribue à augmenter le volume de matière à recycler disponible sur le marché.

Les effets directs de cette décision sont la collecte non sélective (CNS) et l'élimination évitées (-E1) ainsi que la collecte sélective engendrée (+C1).

Les effets indirects de cette décision reflètent dans quelle mesure ce flux X remplace de la matière vierge d'un autre système (il rejoint le flux D) et dans quelle mesure il remplace de la matière recyclée d'un autre système (il se substitue au flux O). Ils sont fonction des élasticités de prix.

La difficulté liée à l'application de cette équation est liée à la détermination des valeurs des élasticités de l'offre et de la demande. Elles sont en effet fonction :

- de l'horizon temporel : à long terme, l'offre et la demande sont plus élastiques (*plus grandes possibilités d'adaptation aux variations de prix*) ;
- de l'influence des politiques du moment ;
- du lieu (collectes sélectives, normes produits, etc.).

Certaines simplifications sont néanmoins possibles. Il revient à l'analyste d'évaluer leur pertinence :

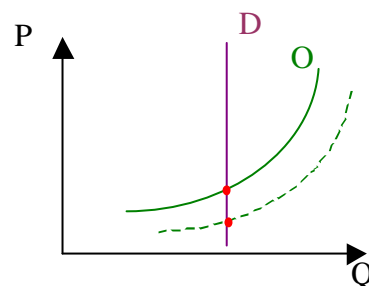
a) Utiliser des valeurs par défaut d'élasticité

Cependant, l'incertitude est alors élevée, car les facteurs spécifiques ne sont pas pris en considération. On risque un sentiment de fausse sécurité. On peut surestimer ou sous-estimer fortement la capacité du marché à fournir ou à absorber des matières recyclées.

b) Poser que l'élasticité de la demande est nulle

Le graphe sur la droite illustre ce cas. Le marché est demandeur d'une certaine quantité de matière recyclée :

- ni plus (par exemple parce que des exigences de pureté plus sévères ne peuvent pas être garanties avec des matières recyclées),
- ni moins (par exemple, parce que le prix des matières vierges est tel la matière recyclée est toujours avantageuses dans les applications moins exigeantes).



Dès lors, la demande en MP secondaire n'évolue pas suite à une variation du prix et donc pas non plus en fonction d'une variation de l'offre. C'est une hypothèse valable quand la demande est généralement faible ou quand il existe, dans la situation sans la décision, une source alternative de matériau à recycler, à un prix qui restera compétitif par rapport à la nouvelle source potentielle.

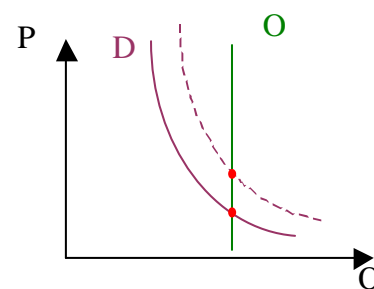
Dans le premier cas, apporter une quantité supplémentaire de MP secondaire sur le marché aura comme conséquence de remplacer une quantité équivalente de MP secondaire en provenance d'autre système (compétition, pas d'augmentation du marché). Cette dernière ne sera dès lors plus recyclée, mais réorientée vers l'élimination.

Dans de tels cas, le bilan environnemental global (effets directs + indirects) peut être défavorable.

c) Poser que l'élasticité de l'offre est nulle

Le graphe sur la droite illustre ce cas. Le marché offre une certaine quantité de matière recyclée :

- ni plus (par exemple parce que la collecte de quantités supplémentaires devrait porter sur des flux extrêmement dispersés – donc très chers à collecter – ou mélangés, avec besoin de mise en œuvre de coûteuses technologies de séparation),
- ni moins (par exemple, parce que le prix de collecte des flux faciles à collecter est très nettement inférieur au coût des



matières vierges et que la qualité des matières collectées répond de façon satisfaisante aux exigences techniques).

Dans ce cas, l'offre en matière à recycler n'est pas affectée par une variation des prix (la quantité offerte ne varie pas). Il s'agit d'une ressource limitée et toute quantité supplémentaire de matériau recyclé apportée sur le marché aura comme conséquence de remplacer de la matière vierge.

C'est une hypothèse réaliste dans le cas des ressources en quantité limitées.

d) Poser que l'offre et la demande sont d'élasticité égales

L'offre et la demande sont affectées de la même manière (élasticité respective de 0,5 et - 0,5).

En conséquence, 50% du flux de matière à recycler contribuent à une augmentation nette du recyclage alors que les autres 50% remplacent du matériau recyclé d'autres systèmes.

Cette simplification a d'avantageux qu'elle minimise l'erreur maximale possible.

Note : Sur les marchés immatures et sur les marchés en décroissance, le recyclage peut ne pas être une option économiquement viable, en raison de contraintes de capacité (les quantités collectées sélectivement peuvent dépasser les besoins de la production). Dans un tel cas, l'augmentation (ou la réduction) de l'offre en matière à recycler n'affectera pas le taux de recyclage effectif. Les matières additionnelles collectées sélectivement sont destinées à d'autres voies de gestion des déchets : valorisation énergétique, valorisation organique, élimination.

Note : à un instant donné, la situation peut être telle que le matériau recyclé présent sur le marché se substitue en partie à de la matière vierge du même type (boucle fermée) et pour partie, à de la matière recyclée de même type, mais obtenue par une autre voie (boucle ouverte). L'approche « basée sur le marché » préconise cependant de prendre l'une et l'autre situation, en proportion de ce que sera la réaction du marché à l'augmentation de l'offre en matériau recyclé.

1.2. Réactions du marché – Ampleur de la décision – Papier

Si l'on collecte des quantités très importantes de papier, il se peut que les applications qui sont produites habituellement avec de la pâte à papier secondaire soient saturées et qu'il faille aller vers des applications plus nobles, où des étapes de purification supplémentaires devraient être ajoutées et où des surépaisseurs peuvent être nécessaires pour obtenir les mêmes caractéristiques mécaniques.

Dans ce cas, ces technologies de purification doivent être modélisées et il faut tenir compte des surépaisseurs en considérant un ratio d'économie de matière vierge.

Par exemple, s'il faut une épaisseur de 5 mm avec des fibres recyclées au lieu d'une épaisseur de 3 mm avec des fibres vierges, le recyclage d'un kg de fibres permettra d'économiser la production de 0,6 kg de fibres vierges. De plus, il faudra prendre en compte le supplément d'énergie nécessaire à la transformation et au transport. De même, le recyclage permet d'éviter l'élimination de 0,6 kg de fibres au lieu de 1 kg.

2. Production d'énergie – technologies en jeu

Le système d'approvisionnement énergétique étant dynamique et en constante évolution, il subsiste inévitablement un niveau élevé d'incertitude irréductible sur les prévisions en matière de production d'énergie. Même pour les modes de production actuels, il n'est pas aisé de déterminer quels moyens de production ont été mis en œuvre. Par ailleurs, la consommation d'énergie est presque toujours un paramètre crucial dans l'évaluation du cycle de vie des matériaux. **L'analyste est dès lors fortement encouragé d'une part à prendre le temps nécessaire à une bonne modélisation et d'autre part à effectuer des analyses de sensibilité sur ce point précis de la modélisation.**

2.1. Production électrique

Le recyclage de l'aluminium permet une forte économie de consommation électrique. Quelle est dès lors la technologie à modéliser ?

Comme la décision affecte un marché, il faut définir ce marché (géographiquement) et déterminer quelle est la technologie affectée (par la décision de recycler) de ce marché, tenant compte de la tendance.

Si la décision affecte un mix de technologies de production tout à fait ciblé, c'est ce mix qui est à modéliser (ex : hydroélectricité dans le cas d'un recyclage concernant une installation déterminée de production primaire, approvisionnée exclusivement par cette source d'énergie électrique).

Une variation de la consommation va avoir deux types d'influences :

- **D'une part, une évolution de la répartition (entre les différents types de centrales) des capacités**, due à la variation du rythme (ralentissement/accélération) des investissements ou de fermeture de centrales existantes.
- **D'autre part, un changement de répartition de l'utilisation des capacités.**

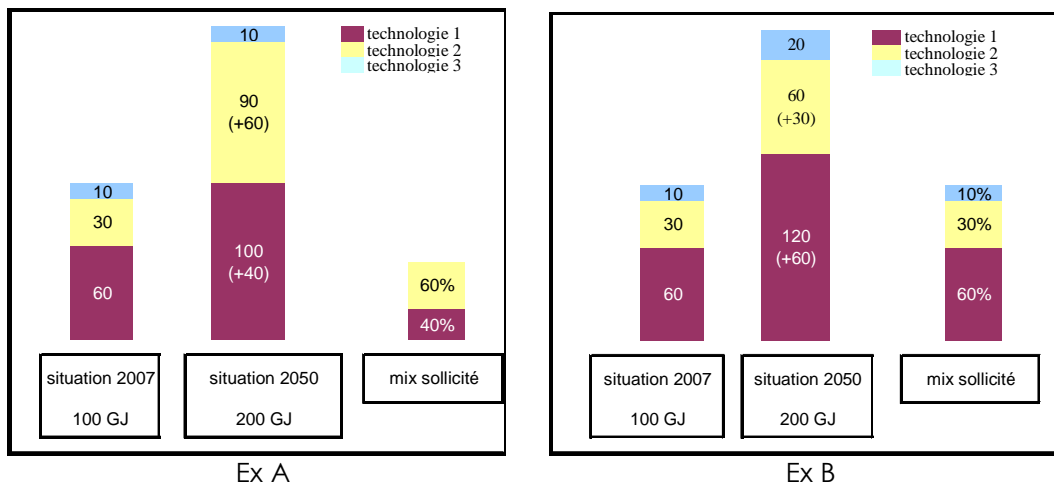
⊗ EVOLUTION DE LA REPARTITION (ENTRE LES DIFFERENTS TYPES DE CENTRALES) DES CAPACITES :

En ce qui concerne **le mix de production électrique français**, les scénarios d'évolution⁶ indiquent que l'évolution de la structure de la production s'opère par paliers :

- Jusqu'en 2010, la croissance des besoins est compensée principalement par une utilisation du parc fossile et, dans une moindre mesure, par les premiers développements de l'éolien.
- De 2010 à 2020, la montée en puissance de l'éolien couvre légèrement plus de la moitié des nouveaux besoins. L'investissement dans le fossile couvre l'autre moitié des besoins additionnels.
- De 2020 à 2030, l'électricité d'origine fossile assure l'essentiel de la croissance de la production, alors que l'éolien plafonne en raison de la saturation du potentiel d'utilisation.

Le mix technologique sollicité est donc fonction de l'horizon considéré. Dans une approche « basée sur le marché », et en supposant que la stratégie éolienne est telle que la production éolienne est poussée à son maximum (avec une vitesse de croissance dictée par les contraintes techniques et législatives – permis, etc.), la technologie affectée de production est, pour les trois plages temporelles considérées, le parc fossile.

⁶ « Ernst & Young (2006) Le mix de production électrique français : perspectives à l'horizon 2025 ? , 30p »



Dans l'exemple A, le mix de technologies affectées (par la décision de recycler) diffère fortement du mix moyen.

Dans l'exemple B, le mix de technologies affectées est équivalent au mix moyen actuel.

Cependant, en sus de la démarche générale représentée par ces figures théoriques, il faut, dans l'application, aussi considérer d'autres éléments, notamment :

- Dans tous les cas de figure, il ne faut pas considérer l'énergie hydroélectrique dans le mix électrique car sa production annuelle dépend uniquement des précipitations et de la capacité de la centrale. Ces capacités seront évidemment utilisées intégralement dans tous les cas. Aucune décision en matière de recyclage ne va affecter la production hydroélectrique. En théorie, un effet faible peut être observé si les utilisateurs se retrouvent plus éloignés du lieu de production et donc que les pertes de transport augmentent. Cependant, ces pertes ne devraient dépasser 1 % (dans les câbles : dissipation par effet joule et dans les transformateurs : également par effet Joule et en raison des pertes magnétiques par hystérésis).
- Il y a des effets tampons qui compensent partiellement l'évolution de la demande. En effet, les producteurs cherchent en général à lisser le plus possible leur production et appliquent des tarifs plus attractifs en périodes creuses ou en cas de sous-utilisation générale de leurs capacités. Ces effets indirects doivent souvent être négligés en raison de la difficulté de la modélisation.

⊗ CHANGEMENT DE REPARTITION DE L'UTILISATION DES CAPACITES :

Ce changement est variable dans le temps :

- lors des périodes de faible consommation (nuit, week-end, vacances...), ce sont les centrales de base (à énergie nucléaire et éventuellement des centrales performantes au gaz) qui régulent les variations de consommation ;
- lors des périodes de forte consommation, ce sont les centrales de pointe (à énergie fossile, c'est-à-dire gaz et charbon et aussi les centrales hydroélectriques) qui sont s'ajustent à la consommation.

Idéalement, il faut modéliser ces deux changements pour déterminer l'effet d'une variation de la consommation : évolution de la répartition des capacités et changement de répartition de l'utilisation des capacités.

En pratique, le premier effet est modélisable. Le second est par contre plus complexe car il demande de disposer heure par heure des consommations annuelles ainsi que des centrales qui servent à absorber la baisse de la demande. Si les producteurs d'électricité mettent à disposition les informations nécessaires et que les données sur les périodes de consommation sont disponibles pour la chaîne de recyclage, alors il convient également de prendre en compte ce second effet.

2.2. Production thermique

La décision de recycler le verre influe sur la consommation en énergie thermique par l'industrie productrice.

Quelle est la source de production thermique qui sera moins sollicitée suite à la diminution de la consommation en gaz/fioul de cette industrie ?

En théorie, il s'agit du mix de technologie(s) de production thermique qui sera sollicité entre aujourd'hui et l'horizon de l'analyse pour faire face à une demande croissante du marché national (fioul, gaz naturel). Ce mix n'est a priori pas connu et sa détermination requiert une étude spécifique :

Une simplification acceptable peut être faite :

- Le thermique provient essentiellement des sources : gaz naturel et fioul ;
- Aucune de ces deux sources n'est limitée, en tous cas à l'horizon visé par l'étude ;
- Dès lors, si un acteur privilégie l'une des sources, il n'y aura pas d'effet de transfert au sein de marché, et cette source sera *in fine* la source affectée.

Pour illustration, la réponse pourrait alors être : marché national, technologies stables, facteurs de production non limités

Exemple, dans le cas du recyclage du verre, à l'horizon 2010, le mix thermique sollicité est équivalent au mix thermique consommé par l'industrie verrière.

3. Production de matières premières vierges (exemples)

3.1. Production du verre – allocation des impacts de la production du Na_2CO_3

Le Na_2CO_3 est un des composants entrant dans la fabrication du verre. Il est produit à partir de NaCl et de CaCO_3 . Il y a un co-produit, le CaCl_2 . Le CaCl_2 a une certaine valeur pour certaines applications spécifiques mais il doit alors avoir des caractéristiques techniques bien particulières. Le CaCl_2 qui résulte de la réaction de production du Na_2CO_3 a par contre du mal à trouver des acquéreurs, essentiellement dans le déneigement. Il en résulte que sa valeur est presque nulle et que le but du procédé est uniquement de produire du Na_2CO_3 . Dès lors, tous les impacts environnementaux du procédé doivent lui être attribués.

Dans la littérature, on trouve parfois une règle d'allocation différente, basée sur des prix de marché où le CaCl_2 a une valeur non négligeable. Mais en réalité, le CaCl_2 co-produit avec le Na_2CO_3 n'a pas la qualité requise pour accéder à ce marché.

3.2. Production du Zinc – Effets en cascade

Le cadmium n'existe pas à l'état natif et sa métallurgie est intégrée à celle du Zinc. La production de Zn vierge est donc un procédé multifonction.

En recyclant le Zinc, on réduit la demande en activité d'extraction et donc on diminue l'offre en Cadmium de cette origine. Le système étudié doit être étendu afin de tenir compte de ces conséquences.

Selon l'horizon de l'étude et les éléments de marché, deux situations peuvent se présenter :

- Si la demande globale en Cadmium est inférieure à l'offre, le recyclage du Zinc permet d'éviter l'élimination du Cadmium en excès. Il faut dès lors modéliser (et décompter) cette élimination.
- Si la demande globale en Cadmium est supérieure à l'offre, le recyclage du Zinc incite à une réaction du marché :
 - ✗ Le marché trouve des voies alternatives pour augmenter l'offre (augmenter le recyclage des accumulateurs Ni-Cd par exemple). Il faut dès lors inclure et modéliser ces voies alternatives (y compris leurs effets sur d'autres systèmes, etc.).
 - ✗ Le marché s'adapte à l'offre et trouve des substitutions au Cadmium. Il faut dès lors inclure et modéliser ces substitutions.

3.3. Production du verre – approche moyenne ou approche « basée sur le marché » ?

La décision de recycler du verre d'emballage ménager en verre d'emballage ménager (boucle fermée) entraîne l'augmentation du taux d'incorporation de calcin dans la production verrière.

- Ceci n'influence pas la quantité de verre d'emballage produite globalement et le delta d'émissions résultant d'un changement de la composition des matières premières (calcin au lieu d'un mix de matières premières vierges) sera établi sur base des performances du mix français moyen de technologie pour la production de verre d'emballage.
Note : dans une analyse plus fine, il conviendrait de ne considérer que les fours qui ne sont pas encore saturés en calcin.
- Ceci influence les volumes de productions des matières premières substituées (sable, calcaires, carbonates...). Cependant, considérant que les marchés et technologies de production de ces MP sont très stables, les productions peuvent être modélisées par une approche moyenne.

3.4. Facteurs de production limités

Dans le cas de facteurs de production limités (par exemple si les incinérateurs de déchets sont saturés et ne peuvent traiter tous les déchets produits), une réduction marginale de la demande (une réduction de la production de déchets, c'est-à-dire de demande de capacité de traitement) grâce au recyclage ne réduit pas leur utilisation (les incinérateurs continuent à tourner à pleine capacité), mais celle d'un facteur de production alternatif (les déchets qui ont trouvé un débouché en incinération ne doivent plus aller en CSDU).

Dans un tel cas, le système analysé doit être étendu pour inclure le cycle de vie du facteur de production alternatif (moindre quantité de déchets en CSDU).

Exemple : Prenons le bois : en raison du manque de terres arables, le bois peut être considéré comme une ressource limitée. En recyclant le papier en papier, on libère un volume de bois, qui peut dès lors être consommé pour la fonction « produire de l'énergie », en substitution à la consommation de combustibles alternatifs. Lors de la modélisation, le système doit être étendu afin d'englober les procédés d'utilisation et de production du combustible alternatif.

4. Elimination des déchets

4.1. Elimination – Détermination des technologies en jeu

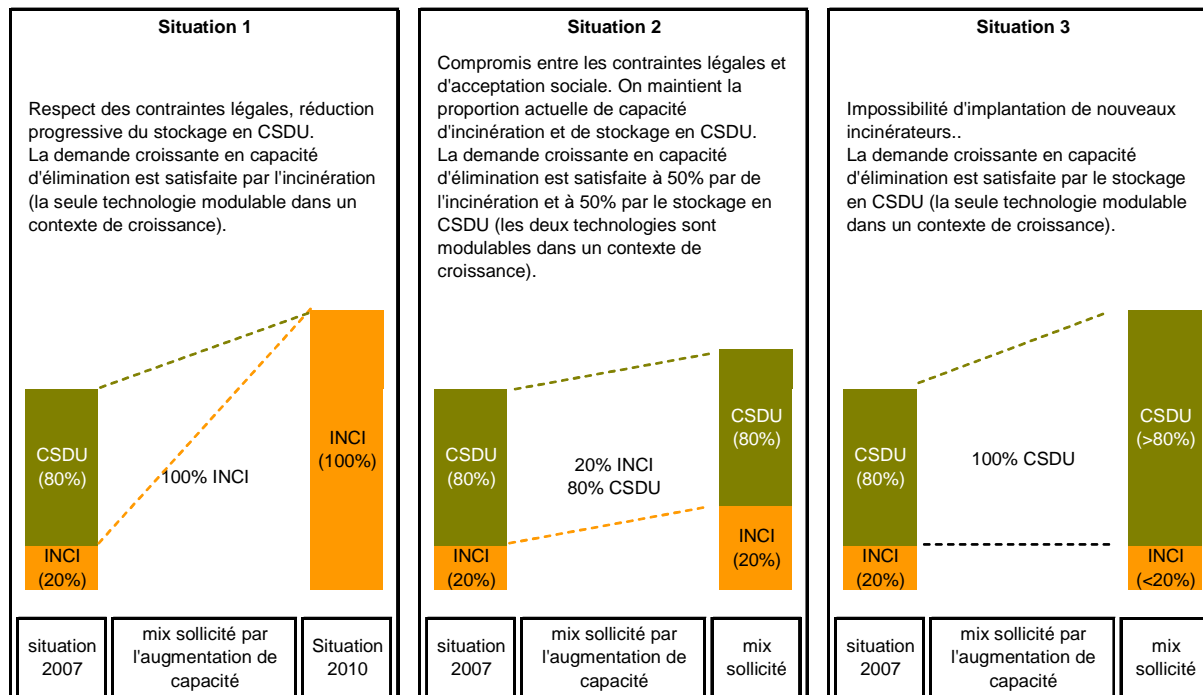
La collecte sélective d'un produit/matériau, entraîne son transfert de la filière d'élimination vers la filière de recyclage. La décision influe dès lors sur le volume global de demande en élimination.

Or, la production de déchets est croissante, comme l'est également le marché de l'élimination des déchets. Il convient dès lors d'adopter l'approche « basée sur le marché » pour la détermination du mix de technologies qui sera sollicité pour répondre à cette demande.

Cette détermination est complexe, car elle exige de considérer des éléments de décisions antagonistes :

- Du point de vue des aspects légaux : les centres de stockage des déchets ultimes (CSDU) sont des technologies à capacité limitée (directives visant la réduction du recours au CSDU)
→ la technologie affectée est l'incinération.
- Du point de vue des aspects sociaux : les incinérateurs sont des technologies à capacité limitée (il est très difficile d'implanter de nouveaux incinérateurs)
→ la technologie affectée est le CSDU.
- Du point de vue des aspects économiques : les incinérateurs sont plus compétitifs en ville (gain de place) mais pas à la campagne
→ la technologie affectée est l'incinération en ville et le CSDU à la campagne.
- Du point de vue géographique : les marchés de l'élimination peuvent être très limités dans l'espace (très locaux, pas de transferts), et la technologie affectée varie dès lors d'une localité à l'autre selon les installations présentes.

La figure ci-dessous représente les scénarios fictifs d'évolution extrêmes (Situations 1 et 3) et moyen (Situation 2), et le mix technologique sollicité correspondant.



Lors de l'évaluation d'une situation locale, les trois situations sont possibles, selon les éléments cités ci-dessus.

Dans le cadre d'une évaluation à plus grande échelle, on peut considérer que l'on a une juxtaposition de marchés locaux, avec très peu d'échanges, qui sont à peu près tous monotraitement. Dès lors, le mix de technologies affectées d'élimination est sans doute très proche du mix moyen à l'horizon temporel analysé.

4.2. Elimination - Identifier les effets en cascade

La collecte sélective et le recyclage d'un matériau le détournent de l'élimination. Ceci libère une capacité dans l'installation d'élimination, pouvant entraîner un transfert de déchets entre mode d'élimination. La capacité d'un incinérateur est calorifique (MJ), et la capacité d'un CSDU est volumique (m³).

Par exemple : Considérons une gestion locale des déchets et une localité où 40% du flux des ordures ménagères résiduelles (OMR) sont éliminées en incinération et 60% en CSDU. Quelles sont les répercussions de la collecte sélective accrue d'une tonne de PET ? Comment le marché réagit-il à cette perturbation (en fonction d'éléments technologiques et de marché) ?

- Soit la capacité thermique ainsi libérée au sein de l'incinérateur est exploitée pour incinérer un autre flux de déchets (quelle quantité, quelle nature) et maintenir le bilan énergétique de l'incinération. Cet autre flux était sinon mis en CSDU. Dans ce cas, il faut étendre le système afin de prendre en compte :
 - *le différentiel d'émissions entre l'incinération de la quantité X de PET et celle de la quantité Y d'OMR⁷ qui occupe la capacité rendue disponible dans l'incinérateur (quantité déterminée par les PCS respectifs⁸) ;
 - *les effets évités de la mise en CSDU de la quantité Y du déchet qui remplace le PET.

⁷ Ordures ménagères résiduelles.

⁸ Généralement, la capacité des incinérateurs est une capacité thermique, c'est-à-dire que ce qui limite la capacité de l'installation, c'est sa capacité à retirer l'énergie des fumées (et aussi la capacité des ventilateurs mais ces deux sources de limitation sont très corrélées). Dès lors, le fait d'avoir X tonnes en moins d'un matériau qui a un pouvoir calorifique (PCS) de 20 MJ/kg permet de brûler 2X tonnes de déchets avec un PCS de 10 MJ/kg. Dans ce cas, Y = 2X.

- Soit la capacité ainsi libérée n'est pas comblée par un autre déchet, et les performances de récupération énergétique de l'incinérateur sont réduites. Compte tenu d'une demande constante (voire croissante) en énergie, une source alternative de production d'énergie doit être sollicitée pour compenser cette diminution. Dans ce cas, il faut étendre le système de façon à prendre en compte :
 - ✗ la réduction d'émissions de l'incinérateur,
 - ✗ les impacts supplémentaires de la source alternative d'énergie. Cette source alternative d'énergie doit être déterminée selon l'approche « basée sur le marché » en fonction des contextes géographique et temporel et de l'ampleur de la décision.

Notes :

- on suppose négligeable l'effet du recyclage d'une tonne de PET sur le PCI moyen des OMR (dont la composition est dès lors modifiée) mais cette simplification peut ne plus être acceptable pour une ampleur de recyclage plus importante.
- il n'y aura aucune libération de capacité d'incinération pour les déchets à PCI nul ou négatif (métaux).
- les limites géographiques du marché de traitement des déchets déterminent l'occurrence d'un transfert et le cas échéant son sens.
- il faut veiller à ne pas omettre de comptabiliser le recyclage qui est généralement fait des métaux contenus dans les mâchefers.

5. Transport

5.1. Transport – Modélisation de la collecte

En théorie, la mise en œuvre de la collecte sélective de matières en vue de leur recyclage induit un différentiel en termes de transport, car la collecte sélective diffère de la collecte non sélective (nombre de tournées par tonne collectée).

Dans la pratique et par facilité, les impacts du transport sont souvent modélisés comme étant proportionnels au poids transporté alors qu'ils sont davantage fonction du volume transporté (l'allocation volumique est difficile à appliquer).

5.2. Transport - Détermination des technologies en jeu

Le plus souvent, il est acceptable de retenir une approche moyenne pour modéliser les technologies affectées. La situation dépend de très nombreux paramètres :

- type de transport : déplacement de matières ou collecte ;
- type de route : autoroute / grand route ou réseau urbain ;
- taux de retour à vide : possibilité ou non de prendre un chargement différent au retour (par exemple, certaines cuves ne peuvent contenir différents liquide set le camion est obligé de revenir à vide à son point de départ pour un nouveau transport) ;
- volume à transporter (8t, 12t, 24t, 32t, 40t).

L'auteur d'étude devra utiliser la modélisation adéquate en fonction de ces paramètres.

5.3. Transport – Modélisation du transport des matières

Pour déterminer des distances de transport, si la délimitation géographique du marché n'est pas connue, le ratio « valeur/poids » (value to weight ratio⁹) des produits peut servir. Ce ratio est généralement connu et influence fortement la rentabilité économique du transport sur de longues distances. Sa valeur est donc globalement proportionnelle aux distances de transport. On suppose dès lors un marché local pour les produits à ratio bas, un marché continental pour les produits à ratio moyen et un marché global pour les produits à ratio élevé.

5.4. Transport - spécificités

Les paramètres suivants méritent une attention particulière :

- La densité change entre matière vierge et matière recyclée (ex : granules de PET ou balles de PET, MP vierges pour le verre ou calcin) ;
- Les paramètres varient selon le contexte géographique (distances), les acteurs (flotte, schéma de distribution) et le matériau (densité, conditionnement).

6. Recyclage

6.1. Recyclage – Approche moyenne ou « basée sur le marché » ?

La décision de recycler influence toute une série de procédés (collecte, production, recyclage, transport...) qui consomment de l'électricité, génèrent des émissions, créent des nuisances... Il convient de modéliser les effets réels de ces changements. La technologie à modéliser est donc la technologie additionnelle ou supprimée par les exploitants en réaction à la variation de la demande. C'est donc l'approche « basée sur le marché » qui est d'application. Exemples :

- La technologie de production électrique à modéliser est la technologie additionnelle ou supprimée par le producteur d'électricité en réaction à la variation de la demande. Actuellement, les producteurs investissent essentiellement dans des centrales au gaz à haut rendement. La vitesse de réalisation de ces investissements dépend en grande partie de la variation de la demande. Dès lors, la technologie de production affectée est la production d'électricité dans une centrale au gaz à haut rendement.
- De nouvelles technologies se développent pour le tri du verre collecté sélectivement (tri des impuretés et démélange). Si le recyclage du verre est à tendance croissante, il faut modéliser des centres de tri modernes.

6.2. Recyclage – Influence de l'ampleur de la décision

Le marché va utiliser préférentiellement les matières recyclées dans les applications où le remplacement de la matière vierge par des matières recyclées est le plus rentable. Ainsi, les matières recyclées vont d'abord servir dans des applications où les exigences techniques sont moindres de façon d'une part à diminuer les coûts d'affinage de la matière et d'autre part à diminuer les risques d'une perte éventuelle de propriétés. Si la quantité de matière à recycler augmente substantiellement, les débouchés à moindres exigences techniques peuvent se saturer, ce qui va entraîner le besoin d'aller vers

⁹ Idéalement, il faudrait prendre le ratio "valeur/volume" vu que les coûts sont en grande partie proportionnels au volume. Si elles sont disponibles, les données de volume sont préférables (mais elles sont généralement nettement moins bien connues).

d'autres applications. Dans ce cas, l'augmentation du recyclage aura pour effet de mettre en œuvre des technologies qui ne pas mises en œuvre actuellement et qu'il conviendra de modéliser.

Exemple : compte tenu des caractéristiques de l'aluminium récupéré, l'aluminium recyclé est surtout utilisé en fonderie (roues, carters, pièces de moteurs automobiles). Cependant, si le gisement était plus important, quelques opérations de préparation supplémentaires seraient mises en œuvre pour améliorer la qualité de l'aluminium secondaire et pouvoir l'utiliser pour d'autres applications (laminage).

6.3. Recyclage – Pertes de propriétés

S'il existe des pertes de propriétés (mécaniques) liées au recyclage (moindres propriétés mécaniques de la matière première recyclée par rapport à la matière première vierge), il faut en tenir compte, via le taux de remplacement de la matière vierge. Ces pertes sont essentiellement dues :

- à la présence d'impuretés dans le flux collecté sélectivement
- à la présence d'autres matériaux collectés sélectivement en mélange (ex : PE dans du PET)
- à la dégradation des propriétés physiques en raison des traitements mécaniques (matériaux fibreux comme les plastiques et le papier/carton).

Exemple : **Poly éthylène** : le PE recyclé est moins résistant que le PE vierge, et une surépaisseur de 0,5% sera nécessaire lors de la fabrication d'un nouveau produit en PE à base de PE recyclé. On a donc une perte de 0,5% de propriété mécanique à chaque cycle. Une tonne de PE recyclé n'évite alors la production que de 995 kg de PE vierge.

Exemple : **Papier** : Il est admis qu'après 6 cycles d'utilisation, les fibres de papier sont devenues trop courtes et ne peuvent plus être utilisées. A chaque cycle, on perd donc 17% de la valeur de remplacement de la matière vierge.

Note : il n'y a en principe jamais de pertes de recyclage pour le verre et les métaux, qui sont plus généralement présentes pour les matériaux constitués de polymères : cellulose (bois, papier), matières plastiques.

6.4. Réactions du marché – Effets dynamiques

Stimulation du marché : Suite à la mise en œuvre d'une collecte sélective accrue, un recycleur, sentant une demande à court terme, peut décider d'investir dans de l'automatisation et ainsi baisser son coût marginal de production. Il devient en conséquence fort demandeur de MP secondaire et stimule le marché.

Comme suggéré au point « 1.3, Etudier le marché pour déterminer les substitutions effectives, p.12 », ces effets peuvent être négligés car ils semblent limités et très difficiles à modéliser. Ils doivent par contre être pris en compte dans les aspects qualitatifs lors de l'interprétation des résultats et les conclusions.

DEUXIEME PARTIE :

MONETARISER LES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX

I. METHODOLOGIE DE MONETARISATION

1. Concept et utilité

La monétarisation consiste à estimer la valeur monétaire des impacts d'une activité sur la société. La valeur monétaire qui est attribuée aux différents impacts correspond à la valeur des dommages et/ou des bénéfices qu'ils causent à la société.

Le facteur de monétarisation exprime cette valeur par unité d'impact. La détermination de la valeur des facteurs de monétarisation est une tâche complexe, qui nécessite généralement d'établir un modèle, dépendant toujours d'hypothèses de modélisation et parfois du contexte géographique et temporel.

La monétarisation est utile en complément des méthodes d'évaluation classiques qui, soit ne couvrent qu'un type d'impact (ex : analyse financière, analyse de l'emploi), soit couvrent plusieurs catégories d'impacts mais sans pouvoir les pondérer entre elles (ex : potentiel de réchauffement climatique et consommation de ressources fossiles).

Lors de la conduite d'une évaluation, elle offre les possibilités suivantes :

- Comparer directement des effets de natures différentes, étant donné qu'ils sont tous exprimés dans une unité de mesure commune, l'euro (ou autre monnaie) et les hiérarchiser grâce à la pondération déduite implicitement de l'importance des montants.

Ex : € d'effet de serre pour le système étudié ; € de nuisances pour le système étudié.

- Exprimer le résultat de l'évaluation (multi-impacts) sous la forme d'un score unique et donc comparer directement le résultat de plusieurs systèmes.

Ex : € d'impacts totaux pour le système A, € d'impacts totaux pour le système B.

- Calculer la part des dommages et bénéfices qui sont internalisés et donc pris en compte par les décideurs.

Ex : X € d'impacts environnementaux internalisés, Y € d'impacts non internalisés $\rightarrow [X/(X+Y)]$ % sont internalisés.

- Comparer les dommages et bénéfices environnementaux aux coûts économiques liés à un projet ou une politique publique.

ex : E € d'impacts environnementaux totaux, F € de coût économique \rightarrow les impacts environnementaux valent E/F % du coût économique.

Si $E+F < 0$ (les bénéfices sont supérieurs aux coûts), le projet ou la politique est favorable pour la société.

La monétarisation permet aussi de prendre en compte une série d'effets locaux qui sont souvent négligés lors des évaluations classiques, soit par manque d'outil de quantification, soit en raison de l'absence d'unité reconnue d'unité d'expression : bruit, odeurs, perception d'un site de gestion des déchets, accidents, congestion, effets urbains, dégradation des paysages, etc...

Enfin, la méthode de monétarisation agit comme un filtre qui permet d'éliminer de la discussion les impacts négligeables et de centrer ainsi l'inventaire et la discussion/évaluation des résultats sur les impacts et sources d'impacts principaux.

2. Typologie des impacts à monétariser

2.1. Impacts de différentes natures

Toute activité affecte la société, au travers d'impacts de différentes natures :

- **Impacts environnementaux**, au travers du « média environnement » :
 - *émission de polluants dans l'air, l'eau, le sol,
 - *consommation de ressources naturelles,
 - *nuisances diverses (bruit, odeur, insécurité, perte de temps, effets visuels, contraintes, ...).
- **Impacts sociaux**, au travers des biens et services rendus accessibles pour certaines catégories de personnes qui en étaient auparavant privés (**agrément**), de création d'emploi.
- **Impacts économiques**, au travers de flux de recettes et de dépenses.

Note : les nuisances, aussi appelées désagréments, sont à la limite de la classification environnementale et pourraient être reprises dans la catégorie 'impacts sociaux'.

Cette classification des impacts (environnementaux, sociaux, économiques) se fonde sur le flux initial à l'origine de l'impact. Ainsi, les impacts économiques sont l'ensemble des impacts qui ont pour origine un flux économique et les impacts environnementaux sont ceux qui ont pour origine un flux environnemental. Ceci ne signifie pas que les impacts environnementaux ne peuvent pas se traduire, le long de la chaîne d'effets, par des conséquences économiques, mais celles-ci sont alors comptabilisées en tant qu'impact environnemental.

2.2. Plusieurs niveaux de perception des impacts

Les impacts d'une activité peuvent être évalués à différents niveaux définis dans le cadre de l'analyse des effets de chaîne. Une telle analyse a été réalisée dans le cadre de l'étude RDC (2005) sur la typologie des enjeux environnementaux.

2.2.1. Impacts environnementaux

Les impacts environnementaux sont perceptibles à plusieurs niveaux : les flux élémentaires contribuent à l'occurrence d'effets intermédiaires concrets, également appelés catégories d'impacts. Enfin, ces effets intermédiaires affectent directement l'être humain en lui imposant des effets ressentis.

- Flux élémentaires
 - *Emissions dans l'air (a) - kg
 - *Emissions dans l'eau (e) - kg
 - *Emissions dans le sol (s) - kg
 - *Consommation de ressources naturelles (r) – (kg, m², l)
 - *Nuisances (n.) – unités de mesure diverses

- Catégories d'impacts (Effets intermédiaires)
 - ✗ Acidification de l'air
 - ✗ Effet de serre
 - ✗ Destruction de la couche d'ozone
 - ✗ Toxicité humaine
 - Particules et aérosols
 - Ozone troposphérique
 - Effets carcinogènes
 - Effets des métaux non carcinogènes
 - Effets des émissions gazeuses non carcinogènes
 - ✗ Toxicité envers les écosystèmes
 - ✗ Dégradation de la qualité des eaux
 - ✗ Consommation de ressources naturelles
 - Énergétiques fossiles
 - Bois et biomasse
 - Minéraux et métaux
 - Eau
 - Sol
 - ✗ Dommages aux structures
 - ✗ Effets sur les cultures
 - ✗ Nuisances
 - Effets locaux de sites industriels de gestion des déchets
 - Effets locaux du transport

Note : l'étude RDC (2005) fait état d'autres enjeux environnementaux, qui ne sont cependant pas pris en compte dans les évaluations environnementales, faute de connaissances scientifiques suffisantes à leur sujet.

Exemple : le smog d'hiver ou smog acide (différent du smog photochimique, encore appelé ozone troposphérique) est caractéristique de conditions hivernales avec formation de brouillards. Il est généralement lié à la présence d'une inversion de température et à une absence de vent, empêchant les polluants (SO₂ et particules en suspension) de se disperser verticalement ou horizontalement. De tels épisodes sont souvent associés à des températures basses et donc à une augmentation des émissions de SO₂ et de poussières provenant du chauffage domestique. L'humidité atmosphérique favorise la transformation du dioxyde de soufre en acide sulfurique. Associé aux poussières, le smog acide est responsable de troubles respiratoires et d'irritations oculaires.

2.2.2. Effets ressentis¹⁰

- Perte d'années de vie (humaine)
- Perte de qualité de vie :
 - ✗ Dégradation de la santé
 - ✗ Désagrément

¹⁰ Dans le cadre d'une vision anthropocentrique, on peut considérer que les effets sur la faune & la flore n'ont pas d'importance intrinsèque et qu'il faut considérer les effets indirects qu'ils causent sur l'être humain.

✘ Réduction (perte) d'accès aux ressources

- Ressources d'agrément : patrimoine culturel, naturel et historique
- Biodiversité (faune & flore)
- Matérielles : ressources fossiles, minérales, biomasse, sol, eau.

Flux élémentaires environnementaux	→ Effets intermédiaires	→ Effets ressentis
<ul style="list-style-type: none"> • Emissions dans l'air (a) - kg • Emissions dans l'eau (e) - kg • Emissions dans le sol (s) - kg • Consommation de ressources naturelles (r) – (kg, m², l) • Nuisances (n.) – unités de mesure diverses 	<ul style="list-style-type: none"> • Acidification de l'air • Effet de serre • Destruction de la couche d'ozone • Toxicité humaine • Toxicité envers les écosystèmes • Dégradation de la qualité des eaux • Consommation de ressources naturelles • Dommages aux structures • Effets sur les cultures • Nuisances 	<ul style="list-style-type: none"> • Perte d'années de vie (humaine) • Perte de qualité de vie : <ul style="list-style-type: none"> ✘ Dégradation de la santé ✘ Désagréments ✘ Réduction (perte) d'accès aux ressources <ul style="list-style-type: none"> ▫ Ressources d'agrément : patrimoine culturel, naturel et historique ▫ Biodiversité (faune & flore) ▫ Matérielles : ressources fossiles, minérales, biomasse, sol, eau.

2.2.3. Impacts sociaux

Des effets « qualité de vie » peuvent être induits par les flux élémentaires tels que les biens et services, les emplois et leurs caractéristiques (formation, horaires...), au travers d'effets intermédiaires de type (dés)agrément, sentiment d'(in)sécurité...

L'évaluation des impacts sociaux est actuellement essentiellement basée sur des critères de type on/off (travail des enfants, personnel sous-payé, non-respect de la législation...) et pas ou peu dans le sens d'une quantification progressive.

2.2.4. Impacts économiques

Des effets « qualité de vie », « durée de vie » peuvent être induits par les flux élémentaires économiques tels que les recettes et dépenses, au travers d'effets intermédiaires de type redistribution (riches-pauvres, privé-public), stimulation indirecte de l'activité économique, utilisation de capital humain (main d'œuvre)...

3. Démarche générale d'établissement de facteurs de monétarisation

La détermination des dommages/bénéfices causés par les différents impacts nécessite de déterminer :

- la relation de chaîne entre les flux élémentaires et les impacts ressentis *in fine* ;
- la valeur monétaire de ces effets ressentis (Euro).

Le ratio entre la valeur monétaire des effets ressentis et le flux élémentaire qui en est responsable (unités physiques) est appelé le **facteur de monétarisation** (FM) du flux élémentaire. Le FM est exprimé en Euro par unité physique (kg, décibel, m²...). On obtient la valeur monétaire du dommage créé par un flux élémentaire en multipliant sa valeur physique par le facteur de monétarisation.

Les points méthodologiques clefs de la monétarisation sont les suivants :

- Modéliser le lien entre le flux élémentaire et l'impact ressenti :
 - ✘ Dommage ou réparation du dommage (p.37)
 - ✘ Modélisation moyenne ou marginale (p.40)
 - ✘ Prise en compte du contexte local et hypothèse de linéarité (p.41)

- ✖ Détermination du coût des impacts environnementaux de l'activité économique moyenne (p.42)
- Attribuer une valeur économique à l'effet ressenti :
 - ✖ Méthodes de détermination de la valeur des effets ressentis (p.43)
 - ✖ Choix d'un taux d'actualisation environnemental (p.45)
 - ✖ Effets totaux, externes, internalisés (p.46)
 - ✖ Correctif inflation sur les données (p.48)

Ces points sont exposés ci-dessous.

3.1. Modéliser le lien entre le flux élémentaire et l'effet ressenti

3.1.1. Dompage ou réparation du dompage

Il s'agit ici de déterminer les conséquences effectives (modéliser la réalité) de l'occurrence d'un flux élémentaire. Le lien entre le flux élémentaire et l'impact ressenti est généralement une chaîne d'effets en cascade. On distingue deux cas de figure :

- L'effet ressenti découle directement du flux élémentaire (les dommages/bénéfices sont subis directement)
- L'effet ressenti découle des activités mises en place pour contrer (prévenir ou réparer) l'effet direct du flux élémentaire. Attention : ces mesures visent bien à prévenir le dommage d'une émission, et non à prévenir l'émission elle-même.

Ces deux cas de figure sont détaillés ci-dessous.

☒ LES DOMMAGES SONT SUBIS :

Dans ce premier cas de figure, la chaîne comprend donc les maillons suivants :



Ceci est une représentation générale mais en pratique, elle peut être plus longue ou plus courte :

- L'étape « Effets intermédiaires » (qui correspond à la contribution aux différentes catégories d'impacts des ACV) peut être scindée en sous-étapes car il peut y avoir plusieurs étapes d'effets intermédiaires en cascade.
- Inversement, la chaîne est parfois beaucoup plus courte car on traduit directement le flux élémentaire en valeur monétaire. C'est essentiellement le cas pour l'évaluation des désagréments (bruit, odeurs...).

L'établissement d'un tel type de chaîne fait appel à des méthodes de type « impact pathway » ou fonction de dommage. Selon cette approche, les flux élémentaires susceptibles d'atteindre l'environnement sont quantifiés (la dose). Sur base de la connaissance des relations physiques et écologiques entre la pollution et son impact (fonction dose-effet ou dose-réponse), les effets intermédiaires sont quantifiés et transposés en effets réellement ressentis.

En théorie, les effets non-linéaires et les effets de seuil sont à prendre en considération. Il est toutefois à noter que cette situation idéale est rarement rencontrée.

La **Figure 1** illustre ce type de chaîne d'effets dans les cas du bruit et des PM 2,5.

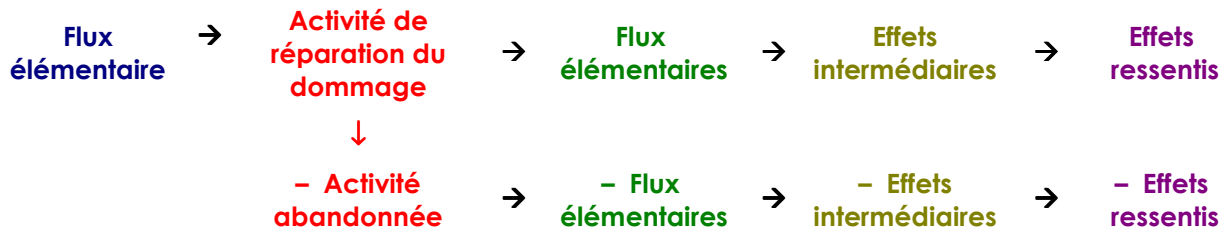
⊗ UNE ACTIVITE INTERVIENT POUR REPARER LES DOMMAGES :

Dans ce second cas de figure, la population concernée par un flux élémentaire réagit en mettant en place des actions de réparation des dommages. Elle ne subit donc pas l'impact direct du flux élémentaire, mais subit les impacts découlant de cette réaction. Il peut s'agir d'impacts tant environnementaux que sociaux ou économiques.



Sont comprises dans le terme « activité de réparation des dommages » les activités qui permettent de réparer ou prévenir un effet intermédiaire et d'éviter ainsi un effet ressenti par l'homme.

En faisant l'hypothèse que le particulier ou l'autorité publique qui réalise l'activité de réparation dispose d'un volume de dépenses constant, celle-ci s'accompagne nécessairement de l'abandon d'une autre activité équivalente en termes de dépense.



Ce type de chaîne d'effets est illustré à la **Figure 1** dans le cas des impacts d'un flux de SO₂ sur les bâtiments.

En cas de réparation des dommages, les effets ressentis par la société correspondent dès lors aux effets engendrés par la **différence entre les impacts de l'activité de réparation et ceux de l'activité abandonnée.**

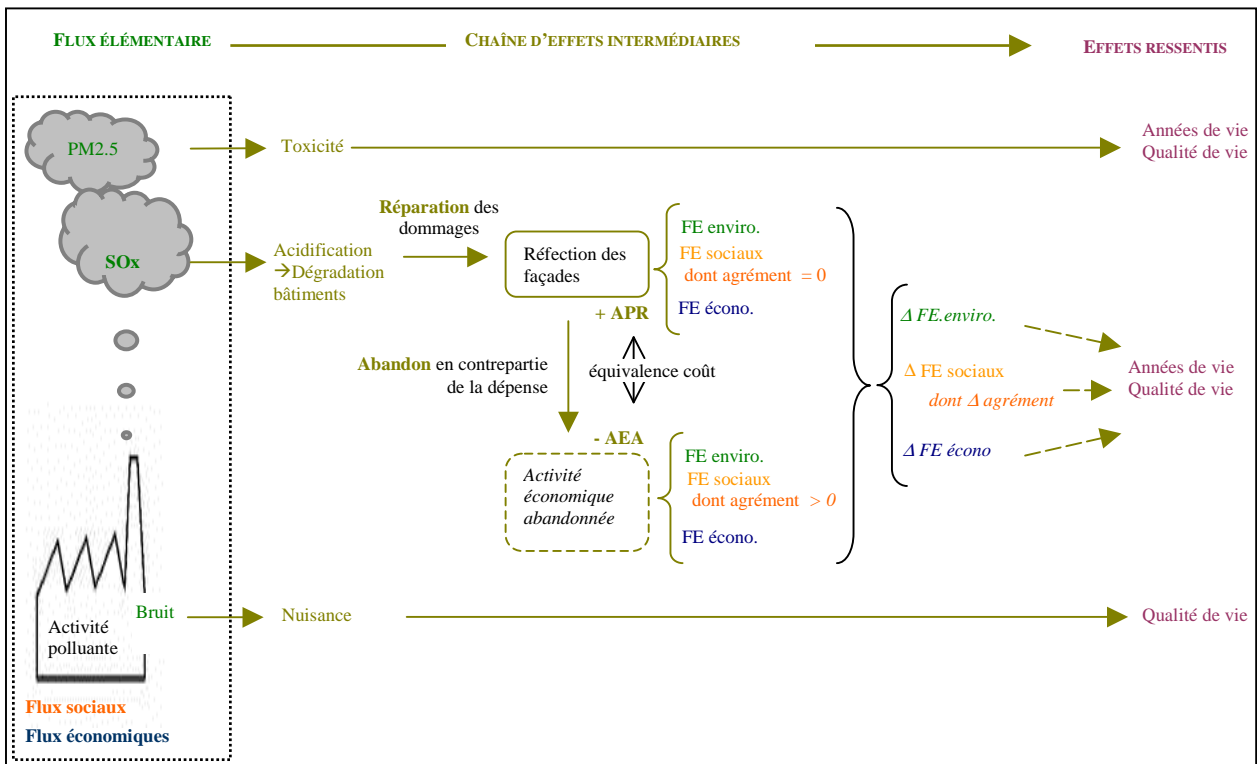


Figure 1 : Description schématique des conséquences d'une activité suite à des flux dans la sphère environnementale

APR : activité de prévention ou de réparation, AEA : activité économique abandonnée.

Approche complète d'évaluation : idéalement, les impacts doivent être déterminés de façon spécifique pour l'activité de réparation et pour celle abandonnée.

Approche simplifiée d'évaluation : par simplification, on approche l'activité de réparation et a fortiori l'activité abandonnée (dont la nature exacte est difficile à déterminer) par des activités économiques moyennes (AEM). Il est dès lors possible de leur attribuer des impacts environnementaux, sociaux et économiques moyens calculés par unité d'activité économique (par euro dépensé par exemple).

Ceci ne s'applique pas aux « agréments » (un des flux élémentaires sociaux). En effet, aucun agrément n'est associé à la réparation car il est supposé que celle-ci ne fait que compenser la perte d'agrément due au dommage réparé. Il y a par contre une perte d'agrément due à l'abandon forcé d'une activité. En première approche, la valeur monétaire associée à cette perte d'agrément équivaut à la somme dépensée pour la réparation (hypothèse : 1 euro non dépensé dans l'activité abandonnée = 1 euro d'agrément perdu).

Note : Si la dépense est supportée par les Autorités Publiques, cette hypothèse sous-estime la perte d'agrément car les dépenses des Autorités bénéficient d'un effet d'échelle et redistributif supérieur à celui des particuliers.

Dans le cas où la simplification est adoptée intégralement pour les deux activités, le différentiel d'impacts vaut :

- Δ impacts environnementaux ~ 0
- Δ impacts sociaux $\sim -$ agrément de l'activité abandonnée. La valeur de cet agrément est approchée par le prix de l'activité économique = valeur économique de l'activité de réparation
- Δ impacts économiques ~ 0

$$\left\{ \begin{array}{l} \Delta \text{ FE enviro.} \quad \sim 0 \\ \Delta \text{ FE sociaux} \\ \sim \Delta \text{ FE sociaux} = - \text{agrément AEM} \rightarrow \text{perte qualité vie} \sim \text{coût AEM} = \text{coût} \\ \Delta \text{ FE écono.} \quad \sim 0 \end{array} \right.$$

AEM = Activité économique moyenne

Note : au final, lorsqu'elle est appliquée aux deux activités, l'approche simplifiée que nous proposons est similaire à l'approche classique de monétarisation appliquée dans la littérature (qui consiste à prendre comme facteur de monétarisation uniquement le coût de l'activité de réparation).

Cette approche de simplification n'est pas valable dans le cas où le profil environnemental de l'activité de réparation est très spécifique et clairement différent de celui de l'activité économique moyenne. Dans ce cas, les impacts environnementaux des deux activités ne s'annulent pas et il est nécessaire de déterminer le coût environnemental moyen de l'activité économique (approche complète d'évaluation).

La méthode de détermination de ce « coût environnemental moyen de l'activité économique » est exposée au point 3.1.4.

3.1.2. Modélisation moyenne ou marginale

Deux grandes options méthodologiques sont utilisées dans la littérature quant à la modélisation de la chaîne d'effets.

☒ APPROCHE MOYENNE :

L'approche moyenne détermine les effets ressentis « moyens », c'est-à-dire les effets ressentis totaux dus au flux élémentaire (où à l'effet intermédiaire) sur une certaine période, divisés par la quantité de flux élémentaire responsable de l'effet qui est produite ou consommée au cours de cette période.

Elle emploie pour ce faire une comptabilisation de type « **top-down** ». Cela passe par l'évaluation de l'effet total d'une nuisance au niveau d'une zone considérée (généralement un pays, en se servant des bases de données nationales), que l'on divise ensuite par le nombre d'unités productrices du dommage considéré.

☒ APPROCHE MARGINALE :

Elle détermine les effets ressentis « marginaux », c'est-à-dire qui résultent de l'augmentation d'une unité du flux responsable de l'effet (ex : 1 g CO₂ supplémentaire émis).

La comptabilisation « **bottom-up** » est préférentiellement adoptée pour l'évaluation des effets marginaux. Il s'agit de partir d'une situation donnée existante, et d'extrapoler à une plus grande échelle. Une telle approche fait intervenir des modélisations scientifiques, des fonctions « doses-réponses ».

En raison de la non-linéarité des effets, les deux approches aboutissent souvent à des résultats différents, par unité de flux élémentaire responsable de l'effet.

Dans toute évaluation visant à appréhender les conséquences d'une action, **c'est l'approche marginale qui est pertinente** car elle permet de mettre plus directement en évidence les impacts supplémentaires liés à l'activité considérée.

3.1.3. Prise en compte du contexte local et hypothèse de linéarité

- Certains effets intermédiaires (catégories d'impacts) ont une portée mondiale : « consommation de ressources non renouvelables », « changement climatique ». Dans ce cas, les flux élémentaires sont additifs quel que soit le lieu d'occurrence et l'hypothèse de proportionnalité (linéarité) entre émission/consommation et impact est valable.
- D'autres effets sont de portée intermédiaire, continentale : « acidification de l'air ». En première approche pour des études concernant l'Europe ou une de ses régions, le facteur de monétarisation (FM) moyen (basé sur des données européennes) peut être appliqué, en appliquant éventuellement des facteurs correctifs moyens pour tenir compte d'effets de proximité¹¹.
- Enfin, certains effets intermédiaires sont de portée locale : « toxicité humaine des particules et aérosols », « eutrophisation » et « effets locaux du transport ». L'option méthodologique quant à la façon de les considérer dépend alors du type d'étude :
 - * dans le cas d'une évaluation généraliste (à grande échelle géographique), des effets et des FM moyens sont considérés (attention : il ne s'agit pas d'un effet moyen à chaque lieu d'effet mais d'une moyenne des effets marginaux locaux).
 - * dans le cas d'une étude spécifique (par exemple : étude d'impact pour une demande d'autorisation pour une installation classée à un endroit donné), il importe d'analyser plus en détail les effets finaux réels en fonction du contexte local. L'hypothèse de linéarité n'est plus de mise.

Ci-dessous, exemples de deux flux élémentaires dont les effets ressentis dépendent du contexte local :

- * Emission de phosphates dans l'eau de rivière : trois types de situations sont possibles :
 - Eau très peu chargée en composés organiques
→ aucun effet de l'apport d'une quantité supplémentaire de phosphates (dilution suffisante)
 - Eau moyennement chargée en composés organiques
→ effet d'eutrophisation (effets ressentis sur la santé via les toxines et perte de valeur d'agrément) suite à l'apport d'une quantité supplémentaire de phosphates (niveau de pollution critique)

¹¹ Par exemple, facteur correctif global par région pour tenir compte de la proximité de la mer, et donc adapter la proportion des émissions acidifiantes qui aboutissent dans la mer.
Des tels facteurs correctifs ne modifieraient pas l'ordre de grandeurs des impacts.

- Eau très chargée en composés organiques
 - aucun effet additionnel de l'apport d'une quantité supplémentaire de phosphate (l'eutrophisation est déjà complète)
- ✖ Emission de particules toxiques (PM_{2,5}) dans l'air : plusieurs paramètres locaux déterminent l'ampleur des effets ressentis :
 - Densité de population : le nombre d'individus affectés étant plus élevé, les effets ressentis totaux sont plus importants en zone urbaine qu'en zone rurale ;
 - Hauteur d'émission : effets ressentis plus importants si l'émission a lieu au niveau du sol (échappement des transports) qu'en sortie de cheminée industrielle.

3.1.4. Détermination du coût des impacts environnementaux de l'activité économique moyenne

Dans la pratique, les chaînes d'effet sont parfois très longues et donc difficiles à modéliser.

Par exemple, un rejet de phosphate dans l'eau peut être traité dans une STEP (STation d'EPuration des eaux). Les conséquences du rejet de phosphate ne consistent donc pas en une pollution mais en la mise en œuvre d'un procédé qui lui-même génère des flux élémentaires et des transferts de produits. Ainsi, la STEP consomme de l'électricité, des réactifs, génère des émissions aériennes et des déchets (boues). Pour avoir une analyse complète des impacts environnementaux, il faut alors modéliser également les impacts environnementaux de la production d'électricité, la production des réactifs et la gestion des déchets.

Pour éviter l'allongement excessif de certaines chaînes d'effets, une méthode de simplification consiste à attribuer comme flux élémentaires à un procédé (dont on ne connaît pas les impacts environnementaux) ceux de l'activité économique moyenne en France.

Pour ce faire, un procédé « activité économique moyenne française » est construit, qui a comme profil environnemental les principaux flux élémentaires à l'échelle de la France, avec une valeur correspondant aux valeurs statistiques d'inventaire au niveau national (source : étude RECORD 2002) divisées par le PIB de la France.

En appliquant aux flux élémentaires de ce procédé les facteurs de monétarisation calculés, on obtient l'impact environnemental monétarisé par unité d'activité économique.

Exemple : comme 1 euro d'activité économique génère en moyenne une émission de 333 g de CO₂ et de 910 g de NO_x, si le coût de traitement de 1 kg de phosphate est de 10 euros (valeur fictive), on prendra pour hypothèse que le traitement de 1 kg de phosphate en STEP génère :

- 10 € / kg de phosphate * 0,33 kg CO₂ / 1 euro d'activité = 3,3 kg de CO₂ / kg de phosphate
- 10 € / kg de phosphate * 0,00091 kg NO_x / 1 euro d'activité = 0,0091 kg de NO_x / kg de phosphate

Note : la détermination du FM de certains flux élémentaires (ex ressource énergétique non renouvelable) nécessite le recours à la valeur monétarisée des impacts environnementaux de l'activité économique moyenne. Or, la détermination de cette valeur requiert le FM du flux élémentaire en question (selon la procédure décrite ci-dessus).

Cette situation de boucle est solutionnée en effectuant le calcul via des itérations convergentes. A la première itération, le FM est corrigé sur base de la valeur du coût environnemental moyen de l'activité économique déterminée à l'itération précédente. Cette démarche conduit à une valeur du coût environnemental moyen de l'activité économique (et donc du FM) qui ne varie pratiquement plus.

La valeur convergente obtenue sur base des valeurs de FM exposées dans la section « Application : détermination de facteurs de monétarisation, p.50 » est de **0,12 €₂₀₀₇** d'impact environnemental par euro d'activité économique.

3.2. Attribuer une valeur économique à l'effet ressenti

3.2.1. Méthodes de détermination de la valeur des effets ressentis

Les effets ressentis par les humains sont relatifs à la vie humaine (mortalité) ou à la qualité de vie (morbidité, désagréments, accès aux ressources de patrimoines, d'écosystème et matérielles).

Il existe plusieurs méthodes de détermination de la valeur monétaire de ces effets ressentis :

- Détermination des **consentements**
 - * **consentement à payer** (CAP¹²) pour une réduction de l'occurrence de l'effet intermédiaire / final ;
 - * **consentement à accepter** (CAA¹³) une compensation pour subir l'effet intermédiaire / final ;
- Détermination des **coûts des dommages** ou coûts marchands directs (MCM).

☒ LES CONSENTEMENTS A PAYER OU A ACCEPTER :

Ces sont des valeurs déclarées (méthodes directes) ou observées (méthodes indirectes) :

- Approche des préférences révélées ou approche d'évaluation dite « indirecte » : les choix des agents et les prix du marché servent de base à l'évaluation. Les préférences révélées correspondent à des choix *a posteriori*¹⁴. Il s'agit des préférences qui se reflètent (s'observent) sur des marchés existants alors qu'il n'existe pas de marché spécifique (par exemple il n'y a pas de marché du bruit). Ce qui est observé, c'est l'influence de l'effet sur les prix des marchés existants. Cette approche comprend :
 - * *la méthode des prix hédonistes ou prix implicites*, qui évalue l'impact de la nuisance sur les prix d'un marché sur lequel les individus achètent une certaine qualité d'environnement¹⁵ ;
 - * *la méthode du coût de déplacement*, qui consiste à mesurer la variation de valeur des lieux sur base des dépenses en temps et en argent consenties pour s'y rendre ;
- Approche des préférences déclarées ou approche d'évaluation dite « directe » : les réponses directes des individus à des questions sur leur consentement à payer ou à accepter servent de base à l'évaluation. Pour cela, on crée de toute pièce un marché fictif sur lequel on va demander aux agents de se positionner, comme s'il existait réellement.

¹² En anglais : 'Willingness to pay – WTP'

¹³ En anglais : 'Willingness to accept – WTA'

¹⁴ Une fois que la situation a été modifiée.

¹⁵ L'exemple typique de son utilisation repose sur la sensibilité du marché immobilier à des facteurs environnementaux (qualité de l'air, paysage, ...).

Les préférences déclarées correspondent à des choix *a priori*¹⁶. La principale méthode est l'*évaluation contingente*, qui s'applique aux biens et services non marchands, pour lesquels les préférences déclarées créent un marché fictif. Elle procède par une enquête auprès d'individus pour obtenir, à l'aide de questions appropriées, des informations sur les préférences de ces derniers, alors qu'ils sont placés dans une situation donnée et considèrent un projet précis. Elle tente d'évaluer directement le consentement à payer (accepter) pour une éventuelle amélioration (dégradation) de leur environnement. Souvent, cette évaluation directe est remplacée par une évaluation d'équivalence par rapport à une référence pour laquelle il existe des données monétaires bien établies. Par exemple : « Combien de km êtes-vous prêt à parcourir tous les jours pour éviter... ? ».

Pour la réalisation d'études permettant d'évaluer les consentements à payer ou à accepter, des guides méthodologiques sont disponibles :

http://www.ecologie.gouv.fr/article.php3?id_article=5131

☒ LES METHODES DES COÛTS DE DOMMAGE :

Elles reposent sur des coûts réels quantifiables et peuvent servir d'évaluation minimum des coûts pour la société attribuables à l'effet ressenti. Ces méthodes incluent :

- *Méthode de perte de production*. Dans le domaine de la santé publique, elle estime les pertes de revenus qui sont liées à l'absentéisme provoqué par la maladie, et que l'on mesure sur le marché du travail. Elle est dans ce cas fortement complémentaire à l'estimation du coût de réparation des dommages correspondant aux maladies. Cette méthode est équivalente à la méthode du capital humain, basée sur une vision purement productiviste (largement critiquée, parce qu'elle suppose que la valeur de l'individu est représentée uniquement par ce qu'il produit, et que cette productivité est correctement et uniquement mesurée par les revenus du travail).
- *Méthode de réparation des dommages*. Les évaluations monétaires des effets sur la santé qui s'inspirent de cette logique sont souvent répertoriées sous le registre « cost of illness » (coût de la maladie) par les anglo-saxons. On va chercher ici à établir les coûts des soins rendus nécessaires par la maladie : coûts de consultation, et éventuellement d'hospitalisation, coût des médicaments. Cette méthode ne mesure pas directement un effet final car elle ne tient pas compte des désagréments causés par la maladie.

Mais cette valeur donne indirectement une indication sur la valeur du désagrément. En effet, si la société accepte de payer un certain montant pour éviter un désagrément, c'est que ce désagrément, s'il avait eu lieu, aurait eu une valeur plus élevée que le coût économique du traitement. Dans ce cas, le coût économique est un minorant du désagrément.

Inversement, si l'on connaît le coût du traitement et que l'on préfère ne pas éviter le désagrément, c'est que la valeur de ce désagrément est inférieure à celle du coût du traitement, qui est donc un majorant du désagrément.

- La *méthode du coût économique d'un épisode morbide (MCM)* est très similaire. La différence réside dans le fait que dans ce cas, l'évaluation inclut la valeur de la vie humaine. Elle consiste à comptabiliser les diverses dépenses engendrées par l'apparition d'un ensemble de symptômes. Parmi les coûts sanitaires directs, elle prend en compte les coûts d'hospitalisation, coûts de consultation, coûts de

¹⁶ Alors même que l'environnement est resté stable.

traitement, la valorisation d'un décès et les pertes productives. Il s'agit donc d'un mélange d'impacts économiques et environnementaux.

- *Méthode des dépenses de protection*, qui tente d'établir le niveau des dépenses effectives de protection contre la nuisance¹⁷. De même que dans le cas de la « méthode de réparation des dommages », ce coût peut être soit un majorant, soit un minorant de la valeur de la nuisance.
 - *Si une nuisance a un niveau tel que généralement on essaie de la prévenir, c'est que la valeur du dommage est supérieure au coût de prévention. Ce coût de prévention est donc un minorant du dommage qui aurait eu lieu sans cette action de prévention.

Par exemple, en général on est d'accord de payer les X euros (par personne) nécessaires pour éviter un bruit de 85 dB. C'est donc que le dommage qu'on aurait subi sans mesure de prévention aurait été supérieur à ces X euros. Il peut arriver que, pour une raison ou une autre, on ne prenne pas les mesures pour éviter ce niveau de bruit (par exemple parce que trop peu de personnes sont concernées). Dans ce cas, on peut estimer le montant du dommage à une valeur supérieure à X euros par personne.
 - *Si l'on est capable de prévenir la nuisance mais qu'on juge le coût de prévention exagéré par rapport à la nuisance, c'est que la valeur de celle-ci est inférieure au coût de prévention, qui est donc un majorant.

3.2.2. Choix d'un taux d'actualisation environnemental

En analyse financière, le taux d'actualisation économique reflète la préférence des acteurs à disposer immédiatement de leur argent, dont la valeur future est d'autant moins importante que le taux d'actualisation est élevé. En analyse environnementale, et spécifiquement dans le cadre d'une ACV, le preneur de décision peut être amené à mettre en balance des impacts présents et des impacts futurs. La question de l'actualisation se pose donc pour l'évaluation des conséquences de flux élémentaires qui occurrent aujourd'hui mais dont les effets ne seront ressentis que plus tard. C'est le cas des catégories « réchauffement climatique », « consommation des ressources non renouvelables », « toxicité humaine » (effets chroniques).

Deux phénomènes pourraient motiver le besoin de correction des effets retardés.

- **Préférence pure pour le présent** : cette préférence pour le présent, clairement ressentie pour les enjeux financiers, est cependant considérée non pertinente pour les enjeux environnementaux. Il existe en effet, parmi les éthiciens, un consensus pour considérer qu'il y a une solidarité intergénérationnelle et que les effets futurs statistiques sont aussi graves que les effets présents.
- **Productivité du capital** : ce phénomène reflète le potentiel de fructification de ressources en capital. Lors de l'évaluation environnementale monétaire :
 - *Les facteurs de monétarisation correspondant à des dommages directs qui sont subis (qui ne sont ni prévenus ni réparés) n'ont aucune implication en matière de ressources en capital.
 - *Par contre, les facteurs de monétarisation correspondant à des coûts de réparation ou prévention du dommage direct, les dépenses engagées sont autant de ressources en capital qui sont déviées du marché des capitaux. Il est donc pertinent de leur appliquer un taux d'actualisation.

¹⁷ Cette méthode est fondée sur la substituabilité d'un bien d'environnement (par exemple la protection contre le bruit) à un bien marchand (par exemple un mur anti-bruit). Cette méthode repose sur l'hypothèse qu'une réduction des dépenses consenties par les individus pour lutter contre une nuisance permet indirectement d'évaluer les avantages que les individus retirent de l'amélioration correspondante de l'environnement.

Attention, d'autres motivations à l'actualisation de valeurs découlant de l'analogie avec l'analyse économique ne sont pas pertinentes dans le cas de l'évaluation environnementale. Elles sont exposées ci-dessous :

- Changement d'amplitude des dommages : l'impact futur d'une émission peut différer de l'impact présent pour diverses raisons (par ex, si les concentrations dans l'air évoluent et s'il existe des effets non-linéaires). De tels changements d'amplitude sont à prendre en compte lors de l'étape d'inventaire (y compris métadonnées) des impacts. L'actualisation n'est alors plus de mise
- Incertitude sur l'occurrence, l'amplitude ou la qualité (quality) des dommages : la différence entre un effet futur et un effet présent peut également résider dans la probabilité que l'effet futur soit atténué, accru voire supprimé avant sa concrétisation. Lors d'une évaluation environnementale, ces probabilités sont à prendre en compte dans la modélisation (de la chaîne entre flux élémentaire et effets ressentis). Ainsi, tous les effets non négligés dans le modèle sont pris en compte et il n'y a pas lieu d'appliquer de correctif.

Pour en savoir plus : Hellweg et al. (2003), Lebègue et al (2005).

3.2.3. Effets totaux, externes, internalisés

De l'ensemble des coûts/bénéfices qu'une activité génère *in fine* sur la société, seule une partie se trouve intégrée dans la détermination du prix sur le marché de l'activité (ou des biens et services y correspondant, dans la mesure où les coûts de production sont répercutés sur le consommateur).

En conséquence, seule une partie des impacts de l'activité est reflétée dans le prix que le responsable de son existence, le consommateur, paye pour en bénéficier. Cette partie correspond aux effets internalisés, tandis que les effets non endossés sont qualifiés d'effets externes ou externalités

Selon l'objectif de l'évaluation conduite, il sera justifié ou non de considérer uniquement les externalités ou également les effets internalisés.

- Dans le cas où l'on souhaite utiliser des instruments normatifs ou informatifs,, il importe de prendre en compte l'ensemble des impacts pour favoriser les systèmes les plus performants du point de vue environnemental.
- Dans le cas où l'on souhaite utiliser des instruments économiques, il importe que seuls les impacts non encore internalisés soient pris en compte dans la fixation du montant de la taxe ou de l'aide.

Il convient d'identifier les mesures qui contribuent à l'internalisation des effets environnementaux, dans la perspective de la présente méthodologie.¹⁸ Au sens large du terme, l'internalisation repose sur le principe pollueur payeur qui consiste à faire supporter par le pollueur les frais résultant des dommages, des mesures de prévention ou de réduction de la pollution et de lutte contre celle-ci. Ces mesures comprennent l'application d'instruments réglementaires, comme l'imposition de normes, mais aussi

¹⁸ Ce sont les mesures mises en place par les autorités qui sont considérées ici. En théorie économique, le théorème de Coase décrit la forme d'internalisation par laquelle un marché est créé tel qu'à la fois le pollueur et la partie qui subit le dommage peuvent opérer des transactions (ou négociations) permettant d'arriver à une solution optimale pour tous. Pour autant que des droits de propriétés de biens environnementaux puissent être distribués et que les coûts de transaction entre parties soient inférieurs aux coûts d'une gestion administrative, l'intervention de l'état n'est pas nécessaire pour atteindre l'optimum économique.

d'instruments basés sur le marché, comme les taxes et subventions et les permis échangeables d'émissions. Idéalement, le principe pollueur-payeur est un principe :

- d'efficacité économique : les prix doivent refléter la réalité économique des coûts de pollution, de telle sorte que les mécanismes du marché favorisent les activités portant moins atteinte à l'environnement¹⁹ ;
- d'incitation à minimiser la pollution produite ;
- d'équité : à défaut d'application du principe, les coûts incombent au contribuable qui n'est pas responsable de ces atteintes.

Dans le cadre d'une évaluation des coûts et bénéfices environnementaux, il importe de déterminer la mesure dans laquelle les impacts d'un flux élémentaire sont supportés par le responsable de ce flux²⁰. Seuls les impacts directs (coût de la consommation de ressources, dédommagement de personnes subissant un effet local ; ex : aide à l'isolation acoustique des maisons), les instruments de taxation des émissions et consommations et les systèmes d'allocation de quotas avec permis échangeables sont donc à considérer.

Une nuance supplémentaire est en outre introduite afin de mettre en évidence le **caractère incitatif** de l'instrument d'internalisation. En effet, il est intéressant de pouvoir distinguer les flux élémentaires pour lesquels il y a déjà une dynamique d'incitation directe à les réduire par opposition aux flux :

- dont les effets environnementaux ne sont pas du tout reflétés dans les prix,
- ou pour lesquels un instrument existe mais qui est dénué d'effet incitatif de réduction.

La comptabilisation des coûts externes de ces derniers flux permet alors d'identifier les flux cibles pour la mise en place d'instruments législatifs. Par exemple, si l'on taxe un produit car son cycle de vie consomme beaucoup d'énergie, on favorise son remplacement sur le marché mais on n'incite pas le producteur à améliorer sa production. Si l'on taxe l'énergie, on a les deux effets à la fois.

Il faut donc distinguer l'internalisation de coûts d'effets environnementaux obtenue au travers d'instruments à caractère incitatif d'une internalisation sans caractère incitatif.

- Exemple de distinction dans le cas des émissions de phosphates dans l'eau dues à l'utilisation de produits de lessives.
- Mesure à caractère incitatif : la taxe sur les lessives imposée aux producteurs de lessives. Le coût de cette taxe est vraisemblablement répercuté sur le prix payé par le consommateur. Celui-ci a donc un réel incitant à utiliser moins de lessives avec phosphates et donc à moins émettre de phosphates dans l'eau. Si la taxe est forfaitaire il n'y a qu'une incitation à un changement de produit, si la taxe est proportionnelle à la teneur en phosphates, il y a également une incitation pour le producteur à diminuer la teneur en phosphates. **D'une manière générale, plus la taxation est proche du flux élémentaire (ou de son dommage), plus elle est efficace (dans la mesure où elle est contrôlable).**
- Mesure à caractère non incitatif : les redevances pollutions payées aux agences de l'eau. En effet, cette redevance est calculée sur base des émissions forfaitaires de

¹⁹ Dans le cadre d'une taxe, le modèle de taxation établi par Pigou (1920) permet d'atteindre l'efficacité économique. En théorie, il existe un montant de taxe permettant d'atteindre exactement le volume de réduction de pollution souhaité. Ce volume est tel que le coût marginal d'abattement de la pollution est égal au coût marginal du dommage causé par une unité supplémentaire de pollution. La somme des coûts internes et externes est ainsi minimisée.

²⁰ Il s'agit bien d'une émission ou d'une consommation de ressources qui se produit effectivement : les mesures visant à réduire les émissions comme les normes et les subsides ne sont donc pas à prendre en compte puisqu'elles conduisent à une absence de flux élémentaire.

polluants par habitant (dont les phosphates). Son recouvrement a lieu via la facture d'eau, donc au pro rata de la consommation d'eau. Cette mesure incite à réduire la consommation d'eau mais pas à réduire les émissions de phosphates.

- Il faut cependant noter que cette forme de taxe permet néanmoins de couvrir le (une partie du) dommage environnemental causé par les phosphates dans l'eau.

Le caractère incitatif de mesures qui s'appliquent à un producteur dépend de la manière dont celui-ci répercute le coût de la mesure sur son prix de vente. A terme, ce coût est toujours répercuté, mais pas toujours exactement en raison des politiques commerciales qui visent à être juste sous des chiffres ronds (49,99 €). En première approche, il est supposé que le producteur répercute intégralement ce coût dans son prix, ce qui permet de conserver le caractère incitatif de la mesure (pour autant qu'elle s'applique directement au flux élémentaire visé).

En fonction des objectifs de l'étude réalisée, la mesure non-incitative sera ou non considérée comme une forme d'internalisation.

Le degré d'internalisation dépend du contexte (politique du pays, secteur, horizon temporel).

Les impacts environnementaux, ne sont que très partiellement internalisés, via différents mécanismes, dont les taxes sur les émissions de polluants, sur la consommation de ressources, sur l'élimination des déchets, etc... Le recensement des cas d'internalisation d'effets environnementaux en France est effectué dans le cadre de ce Guide. RDC Environnement travaille actuellement sur la question de l'internalisation des impacts économiques et des impacts sociaux.

Sur base de ce recensement, un **taux d'internalisation** est déterminé pour chaque flux élémentaire. Il prend des valeurs entre 0 et 100% en fonction de l'existence d'instruments d'internalisation les taux supérieurs à 100 % et donc la sur-internalisation sont ramenés à 100%) :

- 0 % correspond aux cas où :
 - *il n'y a pas de mesures prises ;
 - *des mesures sont prises mais la part des coûts internes par rapport aux coûts externes est négligeable ;
 - *la mesure n'a pas d'effet incitatif (si seules les mesures incitatives sont considérées).
- 100% correspond au cas où l'entièreté des coûts des effets environnementaux est supportée par les acteurs qui en sont responsables (par une mesure incitative le cas échéant).
- une valeur intermédiaire correspond au cas où un instrument est mis en place (avec un caractère incitatif le cas échéant) mais qui ne couvre qu'une partie des coûts environnementaux.

3.2.4. Correctif inflation sur les données

Les données sources pour les calculs de la valeur des FM sont issues de sources plus ou moins récentes. La plupart de ces données sources sont des résultats d'évaluations contingentes, spécialement sensibles au contexte économique dans lequel elles ont été conduites.

Dès lors, toute donnée issue de la littérature est convertie en valeur monétaire actuelle (€₂₀₀₇) via un correctif inflation (taux annuel moyen retenu pour la période 1988 – 2006 : 2,03%²¹).

²¹ http://www.insee.fr/fr/indicateur/indic_cons/indic_cons.asp

II. APPLICATION : DETERMINATION DE FACTEURS DE MONÉTARISATION

Notes importantes :

- La monétarisation des effets environnementaux est une méthode d'évaluation en phase d'évolution, parallèlement à l'évolution de la réflexion scientifique et à la parution de résultats de mesures et de modèles, nouveaux ou actualisés.
Les facteurs de monétarisation exposés ci-dessous sont donc susceptibles d'évoluer. Malgré ces incertitudes, cette méthode d'analyse des impacts offre un complément très intéressant à l'analyse séparée de chacune des catégories d'impacts classiques des ACV car tous les résultats sont agrégés.
- RDC-Environnement utilise des facteurs de monétarisation (FM) provenant soit directement de la littérature, soit de développements réalisés en interne (procédure continue d'actualisation dans le cadre d'un programme de R&D).
- Les données brutes servant à la détermination des facteurs de monétarisation ont dans le pire cas deux chiffres significatifs. En conséquence, par souci de cohérence, les facteurs de monétarisation développés sont présentés avec deux chiffres significatifs.

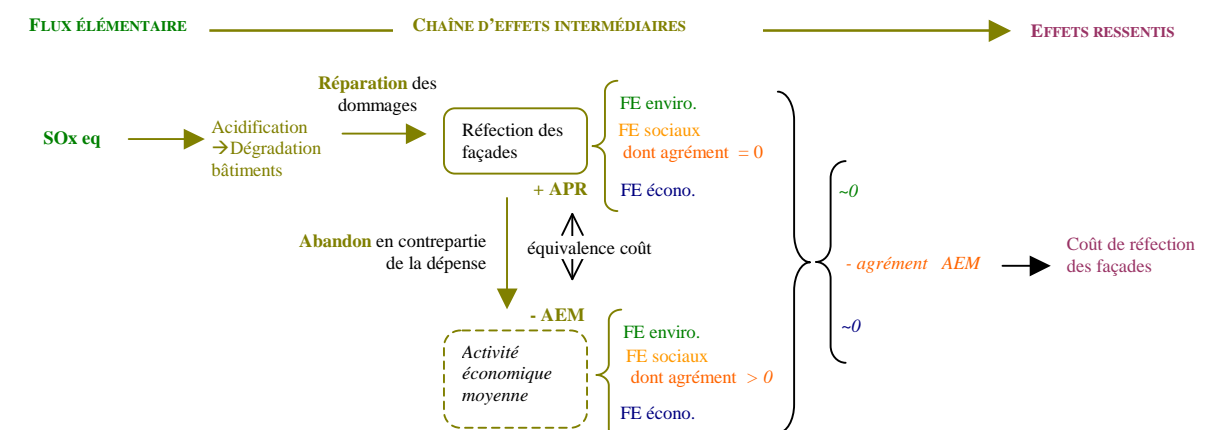
1. Acidification de l'air

1.1. Fondements

Cette catégorie couvre les effets de l'acidification, hors impacts directs sur la santé humaine (ils sont repris dans la catégorie « Toxicité – émissions gazeuses non carcinogènes, p.70 »).

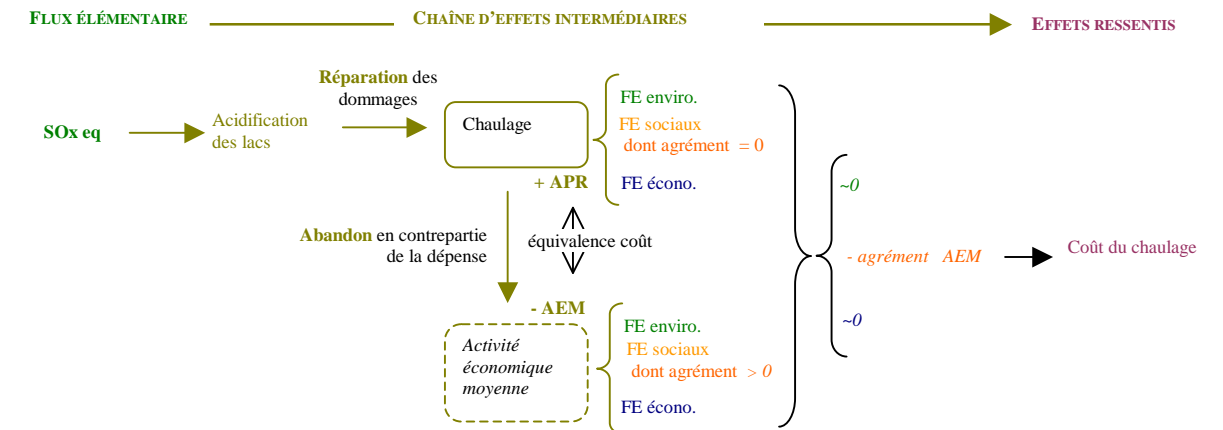
Pour les émissions atmosphériques responsables de l'acidification de l'air, des mesures de réduction sont appliquées en Europe dans le cadre de la directive NEC (National Emission Ceiling) mais il n'existe pas de système de fixation des émissions maximales (de type quotas). Dès lors, l'émission d'une tonne supplémentaire se traduit par une occurrence des effets. Les effets ressentis varient selon le milieu récepteur affecté :

- Atteinte des structures et bâtiments : dégradation des matériaux via la corrosion et perte irréversible de patrimoine. Face à cette dégradation, la société procède à des activités de réparation (essentiellement) et subit les dommages des dégradations irréversibles sur certains éléments du patrimoine historique. Le FM est établi en sur base de la réparation des dommages.



Note : les dommages aux structures peuvent également provenir d'autres dépositions de polluants atmosphériques (ex : l'ozone) et de l'encrassement par les aux particules (ExternE update methodology 2005). La catégorie « Dommages aux structures, p.82 » reprend dès lors l'encrassement des bâtiments dû aux particules (fumées noires).

- Acidification des lacs et risque d'atteintes à l'écosystème et de perte au niveau récréatif. Face à cette situation, la société réagit par le chaulage des lacs.



- Acidification des surfaces agricoles, et risque de réduction de la productivité. Face à cette situation, la société réagit par le chaulage des surfaces agricoles. Figure équivalente à la figure précédente.
- Acidification des forêts et réduction de la productivité, perte au niveau esthétique et récréatif. La société subit ces dommages.



1.2. Coût environnemental total

Les valeurs adoptées à ce jour sont basées sur les activités de réparation du dommage dans le cas des structures, lacs et cultures et sur le coût des dommages dans le cas des forêts. Il s'agit de coûts moyens.

- Des fonctions doses-réponses ont été établies par matériau pour quantifier les impacts de corrosion en fonction de $[SO_2]$, $[H^+]$ et des paramètres liés aux conditions climatiques.
- Le coût du dommage aux lacs est estimé via les coûts de chaulage en Norvège et Suède, celui des dommages aux forêts via les pertes en bois, celui aux cultures via les coûts de chaulage supplémentaire. Le dommage aux structures, qui contribue pour plus de 90% au coût total, est estimé sur base des événements ayant eu lieu en Allemagne et en Grande Bretagne, en liant ces dégâts aux émissions sources.

- L'extension à tous les impacts de la catégorie « Acidification de l'air » s'effectue sur base des facteurs de caractérisation de Hauschild & Wenzel (1998)²², donnant des eq SO₂/g de polluant atmosphérique.

	Chaîne d'effets	Evaluation	Source	Données de base
Structures et bâtiments	Réparation	Coûts de remplacement et réparation des matériaux	Watkiss 2001	0,28 € ₁₉₉₅ / kg SO _x eq
Lacs	Réparation	Coûts de chaulage en Norvège et Suède	RDC-Pira 2003	0,015 € ₂₀₀₀ / kg SO _x eq
Forêts	Perte d'agrément lié aux pertes de revenus du bois Perte valeur récréative/esthétique	Pertes en bois	IVM 2000	0,0036 € ₂₀₀₀ / kg SO _x eq
Cultures	Réparation	Coûts de chaulage	IVM 2000	0,22 € ₂₀₀₀ / kg SO _x eq

Ces effets sont mutuellement exclusifs.

Pour l'établissement d'un FM global, et faute de confirmation via les études sources, nous posons comme hypothèse (conservatrice) que les coûts calculés ci-dessus ont été rapportés au total des émissions acidifiantes, et le FM retenu est donc la somme de ces valeurs, après actualisation.

La valeur du coût environnemental ainsi calculée est de : **0,63 €₂₀₀₇ / kg SO_x eq.**

Note : le coût de chaulage agricole surestime la valeur de l'effet d'acidification par les pollutions atmosphériques, car une partie du coût de chaulage des surfaces agricoles devrait être attribuée à des phénomènes d'acidification ayant d'autres origines (ex : mauvaises pratiques culturales).

1.3. Coût environnemental externe

La TGAP (Taxe Générale sur les Activités Polluantes) comprend la taxation des émissions de SO₂, NO_x et HCl par certains secteurs dont les émissions dépassent les seuils. Ces émissions contribuent à l'acidification de l'air, mais aussi à d'autres effets environnementaux comme l'eutrophisation, la toxicité, les dommages aux structures...

Même si la totalité des montants dus pour la TGAP est imputée à l'acidification, les taxes ne représentent qu'une part négligeable (inférieure à 6 %) des coûts environnementaux exprimés par le FM.

Le taux d'internalisation retenu est donc de 0% pour tous les flux élémentaires contribuant à la catégorie.

Le coût purement externe est donc de : **0,63 €₂₀₀₇ / kg SO_x eq.**

²² Utilisés par CML 2004.

2. Effet de serre

2.1. Fondements

La modélisation des conséquences de l'émission de gaz à effet de serre (GES) est différente selon les deux cas de figure rencontrés :

- L'émission de GES par l'activité étudiée est accompagnée d'une réduction équivalente d'émission par une autre activité.

Cette situation se rencontre typiquement pour les émissions de GES soumis aux mécanismes de quotas / droits d'émissions (les secteurs concernés se voient attribuer des quotas d'émissions accompagnés de droits d'émettre qu'ils peuvent vendre/acheter sur un marché des droits d'émission²³).

Nous considérons que cette situation se rencontre également pour les émissions de GES faisant l'objet d'inventaires et de reporting dans le cadre d'objectifs nationaux de réduction des émissions de GES. En effet, nous estimons que l'atteinte d'un objectif global de réduction finit par concerner, indirectement via l'adaptation des politiques mises en œuvre, tous les secteurs.

- L'émission de GES par l'activité étudiée est nette, supplémentaire.

Cette situation se rencontre pour tous les GES non concernés par un effort de limitation des émissions totales.

2.1.1. GES concernés par un effort de limitation des émissions totales

Lorsque l'émission de GES est soumise à droit d'émission, cela implique qu'un droit d'émettre a été acheté à un vendeur qui en conséquence diminue son émission propre de GES d'une quantité identique. Il n'y a donc pas d'émission nette, mais une compensation des émissions. La conséquence est que le vendeur du droit de polluer réalise un investissement pour diminuer ses émissions.

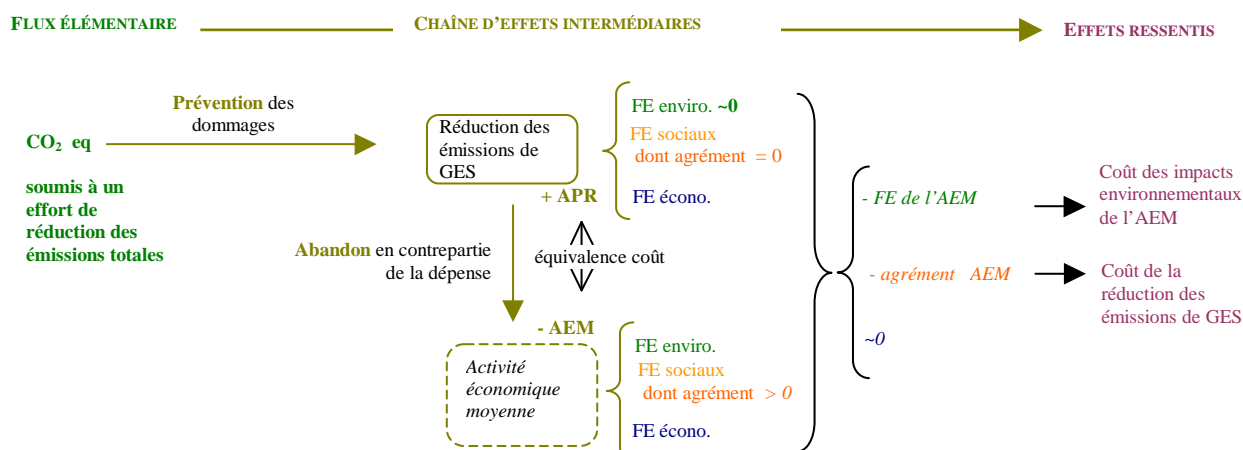
Conformément à la méthodologie exposée au chapitre I.3.1.1 (p.37) les conséquences d'une telle émission correspondent donc au différentiel d'impact entre :

- L'activité de réduction des émissions
- L'activité économique abandonnée en contrepartie.

Du point de vue environnemental, la première est vraisemblablement nettement moins impactante que l'activité économique moyenne, et la simplification consistant à estimer le différentiel seul n'est pas recommandée pour les impacts environnementaux (elle est valable pour les impacts sociaux et économiques). En supposant l'impact environnemental de l'activité de réduction des émissions très faible, le différentiel est égal au coût des impacts environnementaux de l'activité économique moyenne (voir chapitre I.3.1.4 (p.42).

Le différentiel global vaut donc le delta d'agrément (=coût économique de l'activité de réduction des émissions) moins l'impact environnemental de l'activité économique moyenne.

²³ En Union européenne, le système ne couvre que les émissions de CO₂, et uniquement celles en provenance des grands émetteurs du secteur de la production de chaleur et d'électricité ainsi que, dans certains secteurs industriels consommant beaucoup d'énergie, les installations de combustion, les raffineries de pétrole, les fours à coke, les aciéries, la sidérurgie et les usines de production de ciment, de verre, de chaux, de briques, de céramique, de pulpe et de papier. Récemment, une proposition de directive vise à y inclure le transport aérien (tous les vols depuis ou vers les aéroports européens en 2010). Un seuil fondé sur la capacité de production ou le rendement détermine le choix des installations incluses dans le système).
Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale (D4E)



En théorie, le prix d'échange du droit d'émission sur le marché est déterminé par le coût de la mesure marginale de réduction à mettre en œuvre pour éviter la dernière tonne qui permet d'atteindre l'objectif. Or plusieurs objectifs d'émissions totales ont été fixés par le législateur, selon l'horizon de temps.

- Perspective court terme : l'objectif de Kyoto actuel (-8% pour 2008-2012) et les mises à jour pour les périodes post-2012
- Perspective long terme : des objectifs plus ambitieux sont proposés par certains pays, de l'ordre de 50% de réduction des émissions en 2030 par rapport aux émissions de 1990. Selon Pielsbag, A. (2006), de tels objectifs, appliqués globalement, permettrait de se maintenir sous le seuil d'un réchauffement climatique de 2°C (Objectif durabilité CCNUCC)²⁴.

Le prix du droit d'émettre peut être estimé dans ces deux perspectives en se référant aux études qui identifient les mesures de réduction et les classent par ordre de coût croissant. Les valeurs disponibles des coûts (économiques) de compensation sont les suivantes :

- Perspective court terme : l'objectif de Kyoto actuel (-8% pour 2008-2012) : un coût marginal de 20 €₂₀₀₀/t CO₂ est adopté dans le projet UNITE et 19 €₂₀₀₀/t CO₂ selon une étude pour l'Allemagne (Fahl, 1999)²⁵.
- Perspective long terme :
 - *Selon INFRAS (2004), pour atteindre les objectifs de réduction à long terme (-50% à l'échelle mondiale en 2030 par rapport à 1990), le coût pour la société est de 135 €₂₀₀₀/ t de CO₂ (sur base des coûts d'évitement marginaux repris dans les études disponibles et relatives aux pays développés).
 - *Selon Ari Rabl, cette valeur est surestimée, en raison de la non prise en compte des facteurs d'apprentissage et des évolutions technologiques.
 - *Selon l'étude ExternE (2005), les coûts de prévention pour un objectif de durabilité (stabilisation à +2°C de réchauffement climatique par rapport aux températures de la période préindustrielle) des objectifs plus ambitieux que Kyoto pourraient se chiffrer à 95 €₂₀₀₀/t. L'étude suggère cependant qu'un tel coût (et donc une telle ambition de réduction) puisse ne pas être accepté par la population, et propose alors de considérer la valeur de 50 €₂₀₀₀/t comme valeur acceptable.

²⁴ Durabilité préconisée à l'article 2 de la convention CCNUCC : Article 2 of UNFCCC (UN framework convention on Climate Change): « the ultimate objective of this Convention is to achieve a stabilisation of GHG concentrations in the atmosphere at a level that would prevent dangerous interference with the climate system. »

²⁵ Le prix actuel des droits d'émissions, très fluctuant, ne reflète pas fidèlement l'objectif Kyoto, le nombre de quotas distribués étant excessif par rapport à cet objectif.

2.1.2. GES non concernés par une limitation des émissions totales

Lorsque l'émission de GES est nette, elle se traduit par des effets **ressentis (dommages et/ou bénéfiques)**.



Idéalement, ce sont les effets marginaux qui doivent être évalués afin de déterminer le coût des effets additionnels créés par l'émission d'une tonne supplémentaire d'éq CO₂. Tol (1999) et Tol & Downing (2000) renseignent des estimations de la valeur des effets marginaux (dommages et/ou bénéfiques) causés par le réchauffement climatique (spécifiquement pour le CO₂, le CH₄ et le N₂O). Une moyenne grossière des multiples variantes étudiées conduit à un coût des dommages de l'ordre de 20 €₂₀₀₀ par tonne de CO₂. Les scénarios développés par Stern (2006) permettent d'estimer la valeur des dommages selon une approche 'effets moyens' (effets cumulés sur 10 années), de l'ordre de 85 USD₁₉₉₀ par tonne de CO₂.

On observe à l'analyse de la littérature à ce sujet une grande variabilité des valeurs, liée à l'incertitude quant aux effets mais également aux nombreuses hypothèses de modélisation (notamment le choix d'un taux d'actualisation environnemental²⁶). En outre, le ratio des valeurs des effets ainsi calculés pour le CH₄ et le CO₂ est différent du potentiel de réchauffement climatique du CH₄ (CO₂-eq). Ceci est lié à la durée de vie différente de CH₄ par rapport au CO₂ et au N₂O.

Idéalement, la logique voudrait que les autorités publiques fixent des quotas d'émissions tels que les prix des droits d'émissions sur le marché se stabilisent à une valeur qui approche celle des dommages, tout en restant légèrement inférieurs. En effet, si la société accepte de payer un certain montant pour éviter un dommage, c'est que ce dommage, s'il avait eu lieu, aurait eu une valeur plus (au moins aussi) élevée que le coût économique de la prévention (ou de la réparation). Dans ce cas, le coût de la prévention est un minorant du dommage.

Or les valeurs publiées de coût marginal de dommages, exprimées par t de CO₂ et pour un "taux d'actualisation environnemental" (de préférence pour le présent) de 0%, s'approchent fort de celle des coûts de réduction à court terme (de l'ordre de 20 €/t). La valeur du coût marginal des dommages apparaît dès lors acceptable.

²⁶ Ce « taux d'actualisation environnemental » se distingue du « taux d'actualisation » conventionnel, social. Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale (D4E)

2.2. Coût environnemental total

Les valeurs de coût environnemental retenues sont les suivantes :

Coût environnemental total			
GES concernés par un effort de limitation des émissions totales = ceux émis par les pays signataires			
Approche Prévention	Objectif Court terme – Kyoto	20 € ₂₀₀₀ – coût des impacts enviro de l'AEM	20 € ₂₀₀₇ / t CO ₂ eq
	Objectif Long terme – Durabilité CCNUCC 2°C	95 € ₂₀₀₀ – coût des impacts enviro de l'AEM	96 € ₂₀₀₇ / t CO ₂ eq
GES non concernés par un effort de limitation des émissions totales = émis par les pays non signataires			
Approche Dommages	Taux d'actualisation environnemental = 0%	Coût marginal	23 € ₂₀₀₇ / t CO ₂ eq
		Coût moyen	100 € ₂₀₀₇ / t CO ₂ eq

Comme seules des mesures destinées à atteindre les objectifs de Kyoto sont en place actuellement, c'est la valeur correspondant à l'objectif de Kyoto qu'il convient d'adopter pour des études concernant des effets à moyen terme. Pour des études concernant des effets à long terme, la valeur correspondant à l'objectif de durabilité semble plus indiquée.

2.3. Coût environnemental externe

Dans l'optique d'une modélisation « basée sur le marché » (cf. chapitre I.7, p.16), ce sont les effets environnementaux de l'émission d'une tonne supplémentaire de CO₂ qui sont examinés. Si cette tonne est visée par le système de quotas d'émissions, ses effets sont pris en compte par le marché à travers l'achat d'un droit supplémentaire d'émission (ou par la réduction supplémentaire d'une tonne ailleurs par le même agent)²⁷. Le taux d'internalisation est de 100 % et le coût purement externe nul dans ce cas précis.

Par contre, pour les flux autres que CO₂ et pour les secteurs et pays non concernés par le système de quotas, il est considéré par défaut que les coûts des effets environnementaux ne sont pas pris en compte par le marché. En effet, aucun coût n'est à supporter suite l'émission de ces GES. Le taux d'internalisation est dès lors égal à 0%.

Coût environnemental externe			
GES concernés par un effort de limitation des émissions totales = ceux émis par les pays signataires			
Approche Prévention	CO ₂		0 € ₂₀₀₇ / t CO ₂ eq
	Objectif Court terme – Kyoto	20 € ₂₀₀₀ – coût des impacts enviro de l'AEM	20 € ₂₀₀₇ / t CO ₂ eq
	Objectif Long terme – Durabilité CCNUCC 2°C	95 € ₂₀₀₀ – coût des impacts enviro de l'AEM	96 € ₂₀₀₇ / t CO ₂ eq
GES non concernés par un effort de limitation des émissions totales = émis par les pays non signataires			
Approche Dommages	Taux d'actualisation environnemental = 0%	Coût marginal	23 € ₂₀₀₇ / t CO ₂ eq
		Coût moyen	100 € ₂₀₀₇ / t CO ₂ eq

²⁷ En effet, les systèmes d'échange de quotas permettent l'internalisation des effets environnementaux. Cf. Javier de Cendra de Larragán. *Emissions trading and equal competition*. 5 April 2005 <http://www.unimaas.nl/bestand.asp?id=5078>
Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale (D4E)

En analyse de sensibilité, le cas d'une internalisation totale pour tous secteurs et tous les GES peut être étudié. Il correspondrait à une situation où en vue de l'atteinte stricte des objectifs de réduction (par exemple Kyoto), la pression exercée sur les émissions de CO₂ des secteurs concernés par l'allocation des quotas se répercuterait sur l'ensemble des GES dans les pays engagés dans un effort de limitation des émissions totales.

En analyse de sensibilité, le cas d'une internalisation nulle pour tous secteurs et tous les GES peut aussi être étudié. Il correspondrait à une situation où les accords ne sont pas respectés et que les émissions dépassent les quotas sans réaction forte des Autorités pour empêcher le dépassement.

Dans les deux cas, le coût associé aux différents GES est extrapolé sur base du coût du CO₂ et des facteurs de classification IPCC 100 ans.

3. Destruction de l'ozone stratosphérique

3.1. Fondements

L'appauvrissement de la couche d'ozone par l'action de certaines émissions dans l'air (CFCs, HCFCs, CH_xBr_x), par la pénétration accrue du rayonnement UV qui s'en suit entraîne :

- une augmentation de la température de la surface du globe due à :
 - ✗ l'effet direct du rayonnement UV qui atteint la surface de la terre :
 - les rayons ultraviolets (en particulier les UV-B) causent le cancer de la peau, accélèrent le vieillissement de la peau, sont nocifs pour les yeux (cataracte) et risquent d'affaiblir le système immunitaire ;
 - ces rayons ont également un effet sur le processus de croissance de pratiquement toutes les plantes vertes et entraînent des baisses de rendements d'espèces cultivées et peuvent, à terme, entraîner la disparition de certaines espèces (ralentissement de la croissance du phytoplancton océanique, à la base de la chaîne alimentaire).
 - ✗ l'intensification des réactions de production d'ozone troposphérique (qui est un GES).
- une tendance au refroidissement due à l'accentuation du rythme auquel sont éliminés les GES tels que le CH₄.

Durant les 20 dernières années, le bilan global de ces phénomènes a entraîné un forçage radiatif néгатif de $0,16 \pm 0,1$ W/m² (c'est-à-dire une tendance au refroidissement).

Ces conséquences de la destruction de l'ozone stratosphérique sont subies.



3.2. Coût environnemental total

L'estimation des dommages provient d'une étude américaine de 1998 citée par l'étude Pira (1996). L'étude source étant ancienne et le champ couvert par cette évaluation n'étant pas explicitement décrit, cette valeur est peu fiable et mériterait d'être réévaluée.

En pratique, la plupart des émissions impactantes ont été arrêtées et les données d'inventaire qui contiennent des valeurs non nulles pour ces impacts sont souvent basées sur des données anciennes qui ne sont plus d'application aujourd'hui. Dès lors, en l'absence de confirmation que ces émissions ont bien lieu aujourd'hui (comme ce serait le cas pour des démontages de frigos anciens), il est conseillé de prendre un FM = 0 et de traiter ces données qualitativement.

L'adoption de cette valeur permet en outre de corriger indirectement des inventaires d'émissions qui ne seraient pas à jour.

La valeur ainsi calculée pour le coût environnemental total et externe est de 0 €₂₀₀₇/ kg CFC-11 eq.

3.3. Coût environnemental externe

Il n'existe pas d'instruments d'internalisation et le coût externe est égal à la valeur retenue des dommages environnementaux.

4. Dégradation de la qualité de l'eau

4.1. Fondements

Les polluants responsables de la dégradation de la qualité de l'eau sont :

- Les matières azotées : Nitrates (dans l'eau et l'air), NOx (dans l'air)
- Les matières phosphorées (dans l'eau)
- Les matières en suspension (dans l'eau)
- Les pesticides - matière active (dans l'eau et le sol)
- Les matières organiques et oxydables (dans l'eau)
- Les métaux (dans l'eau)

Ces polluants sont responsables d'effets intermédiaires de type eutrophisation, écotoxicité, envasement.

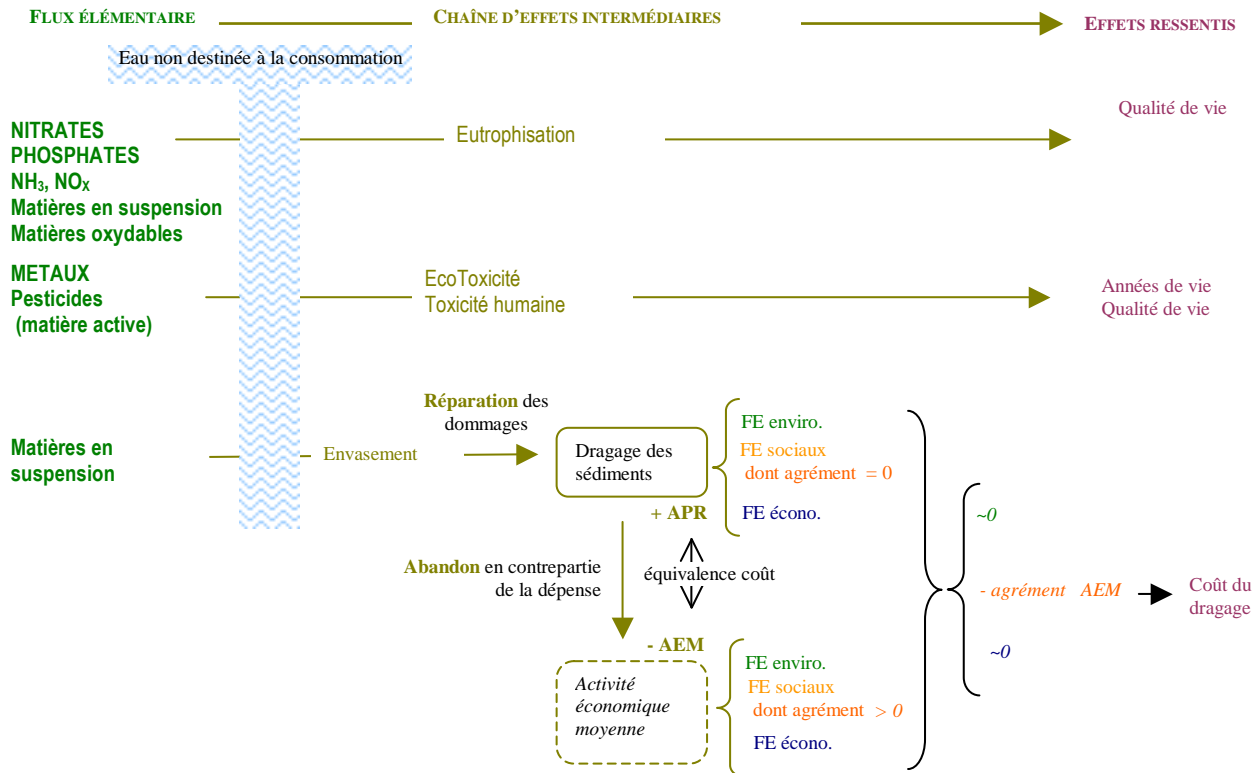
Les ressources en eau se présentent sous plusieurs formes : rivière/fleuve, lac, sous-sol, mer. Les effets ressentis dépendent du type de milieu récepteur. Il y a deux types de milieux récepteurs :

- **Eau non destinée à la consommation domestique** (abréviation : « eau, ncd »). Cette eau correspond à la part des gisements aquatiques de surface que l'on utilise pour leur valeur récréative, la navigation, l'irrigation ou des usages industriels.
- **Eau destinée à la consommation domestique** (abréviation : « eau, cd ») : elle peut faire l'objet d'un traitement de potabilisation, d'une protection des captages, voire

de leur fermeture. Cette eau constitue 3,7%²⁸ du gisement d'eau de sous-sol et 1,3%²⁹ des gisements d'eau de lac et de rivière.

4.1.1. Dégradation de l'eau de surface non destinée à la consommation domestique

Les (chaînes d') effets découlant de l'émission de polluants dans l'eau non destinée à la consommation domestique sont illustré(e)s dans la figure ci-dessous.



Effets négligés = effets potentiels au travers de la consommation de l'eau pour les usages industriels.

Ci-dessous est exposé le détail de la détermination du FM associé à ces combinaisons « polluant-milieu récepteur ».

- **Eutrophisation³⁰**

- × **Effets :**

L'eutrophisation entraîne une dégradation de la qualité visuelle, floristique et faunistique des eaux. Il en découle une perte d'agrément pour l'utilisateur de cette ressource d'agrément (tourisme, baignade, pêche), ainsi qu'une perte économique potentielle liée à la réduction de la biodiversité.

- × **Evaluation monétaire :**

Attention : l'eutrophisation est un phénomène local. Les caractéristiques du milieu récepteur déterminent l'ampleur des effets ressentis. On peut en effet rencontrer les cas de figure suivants :

- Eau réceptrice très propre, telle que l'ajout d'une unité supplémentaire de substance eutrophisante n'entraîne aucun effet ;

²⁸ Calcul RDC sur base de données des agences de l'eau.

²⁹ Idem.

³⁰ En ce compris les effets de turbidité

- Eau réceptrice de qualité intermédiaire, telle que l'ajout d'une unité supplémentaire de substance eutrophisante entraîne un dommage supplémentaire
 - Eau réceptrice déjà totalement eutrophiée, telle que l'ajout d'une unité supplémentaire de substance eutrophisante n'entraîne aucun effet.
- × Dans les 2 cas extrêmes, le FM des flux élémentaires concernés est donc égal à 0 (c'est le cas de l'eau de mer. Concernant le cas intermédiaire, ou dans le cas où aucune information n'est disponible sur le milieu récepteur, un coût moyen peut être utilisé.

Une étude française impliquant plusieurs Agences de l'eau s'est attachée à étudier le coût annuel global de l'eutrophisation, essentiellement au travers d'évaluations contingentes.

De ce coût, ~75% proviennent des dommages causés au tourisme en zone littorale et 25% du manque à gagner pour l'activité industrielle conchylicole (huîtres et moules).

La détermination d'un coût spécifique par polluant à potentiel eutrophisant est effectuée sur base :

- des volumes ayant contribué à ces coûts : sur base des données de l'étude: RECORD (2002).
- d'une allocation entre les polluants : sur base des facteurs de caractérisation repris dans CML 2004 selon Heijungs 1992, et tenant compte d'un facteur de destination ou *fate factor* pour les émissions dans l'air (Huijbregts et Seppala (2000 et 2001)).
- Idéalement, il faudrait attribuer les effets uniquement à la fraction des polluants qui aboutissent dans des eaux où il y a des problèmes d'eutrophisation. Dans ce cas la valeur du FM serait plus ou moins élevée, selon la valeur de cette fraction.

La valeur ainsi calculée est de **0,94 €₂₀₀₇/ kg P eq (eau, ncd)**

• **Eco- toxicité et toxicité humaine**

× Effets :

La présence de métaux et de matière active de pesticides dans l'eau représente un risque toxicité

- Un risque direct de toxicité pour la faune et la flore s'y trouvant (ou s'en alimentant) et pour les humains qui la boivent (effet très limité car les humains s'alimentent très peu directement dans la nature)
- un risque indirect de toxicité, au travers de l'utilisation de cette eau pour l'agriculture, pour les cultures et pour les humains (via la chaîne alimentaire).

× Evaluation monétaire :

Dans l'état actuel des connaissances :

- Aucune évaluation ne permet de quantifier les effets de l'éco-toxicité. Et quand bien même on arriverait à estimer les effets sur la faune et la flore, les développements méthodologiques et scientifiques à ce jour ne permettent pas de monétariser de façon fiable les enjeux liés à la biodiversité.

- Aucune étude d'évaluation n'a été identifiée concernant les pertes de rendements agricoles liées à la qualité de l'eau d'irrigation. A priori, s'il y a des effets, ils seront essentiellement indirects (liés à la perte de biodiversité).
- Il n'existe pas de preuve de cancer par ingestion via la chaîne alimentaire³¹ pour le cadmium, chrome, nickel et l'arsenic (Spadaro et Rabl 2004). Les fonctions de transfert et les effets des autres polluants (autres métaux, pesticides, fongicides...) ne sont pas connus.

Aucune évaluation monétaire n'est donc effectuée.

• Envasement

× Effets :

L'envasement, dû à la sédimentation des matières en suspension, est une entrave au transport fluvial, et peut entraîner des risques (inondations). La société pallie l'envasement via le curage régulier des rivières.

× Evaluation monétaire :

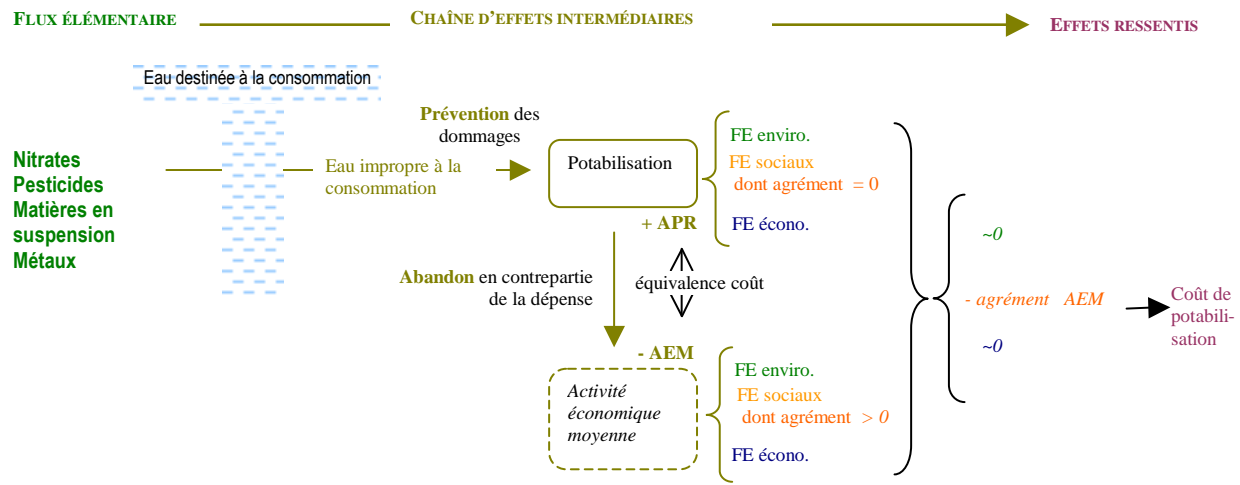
Les effets ressentis sont approchés par le coût économique de cette activité. L'étude BIPE (2004) renseigne le coût moyen des curages mécanique et hydraulique pour des sédiments ayant une densité de 1,25 t/m³.

Une telle valeur de FM st une valeur conservatrice, qui suppose que tous les sédiments ajoutés par l'activité humaine sont extraits des rivières (en réalité une partie est emmenée par le courant sous forme de particules en suspension).

La valeur ainsi calculée est de **0,012 €₂₀₀₇/ kg MES (eau, ncd)**

4.1.2. Dégradation de l'eau destinée à la consommation domestique

Les (chaînes d') effets découlant de l'émission de polluants dans l'eau destinée à la consommation sont illustré(e)s dans la figure ci-dessous.



• Présence de polluants dans l'eau de consommation

× Effets :

La société répond à la présence de polluants dans l'eau de consommation par la potabilisation de celle-ci. Les effets de la mise en place de cette

³¹ ce qui est différent de l'ingestion directe via l'eau de consommation

activité sont essentiellement l'agrément perdu de l'activité économique moyenne.

× **Évaluation monétaire :**

L'agrément perdu de l'activité économique moyenne est approché par le coût de potabilisation. Ce coût est fonction de paramètres tels que la concentration en polluants, ainsi que la présence d'algues, le changement de pH et la concentration en O₂ liés au phénomène d'eutrophisation.

La détermination d'une valeur d'effet par composé chimique exige d'allouer les données brutes identifiées dans la littérature (sources multiples) entre les différents polluants. Une telle allocation nécessite la recherche de paramètres supplémentaires, qui proviennent généralement de sources différentes. Ces difficultés d'accès aux données et de cohérence entre elles entachent les valeurs présentées ci-dessous d'une forte incertitude. A l'heure actuelle, elles représentent néanmoins la meilleure estimation.

▫ **Nitrates et composés azotés**

Le coût de potabilisation de l'eau imputable à la présence de nitrates est obtenu comme le surcoût de traitement lié aux nitrates. Ce coût est rapporté à la quantité totale de nitrates présents dans les ressources des eaux de distribution. Cette quantité est calculée à partir des données de débits et de concentrations en nitrates publiées par le Ministère de la Santé et de la solidarité (MSS, 2005).

La valeur ainsi calculée est de **0,74 €₂₀₀₇/ kg nitrate (eau, cd)**

▫ **Matières en suspension (MES)**

Le coût de potabilisation de l'eau imputable à la présence de MES est approché par le coût de potabilisation du Rhône (Piez'eau 2002). Il est ramené à l'unité de sédiment via une concentration en MES estimée d'après les tonnages charriés par an (selon IFEN 2002) et d'après le débit du Rhône.

Le coût de potabilisation est imputé à 5% à l'élimination des MES, ce qui est une hypothèse conservatrice.

La valeur ainsi calculée est de **0,18 €₂₀₀₇/ kg MES (eau, cd)**

▫ **Pesticides (matières actives : m.a.)**

Le coût de potabilisation de l'eau imputable à la présence de pesticides est approché par le surcoût de traitement lié aux pesticides, estimé pour la France par le Ministère de l'écologie et du Développement durable. D'après cette source, ce surcoût est imputable à 90% aux pesticides utilisés en agriculture. Cette fraction de coût est à diviser par la quantité de pesticides liés à l'agriculture se retrouvant dans l'eau de consommation.

La détermination de cette quantité requiert, outre la consommation totale de pesticides (INRA (2005)), les taux de ruissellement et de percolation et la part des eaux des différents gisements qui est consommée. Faute de données exactes disponibles dans la littérature, et dans une approche conservatrice, des valeurs moyennes à faibles de ces taux ont été adoptées. Les coûts de potabilisation sont dès lors

imputés à un flux « estimé bas » de pesticides dans l'eau de consommation, ce qui résulte en une estimation haute du FM.

La valeur ainsi calculée est de **18 000 €₂₀₀₇/ kg de m. a. (eau, cd)**

▫ **Métaux**

Nous ne disposons pas à ce jour de données brutes permettant le calcul du coût d'élimination des métaux dans l'eau de consommation.

4.2. Coût environnemental total

Le tableau ci-dessous synthétise les effets à monétariser pour la détermination du FM des flux élémentaires contribuant à la dégradation de l'eau, en fonction du gisement récepteur.

Flux élémentaire	Gisement récepteur	Utilisation de l'eau %		Base d'établissement du facteur de monétarisation
Nitrates (NO ₃ -) Phosphates NH ₃ , NO _x Matières organiques et oxydables (MOX)	Eau de rivières, lacs	98,7%	(eau, ncd)	Effets ressentis de l'eutrophisation, ramené au polluant concerné
		1,3%	(eau, cd)	Coût de potabilisation de l'eau, ramené au polluant concerné
	Eau de sous-sol	96,3%	(eau, ncd)	Effets ressentis de l'eutrophisation, ramené au polluant concerné
		3,7%	(eau, cd)	Coût de potabilisation de l'eau, ramené au polluant concerné
	Eau de mer	100%	(eau, ncd)	Effets ressentis de l'eutrophisation (= 0 ³²)
	Métaux Pesticides	Eau de rivières, lacs	98,7%	(eau, ncd)
1,3%			(eau, cd)	Coût de potabilisation de l'eau, ramené au polluant concerné
Eau de sous-sol		96,3%	(eau, ncd)	Néant
		3,7%	(eau, cd)	Coût de potabilisation de l'eau, ramené au polluant concerné
Eau de mer		100%	(eau, ncd)	Effets ressentis de la perte de biodiversité
Matières en suspension		Eau de rivières, lacs	98,7%	(eau, ncd)
	1,3%		(eau, cd)	Coût de potabilisation de l'eau, ramené au polluant concerné
	Eau de sous-sol	96,3%	(eau, ncd)	Néant
		3,7%	(eau, cd)	Coût de potabilisation de l'eau, ramené au polluant concerné
	Eau de mer	100%	(eau, ncd)	Néant

Les inventaires d'émissions ne renseignent pas la nature « destinée à la consommation ou non » des eaux réceptrices. Le calcul du FM des différents flux

³² On estime négligeable les phénomènes d'eutrophisation via des émissions directes dans ces eaux via les terres agricoles aux abords (par opposition aux émissions aboutissant indirectement dans les eaux de mer, via les rivières).

élémentaires repris dans le tableau ci-dessous, est effectué sur base des proportions suivantes :

- 1,3% des eaux de surface (ou « eau non spécifique ») est destinée à la consommation domestique.
- 3,7 % des eaux souterraines est destinée à la consommation domestique.

Les coûts unitaires servant au calcul du FM sont synthétisés ci-dessous.

Dommmages Eutrophisation	0,94 €₂₀₀₇/ kg P eq (eau, ncd) (I)
Dommmages Eco- toxicité et toxicité humaine	Indéterminé
Dommmages Envasement	0,012 €₂₀₀₇/ kg MES (eau, ncd) (I)
Potabilisation Nitrates	0,74 €₂₀₀₇/ kg nitrate (eau, cd)
Potabilisation Matières en suspension	0,18 €₂₀₀₇/ kg MES (eau, cd)
Potabilisation Pesticides	18 000 €₂₀₀₇/ kg de m. a. (eau, cd)
Potabilisation Métaux	Indéterminé

4.3. Coût environnemental externe

On recense plusieurs taxes / redevances relatives aux pollutions de l'eau. Leur analyse (voir Chapitre 1 de l'Annexe 2 : Internalisation des impacts environnementaux, p.129) indique :

- qu'il y a internalisation des effets des polluants de provenance industrielle
 Cette redevance est égale au montant (montant forfaitaire brut moins prime d'épuration éventuelle) de la « redevance pollution des rejets d'eau industrielle et de l'élevage » pour les six types de flux élémentaires suivants : matières en suspension, matières oxydables, matières inhibitrices, sels solubles, azote réduit, phosphore total, métaux et metalloïdes, composés organo-halogénés.
 Pour les matières en suspension et des matières organiques, ces montants couvrent 100% des coûts des effets environnementaux. Pour les matières azotées et phosphorées, les redevances n'en couvrent qu'une partie (respectivement 77% et 35%).
- qu'il n'y a aucune internalisation en ce qui concerne les polluants d'origine domestique.
- qu'il y a une internalisation partielle (16%) des effets des pesticides d'origine industrielle ou agricole dans l'eau au travers de la TGAP sur produits antiparasitaires.

5. Toxicité humaine

5.1. Généralités

5.1.1. Des flux, des effets

Les flux élémentaires contribuant à la catégorie « toxicité humaine » sont ceux ayant un effet **direct** sur la santé humaine. Les flux concernés sont :

- des émissions dans **l'air** (la plus grande contribution) ;
- des émissions dans **l'eau**, par décharge directe dans l'eau ou via la déposition atmosphérique ;

- des émissions dans le **sol** (il s'agit entre autres de métaux, des composés organiques partiellement solubles).

La catégorie « toxicité humaine » est sous divisée en fonction de la nature des effets toxiques :

- Effets carcinogènes
- Effets des particules et aérosols
- Effets des émissions gazeuses non carcinogènes
- Effets des métaux non carcinogènes
- Effet du smog

Les effets directs des nuisances sensorielles sont traités séparément, dans la catégorie d'impact « nuisances » (chapitre 8, p.77).

Les effets via la pollution de l'eau ont été analysés au chapitre 4 (« Dégradation de la qualité de l'eau, p.58 »).

5.1.2. Approche dommage

Dans tous les cas de toxicité, les dommages sont subis. Les effets sur la santé dus à une exposition aiguë ou chronique à des flux de polluants sont quantifiés en mortalité et en épisodes de morbidité (exprimés soit par unité de concentration dans l'air, soit par kg de polluant émis).

Pour évaluer le coût du dommage associé à un polluant ou à une nuisance en terme d'effet sur la vie et la santé humaine, il faut donc disposer des données quantitatives reliant l'unité de polluant à un nombre de décès, un nombre d'années de vie perdues ou un nombre et type d'épisode morbide (fonctions dose-réponse).

Des valeurs monétaires communes associées aux épisodes morbides et à la perte d'années de vie doivent ensuite être utilisées. L'Annexe 3 : Valeur des effets ressentis (p.133) reprend les fondements pour l'établissement de ces valeurs, ainsi que les dernières valeurs en date.

Le tableau ci-dessous indique la nature des épisodes morbides intervenant dans la détermination des FM pour la catégorie toxicité humaine, ainsi que les sources ayant évalué les valeurs monétaires correspondantes.

Type d'épisode morbide	Source de la valeur € ₂₀₀₀ /cas	Catégories concernées
Cancer (VSL Value of statistical life)	Rabl A & Sparado J (2006)	Effets carcinogènes
VOLY (Value of Lost Year)	ExternE (2005)	Effets des particules et aérosols Effets des émissions gazeuses non carcinogènes
Respiratory hospital admission	NewExt (2004)	Effets des émissions gazeuses non carcinogènes Effets de l'ozone troposphérique
Congestive heart failure	NewExt (2004)	Effets des émissions gazeuses non carcinogènes
IQ point	NewExt (2004)	Effets des métaux non carcinogènes
Minor Restricted activity day	ExternE (2005)	Effets de l'ozone troposphérique
Symptom days	ExternE (2005)	Effets de l'ozone troposphérique

L'ampleur de ces effets ressentis est fonction de divers facteurs, tels que la hauteur d'émission du polluant, son modèle de dispersion, les fonctions concentration-réponse, la nature du milieu récepteur (densité de population → zone rurale/urbaine). C'est pourquoi des **facteurs correctifs** des effets selon les conditions d'émissions sont généralement proposés dans les analyses d'impact.

Les correctifs sont proposés dans les fondements méthodologiques d'ExternE (intégrés dans le software RiskPoll 1998), confirmés par Spadaro et Rabl (2002).

Polluants	Facteur correctif	
	Site (Densité de population)	Hauteur d'émission (250 m ↔ 0 m)
Primaires (PM, SOx, NOx)	0,5 – 6	0,6 à 3*
Aérosols (NO2 via nitrates, SOx via sulfates)	0,7 – 1,4	~1
Carcinogènes	0,5 – 6	0,6 à 3*
Dioxines	0,7 – 1,5	/

* pouvant aller jusqu'à 15 pour les émissions au sol dans les grandes villes

Les chapitres ci-dessous exposent les hypothèses et sources de données ayant abouti à l'établissement des facteurs de monétarisation moyens pour les **effets des polluants** sur la santé humaine.

5.1.3. Limites

L'incertitude sur les résultats des études épidémiologiques (domaine spécialement sensible) se reporte sur les FM calculés pour cette catégorie.

5.2. *Toxicité – Particules et aérosols*

5.2.1. Fondements

Cette toxicité se réfère à l'incidence des particules fines, soit émises directement comme polluants primaires (PM2,5), soit via les aérosols nitrates, sulfates et ammoniac (NOx, SOx, NH₃). L'évaluation des effets des particules dans l'air, dans ExternE (2005)³³ repose sur les simplifications suivantes :

- Seules les particules de diamètre inférieur ou égal à 2,5µm ont un impact en terme de mortalité chronique.
- La part de la mortalité chronique dans le coût total qui est attribuée aux PM 2,5, nitrates et sulfates est la même que dans le cas des PM10. Cela voudrait dire que les mêmes impacts morbides sont attribués aux PM 2,5, nitrates et sulfates qu'aux PM 10 (malgré que la teneur en PM 2,5 dans les PM 10 est de 60%).

Une fonction dose réponse y est développée pour les PM10, et des facteurs correctifs y sont appliqués afin de l'adapter aux PM 2,5 (qui constituent 60% des PM10), aux nitrates et aux sulfates. La notion de PM 10 étant obsolète (on parle plus précisément de PM<2,5, PM de 2,5 à 10, PM>10), nous considérons la fonction dose réponse des PM 2,5 comme la référence.

³³ basée sur l'étude Pope (2002) relative aux effets chroniques de la pollution par les particules.
Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale (D4E)

Ces fonctions sont exprimées en YOLL³⁴ /pers.an.µg/m. Le passage d'une pente f_{CR} exprimée en YOLL /pers.an.µg/m³ en YOLL/kg se fait sur base des paramètres suivants :

- Impact par µg = $f_{CR} * \rho / k$ en YOLL/µg
- Impact par kg = $10^9 * f_{CR} * \rho / k$ en YOLL/kg

ρ = densité de population (pers/m²), impliquant hypothèse ou donnée sur le milieu récepteur ;

k = depletion velocity (m/s) [à convertir en (m/an)] (tenant compte des dépositions sèches et humides et de l'éventuelle transformation du polluant), avec conversion an-seconde. Ces valeurs sont obtenues à partir de modèles de dispersion (par exemple modèle ECOSENSE dans ExterneE 2005).

Il n'existe pas de DRF (fonction dose-réponse) similaire pour les émissions de NH₃. Sur base des travaux de Holland et Watkiss (2005), une valeur moyenne du dommage marginal peut être retenue pour l'Europe centrale. Cette valeur comprend des effets de mortalité et de morbidité (Respiratory hospital admissions, Minor restricted activity days, Use of respiratory medication, Symptom days).

5.2.2. Coût environnemental total

Les valeurs ainsi calculées sont de : **53 €₂₀₀₇/ kg de PM 2,5**
6,0 €₂₀₀₇/ kg de NOx
5,0 €₂₀₀₇/ kg de SOx
18 €₂₀₀₇/ kg de NH₃

Les facteurs correctifs décrits ci-dessus en fonction de la hauteur et du lieu d'émission sont d'application.

5.2.3. Coût environnemental externe

Le taux d'internalisation de ces effets toxiques est nul (car montant de la TGAP négligeable par rapport au coût environnemental des effets, voir le chapitre 2 de l'Annexe 2: Internalisation des impacts environnementaux, p.131) et le coût environnemental externe est donc égal au coût environnemental total.

5.3. Toxicité – ozone troposphérique

5.3.1. Fondements

Cette toxicité se réfère à la production d'ozone dans la troposphère. L'ozone a un impact direct sur la santé humaine. Il s'agit d'un polluant secondaire dont les précurseurs sont les NO_x et les COV. L'évolution de sa concentration est non linéaire en fonction de la teneur en NO car elle passe par un maximum puis décroît³⁵.

Le potentiel de formation d'ozone se mesure en équivalents éthylène (C₂H₄).

Des fonctions de concentration-réponses ont été développées par Rabl & Eyre (1998).

³⁴ Years of life lost (année de vie perdue),.

³⁵ C'est le NO₂ qui est le polluant de base car c'est lui qui réagit avec l'oxygène de l'air pour former NO et O₃. Les COV ont un rôle de catalyseur. Le NO joue un rôle positif à court terme (il crée la réaction inverse NO + O₃ → NO₂ + O₂) mais négatif à long terme (il s'oxyde progressivement en NO₂ par réaction avec O₂ de l'air et contribue ainsi à la formation du O₃)

5.3.2. Coût environnemental total

Sur base de ces fonctions, des évolutions annuelles de la concentration en O₃, de la population concernée et de la valeur des épisodes morbides, une valeur de dommage par kg de précurseur d'ozone est calculée.

La valeur ainsi calculée est de **1,0 €₂₀₀₇/ kg C₂H₄ eq**

En raison de la complexité des effets non linéaires qui décrivent la contribution des NO_x à la formation de l'ozone et conformément à la position prise dans le projet ExternE, aucun FM de monétarisation n'a encore été établi pour l'impact sur la santé des NO_x via le smog.

Les facteurs correctifs décrits ci-dessus (§ 5.1.2) en fonction de la hauteur et du lieu d'émission sont d'application.

Les facteurs d'équivalence utilisés sont ceux de « WMO – Photochemical oxidant formation, average ». (World Meteorological Organisation). Ces facteurs d'équivalence ne comprennent pas le NO_x. Cette hypothèse illustre à la fois que ce sont les catalyseurs qui sont les éléments limitants de la cinétique de réaction et que le NO et le NO₂ ont des effets antagonistes.

5.3.3. Coût environnemental externe

Le taux d'internalisation de ces effets toxiques est nul (car montant de la TGAP négligeable par rapport au coût environnemental des effets, voir le chapitre 2 de l'Annexe 2: Internalisation des impacts environnementaux, p.131) et le coût environnemental externe est donc égal au coût environnemental total.

5.4. Toxicité – Emissions carcinogènes

5.4.1. Fondements

Les effets carcinogènes sont dus aux métaux lourds et aux dioxines. La monétarisation de ces effets se base sur le coût des dommages sur la santé.

Ces polluants atteignent le corps humain par ingestion ou inhalation. Selon Rabl et Sparado (2004) :

- Les Cd, Cr-VI, Ni et As ont un effet carcinogène par inhalation.
- Les preuves actuelles de cancer dû à l'ingestion de Cr, Cd et Ni ne sont pas suffisamment convaincantes pour que l'EPA établisse une DRF (fonction dose-réponse).
- L'As ne serait cancérigène par ingestion que sous forme inorganique et donc seulement via l'eau potable. Si l'on fait l'hypothèse que l'As dans l'eau est éliminé lors de la phase de potabilisation, il n'y a pas lieu d'attribuer d'effet toxique à l'As autre qu'émis dans l'air³⁶.

Selon Spadaro et Rabl (2004), les doses totales et collectives de métaux toxiques émis dans l'air qui passent par le corps humain (pas nécessairement absorbées) sont du même ordre de grandeur pour les 6 métaux lourds (As, Cd, Cr, Ni, Pb et Hg). Les doses sont calculées selon une méthodologie « multimedia pathways ».

³⁶ En conséquence, le flux élémentaire As émis dans l'eau est traité contribue à la catégorie d'impact « détérioration de la qualité de l'eau ».

Des fonctions dose-réponse (DRF) ont été développées pour le Cd, l'As, le CrVI, le Ni, le Pb et dioxines émis dans l'air (Rabl, 2005). Les DRF pour le Cd, Cr, et Ni sont établies pour des émissions à une hauteur de 100 m (industrielles). La hauteur d'émission n'est pas prise en compte pour l'As (pas de détail sur le milieu récepteur) et pour les dioxines (faible dépendance par rapport à la hauteur).

5.4.2. Coût environnemental total

Les valeurs ainsi calculées sont de :

- 92 €₂₀₀₇/ kg Arsenic (As) (air)**
- 46 €₂₀₀₇/ kg Cadmium (Cd) (air)**
- 230 €₂₀₀₇/ kg Chrome (Cr VI) (air)**
- 4,4 €₂₀₀₇/ kg Nickel (Ni) (air)**
- 210 M€₂₀₀₇/ kg Dioxines (air)**

Les facteurs correctifs décrits ci-dessus (§ 5.1.2) en fonction de la hauteur et du lieu d'émission sont d'application.

Les facteurs de monétarisation développés pour les polluants ci-dessus sont étendus aux autres flux élémentaires carcinogènes non métaux lourds, sur base des facteurs d'équivalence (« Damage factor ») fournis par la méthodologie Eco-indicator 99 pour la catégorie « effets carcinogènes sur les humains ». Ils sont exprimés en éq. Cd dérivés.

5.4.3. Coût environnemental externe

Le taux d'internalisation de ces effets toxiques est nul (car les polluants en cause ne sont pas soumis à la TGAP) et le coût environnemental externe est donc égal au coût environnemental total.

5.5. Toxicité – métaux non carcinogènes

5.5.1. Fondements

Seul l'effet du plomb sur la santé humaine est considéré pour cette catégorie.

Selon Spadaro et Rabl (2004), le Pb affecte la santé humaine suite à son ingestion à un âge inférieur à deux ans, via la perte de capacité intellectuelle. Une fonction dose-réponse y est fournie (par points de QI).

Si l'on considère le Pb qui est directement émis sur ou dans le sol, il faut évaluer la proportion de la dose humaine prise à partir des cultures. Cette proportion est déterminée sur base des données Spadaro et Rabl (2004). Nous faisons par ailleurs l'hypothèse que tout le Pb émis dans l'air se retrouve tôt ou tard sur le sol (en tout cas avant la période de cut-off de 100 ans) et qu'il y a un effet équivalent au Pb qui serait émis sur ou dans le sol.

5.5.2. Coût environnemental total

Les valeurs ainsi calculées sont de :

- 1830 €₂₀₀₇/ kg de Plomb (Pb) (air)**
- 1174 €₂₀₀₇/ kg de Plomb (Pb) (sol)**

Les facteurs correctifs décrits ci-dessus (§ 5.1.2) sont d'application pour le plomb émis dans l'air. Les effets du plomb émis dans l'eau sont traités dans la catégorie « dégradation de la qualité de l'eau » (chapitre II.4, Dégradation de la qualité de l'eau, p58).

5.5.3. Coût environnemental externe

Le taux d'internalisation de ces effets toxiques est nul (car les polluants en cause ne sont pas soumis à la TGAP) et le coût environnemental externe est donc égal au coût environnemental total.

5.6. Toxicité – émissions gazeuses non carcinogènes

5.6.1. Fondements

Cette toxicité se réfère aux polluants primaires de l'air entraînant des effets directs, autres que les effets carcinogènes et que ceux des particules et du smog.

D'après les résultats épidémiologiques présentés dans la méthodologie ExternE (2005), dans cette catégorie, seuls le SO₂ et le CO ont des effets directs démontrés.

Les coûts retenus des effets sur la santé humaine de ces polluants primaires sont établis à partir des fonctions dose-réponse reprises de Spadaro & Rabl (2002) et en utilisant les valeurs fournies par ExternE (2005) pour les coûts par cas (mortalité ou morbidité).

5.6.2. Coût environnemental total

Les valeurs ainsi calculées sont de : **0,00075 €₂₀₀₇/ kg de CO**
0,11 €₂₀₀₇/ kg de SO_x

Les facteurs correctifs décrits ci-dessus (§ 5.1.2) en fonction de la hauteur et du lieu d'émission sont d'application.

5.6.3. Coût environnemental externe

Le taux d'internalisation de ces effets toxiques est nul (car montant de la TGAP négligeable par rapport au coût environnemental des effets, voir le chapitre 2 de l'Annexe 2: Internalisation des impacts environnementaux, p.131) et le coût environnemental externe est donc égal au coût environnemental total.

6. Toxicité envers les écosystèmes

Cette catégorie couvre tous les effets sur les écosystèmes, hors ceux qui sont déjà pris en compte au travers des autres catégories d'effets intermédiaires (acidification – forêt, eutrophisation...).

Dans l'état actuel des connaissances, ces effets d'écotoxicité sont encore peu connus. De plus, l'effet pour la société de la dégradation des écosystèmes (faune, flore) est également très peu connu et quantifié.

L'évaluation est donc inexistante pour cette catégorie.

7. Consommation de ressources naturelles

7.1. Ressources énergétiques non renouvelables (fossiles)

Abréviations : RENR, RER, RE, NR, R = **R**essources **E**nergétiques **N**on **R**enouvelables

7.1.1. Fondements

Suite à leur consommation continue, les ressources non renouvelables seront un jour épuisées. Les effets conséquents ressentis par la société sont fonction de l'attitude adoptée face à cet épuisement :

- **Scénario 1** : Parallèlement à l'épuisement progressif des RENR, la société développe des voies alternatives de production énergétique, avec une intensité telle que la production globale d'énergie suffira à répondre aux besoins.

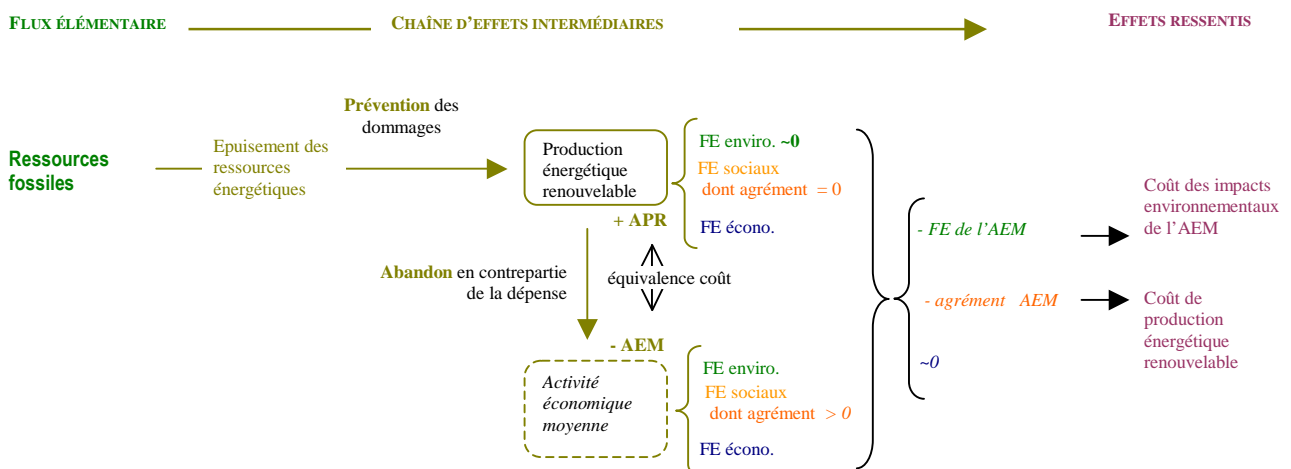
La société ne subit pas le dommage lié à un moindre accès à la commodité énergétique, mais subit les effets de la réaction qu'elle a adoptée.

- **Scénario 2** : La société ne réagit pas (suffisamment) à l'épuisement, et la production d'énergie totale (NR et R) atteindra à terme un volume qui se situe en dessous de la quantité nécessaire pour répondre à la demande. Il en découle un moindre accès aux commodités énergétiques, impliquant des privations³⁷. Une perte de qualité de vie sera donc ressentie.

Le choix entre ces scénarios de réaction repose essentiellement sur le potentiel de production d'énergie par des moyens alternatifs à l'exploitation des ressources fossiles.

De nombreuses études se sont attachées à analyser le potentiel des énergies renouvelables à satisfaire les besoins énergétiques de la planète. D'après une revue de cette littérature (WEA (2000), Johansson (2004), Ted Trainer (2004)), il apparaît que, techniquement, il devrait être possible de satisfaire la demande future au moyen des énergies renouvelables dont nous disposons actuellement (Hydroélectrique, biomasse, solaire, éolien, géothermique).

Compte tenu du potentiel d'amélioration technologique, du développement de nouvelles technologies et de l'amélioration de l'efficacité énergétique des activités, nous considérons le **Scénario 1**, optimiste, comme étant le plus réaliste.



³⁷ On pourrait également supposer une adaptation des comportements de vie
 Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale (D4E)

7.1.2. Coût environnemental total

Conformément à la démarche exposée au chapitre 1.3.1.1 (« Dommage ou réparation du dommage, p.37 »), les effets à attribuer à la consommation de ressources énergétiques sont les différentiels d'impacts environnementaux, économiques et sociaux entre :

- l'activité de production d'énergie au départ de sources renouvelables
- et l'activité économique moyenne abandonnée en contrepartie : l'activité moyenne de production d'énergie renouvelable est spécialement peu impactante du point de vue environnemental. Son profil d'impact environnemental est donc fortement différent de celui de l'activité économique moyenne abandonnée.

Le facteur de monétarisation lié à l'épuisement des ressources énergétiques non-renouvelables est donc composé :

- du coût de l'activité de production d'énergie au départ de sources renouvelables,
- et du delta d'impact environnemental monétarisé entre cette activité et l'activité économique moyenne

Calcul du coût de l'activité de production d'énergie au départ de sources renouvelables :

- L'étude méthodologique conduite par CPM (CPM 1999, méthodologie « EPS ») est exploitée pour l'établissement du coût de l'activité de production d'énergie au départ de sources renouvelables. Elle indique la nature des substituts renouvelables sur base de leurs applications respectives :

Ressource	% de la production énergétique fossile totale	Application	Substitut
Charbon	3%	Carbone pour industrie (9%)	Charbon de bois
	26%	Energétique (91%)	Eolien, hydro-électrique, solaire
Gaz	28%	Toutes	Bio-gaz
Pétrole	21%	Carburant (50%)	Huile végétale (réf= colza)
	21%	Energétique (50%)	Eolien, hydro-électrique, solaire

- Cette étude renseigne également les coûts de production de l'énergie au départ du charbon de bois, du biogaz et du bio-diesel. Les coûts de production d'électricité par éolien, hydraulique et solaire, la valeur « hypothèse RDC » est estimée grossièrement sur base de valeurs collectées dans diverses sources.

Notons que la valeur des coûts de production est une donnée entachée d'une incertitude non négligeable, fonction des projections d'évolution technologique (le coût futur est d'autant moindre qu'il y a des phénomènes d'apprentissage et d'innovation, mais il peut être supérieur s'il y a apparition de nouvelles contraintes).

- Le coût de l'activité de production d'énergie au départ de sources renouvelables est alors obtenu en faisant la moyenne des coûts de production du substitut (exprimés en EUR/MJ) pondérée par les parts de chaque ressource dans la production actuelle d'énergie à base de ressources fossiles.

Calcul du delta d'impact environnemental monétarisé entre cette activité et l'activité économique moyenne :

Ce calcul nécessite de connaître le profil environnemental de la production d'énergie renouvelable et de l'activité économique moyenne.

L'impact environnemental de la production d'énergie renouvelable est estimé négligeable (en comparaison de celui de l'activité économique moyenne) et n'est donc pas modélisé.

En ce qui concerne l'établissement du coût environnemental de l'activité économique moyenne, la démarche exposée au chapitre 1.3.1.4 (p. 42) est appliquée.

La valeur ainsi calculée est de : **0,015 €₂₀₀₇/MJ primaire**

Le facteur de monétarisation des différents flux élémentaires environnementaux (charbon, pétrole, gaz naturel, lignite, tourbe, uranium) est le produit de leur PCS (MJ/kg)³⁸ et de la valeur de la ressource énergétique fossile (€/MJ).

7.1.3. Coût environnemental externe

La taxe intérieure de consommation sur les produits pétroliers (TIPP) est un impôt indirect de type accise dont les règles sont harmonisées au niveau communautaire. La directive 2003/96/CE entrée en vigueur le 1^{er} janvier 2004 élargit la couverture du cadre communautaire, qui se limitait précédemment aux huiles minérales, à l'ensemble des produits énergétiques y compris la houille, le gaz naturel et l'électricité.

Cependant, la mesure dans laquelle ces accises couvrent l'enjeu environnemental de l'épuisement des ressources énergétiques non renouvelables n'est pas explicite, et beaucoup de dérogations sont en outre concédées. Cette forme de taxation n'est donc pas retenue comme mesure d'internalisation des coûts liés à l'épuisement des ressources énergétiques.

Le prix du brut est considéré comme la seule forme d'internalisation de coûts causés par l'épuisement des ressources énergétiques non renouvelables (hypothèse que le coût d'exploitation d'un gisement est négligeable par rapport au coût de la ressource). Il est calculé par extrapolation à la période de début 2007 de la tendance des 5 dernières années. Le prix en €₂₀₀₇ est basé sur une valeur extrapolée de 64 \$ par baril. Le taux d'internalisation pour l'ensemble de cette catégorie d'effet est le rapport entre ce prix et le coût environnemental total (valeurs exprimées en en €₂₀₀₇/kg de pétrole brut). Il vaut 53% et est appliqué aux autres types de ressources énergétiques.

7.2. *Bois et Biomasse agricole*

7.2.1. Fondements

☒ BOIS :

Le bois sert de matière première à la production énergétique, à la construction et à la fabrication des produits papetiers. Compte tenu des contraintes technico-économiques de production du bois, cette ressource est globalement un facteur de production limité dans les trois marchés concernés. C'est donc une ressource renouvelable mais limitée.

Dés lors, à chaque consommation de bois par un acteur, un autre acteur est contraint de consommer une ressource alternative (la ressource marginale, affectée) ou de réduire sa consommation.

³⁸ OFEPP (1998)

Parmi les trois marchés d'utilisation du bois, nous estimons que ceux de la construction et de la papeterie sont prioritaires, c'est-à-dire que leurs besoins en bois seront satisfaits en priorité. En conséquence, le marché affecté par une réduction de l'offre en bois est le marché de la production énergétique.

Consommer de la ressource bois revient donc à consommer une ressource énergétique, obligeant le marché à appeler la technologie marginale de production énergétique pour produire la quantité de commodité énergétique équivalente.

Les impacts environnementaux liés à la consommation de la ressource bois correspondent donc aux impacts environnementaux de la production, par la technologie marginale de production, d'une quantité d'énergie équivalente à celle qui aurait été produite par la technologie marginale de production d'énergie à partir du bois. Cette modélisation des effets requiert de déterminer :

- La technologie marginale de production énergétique à partir de bois.
- La technologie marginale de production énergétique.

☒ BIOMASSE AGRICOLE :

Le raisonnement exposé pour la ressource bois est, dans son fond, également applicable pour la biomasse agricole. Cependant, dans la logique ACV, la ressource « biomasse agricole » n'est pas un flux élémentaire. En effet, cette ressource correspond au produit d'un procédé (production agricole) auquel est attaché un inventaire de flux élémentaires.

Le facteur limitant pour la production agricole étant la ressource sol, le raisonnement exposé pour le bois s'applique au travers de ce flux élémentaire.

7.2.2. Coût environnemental total

La technologie marginale de production énergétique à partir de bois retenue est la combustion directe (de pellets) pour la production de chaleur. La technologie marginale de production énergétique (chaleur) retenue est la combustion de gaz naturel en chaudière industrielle.

La valeur des dommages ressentis suite à la consommation de bois correspond donc au coût environnemental de la production d'une quantité Q de MJ de chaleur en chaudière industrielle à gaz.

La quantité Q correspond à la quantité de chaleur produite au départ d'un kg de bois via la technologie marginale de production de chaleur à partir du bois. Elle est déterminée sur base du rendement énergétique de la technologie et du PCI moyen du bois.

Le coût environnemental de la production de Q MJ de chaleur via la technologie marginale de production de chaleur est calculé avec les valeurs de FM des impacts environnementaux développées dans ce document.

La valeur ainsi calculée est de : **0,36 €₂₀₀₇/ kg de bois**

7.2.3. Coût environnemental externe

Le taux d'internalisation est de 0% et le coût environnemental externe est donc égal au coût environnemental total.

7.3. Minéraux et métaux

7.3.1. Fondements

Les ressources minérales ont été subdivisées en fonction de l'ampleur des réserves.

☒ MINÉRAUX :

Pour les minéraux de type sable, argiles, béton, calcaire, granite, il est considéré que les réserves sont suffisamment grandes pour qu'il n'y ait pas de risque d'épuisement³⁹.

Pour le sel (NaCl), considérant l'existence de technologies telles que l'évaporation de l'eau de mer, le risque d'épuisement est également considéré nul.

☒ MÉTAUX :

Les réserves de métaux sont bien moins grandes. Suite à la consommation continue de ces ressources, leur source va se déplacer progressivement des minerais vers les flux secondaires :

- Autres sources du sol, moins concentrées (au pire, l'écorce terrestre).
- Déchets, plus ou moins concentrés que les minerais.

L'impact sur la société de la consommation des métaux dépend de la réponse adoptée face à l'épuisement des sources d'énergie (fossile). En effet, la re-concentration à partir de sources moins concentrées est consommatrice d'énergie. Le recyclage à partir de flux plus concentrés requiert moins d'énergie mais présente un plus grand problème d'impuretés.

La détermination du scénario futur revient donc essentiellement à une question de disponibilité énergétique et de coût :

- Si l'énergie et le coût le permettent, les métaux seront extraits de sources secondaires, et l'impact à attribuer à leur consommation est la différence d'impact entre les procédés actuels et futurs d'extraction (y compris les étapes de collecte sélective, tri, traitement).
- Dans le cas contraire, il faut soit évaluer l'impact de l'utilisation de substituts disponibles ou bien la perte de qualité de vie liée à des privations.

7.3.2. Coût environnemental total

☒ MINÉRAUX :

Le FM pour le coût environnemental total et externe de la consommation de minéraux est de : **0 €₂₀₀₇/ kg de minéraux**

☒ MÉTAUX :

L'avancement en termes de collecte et le traitement des données ne permet pas à ce jour de modéliser la chaîne d'effets découlant de la consommation des ressources métalliques.

En approche simplifiée, il est considéré que la rareté de la ressource est la composante essentielle de la valeur des métaux sur le marché (hypothèse que le coût d'exploitation d'un gisement est négligeable par rapport au coût de la ressource). Le facteur de monétarisation est donc approché par la cotation des métaux dans les bourses des matières premières (London Metal Exchange).

³⁹ CML, Eco-indicateur99.

7.3.3. Coût environnemental externe

Les facteurs de monétarisation étant, en première approche, basés sur le prix des matières premières, le taux d'internalisation est égal à 100% et le coût environnemental externe est donc nul.

7.4. Ressource Eau

7.4.1. Fondements

La ressource eau est disponible sous différentes formes : eau de rivière, eau de lac, eau de mer, eau de pluie, eau de sous-sol.

Globalement, l'eau est une ressource renouvelable. Cependant, localement et/ou périodiquement, et selon le type d'eau, elle peut être épuisable.

En première approche, mais avec toutefois une très faible incertitude, il est considéré que la consommation d'eau de pluie, de rivière, de lac ou de mer par un utilisateur n'entraîne aucun risque de pénurie dans le temps ni n'entraîne d'autres dommages directs ou réactions en chaîne⁴⁰.

En ce qui concerne l'eau de sous sol, deux cas de figure se présentent :

- Dans un contexte où la consommation d'eau est gérée de façon soutenable (stabilité du niveau des nappes phréatiques), il n'y a aucun effet lié à la consommation de cette ressource. C'est le cas dans la plupart des pays nordiques et des régions tempérées, la plus grande partie de l'année en tous cas.
- Dans un contexte où la consommation d'eau n'est pas gérée de façon soutenable, la consommation de cette ressource conduit à des situations de pénurie. Il en découle soit des dommages (santé, perte de productivité), soit des réactions telles que le recours au dessalement de l'eau de mer, auxquelles sont associés des impacts.

Selon le cas, le FM associé à la ressource « eau de sous-sol » sera donc composé de :

- ✕ La valeur monétaire des dommages, ou
- ✕ La valeur monétaire du différentiel d'impacts entre l'activité de dessalement de l'eau de mer (y compris approvisionnement) et l'activité économique abandonnée. Avec les simplifications (voir « 1.3.1.1 Dommage ou réparation du dommage, p.37 ») ce différentiel peut être approché par le coût du dessalement de l'eau de mer.

7.4.2. Coût environnemental total

Dans les situations de pénurie, la valeur retenue est le coût de dessalement de l'eau de mer, ainsi que du transport supplémentaire. Plusieurs sources ont été exploitées : Zhou and Tol (2005), TNO (2005) Metaiche M. & Kettab A. (2005), www.lenntech.com, www.twdb.state.tx.us.

S'il n'y a pas rareté de l'eau, et pour toutes les consommations d'eau prélevées ailleurs que dans les eaux souterraines, le FM est = 0.

Les valeurs ainsi calculées sont de : **0 €₂₀₀₇/ m³ d'eau en quantité suffisante**
0,54 €₂₀₀₇/ m³ d'eau en quantité insuffisante

⁴⁰ Ce faisant, on néglige des impacts tels que les impacts écologiques et les difficultés techniques liées à des variations du débit d'une rivière.

7.4.3. Coût environnemental externe

La préservation de la ressource eau est visée par la redevance « prélèvement » levée par les agences de l'eau. Cette redevance est due par toute personne, publique ou privée, qui soustrait de l'eau au milieu naturel par captage de source, pompage d'eau en rivière ou en nappe.

Cependant, les sommes dégagées sont aussi utilisées par les agences dans le cadre de programmes relatifs, par exemple, au réseau de distribution de l'eau ou à la préservation des captages. Ces redevances ne visent donc pas uniquement à pallier les effets d'une consommation excessive d'eau. En outre, les montants de redevance sont bien inférieurs au facteur de monétarisation retenu pour la consommation d'eau de nappe en zone de pénurie.

Pour ces deux raisons, il est considéré qu'il n'y a pas d'internalisation des coûts des effets de la consommation d'eau en zone de pénurie. Le coût environnemental externe de la consommation d'eau en cas d'insuffisance est donc égal au coût environnemental total.

7.5. *Ressource Sol*

La consommation de la ressource sol s'exprime via les flux élémentaires « occupation du sol » ($m^2 \times an$) et « transformation » du sol (m^2).

La valeur de ces impacts sur la société est directement approchée, respectivement, par le **prix de location** et le **prix de vente** des terrains.

Le taux d'internalisation est de 100% et le coût environnemental externe est donc nul.

8. Nuisances

La définition du terme « nuisances » (disamenity en anglais) n'est pas explicite dans la littérature. Une définition (que nous acceptons) est que les nuisances correspondent aux impacts locaux d'une activité générant des réactions négatives de la part de la population située dans le voisinage immédiat du lieu où l'activité se produit, hors impacts directs sur la santé humaine. Les nuisances résultent le plus souvent des phénomènes de bruit, d'odeur, d'intrusion visuelle ou d'un sentiment accru de risque (par exemple suite à la présence de déchets).

Les nuisances sont des effets à la limite de la classification environnementale / sociale. Elles sont liées à une activité et peuvent ne pas être liées à une mesure physique directe.

En théorie, toutes les activités (industrielles) sont susceptibles de générer des nuisances. Les plus étudiées sont l'activité de transport (désagréments multiples et très locaux) et l'activité de gestion des déchets (qui engendre un sentiment de risque particulièrement important).

8.1. *Nuisances des sites industriels de gestion des déchets*

8.1.1. Fondements

Les sites d'élimination industrielle des déchets peuvent être regroupés en 3 types : CSDU (centre de stockage de déchets ultime), Incinérateur (aussi appelée centre de

valorisation énergétique), Compostage/méthanisation. Les CSDU et incinérateurs sont les plus étudiés du point de vue des nuisances.

Les nuisances occasionnées comprennent généralement : le bruit, les odeurs, le trafic, l'atteinte au paysage, la présence d'animaux...) Elles sont subies par la population concernées et entraînent des dommages (qualité de vie).

Plusieurs méthodes d'évaluation contingente sont utilisées pour estimer le coût des dommages liés à ces nuisances, les plus fréquentes étant :

- La méthode des préférences déclarées qui permet de déterminer le consentement à payer (CAP) pour la fermeture du site de traitement.
- La méthode des prix hédonistes basée sur le prix des habitations dans le périmètre autour du site.

Les études MEDD (2004) et MEDD (2005) fournissent les résultats d'évaluations contingentes (CAP) relatifs à la présence, respectivement, d'un CSDU et d'un incinérateur.

Les résultats bruts relatifs à l'étude d'un site CSDU particulier ont été extrapolés par les auteurs au cas de la France entière. Le calcul est basé sur l'hypothèse que 50 % du coût provient d'un coût fixe résultant de l'existence du site et que les 50% restants sont des coûts variables dépendant du tonnage traité dans chaque site. L'extrapolation est basée sur le nombre de sites et la quantité totale de déchets stockés en France fournis par l'étude ITOM (2000). L'extrapolation ne tient par contre pas compte des différences de densités de population autour des CSDU français.

Il est noter que :

- Les valeurs de consentement à payer recouvrent en partie la pollution atmosphérique (ou d'autres sources d'impacts sur la santé), dont il est peu réaliste de penser qu'elle n'a pas été prise en compte par les personnes interrogées. Il en résulte que les valeurs sont potentiellement surestimées puisque les effets sur la santé sont déjà examinés dans la catégorie « toxicité » (ceci est particulièrement vrai pour les incinérateurs).
- Les résultats bruts fournis par de telles évaluations sont exprimés par équivalent habitant (méthode d'évaluation contingente) ou par site (méthode des prix hédonistes). C'est sous cette forme qu'ils sont le plus robustes. Néanmoins, sur base des caractéristiques de l'installation, ils peuvent être ramenés par tonne de déchet ou par m². Sous cette forme, les résultats ont une validité locale uniquement.

Quelle que soit la méthode d'évaluation, ces coûts sont une estimation des dommages subis et servent donc au facteur de monétarisation du flux élémentaire lié à la nuisance (des quantités de déchets, des m² de site de traitement). On peut considérer un effet moyen plutôt que marginal si l'on considère que le nombre d'installations dépend de la quantité à traiter. L'effet moyen reflète alors bien la moyenne des effets marginaux.

8.1.2. Coût environnemental total

Les valeurs moyennes retenues sur ces bases sont : **1,0 €₂₀₀₇/ t OM eq mise en CSDU**
4,5 €₂₀₀₇ / t OM eq incinérée

L'équivalent en tonne d'OM d'une tonne d'un autre type de déchet est déterminé de façon différente selon que le déchet est mis en CSDU ou incinéré :

- Pour la mise en CSDU, les coûts pourraient être décomposés d'après les contributions des nuisances suivantes :

- *transport des déchets (dépendant du volume) ;
- *odeurs, animaux (lié à la teneur en matière organique).

Dans l'état actuel des développements, le coût des nuisances est calculé à partir du ratio de densités du déchet considéré et des OM.

- Pour l'incinération, les coûts pourraient être décomposés d'après les contributions des nuisances suivantes :

- *transport des déchets (dépendant du volume) ;
- *transport des mâchefers vers CSDU, c'est-à-dire des matières inertes résiduelles (nuisance dépendant de la teneur en inerte) ;
- *durée d'occupation de l'incinérateur par tonne (la capacité de l'incinérateur étant limitée par la quantité de chaleur dégagée, il faut plus de temps pour traiter des déchets à haut PCI ; la nuisance dépend donc du PCI).

Dans l'état actuel des développements, le coût des nuisances est calculé à partir du ratio des PCI du déchet considéré et des OM.

Les effets des nuisances d'autres installations de traitement (compostage, méthanisation), peuvent être établis sur base d'analogies entre sites (perception par les riverains).

8.1.3. Coût environnemental externe

La TGAP appliquée au traitement et stockage des déchets est due par toute personne physique ou morale exploitant :

- une installation de stockage de déchets ménagers et assimilés (ce qui inclut, entre autres, les déchets non dangereux),
- une installation de stockage ou d'élimination de déchets dangereux par incinération, co-incinération, traitement physico-chimique ou biologique, non exclusivement utilisée pour les déchets que l'entreprise produit.

Les dommages environnementaux que cette taxe est censée couvrir ne sont pas clairement identifiés et correspondent vraisemblablement à bien plus que les nuisances causées par l'installation de traitement. Néanmoins, la taxe dépasse largement le coût imputé aux nuisances par quantité de déchet stocké. En fonction de l'objectif visé par l'évaluation environnementale conduite, il peut être considéré qu'il y a internalisation ou non :

- si l'on compte se servir du montant de coûts environnementaux externes pour instaurer une taxe visant à décourager la mise en centre de stockage des déchets ménagers et assimilés, la TGAP appliquée en France constitue une forme d'internalisation ;
- par contre, si la taxe vise une réduction des nuisances, à la fois par un changement de traitement et par l'amélioration du procédé actuel de stockage (avec réduction directe des nuisances associées), alors il faut considérer que la TGAP actuellement appliquée ne remplit pas cet objectif.

L'incinération des déchets ménagers n'est par contre pas visée par une taxe généralisée. Cependant les communes accueillant sur leur territoire une nouvelle installation de traitement (stockage ou incinération) de déchets peuvent lever une taxe de 3 €/t maximum sur les quantités traitées. Cette taxe correspond davantage à une logique d'internalisation des nuisances.

8.2. Nuisances du transport

8.2.1. Fondements

Sous cette appellation sont compris les impacts des transports autres que ceux liés à leurs émissions directes de polluants et la consommation de ressources. Il s'agit ici des accidents, du bruit et de la congestion du trafic et des effets sur la nature et les paysages. Le tableau ci-dessous indique quels impacts locaux sont pris en compte pour le transport par route et par rail.

	Route		Rail	
	Rural	Urbain	Rural	Urbain
Bruit	√	√	√	√
Accidents	√	√		
Nature & paysages	√			√
Effets urbains		√		√
Congestion	√	√		

Deux études majeures ont été conduites sur la détermination de ces coûts :

- INFRAS-IWW (2004), External Costs of Transport – Update study, Zurich/Karlsruhe, 168 p. Mise à jour de l'étude INFRAS-IWW (2000), External Costs of Transport – Accident, Environmental and Congestion Costs of Transport in Western Europe, Zurich/Karlsruhe, 304 p.
- CSSPF (2002), Bilan environnemental des transports en France en 2001, perspectives 2010-2020, Rapport final, 182p.

L'étude CSSPF (2002) consiste en une adaptation des résultats de l'étude INFRAS (version 2000) à la France, et implique certains choix méthodologiques spécifiques au pays se voulant plus pertinents que ceux adoptés par l'étude européenne. L'étude CSSPF (2002) n'a considéré que l'approche moyenne, bien que les études INFRAS aient également développé l'approche marginale.

Le tableau ci-dessous indique les composants repris dans l'établissement des coûts totaux. Les sources exploitées pour l'obtention de ces données varient légèrement entre l'étude CSSPF et l'étude INFRAS.

Effets	Éléments de coûts
Accidents	Coûts additionnels : Soins médicaux, Coûts d'opportunité pour la collectivité, Peine et souffrance
Bruit	Dompage (coûts d'opportunité de la valeur foncière) et santé humaine
Nature & paysage	Coûts de réparation, coûts de compensation
Effets urbains (effet de séparation, rareté de l'espace, intrusion visuelle)	Compensation d'espace pour les bicyclettes
Congestion	Pertes de temps et coûts d'exploitation supplémentaires

Les principaux déterminants méthodologiques et de calcul de l'étude CSSPF sont les suivants :

- Calcul de coûts moyens = ration des coûts nationaux totaux par le volume de trafic.
- Définition des milieux « urbains » et « rase campagne » de la façon suivante :
 - *Milieu urbain (U) : situé entre deux panneaux d'indication d'entrée et de sortie d'une agglomération.
 - *Milieu rase campagne (RC) : situé en dehors de ces panneaux.
- Répartition du trafic en % de t*km entre milieu urbain et rase campagne (Fret route : 22% U et 78% RC, Fret rail : 10% U et 90% RC)
- Pour les accidents : rapport 1:1,4 entre les coûts entre en rase campagne et en urbain.
- Valeurs de la vie humaine : 1,5 millions d'€.
- Les accidents avec poids lourds sont 2,4 fois plus mortels que la moyenne des accidents.
- Pour le bruit : rapport 1:3,5 entre les coûts en rase campagne et en urbain
- Pour la congestion : rapport 1:1,8 entre les coûts en rase campagne et en urbain.

8.2.2. Coût environnemental total

En approche moyenne, nous exploitons l'étude CSSPF et pour l'approche marginale, nous nous basons sur l'étude INFRAS.

Pour le milieu urbain et rural, les coûts marginaux retenus sont respectivement les valeurs maximum et minimum de la gamme des coûts marginaux établis par INFRAS (choix arbitraire, visant à instaurer une distinction urbain/rural, qui n'est considérée par INFRAS dans son approche marginale que pour le bruit).

Les valeurs globales retenues (actualisées et corrigées en fonction de la valeur actuelle de la vie humaine) sont les suivantes.

Approche moyenne	Poids lourds Urbain	0,60 €₂₀₀₇/ véh.km
	Poids lourds Rural	0,33 €₂₀₀₇/ véh.km
	Rail FRET Urbain	5,4 €₂₀₀₇/ véh.km
	Rail FRET Rural	0,67 €₂₀₀₇/ véh.km
Approche marginale	Poids lourds Urbain	0,64 €₂₀₀₇/ véh.km
	Poids lourds Rural	0,12 €₂₀₀₇/ véh.km
	Rail FRET Urbain	0,016 €₂₀₀₇/ véh.km
	Rail FRET Rural	0,0060 €₂₀₀₇/ véh.km

8.2.3. Coût environnemental externe

Le secteur des transports fait l'objet de diverses taxations :

- La taxe sur les carburants (via la TIPP) ;
- les taxes du type taxes d'immatriculation et de circulation, taxe sur l'essieu...

Ces taxes ne visent pas spécifiquement les effets locaux du transport et ne sont donc pas considérées comme des instruments d'internalisation de ces nuisances. Le coût environnemental externe est donc égal au coût environnemental total.

9. Dommages aux structures

9.1. Fondements

Cette catégorie couvre les dommages aux structures autres que ceux dus à la corrosion, qui sont comptés dans la catégorie « acidification ». Elle reprend dès lors uniquement l'encrassement dû aux fumées noires.

La monétarisation des dommages aux structures se base sur les coûts de nettoyage des bâtiments en Grande Bretagne. Le différentiel des impacts entre l'activité de nettoyage et l'activité abandonnée est considéré égal, par simplification, au coût de l'activité de nettoyage.

Une sur-estimation est possible car la salissure des bâtiments n'est pas totalement imputable aux émissions de fumées noires. Cependant l'impact de ces fumées dépasse peut-être la salissure des infrastructures et est donc peut être sous-estimé.

9.2. Coût environnemental total

Dorland (2000), cité dans IVM (2000) indique un coût de nettoyage de l'encrassement dû aux fumées, entièrement imputé aux particules (PM).

Après actualisation, la valeur retenue est de : **0,83 €₂₀₀₇ / kg PM**

Cette valeur est appliquée indistinctement aux différentes catégories de particules (PM 2,5 à PM 10).

9.3. Coût environnemental externe

Les émissions de particules ne sont visées par aucune mesure de type taxe ou système d'allocation de quotas. Il n'y a donc pas d'internalisation des coûts environnementaux liés à cette catégorie et le coût environnemental externe est donc égal au coût environnemental total.

10. Effets sur les cultures

10.1. Approche méthodologique

Outres les phénomènes d'acidification, certaines émissions atmosphériques peuvent avoir effets sur la végétation. Des effets sont spécifiquement ressentis en ce qui concerne les cultures. Les effets suivants ont été identifiés :

- NOx → effet fertilisant sur les cultures

Les retombées de NOx sur les cultures correspond à un apport d'élément fertilisant N, qui permet une économie d'apport d'engrais sous d'autres formes. Cependant, selon l'étude RDC (2006), les apports de l'azote de l'air ne sont globalement pas pris en compte par les agriculteurs français dont l'établissement de leur bilan de fumure (tendance au surdosage)⁴¹. Aucun bénéfice n'est donc tiré de cet effet.

⁴¹ Il y a prise en compte dans les pratiques d'agriculture raisonnée, de précision, mais la proportion de telles pratiques reste mineure.

- Ozone troposphérique

Les fortes concentrations d'ozone troposphérique (smog photochimique) peuvent altérer les mécanismes de photosynthèse et de respiration des plantes en provoquant des lésions dans les tissus des feuilles. En particulier, il est possible d'observer une diminution dans la productivité de certaines variétés d'espèces cultivées (exemple : haricot vert, tomate, pomme de terre, maïs, blé, épinette rouge, érable à sucre et bouleau blanc,...).

L'étude ExternE (NewExt, 2004) a évalué la valeur de ces dommages par unité de COVNM⁴², mais ne précise cependant pas la nature du composé.

10.2. Coût environnemental total et externe

Les effets de fertilisation étant considérés nuls, et le résultat de l'évaluation des effets de l'ozone étant inexploitable, aucun FM n'est retenu à ce jour pour la catégorie d'impact « Effets sur les cultures ».

11. Synthèse des facteurs de monétarisation

Le tableau ci-dessous synthétise les catégories d'effets environnementaux et les nuances à apporter au valeur de base des facteurs de monétarisation.

Catégorie d'effets			Dimension locale ?	Internalisation ?
Acidification de l'air			Faible	Non
Effet de serre	GES concernés par effort de limitation des émissions totales	Objectif Kyoto	Non	Oui
		Objectif CCNUCC 2°C	Non	Non
	GES non concernés par effort de limitation	Coût marginal	Non	Non
		Coût moyen	Non	Non
Destruction de l'ozone stratosphérique			Non	Non
Dégradation de la qualité de l'eau	Eau de surface non destinée à la consommation domestique	Eutrophisation	Oui	Source industrielle ou agricole : Oui
		Eco- toxicité, toxicité humaine	Oui	
		Envasement	Oui	
	Eau destinée à la consommation domestique	Nitrates	Non	Source domestique : Non
		Matières en suspension	Non	
		Pesticides	Non	
		Métaux	Non	

⁴² NMVOC = non methan volatil organic compound.

Catégorie d'effets			Dimension locale ?	Internalisation ?	
Toxicité humaine	Toxicité – particules et aérosols		Oui	Non	
	Toxicité – ozone troposphérique		Oui	Non	
	Toxicité – émissions carcinogènes		Oui	Non	
	Toxicité – émissions non carcinogènes		Oui	Non	
	Toxicité – émissions gazeuses non carcinogènes		Oui	Non	
Toxicité envers les écosystèmes			/	/	
Consommation de ressources naturelles	Ressources énergétiques non renouvelables (fossiles)		Non	Oui	
	Bois et biomasse agricole		Non	Non	
	Minerais et métaux		Non	Oui	
	Ressource eau		Oui	Non	
	Ressource sol	Occupation	Oui	Oui	
		Transformation	Oui	Oui	
Nuisances	Sites industriels de gestion des déchets		CSDU	Oui	Oui/Non
			Incinérateur	Oui	Oui
	Transports	Approche moyenne	Poids lourds Urbain	Oui	Non
			Poids lourds Rural		Non
			Rail FRET Urbain		Non
			Rail FRET Rural		Non
		Approche marginale	Poids lourds Urbain	Oui	Non
			Poids lourds Rural		Non
			Rail FRET Urbain		Non
			Rail FRET Rural		Non
	Dommages aux structures				Non
	Effets sur les cultures				Non

(eq) = équivalent → facteurs de classification à appliquer pour l'extension aux autres flux élémentaires contribuant à l'effet intermédiaire.

TROISIEME PARTIE :

ILLUSTRATIONS DE MISE EN APPLICATION

I. INTRODUCTION

1. Objectifs

Dans cette section, les principes méthodologiques de modélisation et de monétarisation exposés ci avant sont appliqués à deux cas de figure : le recyclage du verre et le recyclage de l'aluminium.

Le **premier objectif** de cette démarche est de « tester » la méthodologie exposée et d'en tirer les enseignements.

Le **second objectif** est de fournir une évaluation chiffrée des coûts et bénéfices environnementaux du recyclage du verre et de l'aluminium. En effet, l'augmentation du taux de recyclage exige des efforts particuliers. Dans ce contexte, il est intéressant de mettre en regard les bénéfices pour la société du recyclage et les efforts financiers que devraient consentir à faire les acteurs publics ou privés pour le permettre.

2. Champ

2.1. Nature de l'évaluation et domaine de validité

L'évaluation porte sur les coûts et bénéfices **environnementaux, externes et internes**.

La décision modélisée est une décision mise en œuvre à partir de 2007. Les données utilisées pour la modélisation (fin de vie, transport, technologies affectées, marchés) sont autant que possible représentatives de la période 2007-2010.

→ les résultats présentés sont valables pour la période 2007-2010.

Les données utilisées pour la **modélisation** (fin de vie, transport, technologies affectées, marchés) sont autant que possible relatives à la France. Les données utilisées pour la **monétarisation** sont autant que possible relatives à la France.

→ les résultats présentés sont valables pour une décision prise en France.

2.2. Résultats chiffrés

Les données brutes servant au calcul sont des facteurs de monétarisation, des données d'inventaire de flux élémentaires et des paramètres de modélisation comprenant au minimum deux chiffres significatifs. Les résultats chiffrés présentés sont donc à considérer avec deux chiffres significatifs. Néanmoins dans les tableaux, les résultats sont présentés arrondis à l'unité, par souci de transparence.

2.3. Limites du système

L'analyse couvre l'ensemble du cycle de vie des produits recyclés et substitués. Les limites du système comprennent les étapes amont du recyclage (transport du centre de regroupement au centre de traitement, prétraitement).

Le système ne comprend pas les étapes de collecte et ne rend donc pas compte du différentiel d'impact entre la collecte sélective et la collecte non sélective du verre ⁴³.

Le système n'a pas été élargi aux répercussions des modalités de la mise en œuvre de la décision pour limiter la complexité du travail. Cette extension reste néanmoins

⁴³ Même si intrinsèquement la collecte devrait être incluse dans le système, elle n'a pas été étudiée afin de limiter l'ampleur de l'étude (les variantes de collecte sont nombreuses et leur modélisation complexe).

recommandable (voir en première partie, le chapitre « 1.6, Prendre en compte les effets liés aux modalités de mise en œuvre de la décision, p.16 »).

3. Méthodologie

3.1. Modélisation

La modélisation obéit aux principes de l'analyse de cycle de vie. Elle consiste à traduire sous forme d'équation l'ensemble des répercussions de la décision. Il s'agit d'identifier quels procédés sont affectés, et dans quelle mesure (via la construction d'un arbre de procédés). Les effets de la décision correspondent au différentiel entre les situations avec et sans la décision.

Les principes théoriques de la modélisation qui ont été suivis dans le cadre de ces applications sont exposés en première partie, au chapitre « I, Principes généraux pour la modélisation, p.11 ».

3.2. Monétarisation des impacts environnementaux

La monétarisation évalue, en unité monétaire, dans quelle mesure la société est affectée par les impacts environnementaux de la décision étudiée.

Les principes théoriques, choix méthodologiques qui sous tendent cette méthode d'évaluation sont exposés dans la deuxième partie du présent rapport, au chapitre « I, Méthodologie de monétarisation, p.33 ».

Les facteurs de monétarisation qui sont appliqués sont ceux exposés dans la deuxième partie du présent rapport, au chapitre « II, Application : détermination de facteurs de monétarisation, p.50 ».

3.3. Logiciel de calcul RangeLCA

Le calcul des résultats est effectué à l'aide du logiciel *RangeLCA* développé par RDC Environnement. Ce logiciel permet de générer des résultats qui rendent compte de la diversité des cas individuels (au lieu de se résumer à une moyenne de cas possibles et à quelques scénarios alternatifs) et ainsi, d'intégrer automatiquement l'analyse de sensibilité des paramètres.

Ceci est rendu possible par l'utilisation de variables aléatoires (avec distributions de probabilités) au lieu de valeurs fixes (dites « typiques ») pour les paramètres de modélisation : pour chaque paramètre pour lequel les données varient fortement, nous prenons l'ensemble des valeurs comprises entre deux valeurs extrêmes connues en attribuant une probabilité d'occurrence à chaque valeur.

II. RECYCLAGE DU VERRE D'EMBALLAGE

1. Contexte

La collecte et le recyclage du verre d'emballage ménager ont débuté en France lors de la seconde crise pétrolière de 1974 et se sont développés rapidement, jusqu'à permettre, en 2005, un taux de collecte sélective de ~55%⁴⁴.

On observe cependant que la croissance de la collecte du verre mixte s'est ralentie (+1% au lieu des + 5% attendus et prévalant il y a quelques années). Cette baisse s'explique en partie par des facteurs liés aux ventes et aux modèles de consommation mais également par le fait que les tonnages supplémentaires d'un gisement sont de plus en plus difficiles à capter.

2. Hypothèses de modélisation

L'unité fonctionnelle modélisée est **le recyclage d'une tonne supplémentaire de verre d'emballage en France**.

2.1. Marché du recyclage

2.1.1. Situation – enjeux

Les caractéristiques du marché du recyclage du verre sont très spécifiques au pays : modes de consommation, présence ou non d'unités de production, présence ou non d'unités de recyclage, performance de collecte sélective.

Le calcin issu de la collecte de verre mixte (vert, blanc, jaune et blanc en mélange) permet la production de verre teinté uniquement, la production de verre blanc nécessitant du calcin blanc.

Il existe en France une demande importante en verre d'emballage teinté en raison de la production importante de vin et de bière, mais on observe la croissance de la part de marché du verre blanc (marketing vins rosés et blancs). A l'heure actuelle, les verriers sont en mesure d'incorporer la totalité du calcin mélangé (pas de tri par couleur). Il est cependant estimé que la capacité d'absorption en calcin mixte des fours verriers sera saturée à l'horizon 2008-2010⁴⁵. En réponse, le tri du verre par couleur (à la source ou par démélange) devra être mis en œuvre pour disposer d'une fraction de calcin blanc et augmenter la consommation de calcin dans les fours producteurs de verre blanc (Fedeverre, 2006).

Actuellement, la production de verre blanc et de verre très légèrement teinté (ensemble environ 30% de la production globale de verre d'emballage) consomme principalement de la matière vierge importée et une petite quantité de calcin importé ou retourné via les industriels consommateurs d'emballages (part estimée à 5%) (Fedeverre, 2006).

2.1.2. Conséquences pour la modélisation

Sur base des données ci-dessus, la situation, en France et à l'horizon 2010, sera probablement telle que les capacités d'absorption de calcin mixte par les fours verriers seront saturées. La production de verre blanc constituera dès lors le seul débouché

⁴⁴ Taux calculé sur base du flux recyclé et du gisement estimé par Verre Avenir. Calculé sur base du gisement contribuant au système d'obligation de reprise, ce taux est de l'ordre de 70%.

⁴⁵ C'est à cet horizon que l'on prévoit d'atteindre l'objectif 60% de recyclage des emballages en verre fixé par la Directive Emballages 2004/12/CE. Actuellement, le taux d'incorporation de calcin (mixte ou non) pour la production de verre (coloré ou non) varie de 10 à 90% (en ce compris le calcin interne). Pour une teinte donnée, ce taux est limité techniquement par la charge en impuretés colorantes.

possible pour toute tonne supplémentaire de verre qui serait collectée en vue de son recyclage⁴⁶. Toute tonne de calcin supplémentaire valorisée se substituera dès lors aux matières premières vierges nécessaires à la production de verre blanc.

La situation « moyenne » sera telle que le calcin blanc sera utilisé pour toutes les teintes pour lesquelles le taux d'incorporation de calcin non trié est limité par la teneur en Cr III, notamment les teintes jaunes et feuille morte⁴⁷.

2.2. Collecte, Tri et Démélange

2.2.1. Situation - enjeux

En France, La proportion de verre blanc dans le verre d'emballage est de 32% (ADEME- Eco-Emballages, 2002). Il existe 2 modes principaux d'obtention du verre séparé par couleur :

- Collecte sélective par couleur (tri) à la source complétée par un traitement d'affinage du verre brut incolore en centre de traitement (épuration)
- Collecte en mélange traitée par procédé de tri intégré par couleur (démélange).

Selon ADEME-Eco-Emballages (2002), la confrontation des 2 options (en projets pilotes) désigne la collecte par couleur avec tri à la source comme la plus performante pour les aspects techniques et économiques. Du point de vue technique, l'option « tri à la source + épuration » autorise en effet un taux de récupération du verre incolore de 75%, contre 30% en option de démélange. Elle serait également moins chère. La voie du démélange présente cependant des avantages certains vis-à-vis des verriers : concentration des ressources chez un opérateur unique (les traiteurs de calcin) qui peut mieux contrôler la qualité, perspective opérationnelle à court terme, perspective de développement à long terme.

1 t de verre collecté sélectivement contient de 4 à 8% en poids de résidus. Il s'agit d'eau, de plastiques, de papiers, d'aluminium et d'inertes (vitrocéramiques, fines). L'eau ainsi collectée est envoyée en station de traitement. Les fines peuvent être valorisées dans des applications telles que le ciment de verre. Les autres déchets sont acheminés en élimination finale.

La chaîne de transport et de traitement du verre destiné au recyclage est la suivante : ménages → collecte sélective → centre de regroupement → centre de traitement (tri, démélange) → fours

2.2.2. Conséquences pour la modélisation

Nous retenons l'option de tri du verre par démélange, qui est celle, selon Fedeverre, qui a le plus de probabilité d'être mise en œuvre à court terme. Le recyclage d'une tonne supplémentaire de verre d'emballage implique dès lors :

- La collecte, et le tri (tri manuel, par aimantation par courant de Foucault, optique), de **1/I** tonne de verre creux d'emballage (ou I = taux d'impureté)
- Le démélange de **1/(B*R)** tonne de calcin mixte, où
 - ×B est la proportion de verre blanc dans le verre collecté sélectivement⁴⁸ (32%).

⁴⁶ On peut imaginer que d'autres valorisations seront sollicitées, mais à plus long terme. Pour le moment, la demande en calcin pour la production de verre d'emballage incolore reste la plus forte

⁴⁷ Ceci aussi du fait que la présence résiduelle inévitable de verre coloré dans le calcin blanc limite son utilisation dans la production de verre blanc en fonction de la pureté de teinte demandée par les clients.

⁴⁸ Collecté par point d'apport volontaire ou par porte à porte, séparément de la collecte des ordures ménagères résiduelles.

- *R est le taux de récupération du verre incolore. Selon les expériences pilotes menées (ADEME, Eco-Emballages, 2002), ce taux est de 30%. Compte tenu des évolutions technologiques, il est probable que cette performance s'améliore. Le taux retenu est de 45%.

Concernant le tri des impuretés et en vertu de la règle du « cut-off » nous négligeons le fait qu'en cas de collecte sélective du verre, les fines puissent être valorisées, alors qu'elles aboutissent sinon en élimination finale.

La décision de recycler influe sur la demande totale (croissante) en opération de tri et démélange du calcin. Les technologies modélisées sont dès lors des technologies de dernière génération. Faute de données disponibles (la technologie n'est pas encore appliquée en situation réelle), les consommations énergétiques de l'opération de démélange du calcin sont approchées par celles des opérations de tri des impuretés du calcin : les opérations de tri et de démélange consomment, conjointement, de l'ordre de 6 kWh/t triée et démélangée (Fedeverre, 2006).

Concernant le transport, les données suivantes sont retenues (Fedeverre, 2006) :

- centre de regroupement → site de traitement : distance de 250 km et camion de 18 t
- site de traitement → site de production de verre : distance de 20 km et camions 24 t.

2.3. Production de verre creux – Matières premières

2.3.1. Situation - enjeux

Les matières premières **vierges** principales pour la production du verre sont : des sables à plus de 99 % de SiO₂, du carbonate de sodium, du calcaire, du feldspath (+ quelques éléments mineurs pour ajustement de l'état d'oxydoréduction et pour correction de teinte).

Le calcin est une matière première de la production verrière. Un kg de calcin se substitue à 1,18 kg de matières premières vierges. En effet, 1 kg de calcin permet de refaire 1 kg de verre, alors qu'il faut 1,175 kg de matières premières vierges pour produire 1 kg de verre (la différence s'explique essentiellement par la perte de CO₂ due à la décomposition des carbonates).

Le tableau ci-dessous indique la composition moyenne théorique du verre **blanc** s'il était composé uniquement de matières premières vierges. Ces données sont le résultat d'un calcul basé sur la composition moyenne du verre blanc⁴⁹ et corrigé sur base des caractéristiques spécifiques de la production de verre blanc en France.

Matières premières	Pour 1 t de verre blanc avec 100% de MPV	
	kg de MPV	% en poids
Sable siliceux	669	57 %
Carbonate de soude	196	17 %
Calcaire	254	22 %
Feldspath	61	5 %
Total	1180	100%
	Pertes au feu ⁵⁰	18 %

MP(V) : Matières premières (vierges)

⁴⁹ Source : Hischier (2004), basé sur Plinke & al. (2000)

⁵⁰ Pertes en masse liées aux émissions de CO₂ lors de la combustion des carbonates

Les sources courantes d'approvisionnement des matières premières sont les suivantes (Fedeverre, 2006) :

- Sable – carrières en France (peu nombreuses) ;
- Carbonate de sodium – source industrielle française ou carrières d'autres pays (US, Turquie...);
- Calcaire – sources essentiellement locales ;
- Feldspath – sources internationales (Canada, Norvège...).

Le sable, le calcaire et le feldspath sont des matières brutes qui ne subissent pratiquement pas de transformation après extraction. Par contre le carbonate de soude est issu d'un procédé produisant également du chlorure de calcium CaCl_2 et qui consomme une quantité importante d'énergie thermique⁵¹.

2.3.2. Conséquences pour la modélisation

L'approvisionnement des matières premières est modélisé en considérant du transport camion, un taux de retour à vide de 50% et une distance moyenne de 100 km pour le calcaire et de 400 km pour les autres matières.

La préparation du carbonate de sodium est effectuée via le procédé Solvay, procédé de production dominant sur le marché européen. Ce procédé délivre deux co-produits : Na_2CO_3 et CaCl_2 .

Althaus & al (2004), considère une base économique⁵² pour l'allocation des consommations et émissions de ce procédé aux co-produits, ce qui revient à imputer 33% des impacts au Na_2CO_3 et 67% au CaCl_2 . Selon Wesnoes & Weidema, B (2006) cependant, le CaCl_2 est un sous-produit peu valorisé, fréquemment éliminé en CSDU et il faut donc allouer 100% des impacts au Na_2CO_3 . L'industriel Solvay confirme que le CaCl_2 obtenu est difficile à écouler.

Cette dernière option est considérée (l'influence de ce choix est mise en évidence en analyse de sensibilité).

2.4. Production de verre creux – Fusion

2.4.1. Situation – enjeux

L'énergie requise pour la fusion du calcin étant moindre que celle requise pour la fusion de la silice (la température à maintenir dans le four est pratiquement similaire, mais on évite la réaction, endothermique, de formation de silicate à partir de sable et de carbonate de soude), l'incorporation de calcin dans les fours verriers permet une réduction de consommation énergétique : - 2,5% par 10% de calcin entrant dans la composition du verre ⁵³ (EC 2000).

Les performances des fours verriers sont très variables, selon la technologie utilisée. En ce qui concerne les fours verriers susceptibles d'utiliser le calcin de la collecte sélective auprès des ménages, la consommation d'énergie varie de 4,0 à 5,0 GJ par tonne de verre produite (valeurs de consommation spécifiques, corrigées à 50% de calcin, Fedeverre, 2006). Cette consommation correspond à une situation moyenne, soit une

⁵¹ $2 \text{NaCl} + \text{CaCO}_3 \rightarrow \text{Na}_2\text{CO}_3 + \text{CaCl}_2$

⁵² Les normes ISO relatives aux ACV recommandent de privilégier les relations physiques aux relations économiques ou autres. Néanmoins, compte tenu de l'influence dominante de l'énergie tant sur les impacts environnementaux que sur le prix des co-produits, l'allocation sur base économique est pertinente.

⁵³ Les premiers pour-cent de calcin ont une influence plus importante en terme d'économie mais pour des taux d'incorporation compris entre 40 et 60% une approximation linéaire rend bien compte de la réalité. Au-delà, l'ampleur des réductions est fonction décroissante du taux d'incorporation de calcin.

situation où les fours incorporent en moyenne de 40 à 60% de calcin. En corrigeant les données moyennes par ce taux de calcin, la consommation d'un four théorique ne consommant que des matières premières vierges varie dès lors de 4,6 à 6,3 MJ/t.

Les fours verriers modernes sont construits de façon à pouvoir consommer tant du fioul que du gaz naturel.

L'incorporation évite également les émissions liées à la manipulation et à la combustion des matières premières vierges mais implique celles liées à la manipulation et combustion de calcin.

2.4.2. Conséquences pour la modélisation

La décision de recycler n'influe pas sur la demande totale en production de verre blanc creux d'emballage. Le mix de technologies de production modélisées correspond dès lors à la situation moyenne actuelle⁵⁴.

De même en ce qui concerne le mix d'énergie thermique consommé : 45% de la production de verre issue de fours utilisant du gaz naturel et le reste issu de fours alimentés en fioul (Fedeverre, 2006).

Le différentiel modélisé comprend :

- Impacts évités liés à :
 - ✗ consommation de 25%⁵⁵ de l'énergie primaire nécessaire ;
 - ✗ extraction et transport des matières premières vierges nécessaires ;
 - ✗ préparation des matières vierges (carbonate de sodium) nécessaires ;
 - ✗ décomposition des matières premières vierges : CO₂ (des carbonates) ;
 - ✗ manipulation des matières premières vierges (poussières).
- Impacts engendrés : aucun

Il ne comprend pas :

- Impacts évités :
 - ✗ Emissions de la décomposition des matières premières vierges autres que CO₂
 - ✗ Emissions de particules lors de manipulation des matières premières vierges.
- Impacts engendrés :
 - ✗ Emissions dans l'air liées à la fusion du calcin⁵⁶,
 - ✗ Emissions de particules lors de manipulation du calcin (poussières).

2.5. Les technologies de production d'énergie thermique

2.5.1. Situation – enjeux

La décision de recycler du verre, permettant des économies d'énergie thermique, influe sur la demande d'énergie.

La situation du marché de l'énergie thermique est la suivante : marché national, demande croissante⁵⁷ (globalement et spécifiquement pour la production de verre creux), pas de tradition planificatrice. Les prévisions quant à l'approvisionnement national

⁵⁴ On peut raisonnablement poser, eu égard à la durée de vie des fours verriers, que les installations en opération actuellement sont représentatives des installations en opération en 2010.

⁵⁵ 2,5% d'énergie économisée par 10% de calcin en substitution.

⁵⁶ En ce qui concerne les émissions de métaux lourds dans l'air (hors émissions dues à la combustion du gaz et du fioul), dès lors qu'elles sont imputables tant aux matières premières vierges qu'au calcin, augmenter le taux de calcin ne diminue pas ces émissions.

⁵⁷ Le marché se maintenant à ~1% de croissance (Fedeverre, 2006).

en énergie thermique n'étant pas accessibles, nous considérons par défaut que l'offre est élastique. Par conséquent, toute variation de la consommation en fioul/gaz naturel du secteur verrier se traduit par une variation de l'offre en fioul/gaz naturel sur le marché.

Les nouvelles générations de fours verriers sont conçues de façon à pouvoir consommer indifféremment du fioul ou du gaz naturel, afin de s'adapter à l'évolution du marché (local) de l'énergie thermique.

2.5.2. Conséquences pour la modélisation

Le mix énergétique thermique que le recyclage du verre permet d'économiser est celui des fours actuels, soit approximativement 45% de la production de verre issus de fours utilisant du gaz naturel et 55% issus de fours alimentés en fioul.

2.6. *Les technologies de production d'énergie électrique*

2.6.1. Situation – enjeux

La décision de recycler du verre entraîne des variations de consommation en énergie électrique (via l'économie de matières premières, via la mise en place d'opération de tri-démélange).

2.6.2. Conséquences pour la modélisation

Selon une approche de modélisation « basée sur le marché » (voir en première partie, le chapitre « II.2.1, Production électrique, p.22 »), le mix retenu pour les technologies de production de l'énergie électrique consommée par le secteur industriel est composé de 100% de centrales au gaz.

Par souci de comparaison avec d'autres études, l'approche moyenne considère le mix électrique français moyen.

2.7. *Les technologies d'élimination*

2.7.1. Situation – enjeux

La décision de recycler influe sur la quantité globale de déchets destinés à l'élimination.

En France, l'élimination des fractions de déchets collectées non sélectivement est un service pour lequel la demande est globalement en croissance.

L'élimination est effectuée par incinération ou par stockage en CSDU. La technologie (ou les proportions de ces deux technologies) qui sera affectée par une variation de la demande est fonction de plusieurs facteurs (voir en première partie, le chapitre « II.4.1, Elimination – Détermination des technologies en jeu, p.26 »).

Compte tenu de l'horizon de l'étude (2010) et de la difficulté actuelle rencontrée en France pour l'installation de nouvelles capacités de traitement (on va plutôt jouer sur les capacités des installations existantes), la technologie marginale d'élimination est proche de la situation moyenne.

2.7.2. Conséquences pour la modélisation

La technologie d'élimination considérée est composée de 47% de CSDU et 53% d'incinération (proportions de capacité des installations de traitement des déchets ménagers et assimilés en France (2005)). Notons que ce choix de modélisation est peu impactant dans le cas du verre, celui-ci étant incombustible.

3. Résultats

- Les résultats sont exprimés en €₂₀₀₇ par unité fonctionnelle.
- Ils calculent le « **coût environnemental total** » et le « **coût environnemental externe** ».
- Une valeur positive indique un coût pour la société et une valeur négative indique un bénéfice pour la société
- Les résultats sont présentés dans l'ordre suivant :
 - 1) Description du modèle : phases et variantes méthodologiques de modélisation
 - 2) Calcul du modèle → Résultats selon les variantes méthodologiques de modélisation
 - 3) Calcul du modèle → Résultats détaillés selon la variante de modélisation retenue
 - *Sensibilité aux paramètres variables
 - *Contribution des phases, des catégories d'effets intermédiaires

3.1. Modèle

3.1.1. Phases

Le modèle correspondant à la décision de recycler une tonne supplémentaire de verre se décompose en plusieurs parties (des phases). Elles correspondent soit à des effets engendrés par la décision (et sont alors comptabilisées positivement), soit à des effets évités. Elles sont décrites dans le tableau ci-dessous.

Phase	Description
Élimination du verre, évitée	Élimination du verre en CSDU et/ou incinérateur, évitée suite à son recyclage.
Approvisionnement du calcin	Transport du calcin depuis les centres de regroupement (des collectes sélectives) vers les centres de traitement.
Tri & démélange du calcin	Opération de tri & démélange du calcin, Transport du calcin trié et démélangé, des centres de traitement vers les fours.
Approvisionnement de MP de charge, évité	Extraction et transport des matières premières vierges de charge pour la production du verre (sable, carbonate de sodium, calcaire, feldspath), évités grâce à la substitution de ces matières par le calcin à recycler.
Décomposition de MP de charge, évitée	Décomposition dans les fours des matières premières vierges de charge (carbonates), évitée grâce à la substitution de ces matières par le calcin à recycler.
Approvisionnement et combustion des combustibles, évités	Extraction, transport et combustion dans les installations verrières des combustibles (gaz et fioul), évités grâce aux économies d'énergie suite à la substitution de matières premières vierges par le calcin à recycler.

3.1.2. Variantes de modélisation

Ainsi qu'exposé au chapitre « II.2, Hypothèses de modélisation, p.89 », plusieurs variantes de modélisation ont été considérées.

- Modélisation « basée sur le marché » ou modélisation moyenne. Les éléments du modèle qui sont concernés par ces variantes sont :

	Modélisation « basée sur le marché »	Modélisation moyenne
Technologie de production électrique	100% gaz naturel	Mix moyen français
Nuisances du transport	Valeurs correspondantes des facteurs de monétarisation (voir « 8.2, Nuisances du transport », p80)	

- Allocation des impacts de la production de **Na₂CO₃** : deux variantes sont envisagées en ce qui concerne l'allocation entre le Na₂CO₃ et le CaCl₂ des impacts de leur procédé de production conjointe : 100% ou 33% d'allocation au Na₂CO₃.
- Valeur du facteur de monétarisation des effets de réchauffement climatique : coût de prévention correspondant à objectif Kyoto, à la valeur haute et à la valeur basse de l'objectif de Durabilité CCNUCC (voir en deuxième partie, le chapitre « II.2, Effet de serre, p.53 »).
- Degré d'internalisation du coût environnemental de l'émission des GES.

3.2. Résultats selon les variantes méthodologiques de modélisation

Les résultats moyens selon les combinaisons des deux premières variantes sont indiqués ci-dessous.

3.2.1. Combinaison des variantes

Coût environnemental résultant du recyclage, en France, d'une tonne supplémentaire de verre d'emballage		Part des impacts du procédé Solvay alloués au co-produit Na₂CO₃		
		33%	100%	
		Valeur économique du Na ₂ CO ₃ = 2 fois celle du CaCl ₂	Valeur économique nulle du CaCl ₂	
En €₂₀₀₇/t				
Approche de modélisation	Basée sur le marché	-59	-108	Coût environnemental total
	Moyenne	-68	-119	
	Basée sur le marché	-30	-57	Coût environnemental externe
	Moyenne	-38	-67	

Dans tous les cas, le recyclage du verre se traduit par un bénéfice environnemental pour la société.

Le calcul des résultats du modèle montre une forte sensibilité à l'hypothèse d'allocation des impacts de la production de Na₂CO₃, et une sensibilité moindre à la variante de modélisation.

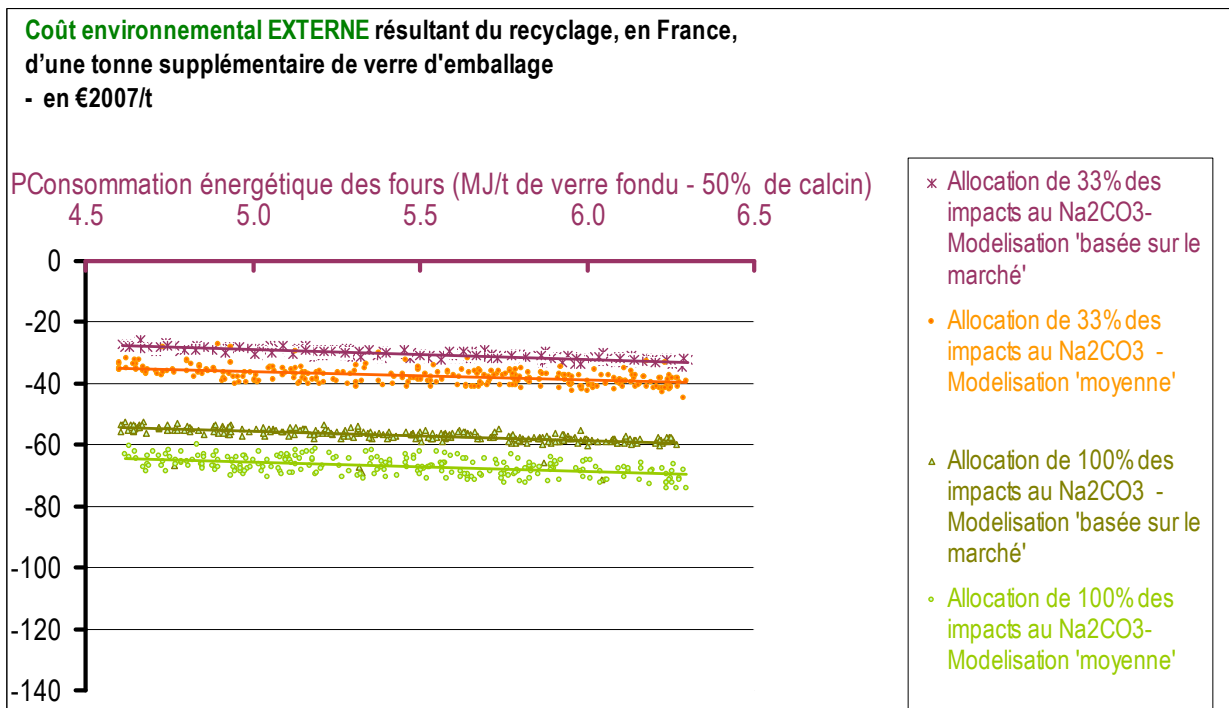
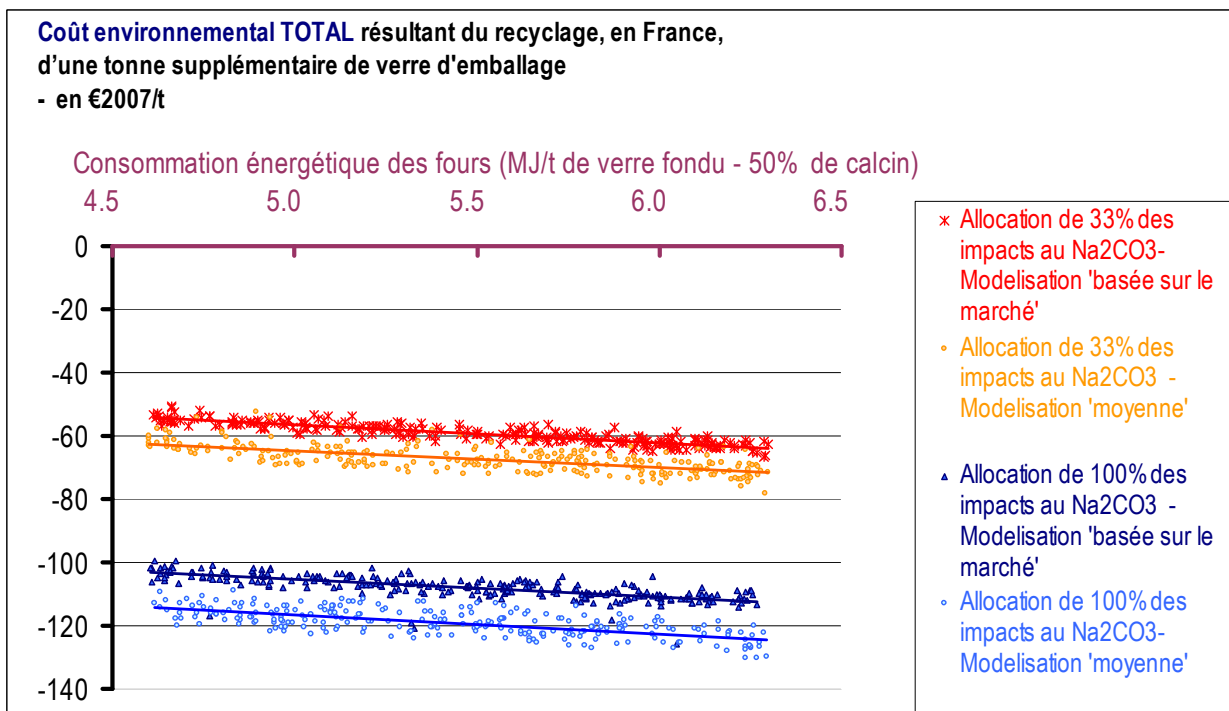
Les graphiques ci-dessous sont le résultat de 1000 itérations de calculs combinant les variantes de modélisation ci-dessus, présentés en fonction du paramètre de consommation énergétique des fours verriers. Les points ont été classés en 4 séries correspondant aux combinaisons méthodologiques du tableau ci-dessus.

On observe nettement l'influence de l'hypothèse d'allocation des impacts de la production de Na₂CO₃ entre ce produit et son co-produit, le CaCl₂ (les nuages de points

sont tout à fait distincts). Elle est plus marquée pour les enjeux environnementaux totaux que pour les enjeux environnementaux externes, en lien avec la contribution importante des effets de la consommation de ressources énergétiques et de l'émission de gaz à effet de serre, en grande partie internalisés.

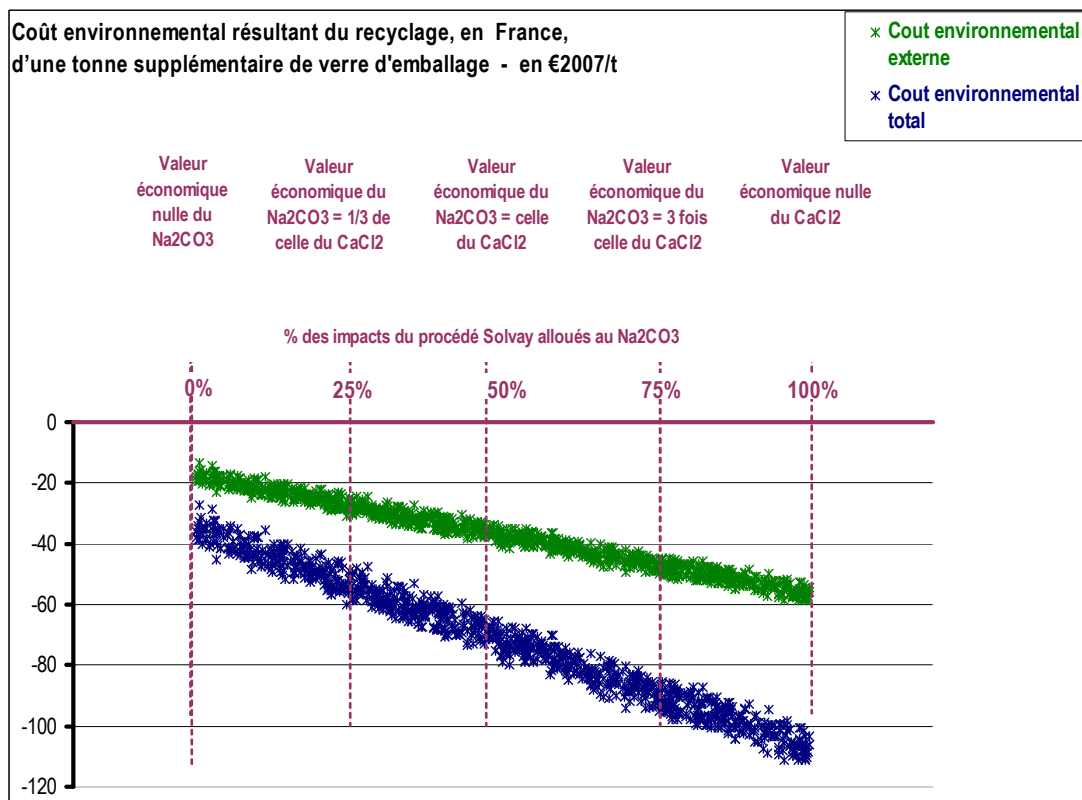
La variante de modélisation influence aussi les résultats (dans ce cas, la modélisation moyenne attribue davantage de bénéfice au recyclage, par le biais des nuisances du transport de matières premières évitées – la valeur de ces nuisances est plus importantes selon l'approche moyenne dans le cas du transport rural).

La dispersion restante correspond à la variabilité de valeur accordée à d'autres paramètres de modélisation (taux de verre blanc dans le calcin collecté, taux de récupération du calcin blanc par démélange, pourcentage des fours au gaz/charbon...).



3.2.2. Allocation des impacts de la production de Na_2CO_3

Compte tenu de son influence majeure, le paramètre d'allocation des impacts du procédé Solvay aux coproduits Na_2CO_3 et CaCl_2 a fait l'objet d'une analyse de sensibilité spécifique (pour une approche de modélisation « basée sur le marché ») :



La valeur économique du CaCl_2 influence donc de façon déterminante les résultats.

3.2.3. Variantes d'internalisation des impacts des émissions de gaz à effet de serre

Le tableau ci-dessous indique la valeur des résultats selon les variantes de la valeur du facteur de monétarisation (FM) des gaz à effet de serre, dans le cas d'une modélisation « basée sur le marché » et d'une allocation de 100% des impacts de la production de Na_2CO_3 à ce produit.

Coût environnemental du recyclage d'une tonne de verre		Total	Externe		
			0% internalisation pour tous GES	100% internalisation pour CO_2 , 0% pour autres GES	100% internalisation pour tous GES
Objectif Kyoto	20 €/t CO_2	-108	-71	-57	-56
Objectif Durabilité, valeur basse	50 €/t CO_2	-129	-93	-57	-56
Objectif Durabilité, valeur haute	96 €/t CO_2	-163	-126	-58	-56

La valeur du FM influence fortement la valeur du coût environnemental total et la valeur de coût environnemental externe en cas d'internalisation nulle (cette dernière situation est peu probable). Par contre, si le degré d'internalisation est fort, la valeur du FM influence peu les résultats.

L'influence d'une internalisation des effets de la totalité des GES en sus de ceux du CO₂ n'influence que faiblement la valeur du coût environnemental externe.

3.3. Résultats détaillés selon la variante méthodologique de modélisation retenue

L'analyse fine des résultats effectuée ci-après est effectuée pour les variantes suivantes des hypothèses de modélisation :

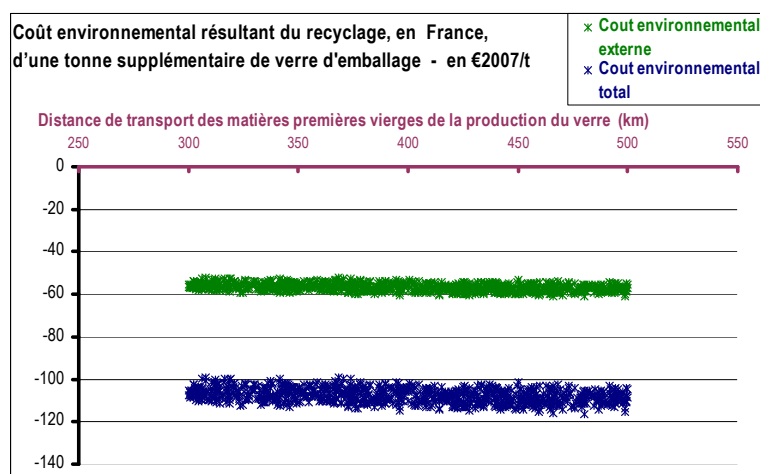
- Modélisation « basée sur le marché » ;
- FM des gaz à effet de serre égal au coût de prévention correspondant à l'objectif de Kyoto ;
- Taux d'internalisation des coûts environnementaux des émissions de GES de 100% pour le CO₂ et de 0% pour les autres GES ;
- Allocation de 100% des impacts de la production de Na₂CO₃ à ce produit.

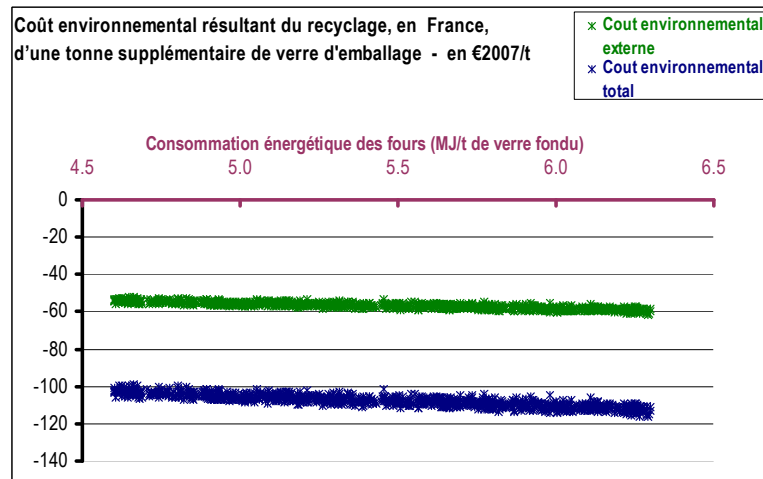
3.3.1. Sensibilité aux paramètres variables

Le tableau ci-dessous indique l'influence d'une variation réaliste des paramètres du modèle sur le résultat (coût environnemental total ou externe).

Paramètre	Influence
Consommation énergétique du four (MJ/kg)	forte
Distance de transport des MP vierges, hors dolomie (300 à 500)	moyenne
% d'économie de consommation énergétique liée à l'incorporation de calcin	faible
Proportions des fours opérant au mazout/gaz naturel	faible
Distance du centre de regroupement au centre de traitement	faible
Proportion de verre blanc dans le calcin	très faible
Distance de transport de la MP vierge dolomie	très faible
Taux de récupération du verre blanc en démélange	très faible
Km de Traitement à Production verre	très faible
Ratio calcin / fraction « verre creux » collectée sélectivement	très faible

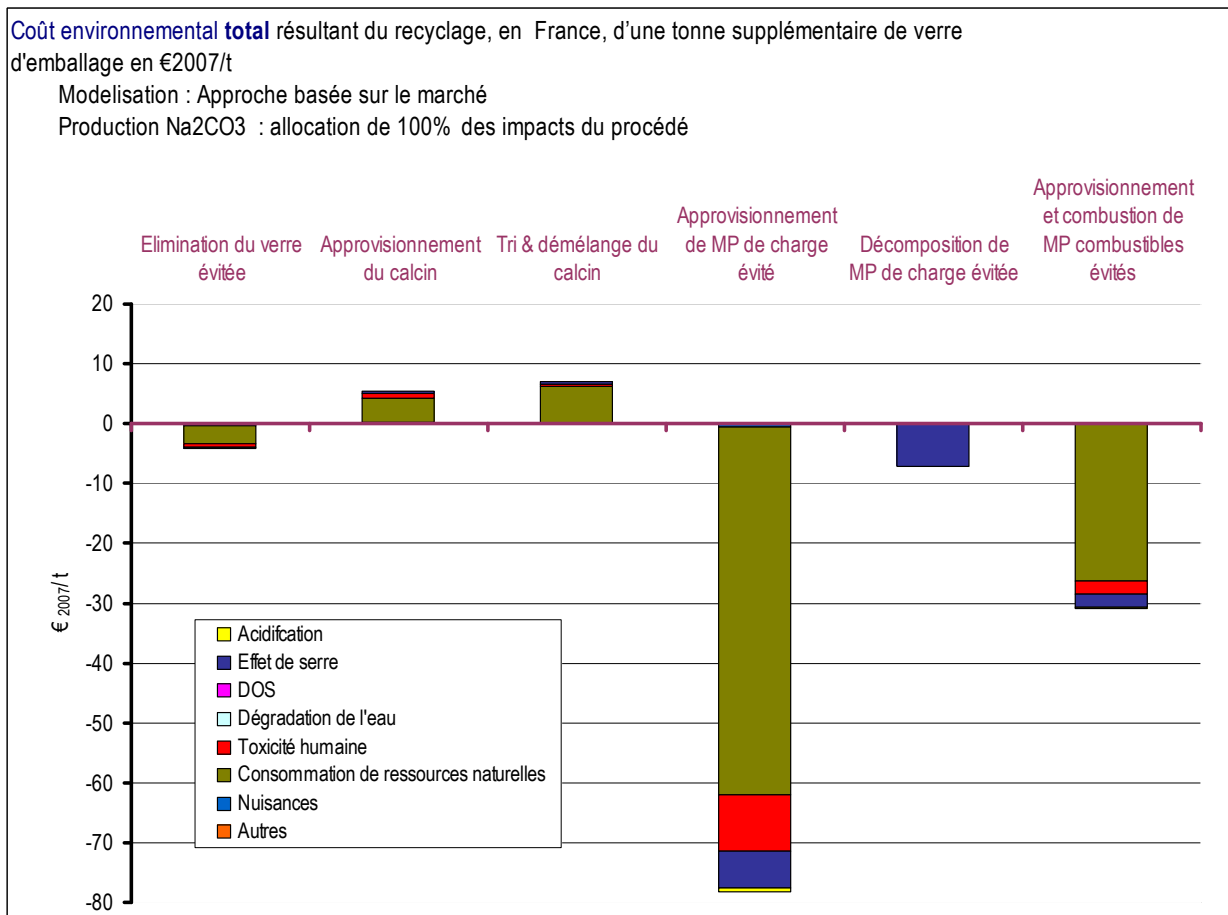
Les graphiques ci-dessus illustrent la variation des résultats aux deux paramètres ayant le plus d'influence.





3.3.2. Contribution des phases, des catégories d'effets intermédiaires

La figure ci-dessous indique la contribution de ces phases au bilan environnemental total de la décision de recycler une tonne supplémentaire de verre, détaillé selon la contribution des catégories d'effets intermédiaires.



Le tableau ci-dessous reprend les valeurs chiffrées (contribution et valeur absolue) correspondant à cette figure. Les commentaires indiquent quelles sont les émissions principalement responsables de l'effet.

Nb : les pourcentages sont calculés par rapport au score total, composé de contributions positives et négatives. Ceci explique que les contributions peuvent être de signe positif ou négatif, et peuvent être supérieures à 100%.

Contribution au Coût environnemental total du recyclage d'une tonne de verre d'emballage 1/tonne	Acidification	Effet de serre	DOS	Dégradation de l'eau	Toxicité humaine	Consommation de ressources naturelles	Nuisances	Autres	TOTAL
Elimination du verre évitée	0%	0%	0%	0%	1%	3%	0%	0%	4%
Approvisionnement du calcin	0%	0%	0%	0%	-1%	-4%	0%	0%	-5%
Tri & démélange du calcin	0%	0%	0%	0%	0%	-6%	0%	0%	-7%
Approvisionnement de MP de charge évité	1%	6%	0%	0%	9%	57%	0%	0%	72%
Décomposition de MP de charge évitée	0%	7%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	7%
Approvisionnement et combustion de MP combustibles évités	0%	2%	0%	0%	2%	24%	0%	0%	29%
TOTAL	1%	14%	0%	0%	10%	75%	1%	0%	100%

Coût environnemental total du recyclage d'une tonne de verre d'emballage 1/tonne	Acidification	Effet de serre	DOS	Dégradation de l'eau	Toxicité humaine	Consommation de ressources naturelles	Nuisances	Autres	TOTAL
Elimination du verre évitée	0	0	0	0	1	3	0	0	4
Approvisionnement du calcin	0	0	0	0	1	4	0	0	5
Tri & démélange du calcin	0	1	0	0	0	6	0	0	7
Approvisionnement de MP de charge évité	1	6	0	0	9	62	0	0	78
Décomposition de MP de charge évitée	0	7	0	0	0	0	0	0	7
Approvisionnement et combustion de MP combustibles évités	0	2	0	0	2	26	0	0	31
TOTAL	1	15	0	0	11	80	1	0	108

plus de 20% 11 à 20% 6 à 10% 3 à 5% moins de 3%

Emissions de CO2 liées,
- à la combustion des porteurs fossiles pour la production de Na2CO3
- à la combustion du carburant pour l'extraction de sable
- à la combustion du carburant pour

Essentiellement : émissions de SOx, de NOx, de la combustion du fioul (et du gaz naturel)

Essentiellement : émissions de NH3, de NOx, particules, Pb de la production de Na2 CO3
Ensuite : émissions de SOx liées à la combustion du carburant pour l'extraction de sable

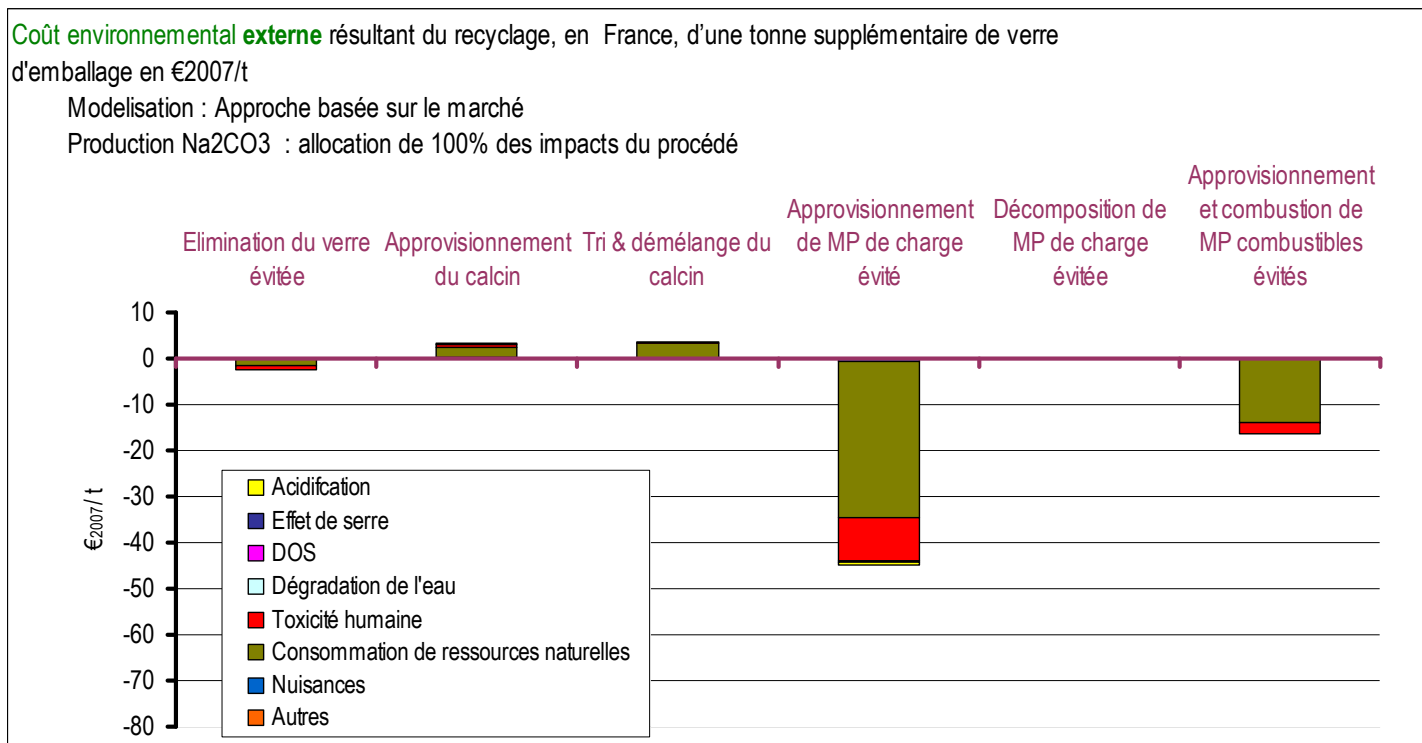
Essentiellement : émissions de SOx, de NOx, de la combustion du fioul (et du gaz naturel)

Consommation de ressources fossiles pour la production de Na2CO3 surtout, puis pour le diesel du transport de l'ensemble des MP de charge

Essentiellement : consommation de ressources fossiles pour la production de carburant (diesel)

Essentiellement : consommation de ressources fossiles pour la production de chaleur nécessaire à la fusion des MP de charge

La figure ci-dessous indique la contribution des différentes phases au bilan **environnemental externe** de la décision de recycler une tonne supplémentaire de verre d'emballage, détaillé selon la contribution des catégories d'effets intermédiaires.



Le tableau ci-dessous reprend les valeurs chiffrées correspondant à cette figure (se référer aux commentaires du tableau équivalent pour le **coût environnemental externe** pour l'indication des émissions principalement responsables de l'effet).

Coût environnemental externe du recyclage d'une tonne de verre d'emballage €/tonne	Acidification	Effet de serre	DOS	Dégradation de l'eau	Toxicité humaine	Consommation de ressources naturelles	Nuisances	Autres	TOTAL
Elimination du verre évitée	- 0	- 0	- 0	- 0	- 1	- 2	-	- 0	- 2
Approvisionnement du calcin	0	0	-	0	1	2	0	0	3
Tri & démélange du calcin	0	0	0	0	0	3	-	0	4
Approvisionnement de MP de charge évité	- 1	- 0	- 0	- 0	- 9	- 34	- 0	- 0	- 45
Décomposition de MP de charge évitée	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Approvisionnement et combustion de MP combustibles évités	- 0	- 0	- 0	- 0	- 2	- 14	-	- 0	- 16
TOTAL	- 1	- 0	- 0	- 0	- 11	- 44	- 0	- 0	- 57

plus de 20% 10 à 20% 6 à 10% 3 à 5% moins de 3%

4. Conclusions quant à l'intérêt de recycler le verre

- Le recyclage d'une tonne supplémentaire de verre en France correspond à un bénéfice environnemental total variant de 59 à 120 € la tonne. Ne considérant que les externalités environnementales, ce bénéfice est ramené à une gamme variant de 30 à 67 € la tonne.

- La cause principale de variation est liée à l'allocation des impacts de la production de Na_2CO_3 (matière première de charge à laquelle se substitue le calcin) entre ce produit et son co-produit CaCl_2 . Le choix pertinent repose sur la valeur économique du CaCl_2 , et donc du type de filière de production (qualité recherchée). Compte tenu des informations récentes fournies par les industriels (Solvay), nous recommandons de considérer, pour la filière verre en tous cas, une valeur économique nulle du CaCl_2 .

L'option méthodologique de modélisation (« moyenne » ou « basée sur le marché ») est une deuxième cause de variation. Dans le cadre de l'évaluation des conséquences découlant d'une décision hypothétique, nous recommandons d'utiliser l'approche « basée sur le marché ».

Dès lors, nous retenons comme résultats, la valeur de 108 €/t pour le coût environnemental total et de 57 €/t pour le coût environnemental externe (voir tableau p96).

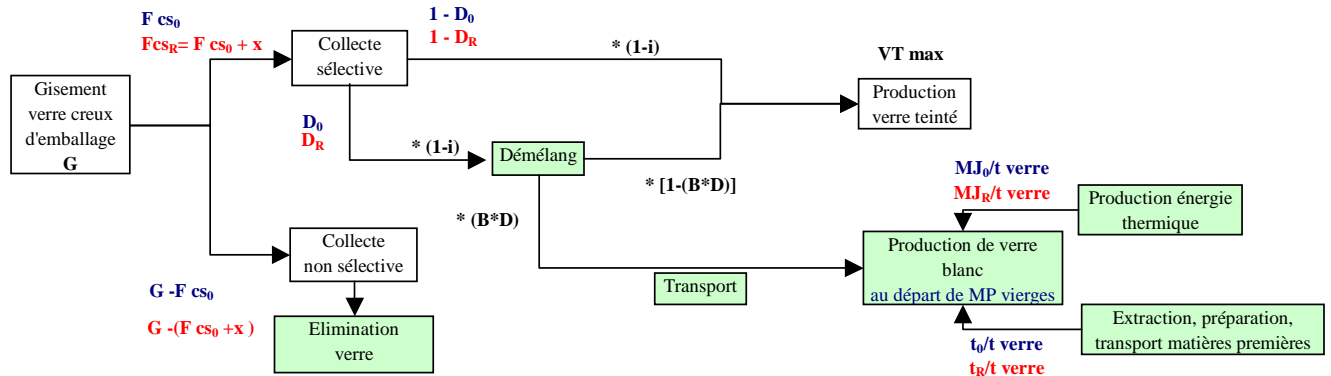
Ces valeurs sont amenées à, respectivement, 163 € et 58 € si l'on considère, en analyse de sensibilité, un objectif ambitieux de réduction des GES.

- Du point de vue environnemental total, le bénéfice provient en majeure partie :
 - *de l'économie de matières premières de charge (72%)
 - *et de l'économie de matières premières combustibles (29%).

Les économies de MP de charge impactent favorablement le bilan environnemental surtout via les enjeux de « consommation de ressources naturelles », et ensuite via les enjeux de « toxicité humaine » et d'« effet de serre » (combustion directe et combustion de l'énergie d'extraction). L'économie de matières premières combustibles impacte favorablement le bilan global principalement via la consommation de ressources naturelles évitées

- La décision n'engendre un dommage environnemental qu'au travers du traitement du calcin. Globalement, les coûts environnementaux totaux et externes générés par le recyclage sont, respectivement, de 9 à 10 fois moindres que les bénéfices. Notons toutefois que le différentiel entre collecte sélective et non sélective du verre, conséquence indirecte de la décision de recycler, n'est pas pris en compte.
- Les autres phases du modèle et autres catégories d'effets intermédiaires contribuent peu (< 1%) au coût environnemental de la décision de recycler.
- La différence entre le bénéfice environnemental total et le bénéfice environnemental externe est liée à l'internalisation considérée pour la consommation de ressources énergétiques surtout (53% d'internalisation pour cette catégorie d'effet) et pour les émissions de GES ensuite (100% internalisation pour cette catégorie d'effet). Globalement, ce sont 53% des impacts environnementaux du recyclage du verre qui sont internalisés.

Note : Attention, compte tenu de la capacité totale maximale d'absorption des fours (fonction de la demande en verre sur le marché) il existe une limite supérieure au taux de collecte sélective. La détermination de taux de collecte sélective maximum utile est illustrée à la figure ci-dessous.



Valeurs de paramètres :

En **bleu** : avant la décision de collecter en vue de recycler davantage

En **rouge** : après la décision de collecter en vue de recycler davantage

En noir : paramètres constants

D = proportion du flux collecté sélectivement qui est démélangé (en %)

Fcs = flux collecté sélectivement actuellement

x = quantité de verre collectée en plus

i = taux d'impuretés dans le verre collecté sélectivement (%)

B = proportion de calcin blanc dans le calcin collecté (%)

R = rendement de démélangement du verre blanc (%)

VT max = vol teinté maximum = quantité maximum de calcin teinté absorbable par les fours verriers à l'horizon 2010.

Pour un flux de collecte sélective donnée (F_{cs}), la proportion du flux collecté qui est démélangé (D), est déterminé par la capacité maximale d'absorption de verre teinté par les fours verriers, VT Max.

$$VT \max = F_{cs} * [(1 - D) + D * (1 - (B * D))] \rightarrow D = \frac{(F_{cs} - VT \max)}{(B * D * F_{cs})}$$

Le flux de collecte sélective maximum utile est atteint pour 100% de démélangement et vaut :

$$F_{cs \max} = \frac{VT \max}{(1 - B)}$$

III. RECYCLAGE DE L'ALUMINIUM

1. Contexte

La collecte et le recyclage de l'aluminium par voie de refonte est une pratique qui s'est développée parallèlement à l'usage commercial de l'aluminium, depuis le début de 20^{ème} siècle.

L'aluminium présente la caractéristique très avantageuse d'être une matière métallique dont les propriétés ne sont pas altérées par son utilisation dans un produit. L'aluminium secondaire présente les mêmes propriétés que l'aluminium primaire et le matériau peut donc théoriquement être utilisé un nombre infini de fois, en substitution à l'aluminium primaire. L'atout principal de cette substitution est l'économie d'énergie réalisée (l'aluminium primaire est produit par électrolyse de l'alumine, opération fortement consommatrice d'énergie).

2. Hypothèses de modélisation

L'unité fonctionnelle est le recyclage d'une tonne supplémentaire d'aluminium en provenance de produits de fin de vie.

2.1. Marché du recyclage

2.1.1. Situation – enjeux

L'aluminium secondaire provient de deux sources :

- **New (aluminium) scrap** = matière première composée d'aluminium ou aluminium allié, provenant du matériel excédentaire des opérations de production (transformation de l'aluminium) ou de fabrication (chutes résultant de la fabrication de demi-produits : copeaux, découpes, carottes, masselottes) de produits en aluminium, avant leur mise à disposition du consommateur final.

Le new scrap est généralement de composition d'alliage connue.

- **Old (aluminium) scrap** = matière première composée d'aluminium ou aluminium allié, provenant de la collecte ou du traitement des produits après usage. La composition d'alliage de ce flux est variable et ne peut être déterminée que par échantillonnage (généralement après fusion).

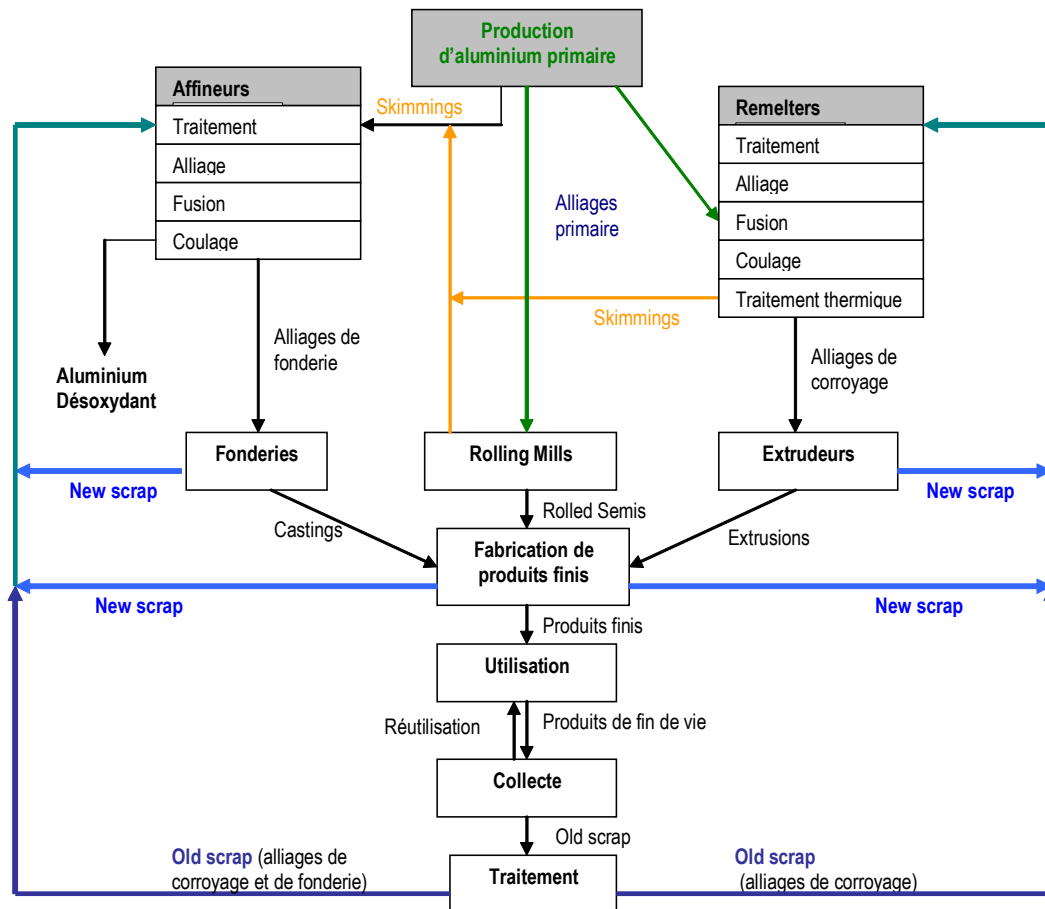
Le terme « scrap » ne trouvant pas d'équivalent simple, il est généralement utilisé en français.

L'aluminium secondaire sert de matière première aux deux grandes voies technologiques de fabrication d'alliages à base d'aluminium :

- **Remelters** : producteurs d'alliage de corroyage⁵⁸ (*wrought alloys*), généralement sous forme de billettes (*extrusion billets*) et de plaques (*rolling ingots*). Cette voie consomme principalement du scrap d'alliage de corroyage, propre et trié par catégorie d'alliage (un dosage est nécessaire).

⁵⁸ Les alliages de corroyage sont coulés sous forme de lingots ou directement sous forme de billettes et de plaques. Comptent parmi les produits d'alliages de corroyage typique : les articles semi-finis sous forme de tôles, feuilles ou profilés, qui sont traités pour être utilisés comme éléments de carrosserie ou de châssis pour les véhicules routiers lourds ou ferroviaires, portes et fenêtres, emballages, etc (www.oea-alurecycling.org).

- **Affineurs (Refiners)** : producteurs d'alliage de fonderie⁵⁹ (*casting alloys*) et aluminium désoxydant⁶⁰, à partir de scrap de compositions diverses.



Le marché de l'aluminium secondaire est tel que l'élasticité de l'offre est quasi nulle : l'aluminium secondaire est un facteur de production limité et toute quantité d'aluminium secondaire supplémentaire mis sur le marché est valorisé par les affineurs ou les remelters (et a comme conséquence de remplacer de la matière vierge).

Les enjeux économiques sont tels que les échanges entre acteurs du secteur de l'aluminium permettent un recyclage maximum du gisement de new scrap. Le taux de recyclage du gisement d'old scrap est moins élevé, en raison des contraintes techniques à la récupération du gisement⁶¹.

2.1.2. Conséquences pour la modélisation

Sur base des données ci-dessus, il apparaît que :

- Le recyclage d'une tonne supplémentaire d'aluminium évite la production d'une tonne d'aluminium primaire.

⁵⁹ Les alliages de fonderie sont des produits ayant leur forme définitive ou presque, par la solidification dans un moule (têtes cylindriques, pièces de machines et équipements électriques et mécaniques, ...). Ils sont livrés aux fonderies en lingots ou sous forme liquide. Parmi les applications typiques : les pièces automobiles telles que les culasses, blocs-cylindres et carters de boîte de vitesses, ainsi que les composants et pièces utilisées dans la construction mécanique et l'industrie électrique, sans oublier les habillages d'appareils électroménagers, etc (www.oea-alurecycling.org).

⁶⁰ L'aluminium désoxydant est constitué d'alliages avec un taux d'aluminium élevé (généralement supérieur à 95 %) sous forme de lingots à un ou plusieurs éléments (plaques gaufrées), granulés ou pastilles utilisés pour éliminer l'oxygène libre de l'acier liquide (www.oea-alurecycling.org).

⁶¹ Typiquement, de hauts taux de recyclage sont atteints pour les produits en aluminium de plus de 100 g, dont l'activité de séparation à partir des produits de fin de vie est commercialement intéressante (produits de construction, gros câbles). La récupération de l'aluminium via les produits plus légers est moins évidente (canettes à boisson).

- Tout effort visant une augmentation du taux de recyclage global de l'aluminium concerne donc le gisement de old scrap, principalement destinés aux affineurs. En conséquence, le recyclage d'une tonne supplémentaire d'aluminium implique l'obtention d'1 t d'aluminium secondaire au départ d'old scrap valorisé par les remelters. Le rendement métallique obtenu à partir des old scraps varie de 88 à 90% (EAA 2000). Une analyse de sensibilité est conduite relativement à ce paramètre de modélisation.

2.2. Production d'aluminium primaire

2.2.1. Situation - enjeux

L'aluminium primaire est obtenu par électrolyse de l'alumine contenu dans la bauxite. Cette transformation appelle plusieurs étapes :

Bauxite (alumine) → broyage, desilication, digestion à la lessive de soude concentrée, dilution et séparation de la boue rouge → Hydroxyde d'Al (aq) → rinçage, précipitation, filtration → hydroxyde d'Al → purification, calcination → Oxyde d'Al → dissolution dans de la cryolithe en fusion, électrolyse → Al primaire liquide → coulage → Aluminium primaire solide.

Cette chaîne de fabrication consomme, outre de la chaleur pour la calcination et des produits auxiliaires (dont anode), une quantité importante d'électricité pour l'étape d'électrolyse (de 13,5 à 16.4 kWh/t d'Al primaire selon les sources⁶²).

2.2.2. Conséquences pour la modélisation

Toutes les opérations citées ci-dessus sont comprises dans le modèle.

La valeur moyenne de 14 kWh/t de consommation pour l'électrolyse est retenue, et une analyse de sensibilité est effectuée sur la gamme de valeurs de la littérature.

Il est considéré que l'ensemble des opérations ont lieu dans des zones à basse densité de population (cette hypothèse influe sur l'impact toxique des particules émises lors de l'opération d'extraction et de manipulation de la bauxite principalement).

2.3. Production d'aluminium secondaire – prétraitement du scrap

2.3.1. Situation – enjeux

La récupération du old scrap d'aluminium au sein des produits de fin de vie implique diverses étapes de traitement : broyage, séparations magnétique, par flottaison, par courant de Foucault, etc. De plus, s'il est recouvert, il doit être décapé via un procédé où les revêtements sont volatilisés ou brûlés⁶³.

Les déchets isolés de l'aluminium secondaire sont éliminés en CSDU.

2.3.2. Conséquences pour la modélisation

Toutes les opérations citées ci-dessus sont comprises dans le modèle.

La limite max au volume de old scrap qui peut être recyclé est fonction de la disponibilité en new scrap.

⁶² Althaus (2004b), EAA (2005)

⁶³ Le new scrap étant directement disponible en flux non mélangés et souvent non recouvert, ce gisement est par contre facilement captable et peut être fondu avec un moindre prétraitement.

2.4. Production d'aluminium secondaire – remelting d'old scrap

2.4.1. Situation – enjeux

Après traitement, le old scrap est fondu dans des fours, dont la technologie est variable. Il y est ajouté des éléments d'alliage, pour la formation d'aluminium secondaire.

2.4.2. Conséquences pour la modélisation

Les fours modélisés consomment, par tonne d'aluminium secondaire

2.5. Les technologies de production d'énergie thermique

2.5.1. Situation – enjeux

La décision de recycler de l'aluminium, via la modification des parts de marché de l'aluminium primaire et secondaire comme matière première pour le secteur de la fabrication de produits aluminés, influe sur la demande d'énergie.

La situation du marché de l'énergie thermique est la suivante : marché national, demande croissante (globalement et spécifiquement pour les opérations de fusion des scraps d'aluminium), pas de tradition planificatrice. Les prévisions quant à l'approvisionnement national en énergie thermique n'étant pas accessibles, nous considérons par défaut que l'offre est élastique. Par conséquent, toute variation de la consommation en fioul/gaz naturel par les industriels de l'aluminium se traduit par une variation de l'offre en fioul/gaz naturel sur le marché.

Les nouvelles générations de fours de fusion ou de traitement thermique de l'aluminium sont conçues de façon à pouvoir consommer indifféremment du fioul ou du gaz naturel, afin de s'adapter à l'évolution du marché (local) de l'énergie thermique.

2.5.2. Conséquences pour la modélisation

Le mix énergétique thermique consommé ou économisé via le recyclage de l'aluminium est le mix actuel moyen de ce secteur (94% gaz naturel et 6% fioul pour la production d'aluminium secondaire⁶⁴).

2.6. Les technologies de production d'énergie électrique

2.6.1. Situation – enjeux

La décision de recycler l'aluminium entraîne des variations de consommation en énergie électrique (via l'évitement de l'étape d'électrolyse de l'oxyde d'aluminium principalement).

L'électricité consommée pour la production d'aluminium primaire consommé sur le marché européen provient d'un mix de technologies de production caractéristique : 53.1% d'origine hydroélectrique, 13.6% d'origine nucléaire, 6.5% provenant de centrales à gaz naturel, 23.6% de centrales à charbon et 3.3% de centrales à fioul (EAA (2005)).

2.6.2. Conséquences pour la modélisation

Selon une approche de modélisation « basée sur le marché » (voir en première partie, le chapitre « II.2.1, Production électrique, p.22 »), le mix retenu pour les technologies de production de l'énergie électrique consommée par le secteur industriel est composé

⁶⁴ Selon données de Althaus (2004b).

de 100% de centrales au gaz. Une étude poussée des investissements prévus par le secteur de l'aluminium primaire permettrait une détermination plus fiable de ce mix.

Par souci de comparaison avec d'autres études, l'approche moyenne considère le mix électrique moyen pour la production de l'aluminium primaire consommé sur le marché européen.

2.7. Les technologies d'élimination des déchets

2.7.1. Situation – enjeux

La décision de recycler influe sur la quantité globale de déchets destinés à l'élimination.

En France, l'élimination des fractions de déchets collectées non sélectivement est un service pour lequel la demande est globalement en croissance.

L'élimination est effectuée par incinération ou par stockage en CSDU. La technologie (ou les proportions de ces deux technologies) qui sera affectée par une variation de la demande est fonction de plusieurs facteurs (voir en première partie, le chapitre « II.4.1, Elimination – Détermination des technologies en jeu, p.26 »).

Compte tenu de l'horizon de l'étude (2010) et de la difficulté actuelle rencontrée en France pour l'installation de nouvelles capacités de traitement (on va plutôt jouer sur les capacités des installations existantes), la technologie marginale d'élimination est proche de la situation moyenne. Notons que ce choix de modélisation est peu impactant dans le cas de l'aluminium, celui-ci étant incombustible⁶⁵.

2.7.2. Conséquences pour la modélisation

La technologie d'élimination considérée est composée de 47% de CSDU et 53% d'incinération (proportions de capacité des installations de traitement des déchets ménagers et assimilés en France (2005)).

L'élimination des déchets provenant du traitement du old scrap se fait dans tous les cas en CSDU.

3. Résultats

→ Les résultats sont exprimés en €₂₀₀₇ par unité fonctionnelle.

→ Ils calculent le « **coût environnemental total** » et le « **coût environnemental externe** ».

→ Une valeur positive indique un **coût** pour la société et une valeur négative indique un **bénéfice** pour la société

→ Les résultats sont présentés dans l'ordre suivant :

- 1) Description du modèle : phases et variantes méthodologiques de modélisation
- 2) Calcul du modèle → Résultats selon les variantes méthodologiques de modélisation
- 3) Calcul du modèle → Résultats détaillés selon la variante de modélisation retenue
 - *Sensibilité aux paramètres variables
 - *Contribution des phases, des catégories d'effets intermédiaires

⁶⁵ Ce n'est qu'en cas d'oxydation que l'aluminium permet une récupération énergétique. Néanmoins, ce phénomène ne se produit qu'en surface des produits en feuille mince, qui ne représentent qu'une fraction négligeable du flux visé dans ce modèle (a priori un flux d'old scrap en provenance de produits suffisamment pondéreux – applications épaisses -pour justifier une collecte sélective).

3.1. Modèle

3.1.1. Phases

Le modèle correspondant à la décision de recycler une tonne supplémentaire d'aluminium se décompose en plusieurs parties (des phases). Elles correspondent soit à des effets engendrés par la décision (et sont alors comptabilisées positivement), soit à des effets sont décrites dans le tableau ci-dessous.

Phase	Description
Élimination de l'aluminium, évitée	Élimination de l'aluminium en CSDU et/ou incinérateur, évitée suite à son recyclage.
Production d'aluminium primaire, évitée	Extraction de bauxite, Transformation de l'alumine en hydroxyde puis oxyde d'aluminium, Electrolyse de l'oxyde d'aluminium (production de l'anode et cathode).
Approvisionnement et préparation du old scrap	Transport du old scrap, mise en balle, nettoyage, décapage, élimination des déchets.
Production d'aluminium secondaire	Fusion et alliage, y compris production des matériaux auxiliaires (azote, chlore, acide sulfurique).

3.1.2. Variantes méthodologiques de modélisation

Ainsi qu'exposé au chapitre « III.2, Hypothèses de modélisation, p.105 », plusieurs variantes de modélisation ont été considérées :

- « basée sur le marché » ou « moyenne » : les éléments du modèle qui sont concernés par ces variantes sont :

	Modélisation « basée sur le marché »	Modélisation moyenne
Technologie de production électrique	100% gaz naturel	Mix moyen des fonderies européennes
Nuisances du transport	Valeurs correspondantes des facteurs de monétarisation (voir « 8.2, Nuisances du transport », p80)	

- Valeur du facteur de monétarisation des effets de réchauffement climatique : coûts de prévention correspondant à objectif Kyoto, à la valeur haute et à la valeur basse de l'objectif de Durabilité CCNUCC (voir la deuxième partie au chapitre « II.2, Effet de serre, p.53 »).
- Degré d'internalisation du coût environnemental de l'émission des GES.

3.2. Résultats selon les variantes méthodologiques de modélisation

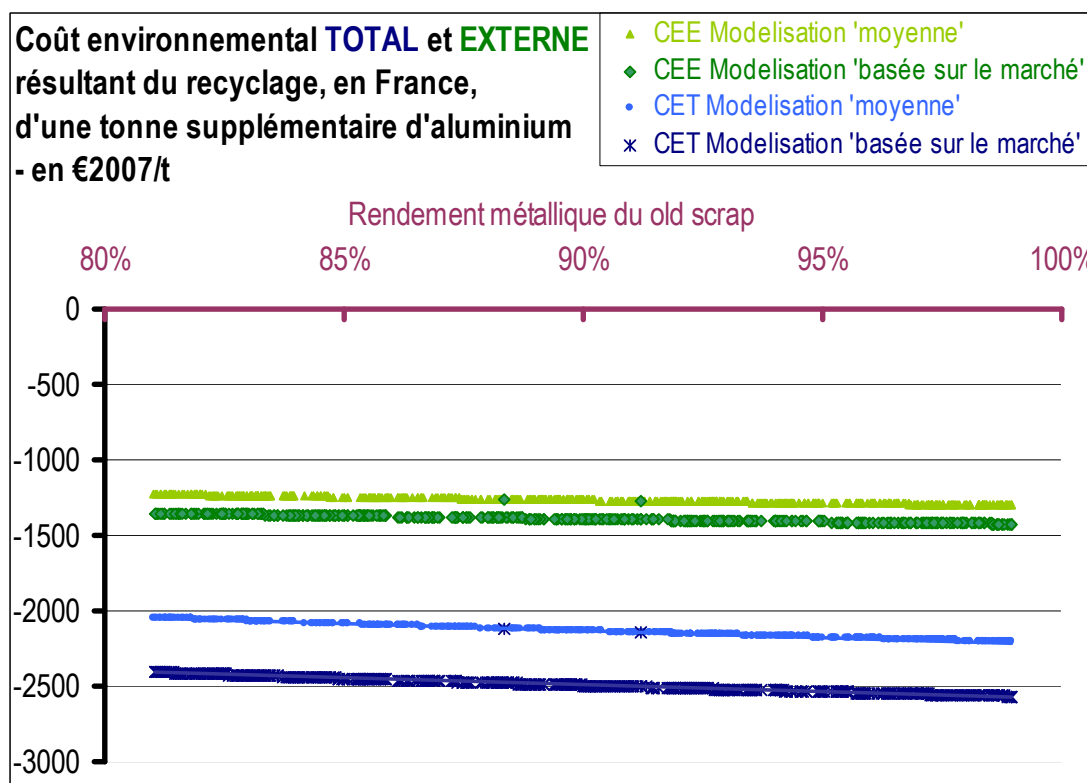
Les résultats moyens selon les variantes méthodologiques de modélisation sont indiqués ci-dessous.

Coût environnemental résultant du recyclage, en France, d'une tonne supplémentaire d'aluminium		Coût environnemental total	Coût environnemental externe
En €₂₀₀₇/t			
Approche de modélisation	Basée sur le marché	- 2 307	- 1 327
	Moyenne	- 2 133	- 1267

Dans tous les cas, le recyclage de l'aluminium se traduit par un bénéfice environnemental pour la société.

Le calcul des résultats du modèle montre une sensibilité moyenne à faible à la variante de modélisation. Les graphiques ci-dessous sont le résultat de 1000 itérations de calculs selon les variantes de modélisation ci-dessus (une série par variante). On observe nettement l'influence de la variante sur la valeur de coût environnemental total. Elle est moins forte en ce qui concerne le coût environnemental externe.

La dispersion restante correspond à la variabilité de valeur accordée à d'autres paramètres de modélisation (rendement métallique sur les craps d'aluminium, énergie électrique consommée par l'étape d'électrolyse).



Le tableau ci-dessous indique la valeur des résultats selon les variantes de la valeur du facteur de monétarisation des gaz à effet de serre, dans le cas d'une modélisation « basée sur le marché ».

Coût environnemental du recyclage d'une tonne de verre		Total	Externe		
			0% internalisation pour tous GES	100% internalisation pour CO ₂ , 0% pour autres GES	100% internalisation pour tous GES
Objectif Kyoto	20 €/t CO ₂	- 2 307	- 1 502	- 1 327	- 1 312
Objectif Durabilité, valeur basse	50 €/t CO ₂	- 2 585	- 1 780	- 1 349	- 1 312
Objectif Durabilité, valeur haute	96 €/t CO ₂	- 3 053	- 2 248	- 1 386	- 1 312

La valeur de FM influence fortement la valeur du coût environnemental total et la valeur de coût environnemental externe en cas d'internalisation nulle (cette dernière situation est peu probable).

Par contre, si le degré d'internalisation est fort, la valeur de FM influence peu les résultats.

L'influence d'une internalisation des effets de la totalité des GES en sus de ceux du CO₂ n'influence que faiblement la valeur du coût environnemental externe.

3.3. Résultats détaillés selon la variante de méthodologie de modélisation retenue

L'analyse fine des résultats effectuée ci-après est effectuée pour les variantes suivantes des hypothèses de modélisation :

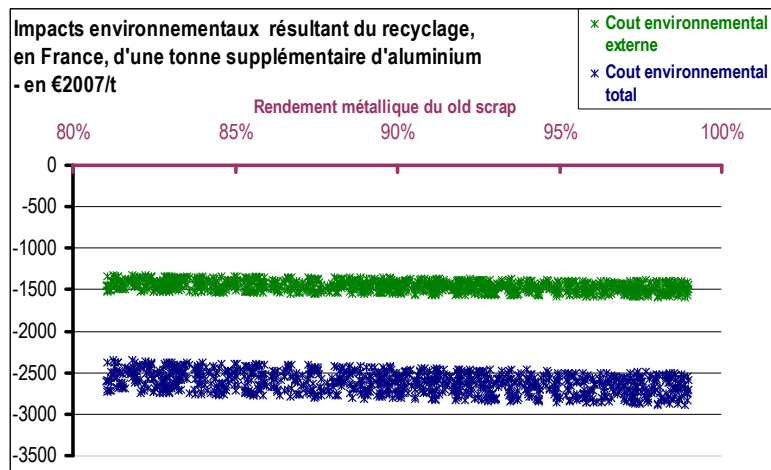
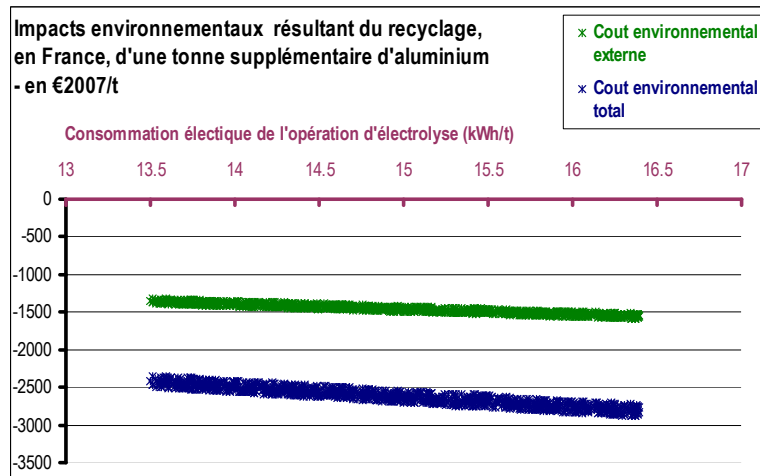
- modélisation « basée sur le marché » ;
- FM des gaz à effet de serre égal au coût de prévention correspondant à l'objectif de Kyoto ;
- Taux d'internalisation des coûts environnementaux des émissions de GES de 100% pour le CO₂ et de 0% pour les autres GES.

3.3.1. Sensibilité aux paramètres variables

Le tableau ci-dessous indique l'influence d'une variation réaliste des paramètres du modèle sur le résultat (coût environnemental total ou externe).

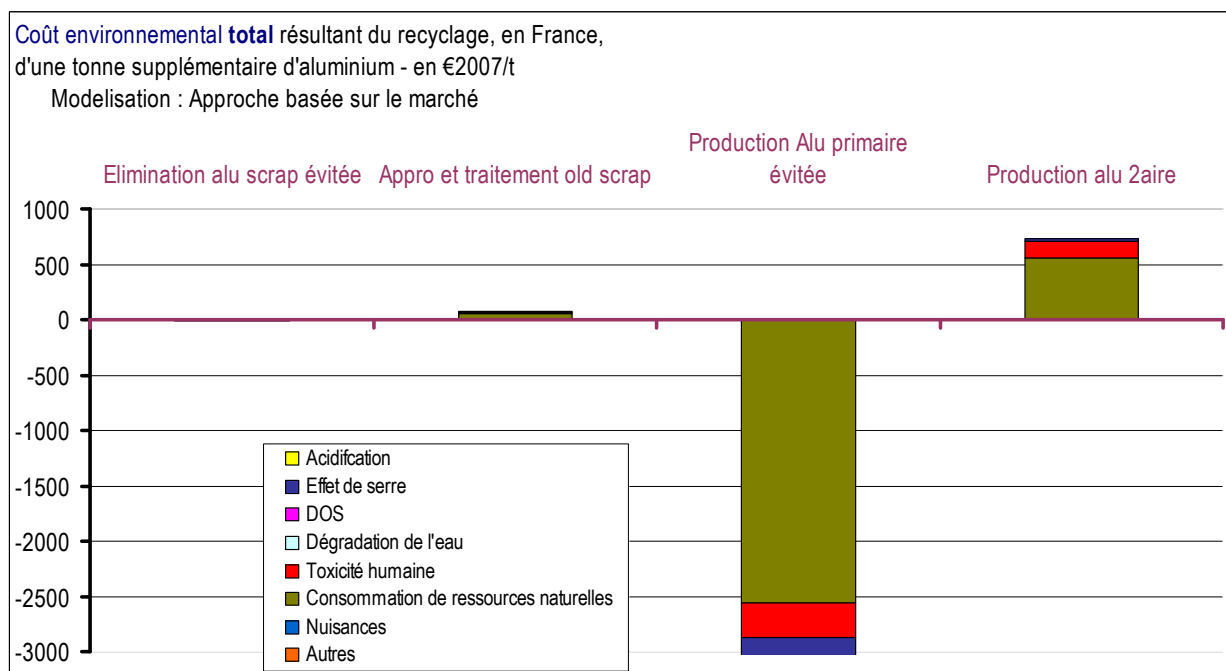
Paramètre	Influence
Consommation électrique pour l'électrolyse	forte
Rendement métallique du old scrap	forte

Les graphiques ci-dessous illustrent la variation des résultats à ces paramètres.



3.3.2. Contribution des phases, des catégories d'effets intermédiaires

La figure ci-dessous indique la contribution de ces phases au **bilan environnemental total** de la décision de recycler une tonne supplémentaire d'aluminium, détaillé selon la contribution des catégories d'effets intermédiaires.



Le tableau ci-dessous reprend les valeurs chiffrées (pourcentage et valeur absolue) correspondant à cette figure. Les commentaires indiquent quelles sont les émissions principalement responsables de l'effet.

Nb : les pourcentages sont calculés par rapport au score total, composé de contributions positives et négatives. Ceci explique que les contributions peuvent être de signe positif ou négatif, et peuvent être supérieures à 100%.

Contributions au Coût environnemental résultant du recyclage, en France, d'une tonne supplémentaire d'aluminium - en 2007/t	Acidification	Effet de serre	DOS	Dégradation de l'eau	Toxicité humaine	Consommation de ressources naturelles	Nuisances	Autres	TOTAL
Elimination alu scrap évitée	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	1%
Appro et traitement old scrap	0%	0%	0%	0%	-1%	-2%	0%	0%	-3%
Production Alu primaire évitée	1%	9%	0%	0%	14%	11%	0%	0%	135%
Production alu 2aire	0%	-1%	0%	0%	-6%	-24%	0%	0%	-32%
TOTAL	0%	8%	0%	0%	7%	85%	0%	0%	100%

Coût environnemental total résultant du recyclage, en France, d'une tonne supplémentaire d'aluminium - en 2007/t	Acidification	Effet de serre	DOS	Dégradation de l'eau	Toxicité humaine	Consommation de ressources naturelles	Nuisances	Autres	TOTAL
Elimination alu scrap évitée	- 0	- 1	- 0	- 0	- 3	- 9	- 0	- 0	- 14
Appro et traitement old scrap	1	6	0	0	13	56	1	0	76
Production Alu primaire évitée	- 14	- 218	- 1	- 1	- 312	- 2 555	-	- 5	- 3 105
Production alu 2aire	3	23	0	0	150	558	1	0	736
TOTAL	- 10	- 190	- 1	- 1	- 152	- 1 950	2	- 4	- 2 307



- Emissions directes de CO₂ de l'électrolyse de l'oxyde d'aluminium.
- Emissions de CO₂ liées à la combustion de diesel lors de l'extraction de bauxite et du transport des matières premières.

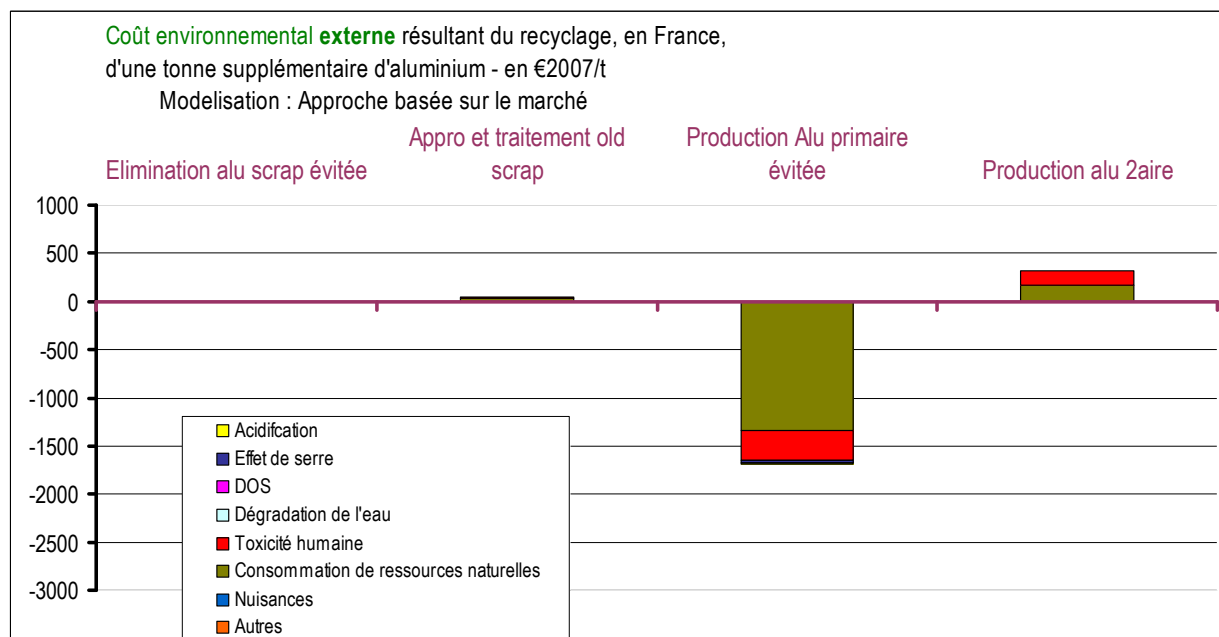
- Emissions directes de l'électrolyse de l'oxyde d'aluminium (CO, particules - dont fluorides, NO_x, SO_x).
- Emissions de particules, liées à la manipulation et à la combustion de diesel lors de l'extraction de bauxite.

- Emissions de SO_x, NO_x, particules et liées à la combustion des combustibles fossiles.

Essentiellement : consommation de combustibles fossiles pour la fonte du old scrap.
- Consommation de zinc pour alliage.

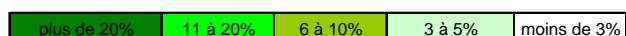
Essentiellement : consommation de combustibles fossiles pour la production d'électricité nécessaire à l'électrolyse.
Ensuite :
- Consommation de combustibles fossiles pour la transformation de l'alumine en hydroxyde puis oxyde d'aluminium.
- Consommation de combustibles fossiles pour l'extraction de la bauxite
- Consommation de bauxite

La figure ci-dessous indique la contribution de ces phases au bilan environnemental externe de la décision de recycler une tonne supplémentaire d'aluminium, détaillé selon la contribution des catégories d'effets intermédiaires.



Le tableau ci-dessous reprend les valeurs chiffrées correspondant à cette figure (se référer aux commentaires du tableau équivalent pour le coût environnemental externe pour l'indication des émissions principalement responsables de l'effet).

Coût environnemental externe résultant du recyclage, en France, d'une tonne supplémentaire d'aluminium - en €2007/t	Acidification	Effet de serre	DOS	Dégradation de l'eau	Toxicité humaine	Consommation de ressources naturelles	Nuisances	Autres	TOTAL
Elimination alu scrap évitée	- 0	- 0	- 0	- 0	- 3	- 5	-	- 0	- 8
Appro et traitement old scrap	1	0	0	0	13	31	1	0	46
Production Alu primaire évitée	- 14	- 17	- 1	- 0	- 312	- 1 336	-	- 5	- 1 685
Production alu 2aire	3	1	0	0	150	165	1	0	321
TOTAL	- 10	- 15	- 1	- 0	- 153	- 1 145	2	- 4	- 1 327



4. Conclusions quant à l'intérêt de recycler l'aluminium

- Le recyclage d'une tonne supplémentaire d'aluminium en France correspond à un bénéfice environnemental total variant de 2 100 à 2 300 € la tonne. Ne considérant que les externalités environnementales, ce bénéfice est ramené à une valeur moyenne de 1 300.
- La cause principale de variation est liée au choix méthodologique de modélisation (« moyenne » ou « basée sur le marché »). Cette variante modifie principalement le mix technologie considéré pour la production de l'électricité consommée dans la

production de l'aluminium primaire (production qui est évitée grâce au recyclage de l'aluminium des produits de fin de vie en aluminium secondaire).

Etant donné la difficulté de détermination du mix technologique qui sera effectivement sollicité à moyen terme par une variation de la demande en aluminium primaire, **nous recommandons de considérer une position moyenne entre la modélisation du mix technologique moyen actuel de ce secteur et celle du mix technologique marginal futur. Soit, la valeur 2 200 €/t pour le coût environnemental total et de 1 300 €/t pour le coût environnemental externe.**

Ces valeurs sont amenées à, respectivement, 3000 € et 1400 € si l'on considère, en analyse de sensibilité, un objectif ambitieux de réduction des GES.

- Du point de vue environnemental total et considérant l'objectif de Kyoto de réduction des émissions de GES, le bénéfice provient en majeure partie de l'économie de la production primaire d'aluminium (135%, bénéfice), principalement au travers de l'économie de consommation d'électricité lors de la phase d'électrolyse (82% des 135%) et des émissions toxiques directes de cette même opération (10% des 135%)⁶⁶.

Ces économies ou consommation d'énergie impactent le bilan via les enjeux de « consommation de ressources naturelles », mais également via les enjeux de « toxicité humaine » (et dans une moindre mesure, d'« effet de serre »).

- Du point de vue des effets environnementaux externes, le bénéfice provient en majeure partie :
 - *de l'économie de consommation électrique pour la phase d'électrolyse lors de la production primaire d'aluminium (101%, bénéfice) ;
 - *de l'évitement des émissions directes de cette même opération d'électrolyse (24%, bénéfice).
- La décision engendre un dommage environnemental au travers de la consommation d'énergie thermique pour la fonte du old scrap lors de la production d'aluminium secondaire (respectivement 11% et 20% de contribution au coût environnemental total et externe) ainsi que des émissions qui en découlent (respectivement 12% et 11%).

L'approvisionnement et le traitement du old scrap entraîne également des dommages, mais qui sont de l'ordre de 10 fois moindre.

Globalement, les coûts environnementaux totaux et externes générés par le recyclage sont, respectivement, de 4.4 à 5 fois moindres que les bénéfices. Notons toutefois que le différentiel entre collecte sélective et non sélective de l'aluminium, conséquence indirecte de la décision de recycler, n'est pas pris en compte.

- Le fait d'éviter l'élimination de l'aluminium contribue peu au résultat global de la décision de recycler.
- La différence entre le bénéfice environnemental total et le bénéfice environnemental externe est liée à l'internalisation considérée pour la consommation de ressources énergétiques surtout (53% d'internalisation pour cette

⁶⁶ En termes monétarisés, la production d'un kWh via une centrale au gaz naturel impacte 1.55 fois plus que selon le mix technologique du secteur de la production primaire d'aluminium (impact plus important au travers de la consommation de ressources naturelles non renouvelables, mais impact moindre en terme de toxicité – le mix moyen du secteur de l'aluminium comprend des centrales à charbon, émettrices de SOx).

catégorie d'effet) et pour les émissions de GES ensuite (100% internalisation pour cette catégorie d'effet). Globalement, ce sont 52% des impacts environnementaux du recyclage de l'aluminium qui sont internalisés.

QUATRIEME PARTIE :

RECOMMANDATIONS

1. Définitions

Les résultats du calcul des dommages environnementaux et des externalités environnementales liés au recyclage sont exprimés en € :

- Les coûts environnementaux totaux sont toutes les conséquences liées aux consommations de ressources naturelles, aux émissions de polluants et aux nuisances (bruit, odeurs...).
- Les coûts environnementaux externes (« externalités environnementales ») sont les dommages environnementaux qui ne sont pas supportés financièrement par la chaîne.

2. Mode de calcul

Les flux élémentaires générés par le recyclage sont inventoriés suivant la méthodologie ACV et regroupés par catégories d'impacts.

A chaque catégorie d'impacts est associé un facteur de monétarisation qui traduit les dommages environnementaux causés par une unité de flux élémentaire. Ce facteur de monétarisation peut être une valeur fixe (impacts mondiaux comme la consommation de ressources, l'effet de serre, la couche d'ozone stratosphérique) ou une fonction de paramètres contextuels (pour les impacts à échelle plus réduite comme les effets toxiques, les nuisances). Les facteurs globaux sont calculés par une approche top-down (on calcule les dommages totaux et on divise par les émissions totales) tandis que les facteurs locaux sont issus d'une modélisation spécifique (effet dose-réponse, consentement à payer...).

3. Sources d'incertitude

Les résultats chiffrés d'une étude de monétarisation donnent des ordres de grandeur en général de précision acceptable mais présentent une incertitude importante qu'il importe de bien cerner au moment de tirer des conclusions. Les incertitudes sont de plusieurs types :

- Les incertitudes liées à la modélisation : type de technologie concernée, réactions du marché à une perturbation de l'équilibre ;
- Les incertitudes liées aux paramètres du modèle : obtention de données complètes, récentes, fiables et correspondant aux procédés à modéliser ;
- Les incertitudes liées aux facteurs de monétarisation.

Catégories d'effets environnementaux globaux :

- difficultés de détermination des modèles de traduction des flux élémentaires en contribution aux impacts (difficulté en grande partie surmontée) ;
- difficultés de détermination du montant du dommage lié à l'effet.

Catégories d'effets environnementaux locaux :

- difficultés d'obtention des paramètres de contexte ;
- difficultés de modélisation des impacts réels sur les humains.

D'une manière générale, on ne peut pas dire qu'une des sources d'incertitude soit dominante par rapport aux autres. Selon les études et le contexte, les sources principales d'incertitude vont varier.

Dans tous les cas, il convient de prendre en compte ces incertitudes dans l'interprétation des résultats. Il convient de noter que ces incertitudes ne sont pas forcément plus importantes que celles existant sur les coûts économiques des opérations mises en œuvre.

4. Analyse de l'incertitude

Afin de bien cerner l'incertitude sur les résultats, il faut effectuer une analyse de sensibilité des résultats aux variations de valeurs des différentes sources d'incertitude.

- La partie qui concerne la modélisation et les données est classique dans les ACV ;
- Pour les facteurs de monétarisation, il faut les faire varier dans leur intervalle de valeurs possibles (effets environnementaux globaux) ou sur base de modélisations différentes (effets environnementaux locaux).

L'auteur d'étude doit rendre compte des incertitudes et c'est au décideur de les prendre en compte dans son processus décisionnel.

Afin de rendre son processus décisionnel cohérent, le décideur peut fixer les valeurs à donner aux facteurs de monétarisation globaux pour les différentes études qu'il réalise ou fait réaliser. Pour les facteurs de monétarisation locaux, ce sont les valeurs des « end-points » (valeur d'une vie humaine, valeur d'une perte de qualité de vie liée à une dégradation de la santé) et les valeurs des paramètres communs que le décideur doit fixer mais pas les valeurs des paramètres variables d'un endroit à l'autre.

5. Pertinence du type de résultats en fonction du type d'instrument mis en oeuvre

Les résultats peuvent présenter les coûts environnementaux totaux et/ou les externalités environnementales.

Les coûts environnementaux sont intéressants à déterminer :

- dans le cadre d'orientations politiques globales ;
- pour la mise en œuvre de mesures normatives (interdire les technologies non MTD, les appareils trop gros consommateurs d'énergie...) ;
- pour la mise en œuvre de mesures informatives (inciter les acheteurs à choisir des produits / systèmes moins impactants).

Dans ces cas, il importe de déterminer :

- quel produit ou système génère un dommage moindre (un bénéfice supérieur) à celui des alternatives et devrait être favorisé ;
- quel est le montant de ce dommage/bénéfice pour déterminer l'importance des conséquences des mesures : des mesures normatives sont préférables dans les cas graves tandis que des mesures informatives sont préférables dans les cas où les montants sont restreints. Le degré d'incertitude sur les résultats doit aussi orienter le choix d'un type d'instrument.

Ces mesures ont pour effet de défavoriser globalement les produits les plus impactants. Par contre, ce type de mesure n'incite pas directement la chaîne de production à s'améliorer, sauf s'il y a un processus régulier de révision du montant des taxes.

Les externalités environnementales sont intéressantes à déterminer pour :

- La mise en œuvre de mesures économiques basées sur les produits / systèmes (taxes sur les matières, les produits, les technologies). Idéalement le montant de la taxe devrait être égal au montant des dommages environnementaux non internalisés, c'est-à-dire les externalités environnementales.

Ceci a pour effet de défavoriser globalement les produits les plus impactants auxquels l'acheteur est incité à préférer les alternatives moins impactantes. Par contre, ce type de mesure n'incite pas directement la chaîne de production à s'améliorer, sauf s'il y a un processus régulier de révision du montant des taxes.

- La mise en œuvre de mesures économiques basées sur les flux élémentaires (taxes sur l'utilisation des ressources, sur la mise en CSDU, sur les émissions, sur les nuisances).

Ces mesures sont les meilleures en théorie car à la fois elles défavorisent les produits et systèmes les plus impactants et elles incitent la chaîne à s'améliorer en réduisant les flux élémentaires. Idéalement les taxes devraient porter sur les flux élémentaires les plus pertinents (ceux qui contribuent le plus aux impacts totaux) et le montant de la taxe sur un flux élémentaire devrait être égal au montant des dommages environnementaux non internalisés qu'il cause.

La taxation des flux élémentaires a pour avantage de s'affranchir des problèmes de modélisation et de collecte de données mais le gros problème de la difficulté de taxation des impacts environnementaux générés en dehors du périmètre géographique géré par le décideur.

ANNEXE 1 : TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION	5
PREMIÈRE PARTIE : MODÉLISER LES EFFETS DE LA DÉCISION DE RECYCLER	9
I. PRINCIPES GÉNÉRAUX POUR LA MODÉLISATION	11
1. Modéliser un différentiel entre situations	11
2. Identifier les effets en cascade	11
3. Etudier le marché pour déterminer les substitutions effectives	12
4. Allouer les impacts	12
5. Evaluer l'importance des effets dynamiques	15
6. Prendre en compte les effets liés aux modalités de mise en œuvre de la décision	16
7. Adopter l'approche « basée sur le marché »	16
8. Prendre en compte le contexte géographique.....	17
9. Préciser l'horizon temporel	17
10. Tenir compte des tendances sur le marché affecté.....	17
11. Prendre en compte l'ampleur de la décision.....	18
II. APPLICATION DES PRINCIPES GÉNÉRAUX	19
1. Réactions des acteurs du marché des matières secondaires	19
1.1. Réactions du marché – Elasticité des prix	19
1.2. Réactions du marché – Ampleur de la décision – Papier.....	21
2. Production d'énergie – technologies en jeu.....	22
2.1. Production électrique	22
2.2. Production thermique.....	24
3. Production de matières premières vierges (exemples)	24
3.1. Production du verre – allocation des impacts de la production du Na_2CO_3	24
3.2. Production du Zinc – Effets en cascade.....	25
3.3. Production du verre – approche moyenne ou approche « basée sur le marché » ?.....	25
3.4. Facteurs de production limités	25
4. Elimination des déchets.....	26
4.1. Elimination – Détermination des technologies en jeu.....	26
4.2. Elimination - Identifier les effets en cascade	27
5. Transport.....	28
5.1. Transport – Modélisation de la collecte.....	28
5.2. Transport - Détermination des technologies en jeu.....	28
5.3. Transport – Modélisation du transport des matières.....	29
5.4. Transport - spécificités	29
6. Recyclage.....	29
6.1. Recyclage – Approche moyenne ou « basée sur le marché » ?.....	29
6.2. Recyclage – Influence de l'ampleur de la décision	29
6.3. Recyclage – Pertes de propriétés	30
6.4. Réactions du marché – Effets dynamiques.....	30
DEUXIÈME PARTIE : MONÉTARISER LES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX	31
I. MÉTHODOLOGIE DE MONÉTARISATION	33
1. Concept et utilité.....	33
2. Typologie des impacts à monétariser	34
2.1. Impacts de différentes natures.....	34

2.2. Plusieurs niveaux de perception des impacts	34
3. Démarche générale d'établissement de facteurs de monétarisation	36
3.1. Modéliser le lien entre le flux élémentaire et l'effet ressenti	37
3.2. Attribuer une valeur économique à l'effet ressenti	43
II. APPLICATION : DÉTERMINATION DE FACTEURS DE MONÉTARISATION	50
1. Acidification de l'air	50
1.1. Fondements	50
1.2. Coût environnemental total	51
1.3. Coût environnemental externe	52
2. Effet de serre	53
2.1. Fondements	53
2.2. Coût environnemental total	56
2.3. Coût environnemental externe	56
3. Destruction de l'ozone stratosphérique	57
3.1. Fondements	57
3.2. Coût environnemental total	58
3.3. Coût environnemental externe	58
4. Dégradation de la qualité de l'eau	58
4.1. Fondements	58
4.2. Coût environnemental total	63
4.3. Coût environnemental externe	64
5. Toxicité humaine	64
5.1. Généralités	64
5.2. Toxicité – Particules et aérosols	66
5.3. Toxicité – ozone troposphérique	67
5.4. Toxicité – Emissions carcinogènes	68
5.5. Toxicité – métaux non carcinogènes	69
5.6. Toxicité – émissions gazeuses non carcinogènes	70
6. Toxicité envers les écosystèmes	70
7. Consommation de ressources naturelles	71
7.1. Ressources énergétiques non renouvelables (fossiles)	71
7.2. Bois et Biomasse agricole	73
7.3. Minéraux et métaux	75
7.4. Ressource Eau	76
7.5. Ressource Sol	77
8. Nuisances	77
8.1. Nuisances des sites industriels de gestion des déchets	77
8.2. Nuisances du transport	80
9. Dommages aux structures	82
9.1. Fondements	82
9.2. Coût environnemental total	82
9.3. Coût environnemental externe	82
10. Effets sur les cultures	82
10.1. Approche méthodologique	82
10.2. Coût environnemental total et externe	83
11. Synthèse des facteurs de monétarisation	83
TROISIÈME PARTIE : ILLUSTRATIONS DE MISE EN APPLICATION	85
I. INTRODUCTION	87
1. Objectifs	87
2. Champ	87
2.1. Nature de l'évaluation et domaine de validité	87
2.2. Résultats chiffrés	87
2.3. Limites du système	87
3. Méthodologie	88
3.1. Modélisation	88

3.2. Monétarisation des impacts environnementaux.....	88
3.3. Logiciel de calcul RangeLCA	88
II. RECYCLAGE DU VERRE D'EMBALLAGE	89
1. Contexte	89
2. Hypothèses de modélisation	89
2.1. Marché du recyclage.....	89
2.2. Collecte, Tri et Démélange.....	90
2.3. Production de verre creux – Matières premières	91
2.4. Production de verre creux – Fusion	92
2.5. Les technologies de production d'énergie thermique.....	93
2.6. Les technologies de production d'énergie électrique	94
2.7. Les technologies d'élimination	94
3. Résultats	95
3.1. Modèle	95
3.2. Résultats selon les variantes méthodologiques de modélisation	96
3.3. Résultats détaillés selon la variante méthodologique de modélisation retenue	99
4. Conclusions quant à l'intérêt de recycler le verre	103
III. RECYCLAGE DE L'ALUMINIUM.....	105
1. Contexte	105
2. Hypothèses de modélisation	105
2.1. Marché du recyclage.....	105
2.2. Production d'aluminium primaire	107
2.3. Production d'aluminium secondaire – prétraitement du scrap.....	107
2.4. Production d'aluminium secondaire – remelting d'old scrap	108
2.5. Les technologies de production d'énergie thermique.....	108
2.6. Les technologies de production d'énergie électrique	108
2.7. Les technologies d'élimination des déchets.....	109
3. Résultats	109
3.1. Modèle	110
3.2. Résultats selon les variantes méthodologiques de modélisation	111
3.3. Résultats détaillés selon la variante de méthodologique de modélisation retenue	112
4. Conclusions quant à l'intérêt de recycler l'aluminium	115
QUATRIÈME PARTIE : RECOMMANDATIONS.....	119
1. Définitions.....	121
2. Mode de calcul	121
3. Sources d'incertitude	121
4. Analyse de l'incertitude.....	122
5. Pertinence du type de résultats en fonction du type d'instrument mis en oeuvre.....	122
ANNEXE 1 : TABLE DES MATIÈRES	125
ANNEXE 2 : INTERNALISATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX.....	129
1. Dégradation de la qualité de l'eau	129
1.1. Redevances pollution.....	129
1.2. Taxes sur les produits.....	130
2. Toxicité humaine	131
ANNEXE 3 : VALEUR DES EFFETS RESSENTIS.....	133
1. Mortalité.....	133
1.1. Valeur d'une vie statistique (VOSL)	133
1.2. Discussion relative à la portée du concept de VOSL	134
1.3. valeur d'une année de vie (VOLY)	135
1.4. Critiques relatives à l'utilisation de la VOLY.....	136
1.5. Qualité de vie et quality-adjusted VOLY	136

2. Morbidité.....	136
ANNEXE 4 : BIBLIOGRAPHIE.....	137
ANNEXE 5 : ABBRÉVIATIONS	143

ANNEXE 2 : INTERNALISATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX

1. Dégradation de la qualité de l'eau

1.1. Redevances pollution

En ce qui concerne les eaux domestiques, le prix de l'eau potable en France comprend quatre grandes composantes, qui se répartissent selon les proportions moyennes suivantes :

- distribution de l'eau d'alimentation : 43 % en moyenne en France selon la DGCCRF⁶⁷ (ce poste intègre en plus les dépenses liées à la surveillance et à l'entretien des équipements) ;
- collecte et assainissement (dépollution) des eaux usées : 31 %
- redevances : 20,5 % (ces redevances recouvrent : les redevances pollution et prélèvement des Agences de l'eau et la redevance versée aux « Voies navigables de France »)
- TVA : 5,5 %

Peuvent être considérées comme destinées à couvrir les effets environnementaux liés à la pollution de l'eau :

- la composante « assainissement » du prix de l'eau qui est perçue par les services d'assainissement ;
- la redevance pollution, reversée aux agences de l'eau. Cette redevance vise à limiter la pollution des eaux. Les taux sont fixés par délibération des Agences de l'Eau qui la perçoivent pour l'affecter à leur politique de dépollution des eaux et d'aide aux entreprises, adaptée au bassin.

Néanmoins, ces coûts supportés par le consommateur d'eau via sa facture d'eau n'incitent pas à une réduction des émissions portant atteinte à la qualité de l'eau, telles que les émissions de nitrates, de phosphates. Par contre, ils peuvent inciter à réduire la consommation d'eau, ce qui n'est pas l'objectif des montants prélevés).

Il n'y a donc pas d'internalisation des effets environnementaux dus aux émissions domestiques dans l'eau.

En ce qui concerne les rejets d'eau industrielle et de l'élevage, les agences de l'eau perçoivent aussi une redevance pollution assise soit sur des émissions forfaitaires calculées en fonction de la nature des activités, soit sur les émissions mesurées directement. Les émissions dans l'eau des substances suivantes sont concernées :

- matières en suspension (MES)
- matières oxydables (MO)
- matières inhibitrices (MI)
- sels solubles (SS)
- azote réduit (NR)

⁶⁷ Direction Générale de la Concurrence, de la Consommation et de la Répression des fraudes (DGCCRF)
Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale (D4E)

- phosphore total (P)
- métaux et métalloïdes (METOX)
- composés organo-halogénés (AOX)

Des montants bruts de redevances sont déduites des primes pour épuration en fonction des rendements des éventuelles installations d'épuration. Les redevances nettes réellement payées tiennent donc compte des efforts d'épuration et, dans le cas où la redevance est assise sur les émissions réellement mesurées, des efforts de réduction des émissions au niveau des procédés industriels ou d'élevage. Elles ont donc un caractère incitatif.

Il est donc considéré qu'il y a internalisation à concurrence des montants de la redevance pour les six types de flux élémentaires concernés.

Pour les matières en suspension et des matières organiques, 100 % des coûts des effets environnementaux sont internalisés. Pour les matières azotées et phosphorées, les redevances ne couvrent qu'une partie des coûts des effets environnementaux.

1.2. Taxes sur les produits

La **TGAP sur les préparations de lessives** impose une taxe à toute personne qui les met à la consommation ou qui les livre. Sous hypothèse que cette taxe est répercutée sur le prix de vente des produits, elle a un effet incitatif puisqu'elle pousse à réduire la consommation des produits contenant des phosphates et ceux qui en contiennent plus. Les taux en vigueur de cette taxe couvre l'entièreté des effets environnementaux liés à l'eutrophisation par ces phosphates. Le taux d'internalisation des coûts liés aux phosphates des lessives est donc de 100 %.

En raison de l'occurrence négligeable des flux de phosphates dus aux lessives dans les procédés industriels, ce type particulier de flux de phosphates n'est pas pris en compte et le taux d'internalisation considéré ne relève que de la redevance pollution.

La **TGAP sur produits anti-parasitaires** est destinée à limiter l'utilisation massive de produits anti-parasitaires à usage agricole homologués et dans lesquels entrent des substances dangereuses, afin de lutter contre la contamination des eaux de surface et des eaux souterraines. Elle est redevable par toute personne qui met à la consommation ou livre des produits anti-parasitaires à usage agricole homologués. Sous hypothèse que cette taxe est répercutée sur le prix de vente des produits, elle a un effet incitatif puisqu'elle pousse à réduire la consommation de ces produits.

Le taux de la taxe est fixé en fonction du poids des substances classées dangereuses qui entrent dans la composition des produits. Ces substances sont réparties en sept catégories, affectée chacune d'un taux unitaire spécifique en fonction de leurs caractéristiques éco-toxicologiques et toxicologiques. Un montant moyen de taxe par kg de produit vendu est calculé sur base des recettes de cette taxe en 2004 et de la quantité de produits vendue sur le marché en France cette même année. Le montant ainsi calculé ne représente qu'une fraction des coûts des effets environnementaux imputés aux pesticides. C'est cette fraction qui est considérée comme taux d'internalisation pour tous les flux élémentaires de type pesticide dans l'eau.

2. Toxicité humaine

La catégorie « toxicité humaine » reprend les effets sur la santé des émissions dans l'air et dans le sol. Les effets toxiques des émissions dans l'eau sont considérés dans la catégorie « dégradation de la qualité de l'eau ».

La Taxe Générale sur les Activités Polluantes (TGAP) appliquée à la pollution atmosphérique constitue la seule mesure basée sur le marché relative aux émissions visées par la catégorie « toxicité ». Cette taxe vise à limiter l'émission de substances polluantes dans l'atmosphère par le biais d'une fiscalité incitative. Elle ne s'applique qu'aux installations classées soumises à autorisation dans les catégories suivantes :

- installations de combustion de puissance thermique maximale supérieure ou égale à 20 MW ;
- installations d'incinération d'ordures ménagères de capacité supérieure ou égale à 3 tonnes par heure ;
- installations n'entrant pas dans les deux catégories ci-dessus mais rejetant en une année plus de 150 tonnes d'un ou plusieurs des composés suivants pris individuellement : oxydes de soufre et autres composés soufrés (exprimés en équivalent dioxyde de soufre), protoxyde d'azote, autres composés oxygénés de l'azote (exprimés en équivalent dioxyde d'azote), acide chlorhydrique, hydrocarbures non méthaniques, solvants et autres composés organiques volatils (COV).

Les montants appliqués sont repris dans le tableau ci-dessous.

	Euros/tonne
Oxydes de soufre	42,68
Acide chlorhydrique	42,68
Protoxyde d'azote	64,03
Oxydes d'azote	51,22
Composés organiques volatils non méthaniques	42,68

Outre le fait que la taxe ne s'applique qu'à une liste limitée de substances et pas à tous les secteurs émetteurs, ses montants sont en outre négligeables par rapport aux coûts des dommages imputés à ces flux.

Le taux d'internalisation considéré est donc nul pour la catégorie « toxicité » globale ainsi que pour ses sous-catégories (particules et aérosols, ozone troposphérique...).

ANNEXE 3 : VALEUR DES EFFETS RESENTIS

Cette annexe reprend les notions et paramètres essentiels à considérer pour attribuer des valeurs monétaires aux cas de mortalité et morbidité.

1. Mortalité

L'évaluation monétaire de la mortalité passe par l'évaluation des bénéfices liés à une réduction de la mortalité. Ceci fait intervenir plusieurs concepts ou valeurs unitaires :

- **La valeur d'une vie statistique** (VOSL : value of statistical life), aussi appelée valeur d'évitement d'un décès, VED (VPF : value of prevented fatality) à associer à un nombre de décès ;
- **La valeur d'une année de vie** (VOLY : value of a life year ; ou VLYL : value of a life year lost) à associer à un nombre d'années de vie perdues (YOLL : years of life lost) ;
- **L'index de qualité de vie** (QoL : quality of life index) qui, multiplié par la VOLY, donne une estimation de la valeur d'une année de vie ajustée selon la qualité.

La présente annexe décrit les méthodes d'estimations de ces valeurs et discute de leur utilisation dans le contexte de la « pollution » au sens large. Les effets aigus correspondent aux effets associés à des pics de pollution tandis que les effets chroniques résultent d'une exposition prolongée à une pollution.

1.1. Valeur d'une vie statistique (VOSL)

La méthode la plus utilisée pour estimer la VOSL est basée sur le consentement à payer (WTP) ou à accepter (WTA) pour une légère modification du risque ou de la probabilité de décès.

D'autres méthodes existent, qui sont peu utilisées, voire controversées :

- Méthode basée sur les décisions juridiques relatives aux indemnités accordées en cas de décès (valeurs associées aux assurances-vie) ;
- Méthode productiviste, qui fonde la VOSL sur l'activité productive de l'individu, évaluée comme la somme actualisée des revenus futurs pour chaque âge.

Dans le cadre de l'approche basée sur la WTP, la VOSL est agrégée de la manière suivante sur toute une population :

$$VOSL = \frac{\sum_i WTP_i \cdot \Delta r_i}{\sum_i \Delta r_i}$$

où WTP_i = WTP individuelle

Δr_i = modification du risque (par exemple 1/10 000).

Dans les études exploitant cette approche, la WTP pour une réduction du risque et la WTA pour une augmentation du risque sont estimées principalement par 3 méthodes :

- l'observation des WTA déduites des compensations salariales exigées pour exercer une profession où le risque de décès au travail est plus élevé ;

- l'évaluation contingente où les individus sont questionnés sur leur WTP ou WTA pour des mesures qui modifient le risque de décès associé à certaines activités (conduite automobile) ;
- méthode basée sur les dépenses volontaires réels pour des biens de protection qui réduisent le risque de décès associé à certaines activités (air bag...).

Les valeurs les plus récentes de VOSL sont de 1 M€₂₀₀₀ en moyenne, mais de 2 M€₂₀₀₀ spécifiquement pour une mort par cancer (Rabl 2005, ExternE 2004).

La gamme de variation entre sources est de 1 à 5 M€₂₀₀₀.

1.2. Discussion relative à la portée du concept de VOSL

Plusieurs éléments d'analyse critique méritent d'être abordés afin d'appréhender finement les valeurs de VOSL.

- **Age** : vu que la majorité des études à la base des valeurs de VOSL sont fondées sur le lien salaire-risque (ou sur les accidents de la route), la valeur résultante se rapporte davantage à des personnes dans les tranches 25-55, voire surtout 35-45 ans. Or dans le cas de la pollution, ce sont plutôt des personnes âgées qui sont susceptibles de décéder, au moins dans le cadre de la mortalité aiguë, et leur vie n'est réduite que de quelques semaines ou mois.

Plusieurs impacts de l'âge sur la VOSL ont été rapportés: soit la VOSL décroît à partir de 40 ans de manière monotone, soit il y a une relation en forme de U inversé, soit la VOSL ne commence à diminuer qu'après 70 ans.

Ces considérations ont conduit à l'approche méthodologique qui consiste à calculer la VOSL d'après la valeur d'une année de vie et un nombre d'années de vie perdues (voir plus loin).

Concernant la VOSL des enfants, des études sont en cours...

- **Etat de santé** : certains supposent que les personnes en mauvais état de santé ont des WTP plus faibles que ceux en meilleure santé et que ces personnes sont plus sensibles à la pollution atmosphérique. Néanmoins, il n'y a pas de preuve de cela. Le workshop de l'UE conclut qu'il n'est pas approprié d'adapter la VOSL selon la santé de la population à risque.
- L'influence de la notion de **risque volontaire/involontaire**, contrôlable/incontrôlable ou endogène/exogène : un individu va associer une valeur plus faible à un risque pour lequel il considère avoir une part de responsabilité par rapport à un risque inévitable. Il en résulte qu'une WTP pour un risque contrôlable ne peut pas être transférée dans le contexte d'un risque incontrôlable.
- **Applicabilité à d'autres pays** : chaque pays est caractérisé par un niveau de revenu, une culture (attitude par rapport au risque...), une espérance de vie.... En conséquence :
 - ✗ Lors d'évaluations impliquant l'échelle régionale ou nationale :
 - une valeur commune moyenne doit être adoptée pour l'union européenne ;
 - pour les pays en voie de développement (et les nouveaux adhérents à l'UE), la VOSL moyenne peut être transférée par multiplication par un

ratio du revenu moyen, du PNB ou du pouvoir d'achat (« purchasing power parity ») ;

- une autre approche peut être adoptée, qui consiste à se baser sur des 'méta-analyses' pour calculer la VOSL à partir de paramètres propres à chaque pays (revenu, âge, éducation...).

*Lors d'évaluations à l'échelle mondiale par contre (ex : conséquences du changement climatique), il n'apparaît pas équitable que la VOSL soit liée au revenu. Il convient donc d'adopter une valeur mondiale. Ceci pourrait être effectué en 'normalisant' la valeur VOSL de base en fonction du revenu par habitant pondéré sur toutes les régions (donc y compris l'Europe).

- **Prise en compte présent/futur** : les effets de la pollution peuvent être aigus (immédiats), chroniques ou latents. La question est donc de savoir comment évaluer maintenant un dommage futur.

Pearce (2000) considère que d'une manière générale, pour garantir l'impartialité intergénérationnelle, soit les risques futurs sont évalués via les WTP futures actualisées, soit ils sont évalués selon la valeur présente de la VOSL et il n'y a pas d'actualisation.

D'après le workshop UE (2000), il est approprié de valoriser les impacts futurs à un taux inférieur à celui des impacts contemporains. Le taux d'actualisation préconisé est de 4% (avec une analyse de sensibilité de 2%). Cette valeur de 4% est aussi mentionnée dans BeTa et l'étude PREDIT « état de l'art ».

1.3. valeur d'une année de vie (VOLY)

L'estimation de la valeur d'une année de vie est utilisée pour pallier les limites de la VOSL pour l'évaluation des impacts de la pollution atmosphérique. En effet, il apparaît que le nombre d'années de vie perdues dans le cadre de la mortalité aiguë est inférieure à une année et qu'il est de l'ordre de quelques années pour la mortalité chronique (avec un délai de 15 ans). Ces réductions de l'espérance de vie sont bien inférieures à celle, de l'ordre de 40 ans, qui est en moyenne sous-jacente aux études conduisant à déterminer la VOSL.

L'impact de la pollution doit être exprimé en terme de « loss of life expectancy » (LLE) sur la population entière, ce qui ne peut être approché que via des études de cohorte à long terme.

Il y a deux possibilités pour évaluer la VOLY, l'une basée sur la VOSL, l'autre se fondant sur des études spécifiques de WTP.

- **Détermination sur base d'études de WTP** pour une extension de la durée de vie une fois un certain âge atteint. Il s'agit d'évaluer l'extension de la durée de vie attendue et non une réduction du risque de ne pas atteindre la durée de vie attendue ;
- **Détermination à partir de la VOSL** : l'idée est de considérer la valeur d'une année de vie (VOLY) comme une annuité qui, actualisée sur la durée de vie restante, serait égale à la VOSL :

$$VOSL = \sum_{i=1}^n VOLY / (1+r)^i = VOLY [1 - (1+r)^{-n}] / r$$

Avec n = nombre attendu d'années de vie restantes

r = taux d'actualisation de l'utilité future

hypothèse : VOLY indépendant de l'âge

Et :

$$VOLY = VOSL/A \text{ avec } A = [1-(1+r)^{-n}]/r$$

Le nombre attendu d'années de vie restantes (n) est de l'ordre de 30 à 40 ans si VOSL obtenue via des études d'accidents de la route ou salaire-risque. La VOLY peut dès lors être utilisée pour calculer une valeur de VOSL dépendante de l'âge (a) :

$$VOSL(a) = \sum_{t=a}^T VOLY/(1+r)^{t-a}$$

Avec T = espérance de vie.

Peu d'études ont jusqu'à présent été réalisées. Desaiques et Rabl (2004) rapporte des valeurs de VOLY de 21 K€ à 206 K€ sur base du questionnaire de Krupnick et al (2002).

La valeur la plus récente acceptée est de 50 000 €₂₀₀₀ (ExternE 2005).

1.4. Critiques relatives à l'utilisation de la VOLY

La VOLY n'est sans doute pas indépendante de l'âge. Il faudrait complexifier le modèle.

On ne peut pas faire une simple addition des YOLL de différentes personnes. En effet il faut, d'après les auteurs, « discountier » les années futures. Mais sinon, les problèmes associés à l'addition de valeurs pour plusieurs individus sont du même ordre que ceux rencontrés quand on additionne des VSL.

Pour plus d'information, voir Friedrich et Bickel 2001.

1.5. Qualité de vie et quality-adjusted VOLY

L'approche Quality adjusted VOLY permet de combiner une information relative à la perception de la qualité de vie. Ainsi, une valeur monétaire peut être associée à la perspective d'une année de vie supplémentaire mais accompagnée de peine et souffrances. Cette valeur ajustée selon la qualité résulte de la multiplication de la VOLY par un index de qualité de vie. (QoL: quality of life index).

2. Morbidité

Les deux principales références en matière d'évaluation monétaire de la morbidité sont : ExternE 2005 (update ExternE 1998) et l'étude Ready & Al 2004 (update CSERGE et al. 1999) qui a appliqué la méthode d'évaluation contingente dans 5 pays européens.

Les principales valeurs obtenues sont les suivantes :

Respiratory hospital admission	4 320 (3) € ₂₀₀₀ /cas
Congestive heart failure	3 260 (3) € ₂₀₀₀ /cas
IQ point	3 000 (3) € ₂₀₀₀ /cas

ANNEXE 4 : BIBLIOGRAPHIE

1. Althaus H.-J., Chudacoff M., Hischier R., Jungbluth N., Osses M., Primas A. (2003) Life Cycle Inventories of Chemicals. Final report ecoinvent 2000. Volume: 8. Swiss Centre for LCI, EMPA-DU. Dübendorf, CH, 927p.
2. Althaus H.-J., Chudacoff M., Hischier R., Jungbluth N., Osses M., Primas A. (2004) Life Cycle Inventories of Packagings and Graphical Papers Part IV Packaging Glass. Final report ecoinvent 2000. Volume: 11. Swiss Centre for LCI, EMPA-DU. Dübendorf, CH, 71p.
3. Althaus H.-J., Chudacoff M., Hischier R., Jungbluth N., Osses M., Primas A. (2004b) Life Cycle Inventories of Metals. Final report ecoinvent 2000. Volume: 10. Swiss Centre for LCI, EMPA-DU. Dübendorf, CH, 704p.
4. Bengt Steen (1999). A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS). Version 2000 – Models and data of the default method, CPM report 1999:5.
5. BIPE (2004). JACQUET S, DUCHEMIN C, DUNET D. 'Evaluation des conséquences économiques d'une modification du classement (dangereux/non dangereux) de certains déchets' Rapport final. Novembre 2004. p12.
6. Brisson, I. & Pearce, D (1995) Benefits Transfer for Disamenity From Waste Disposal CSERGE Working Paper WM 95-06, 14p.
7. COWI (2000). A Study on the Economic Valuation of Environmental Externalities from Landfill Disposal and Incineration of Waste, European Commission, DG Environment, 2000.
8. CPM (1999) A systematic approach to environmental priority strategies in product development CSERGE, IOS-NLH, IVM, CAS and DAE-UoV (1999), Benefits Transfer and the Economic Valuation of Environmental Damage in the European Union: With Special Reference to Health. Report to DG Environment
9. CSSPF (2002). Mathieu G. Bilan environnemental des transports en France (perspectives 2010-2020). Décembre 2002
10. Commissariat Général du Plan (2005), Le Prix du Temps et la Décision Publique - Révision du Taux d'Actualisation Public, La Documentation Française, 96p
11. Defra (2003) A study to estimate the disamenity costs of landfill in Great Britain, final report, Department for Environment, Food and Rural Affairs Cambridge Econometrics in association with EFTEC and WRc, 136p.
12. Derwent, R.G. and Jenkins, M.E. (1990) Hydrocarbon involvement in photochemical ozone formation in Europe. AERE R 13736, AEA Environment and Energy, Harwell Laboratory, Oxfordshire OS11 0RA, U.K.
13. Desaiques B. & Rabl A (2004) Monetary Valuation of Air Pollution Mortality: Current Practice, Research Needs and Lessons from a Contingent Valuation.
14. Dorland C, AQA Omtzigt and AA Olsthoorn (2000), Marginal Costs – The Netherlands, In : R Friedrich and P Bickel (eds), External Environmental Costs of Transport, University of Stuttgart.
15. EAA (2000) Environmental Profile Report for the European Aluminium Industry, 56p.
16. EAA (2005) Environmental Profile Report for the European Aluminium Industry – primary aluminium update – year 2002, 14p.

17. EAA (2006) Market report 2005, 37p.
18. EEA (2005) Market based instruments for environmental policy in Europe, 158p.
19. EEA (2001) themes.eea.eu.int/...
/indicators/consequences/TERM03,2001/Emissions_of_air_pollutants_TERM_2001.doc.pdf
20. Ekvall T (2000) A market-based approach to allocation at open-loop recycling Resources, Conservation and Recycling 29 (2000) 91–109.
21. Ekvall T, and Tillman A-M (1997), "Open-Loop Recycling: Criteria for Allocation Procedures," Int Journal of LCA , 2(3), pp155-162.
22. Ekvall T, Weidema BP (2004) System Boundaries and Input Data in Consequential Life Cycle Inventory Analysis. International Journal of LCA 9(3):161-171.
23. Enviro Consulting Limited in association with EFTEC (2004). Valuation of the external costs and benefits to health and environment of waste management options. For DEFRA (UK).
24. EPS. Version 2000 – Models and data of the default method', Bengt Steen, CPM report 1999:5.
25. EREC (year?). Renewable energy scenario to 2040.
26. EU Workshop on Valuing Mortality and Valuing Morbidity (2001). Recommended interim values.
27. ExternE (1998) methodology update.
28. ExternE (1998). Externalities of Energy. Vol.7: Methodology 1998 Update (EUR 19083); Vol.8: Global Warming (EUR 18836); Vol.9: Fuel Cycles for Emerging and End-Use Technologies, Transport and Waste (EUR 18887); Vol.10: National Implementation (EUR 18528). European Commission, Directorate-General XII <http://ExternE.jrc.es/publica.html> .
29. ExternE (2005). Externalities of Energy - Methodology 2005 Update. Edited by Peter Bickel and Rainer Friedrich, 287p.
30. Hellweg et al. (2003). Hellweg S., Hofstetter T.B., Hungerbühler K. Discounting and the Environment. Int J LCA 8 (1) 8 – 18 (2003).
31. Hischier R. (2004) Life Cycle Inventories of Packagings and Graphical Papers. Ecoinvent report No. 11, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, 2004.
32. Holland M., Watkiss P (2005) Damages per tonne emission of PM2.5, NH3, SO2, NOx and VOCs from each EU25 Member State (excluding Cyprus) and surrounding seas, Service Contract for Carrying out Cost-Benefit Analysis of Air Quality Related Issues, in particular in the Clean Air for Europe (CAFE) Programme, 31p.
33. Holland M., Watkiss P (Netcen) (2002). BeTa: Benefits Table database: Estimates of the marginal external costs of air pollution in Europe.
34. IFEN (2003) La fiscalité liée à l'environnement - Données économiques de l'environnement, 252p.
35. INFRAS-IWW (2000), External Costs of Transport - Accident, Environmental and Congestion Costs of Transport in Western Europe, Zurich/Karlsruhe , 304 p.
36. INFRAS-IWW (2004), External Costs of Transport – Update study, Zurich/Karlsruhe , 168 p.
37. INRA, Cemagref (2005) Pesticides, agriculture et environnement : rapport d'expertise.
38. ITOM (2000) Enquête sur les installations de traitement des déchets ménagers et assimilés en 2000 - Le stockage, 14p.
39. IVW – Van Beukering (2000) Valuation of Waste-related externalities – Evaluation of the costs and benefit for the achievement of reuse and recycling targets for the

- different packaging materials in the frame of the packaging and packaging waste directive, 43 p.
40. Johansson et al (2004). The Potentials of Renewable Energy, Thematic Background Paper. International Conference for Renewable Energies, Bonn 2004 (renewables 2004).
 41. Jolliet (2005) Defining LCA System Boundaries Based on Unit Process Specific Cut-offs and on Input-Output. Rebitzer, G.1, 2, Jolliet, O.2, 1 Alcan Technology & Management, Neuhausen am Rheinfall, Switzerland, CH-82122 Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL), Lausanne, Switzerland, CH-1015
 42. Lebègue, D.& Al (2005) Le prix du temps et la décision publique - Révision du taux d'actualisation public, Laboratoire d'économie des transports - Université Lumière - Lyon II, Ecole Nationale des Travaux Publics de l'Etat, 94p.
 43. Markandya A., Rabl A. (2004). Valuation of Air Pollution Mortality: How to achieve consistency between the epidemiological studies and the monetary valuation.
 44. MEDD (2004) Consentement local à payer et localisation d'une décharge – Par VM2 conseil, 106p.
 45. MEDD (2005) Consentement local à payer et localisation d'un incinérateur – Par VM2 conseil, 130p.
 46. Metaiche M. & Kettab A. (2005)- Water desalination price from recent performances: modelling, simulation and analysis - Int. J. of Nuclear Desalination 2005 - Vol. 1, No.4 pp. 456 – 465.
 47. NewExt (2004) (http://www.ier.uni-stuttgart.de/forschung/projektwebsites/newext/newext_final.pdf)
 48. OFEPP (1998)- Office Fédéral de l'Environnement, des forêts et du paysage, Cahier de l'environnement N°250/I.I
 49. OEA/EAA (2006)- Aluminium Recycling – The Road to High Quality Products, 50p.
 50. OEA/EAA (2006b)- Aluminium Recycling – A cornerstone of Sustainable Development, 33p.
 51. OFWAT (2005). Ove Arup & Partners Ltd et Oxera Consulting Ltd. Pour Ofwat 'Water Framework Directive Economic Analysis of Water Industry Costs' Final Report. November 2005
 52. Palmer K, Sigman H, Walls M. (1996) The cost of reducing municipal solid waste - Discussion Paper 96-35 - Resources for the Future, 42p.
 53. Pearce D. (2000). Valuing Risks To Life and Health. Towards Consistent Transfer Estimates in the European Union and Accession States (Paper prepared for the European Commission (DGXI) Workshop on Valuing Mortality and Valuing Morbidity).
 54. Peter Abelson (Macquarie University) The Value of Life and Health for Public Policy http://www.appliedeconomics.com.au/pubs/papers/pa03_health.htm
 55. Piebalgs, A. (2006) Environment commissioner EC - What are the EU energy challenges? Speech at the conference "Offshore Northern Seas Conference 2006" Norway
 56. PIRA (1996) Development of a combined methodology to evaluate recycling processes based on life cycle assessment (LCA) and economic valuation analysis (EVA). Project N° : ENV4-CT95-0091.
 57. Pope CA & Al (2002). "Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long term exposure to fine particulate air pollution ". J. Amer. Med. Assoc., vol.287(9), 1132-1141

58. PRE Consultants (2000) The Eco-indicator 99 – A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment – Methodology Report, Annex 1, 17 April 2000 2d edition
59. Rabl (2005), How much to Spend for the Protection of Health and Environment: a framework for the Evaluation of choices, Review paper for Les Cahiers de l'Institut Véolia Environnement, 2 April 2005.
60. Rabl A & Sparado J (2006) Environmental Impacts and Costs of Energy. Annals of the New York Academy of Sciences 1076 (1), 516–526
http://www.tfif.fi/micaj_storage/3rWsWWQbfYWUFRFistb-fq_n/942/Ari%20Rabls%20presentation.pdf
61. RDC (2005) Typologie des enjeux environnementaux et usage des différentes méthodes d'évaluation environnementale, notamment dans le domaine des déchets et des installations industrielles – RECORD, 95p
62. RDC Environment – PIRA (2003) 'Evaluation of costs and benefits for the achievement of reuse and recycling targets for the different packaging materials in the frame of the Packaging and Packaging Waste Directive 94/62/EC', European Commission, Final consolidated report , 2003.
63. RDC Environnement (2006) : Monétarisation des conséquences environnementales de la gestion avec valorisation agronomique des déchets organiques – ADEME.
64. Ready, R., Navrud S., Day B, Dubourg R., Machado F., Mourato S., Spanninks F., and M. X. V. Rodriquez (2004), "Benefit Transfer in Europe: How Reliable Are Transfers Across Countries?", *Environmental & Resource Economics*, 29, p: 67-82.
65. RECORD (2002). E. LABOUZE - BIO Intelligence Service. 'Valeur de normation pour les indicateurs environnementaux'. ETUDE N° 01-1009/1A, juillet 2002.
66. Spadaro et Rabl (2002), Air pollution Damage Estimates : the Cost per kg of Polluant, Published in *International J. of Risk Assessment and Management*. Vol.3 (1), 75-98.
67. Spadaro et Rabl (2004). Pathway analysis for population-total health impacts of toxic metal emissions, *Risk Analysis* vol24, n°5, 1121-1141 (2004).
68. Stern N. (2006), *The Economics of Climate Change*, The Stern Review, Cambridge University Press, 712p
69. USEPA (2002) Report on the International Workshop on Electricity Data for Life Cycle Inventories EPA/600/R-02/041, 97p
70. Weidema B. (2001), "Avoiding Co-Product Allocation in Life-Cycle Assessment," *Journal of Industrial Ecology*, 4(3), pp11-33, 2001.
71. Weidema B.P, Frees N., Nielsen A-M (1999): Marginal Production Technologies for Life Cycle Inventories. *Int. J. LCA* 4 (1) 48-56
72. Weidema BP (2003) Market information in life cycle assessment. Copenhagen: Danish Environmental Protection Agency. (Environmental Project no. 863).
73. Weidema, BP, Norris GA (2005) · Avoiding co-product allocation in the metals sector. Pp. 81-87 in A Dubreuil: "Life Cycle Assessment and Metals: Issues and research directions." Pensacola: SETAC. (Proceedings of the International Workshop on Life Cycle Assessment and Metals, Montreal, Canada, 2002.04.15-17)
74. Spadaro J.V., Rabl A. Air Pollution Damage Estimates: the Cost per kg of Pollutant. *International J. of Risk Assessment and Management*, Vol.3 (1), 75-98 (2002).
75. STOWA (1996). STOWA Utrecht.
76. Ted Trainer (2004). Renewable energy; what are the limits? (http://healthandenergy.com/renewable_energy's_limitations.htm)
77. TNO (2005). 'Water desalination with Memstill in Singapore', TNO Magazine, June 2005.

78. Tol (1999). The marginal damage costs of greenhouse gas emissions, the Energy Journal 20 (1), 61-81, 1999.
79. Tol and Downing (2000). Tol R. and Downing T. (IVM). The marginal costs of climate changing emissions. September 2000
80. Tol et al. (2001). Progrès dans l'estimation des coûts des dommages des émissions des gaz à effet de serre.
81. UNITE (2002). UNification of accounts and marginal costs for Transport Efficiency. Deliverable 5, Annex 1, 27 March 2002.
http://www.its.leeds.ac.uk/projects/unite/downloads/D5_Annex1.pdf
82. Watkiss (2001). Watkiss P. et al. 'Effets de la pollution atmosphérique sur les matériaux de construction', janvier 2001.
83. World Energy Assessment (WEA) (2000). Chapter 7: Renewable energy technologies (Wim C. Turkenburg); Chapter 9: energy scenarios (Nebojsa Nakićenović).
84. Zhou and Tol (2005), Evaluating the costs of desalination and water transport, WATER RESOURCES RESEARCH, VOL. 41, 2005

ANNEXE 5 : ABBREVIATIONS

ACV	Analyse de cycle de vie
AEA	Activité économique abandonnée
AEM	Activité économique moyenne
APR	Activité de prévention ou réparation
CNS	Collecte non sélective
CPA (WTP)	Consentement à payer (willingness to pay)
CS	Collecte sélective
CSDU	Centre de stockage des déchets ultimes
DRF	Dose response function, Fonction dose réponse
EAA	European Aluminium Association
eau, cd	Eau destinée à la consommation domestique
eau, ncd	Eau non destinée à la consommation domestique
FE	Flux élémentaire
FM	Facteur de monétarisation
GES	Gaz à effet de serre
MP	Matière première
OEA	Organisation of European Aluminium Refiners and Remelters
OMR	Ordures ménagères résiduelles
PàP	Porte à porte
PAV	Point d'apport volontaire
RENr, RER,	Ressources Energétiques Non Renouvelables