



ETUDE N° 04-1012/1A

SYNTHESE DE L'ETUDE

FRANÇAIS / ANGLAIS

**APPROCHE METHODOLOGIQUE INTEGREE POUR
L'EVALUATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DES
FILIERES DE VALORISATION DES RESIDUS MINERAUX**

ETUDE PROSPECTIVE

avril 2006

**L. BARNA – LAEPSI - INSA DE LYON
E. BENETTO – ECOINNOVA**

I. Contexte de l'étude

Le manque de référentiel réglementaire dans le domaine de la valorisation matière des déchets minéraux pourrait être substitué par des approches d'évaluation des impacts environnementaux dans un contexte d'usage donné.

Les méthodes d'Évaluations Des Risques (EDR) écologiques permettent d'évaluer l'impact environnemental de scénarios de valorisation de déchets minéraux à l'échelle locale mais elles ne prennent pas en compte le gain environnemental observé à une échelle plus globale et lié notamment à la non utilisation de matériaux neufs substitués par les résidus minéraux (sable, granulats,...). En revanche, les méthodes d'Analyse du Cycle de Vie (ACV) évaluent les impacts globaux mais celles-ci sont souvent peu performantes en matière d'évaluation des impacts environnementaux locaux. Si l'on considère plusieurs scénarios envisageables de valorisation des déchets minéraux dans un processus décisionnel, les questions suivantes se posent : *comment intégrer dans des études de type ACV des résultats relatifs à des impacts environnementaux locaux obtenus à partir d'études EDR? Comment considérer en même temps l'ensemble des résultats des études ACV et EDR de scénarios de valorisation concurrents pour les comparer et choisir le meilleur du point de vue environnemental ?* ».

Malgré l'intérêt de la problématique aussi bien au niveau pragmatique que théorique, il n'y a pas de solution proposée ni d'études en cours en France ou ailleurs.

II. Objectifs

Cette étude vise à apporter des éléments de réponse à ces questions et problématiques dans une optique prospective et plus précisément à *mettre au point des perspectives argumentées et un cahier de charges pour l'établissement d'une méthodologie d'évaluation intégrée des impacts environnementaux* des filières de valorisation des résidus minéraux.

L'étude comprend quatre parties principales :

- L'analyse approfondie des méthodes d'évaluation des impacts globaux et locaux utilisées dans les approches EDR et ACV, à priori des systèmes et des filières analysés. Bien que plusieurs éléments des évaluations d'impact soient très dépendants des systèmes à étudier (par exemple les types d'impacts à considérer, les méthodes d'évaluations, les conditions physico-chimiques à imposer aux modèles d'évaluation, ...), l'intégration des impacts globaux et locaux obtenus relève d'un problème strictement méthodologique.
- Le développement d'un cadre méthodologique simple et exhaustif, ayant un caractère général, servant comme base pour le développement futur d'une méthodologie d'évaluation intégrée des impacts environnementaux de tout système et filière, à savoir pour l'évaluation des impacts locaux et globaux d'un système dans l'optique d'aide à la décision.
- La caractérisation des principaux déchets minéraux et de leurs filières de valorisation et une revue bibliographique internationale sur les études d'évaluation d'impact de scénarios de valorisation de déchets minéraux déjà réalisées.

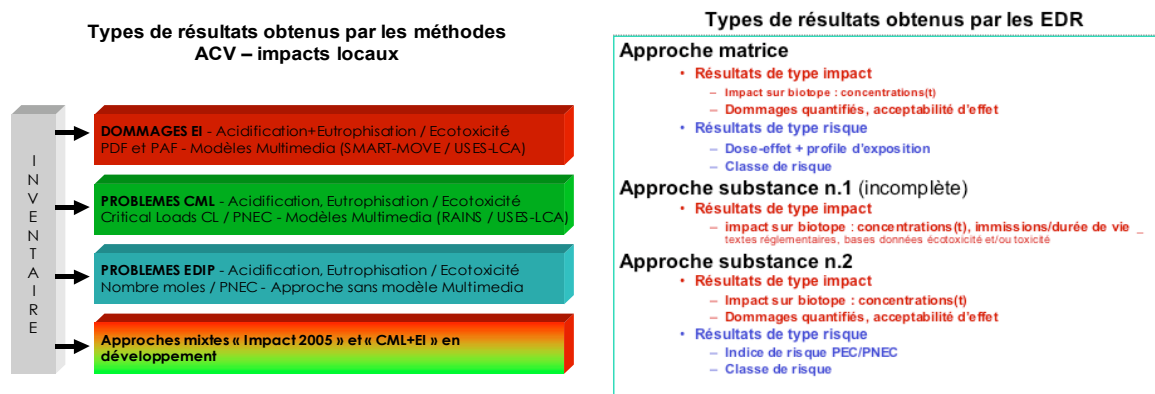
- L'application de la méthodologie développée à 3 couples filière de valorisation matière / déchet minéral en utilisant les résultats d'études EDR et ACV issus de la revue bibliographique.

Remarque : pour les abréviations, se reporter au glossaire du rapport final.

III. Principaux résultats

III.1. Analyse critique des méthodes d'évaluation des impacts par l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) et les approches d'Evaluation des Risques (EDR)

Les principales méthodes ACV existantes et utilisées actuellement, à savoir les approches problèmes CML2002 et EDIP et l'approche dommages EcoIndicator99, ont été étudiées et analysées du point de vue de leurs outils de modélisation et données employés, et des résultats que ces méthodes fournissent. Les méthodes « mixtes » Impact 2002+ et CML+EcoIndicator (en cours de développement) ont été situées par rapport aux précédentes. Les méthodes d'évaluation des risques écologiques (EDR) générale et leurs variantes d'application ont fait l'objet d'une analyse similaire. Nous avons constaté la diversité d'outils et de données employés, la diversité de choix de points de caractérisation des impacts, la diversité de résultats obtenus et de leur expression. Dans le contexte d'application aux scénarios « déchets », trois catégories de méthodes EDR écologiques ont été identifiées : *matrice* (dont la méthode de l'Ecocompatibilité), *substance2* (méthode EDR mise au point et appliquée à la caractérisation de l'écotoxicité d'une substance donnée) et *EDR incomplète ou substance1* qui n'évalue pas les impacts écotoxiques mais seulement la dispersion des polluants dans les différents milieux naturels fournissant donc une concentration dans un espace et temps donnés.



L'analyse détaillée de la nature et des limitations des méthodes ACV et EDR met en évidence certains points qui sont très significatifs en vue de leur intégration.

Les EDR évaluent (par des indices d'impact et/ou de risque) des effets sur les écosystèmes, dus aux émissions de substances écotoxiques ou non ; ces effets se superposent avec les effets évalués en ACV concernant les phénomènes d'écotoxicité, eutrophisation et acidification (déclinés en différentes catégories en fonction de l'approche choisie).

Les effets concernant les phénomènes d'écotoxicité, eutrophisation et acidification évalués par l'EDR et l'ACV ont la même nature mais se différencient de manière substantielle en ce

qui concerne les conditions d'évaluation et finalement la signification des résultats. L'évaluation ACV est basée sur un inventaire non localisé en temps et en espace alors que l'évaluation EDR est basée sur une relation émission-espace-temps bien précise. Les procédures et les modèles utilisés pour évaluer les impacts dans l'ACV et EDR ont le même caractère atemporel, au continental (au moins) pour l'ACV et ponctuel pour l'EDR.

Les effets évalués par l'ACV sont induits par un nombre élevé de processus du cycle de vie sans faire distinction ni localisation entre ces processus, alors que les effets évalués par l'EDR concernent un nombre très réduit de processus du cycle (en général un seul processus). Il y a donc superposition entre des résultats ACV et résultats EDR du processus sur lequel a été réalisé l'EDR et le besoin d'intégration de ces résultats avec les résultats des autres processus du cycle de vie.

Ces caractéristiques font qu'il y a une très bonne complémentarité entre les résultats ACV et EDR (ce qui ne signifie pas qu'ils ne peuvent pas être contradictoires).

III.2. Proposition d'un cadre méthodologique général d'évaluation intégrée des impacts

L'étude bibliographique a mis en évidence que les méthodes ACV et EDR sont appliquées d'une manière indépendante, avec des objectifs différents, utilisant des outils propres et fournissant des résultats indépendants, même si le système étudié est le même. La seule voie d'intégration proposée dans la littérature consiste en l'utilisation de données écotoxiques et de certains modèles issus des études EDR substance dans le corps des outils de modélisation ACV.

En se basant sur la nature des données, des résultats et des outils (modélisations) spécifiques aux méthodes EDR et ACV, nous avons identifié deux niveaux d'intégration possible:

- 1) intégration des résultats finaux des études EDR et ACV, accessibles aux praticiens ;
- 2) intégration des outils employés dans les deux méthodes, souvent inaccessibles aux praticiens, du ressort des spécialistes dans le domaine.

Ces voies d'intégration concernent les impacts locaux : écotoxicité, acidification et eutrophisation. Les méthodes EDR complètes (matrice et substance¹) n'évaluent que le premier type d'impact.

III.2.1. Intégration des résultats

Tout d'abord il faut établir un mode d'expression des résultats EDR si possible adimensionnel et ayant une signification en termes d'impact ou risque. Nous proposons l'utilisation d'indices adimensionnels de risque IR déterminés dans les EDR complètes, ou calculés à partir des concentrations des polluants déterminées dans une EDR substance incomplète et des PNEC issus de bases de données. Des indices similaires pourraient être construits pour l'acidification et l'eutrophisation à partir de concentrations et valeurs d'exposition critique (CL) issues de bases de données.

$$\text{Pour l'écotoxicité : } IR_i = C_i/PNEC_{\text{milieu},i} \quad \text{et} \quad IR_{t_{\text{sol}}} = \sum_{i=1}^N IR_{\text{sol}}^i ; \quad IR_{t_{\text{eaux}}} = \sum_{i=1}^N IR_{\text{eaux}}^i$$

$$\text{Pour l'acidification : } IAC_i = \text{flux}_i/CL_{i,\text{acidif}} \quad \text{et} \quad IAC = \sum_{i=1}^N IAC_i$$

Pour l'eutrophisation : $IEU_i = \text{flux}_i / CL_{i,\text{eutroph}}$ et $IEU = \sum_{i=1}^N IEU_i$

$\text{flux}_i = f(C_i, \text{surface}, \Delta t)$

où flux_i est le flux de substance i en mol/(unité de surface de sol × Δt) qui peut être calculé en connaissant l'émission pour une surface de sol donnée pendant une période donnée; N est le nombre de substances suivies dans l'étude EDR.

Trois stratégies d'intégration des résultats finaux ACV et EDR sont proposées.

Stratégie 1) Définition de nouveaux résultats d'impact qui regroupent l'information contenue dans les résultats ACV et EDR. Les indices adimensionnels caractérisant les impacts (EDR) peuvent être utilisés comme facteurs de poids pour les résultats d'impacts locaux ACV, pour le processus concerné par l'EDR. Ces indices vont multiplier la valeur de l'impact calculé par l'ACV uniquement s'ils sont significatifs (>1).

Stratégie n. 1
Définition de nouveaux résultats d'impact ACV+EDR

Résultats EDR	Résultats ACV	Nouveaux Résultats ACV+EDR
IRt écotox. eaux douces et IRt >1	× - Kg 1,4-DCB équivalents agrégés (de tous les processus du cycle de vie) de la catégorie FAETP pour « problèmes – CML », ou - m ³ d'eau pour ET _w de « problèmes – EDIP »	Impact écotoxique eaux douces
IRt écotox. Sol et IRt >1	× - Kg 1,4-DCB équivalents agrégés de la catégorie TETP pour « problèmes – CML », ou - m ³ de sol pour ET _s de « problèmes – EDIP »	Impact écotoxique sol
IAC et IAC >1	× - Kg SO ₂ équivalents agrégés de la catégorie « acidification » pour « problèmes – CML », ou - Kg SO ₂ équivalents agrégés de la catégorie « acidification » pour « problèmes – EDIP »	Impact acidification
IEU et IEU >1	× - Kg PO ₄ ³⁻ équivalents agrégés de la catégorie « eutrophisation » pour « problèmes – CML », ou - Kg NO ₃ ⁻ équivalents agrégés de la catégorie « eutrophisation » pour « problèmes – EDIP »	Impact eutrophisation

Stratégie 2) Substitution de certains résultats ACV par de résultats EDR (tel qu'ils sont ou dérivés).

- On peut substituer les émissions dans l'inventaire ACV par des émissions réelles issues d'un EDR.
- On peut substituer des résultats d'impacts écotoxique, d'acidification et d'eutrophisation issus d'un EDR dans l'ACV dans certains cas :
 - l'ACV n'évalue pas les mêmes impacts (écotoxicité, acidification, eutrophisation) pour les autres processus du cycle de vie, ou
 - ces impacts sont nuls.

Stratégie 3) Définition de nouvelles catégories à partir des résultats EDR apportant une information complémentaire à celle des résultats ACV : **écotoxicité sol, écotoxicité eaux, acidification, eutrophisation**. Les résultats pour ces 4 catégories doivent être mis dans une forme utilisable avec une méthode multicritère. Afin de couvrir l'ensemble des méthodes EDR, on propose plusieurs façons d'évaluer ces catégories :

1) par des indicateurs représentant le nombre d'effets observés sur E cibles prises en considération (EDR matrice et substance²).

Pour chaque espèce i (nombre total = E)

- Effet observé $CR_i = 1$

$$CR_t = \frac{\sum_{i=1}^E CR_i}{E}$$

- Effet non observé $CR_i = 0$

- Pour les 4 catégories d'impacts

- Possibilité de pondérer les espèces

2) par le nombre de dépassements des valeurs limites fixées pour chaque substance par des lois, telles que les concentrations limites dans les eaux C_{lim} , VCI dans les sols, etc (tout type d'EDR).

Pour chaque substance i (N = nombre de substances)

- Dépassement $CR_i = 1$

- Non dépassement $CR_i = 0$

$$CR_t = \frac{\sum_{i=1}^E CR_i}{N}$$

- Catégories « écotoxicité » (sol et eaux)

3) par les indices adimensionnels de risque écotoxique, acidification et eutrophisation définis au début du paragraphe III.2.1. : IRt, IAC, IEU (tout type EDR)

4) par des dommages (cas des EDR matrice et substance2) – non étudié

Les résultats finaux d'impacts locaux et globaux ACV plus EDR peuvent être traités par une analyse multicritère dans l'objectif de comparer de scénarios concurrents. Une méthode multicritère à agrégation partielle est proposée pour comparer deux scénarios concurrents A et B. Après une comparaison des impacts deux à deux (catégorie par catégorie), la méthode aboutit à trois alternatives de classement : « selon la plupart des critères A est préférable à B », « selon la plupart des critères A n'est pas préférable à B » et « selon la plupart des critères A et B sont équivalents », avec une quantification du degré de vérité de chaque proposition.

III.2.2. Intégration des outils

L'intégration des outils permet d'agir sur le fond des méthodes EDR et ACV dans l'objectif d'obtenir des résultats plus compatibles en termes d'expression et signification, ce qui faciliterait leur interprétation. On propose trois voies d'intégration :

Stratégie 4) Evolution des outils ACV par le moyen des outils EDR : modèles de dispersion des polluants, modèles d'exposition, modèles des effets et relation dose-effet. Favoriser les modèles localisés, identifier les pics de concentration, remplacer l'échelle continentale par une échelle locale, prise en compte de nouveaux polluants, effets, etc.

Stratégie 5) Outils communs et expression unique des impacts locaux : dans les étapes finales d'interprétation des résultats en EDR, utiliser des modèles spécifiques à l'ACV afin d'obtenir le même type de résultat, ce qui ne veut pas dire obtenir le même résultat.

Stratégie 6) Substitution de résultats partiels ACV par des résultats EDR : utiliser des données écotoxiques issues de cas pratiques, les effets réellement observés à la place des modélisations, prise en compte des relations réelles dose-effet, etc.

III.3. Analyse des filières de valorisation matière des déchets industriels minéraux.

Étude bibliographique des filières de valorisation des déchets minéraux

L'étude bibliographique réalisée sur les filières de valorisation des déchets minéraux, particulièrement dans le domaine du BTP, a porté aux conclusions suivantes.

- Les principales filières de valorisation sont la technique routière, les bétons et les matériaux de construction, la cimenterie.

- Les tonnages de production les plus importants concernent les déchets de construction, les cendres volantes de charbon, les MIOM et les laitiers de haut-fourneau. Concernant les

filières de valorisation, les données quantitatives manquent ou ne sont pas accessibles. Il semblerait que la technique routière suivie par la cimenterie, assimilent les plus importantes quantités de MIOM, cendres volantes de charbon et laitiers de haut-fourneau.

- La valorisation des déchets manque de cadre réglementaire en France (seule une circulaire pour les MIOM existe) comme en Europe. Certaines réglementations peuvent jouer un rôle de cadre indirect : textes relatifs à l'eau et aux milieux aquatiques, des travaux pour les sols, textes sur les matériaux de construction, textes sur la compatibilité de déchets pour un usage standardisé (BMD aux Pays-Bas).

Concernant les études ACV et EDR des scénarios de valorisation des déchets minéraux on constate que :

- très peu d'études existent ou, en tout cas, sont publiées et accessibles. Leur nombre diminue encore plus lorsqu'on croise les études EDR et ACV pour un scénario donné.
- nous avons trouvé une seule étude EDR type matrice (l'étude Ecocompatibilité) et aucune étude EDR substance complète. La plupart des études se limitent au terme source, très peu d'études s'intéressent aussi à la dispersion des flux émis dans l'environnement (EDR substance « incomplète »).
- Les études ACV sur la valorisation des déchets minéraux sont rares dans la littérature et leur adaptation et intégration avec les bases de données est souvent nécessaire afin d'obtenir un résultat d'impact.

III.4. Application du cadre méthodologique à 3 couples déchet/filière de valorisation des déchets minéraux

Le manque d'exemples d'études ACV et EDR complètes et fiables nous a obligé à retenir pour l'application des stratégies d'intégration proposées une seule filière de valorisation – la **technique routière**, et seulement deux déchets - **MIOM** et **déchets de démolition**. Les stratégies d'intégration appliquées à chaque couple ont été choisies en fonction des études ACV et EDR disponibles.

Ainsi, les déchets, les études ACV et EDR et les stratégies d'intégration sont :

- 1) MIOM : EDR matrice – étude Ecocompatibilité ; ACV EDIP (problème) – étude DTU Danemark. Intégration par la stratégie 3
- 2) Déchets de démolition : EDR substance incomplète (substance n.1) – étude RPT ; ACV – étude VTT Finlande. Intégration stratégie 1, 2 et 3.
- 3) MIOM : EDR substance incomplète (substance n.1) – étude SVDU ; ACV EDIP (problème) – étude DTU Danemark. Intégration stratégie 1 et 3.

Après analyse détaillée des études ACV et EDR citées, on retient les conclusions suivantes concernant la cohérence des scénarios et des données prises en compte:

- aucun scénario n'a fait l'objet d'une étude EDR et d'une étude ACV ;
- l'étape du cycle de vie prise en compte dans l'EDR est toujours la vie en œuvre de la route avec comme processus étudié l'émission de polluants à partir de l'ouvrage ;
- les dimensions des ouvrages et l'horizon de temps sont souvent différents mais l'épaisseur de la couche de déchet considérée par l'EDR et l'ACV est toujours très similaire ;
- ces différences n'ont pas un effet significatif sur les résultats car dans le cas de l'EDR on détermine des paramètres intensifs (concentrations des effluents, des sols).

- il faut également spécifier que le résultat des études EDR substance incomplète ont été interprétés par les auteurs des études comme un non impact (dans le sens d'impact négatif). Ce jugement a été porté par rapport à des concentrations limites dans l'eau et de VCI dans le sol (paramètres liés à la toxicité plus qu'à la écotoxicité). Seule la méthode EDR matrice (MIOM) a mis en évidence un impact écotoxique sur le milieu sol et eau.
- Aucune évaluation critique des résultats des études ACV considérés n'a été réalisée, les résultats étant pris tels quels.

Seulement l'impact écotoxique a été considéré dans les applications d'intégration, l'estimation des effets d'acidification et eutrophisation à partir d'une EDR doit faire l'objet d'études détaillées.

Pour chaque couple, deux scénarios ont été considérés : scénario A – utilisant des matières premières vierges et scénario B – valorisation des déchets. Les résultats des catégories d'impact de A et B ont été comparés par un outil multicritère à agrégation partielle. Cette comparaison a permis de mettre en évidence le poids relatif du résultat EDR sur les performances environnementales du scénario de valorisation. On remarque que ce poids relatif dépend de critères extérieurs à l'ACV et à l'EDR, et il peut être modifié selon les avis d'experts et des décideurs.

L'analyse des résultats par déchet mène aux conclusions suivantes :

Cas de l'utilisation des MIOM :

L'analyse multicritère sur les seuls résultats ACV (sans EDR), donne comme résultat « scénarios A et B équivalents ». La prise en compte des résultats EDR intégrés par la voie 3 (nouveaux critères EDR) baisse le degré de vérité de cette affirmation. En revanche, lorsque l'intégration est faite selon la voie 1 (indicateur commun ACV+EDR) le degré de vérité de cette affirmation est pratiquement non changé.

Cas de l'utilisation des déchets de démolition :

Le scénario avec les matières premières vierges est préférable du point de vue environnemental et cela est encore plus vrai dans le cas d'intégration des résultats EDR par la voie 3.

Les applications ont aussi mis en évidence les points suivants :

- les effets de l'étape vie en œuvre de la route, estimés par l'ACV, sont peu significatifs par rapport aux autres étapes du cycle de vie donc la prise en compte des résultats EDR permet de tenir compte d'effets autrement peu considérés.
- il peut y avoir des différences sensibles entre les résultats des approches ACV problème et dommage (comme dans le cas du couple 2) car l'évaluation de la toxicité de certains polluants n'est pas faite selon les mêmes modèles. D'où l'importance du choix de la méthode et de la cohérence entre les résultats EDR et ACV (le choix des critères écotoxiques).
- la voie la plus simple d'intégration des résultats EDR et ACV est la voie 3, pour laquelle les résultats de l'analyse multicritères sont immédiatement interprétables.
- la voie 3, plus que les autres, permet d'augmenter l'influence des résultats EDR sur le classement final. Cependant, la construction des indicateurs communs EDR+ACV et la modalité de substitution jouent un rôle quantitatif et donc des modifications peuvent être envisagées afin de modifier le poids des résultats EDR.

IV. Conclusions et perspectives

L'intégration des résultats finaux ACV et EDR a été conçue comme une étape facilement réalisable par les praticiens en se basant sur la typologie des résultats obtenus couramment par l'ACV et EDR.

Dans le domaine de la valorisation des déchets minéraux, nous avons constaté que les résultats des études appliquées se situent très en amont de ce qu'est un résultat d'impact ou risque EDR proprement dit. Pour cette raison, entre autres, les cas d'étude ACV et EDR pris en compte lors de l'application des voies d'intégration 1,2 et 3 aux trois couples déchet-filière se sont révélés peu adaptés pour les tester efficacement.

L'intégration des résultats EDR ne fait que confirmer les classements obtenus à partir des seuls résultats ACV, au plus en modifiant légèrement les degrés de vérité des affirmations de préférence. Il ne semble pas non plus vraisemblable de pouvoir augmenter dans l'analyse multicritère le poids des résultats EDR pour les faire compter plus. Aussi, les voies d'intégration des résultats EDR d'acidification et eutrophisation n'ont pas pu être testées à défaut de résultats dans les études de cas EDR. Compte tenu que les études prises en compte sont les seuls inventoriés lors de l'étude bibliographique, il semble nécessaire de construire des scénarios "ad hoc" ayant les caractéristiques nécessaires pour une application efficace des voies d'intégration, notamment :

- l'évaluation de l'acidification et/ou eutrophisation en plus de l'écotoxicité,
- des magnitudes des impacts plus élevées et concernant tous les milieux (eaux, sol..)

Au-delà de ces limitations objectives, les résultats d'application suggèrent tout de même des conclusions générales significatives.

D'abord elles montrent l'importance de la magnitude et du nombre de résultats ACV pour l'analyse multicritère. Il s'est avéré difficile de bien peser les résultats EDR afin de les prendre en compte correctement dans l'analyse. Entre les trois voies d'intégration testées, la n. 3 (ajout de nouvelles catégories d'impacts) semble être la plus efficace et sensible aussi pour des valeurs faibles des résultats EDR. L'étude des voies alternatives d'intégration et la mise au point de procédures de définition du poids des critères est fondamentale pour les projets de recherche futurs dans ce domaine.

L'analyse multicritère s'est avérée un outil puissant pour répondre à la question comment prendre en compte simultanément tous les résultats ACV et EDR. La méthode proposée présente une bonne flexibilité et capacité d'adaptation à d'autres domaines. Par exemple, il est tout à fait possible de prendre en compte de critères économiques et sociaux à côté des critères environnementaux, ce qui permettrait d'élargir son champ d'application dans une optique Développement Durable. Elle peut être améliorée notamment en ce qui concerne l'évaluation de l'incertitude associée aux résultats agrégés de préférence, à savoir le degré de désordre (dispersion) des préférences par rapport à chaque critère. Cette notion n'est pas toujours claire et les résultats explicables, notamment dans le cas CML du couple 2.

Dans le même couple 2, nous avons obtenu une discordance complète entre les approches CML et EI due à une estimation différente des impacts sur la santé humaine et l'écotoxicité eaux douces respectivement des poussières et du chrome relargués par la route pendant son fonctionnement. L'analyse des limitations des modèles de caractérisation nous permet d'affirmer que les résultats EI sont visiblement sous-estimés. Cela montre encore une fois l'importance de la connaissance des modèles qui sous-entendent les évaluations ACV et de la comparaison des résultats de plusieurs approches. Il est pourtant vrai que toute

discordance entre résultats est plus probable lorsque le nombre de données inventoriées est faible, comme dans notre cas. Les modèles de caractérisation des impacts doivent être étudiés en détail, notamment en ce qui concerne la définition et modalités d'emploi des paramètres utilisés (PNEC, CL, ..) en vue de l'intégration avec les EDR.

Cette étude prospective nous a permis d'identifier les besoins et les points d'intervention au sein des méthodes ACV et EDR. Dans ce sens, des propositions d'études plus détaillées sont faites ci-dessous.

1) Adaptation et intégration du cadre méthodologique existant aux nouvelles approches ACV actuellement en cours de développement (CML+EI et IMPACT 2005)

2) Étude approfondie des effets et paramètres écotoxiques pris en compte dans l'ACV en vue de l'homogénéisation des résultats d'impact locaux ACV et EDR

3) Construction d'un scénario « modèle » et étude d'évaluation intégrée des impacts locaux et globaux. Les données ACV et EDR de littérature relatives à des scénarios de valorisation de déchets se sont avérées incomplètes, concernant de scénarios du même type mais avec des caractéristiques différentes, avec de données difficilement exploitables et de résultats difficilement intégrables. La construction d'un scénario « ad hoc » s'avère indispensable afin de pouvoir tester efficacement les différentes alternatives d'intégration.

4) Étude de la faisabilité de l'évaluation des impacts locaux acidification et eutrophisation lors d'une démarche EDR

La revue critique des approches EDR et les cas d'études inventoriés montrent que l'évaluation des impacts locaux d'acidification et eutrophisation n'est pas une pratique commune en EDR. L'évaluation est pourtant tout à fait possible et aussi pertinente. En effet, les effets de ces deux catégories affectent toujours les écosystèmes et pour cela ils doivent être pris en compte localement à côté des effets écotoxiques. En ACV, l'évaluation se fait par des méthodes simplifiées de calcul ou par une modélisation des effets (modèle USES, par le moyen des CL) ou des dommages (modèle SMART).

5) Amélioration de la méthode multicritère d'aide à la décision en vue d'une meilleure prise en compte des préférences des décideurs et du poids des résultats d'impact EDR par rapport aux résultats ACV

La méthode multicritère proposée dans ce projet présente des points forts importants, notamment une grande flexibilité lors de l'évaluation des préférences, une aptitude à capturer les nuances des préférences et des classements et une prédisposition à la prise en compte de critères économiques et sociaux pour le classement des scénarios alternatifs. Des améliorations sont nécessaires concernant le choix des seuils de préférence (paramètres C) des décideurs et la définition des échelles des résultats EDR à utiliser, qui semblent avoir une influence importante sur les résultats finaux notamment pour les voies d'intégration 1 et 2.

L'objectif serait donc de mettre au point des procédures objectives de choix des seuils de préférence et des échelles des résultats EDR à utiliser cas par cas et de tester la méthode pour la prise en compte de critères économiques et sociaux avec les environnementaux.

Extended abstract

I. Background and State of the Art

Due to the lack of regulations and standards concerning mineral waste valorisation scenarios, environmental impact assessment plays an important role in the practice. Through Risk Assessment (RA) methods, practitioners can evaluate local scale impacts but are unable to consider the global ones and avoiding raw materials (sand, aggregates,...) production due to mineral waste substitution can not be taken into account. This could be done by Life Cycle Assessment (LCA), but unfortunately, current life cycle impact assessment methods are still not as reliable and transparent as they should be and they overlap with RA ones for local scale impacts.

Thus, whenever valorisation scenarios are to be compared according to both LCA and RA results, the following questions arise: *how RA results could be integrated in a LCA study? How RA and LCA results could be considered simultaneously in order to identify the best scenario?*

Despite the stakes behind these questions (both from a methodological and a practical point of view), widely recognized internationally, no completed or ongoing projects have been inventoried at the French national or international level aiming at providing answers and contributions.

II. Goals

The aim of this feasibility study is to respond to the aforementioned questions, and more specifically, to propose a framework for Integrated Environmental Assessment of mineral waste valorisation scenarios and a tentative programme for the establishment of a complete methodology in the near future.

The study was finalized through four steps:

- a detailed review of global and local scale impact assessment methods used in LCA and RA; the review was not limited to the mineral waste valorisation context because the integration of LCA and RA is considered to be an exquisite methodological problem, *a priori* of any application context. Any specific relation between mineral waste valorisation and impact assessment methods will be considered further.
- The definition of a methodological framework, encompassing all types of applications, serving as a basis for the future development of a complete methodology of IEA to support decision-making.
- A literature review aiming at characterizing mineral wastes and valorisation routes and inventorying LCA and RA studies on valorisation scenarios already completed.
- The application of the IEA framework proposed to three scenarios of mineral waste valorisation, by using the results of the reviewed LCA and RA studies.

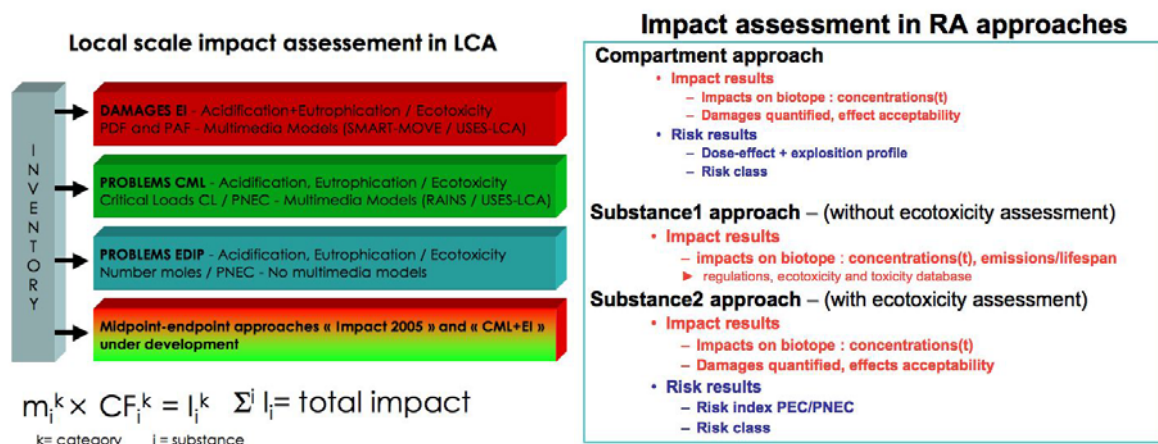
Note: for abbreviations, please refer to the nomenclature section of the final report.

III. Main results

III.1. Review of impact assessment methods and approaches in Life Cycle Assessment (LCA) and Risk Assessment (RA)

The models and data for impact assessment used by the LCA approaches commonly used in the practice, i.e. the « problem oriented » (midpoint) CML2002 and EDIP and the « damage oriented » (endpoint) Ecoindicator99 were analyzed in detail. The mixed (midpoint and endpoint) approaches, i.e. Impact 2005 and the one integrating CML2002 and Ecoindicator99 (both currently under development) have only been positioned, without any detailed characterization.

The same analysis was done for the RA approaches. A wide typology of tools and data used, of impact characterization levels (along the impact chain) and a huge diversity between the magnitude and the type of results was observed. Concerning waste valorisation scenarios, three categories of RA methods were considered: *compartment*¹ (i.e. the Ecocompatibility¹ approach), *substance2* or *complete RA* (assessing the ecotoxicity of one or more specific substances) and *substance1* or *incomplete RA* (only evaluating the fate and concentration of substances between the given environmental media without assessing any ecotoxicity impacts).



The review pointed out several significant elements for IEA. RA methods assess (through impact and/or risk indexes) the effects on ecosystems due to the substances emitted (ecotoxic or not). These results overlap with LCA impacts concerning ecotoxicity, eutrophication and acidification (included in various categories depending on the approach). The effects evaluated by RA and LCA have the same nature but are radically different concerning the context where they are evaluated. LCA is based on an inventory without temporal and spatial specifications, whereas RA actually includes this information. The models used for the assessment adopt a continental scale for LCA and a local one for RA. The effects assessed by LCA concern several processes over the life cycle; instead, RA focuses on very few (even just one) very detailed processes, whose results overlap with LCA ones.

As a conclusion, LCA and RA seem to be complementary (sometimes contradictory as well) and there is a real need of integration for decision-making support.

¹ ADEME, Programme de recherche sur l'écocompatibilité des déchets. Phase expérimentale, rapport final, 1999

III.2. Draft of methodological framework of Integrated Environmental Assessment

The literature review showed that LCA and RA are always implemented independently, with different aims, using dedicated methods and leading to independent results, even when the studied system is the same. The only path to IEA found in literature suggests using ecotoxicological data and some models of RA in LCA.

In this project, two types of integration are considered concerning local impacts, i.e. ecotoxicity, eutrophication and acidification:

- 1) The integration of the final RA and LCA results, always available to practitioners;
 - 2) The integration of the tools used in RA and LCA, often unknown to practitioners since developed by specialized scientists and research centres,
- ones exception given for the RA methods *compartment* and *substance1*, The compartment and substance2 RA assess only ecotoxicity.

III.2.1. Integrating the results

First, RA results were expressed as adimensional impacts or risks, in order to be coherent with LCA results. Concerning ecotoxicity, risk indexes IR were proposed, based on RA results for *compartment* and *substance1* and on the ratio between predicted pollutant concentrations and PNEC values for *substance2*. Similar indexes could be developed for acidification and eutrophication, based on predicted concentrations and critical loads (CL). PNEC and CL data are available from databases.

$$\text{For ecotoxicity : } IR_i = C_i/PNEC_{media,i} \quad \text{et} \quad IR_{t_{soil}} = \sum_{i=1}^N IR_{soil}^i ; \quad IR_{t_{water}} = \sum_{i=1}^N IR_{water}^i$$

$$\text{For acidification : } IAC_i = flux_i/CL_{i,acidif} \quad \text{et} \quad IAC = \sum_{i=1}^N IAC_i$$

$$\text{For eutrophication : } IEU_i = flux_i/CL_{i,eutroph} \quad \text{et} \quad IEU = \sum_{i=1}^N IEU_i$$

$$flux_i = f(C_i, \text{area}, \Delta t)$$

where $flux_i$ is the flux of substance i [$mol/(soil \text{ area} \times \Delta t)$] estimated through the pollutant emission over a soil area during a given time ; N is the number of monitored substances.

Then, three integration paths of the final LCA and RA results are proposed.

Path 1) Definition of new impact results integrating the LCA and RA ones. The new results could be calculated by weighting the local scale LCA impacts with the adimensional indexes resulting from RA results whenever significant (i.e. superior to 1).

**Definition of new impact results
Strategy n. 1**

EDR Results IR >1	LCA Results	New impact results ACV+EDR
IRt fresh water ecotoxicity	x - aggregated Kg 1,4-DCB equivalents (for all the life cycle) for FAETP category of CML method or - m ³ of water for ET _w category of EDIP method	Fresh water ecotoxicity impact
IRt soil ecotoxicity	x - aggregated Kg 1,4-DCB equivalents for the category TETP of the CML method or - m ³ of soil for ET _s category of the EDIP method	Soil ecotoxicity impact
IAC	x - aggregated Kg SO ₂ equivalents for the category « acidification » of the CML method or EDIP one	Acidification impact
IEU	x - aggregated Kg PO ₄ ⁻³ equivalents for the category « eutrophication » of the CML approach or - aggregated Kg NO ₃ equivalents for the category « eutrophication » of the EDIP method	Eutrophication impact

Path 2) Substitution of LCA results by RA ones (or adimensional indexes).

- LCI data could be substituted by actual emissions modelled by RA.
- Ecotoxicity, acidification and eutrophication results from RA could replace the LCA ones if:
 - o the same impacts of the other processes of the lifecycle are not assessed or
 - o the latter are negligible or lacking.

Path 3) Definition of new impact categories including RA results and being complementary to the standard LCA ones: **soil ecotoxicity, water ecotoxicity, acidification, and eutrophication**. The results for these categories should be expressed so to be fully compatible with multicriteria decision aiding. Tentative indicators proposed are the following:

1) ratios between the number of observed adverse effects and the number E of target species considered (for *compartment and substance2* type RA).

For each species i (total number = E)

- If adverse effect is observed $CR_i = 1$

- if not $CR_i = 0$

- the indicator applies for the 4 categories

- weighting between species may be pertinent

$$CR_t = \frac{\sum_{i=1}^E CR_i}{E}$$

2) number of law limit exceedings (i.e. water maximum concentrations of pollutants) for specific substances.

For each substance i (N = number of substances)

- if limits are exceeded $CR_i = 1$

- if not $CR_i = 0$

- Relevant for the categories « soil ecotoxicity » and « water ecotoxicity »

$$CR_t = \frac{\sum_{i=1}^E CR_i}{N}$$

3) the adimensional indexes (IRt, IAC, IEU) for all RA approaches

4) damage indexes to be further developed (for *compartment and substance2* type RA)

Given two concurrent scenarios A and B, the final IEA results resulting from the aforementioned paths can be used as criteria in a partial aggregation multicriteria method for comparison and ranking. A tentative method has been proposed, based on pairwise comparisons, leading to three alternatives of ranking: « according to most of the criteria, A is superior to B », « according to most of the criteria, B is superior to A » and « according to most of the criteria, A and B are equivalent », with an evaluation of the degree of truth of each statement.

III.2.2. Integrating the tools

The aim is to improve the methods used in LCA and RA towards a better integration and a simpler interpretation of the results. Three path of integration are proposed:

Path 4) Improvement of LCA tools by means of RA ones. It concerns the modelling of pollutant fate, of exposition, effects and dose-effect relationships and could be done by preferring local models, identifying concentration maximums, replacing continental scales by local ones, taking into account new pollutants and effects, ...

Path 5) Common tools and unified expression of local impacts; in the final steps of RA calculations and interpretation, it means use specific LCA models to obtain the same type of result (not necessarily the same result).

Path 6) Substitution of partial LCA results by RA ones: e.g. to use ecotoxicity data issued from case studies and observed effects instead of modelling and to consider dose-effect relations.

III.3. Bibliographical study of mineral wastes valorisation routes

The bibliographical study led to the following conclusions:

- the main valorisation routes are road construction, concrete and cement production and construction materials substitution.
- the higher quantities of waste produced are of demolition & construction wastes, coal fly ash, MSWI residues and blast furnace slag. Full detailed quantitative data on valorisation routes are lacking. Road construction and cement production are supposed to be the main routes for MSWI residues, coal fly ash and blast furnace slag.
- mineral waste valorisation are not subject to regulation both in France and Europe. Indirect effects of regulation and standards on water and soil pollution, construction materials and waste compatibility (e.g. BMD in Netherlands) may be relevant.

Concerning LCA and RA studies on mineral waste valorisation scenarios:

- very few studies have been published and are publicly available ; any case of RA and LCA on the same valorisation scenario was inventoried.
- Only one RA *compartment* example (the Ecocompatibility project) and no *substance2* studies were inventoried. The cases inventoried focus on the source term (pollutant emissions); very few do also include pollutant dispersion in environment (RA *substance1*).
- LCA studies are scarce and often limited to LCI so that further calculations and integrations with databases are needed to obtain environmental impact results.

III.4. Implementation of the IEA framework: 3 mineral waste valorisation scenarios

Due to the lack of complete and reliable RA and LCA studies and data, only one valorisation route, road construction, and two types of waste, MSWI residues and construction & demolition wastes, were considered. The integration paths were chosen accordingly, leading to three case studies:

- 1) MSWI residues: RA *compartment* – Ecocompatibility project; LCA EDIP (problem approach) – DTU Denmark project². Integration path n.3
- 2) Construction wastes: RA *substance1* – RPT project³; LCA–VTT Finland project⁴ (both CML2002 and Ecoindicator99 approaches). Integration paths n.1, 2 & 3.
- 3) MSWI residues: RA *substance1* – SVDU project⁵; LCA EDIP (problem approach) – DTU Denmark project. Integration paths n.1 & 3.

² **Birgisdottir H.** Life Cycle Assessment model for road construction and use of residues for waste incineration. PhD Thesis, DTU Denmark, 2005a, 48 p.

³ **POLDEN.** RPT : Orientation vers différents scénarios de stockage et d'utilisation rapport final, 2002

⁴ **Mroueh UM, Eskola P, Ylijoki JL et al.** Life Cycle Assessment of road construction. Finnra Reports 17/2000. Finnish National Road Administration, 1999, 65 p.

⁵ **SVDU,** Evaluation de l'impact environnemental de l'utilisation des mâchefers d'incinération d'ordures ménagères en sous-couche routière. 2003

A coherence analysis of the scenarios and data considered in the RA and LCA case studies led to the following conclusions:

- There are no scenarios with both LCA and RA results available.
- RA always focuses on the operational phase of the road and the related environmental burdens.
- The overall size of the road considered differs between the studies but the thicknesses of wastes layers are very similar.
- These differences do not influence significantly the results because in RA only intensive parameters (water and soil concentrations) are evaluated.
- The results from RA for scenario 2 and 3 (*substance1* type studies) led to an overall conclusion of negligible impact, according to law limit values in water and soil. Only in scenario 1 (*compartment* type RA study) significant impacts were observed.
- The LCA and RA studies were not reviewed, because it is beyond the scope of the study, and they were taken for granted.

Only ecotoxicology impacts were considered, because no case studies of acidification and eutrophication impacts were inventoried.

For each scenario, the valorisation scenario (B) was compared with a concurrent one (A) including raw materials instead of mineral wastes, by considering the final impact results obtained through the integration paths and using the proposed partial aggregation multicriteria method to rank them. The results showed the influence of RA results on the final ranking and stressed the need to choose the weight according to decision-makers preferences.

The conclusions are:

Scenarios with MSWI residues (n.1 and 3):

According to the LCA results, the degree of truth is higher for « A and B are equivalents ». The integration of RA results through path 3 (new categories) decreases the degree while the integration through path n.1 (common indicators LCA+RA) does not modify it.

Scenario of construction & demolition wastes (n.2):

Scenario A (with raw materials) is preferable according to LCA results and the degree of preference is higher when RA results are included through the integration path n.3.

Some further relevant highlights are the following:

- In LCA, the impacts of the operational phase of the road are not considered or negligible with respect to the same impacts of the other phases of the life cycle; RA results allow taking into account such effects more comprehensively.
- Results from both the LCA problem approach and the damage oriented one differ (as in scenario 2) because the models leading to the evaluation of the toxicity of some pollutants are based on different assumptions. This stresses the importance of choosing the most pertinent method and to evaluate the coherence between LCA and RA.
- The simpler IEA path seems to be n.3, for which multicriteria analysis results are readily interpretable.
- Path n.3 allows higher influence of RA results on the final ranking than other paths do. Nevertheless, the building of common indicators (path n.1) and substitution (path n.2) are relevant too and improvements are needed in order to better weight RA results in integration.

IV. Conclusions and outlook

The IEA framework was designed to be “ready to use” for practitioners once given the RA and LCA results. The past and ongoing studies of mineral waste valorisation scenarios inventoried often consider only concentrations without any impact and/or risk results. Due to these reasons, among others, the case studies did not allow fully testing the framework.

In multicriteria analysis, the inclusion of RA always confirms the preference statements obtained on the basis of LCA results, slightly modifying the truth degrees of preference statements. It seems not likely to further increase the weight of RA results in order to make them more significant. Concerning eutrophication and acidification, no case studies were available.

The inadequacy of LCA and RA studies available makes necessary to build ad hoc scenarios having the characteristics needed to fully test the IEA framework, an especially:

- an assessment of eutrophication and acidification impact
- high impacts magnitudes on all the environmental medias.

Beyond these limitations, the final application results suggest some significant conclusions as well.

First, the importance of the magnitude and number of LCA impacts and of the expression form of RA ones for multicriteria analysis has been highlighted. Among the tested ones, the most effective integration path seems to be the n.3, even for weak RA results. The identification of alternative integration paths and the building of procedures for weighting among the criteria are primordial for further research.

Multicriteria analysis was revealed to be a powerful tool to consider simultaneously LCA and RA results. The proposed method could be easily adapted to consider additional criteria, e.g. economic and social ones, to enlarge its field of application toward Sustainable Development. It should be improved concerning the uncertainty evaluation of the aggregated preference results, i.e. the entropy, or disorder, level of the preference for each criterion.

In the case 2, the results of the CML and Ecoindicator99 approaches were discordant due to different estimations of human toxicity and fresh water ecotoxicity induced respectively by dust and chromium emissions during the operation of the route. This outlined the importance of comparing different approaches of impact assessment. Characterization models should be further reviewed, especially concerning the effect parameters (PNEC, CL,...) in view of their integration to RA.

Finally, tentative proposals for further research were formulated as the following:

- 1) Adaptation and improvement of the methodological framework for IEA with respect to the new endpoint-midpoint LCA approaches currently under development (CML+EI & IMPACT 2005).
- 2) In deep analysis of ecotoxicological effects and parameters in LCA approaches in order to express local scale impacts in LCA and RA in the same way.
- 3) Building of « ad hoc » scenario for the full testing of the IEA framework. The inventoried LCA and RA studies were revealed to be so incomplete and data lacking and having a so different nature to make them not easy to be integrated. The building of a dedicated scenario is primordial to test effectively the framework.
- 4) Feasibility study on the assessment of acidification and eutrophication impacts in RA.

The assessment of such impacts is not so common practice in RA, although it is possible and pertinent because these effects concern the ecosystems. In LCA, the assessment is based on simplified models (for EDIP), on effect modelling (USES model, based on CL) or damage evaluation (SMART model).

5) Improvement of the multicriteria analysis method toward a better accounting of decision-makers preferences and weighting of RA results.

The proposed method shows a good flexibility on preference evaluation, the ability to capture the intrinsic fuzzy nature of preferences and rankings and the capability to integrate economic and social evaluations. It could be improved concerning the choice of decision-makers preference thresholds and the definition of the scale of RA results, which are likely to significantly affect the final results for paths 1 and 2. The main goal would be to establish procedures for the choice of preference thresholds and of the scales of impact results and to validate the method for the inclusion of economic and social criteria.