

Approche méthodologique intégrée pour l'évaluation des impacts environnementaux des filières de valorisation des résidus minéraux

Etude prospective



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

ETUDE PROSPECTIVE

RAPPORT FINAL

avril 2006

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

Créée en 1989 à l'initiative du Ministère en charge de l'Environnement, l'association RECORD – REseau COopératif de Recherche sur les Déchets et l'Environnement – est le fruit d'une triple coopération entre industriels, pouvoirs publics et chercheurs. L'objectif principal de RECORD est le financement et la réalisation d'études et de recherches dans le domaine des déchets et des pollutions industrielles.

Les membres de ce réseau (groupes industriels et organismes publics) définissent collégialement des programmes d'études et de recherche adaptés à leurs besoins. Ces programmes sont ensuite confiés à des laboratoires publics ou privés.

Avertissement :

Les rapports ont été établis au vu des données scientifiques et techniques et d'un cadre réglementaire et normatif en vigueur à la date de l'édition des documents.

Ces documents comprennent des propositions ou des recommandations qui n'engagent que leurs auteurs. Sauf mention contraire, ils n'ont pas vocation à représenter l'avis des membres de RECORD.

- ✓ Pour toute reprise d'informations contenues dans ce document, l'utilisateur aura l'obligation de citer le rapport sous la référence :
RECORD, Approche méthodologique intégrée pour l'évaluation des impacts environnementaux des filières de valorisation des résidus minéraux. Etude prospective, 2006, 210 p, n° 04-1012/1A.
- ✓ Ces travaux ont reçu le soutien de l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie)
www.ademe.fr

Sommaire

SOMMAIRE	2
GLOSSAIRE	4
INTRODUCTION ET OBJECTIFS	7
1 ANALYSE CRITIQUE DES METHODES D’EVALUATION DES IMPACTS PAR L’ANALYSE DU CYCLE DE VIE (ACV) ET LES APPROCHES D’EVALUATION DES RISQUES (EDR)	9
1.1 METHODES D’EVALUATION DES IMPACTS PAR L’ACV	9
1.1.1 Introduction aux approches d’évaluation et critères d’analyse	9
1.1.2 Fiches de caractérisation de l’approche « problèmes - CML2002 »	15
1.1.3 Fiches de caractérisation de l’approche « problèmes -EDIP »	30
1.1.4 Fiches de caractérisation de l’approche « dommages » (Ecoindicator99).....	34
1.2 ANALYSE DES METHODES D’EVALUATION DES IMPACTS LOCAUX UTILISES DANS LES METHODES EDR ECOLOGIQUES	42
1.2.1 Objectifs des méthodes EDR écologiques	42
1.2.2 Revue des principales EDR écologiques et classification	43
1.2.3 Critères d’analyse des modèles conceptuels EDR écologiques	46
1.2.4 Le modèle général EDR écologique	47
1.2.5 Les impacts environnementaux dans les méthodes générales EDR	53
1.2.6 Evaluation des impacts locaux dans le cas de la valorisation des déchets	57
1.3 CONCLUSIONS	73
2 PROPOSITION D’UN CADRE METHODOLOGIQUE GENERAL D’EVALUATION INTEGREE DES IMPACTS	74
2.1 ETAT DE L’ART	74
2.2 PROPOSITION D’UN CADRE METHODOLOGIQUE GENERAL	76
2.2.1 Intégration des résultats ACV et EDR.....	77
Intégration des outils ACV et EDR.....	81
2.3 INTEGRATION DES RESULTATS ACV ET EDR	81
2.3.1 Stratégie d’intégration n.1. - Définition de nouveaux résultats d’impact	84
2.3.2 Stratégie d’intégration n.2 - Substitution de résultats ACV avec résultats EDR.....	86
2.3.3 Stratégie d’intégration n.3 - Nouvelles catégories d’impact EDR.....	86
2.4 METHODE MULTICRITERE SIMPLIFIEE D’AIDE A LA DECISION	88
2.4.1 Système de préférences des décideurs.....	89
2.4.2 Agrégation des préférences et classement des scénarios concurrents	90
2.5 INTEGRATION DES OUTILS ACV ET EDR.....	92
2.5.1 Stratégie d’intégration n.4 - Evolution des outils ACV par le moyen des outils EDR.....	92
2.5.2 Stratégie d’intégration n.5 - Outils communs et expression unifiée des impacts locaux.....	93
2.5.3 Stratégie d’intégration n.6 - Substitution de résultats partiels ACV avec des résultats EDR.	95
2.6 CONCLUSIONS	96
3 ANALYSE DES FILIERES DE VALORISATION MATIERE DES DECHETS INDUSTRIELS MINERAUX	98
3.1 LES DIFFERENTES FILIERES DE VALORISATION EN BTP	98
3.1.1 Valorisations en technique routière	98
3.1.2 Valorisation en cimenterie	100
3.1.3 Valorisation dans les bétons et les matériaux de construction.....	101
3.2 LES RESIDUS MINERAUX, LEURS PROPRIETES ET LEURS DEBOUCHES	101

3.2.1	<i>Les laitiers de haut fourneau.....</i>	102
3.2.2	<i>Les cendres volantes de centrales thermiques au charbon</i>	104
3.2.3	<i>Les mâchefers d'incinération d'ordures ménagères</i>	105
3.2.4	<i>Les sables de fonderies.....</i>	106
3.2.5	<i>Les déchets de construction et de démolition.....</i>	107
3.2.6	<i>Autres résidus.....</i>	107
3.3	VALORISATION DES RESIDUS MINERAUX : QUELQUES CHIFFRES.....	107
3.4	SYNTHESE DE LA REGLEMENTATION EUROPEENNE ENCADRANT LA VALORISATION DES DECHETS MINERAUX.....	109
3.4.1	<i>Arrêté du 16 juillet 1991 et sa circulaire d'application n°91-59 relatifs à l'élimination des sables de fonderies contenant des liants organiques de synthèse</i>	109
3.4.2	<i>Circulaire DPPR/SEI/BPSIED n°94-IV-1 du 9 mai 1994 relative à l'élimination des mâchefers d'incinération des résidus urbains</i>	109
3.4.3	<i>Autres textes</i>	110
3.5	ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE INTERNATIONALE SUR LES ETUDES EDR ET ACV DE FILIERES DE VALORISATION DES RESIDUS MINERAUX.....	113
3.5.1	<i>Etudes ACV.....</i>	116
3.5.2	<i>Etudes EDR.....</i>	130
3.6	CONCLUSIONS	159
4	APPLICATION DU CADRE METHODOLOGIQUE A 3 COUPLES DECHET/FILIERE DE VALORISATION DES DECHETS MINERAUX	160
4.1	INTRODUCTION.....	160
4.2	COUPLE N.1 : MIOM/TECHNIQUE ROUTIERE.....	161
4.2.1	<i>Caractérisation</i>	161
4.2.2	<i>Intégration par la stratégie n.3 : nouvelles catégories d'impact EDR.....</i>	167
4.2.3	<i>Discussion et conclusions.....</i>	167
4.3	COUPLE N.2 : DECHETS DE DEMOLITION / TECHNIQUE ROUTIERE.....	169
4.3.1	<i>Caractérisation</i>	169
4.3.2	<i>Intégration stratégie 1 : nouveaux indicateurs ACV+EDR basés sur les PNEC</i>	174
4.3.3	<i>Intégration stratégie 2 : substitution des résultats ACV avec EDR.....</i>	175
4.3.4	<i>Intégration stratégie 3 : nouvelles catégories EDR basés sur les PNEC.....</i>	175
4.3.5	<i>Discussion et conclusions.....</i>	175
4.4	COUPLE N.3 : MIOM / TECHNIQUE ROUTIERE	178
4.4.1	<i>Caractérisation</i>	178
4.4.2	<i>Intégration stratégie 1 : nouveaux indicateurs ACV+EDR basés sur les PNEC</i>	183
4.4.3	<i>Intégration stratégie 3 : nouvelles catégories EDR basés sur les PNEC.....</i>	183
4.4.4	<i>Discussion et conclusions.....</i>	184
4.5	CONCLUSIONS	185
5	CONCLUSIONS GENERALES	187
6	PROPOSITION D'ELEMENTS DE CAHIER DES CHARGES POUR UN FUTUR PROGRAMME DE RECHERCHE	191
	BIBLIOGRAPHIE.....	194
	ANNEXE A : ECOTOXICITE, ACIDIFICATION, EUTROPHISATION. PARAMETRES D'EXPOSITION LIMITE.....	197
	ANNEXE B : RESULTATS DETAILLES D'ANALYSE MULTICRITERE.....	199

Glossaire

ACV : analyse du cycle de vie (LCA en anglais)

ADP (Abiotic Depletion Potential) : facteur de caractérisation de la déplétion des ressources abiotiques dans la méthode CML

Agent stresser = stresser : entité chimique, physique ou biologique pouvant induire des effets néfastes

AP (acidification potential) : facteur de caractérisation de l'acidification dans la méthode CML

Cible = récepteur : Entité (organisme, communauté, écosystème...) pouvant subir les effets de l'exposition à un stresser

CE_x : Concentration entraînant X% d'effet.

CF : facteur de caractérisation de l'impact

CL (Critical Load) : estimation quantitative de l'exposition à un (ou plusieurs) polluant en dessous de laquelle il n'y a pas d'effet sur des éléments spécifiques de l'environnement.

CL_x : Concentration (dans le milieu environnant : air ou eau) Létale pour X% de la population testée.

CR : résultat d'impact pour une catégorie d'impact donnée (CRt pour CR agrégés)

DALY (Disability Adjusted Life Years) : années de vie ajustées aux handicaps ; le facteur est calculé à partir des YLL et YLD.

Danger : effet indésirable potentiel d'une substance. Le danger est dû aux caractéristiques intrinsèques d'une substance.

DF (damage factor) : facteur de dommage

DJE : dose journalière d'exposition

DL_x : Dose Létale pour X% de la population testée : quantité de matière absorbée (inhalation, ingestion ou par toucher) par unité de poids corporel pour laquelle X% de population meurt.

Ecocompatibilité : situation dans laquelle les flux de polluants émis par un résidu (valorisé ou stocké) sont compatibles avec les flux acceptables par les milieux récepteurs du scénario étudié.

EDR : évaluation des risques. Dans ce rapport EDR signifie évaluation des risques écologiques

Effet : changement fonctionnel ou structural d'un récepteur suite à l'exposition à un stresser.

Effet primaire : le stresser agit directement sur le récepteur

Effet secondaire : l'effet est dû aux modifications (fonctionnelles ou structurales) d'un récepteur suite à son exposition à un stresser.

EICV : évaluation des impacts du cycle de vie

EP (eutrophication potential) : facteur de caractérisation de l'eutrophication dans la méthode CML

ET : facteur de caractérisation de l'écotoxicité dans la méthode EDIP

ETP (ecotoxicity potential) : facteur de caractérisation de l'écotoxicité dans la méthode CML : FAETP (facteur pour l'écotoxicité des eaux douces), MAETP (eau de mer), FSETP (sédiments d'eau douce), MSETP (sédiments marins), TETP (terrestre)

Exposition : caractérisation en termes de fréquence de durée et d'intensité du contact ou co-occurrence entre un stresser et un récepteur.

Facteur : Cause externe susceptible d'influencer le comportement d'un système.

Facteur de caractérisation : en ACV, indice qui quantifie la contribution d'un flux élémentaire unitaire à la catégorie d'impact. Pour le même indicateur d'impact il peut y avoir plusieurs facteurs de caractérisation différents. Exemple: le GWP (adimensionnel) qui permet de convertir les masses de gaz à effet de serre émises par le système de produits en kg de CO₂. Le GWP est le facteur de caractérisation de l'indicateur " forçage radiatif intégré" de la catégorie effet de serre.

Flux élémentaire : quantité de matière ou d'énergie entrante dans le processus étudié qui a été puisée dans l'environnement sans transformation humaine préalable ou quantité de matière ou d'énergie sortante d'un processus qui a été rejetée dans l'environnement. Exemple: HCl qui sort d'une cheminée d'une UIOM ou l'eau de rivière introduite dans un procédé de mélange et criblage.

GWP (global warming potential): facteur de caractérisation de l'effet de serre : réchauffement produit par l'émission de 1Gt de gaz i / réchauffement produit par 1 Gt de CO₂

HLV : valeurs limites chroniques pour l'homme d'une substance donnée pour une voie donnée

HT : facteur de caractérisation de la toxicité humaine dans la méthode EDIP

HTP : facteur de caractérisation de la toxicité humaine dans la méthode CML

IAC : indice d'acidification

IEU : indice d'eutrophisation

IR : indice de risque (IRt pour IR agrégé)

Impact environnemental (ISO 14 050) : toute modification de l'environnement, négative ou bénéfique, résultant totalement ou partiellement des activités, produits ou services d'un organisme.

La terminologie ACV définit trois types d'impacts :

- **impacts locaux** : impacts localisés en espace et en temps
- **impacts globaux** : impacts non localisés en espace (échelle planétaire) et sur de longue période de temps.
- **impacts régionaux** : impacts à une échelle de temps et d'espace intermédiaire

Indicateur d'impact : phénomène physique quantifiable, choisi le long de la chaîne cause-effet, qui représente l'impact relatif à une catégorie d'impact. Exemple: l'indicateur qui représente la catégorie effet de serre est l'absorption de chaleur sur un temps donné (ou forçage radiatif intégré) induite par une quantité de gaz à effet de serre d'inventaire. L'indicateur d'effet de serre n'est pas le GWP.

Lixiviation : mise en solution de la matière lors du contact entre un solide et un solvant.

Modèle conceptuel : représentation schématique d'un écosystème. Ce modèle établit les relations entre les différentes entités d'un écosystème afin de pouvoir envisager le comportement d'un stresser depuis sa source d'émission vers ses cibles primaires et secondaires.

NOAEL : No Observed Adverse Effect Level : Niveau maximal pour lequel on n'observe pas statistiquement des effets adverses significatifs.

LOEC : Lower Observed Effect Concentration : Concentration minimale pour laquelle des effets adverses sont observés.

NOEC : No Observed Effect Concentration : Concentration maximale pour laquelle aucun effet adverse n'est observé.

ODP (ozone depletion potential) : facteur de caractérisation de la déplétion de la couche d'ozone dans la méthode CML

PAF (Potentially Affected Fraction of species): fraction d'espèces potentiellement affectées par l'action d'un stresser

PDF (Potentially Disappeared Fraction of species) : fraction d'espèces potentiellement disparues suite à l'action d'un stresser

PDI (Predicted daily intake) : quantités journalières ingérées de substance prévues

PEC : Predicted Exposition Concentration : Concentration prédite dans l'environnement

Percolation : lixiviation pour laquelle le solvant s'écoule à travers la matrice solide poreuse.

PNEC : Predicted No Effect Concentration : Concentration prédite pour laquelle il n'y a pas d'effet sur l'environnement.

POCP (Photochemical Ozone Creation Potential) : facteur de caractérisation du smog photochimique

RCR (Risk Characterization Ratio) : rapport de caractérisation des risques écotoxique et toxiques dans la méthode CML

Risque : probabilité que l'exposition à une substance chimique engendre des effets néfastes et entité des dommages induits.

Scénario : ensemble des conditions (géotechnique, climatique, hydrologique, biologique, physico-chimique ...) dans lesquelles le résidu est placé et ayant une influence déterminante sur son évolution dans le temps et donc sur le relargage des polluants.

Source (terme source) : Origine des polluants. Par extension, le terme source caractérise l'émission spatio-temporelle (flux, concentration, dynamique...) de polluants par une activité humaine ou une substance chimique présente dans l'environnement.

Toxicité : est toxique toute substance dont l'absorption par un organisme vivant peut engendrer des effets.

Toxicité aiguë : toxicité due à une absorption brève de la substance

Toxicité chronique : toxicité liée à une absorption régulière d'une substance même à faible dose

Ecotoxicité : toxicité pour les écosystèmes

UF : unité fonctionnelle

USES (Uniform System for the Evaluation of Substances) : modèle multimedia utilisé pour l'évaluation des impacts toxiques et écotoxiques

YLD (Years of Life Disability) : années de vie vécues avec handicap

YLL (Years of Life Lost) : années de vie perdues

VCI : Valeur de constat d'impact - Valeur guide française générique utilisée dans le cadre de la méthode d'évaluation simplifiée des risques, permettant de constater l'impact de la pollution d'un milieu en fonction de son usage. Dans le cas des sols, les valeurs sont développées sur la base d'une évaluation des risques pour la santé humaine. Ces valeurs prennent en compte les risques chroniques liés à l'usage (soit usage sensible résidentiel, soit usage industriel) des sites en intégrant différentes voies d'exposition (inhalation, ingestion, contact cutané).

Introduction et objectifs

La gestion des déchets minéraux est soumise à un encadrement réglementaire qui le plus souvent les distingue en fonction de leur origine (MIOM, REFIOM, MIDI, REFIDI, cendres de combustion du charbon, résidus d'incinération de boues de STEP, etc,...). En ce qui concerne la valorisation matière des déchets, on est en présence d'un quasi-*vide* réglementaire, et on peut se poser la question d'une approche en fonction de leur impact environnemental dans un contexte d'usage donné, de préférence à une approche selon leur origine. Une première contribution dans ce sens réside dans la méthodologie ADEME d'évaluation de l'écocompatibilité des déchets [ADEME, 2002]. Toutefois, si cette méthode, ainsi que d'autres approches voisines, comme les Evaluations des Risques (EDR) écologiques, permettent d'évaluer l'impact environnemental de scénarios de valorisation de déchets minéraux à l'échelle locale, 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,...). Les impacts de la chaîne d'extraction et de transport de ces matériaux neufs ne sont pas négligeables. Une approche globale pourrait alors être réalisée par des méthodes de type Analyse du Cycle de Vie (ACV), 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 ?* ».

Les interviews réalisés dans l'étude [Flemström et al, 2004] ont montré que plusieurs industriels utilisent l'ACV en complément de l'EDR et *vice-versa* et qu'une intégration par la réalisation d'une EDR pour chaque étape (processus) ACV significative serait une voie extrêmement coûteuse d'intégration alors que leur combinaison reste souhaitée et avantageuse.

Nonobstant cela, la même étude met en évidence que peu d'industriels européens prévoient déjà des programmes de recherche sur ce sujet. Parmi eux on retrouve les partenaires de l'étude OMNIITOX financé par l'UE: AB Volvo, Procter & Gamble, Tora Enso OY, Suede, Antonio Puig S.A., Espagne. A notre connaissance, il n'existe pas de projets européens en cours concernant l'intégration EDR et ACV, mise à part le projet DANTE (qui se termine en 2005) qui évoque seulement la problématique.

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.

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)

1.1 Méthodes d'évaluation des impacts par l'ACV

L'étape d'Evaluation des Impacts du Cycle de Vie (EICV ou LCIA) vise à relier chaque quantité de matière inventoriée aux impacts environnementaux potentiels correspondants selon les différentes voies d'action. Avant d'analyser en détail les méthodes d'évaluation, il est rappelé que :

- L'ACV est une méthode statique (linéaire) et non dynamique. Cela signifie que le cycle de vie considéré ne peut pas s'adapter correctement aux variations de l'unité fonctionnelle (UF) induites par les processus économiques. Les données d'inventaire sont calculées par rapport aux unités de référence (UR) de chaque processus élémentaire et ensuite recalculées par rapport à l'UF par une simple règle de trois. Le praticien essaie en général de choisir des UF et des UR les plus proches possible des conditions réelles de fonctionnement de chaque processus pendant une durée donnée.
- Les impacts évalués sont potentiels, à savoir ils sont calculés dans des conditions standardisées et hypothétiques. Ces conditions sont définies par les modèles de caractérisation utilisés. Autrement dit, les impacts calculés ne sont pas absolus et en aucun cas correspondent aux impacts éventuellement mesurés. Quel que soit le contexte environnemental ils sont calculés dans les mêmes conditions standard et les résultats peuvent être utilisés seulement dans une optique comparative.

1.1.1 Introduction aux approches d'évaluation et critères d'analyse

L'EICV implique :

- la définition de catégories d'impacts, exhaustives et non redondantes, auxquelles contribuent les données d'inventaire,
- l'identification de points intermédiaires et de points finaux de catégorie, à savoir d'effets ou de mécanismes le long de la chaîne cause-effet (qui s'étend des quantités inventoriées jusqu'aux dommages finaux induits sur les cibles vivantes et non) qui peuvent représenter l'impact visé,
- le choix d'indicateurs de catégorie, à savoir de certains points intermédiaires ou finaux qui puissent représenter les effets associés aux catégories; par exemple, l'indicateur « réchauffement de l'atmosphère ou forçage radiatif intégré » pour représenter l'effet de serre,
- la classification des données d'inventaire dans les différentes catégories d'impact, en prenant en compte les mécanismes directs, indirects, en série et en parallèle (le cas échéant en considérant la répartition des quantités inventoriées entre différentes catégories d'impact ou la répartition dans le temps),
- le choix des modèles et des facteurs de caractérisation pour quantifier l'indicateur de catégorie choisi dans l'unité de mesure appropriée.

Sur ce modèle, deux écoles de méthodes d'évaluation des impacts se sont développées :

- dans la première, la modélisation des impacts s'arrête relativement tôt dans la chaîne cause-effet afin de limiter les incertitudes et regroupe les résultats d'inventaire en catégories intermédiaires représentant des problèmes communs et qui font l'objet d'un consensus (par exemple « Effet de Serre » ou « écotoxicité »),
- dans la deuxième, la modélisation se poursuit jusqu'au bout de la chaîne cause-effet, à savoir jusqu'aux dommages induits sur les points finaux, moyennant des incertitudes significatives.

Jusqu'à 2002, les deux écoles demeuraient séparées et même contraposées. Suite aux résultats des groupes de travail au sein de l'UNEP (United Nation Environmental Programme), il a paru nécessaire de les rapprocher et de viser à relier de manière quantitative les résultats des points intermédiaires à ceux des points finaux de catégorie. Cela n'est pas toujours possible à cause des incertitudes qui affectent les relations de cause-effet. En Figure 1, on représente l'état de l'art de ces relations : on observe des interactions significatives entre les points finaux (par exemple l'érosion des sols influence significativement l'effet de serre) qui doivent être considérées afin d'éviter une mauvaise estimation des dommages et des liaisons incertaines, représentées par des flèches en pointillé.

Les deux écoles de méthodes se concrétisent actuellement en 4 approches principales d'EICV, chacune comprenant différentes méthodes et outils d'évaluation :

- l'approche orientée « **problèmes - CML2002** » du nom de l'institut de recherche néerlandais qui l'a développée [Guinée et al, 2002]
- l'approche orientée « **problèmes - EDIP** » développé par l'Université Technique Danoise (DTU), [Wenzel et al, 1997 ; Hauschild et al, 1998]
- l'approche orientée « **dommages** », aussi appelée « EcoIndicator99 », développée par une équipe de scientifiques néerlandais et suisses coordonnés par Pré consultants [Goedkoop et al, 2000].
- l'approche « **mixte** » ou « **Impact 2002+** », développée à l'EPFL, qui combine et utilise les outils des approches « problèmes – CML2002 » et « dommages » à l'exception de l'évaluation des impacts toxiques et écotoxiques qui se base sur une méthode originale [Humbert et al, 2004].

Deux nouvelles approches sont en cours de développement :

- une nouvelle version de « impact 2002+ », nommée « **Impact 2005** »
- une approche qui intègre « CML2002 » et « Ecoindicator99 », nommée « **CML+EI** » développée conjointement par les deux équipes de scientifiques néerlandais, qui sera prochainement la nouvelle référence en matière d'EICV.

Dans la suite, nous allons introduire ces approches, avant de les analyser en détail par le moyen de fiches de caractérisation à l'exception de l'approche mixte, car le rapport final décrivant les procédures et méthodes d'évaluation d'impact n'est pas disponible à ce jour. Pour cette approche, seulement une présentation sommaire des principes d'évaluation des impacts toxiques et écotoxiques sera proposée.

L'analyse sera centrée sur la nature des résultats d'impacts et sur les modèles et les hypothèses utilisés. Dans cette optique, les méthodes ACV sont des « systèmes modèles » constitués « d'éléments » (les flux d'information, de matière, d'énergie, etc). Chaque système modèle est structuré en sous-systèmes ayant des relations entre eux. Chaque modèle a une fonction bien précise, il manipule les différents éléments. Le système modèle ACV est localisé en espace et en temps. Les critères de jugement des méthodes d'évaluation d'impacts ACV qui permettent la réalisation de fiches de caractérisation sont donc :

- l'espace

- le temps
- les éléments des modèles
- la structure et les fonctions des modèles

Les mêmes critères sont utilisés pour l'analyse des méthodes EDR (cf. §1.2.6).

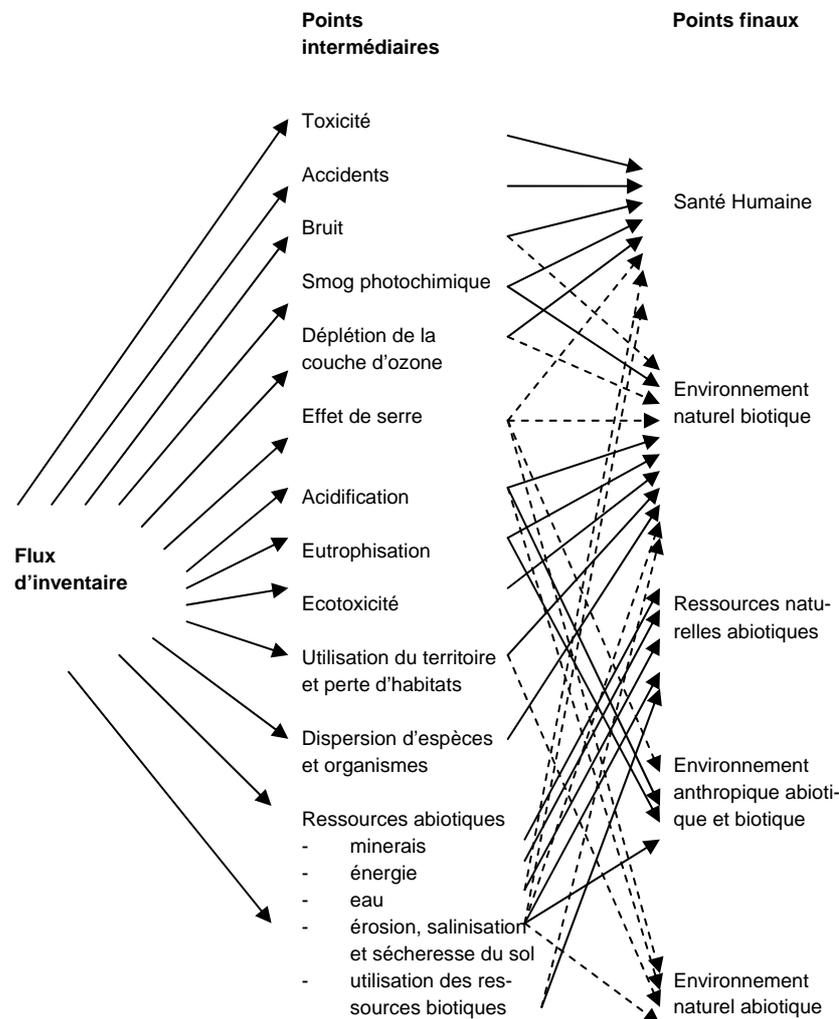


Figure 1 Relations entre flux d'inventaire, points intermédiaires et finaux de catégorie ; les liaisons en pointillé sont très incertaines

Approche « problèmes – CML2002 »

Cette approche considère 17 catégories d'impact [Guinée et al, 2000], parmi lesquelles seulement les suivantes sont couramment utilisées :

- Déplétion des ressources abiotiques, Réchauffement global (effet de serre) et Déplétion de l'ozone stratosphérique ayant une échelle globale,
- Oxydation Photochimique, Acidification, Eutrophisation, ayant une échelle régionale,
- Impacts liés à l'utilisation du territoire, Toxicité, Ecotoxicité ayant une échelle locale,

Les indicateurs d'impact de chaque catégorie sont quantifiés pour chaque substance par le moyen de modèles de caractérisation pour ensuite calculer des facteurs de caractérisation (par exemple le GWP pour l'Effet de Serre). Ces facteurs sont des ratios des résultats des

indicateurs pour une émission donnée de la substance considérée (par exemple de CH₄) et des résultats pour la même émission d'une substance de référence, différente pour chaque type d'impact (par exemple le CO₂ pour l'Effet de Serre). Les indicateurs, et donc les facteurs aussi, sont linéaires par rapport aux quantités de substances inventoriées. L'impact induit par n émissions inventoriées pour chaque catégorie d'impact c pertinente est calculé selon l'expression suivante :

$$I_c = \sum_i^n m_i \cdot CF_{c,i}$$

I_c = impact relatif à la catégorie d'impact c issu de l'émission de n substances pour un cycle de vie donné [kg],

m_i = masse de substance i inventoriée dans le processus [kg]

$CF_{c,i}$ = facteur de caractérisation de l'impact c relatif à la substance i, [adimensionnel]

Approche « problèmes – EDIP »

Cette approche considère 9 catégories d'impact [Wenzel et al, 1997 ; Hauschild et al, 1998] :

- Consommation des ressources, Réchauffement global (effet de serre), Déplétion de l'ozone stratosphérique ayant une échelle globale,
- Oxydation Photochimique, Acidification, Eutrophisation, Toxicité, Ecotoxicité, ayant une échelle locale.

Les indicateurs d'impact des catégories Réchauffement global (effet de serre), Déplétion de l'ozone stratosphérique, Oxydation Photochimique sont quantifiés pour chaque substance par le moyen des mêmes modèles de caractérisation que pour l'approche problème CML2002. Les facteurs de caractérisation des catégories Acidification et Eutrophisation sont encore des ratios des résultats des indicateurs pour une émission donnée de la substance considérée et des résultats pour la même émission d'une substance de référence, différente pour chaque type d'impact. Les facteurs des catégories Toxicité et Ecotoxicité peuvent être interprétés comme des facteurs de dilution à la manière des anciennes méthodes des « volumes critiques ». Tous ces indicateurs et ces facteurs sont toujours linéaires par rapport aux quantités de substances inventoriées. L'impact induit par n émissions inventoriées pour chaque catégorie d'impact c pertinente est donc calculé selon la même expression que pour l'approche précédente. L'indicateur d'impact pour la catégorie Consommation des ressources correspond aux quantités de consommation de ressources inventoriées et pour cela aucun calcul additionnel n'est nécessaire.

Approche « dommages »

Cette approche considère 12 catégories de dommage [Goedkoop et al, 2000] :

- Effets cancérigènes sur l'homme,
- Effets sur les capacités respiratoires des hommes dus aux substances organiques,
- Effets sur les capacités respiratoires des hommes dus aux substances inorganiques
- Dommages à la Santé dus aux changements climatiques,
- Dommages à la Santé dus aux radiations ionisantes,
- Dommages à la Santé dus à la déplétion de la couche d'ozone,
- Dommages à la Qualité des Écosystèmes dus aux émissions écotoxiques,

- Dommages à la Qualité des Écosystèmes dus aux effets combinés de l'acidification et de l'eutrophisation,
- Dommages à la Qualité des Écosystèmes dus à l'occupation du territoire,
- Dommages à la Qualité des Écosystèmes dus à la transformation du territoire,
- Dommages aux Ressources dus à l'extraction des minerais,
- Dommages aux Ressources dus à l'extraction des combustibles fossiles.

Les indicateurs de catégorie sont les suivants :

- pour les premières 6 catégories (dommages à la Santé), le nombre d'années de vie perdues (YLL, Years of Life Lost) et le nombre d'années de vie pendant lesquels la santé est affectée (YLD, Years of Life Disability) combinés dans l'indice DALY (Disability Adjusted Life Years),
- pour les catégories de dommages à la Qualité des Ecosystèmes :
 - la fraction de plantes vasculaires qui ont potentiellement disparu dans une certaine aire (PDF Potentially Disappeared Fraction of Species) à cause de l'acidification, l'eutrophisation et l'utilisation du territoire induites par l'émission marginale de substance inventoriée,
 - le pourcentage d'organismes exposé à une concentration plus élevée du PNEC suite à l'émission marginale de substance inventoriée (PAF Potentially Affected Fraction of Species).

le PAF étant ensuite transformé en PDF en le divisant par 10,

- pour les catégories de dommages aux Ressources, la qualité des ressources après exploitation, exprimée par l'énergie supplémentaire qu'il sera nécessaire de produire pour continuer à extraire dans le futur la même quantité de ressources inventoriée actuellement.

Ces indicateurs sont quantifiés par le moyen de modèles de caractérisation qui analysent le devenir des substances dans l'environnement, les effets sur les cibles et les dommages induits par rapport à une émission unitaire de substance. Afin d'obtenir le résultat de dommage pour chaque catégorie, on multiplie les quantités inventoriées par ces indicateurs :

$$I_c = \sum_i^n m_i \cdot \text{dommage}_{c,i}$$

I_c = impact relatif à la catégorie de dommage c issus de l'émission de n substances, [DALY] ou [PDF.m².an] ou [MJ]

m_i = masse de substance i inventoriée dans le processus du cycle de vie du scénario considéré, [kg]

dommage c, i = résultat de l'indicateur de catégorie de dommage c relatif à la substance i, [DALY/kg] ou [PDF.m².an/kg] ou [MJ/kg]

Approche « mixte »

La méthode « impact 2002+ » comprend un ensemble d'indicateurs d'impact, de facteurs de caractérisation et de modèles de calculs qui permettent de calculer des résultats d'impact (pour chaque catégorie) aux points intermédiaires et finaux des chaînes de cause-effet (Figure 2). Les modèles sont les mêmes des approches précédentes, exception faite pour les modèles de caractérisation des impacts toxiques et écotoxique qui se fondent sur des hypothèses différentes par rapport aux précédentes.

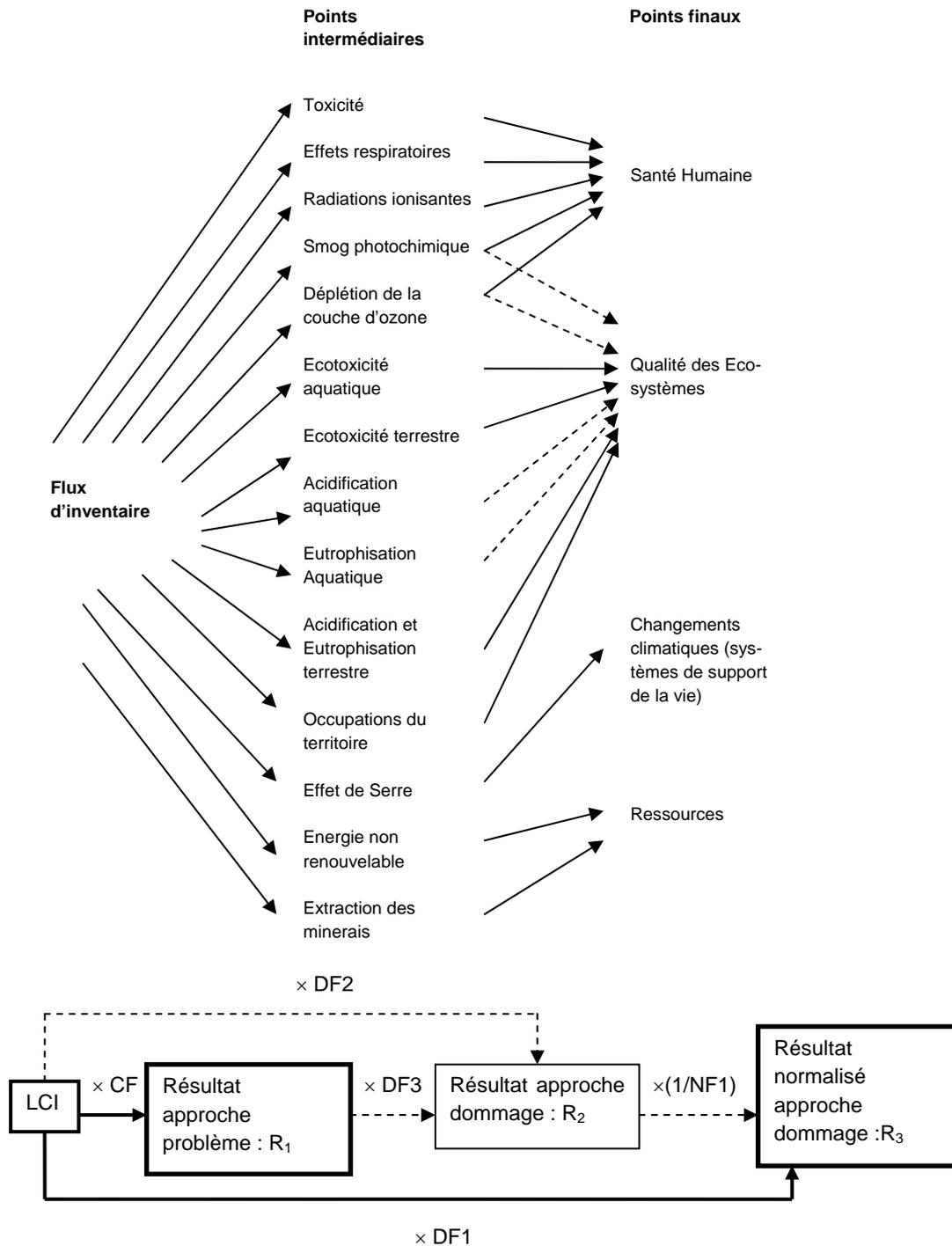


Figure 2 Schéma d'évaluation d'impacts selon la méthode « impact 2002+ », les liaisons en pointillé sont très incertaines

LCI : résultat d'inventaire [kg ou Bq ou m²×an ou MJ]

CF : facteur de caractérisation de l'approche problème (par exemple le GWP pour l'Effet de Serre) [adimensionnel]

R₁ : résultat approche problème [kg éq. substance de référence]

R₂ : résultat approche dommages [DALY ou PDF×m²×an, kg éq. CO₂ ou MJ]

DF1 : facteur de dommage normalisé [points / kg ou Bq ou m²×an ou MJ]

DF2 : facteur de dommage pour la catégorie intermédiaire considérée [DALY ou PDF×m²×an, kg éq. CO₂ ou MJ / kg ou Bq ou m²×an ou MJ]

DF3 : facteur de dommage pour la substance de référence et pour la catégorie intermédiaire considérée [DALY ou PDF×m²×an, kg éq. CO₂ ou MJ / kg substance de référence]

NF : facteur de normalisation pour la catégorie de dommage considérée [DALY ou PDF×m²×an, kg éq. CO₂ ou MJ / points]

R3 : résultat normalisé approche dommages [points]

Les modèles prévoient une approche modulaire pour estimer le risque toxicologique chronique cumulatif et les impacts potentiels associés aux émissions, par l'introduction du concept de scénarios d'exposition basés sur la production et disparition des substances dans les milieux pour l'évaluation des effets, alors que dans les approches précédentes les effets étaient évalués par le principe « distance-to-target », où le « target » était représenté par le PNEC ou le NOEC.

Dans « impact 2002+ », l'évaluation des impacts écotoxiques (pour l'instant pour les eaux douces) et toxiques comprend les étapes suivantes :

- l'estimation de la dose assumée / exposition / dose : correspond à la fraction (intégrée dans le temps) de l'émission qui provoque une exposition des cibles humaines à travers l'inhalation, l'ingestion ou l'exposition via la peau ;
- le « pouvoir écotoxicologique » : une mesure quantitative de la probabilité d'un effet suite à l'exposition et à la fonction dose-réponse ;
- la « sévérité écotoxique » : une description qualitative ou mesure quantitative de l'effet ou dommage induit, tel qu'un cancer ou une irritation de la peau ;

Le facteur d'effet de l'écotoxicité est le PAF induit par un différentiel unitaire de concentration d'exposition. Le facteur est combiné avec les estimations de l'exposition (intégrées dans le temps et l'espace) pour obtenir les facteurs de caractérisation.

Les voies d'émissions sont : air, eaux, sol, air indoor (dans les bâtiments) et l'application directe agricole. Les milieux considérés sont : air, eau (douces et océaniques), sol, sédiments, industriel, urbain. Les substances prise en compte sont en grande partie des organiques non-polaires mais, par des adaptations, le modèle accepte aussi métaux, polluants primaires, poussières, et composés qui se dissocient (comme SO₂ et NO_x). Le devenir des substances et l'exposition humaine se fait sur l'échelle spatiale européenne et la région Kanto au Japon et considère les lignes d'eau de partages, le mouvement d'advection de l'atmosphère, l'approvisionnement en eau pour l'agriculture et la distribution de la population.

1.1.2 Fiches de caractérisation de l'approche « problèmes - CML2002 »

L'analyse des procédures d'évaluation d'impact dans l'approche « problèmes » a abouti aux fiches de caractérisation suivantes, qui résument :

- La nature du résultat (signification, unité de mesure),
- Les principes de calcul,
- Les limites de l'évaluation et les conséquences relatives en vue de l'intégration avec les résultats d'une EDR.

Les fiches ont été rédigées par rapport aux objectifs de l'étude car une analyse critique détaillée sort du contexte de l'étude.

Déplétion des ressources abiotiques

Les ressources sont les éléments solides en conditions standard du tableau périodique en toute configuration naturelle (minéral, minéral et combustibles fossiles). Les ressources renouvelables à l'échelle humaine (à savoir la biomasse) ne sont pas prises en compte.

On distingue [van Oers et al, 2002]:

- des valeurs spécifiques aux êtres humains, liées à la fonction que la ressource naturelle peut satisfaire (aspect **fonctionnel**)
- des valeurs intrinsèques à l'environnement (aspect **intrinsèque**), liées à la seule présence de la ressource dans l'environnement.

Dans le premier cas, la déplétion des ressources abiotiques est définie comme la diminution de la disponibilité des réserves totales des fonctions potentielles des ressources. La diminution de la disponibilité peut être interprétée comme la dilution des ressources suite à leur transformation dans l'économie. Les fonctions considérées sont potentielles car la déplétion est un processus à long terme et assujéti à des changements économiques et aux améliorations continues des techniques d'extraction.

Dans le deuxième cas, la déplétion des ressources abiotiques est définie comme la diminution des configurations naturelles (et uniques) des éléments dans l'environnement et est considérée comme une perte du patrimoine terrestre.

Le modèle de caractérisation concerne la diminution de la disponibilité des fonctions potentielles des ressources. La caractérisation se fait à partir de l'état des ressources (ultimes, de base et économiques) et des taux d'extraction. Le facteur de caractérisation est :

$$ADP_i = \frac{DR_i}{(R_i)^2} \times \frac{(R_{ref})^2}{DR_{ref}}$$

ADP_i : « Abiotic Depletion Potential » de la ressource i, [adimensionnel]

R_i = réserve (ultime, de base ou économique) de la ressource i [kg]

DR_i = taux d'extraction de la ressource i [kg/an]

R_{ref} = réserve (ultime, de base ou économique) d'antimoine [kg]

DR_{ref} = taux d'extraction d'antimoine [kg/an]

Le modèle est opérationnel pour 84 éléments et 30 configurations (combustibles fossiles exclus). Les combustibles fossiles sont considérés être équivalents en terme de ressource, ils peuvent donc se remplacer mutuellement. On calcule un ADP global pour l'ensemble des combustibles fossiles relatifs à l'utilisation de 1 MJ de combustible selon la relation :

$$ADP_{fossile} = \frac{DR_i}{(R_i)^2} \cdot \frac{(R_{ref})^2}{DR_{ref}} = 4,81 \times 10^{-4}$$

$ADP_{fossiles}$: "Abiotic Déplétion Potential" du combustible fossile, kg/MJ,

R_i = réserve (ultime, de base ou économique) du combustible fossile i, $4,72 \times 10^{20}$ MJ,

DR_i = production d'énergie fossile, $3,03 \times 10^{14}$ MJ/an

R_{ref} = réserve (ultime, de base ou économique) d'antimoine, $4,63 \times 10^{15}$ kg

DR_{ref} = taux d'extraction d'antimoine, $6,06 \times 10^7$ kg/an

Ensuite l'ADP de chaque combustible est obtenu en multipliant l' $ADP_{fossile}$ par le contenu énergétique E de chaque combustible considéré:

$$ADP_{comb} = ADP_{fossile} \times E$$

ADP_{comb} : ADP spécifique du combustible fossile, [kg]

$ADP_{fossile}$: ADP global du combustible fossile, [kg/MJ]

E = contenu énergétique du combustible fossile, [MJ]

Tableau 1 fiche de caractérisation « Déplétion des Ressources Abiotiques »

Indicateur de représentation de l'impact	Diminution de la disponibilité des réserves totales des ressources
Facteur de caractérisation	ADP
Unité de mesure du résultat d'impact	Kg d'antimoine équivalents
Limites	Conséquences
Seuls les dépôts (de combustibles fossiles et de sédiments, les nappes, les argiles) qui ne sont pas modifiés par les forces géologiques pendant au moins 500 ans sont considérés	Les fonds (eaux de sous-sol, lacs) qui sont renouvelables à l'échelle humaine et les flux (courants océaniques, air, radiations solaires) qui sont constamment renouvelés ne sont pas considérés.
L'évaluation est globale bien que une ressource (surtout les minerais de construction comme la sable et l'argile) puisse être rare sur une région mais abondante à l'échelle mondiale	La rareté au niveau régional et local n'est pas considérée
Seules les réserves présentes dans l'environnement sont considérées, les stocks dans l'économie (issus du recyclage par exemple) sont négligés L'indicateur de catégorie peut être basé sur la réserve de la ressource, sur le taux d'extraction ou sur les deux La quantité de réserves n'est pas connue, on estime la limite supérieure (réserves ultimes) et inférieure (réserves économiquement viables)	Surestimation de l'impact ? Il existe au moins 11 autres indicateurs qui peuvent être utilisés; lequel choisir ? Incertitude des résultats
Les résultats de déplétion relatifs aux différentes fonctions d'une ressource sont agrégés par somme non pondérée La compétition pour les territoires, qui détermine une réduction de la disponibilité de la ressource due à son utilisation par plusieurs systèmes, n'est pas considérée Les combustibles fossiles sont supposés pouvoir se remplacer réciproquement (c'est-à-dire satisfaire les mêmes fonctions)	Compensation Sous estimation de l'impact ? La compétition pour les territoires est-il un problème environnemental ? Est-il toujours vrai ?

Impacts liés à l'occupation et transformation du territoire

On considère toute activité humaine qui entraîne des changements physiques à la flore et la faune, aux sols (par exemple par l'occupation des terres) et à la surface des sols (par exemple des changements de pentes ou la construction de barrières entre les écosystèmes). Les impacts sont dus à l'**occupation** et à la **transformation** physique des territoires. La transformation consiste à changer la flore, la faune, le sol et la surface de l'état original à un état altéré (de A à D dans la Figure 3). La transformation peut être temporaire et l'environnement peut revenir à un état stationnaire (égal ou différent de l'initial) après une période de latence.

La transformation peut être instantanée ou graduelle. L'occupation (de 1 à 3 dans la Figure 3) consiste à maintenir la flore, la faune, le sol et la surface dans un état différent de celui stationnaire.

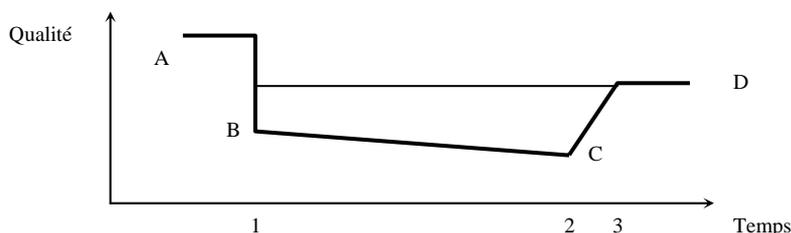


Figure 3 Exemple de courbe de la qualité du territoire en fonction du temps

L'impact lié à l'occupation du territoire est quantifié par l'aire A entre la courbe de variation de la qualité du territoire et l'état de référence D [qualité×m²×ans]. L'impact dû à la transformation correspond à la différence de qualité entre A et D [qualité×m²]. Les indicateurs qui permettent de définir la qualité sont les suivants [Weidema et al, 2001]:

- La productivité primaire nette NPP, qui correspond à la rétention nette de carbone par un écosystème (la quantité fixée par photosynthèse moins les pertes par respiration),
- La richesse d'espèces normalisée $nSR = SR/SR_{min}$, SR étant, pour une aire donnée, le nombre d'espèces présentes et SR_{min} le nombre minimal de plantes vasculaire possibles,
- la rareté inhérente à l'écosystème normalisée $nES = AM_{max}/AM$, où AM est l'aire minimale dans laquelle l'écosystème peut survivre et A_{mmax} est la valeur maximale possible (25×10^6 km²),
- la vulnérabilité d'un écosystème normalisée $nEV = (A/A_0)^{z-1}$, avec A l'aire occupée, A_0 l'aire occupée en conditions non altérées et le paramètre z qui exprime l'allure de la courbe de variation du nombre d'espèce en fonction de l'aire disponible.

Le premier indicateur permet de décrire la qualité $Q_{productivité}$ des cycles biogéochimiques de matière et d'énergie et de la productivité des écosystèmes, tandis que les trois derniers sont agrégés par multiplication pondérée pour décrire la qualité $Q_{biodiversité}$ de la biodiversité du territoire. L'impact dû à l'occupation du territoire est calculé selon l'expression suivante :

$$I_{OCC} = A \cdot \left(t_{ACT} \cdot \frac{Q_{ACT-POT} - Q_{ACT-ACT}}{S_{ACT}} + t_{REL} \cdot \frac{Q_{REL-POT} - Q_{REL-ACT}}{S_{REL}} \right)$$

I_{OCC} = impact sur la productivité et la biodiversité dû à l'occupation du territoire, respectivement [kg C] et [m²×ans pondérés sur $Q_{biodiversité}$],

A = aire occupée, [m²]

t_{ACT} et t_{REL} = durées des périodes d'activité anthropique (ACT) et de latence (REL), [an],

Q_{i-POT} et Q_{i-ACT} = qualités potentielle (POT) et actuelle (ACT) de la productivité et de la biodiversité, respectivement [kg C/m²/an] et [sans dimension], pendant la période i ACT ou REL,

S_{ACT} et S_{REL} = pente de la courbe de qualité dans les périodes ACT et REL, [sans dimension].

L'impact de la transformation du territoire sur la biodiversité est calculé en multipliant la valeur d' I_{OCC} de biodiversité par une variation de la qualité de $5 \times 10^{-13}/m^2/ans$.

Tableau 2 fiche de caractérisation « Occupation et Transformation du territoire »

Indicateurs de représentation de l'impact	Qualité des cycles biogéochimiques de matière et énergie et de la productivité des écosystèmes et Qualité de la biodiversité du territoire, évaluée par la richesse d'espèces, la rareté inhérente à l'écosystème et sa vulnérabilité
Facteur de caractérisation	Non applicable. L'impact n'est pas évalué selon la formule de page 10
Unité de mesure du résultat d'impact	[qualité×m ² ×ans] pour l'occupation et [qualité×m ²] pour la transformation
Limites	Conséquences
Comment estimer la durée d'occupation des territoires ?	Sous/Sur estimation des impacts
Comment estimer l'aire occupée ?	Sous/Sur estimation des impacts
Quelle est la validité des indicateurs ? L'agrégation des résultats de qualité se fait par multiplication non pondérée	Incertitude des résultats Compensation
Doit-on considérer l'eau ?	Sous estimation des impacts ?
Doit-on considérer la compétition pour le territoire ?	Sous/Sur estimation des impacts ?

Réchauffement global (effet de serre)

L'indicateur d'impact (le forçage radiatif intégré) pour chaque substance *i* est calculé par le modèle informatique IMAGE :

$$\int_0^T A_i(t) \times c_i(t) \times dt \quad (4.7)$$

$A_i(t)$ = coefficient d'absorption infrarouge spécifique du gaz *i* au temps *t* (forçage radiatif instantané au temps *t*) avec une atmosphère de composition et conditions constantes, [W×m⁻²×ppm⁻¹]

$c_i(t)$ = concentration (en fonction du temps) résiduelle du gaz *i* dans le volume de contrôle (l'unité de volume dans laquelle a été subdivisée l'atmosphère dans le modèle) issue de l'émission instantanée (Dirac) de 1×10¹² kg de gaz *i* en 1986, dans les conditions chimiques (constantes) de 1986, [ppm]

T = temps d'intégration, [années]

A chaque instant *t*, IMAGE estime la concentration *c* de *i* dans l'atmosphère à partir des conditions initiales, des réactions chimiques et des phénomènes de diffusion-dispersion. Cette concentration est ensuite multipliée par le coefficient *A* relatif (estimé en laboratoire pour différentes *c*). Les résultats sont intégrés sur le temps *T*. La même intégrale est calculée pour 1Gt de CO₂ émise dans les mêmes conditions. Le rapport entre les deux valeurs obtenues est le GWP et représente donc le rapport entre les réchauffements dus à l'émission de 1Gt de gaz *i* et de 1Gt de CO₂.

Tableau 3 fiche de caractérisation « Effet de Serre »

Indicateur de représentation de l'impact	forçage radiatif intégré pendant 20, 100 ou 500 ans
Facteur de caractérisation	GWP
Unité de mesure du résultat d'impact	Kg CO ₂ équivalents
Limites	Conséquences
La durée de vie des substances est suffisante pour produire des effets significatifs ? Les effets aigus d'un pic de concentration ne sont pas pris en compte La concentration d'arrière plan de l'atmosphère dans le modèle reste constante nonobstant l'élimination des substances par les radicaux OH et des modifications apportées par les activités humaines	Surestimation des impacts ? Sous estimation des impacts Incertitudes des résultats
Les impacts indirects, dus à la formation d'ozone en fonction des concentrations de CO, COV et NO _x ne sont pas considérés	Sous estimation des impacts
Dans les sols calcaires on observe la réaction $\text{CO}_3^- + \text{H}^+ = \text{HCO}_3^-$ (non lixivié); $\text{HCO}_3^- + \text{H}^+ = \text{H}_2\text{CO}_3$; $\text{H}_2\text{CO}_3 = \text{H}_2\text{O} + \text{CO}_2$. Au Danemark, cet effet correspondait en 1990 à 1% des émissions totales de CO ₂ .	Sous estimation des impacts

Déplétion de l'ozone stratosphérique

La contribution anthropique à la déplétion est due principalement à l'émission de substances halogénées et dans une moindre mesure aux émissions de N₂O et CH₄. Les substances halogénées considérées sont les CFC, le tetrachlorométhane, les HCFC, le 1,1,1-trichloroethane, les halons, le HBFC (très stables) et le bromure de méthyle (émis en grandes quantités). La caractérisation repose sur des modèles atmosphériques sur ordinateur qui simulent les variations de certains paramètres (par exemple la composition chimique de l'atmosphère) en fonction du temps. Le calcul est fait en régime stationnaire, pour étudier l'impact sur un temps presque infini, en considérant une émission instantanée (un Dirac) de substance jusqu'à sa dégradation complète, ou en fonction du temps, pour prendre en compte les échelles de temps inférieures à 50 ans.

Tableau 4 fiche de caractérisation « Déplétion couche ozone stratosphérique »

Indicateur de représentation de l'impact	Augmentation de l'intensité des radiations UV-B arrivant sur la surface terrestre
Facteur de caractérisation	ODP
Unité de mesure du résultat d'impact	Kg CFC11 équivalents
Limites	Conséquences
La durée de vie des substances est suffisante pour produire des effets significatifs ? Comment estimer le temps nécessaire au gaz pour aller de la surface terrestre à la partie inférieure de la stratosphère ? La durée de vie des substances est modélisée par une cinétique de premier ordre	Surestimation des impacts ? Surestimation des impacts ? Simplification
Plusieurs concentrations de substances d'arrière-plan sont négligées	Simplification
Comment est évaluée la fraction de gaz dissociée ?	Incertitudes des résultats

Toxicité

Cette catégorie comprend les impacts sur la santé issus des mutations génétiques et des toxicités aiguës et chroniques, dues aux substances qui se caractérisent par :

- une toxicité déterminée empiriquement par des essais sur des animaux ou observées sur l'homme suite à une exposition aiguë ou chronique,
- une persistance déterminée par les essais de biodégradabilité,
- un potentiel de bioaccumulation, déterminé empiriquement ou estimé à partir du coefficient de partage octanol-eau.

Parmi les principales familles de toxiques on retient :

- les métaux tels que le Pb, Cd et Hg qui donnent surtout des effets chroniques,
- les substances organiques persistantes, telles que les PCB, les HAP, les dioxines, qui s'accumulent sur les tissus adipeux en donnant des effets chroniques,
- les COV, les SO_x et NO_x qui causent des effets aigus sur des cibles sensibles.

L'exposition humaine peut se faire par voie :

- directe, par inhalation et ingestion de substances toxiques,
- indirecte, par ingestion d'organismes vivants ayant été exposés aux substances toxiques.

L'analyse du devenir des substances toxiques dans l'environnement et de l'exposition des cibles est réalisée par le modèle USES2.0 (« Uniform System for the Evaluation of Substances ») adapté à l'ACV [Huijbregts, 1999a]. Ce modèle traite les émissions de substances sous forme de flux stationnaires. Dans l'inventaire, on collecte des données sous forme d'émissions instantanées (Dirac). Ces valeurs peuvent également être utilisées par USES2.0 pour calculer l'exposition intégrée à l'infini à l'émission instantanée. Le modèle est composé par six modules :

- le module des données spécifiques aux substances (par exemple les potentiels de dégradations) en fonction de la température ;
- le module des facteurs d'émission pour chaque étape du cycle de vie basés sur les données du module précédent ;
- le module des distributions, qui inclut les modèles de transport locaux, entre échelles (régionale, continentale et globale) sur trois zones géographiques de l'hémisphère nord (arctique, modérée et tropicale); les échelles régionale et continentale ont six compartiments: air, eau douce, eau de mer, sol naturel, sol agricole et sol industriel. Les trois zones sont constituées de trois compartiments : air, eau (douce ou de mer) et sol. Le modèle considère l'ensemble des trois zones géographiques comme un système fermé ;
- Le module d'exposition aux substances toxiques, qui est estimé par les quantités journalières ingérées prévues de substance (PDI) selon différentes voies d'exposition, à une échelle géographique donnée, suite à l'émission de la substance dans un compartiment ;
- Le module d'effets, évalués par les valeurs limites chroniques pour l'homme (HLV) de chaque substance pour une voie d'exposition donnée ;
- Le module de caractérisation du risque (représentation de la vraisemblance de l'occurrence des effets), par calcul de l'indice RCR (« Risk Characterization Ratio ») :

$$RCR_{x,s,e} = \sum_{r=1}^n \frac{PDI_{r,x,s,e}}{HLV_{r,x}}$$

RCR_{x, s, e} = ratio de caractérisation du risque de la substance x à l'échelle géographique s, suite à l'émission standard (1×10⁶ kg/jour) distribuée uniformément vers le compartiment e, [sans dimension]

PDI_{r, x, s, e} = quantité journalière ingérée prévue de substance x par la voie d'exposition r, à une échelle géographique s, suite à l'émission standard (1×10⁶ kg/jour) distribuée uniformément vers le compartiment e, [kg×(Kg bwt)⁻¹× jour⁻¹] (kg bwt = kg de masse corporelle)

HLV_{r, x} = valeurs limites chroniques pour l'homme de la substance x selon la voie d'exposition r, [kg×(kg bwt)⁻¹× jour⁻¹] (kg bwt = kg de masse corporelle)

Quatre indices RCR, le premier à l'échelle continentale (correspondante à l'Europe de l'Ouest) et les trois restants aux échelles globales (arctique, modéré et tropicale), sont calculés pour chaque compartiment d'émission initiale et ensuite agrégés par somme pondérée pour obtenir un seul indice agrégé pRCR. Les poids sont les nombres d'habitants de chaque échelle, en suivant le principe selon lequel l'importance du RCR est directement proportionnelle à la population concernée.

Pour chaque substance, 5 facteurs de caractérisation sont calculés pour 181 substances, en divisant l'indice de risque agrégé pRCR d'une substance suite à l'émission dans un compartiment (air, eau douce, eau salée, sol industriel et sol agricole) par l'indice de risque agrégé pRCR du 1,4-dichlorobenzène (DCB) émis dans l'air à l'échelle continentale:

$$HTP_{x,i} = \frac{pRCR_{x,i}}{pRCR_{référence,air}}$$

HTP_{x, i} = potentiel de toxicité pour la substance x émise dans le compartiment i, [1,4 DCB équivalents],

pRCR_{x, i} = ratio de caractérisation du risque de toxicité agrégé de la substance x suite à l'émission standard (1×10⁶ kg/jour) distribuée uniformément vers le compartiment i, [sans dimension]

pRCR_{référence, air} = ratio de caractérisation du risque de toxicité agrégé de 1,4-DCB suite à l'émission standard (1×10⁶ kg/jour) distribuée uniformément en milieu gazeux à l'échelle continentale, [sans dimension]

Le résultat HTP peut être lu comme la quantité de 1,4 DCB qui donnerait, dans les mêmes conditions, le même effet que celui donné par la quantité émise de substance x.

Les HTP sont calculés pour un horizon de temps infini. Compte tenu que les effets à court terme d'une substance ayant une durée de vie importante pourraient être cachés par les effets à long terme, les 5 facteurs ont été aussi calculés pour des horizons de temps finis (t = 20, 50, 100 ou 500 ans) avec une version dynamique de USES2.0 [Huijbregts, 2000]

Tableau 5 fiche de caractérisation « Toxicité »

Indicateur de représentation de l'impact	Indice de risque agrégé
Facteur de caractérisation	HTP
Unité de mesure du résultat d'impact	Kg 1,4-DCB équivalents
Limites	Conséquences
La persistance des substances est suffisante pour produire des effets significatifs?	Surestimation des impacts

<p>Le transport entre milieux et les réactions sont de premier ordre Les calculs sont faits en conditions stationnaires</p>	<p>Incertitudes des résultats Incertitudes des résultats</p>
<p>Le potentiel de bioaccumulation est estimé empiriquement Les émissions sont distribuées de manière uniforme dans les compartiments, qui sont modélisés comme réacteurs homogènes et parfaitement agités Pour NO₂, SO₂, NH₃, H₂S, HC, et particules PM10 seulement la voie d'exposition par inhalation est considérée. Ainsi, USES 2.0 calcule les concentrations seulement dans l'air. Les indices sont calculés à partir d'émissions unitaires à l'échelle continentale (Europe de l'Ouest) Les résultats pour les substances ionisantes (par exemple les chlorophénols) sont approximatifs car l'influence du pH de l'environnement sur leur devenir et sur les PDI est négligée.</p>	<p>Simplification Simplification Simplification Simplification Incertitude des résultats d'impact</p>
<p>La toxicité est-elle déterminée de manière objective dans ce modèle ? On considère les quantités totales des métaux et non pas la fraction biodisponible : la spéciation et la dépendance des coefficients de partage des caractéristiques des sols sont négligées. Les métabolites (notamment les aérosols issus de NO_x, SO₂ et NH₃), sont négligés : USES2.0 ne peut pas modéliser en même temps le devenir des substances et de leurs métabolites. La composition des HAP émis est standardisée. Les taux de dégradations dans l'air sont surestimés par les logiciels de simulation de l'oxydation atmosphérique Bien que les émissions près du sol (par exemple de pesticides) aient un devenir très différent des autres émissions en milieux gazeux, la modélisation est la même.</p>	<p>Incertitude des résultats d'impact Surestimation des impacts Sous estimation des impacts ? Les résultats pour les HAP cancérigènes émis sont approximatifs Les résultats pour les HAP sont sous-estimés Les impacts correspondants sont approximatifs</p>
<p>Le mécanisme d'action de chaque substance n'est pas connu en détail Suite à l'adoption de l'unité de mesure de HTP, les effets sont rendus linéaires. Le compartiment "eaux souterraines" n'est pas considéré. Les différents types de compartiments sol et eau à l'échelle mondiale ne sont pas considérés. L'influence des variations métaboliques sur le transfert des substances est négligée car le coefficient de partage octanol-eau ne prend pas en compte ces mécanismes. On fait l'hypothèse que les cibles humaines consomment seulement la nourriture de leur propre région. Les impacts de différente gravité sont sommés avec la même pondération pour le calcul des RCR. L'agrégation des indices RCR en fonction des masses et des volumes est arbitraire. La relation émission-réponse est considérée linéaire. Les relations d'antagonisme et de synergie entre les substances ne sont pas prises en compte.</p>	<p>Incertitude des résultats Simplification L'ingestion des substances par l'eau est surestimée Simplification Incertitude des résultats Simplification Compensation Simplification Simplification Incertitude des résultats</p>

Ecotoxicité

La caractérisation de l'écotoxicité se fait selon les mêmes modèles de caractérisation de la toxicité, moyennant les modifications suivantes [Huijbregts, 1999b] :

- l'exposition de l'environnement aux substances toxiques et la prédation d'oiseaux et mammifères contaminés est estimée par des concentrations (PEC) à l'échelle locale ou régionale,
- les effets sont évalués par des PNEC pour les écosystèmes aquatiques, terrestres et les sédiments.
- l'indice RCR (« Risk Characterization Ratio ») est :

$$RCR_{x,c,e} = \sum_{r=1}^n \frac{PEC_{r,x,c,e}}{PNEC_{r,x,c}}$$

$RCR_{x,c,e}$ = ratio de caractérisation du risque associé à la substance x pour le compartiment c (aquatique, terrestre ou de sédiments), suite à l'émission standard (1×10^6 kg/jour) distribuée uniformément vers le compartiment e, [sans dimension]

$PEC_{r,x,c,e}$ = concentration de substance x pour le compartiment c (aquatique, terrestre ou de sédiments), la voie d'exposition r, suite à l'émission standard (1×10^6 kg/jour) distribuée uniformément vers le compartiment e, [kg/m^3]

$PNEC_{r,x,c}$ = concentrations de la substance x pour le compartiment c (aquatique, terrestre ou de sédiments), la voie d'exposition r, auxquelles on n'observe aucun effet, [kg/m^3]

L'évaluation des RCR aux différentes échelles conduit à 5 valeurs pour l'écotoxicité aquatique, 6 pour l'écotoxicité terrestre et 5 pour l'écotoxicité des sédiments pour chaque compartiment d'émission initiale. Comme pour la toxicité, ces valeurs sont agrégées dans les indices pRCR par somme pondérée pour chaque compartiment d'émission, cette fois-ci en 5 sous-catégories d'impact écotoxique, à savoir :

- l'écotoxicité terrestre, avec comme poids la masse terrestre totale dans toutes les échelles (selon le principe que l'importance du RCR est linéairement proportionnelle à la masse du compartiment),
- l'écotoxicité des eaux douces et l'écotoxicité des eaux de mer, avec comme poids le volume totale des eaux dans les échelles,
- l'écotoxicité des sédiments des eaux douces et l'écotoxicité des sédiments des eaux de mer, avec comme poids la masse totale des sédiments dans les échelles,

Pour chaque substance, 5 facteurs de caractérisation pour les 5 sous-catégories (pour un total de 25 facteurs) sont calculés pour 181 substances, en divisant l'indice de risque agrégé pRCR d'une substance suite à l'émission dans un compartiment (air, eau douce, eau salée, sol industriel et sol agricole) par l'indice de risque agrégé pRCR du le 1,4-DCB émis :

- dans l'eau douce à l'échelle continentale pour l'écotoxicité des eaux douces et l'écotoxicité des sédiments des eaux douces,
- dans l'eau de mer à l'échelle continentale pour l'écotoxicité des eaux de mer et l'écotoxicité des sédiments des eaux de mer,
- dans le sol industriel à l'échelle continentale pour l'écotoxicité terrestre.

Les facteurs sont les suivants:

$$FAETP_{fresh,x,i} = \frac{pRCR_{fresh,x,i}}{pRCR_{fresh,reference}}$$

FAETP_{fresh, x, i} = potentiel d'écotoxicité des eaux douces pour la substance x émise dans le compartiment i, [1,4 DCB équivalents],

pRCR_{fresh, x, i} = ratio de caractérisation du risque d'écotoxicité des eaux douces agrégé de la substance x suite à l'émission standard (1×10⁶ kg/jour) distribuée uniformément vers le compartiment i, [sans dimension]

pRCR_{fresh, référence, air} = ratio de caractérisation du risque d'écotoxicité des eaux douces agrégé de 1,4-DCB suite à l'émission standard (1×10⁶ kg/jour) distribuée uniformément vers l'eau douce à l'échelle continentale, [sans dimension]

$$MAETP_{salt,x,i} = \frac{pRCR_{salt,x,i}}{pRCR_{salt,reference}}$$

MAETP_{salt, x, i} = potentiel d'écotoxicité des eaux de mer pour la substance x émise dans le compartiment i, [1,4 DCB équivalents],

pRCR_{salt, x, i} = ratio de caractérisation du risque d'écotoxicité des eaux de mer agrégé de la substance x suite à l'émission standard (1×10⁶ kg/jour) distribuée uniformément vers le compartiment i, [sans dimension]

pRCR_{salt, référence, air} = ratio de caractérisation du risque d'écotoxicité des eaux de mer agrégé de 1,4-DCB suite à l'émission standard (1×10⁶ kg/jour) distribuée uniformément vers l'eau de mer à l'échelle continentale, [sans dimension]

$$FSETP_{fresh,x,i} = \frac{pRCR_{fsed,x,i}}{pRCR_{fsed,reference}}$$

FSETP_{fsed, x, i} = potentiel d'écotoxicité des sédiments des eaux douces pour la substance x émise dans le compartiment i, [1,4 DCB équivalents],

pRCR_{fsed, x, i} = ratio de caractérisation du risque d'écotoxicité des sédiments des eaux douces agrégé de la substance x suite à l'émission standard (1×10⁶ kg/jour) distribuée uniformément vers le compartiment i, [sans dimension]

pRCR_{fsed, référence, air} = ratio de caractérisation du risque d'écotoxicité des sédiments des eaux douces agrégé de 1,4-DCB suite à l'émission standard (1×10⁶ kg/jour) distribuée uniformément vers les sédiments d'eau douce à l'échelle continentale, [sans dimension]

$$MSETP_{salt,x,i} = \frac{pRCR_{ssed,x,i}}{pRCR_{ssed,reference}}$$

MSETP_{ssed, x, i} = potentiel d'écotoxicité des sédiments des eaux de mer pour la substance x émise dans le compartiment i, [1,4 DCB équivalents],

pRCR_{ssed, x, i} = ratio de caractérisation du risque d'écotoxicité des sédiments des eaux de mer agrégé de la substance x suite à l'émission standard (1×10⁶ kg/jour) distribuée uniformément vers le compartiment i, [sans dimension]

pRCR_{ssed, référence, air} = ratio de caractérisation du risque d'écotoxicité des sédiments des eaux de mer agrégé de 1,4-DCB suite à l'émission standard (1×10⁶ kg/jour) distribuée uniformément vers les sédiments d'eau de mer à l'échelle continentale, [sans dimension]

$$TETP_{fresh,x,i} = \frac{pRCR_{terr,x,i}}{pRCR_{terr,reference}}$$

TETP_{terr, x, i} = potentiel d'écotoxicité terrestre pour la substance x émise dans le compartiment i, [1,4 DCB équivalents],

pRCR_{terr, x, i} = ratio de caractérisation du risque d'écotoxicité terrestre agrégé de la substance x suite à l'émission standard (1×10⁶ kg/jour) distribuée uniformément vers le compartiment i, [sans dimension]

pRCR_{terr, référence, air} = ratio de caractérisation du risque d'écotoxicité terrestre agrégé de 1,4-DCB suite à l'émission standard (1×10⁶ kg/jour) distribuée uniformément vers le sol industriel à l'échelle continentale, [sans dimension]

Comme dans l'évaluation de la Toxicité, les résultats peuvent être lus comme les quantités de 1,4 DCB qui donneraient, dans les mêmes conditions, les mêmes effets que ceux des quantités émises de substances x. Les 25 facteurs ont été calculés pour des horizons finis de temps (20, 50, 100 et 500 ans) avec une version dynamique de USES2.0 selon les mêmes procédures adoptées pour la toxicité [Huijbregts, 2000].

Tableau 6 fiche de caractérisation « Ecotoxicité »

Indicateur de représentation de l'impact	Indice de risque agrégé
Facteurs de caractérisation	FAETP, MAETP, FSETP, MSETP, AETP
Unité de mesure du résultat d'impact	Kg 1,4-DCB équivalents
Limites	Conséquences
La persistance des substances est suffisante pour produire des effets significatifs ?	Surestimation des impacts
Le transport entre milieux et les réactions sont de premier ordre	Simplification
Les calculs sont faits en conditions stationnaires	Simplification
Le potentiel de bioaccumulation est seulement estimé	Simplification
Les émissions sont distribuées de manière uniforme dans les compartiments, qui sont modélisés comme réacteurs homogènes et parfaitement agités	Simplification
Pour NO ₂ , SO ₂ , NH ₃ , H ₂ S, HC, et particules PM10 seulement la voie d'exposition par inhalation est considérée. Ainsi, USES 2.0 calcule les concentrations seulement dans l'air.	Simplification
Les indices sont calculés à partir d'émissions unitaires à l'échelle continentale (Europe de l'Ouest)	Simplification
Les résultats pour les substances ionisantes (par exemple les chlorophénols) sont approximatifs car les variations du devenir et des PDI en fonction du pH de l'environnement sont négligées.	Incertitude des résultats
L'écotoxicité est-elle déterminée de manière objective dans ce modèle ?	Incertitude des résultats
On considère les quantités totales des métaux et non pas la fraction bio-disponible : la spéciation et la dépendance des coefficients de partage des caractéristiques des sols sont négligées.	Surestimation des impacts
Les métabolites (notamment les aérosols issus de NO _x , SO ₂ et NH ₃), sont négligés : USES2.0 ne peut pas modéliser en même temps le devenir des substances et de leurs métabolites.	Sous estimation des impacts ?
La composition des HAP émis est standardisée.	Les résultats pour les HAP cancérigènes émis sont approximatifs
Les taux de dégradations dans l'air sont surestimés par les logiciels de	Les résultats pour les HAP sont sous-

simulation de l'oxydation atmosphérique Les émissions près du sol (exemple des pesticides) ont un destin très différent des autres émissions en milieux gazeux. Leur destin est modélisé par USES 2.0 comme pour les autres émissions gazeuses.	estimés Les impacts correspondants sont approximatifs
Le mécanisme d'action de chaque substance n'est pas connu en détail Suite à l'adoption de l'unité de mesure de HTP, les effets sont rendus linéaires. Les différents types de compartiments sol et eau à l'échelle mondiale ne sont pas considérés. L'agrégation des indices RCR en fonction des masses et des volumes est arbitraire. La relation émission-réponse est considérée linéaire. Les relations d'antagonisme et de synergie entre les substances ne sont pas prises en compte.	Incertitude des résultats d'impact Simplification Simplification Simplification Simplification Incertitude des résultats

Oxydation photochimique

Le facteur de caractérisation POCP (« Photochemical Ozone Creation Potential ») est calculé à partir d'un modèle de simulation :

- des conditions physiques des masses d'air dans lesquelles l'ozone est formé (température, pression, transport et dispersion-diffusion),
- des réactions photochimiques et redox avec radicaux OH, O₃, NO_x en prenant en compte les différents sous-produits de réaction.

Une fois fixée la composition d'un mélange de substances qui contient le gaz i et les principales conditions météorologiques, la formation d'ozone troposphérique est calculée en faisant varier la quantité de gaz i. La différence ΔF [moles] entre les deux quantités d'ozone formé est divisée par la quantité totale M [moles] de gaz i, de manière à obtenir la formation d'ozone spécifique à i. Le même calcul est répété pour la substance de référence (éthylène). Le rapport entre les deux valeurs spécifiques donne le POCP pour le gaz i.

Tableau 7 fiche de caractérisation « Oxydation photochimique »

Indicateur de représentation de l'impact	Contribution potentielle à la formation de l'ozone troposphérique
Facteur de caractérisation	POCP
Unité de mesure du résultat d'impact	Kg éthylène équivalents
Limites	Conséquences
La réactivité des substances est estimée empiriquement Les calculs pour les substances très persistantes (par exemple le méthane) se font pourtant que sur 4 à 5 jours maximum.	Incertitude sur les résultats Sous estimation des impacts
La concentration des radicaux OH et des NO _x à l'échelle régionale est estimée Les deux modèles assument des conditions spatiales assez standardisées.	Incertitude des résultats Simplification
Plusieurs valeurs de POCP sont possibles en fonction du site d'émission du gaz et de la concentration de NO _x .	Incertitude des résultats
La composition des catégories de substances (par exemple "hydrocarbures" et "COV") est standardisée et ne correspond pas forcément aux émissions inventoriées	Simplification

Acidification

La caractérisation se base sur le modèle de simulation RAINS ("Regional Air Pollution Information and Simulation"), qui modélise la différenciation spatiale et la sensibilité des écosystèmes, le devenir des polluants et les concentrations en arrière-plan. L'indicateur d'impact considéré est la variation marginale dI/dE de l'indice de danger I :

$$I = \sum_{j=1}^{j=k} \sum_{e=1}^{e=m} A_{e,j} \frac{\sum_{x=1}^{x=n} \sum_{i=1}^{i=q} t_{x,i,j} E_{x,i}}{CL_{e,j}}$$

$A_{e,j}$ = surface de l'écosystème e dans la cellule d'espace j (km^2)

$t_{x,i,j}$ = coefficient de transfert moyen qui représente la fraction de l'émission du polluant x de la région i vers la cellule d'espace j (équivalent $\text{t}^{-1} \times \text{ha}^{-1} \times \text{kt} \times \text{an}^{-1}$)

$E_{x,i}$ = l'émission de substance x dans la région i ($\text{kt} \times \text{an}^{-1}$)

$CL_{e,j}$ = (critical load) exposition critique de l'écosystème e dans la cellule j (équivalent $\text{s}^{-1} \times \text{ha}^{-1} \times \text{an}^{-1}$)

La charge critique (CL – critical load) est une estimation quantitative de l'exposition à un ou plusieurs polluants en dessous de laquelle on peut affirmer, sur la base de l'état de l'art actuel, qu'aucun effet négatif sur des éléments sensibles de l'environnement peut se produire.

Le facteur de caractérisation est le rapport entre le résultat de l'indicateur pour la substance x et le même rapport pour la substance de référence (l'émission de SO_2 en Suisse):

$$AP_{x,i} = \frac{dI/dE_{x,i}}{dI/dE_{\text{ref}}}$$

$AP_{x,i}$ = facteur de caractérisation pour la substance x émise dans la région i ,

$dI/dE_{x,i}$ = variation marginale de l'indice de danger I suite à la variation marginale d'émission de la substance x dans la région i [$\text{km}^2 \times \text{an} \times \text{kt}^{-1}$]

dI/dE_{ref} = variation marginale de l'indice de danger I suite à la variation marginale d'émission de SO_2 en Suisse en 1995 [$\text{km}^2 \times \text{an} \times \text{kt}^{-1}$]

Les facteurs sont calculés pour 44 régions européennes spécifiques, pour l'Europe de l'ouest, l'Europe de l'Est et pour toute l'Europe par somme pondérée des facteurs spécifiques des régions concernées [Huijbregts, 1999c, Huijbregts et al, 2000].

Tableau 8 fiche de caractérisation « Acidification »

Indicateur de représentation de l'impact	La variation marginale dI/dE de l'indice de danger I
Facteur de caractérisation	AP
Unité de mesure du résultat d'impact	Kg SO_2 équivalents
Limites	Conséquences
La durée de vie des substances est suffisante pour produire des effets significatifs?	Surestimation des impacts ?
La répartition d'une émission à l'échelle régionale parmi différents écosystèmes est arbitraire	Simplification
Les émissions hors d'Europe ne sont pas caractérisées	Simplification/sous estimation des impacts ?

<p>Les cellules au contour de la zone géographique (Espagne, Russie et Portugal) sont approximatives : les profils de dépôts des substances sont manquants, les coefficients de transfert sont ceux des cellules voisines.</p> <p>Les modèles de transport dans RAINS est ouvert (il couvre la planète et non seulement l'Europe) mais dans le calcul des effets toutes les régions hors Europe sont négligées.</p> <p>La résolution spatiale des matrices de transfert est assez différente de celle de la base de données des charges critiques : les dépôts secs de NO_x et NH₃ ne sont pas pris en compte intégralement car les matrices de transferts sur les cellules sont construites selon le point de vue de Lagrange et non pas d'Euler</p> <p>Dans les calculs pour toute l'Europe, les distributions de NH₃, NO_x et SO₂ sont considérées égales pour chaque région.</p>	<p>Incertitude des impacts</p> <p>Les potentiels des polluants qui voyagent sur des longues distances (ex. NO_x) sont sous-estimés dans les cellules au contour.</p> <p>Simplification</p> <p>Simplification</p>
<p>Le choix du type de dépôt et son évaluation sont arbitraires</p> <p>RAINS est opérationnel seulement pour NH₃, NO_x et SO₂.</p> <p>La charge limite maximale CL_{max} (S) est nulle parce que certains faibles dépôts de S (des volcans par exemple) ne donnent pas des effets significatifs. CL_{max} (S) doit être négligée car autrement l'AP devient infini.</p>	<p>Simplification / incertitude des résultats</p> <p>Les impacts de HCl et HF ne sont pas évalués</p> <p>En négligeant les CL_{max} (S) pour certaines cellules, les variations par rapport aux résultats réels sont au maximum de 20%.</p>
<p>Les charges limites dans chaque cellule sont des moyennes des valeurs des distributions cumulées réelles (disponibles pour 1,3 million d'écosystèmes européens mais confidentielles).</p> <p>La réaction NH₃ + SO₂ + H₂O → NH₄SO₄ amplifie l'effet d'acidification lié au SO₂ dans les sols</p>	<p>Simplification</p> <p>Sous-estimation des impacts</p>

Eutrophisation

L'indicateur est la formation d'eutrophisation potentielle, c'est-à-dire le nombre de moles d'azote ou phosphore qui peuvent être relargués dans l'environnement par mole de substance donnée. Le modèle de caractérisation le plus simple donne un potentiel d'enrichissement maximal car il ne vérifie pas si les conditions spécifiques du milieu d'émission permettent l'enrichissement. Il ne quantifie pas les quantités de N et P en arrière plan et il prend toujours en compte les deux macronutriments. Le facteur de caractérisation « Eutrophication Potential » (EP) donne ainsi une estimation globale indépendante des conditions locales [Heijungs et al, 1992] :

$$EP = \frac{v_i}{v_{PO_4^{3-}}} \cdot \frac{PM_{PO_4^{3-}}}{PM_i}$$

v_i = nombre de moles de P obtenues pour 1 mole de substance i ,

PM_i = poids moléculaire de la substance i ,

$v_{PO_4^{3-}}$ = nombre de moles de P obtenues pour 1 mole de PO_4^{3-} (référence),

$PM_{PO_4^{3-}}$ = poids moléculaire de PO_4^{3-} (référence).

Tableau 9 fiche de caractérisation « Eutrophisation »

Indicateur de représentation de l'impact	La formation d'eutrophisation potentielle, c'est-à-dire le nombre de moles d'azote ou phosphore qui peuvent être relargués dans l'environnement par mole de substance donnée.
Facteur de caractérisation	EP
Unité de mesure du résultat d'impact	Kg PO ₄ , équivalents
Limites	Conséquences
La répartition d'une émission à l'échelle régionale parmi différents écosystèmes est établie empiriquement	Incertitude des résultats

1.1.3 Fiches de caractérisation de l'approche « problèmes -EDIP »

Seulement les catégories dont les modèles de caractérisation diffèrent de ceux utilisés dans l'approche « problèmes – CML2002 » sont analysées.

Consommation des ressources

L'indicateur est la consommation de ressources « pures », à savoir ayant un degré de pureté égal à 100%. Ce choix est dû au fait que le degré de pureté des ressources en nature varie de manière importante et donc la quantité extraite en soi n'est pas significative.

Tableau 10 fiche de caractérisation « Déplétion des Ressources Abiotiques »

Indicateur de représentation de l'impact	Consommation de ressources « pures »
Facteur de caractérisation	Consommation de ressources « pures »
Unité de mesure du résultat d'impact	Kg de ressources
Limites	Conséquences
L'évaluation est globale bien que une ressource (surtout les minerais de construction comme la sable et l'argile) puisse être rare sur une région mais abondante à l'échelle mondiale	La rareté au niveau régional et local n'est pas considérée
Seules les réserves présentes dans l'environnement sont considérées, les stocks dans l'économie (issus du recyclage par exemple) sont négligés	Surestimation de l'impact ?
Les résultats de consommation relatifs aux différentes ressources sont agrégés par somme non pondérée La compétition pour les territoires, qui détermine une réduction de la disponibilité de la ressource due à son utilisation par plusieurs systèmes, n'est pas considérée	Compensation Sous estimation de l'impact ? La compétition pour les territoires est-il un problème environnemental ?

Toxicité humaine

Quatre facteurs de caractérisation sont considérés :

- Toxicité humaine *via* l'air (HT_a)
- Toxicité humaine *via* les eaux souterraines (HT_g)
- Toxicité humaine *via* les eaux douces (HT_w)

- Toxicité humaine *via* le sol (HT_s)

Les premiers deux facteurs (air et eaux souterraines) sont calculés selon l'expression suivante :

$$HT = f \times I \times T \times HTF$$

f = facteur de distribution qui spécifie la fraction de substance émise dans chaque compartiment, [adimensionnel]

I = facteur d'ingestion = quantité de compartiment ou milieu ingérée par jour / poids moyen homme, [m³/kg×jour] ; pour le compartiment air, I = 1 ;

T = facteur de transfert, spécifiant le ratio entre la concentration de substance inhalée ou ingérée et la concentration présente dans le milieu [adimensionnel] ; pour le compartiment air, T = 1.

HTF = toxicité de la substance une fois consommée =

1 / LC50 ou LD50 ou NOEC ou LOEC (on choisit le plus faible, en le divisant ultérieurement par un facteur de précaution) ; LC50 est pertinent pour le compartiment air et LD50 pour l'autre, [m³/g], [kg poids corporel × jour / mg]

Concernant les derniers deux facteurs, l'expression est la suivante :

$$HT = f \times I \times T \times HTF \times BIO$$

BIO = facteur de biodégradabilité de la substance, varie entre 0,2 et 1 (le plus faible, le plus biodégradable), [adimensionnel]

Tableau 11 fiche de caractérisation « Toxicité »

Indicateur de représentation de l'impact	Non applicable
Facteur de caractérisation	HT _a , HT _g , HT _w , HT _s [m ³ milieu / g substance]
Unité de mesure du résultat d'impact	m ³ milieu
Limites	Conséquences
L'approche n'est pas de type multi-média ; les calculs sont faits sans considérer les échanges entre les compartiments (à l'exception des facteurs de distribution)	Simplification
On considère les quantités totales des métaux et non pas la fraction bio-disponible : la spéciation et la dépendance des coefficients de partage des caractéristiques des sols sont négligées.	Surestimation des impacts
Le mécanisme d'action de chaque substance n'est pas connu en détail Les effets sont rendus linéaires. L'influence des variations métaboliques sur le transfert des substances est négligée. Les impacts de différente gravité sont sommés avec la même pondération. La relation émission-réponse est considérée linéaire. Les relations d'antagonisme et de synergie entre les substances ne sont pas prises en compte.	Incertitude des résultats Simplification Incertitude des résultats Simplification Simplification Incertitude des résultats

Ecotoxicité

Quatre facteurs de caractérisation sont considérés :

- Ecotoxicité chronique dans le milieu aquatique (ET_{wc})
- Ecotoxicité chronique dans le sol (ET_{sc})
- Ecotoxicité aigue dans le milieu aquatique (ET_{wa})
- Ecotoxicité sur les microorganismes dans stations d'épuration des eaux (ET_p)

Les premiers deux facteurs (chronique aquatique et sol) sont calculés selon l'expression suivante :

$$ET = f \times ETF \times BIO$$

f = facteur de distribution qui spécifie la fraction de substance émise dans chaque compartiment, [adimensionnel]

ETF = facteur d'écotoxicité de la substance = 1 / PNEC (éventuellement corrigé dans le cas du milieu aquatique pour tenir compte du potentiel de bioconcentration des substances), [m^3/g]

BIO = facteur de biodégradabilité de la substance, varie entre 0,2 et 1 (le plus faible, le plus biodégradable), [adimensionnel]

Concernant l'écotoxicité aigue dans le milieu aquatique, l'expression est la même que dans les cas précédents sauf que le facteur de biodégradabilité de la substance n'est pas pris en compte.

Concernant l'écotoxicité sur les microorganismes dans stations d'épuration des eaux, le facteur de caractérisation correspond au facteur d'écotoxicité $HTF = 50 / LOEC$; l'indice LOEC de la substance est calculé pour les bactéries hétérotrophes.

Une nouvelle catégorie d'impact (SET – Stored Ecotoxicity) a été récemment introduite pour prendre en compte l'occurrence des métaux lourds et des polluants organiques persistants à très long terme (plus de 100 ans). L'évaluation se fait en considérant la quantité de ces polluants qui peut donner des effets à l'horizon infini et l'impact est exprimé comme dans les cas précédents, à savoir en m^3 de milieux (eau ou sol) nécessaires à diluer ces quantités des polluants jusqu'au limites définis par les facteurs d'écotoxicité considérés.

Tableau 12 fiche de caractérisation « Ecotoxicité »

Indicateur de représentation de l'impact	Non applicable
Facteurs de caractérisation	ET_{wc} , ET_{sc} , ET_{wa} , ET_p , SET [m^3 milieu / g substance]
Unité de mesure du résultat d'impact	m^3 milieu
Limites	Conséquences
L'approche n'est pas de type multi-média ; les calculs sont faits sans considérer les échanges entre les compartiments (à l'exception des facteurs de distribution)	Simplification
On considère les quantités totales des métaux et non pas la fraction bio-disponible : la spéciation et la dépendance des coefficients de partage des caractéristiques des sols sont négligées.	Surestimation des impacts

Les métabolites sont négligés	Sous estimation des impacts ?
Le mécanisme d'action de chaque substance n'est pas connu en détail Les effets sont rendus linéaires. La relation émission-réponse est considérée linéaire. Les relations d'antagonisme et de synergie entre les substances ne sont pas prises en compte.	Incertitude des résultats d'impact Simplification Simplification Incertitude des résultats

Acidification

Le potentiel d'acidification d'une substance *i* se base sur l'évaluation du nombre maximale théorique de moles d'ions hydrogène qui peuvent être émises dans un volume de contrôle par une mole de substance *i*.

Le potentiel est exprimé comme une émission équivalente de la substance de référence (SO₂) selon l'expression suivante :

$$AP_i = \frac{n}{2 \times MW_i} \times 64$$

n = nombre de moles relargués par la conversion de la substance *i*

MW_{*i*} = poids moléculaire de la substance *i* [g/mol]

64 est le poids moléculaire du SO₂

Tableau 13 fiche de caractérisation « Acidification »

Indicateur de représentation de l'impact	L'acidification potentielle des milieux, qui représente la quantité maximale théorique d'ions H ⁺ qui peuvent être relargués dans le milieu
Facteur de caractérisation	AP
Unité de mesure du résultat d'impact	Kg SO ₂ équivalents
Limites	Conséquences
L'évaluation n'est pas faite en relation au milieu dans lequel se vérifie l'impact (conditions d'arrière-plan, devenir des substances émises, compartiments...); des facteurs d'adaptation sont proposés (varient entre 0 et 1)	Surestimation des impacts / Incertitude des résultats

Eutrophisation

L'indicateur est encore la formation d'eutrophisation potentielle, c'est-à-dire le nombre de moles d'azote et phosphore qui peuvent être relargués dans l'environnement par mole de substance donnée. La caractérisation donne un potentiel d'enrichissement maximal car il ne prend pas en compte les conditions spécifiques du milieu d'émission. Le facteur de caractérisation « Eutrophication Potential » (EP) donne ainsi une estimation globale, indépendante des conditions locales [Hauschild et al, 1998] :

$$EP_i = \frac{(v_i + 16 \times \pi_i) \times 62}{MW_i}$$

v_i = nombres de moles maximales de N relargués par 1 mole de la substance i

π_i = nombres de moles maximales de P relargués par 1 mole de la substance i

62 = poids moléculaire de la substance de référence (NO_3^-)

16 = Ratio N/P

MW_i = poids moléculaire de la substance i

Tableau 14 fiche de caractérisation « Eutrophisation »

Indicateur de représentation de l'impact	La formation d'eutrophisation potentielle, c'est à dire le nombre de moles d'azote et phosphore qui peuvent être relargués dans l'environnement par mole de substance donnée.
Facteur de caractérisation	EP
Unité de mesure du résultat d'impact	Kg NO_3^- équivalents
Limites	Conséquences
La répartition d'une émission à l'échelle régionale parmi différents écosystèmes est établie empiriquement	Incertitude des résultats

1.1.4 Fiches de caractérisation de l'approche « dommages » (Ecoindica- tor99)

Effets cancérigènes sur l'homme

Les dommages sont calculés à partir:

- d'une analyse du devenir des substances par le modèle EUSES,
- l'analyse des effets par le concept d'unité de risque,
- l'analyse des dommages par le calcul des années de vie perdues YLL ("Years of Life Lost") et des années de vie avec handicap YLD ("Years Lived Disabled")

L'analyse du devenir permet de calculer la concentration présumée d'une substance dans l'air, l'eau douce et la nourriture suite à une émission instantanée de 1 kg.

L'analyse des effets (relation dose-réponse) se base sur le facteur « unité de risque par inhalation », à savoir la probabilité qu'un individu moyen développe le cancer lorsqu'il est exposé à une concentration de la substance de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pendant 70 ans. Les facteurs pour l'ingestion de nourriture et d'eau contaminée sont calculés en extrapolant les quantités ingérées correspondant aux quantités inhalées. Le nombre de personnes exposées dépend de la densité de population et du temps de séjour en atmosphère des substances.

Ces paramètres permettent de calculer le facteur d'effet, à savoir l'incidence du cancer, exprimée comme le nombre de cancers par kg de substance émise.

L'analyse des dommages consiste dans l'estimation des YLL et des YLD à partir du type de cancer, des fractions de patients qui vont décéder, de combien d'années de vie sont perdues (en fonction de l'âge des cibles), de combien de temps va durer l'état en maladie et de la sévérité de l'handicap.

Tableau 15 fiche de caractérisation « Effets cancérigènes sur l'homme »

Indicateur de représentation de l'impact	Les années de vie perdues (YLL) et les années de vie avec handicap (YLD) suite à l'émission marginale inventoriée
Unité de mesure du résultat d'impact	DALY
Limites	Conséquences
Les effets des métaux lourds (notamment Cd, Pb) et des perturbateurs endocriniens ne sont pas modélisés Les distributions des populations considérées sont homogènes et simplifiées suite au choix des densités européenne et mondiale Les facteurs de risque pour la même substance varient beaucoup en fonction de la source bibliographique	Sous estimation des dommages Simplification Incertitude des dommages
Les facteurs de risque pour l'ingestion de nourriture et d'eau contaminée surestiment les effets Les relations dose-réponse ne prennent pas en compte des seuils On assume que l'inhalation et l'ingestion donnent le même effet et que la biodisponibilité soit la même Dans EUSES, les échanges linéaires parmi les compartiments et l'accumulation sont simplifiés L'Europe est simulée comme un système fermé.	Les dommages sont surestimés Surestimation des dommages L'extrapolation des facteurs de risque est surestimée Les résultats de devenir des substances qui montrent une tendance élevée aux échanges entre compartiments est approximatif Surestimation des dommages

Effets sur les capacités respiratoires de l'homme dus aux substances organiques

Les valeurs des dommages sont calculées à partir:

- d'une analyse du devenir des substances par le choix des meilleurs résultats de littérature qui concernent l'Europe, dont les hypothèses sont claires et qui considèrent une relation linéaire entre émissions et concentration. Les valeurs spécifiques pour 120 COV sont calculées à l'aide des POCP ;
- de l'estimation de la relation dose-réponse par approche épidémiologique, à savoir à partir des concentrations de substances estimées, de la densité de population, du nombre de personnes hospitalisées avec maladies respiratoires et du risque relatif.
- De l'estimation des YLL et YLD.

Tableau 16 fiche de caractérisation « Effets sur les capacités respiratoires de l'homme dus aux substances organiques »

Indicateur de représentation de l'impact	YLL et YLD
Unité de mesure du résultat d'impact	DALY
Limites	Conséquences
Le destin des singles COV est spécifique des conditions du Nord Europe	Les dommages ne sont pas représentatifs des autres régions
Les effets des réactions allergiques et des polluants organiques persistants ne sont pas modélisés	Sous estimation des dommages

La répartition des effets parmi les substances par voie épidémiologique est assez arbitraire	Simplification / Incertitude des dommages
Les données pour l'estimation des YLL sont très approximatives	Incertitude des dommages

Effets sur les capacités respiratoires de l'homme dus aux substances inorganiques

Cette catégorie comprend principalement les poussières, les nitrates et sulfates, le SO₃, l'O₃, le CO et les NO_x. Les valeurs des dommages sont calculées à partir:

- d'une analyse du devenir des substances issue de meilleurs résultats de littérature concernant l'Europe et qui considèrent une relation linéaire entre émissions et concentrations. Pour l'ozone, une relation marginale est utilisée de façon à reproduire les non-linéarités des mécanismes de formation.
- de l'estimation de la relation dose-réponse par approche épidémiologique et du calcul des YLL et des YLD comme pour la catégorie précédente.

Tableau 17 fiche de caractérisation « Effets sur les capacités respiratoires de l'homme dus aux substances inorganiques »

Indicateur de représentation de l'impact	YLL et YLD
Unité de mesure du résultat d'impact	DALY
Limites	Conséquences
Les données pour l'estimation des YLL sont très approximatives La répartition des effets parmi les substances par voie épidémiologique est assez arbitraire	Incertitude des dommages Simplification / Incertitude des dommages
Les causalités SO ₂ – mortalité et CO – mortalité ne sont pas prouvées du point de vue épidémiologique Les pentes des courbes dose-réponse sont supposées indépendantes des concentrations d'arrière plan	Incertitude des dommages Simplification

Dommages à la santé dus aux changements climatiques

Seuls les dommages liés aux effets suivants sont considérés : l'exposition à des extrêmes de température, les variations du comportement des parasites et des vecteurs d'infections, l'augmentation du niveau des océans, avec la migration des populations et les dommages sur les infrastructures. Les substances classées dans cette catégorie sont les mêmes que celles de la catégorie « Effet de Serre » dans l'approche « problèmes ». Les valeurs des dommages marginaux sont calculées pour 9 régions de la planète à partir:

- de la variation du nombre de morts suite aux variations de la température moyenne et à la malaria, à la fièvre dengue et aux accidents cardio-vasculaires et respiratoires, calculée par le modèle FUND pour le CO₂, le CH₄ et le N₂O entre 2000 et 2200,
- du nombre de personnes déplacées à cause de la montée de niveau des eaux.

Tableau 18 fiche de caractérisation « Dommages à la santé dus aux changements climatiques »

Indicateur de représentation de l'impact	YLL et YLD
Unité de mesure du résultat d'impact	DALY
Limites	Conséquences
L'échelle temporelle considérée (200 ans) est trop importante ?	Les effets sont surestimés ?
Le modèle FUND est optimisé pour les Pays-Bas.	Les résultats ne sont pas applicables correctement à l'échelle européenne
Seulement trois substances sont considérées Les dommages liés aux effets suivants sont négligés : <ul style="list-style-type: none"> - la variation de la fréquence et de l'intensité des événements atmosphériques extrêmes, - l'altération de l'écologie des agents infectieux dans les eaux et la nourriture, - la variation de la productivité des cultures due aux variations climatiques, aux événements atmosphériques, aux infections et maladies, - les impacts biologiques de la pollution de l'air, des pollens, - les modifications démographiques et socio-économiques dues aux effets sur l'économie, les infrastructures et la disponibilité de ressources 	Sous estimation des dommages Sous estimation / incertitude des dommages
La liaison entre variations climatiques et dommages est faible et encore assez méconnue L'extrapolation des résultats à toutes les substances à partir du CH ₄ , CO ₂ et N ₂ O est linéaire	Incertitude des dommages Les résultats pour toute substance autre que CH ₄ , CO ₂ et N ₂ O sont des moyennes

Dommages à la santé dus à la déplétion de la couche d'ozone

Le devenir des substances émises et l'exposition des cibles sont calculés par des facteurs d'équivalence par rapport au CFC11. Les effets sont modélisés en multipliant l'augmentation (en pourcentage) de l'incidence des maladies de la peau et des yeux suite à l'augmentation de 1% des radiations UV-B par l'augmentation en pourcentage des UV effectifs en fonction de la diminution de l'épaisseur de la couche d'ozone. On considère que les cancers de la peau dépendent de la durée des expositions aux UV-B. Les dommages sont calculés sur la base de la mortalité liée au cancer de la peau et du nombre de cataractes en 1990.

Tableau 19 fiche de caractérisation « Dommages à la santé dus à la déplétion de la couche d'ozone »

Indicateur de représentation de l'impact	YLL et YLD
Unité de mesure du résultat d'impact	DALY
Limites	Conséquences
L'augmentation des UV dépend de la latitude, maximale aux pôles, minimale aux tropiques On utilise les données moyennes pour la latitude 30°S-55°N	Incertitude des résultats Les données de déplétion de la couche d'ozone ne sont pas représentatives de la situation mondiale
Les effets chroniques des UV sur les cancers de la peau ne sont pas considérés (l'état de l'art n'est pas suffisant)	Sous estimation des dommages

L'augmentation des cancers de la peau (estimée à 60%) avec l'augmentation de l'âge des populations n'est pas considérée (la distribution est constante)	Sous estimation des dommages
Les changements des habitudes des populations par rapport à l'exposition aux UV ne sont pas pris en compte	Surestimation des dommages

Dommages à la qualité des écosystèmes dus aux émissions écotoxiques

L'analyse du devenir des substances permet de calculer les concentrations dans l'air, l'eau, le sol industriel et agricole, dans les milieux liquides et dans l'eau interstitielle qui se trouve dans le sol agricole, naturel et industriel suite à l'émission instantanée de 1 kg de chaque substance. Ensuite l'analyse des effets permet de calculer le PAF, à savoir la fraction d'organismes exposés à une concentration au moins égale aux concentrations pour lesquelles aucun effet n'est observé en laboratoire (NOEC):

$$PAF(c) = \frac{1}{1 + e^{(\alpha - \log c) / \beta}}$$

c = concentration de la substance, [M/V]

α = paramètre calculé à partir du NOEC moyen pour chaque substance et chaque espèce, [sans dimension]

β = coefficient issu de la déviation standard de la distribution de NOEC de la substance, [sans dimension]

L'effet combiné de plusieurs substances est estimé :

- pour les substances hydrophobes et inertes, par la somme des concentrations relatives,
- pour les autres substances, par la somme des effets calculés avec le PAF.

Les dommages sont calculés à partir des courbes de PAF établies pour différentes concentrations de substances en arrière-plan, obtenues en divisant la concentration des substances par leur NOEC moyen. En fait, les variations marginales d'une seule substance ne sont pas significatives à l'échelle européenne et donc on s'intéresse aux effets des mélanges. La procédure globale de calcul des dommages suite à l'émission de n substances est la suivante :

- détermination de la variation marginale de la concentration de chaque substance dans un compartiment spécifique avec EUSES,
- détermination de la variation correspondante des concentrations standardisées des différents mélanges de substances présentes en arrière plan pour chaque substance émise et somme des résultats,
- traçage des diagrammes de PAF en fonction des concentrations standardisées sommées,
- identification sur la courbe du point correspondant aux conditions actuelles de stress en arrière plan,
- détermination du dommage temporaire marginal par la pente de la courbe PAF au point de stress actuel,
- multiplication de la valeur obtenue par l'aire totale du compartiment environnemental.

Cette procédure est répétée pour les concentrations dans chaque compartiment, à savoir eau, sol agricole, sol industriel et sol naturel. Toutes les valeurs obtenues sont ensuite sommées pour obtenir le dommage total au niveau européen.

Tableau 20 fiche de caractérisation « Dommages à la qualité des écosystèmes dus aux émissions écotoxiques »

Indicateur de représentation de l'impact	Le pourcentage d'organismes exposés à une concentration plus élevée du PNEC (PAF)
Unité de mesure du résultat d'impact	PDF×m ² ×an
Limites	Conséquences
Les concentrations d'arrière-plan de chaque substance sont moyennes et constantes pour toute l'Europe	Simplification
Les NOEC ne sont pas toujours représentatifs de toutes les espèces	Incertitude des dommages
Les NOEC sont issus d'essais de laboratoire	Incertitude des dommages
Les échanges linéaires et l'accumulation parmi les compartiments de EUSES sont modélisés de manière simplifiée	Les résultats de devenir des substances qui montrent une tendance élevée aux échanges entre compartiments est approximatif
L'Europe est simulée comme un système fermé.	Surestimation des dommages
Les effets toxiques en série sont négligés	Sous estimation des dommages
La voie d'exposition par l'ingestion de nourriture est négligée	Sous estimation des dommages
Le NOEC ne peut pas toujours être modélisé avec une distribution log-logistique	Incertitude des dommages
L'addition des PAF est discutable	Compensation / simplification des dommages

Dommages à la qualité des écosystèmes dus aux effets combinés de l'acidification et eutrophisation

Le modèle de caractérisation modélise le devenir des substances (par le module SMART) et les dommages (par le module MOVE) sur des cellules de 250x250 m² représentant les conditions des Pays-Bas. SMART est un modèle dynamique qui comprend le cycle de l'azote, les processus biogéochimiques et un cycle hydrologique simplifié. Il prévoit les changements du pH du sol et de la disponibilité de N zone par zone, sur la base annuelle, suite au dépôt marginal de 10 moles de NO_x, SO_x et NH₃ par Km² de chaque cellule. MOVE comprend les fonctions dose-réponse de plus de 900 espèces de plantes aux Pays-Bas, qui décrivent la relation entre les PDF et l'acidité du sol, la disponibilité de nutriments et le contenu en humidité. Il permet de calculer, à partir des conditions prévues par SMART, le PDF marginal pour chaque cellule suite à une émission marginale par rapport aux conditions d'arrière-plan. Les valeurs supérieures à 97,5% sont ensuite sommées pour toutes les cellules.

Tableau 21 fiche de caractérisation « dommages à la qualité des écosystèmes dus aux effets combinés de l'acidification et eutrophisation »

Indicateur de représentation de l'impact	La fraction de plantes vasculaires qui ont potentiellement disparu dans une certaine aire (PDF)
Unité de mesure du résultat d'impact	PDF×m ² ×an
Limites	Conséquences
L'analyse du devenir et des effets de NO _x , SO _x et NH ₃ prend en compte les conditions aux Pays-Bas	Manque de représentativité des dommages pour les autres régions
Les émissions de P et N dans l'eau sont négligées car le modèle prend en compte seulement le dépôt sec des émissions gazeuses	Sous estimation des dommages
L'Europe est simulée comme un système fermé.	Surestimation des dommages

Dommages à la qualité des écosystèmes dus à l'occupation et transformation du territoire

Cette catégorie comprend les dommages sur le territoire qui est occupé et transformé par un processus anthropique pendant une durée déterminée. Suite à la diminution de l'aire disponible, les effets comptabilisés sont locaux (diminution du nombre des espèces dans l'aire occupée) ou régionaux (diminution du nombre des espèces à l'extérieur de l'aire occupée). La fraction de plantes vasculaires potentiellement disparues (PDF) suite aux effets locaux est calculée par l'expression suivante:

$$PDF = \frac{S_{ref} - S_{occ}(S_{TRANS})}{S_{ref}}$$

S_{ref} = nombre d'espèces dans les systèmes naturels en Suisse, 20 à 2.000 [adimensionnel],
 S_{occ} (S_{TRANS})= nombre d'espèces dans l'aire occupée (ou transformée), [sans dimension],

La valeur obtenue est ensuite multipliée par l'aire occupée et le temps de réhabilitation, à savoir 5 ans lorsqu'on passe d'un sol agricole à un sol urbain et vice versa ou 30 ans lorsqu'on passe d'un sol naturel à un sol urbain ou agricole.

Si l'on veut extrapoler l'effet local à une échelle régionale, pour obtenir le dommage cette valeur doit encore être multipliée par le facteur d'accumulation des espèces, qui est un facteur sans dimension caractéristique de chaque territoire et varie entre 0,2 et 0,5. Les effets (régional et local) sont ensuite sommés.

Tableau 22 fiche de caractérisation « Dommages à la qualité des écosystèmes dus à l'occupation et transformation du territoire »

Indicateur de représentation de l'impact	PDF
Unité de mesure du résultat d'impact	PDF×m ² ×an
Limites	Conséquences
Au niveau régional, l'aire occupée est compensée par l'aire naturelle aux alentours et vice versa	Compensation des dommages
L'indicateur est calculé en observant le nombre d'espèces et il est difficile	Surestimation des dommages (on

de séparer les effets dus à l'utilisation du territoire de cette catégorie avec ceux comptabilisés dans toutes les autres catégories de dommage	risque de comptabiliser deux fois les mêmes données)
---	--

Dommages aux ressources dus à l'extraction des minerais

Cette catégorie considère les tendances de diminution de la qualité des ressources des minerais à long terme. Plus précisément, chaque fois que 1 kg de minerai est extrait, la qualité des ressources diminue car l'effort pour extraire les quantités restantes sera plus élevé. La relation entre la disponibilité et la qualité des minerais est définie par des modèles géostatistiques et est représentée généralement par une courbe log-normale. Le dommage, à savoir le surplus d'énergie nécessaire pour extraire les minerais restants, est calculé à travers la pente de cette courbe suite à une variation marginale. La pente est déterminée au point de travail correspondant à la quantité de minerai extrait en 1990 multipliée par 5. Le choix de cette référence s'explique par le fait qu'on s'intéresse aux variations marginales.

Tableau 23 fiche de caractérisation « **Dommages aux ressources dus à l'extraction des minerais** »

Indicateur de représentation de l'impact	L'énergie supplémentaire (en MJ) qu'il sera nécessaire de produire pour continuer à extraire dans le futur la même quantité de minerai inventorié actuellement
Unité de mesure du résultat d'impact	MJ
Limites	Conséquences
Les estimations des modèles géostatistiques à long terme sont approximées	Incertitude des résultats
La répartition des ressources dans les modèles géostatistiques est approximée	Incertitude des résultats
Les dommages des configurations des minerais sont manquants : le calcul se fait à partir des dommages des ressources des minerais prises individuellement	Incertitude des résultats
Tous les minerais sont considérés avoir la même importance pour l'homme	Simplification
La substitution des minerais entre eux et leur recyclage ne sont pas pris en compte	Simplification / surestimation des dommages

Dommages aux ressources dus à l'extraction des combustibles fossiles

Cette catégorie considère les tendances de diminution de la qualité des combustibles fossiles à long terme. Les combustibles fossiles sont classés en trois catégories: huiles, gaz et charbon. Chaque fois que 1 kg de combustible est extrait, la qualité des ressources diminue car l'effort pour extraire les quantités restantes sera plus élevé. La relation entre la disponibilité et la qualité des combustibles est caractérisée par des variations brutales lorsqu'on passe des combustibles conventionnels à ceux non conventionnels. Comme dans le cas précédent, le dommage, à savoir le surplus d'énergie nécessaire pour extraire les matières fossiles restantes, est calculé à travers la pente de la courbe log-normale suite à une variation marginale.

Tableau 24 fiche de caractérisation « Dommages aux ressources dus à l'extraction des combustibles fossiles »

Indicateur de représentation de l'impact	L'énergie supplémentaire (en MJ) qu'il sera nécessaire de produire pour continuer à extraire dans le futur la même quantité de combustible inventorié actuellement
Unité de mesure du résultat d'impact	MJ
Limites	Conséquences
Les estimations des modèles géostatistiques à long terme	Incertitude des résultats
La répartition des ressources dans les modèles géostatistiques	Incertitude des résultats
Les variations importantes de la qualité des huiles et des gaz selon les gisements ne sont pas prises en compte Les modèles géostatistiques sont quasi linéaires. Le point de travail pour évaluer la variation marginale est choisi de manière arbitraire en 1990?	Incertitude des résultats Simplification Simplification / Incertitude des résultats

1.2 Analyse des méthodes d'évaluation des impacts locaux utilisés dans les méthodes EDR écologiques

Dans ce chapitre, nous allons aborder une analyse des méthodes et des outils employés pour l'évaluation des impacts locaux dans les EDR écologiques générales.

Une attention particulière sera accordée aux méthodes destinées à l'évaluation des risques de scénarios de valorisation ou stockage des déchets.

1.2.1 Objectifs des méthodes EDR écologiques

L'étude d'évaluation des risques pour les écosystèmes (depuis l'individu isolé jusqu'à l'écosystème dans sa globalité) est censée évaluer la vraisemblance que des effets négatifs se produisent (disparition, altération de la capacité fonctionnelle...) comme résultat de l'exposition à des agents « stressseurs ».

Les objectifs de l'évaluation peuvent être de plusieurs ordres :

- déterminer les effets réels ou potentiels des polluants sur les espèces ou les habitats;
- évaluer la menace réelle ou potentielle visant un élément particulier de l'environnement pour la préservation :
 - de la biodiversité,
 - des ressources biologiques sauvages,
 - des ressources biologiques agricoles ou forestières,
 - du cadre de vie - nous ajoutons ici les ressources en eau.
- définir des objectifs de réhabilitation en fonction des usages futurs du site ;
- établir un ordre de priorité de réhabilitation lorsque des facteurs limitant (contrainte technico-économique par exemple) gênent la mise en œuvre de la réhabilitation ;
- fournir d'avantage d'informations pour prendre une décision quant à la gestion du site.

1.2.2 Revue des principales EDR écologiques et classification

Des travaux RECORD sont en cours sur l'état de l'art des méthodes EDR existantes. Nous rappelons ici quelques-unes de ces méthodes afin de pouvoir introduire par la suite notre analyse sur l'évaluation des impacts locaux dans les méthodes EDR.

On peut identifier des méthodes générales et des méthodes spécifiques pour des cas particuliers. Dans l'ouvrage intitulé « Evaluation Détaillée des Risques pour les Ecosystèmes » [INERIS, 2002], ces dernières sont classées en trois catégories selon la stratégie d'évaluation des dangers : approche matrice, approche substance et approche écologique (cette dernière étant basée uniquement sur des observations de l'écosystème, elle ne sera pas analysée).

Des méthodes EDR écologiques générales

Ce sont des guides de recommandations exhaustives pour l'évaluation des risques écologiques (tout type d'écosystèmes) engendrés par différents stressseurs (de nature physique, chimique, biologique), élaborés en général par des organismes d'état dans différents pays.

La méthode de l'US EPA (1998) est décrite dans le document « Guidelines for Ecological Risk Assessment ». Elle comprend trois grandes étapes d'étude : formulation du problème, analyse du risque, caractérisation du risque. Chaque étape est constituée de sous-étapes pour lesquelles des recommandations sont faites. C'est une méthode basée sur des expérimentations et de la modélisation à tous les niveaux. Le schéma de principe dans la Figure 4 présente les étapes de la méthode et leur déroulement. La méthode est basée sur des modèles expérimentaux et théoriques que nous allons analyser plus en détails ci-après.

La méthode de l'Agence de l'Environnement du Royaume-Uni (2003) « Ecological Risk Assessment » [RECORD, 2005] est une méthode en plusieurs étapes passant par une évaluation simplifiée et selon le cas, par une évaluation détaillée dont les principes sont en essence les mêmes que ceux établis par l'EPA. Pour l'évaluation simplifiée, la méthode introduit des valeurs de concentration maximale de polluants dans les sols (soil screening values) au delà desquelles une évaluation détaillée des risques est nécessaire

La démarche française expliquée dans le guide de l'INERIS « Evaluation Détaillée des Risques pour les Ecosystèmes » est inspirée de la méthode de l'EPA.

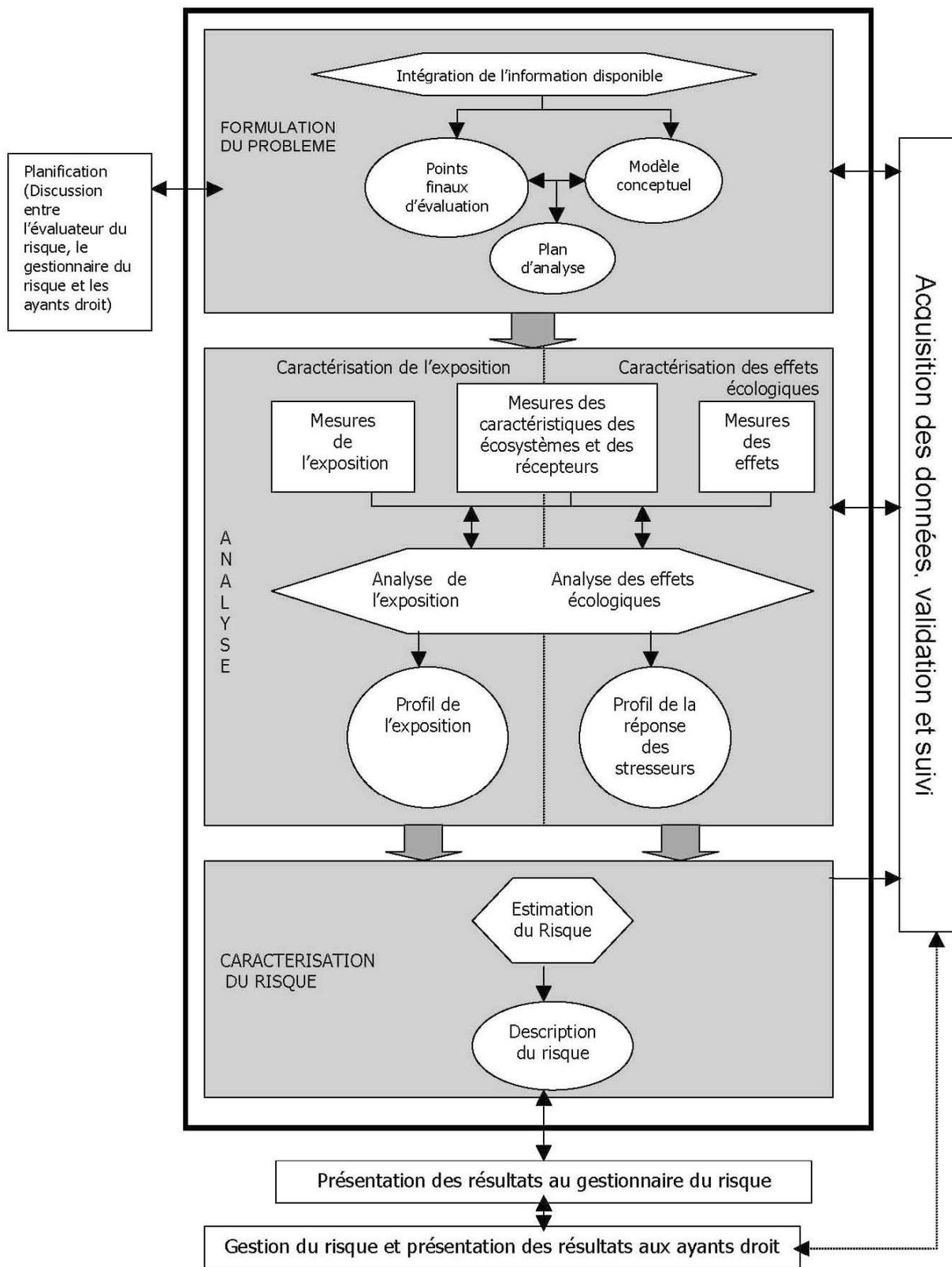


Figure 4 Schéma global de la méthode EDR écologique de l'EPA

Les méthodes EDR type matrice

On inclut ici des méthodes élaborées spécifiquement pour les sites pollués, les sédiments pollués, les déchets, etc. La stratégie d'évaluation est basée sur des bio-essais pour tester l'écotoxicité du milieu pollué vis-à-vis de la biocénose présente dans l'écosystème concerné.

La méthode TRIADE des Pays-Bas mise au point pour les sédiments pollués, préconise une caractérisation physico-chimique pour la description de l'état des produits toxiques, la caractérisation biologique ex situ par des bio-essais et in situ par des inventaires sur site. Cette démarche comprend donc une caractérisation approfondie des effets biologiques, elle propose une batterie d'essais spécifique pour les sédiments.

Pour les sédiments toujours, une autre approche consiste dans l'évaluation écotoxicologique de sédiments contaminés ou de matériaux de dragage (2001, Ministère de l'équipement et CEMAGREF).

La méthode Québécoise « Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés », Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 1998. Elle préconise deux niveaux :

- une évaluation des risques écotoxiques spécifiques au terrain contaminé ; l'évaluation qui peut se faire en deux étapes : préliminaire, en vérifiant l'absence de risque, et quantitative en estimant précisément le risque (avec les incertitudes associées).
- une évaluation des dangers écotoxiques qui n'est pas spécifique au terrain et qui repose sur des données de laboratoire afin de comparer de situations potentielles de contamination ou des stratégies de réhabilitation.

La méthode australienne « Guideline on Ecological Risk Assessment », National Environment Protection Council, 1999, a été conçue pour les sites et sols contaminés par des substances chimiques. Elle est inspirée par les méthodes de l'US EPA, des Pays-Bas, et du Canada. C'est un processus itératif à trois niveaux de complexité croissante selon les besoins d'une analyse de plus en plus détaillée.

La méthode française de l'Écocompatibilité, Guide technique, ADEME, 2002, a été mise au point pour l'évaluation de l'écocompatibilité de scénarios de stockage et de valorisation des déchets. Cette méthode et ses résultats seront traités plus en détails car elle concerne la valorisation des déchets minéraux.

Les méthodes EDR type substance

Ces méthodes ont comme principe la détermination des PNEC (Predicted No Effect Concentration), des PEC (Predicted Exposure Concentration) et d'un ratio exposition/effet (PEC/PNEC) par polluant et par espèce pour différents effets observés. Cette démarche est souvent rencontrée lorsqu'on souhaite avoir une évaluation simplifiée du risque écologique ou lorsqu'on étudie les effets écotoxiques de substances chimiques.

A titre d'exemple :

- Evaluation du risque environnemental des produits phytopharmaceutiques, 2004, Comité d'études de la toxicité de produits antiparasitaires à usage agricole et des produits assimilés des matières fertilisantes et des supports de culture.
- Technical guidance document on risk assessment, 1996 et 2003, European Chemical Bureau.

Les EDR « incomplètes »

Pendant notre recherche bibliographique, nous avons constaté que les méthodes d'évaluation des risques déjà appliquées aux déchets valorisés sont assez rares et que cette problématique se trouve encore dans une phase d'étude. Pour ces raisons, les méthodes partielles pouvant être intégrées d'une manière conceptuelle dans une EDR « classique », ou les méthodes combinées « dispersion des polluants - résultats EDR type substance » ont été également retenues.

Les recommandations de Swedish Environmental Protection Agency dans "Principles for risk assessment of secondary materials in civil engineering work", 1999, partent d'une revue des pratiques de la valorisation des déchets en Europe et la législation qui la gouverne, pour proposer un système pratique d'évaluation des risques. Ce système combine la méthodologie de la norme EN12920 « *Méthodologie pour la détermination du comportement à la lixiviation d'un déchet dans des conditions spécifiées* » avec les principes d'une EDR type substance. Cette méthode sera traitée plus en détail dans la suite du rapport.

La norme EN12920 *Méthodologie pour la détermination du comportement à la lixiviation d'un déchet dans des conditions spécifiées*, concerne uniquement le terme source de pollution qui est étudié d'une manière approfondie en employant des outils expérimentaux et une modélisation à plusieurs échelles spatiales et temporelles. La prise en compte du scénario avec les facteurs environnementaux et leurs influences sur le potentiel d'émission des polluants à partir de l'ouvrage fait de cette norme un outil performant et nécessaire (mais pas suffisant) pour la réalisation d'une EDR.

Approche dérivée de la directive Décharge – présentée ci-après est basée en partie sur la norme EN12920.

1.2.3 Critères d'analyse des modèles conceptuels EDR écologiques

Des études consacrées à l'état de l'art et l'analyse critique et comparative des différentes méthodes EDR ont déjà été réalisées, des travaux sont en cours dans le cadre des programmes RE.CO.R.D. Ces analyses considèrent des critères tels que l'adéquation des méthodes avec les objectifs visés, le déroulement et la programmation des différentes étapes, les choix des outils méthodologiques, critères de définition du risque acceptable, aide à la décision pour la réhabilitation des écosystèmes, outils de gestion des sites pollués, etc. Afin d'atteindre les objectifs de notre étude, nous devons nous focaliser sur la nature des résultats en termes d'impacts locaux et sur les modèles et hypothèses utilisés.

Dans ce chapitre, l'analyse des méthodes EDR est réalisée d'un point de vue systémique. Cette analyse est nécessaire afin de mettre en évidence, dans un langage commun et plus « universel », les points de convergence et de divergence avec les méthodes ACV. Dans cette optique, les méthodes EDR sont des « systèmes modèles » constitués « d'éléments »

(les flux d'information, de matière, d'énergie, etc). Le système modèle est structuré en sous-systèmes de modèles et les relations qui s'établissent entre eux. Chaque modèle a une fonction bien précise, il manipule les différents éléments. Le système modèle EDR est localisé en espace et en temps. Les critères de jugement du modèle EDR seront :

- l'espace
- le temps
- les éléments des modèles
- la structure et les fonctions des modèles

Nous avons choisi comme point de départ de l'analyse des EDR écologiques à caractère très général et complet telles que la méthode de l'EPA [EPA, 1998] et l'approche méthodologique de l'INERIS [INERIS, 2000].

Le caractère général découle de la souplesse des méthodes dans leur application à différentes situations réelles - différentes sources de pollution dans des contextes environnementaux variés. Le caractère complet découle :

- de l'organisation des différentes étapes de la démarche et leur enchaînement (schéma conceptuel),
- des recommandations concernant la définition des échelles spatiales et temporelles,
- des recommandations concernant la définition du système modèle à construire, le respect de la relation de causalité dans sa construction,
- des choix des éléments du modèle, des entrées et sorties, des points finaux d'évaluation,
- des outils recommandés au niveau expérimental et pour la modélisation,
- de l'analyse critique des différents choix et des résultats obtenus (discussion des hypothèses, limitations et incertitudes).

1.2.4 Le modèle général EDR écologique

Il est basé sur des hypothèses concernant les relations stressseurs – expositions – cibles. Le rôle du modèle est :

- la prévision des effets avant qu'ils se produisent,
- l'explication des effets observés.

Le modèle d'évaluation simplifiée des risques permet d'établir la possibilité d'un risque. La démarche simplifiée est basée sur la prise en compte d'un *scénario pessimiste* pour lequel on calcule le ratio (ou risque) R [INERIS, 2000]:

$$R = \frac{PEC}{PNEC}$$

PEC = concentration d'exposition probable

Si $R \geq 1$ alors il y a un risque

Si $R < 1$ il n'y a pas de risque pour l'écosystème.

Une autre approche est celle proposée par le UK Environment Agency qui préconise l'utilisation de soil screening values (SSV, valeur maximale de concentration d'un polluant admissible dans un sol). Les SSV peuvent être des PNEC déterminés sur les organismes du sol directement exposés via le sol et l'eau. Une concentration d'exposition supérieure aux SSV déclenche une évaluation approfondie des risques.

Modèle d'évaluation approfondie des risques – c'est le modèle de risque basé sur les résultats d'exposition et l'évaluation des effets. Pour un scénario d'exposition, *le cas le plus*

probable sera pris en compte. Le résultat comprend la valeur du risque avec son incertitude et une analyse critique des résultats intermédiaires.

Les éléments les plus importants d'un modèle EDR écologique

La source, les flux de stressors émis – nature du stressor, ses propriétés, son émission dans l'environnement, etc.

Les milieux ou compartiments – l'ensemble des constituants biotopes du système analysé (les différents compartiments sol, eau, air, visés par l'analyse) où les stressors peuvent se retrouver suite aux phénomènes de transfert. Leurs propriétés influencent l'état du stressor en temps et en espace.

Les cibles de l'évaluation = composantes représentatives de l'écosystème sur lesquelles les stressors ont des effets significatifs. Les effets dépendent de l'échelle spatiale et temporelle. Les cibles peuvent être :

- une espèce, un groupe fonctionnel d'espèces, une communauté, un écosystème, un habitat, un endroit spécifique,
- les espèces destinées aux études des effets peuvent être normalisées.

Un maximum de 15 couples cible-stressor (polluant) peut être choisi dans une application EDR.

L'exposition = la coexistence ou le contact du stressor avec la cible. Elle est exprimée le plus souvent en :

- concentration dans un milieu, $C(x, y, z, t)$ localisée en espace et en temps
- ou intensité du contact – dose par unité de temps et par cible

Les effets = le résultat du contact cible-stressor ou la réponse de la cible à l'activité d'un stressor. Les effets suivis sur les cibles vivantes concernent particulièrement [INERIS, 2000] la reproduction, la survie et la croissance. Ils sont exprimés par des concentrations de stressor pour une probabilité d'effet donnée. Plus généralement, c'est une fonction de la concentration ou de la dose de stressor : relation dose/effet.

Les modèles expérimentaux

Un modèle expérimental comprend :

- un plan de mesures,
- des outils analytiques,
- des dispositifs de simulation expérimentale,
- des protocoles expérimentaux.

Selon la complexité du système réel étudié on réalise :

- de mesures de laboratoire, pilote, terrain
- à court, moyen ou long terme

Mesures des caractéristiques de l'écosystème et des cibles

Identification et quantification de paramètres de l'écosystème qui peuvent influencer l'état des stressors, l'état des cibles, en liaison avec une échelle temporelle (ex : topographie, pluviométrie, nature des roches, caractéristiques de la nappe phréatiques comme cible de la pollution, cartographie des cibles vivantes, etc.).

Mesure de l'exposition

Les mesures analytiques permettent de déterminer l'état du stresser dans l'environnement, sa dynamique, son contact avec les cibles. Selon le cas étudié, on peut mesurer ainsi les concentrations d'exposition d'un polluant Ci.

Mesure des effets

Les mesures des effets doivent être réalisées sur les cibles existantes réellement dans l'écosystème ou sur des cibles « modèle ». Selon le type d'EDR (matrice, substance ou écologique), la stratégie d'évaluation des effets est différente.

EDR matrice - tests d'écotoxicité sur la biocénose sur matrice solide et aqueuse (permet d'intégrer dans les résultats des tests la biodisponibilité des polluants et les interactions entre les différentes substances) : génotoxicité, toxicité aiguë, toxicité chronique.

EDR substance – détermination des PNEC pour chaque polluant et pour chaque espèce (ne permet pas la prise en compte de la biodisponibilité et des effets combinés), par rapport aux effets suivants : reproduction, survie, croissance.

EDR écologique – comparaison avec un écosystème témoin, approche qualitative.

Les modèles théoriques

Type de modèles :

- Raisonnements
- Relations empiriques
- Modèles mathématiques
- Modèles de probabilités...

Utilisent des données expérimentales, des bases de données.

Le modèle de l'exposition

Le modèle d'exposition a comme objectifs :

- identifier la(les) cible(s) exposée(s) ;
- produire un profil d'exposition de la cible en identifiant les voies de transfert des stresser de leur source vers la cible, et en quantifiant l'intensité, la durée et la localisation du contact ;
- estimer la probabilité avec laquelle l'exposition se produira.

Trois niveaux doivent être explorés afin de construire un modèle d'exposition : la source de stress (émission de polluants), le transfert des stresser dans les différents milieux, le contact avec les cibles.

Modèle de la source

La source est le lieu d'émission des stresser ou d'une activité produisant des stresser. Si la véritable source n'existe plus ou ne peut être clairement identifiée (déversement accidentel), on peut appeler « source » la localisation actuelle des stresser. Les caractéristiques de la source (la nature des stresser, leur potentiel d'émission, flux d'émission) sont d'une importance capitale.

Modèle de la distribution spatio-temporelle du stresser (modèle du transfert).

Identifier et quantifier :

- Les voies de transfert du stresser dans l'environnement :

- air
- eaux météoriques
- eaux de surface
- sur la surface du sol et en profondeur
- eaux souterraines
- la chaîne alimentaire (pour les substances chimiques)
- transmission passive d'un organisme à un autre, vecteurs biologiques (pour les stressseurs biologiques)
- Les mécanismes de transfert – on tient compte des paramètres du stressseur et les paramètres de l'environnement qui influencent le transport.
- La réactivité chimique et biologique dans les milieux de transfert:
 - spéciation chimique fonction des milieux de transfert
 - biotransformation des composés chimiques
 - apparition de métabolites
 - inhibition ou catalyse de certains processus

A titre d'exemple, dans le cas d'un polluant on estime sa concentration en fonction de l'espace et du temps $C(t,x,y,z)$. Le résultat peut être exprimé comme valeur discrète (on peut construire des cartographies), comme distribution de probabilité, ou comme variable floue.

Modèle du contact stressseur – cible

Le contact (direct ou indirect) est une fonction reliant l'extensité et l'intensité d'un stressseur et l'activité d'une cible, ayant comme caractéristiques :

- Les voies et les milieux de contact direct :
 - les milieux respirés (air pour les espèces terrestres, eau pour les espèces aquatiques) ;
 - les milieux ingérés (sol, aliments) ;
 - les milieux en contact avec la peau.
- Contact indirect – par l'intermédiaire d'autres espèces.
- Les paramètres du contact :
 - le temps : évolution dans le temps (contact passé, actuel, futur), durée, fréquence, timing ;
 - la localisation dans l'espace de la cible et du stressseur ;
 - l'intensité du contact.

Le contact est souvent exprimé par une dose d'exposition.

A titre d'exemple, dans le cas des polluants, on estime une dose d'exposition via les voies d'exposition [INERIS, 2002] selon les formules suivantes :

1) pour la voie digestive :

$$DJE_{ij} = \frac{C_i Q_j \Delta t F}{P \Delta t_m}$$

DJE_{ij} = dose journalière d'exposition liée à une exposition au milieu i par la voie d'exposition j

C_i = concentration du stressseur dans le milieu i (eau, sol, aliment)

Q_j = quantité du milieu administré par la voie j par jour

Δt = durée de l'exposition

F = fréquence d'exposition

P = masse corporelle de la cible

Δt_m = période sur laquelle l'exposition est moyennée

2) pour la voie respiratoire :

$$CI = \frac{C \Delta t F}{\Delta t_m}$$

CI = concentration moyenne inhalée

C_i = concentration du stresser dans l'air

Le modèle d'exposition est une combinaison des trois modèles et a comme résultat le profil d'exposition :

- expression : concentration du stresser dans l'espace et en temps, dose journalière de contact, etc.
- prise en compte de la variabilité – utilisation des fonctions statistiques. Les plus usuelles sont les fonctions de densité de probabilité et fonctions de probabilité cumulée.
- discussion des incertitudes, évaluer la probabilité que l'exposition ai lieu.

La nature du résultat : des données numériques discrètes (en fonction de l'espace et du temps), fonctions de probabilités, variables floues, des relations logiques, des affirmations.

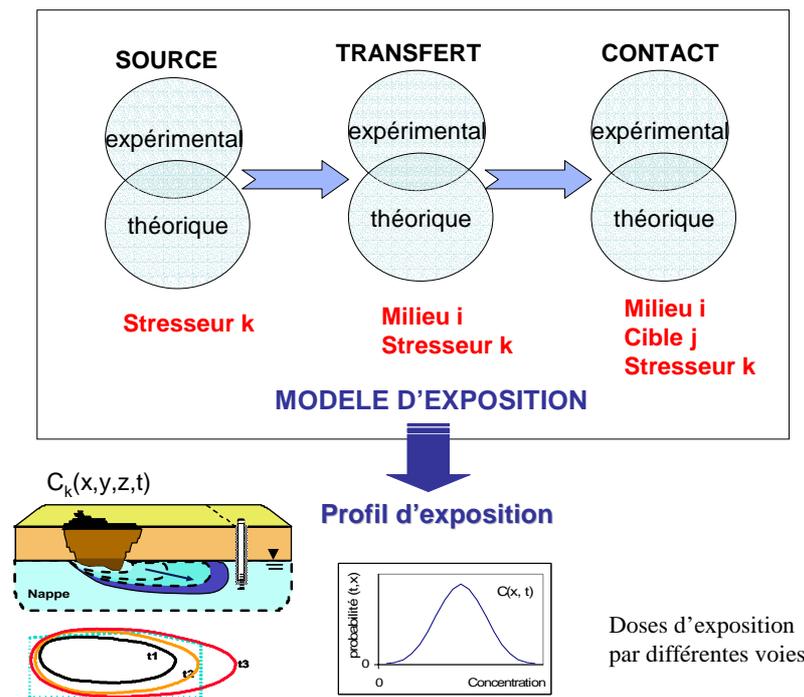


Figure 5 Modèle d'évaluation de l'exposition

Modèle d'évaluation des effets

Une relation de cause (stresseur) à effet (les effets des stresser sur les cibles) doit être établie dans le cadre de l'évaluation. Le modèle d'effets est établi en étroite liaison avec le modèle expérimental. Ainsi, selon le type d'EDR, on évalue [INERIS, 2000] :

EDR Matrice : les effets sur la biocénose.

Si échantillon représentatif (>30 espèces) - calcul de la dilution moyenne comme intervalle de confiance.

Si échantillon non représentatif (<30 espèces) – utilisation d'un facteur de sécurité.

EDR Substance : les PNEC.

On considère une distribution de la sensibilité des êtres vivants à un toxique de type log-normale.

Si échantillon représentatif – détermination du nombre d'espèces atteintes en fonction de la concentration C du stresser. C maximal sans effet est considérée comme intervalle de confiance.

Si échantillon non représentatif - utilisation d'un facteur de sécurité.

Utilisation de bases de données et de modèles d'extrapolation pour :

- les effets induits par un « stresser modèle » pour estimer les effets d'un stresser réel ;
- les effets induits sur une « cible modèle » pour estimer les effets sur une cible réelle ;
- extrapolation d'échelle : du laboratoire au terrain, du court terme à long terme, de l'individu à une population, etc.

Modèles empiriques d'extrapolation

- utilisation de facteurs d'incertitude pour extrapoler à partir d'une base de données taxonomique ;
- régression allométrique (changement des proportions des parties de l'organisme comme conséquence de la croissance).

Modèles mécanistes

- modèles de population mono espèce
- modèle de communauté multi espèce et écosystème

Le résultat de l'évaluation des effets est le « profil dose – effet » qui comprend de renseignements du type :

- Valeur critique d'un paramètre caractérisant la réponse au stresser telle qu'une concentration maximale sans effet PNEC ou un facteur de dilution.
- Une courbe dose – effet et/ou des estimations discrètes (ou ponctuelles) telles que LC₁₀, LD₉₀, etc. Les estimations médianes des effets concernent 50% de la population suivie : LC₅₀, LD₅₀, EC₅₀.. (LC= concentration létale, DC = dose létale, EC = concentration pour un effet autre que la mortalité).

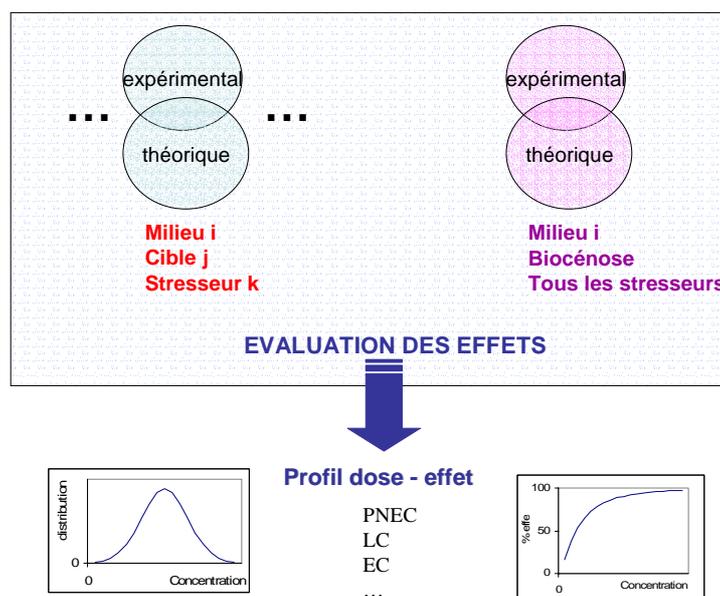


Figure 6 Modèle d'évaluation des effets

Modélisation du risque

L'expression du résultat de l'évaluation du risque dépend du modèle utilisé :

Modèle qualitatif - classement du risque en catégories : risque existant, non existant, faible, moyen, grand.

La méthode des quotients - pour un stresser donné, l'utilisation d'un ratio concentration d'exposition/concentration caractéristique pour un effet (PNEC, LC₅₀, EC₅₀, etc). Exemple :

$$R = \text{PEC}/\text{PNEC}$$

Cette méthode ne permet pas d'exprimer l'évolution du risque, les incertitudes ne sont pas explicites.

Utilisation de la réponse dose- effet (modèle d'effets) et du **profil d'exposition** (modèle d'exposition) :

- permet d'évaluer le risque pour différents niveaux d'exposition
- permet l'estimation des incertitudes à partir des deux modèles en amont
- possibilité de prévoir l'évolution du risque
- possibilité d'estimer plusieurs valeurs de risque si la variabilité de l'exposition et/ou des effets est connue.

Incertitudes sur le résultat de l'évaluation du risque

Plusieurs types d'incertitudes s'accumulent lors du processus d'évaluation du risque :

- La variabilité des données – elle peut être décrite par des fonctions statistiques
- Incertitude sur la valeur d'un paramètre – estimation par des fonctions statistiques, intervalle de confiance.
- Incertitudes issues de l'utilisation de modèles, liées à leur structure, hypothèses, limites. Les simplifications peuvent entraîner des erreurs par omission ou agrégation des éléments.
- Manque de connaissances théoriques et manque de données (sur l'écosystème réel étudié, la source et les stressers, paramètres temporel et d'espace interconnectés, effets des stressers, etc.) – on utilise souvent des extrapolations ou le jugement d'expert. Des méthodes mathématiques non classiques permettent de prendre en compte le manque de connaissance : les méthodes de raisonnement approché (logique floue, méthodes Bayésiennes).

1.2.5 Les impacts environnementaux dans les méthodes générales EDR

Aussi surprenant que cela puisse paraître, les méthodes générales d'évaluation des risques analysés n'utilisent le terme « impact environnemental » dans aucune des étapes ou aucun des résultats intermédiaires ou globaux du processus d'évaluation.

Afin d'identifier les impacts locaux, nous prenons en compte la définition du terme (voir Glossaire) et la chaîne de causalité d'un risque écologique : source, transfert, cible. On remarque ici qu'un impact n'a pas forcément un effet négatif sur l'environnement (ne génère pas un risque) et que, donc, les méthodes EDR sont « limitées » à des impacts ayant un effet négatif. Par ailleurs, l'impact environnemental en termes d'effet négatif est le sens donné dans les méthodes ACV.

Selon la nature des cibles environnementales, on peut classer les impacts en deux grandes catégories : les impacts sur les biotopes et les impacts sur les biocénoses.

Le tableau ci-dessous résume les principes et les limites des modèles nécessaires à l'évaluation des impacts locaux.

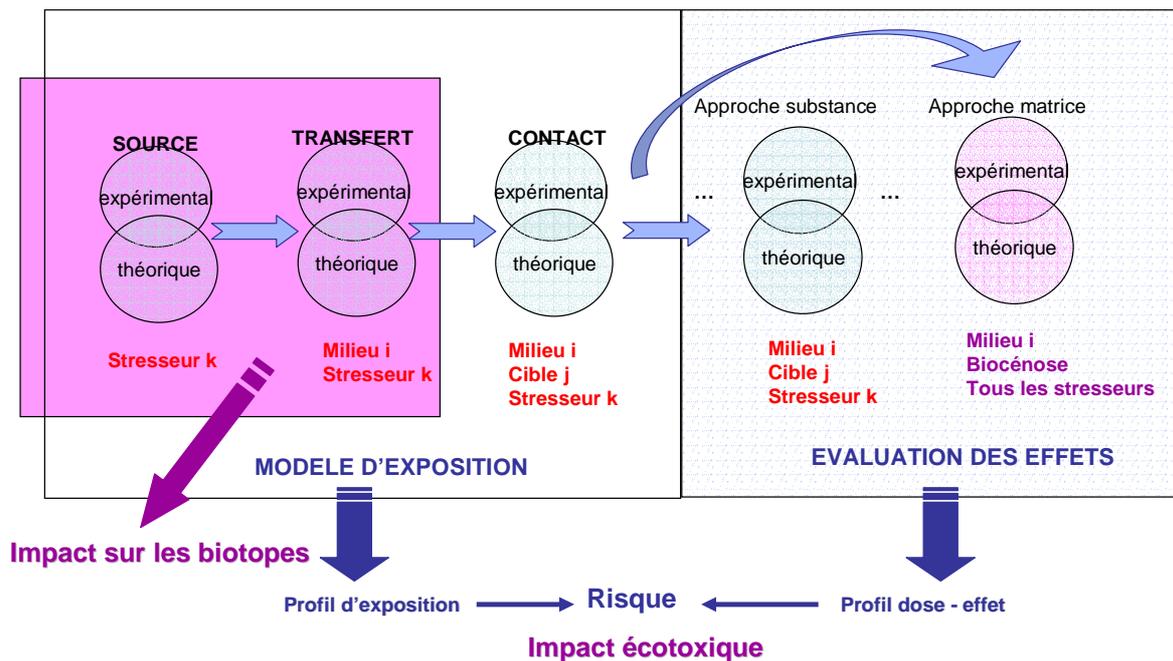


Figure 7 Schéma d'identification et estimation des impacts

Impacts sur les biotopes

Les cibles sont représentées par les différents milieux ou compartiments abiotiques dont les qualités peuvent être modifiées par l'activité (en termes thermodynamiques et cinétiques) d'un stressseur. Ces propriétés influent sur la biocénose associée donc il y a une liaison avec la deuxième catégorie d'impacts. Cette liaison est déterministe, permettant même l'estimation des impacts et des risques sur la biocénose à partir des impacts sur les biotopes. Cette propriété est très importante, on verra qu'elle nous permet de « combiner » des informations et de modèles pour arriver aux points finaux des évaluations – les cibles vivantes. Il est évident que dans le cas des polluants, l'impact sera caractérisé par la concentration en fonction de l'espace et du temps dans un milieu donné, par référence au fond naturel géologique (la teneur naturelle des substances chimiques concernées), et en spécifiant la spéciation chimique. Par exemple pour le plomb dans un sol : la concentration totale, les espèces solubles dans l'eau des pores, les espèces précipitées, les ligands organique et inorganiques et les anions associés, etc.

Dans une EDR « classique », c'est l'étape d'analyse de l'exposition qui a comme résultat également l'estimation des impacts sur les biotopes. Plus exactement, c'est le résultat des modèles expérimentaux et théoriques de la source de pollution et du transfert des polluants dans les milieux.

Tableau 25 fiche de caractérisation EDR « impact sur les biotopes »

Impact	Qualité du biotope
Indice de représentation de l'impact	Concentration du polluant
Unité de mesure du résultat d'impact	Unité de concentration
Méthode de caractérisation	Mesures expérimentales sur le terrain Modèles
Modèle du terme source Prend en compte la nature des polluants, les mécanismes de mobilisation et émission, le vecteur de transport des polluants (eau, air). Il est basé sur des essais expérimentaux, mesures de paramètres, processus chimiques, biologiques et de transfert. Il estime la spéciation du polluant, la dynamique de son relargage.	Exemple : CESAR, PHREEQC, PHAST
Limites	Conséquences
La complexité des phénomènes ne peut pas toujours être prise en compte Les prévisions de comportement à long terme ne peuvent pas être validées Les différentes échelles spatiales	Incertitude sur le résultat Surestimation ou sous-estimation à long terme et pour des échelles spatiales différentes
Modèles de transfert spécifiques à un milieu donné Calcule le devenir des polluants Si couplage avec un module de réactions chimiques et biologiques, le modèle évalue également les transformations des polluants en fonction du temps et de l'espace	Exemple : MODFLOW CHEMCESS, PHAST, PHREEQC
Limites	Conséquences
Le choix du bon modèle repose sur la connaissance des caractéristiques du polluant et des milieux et un grand nombre de paramètres sont nécessaires Manque de connaissance sur les valeurs des paramètres caractérisant les milieux naturels	Incertitude sur le résultat Surestimation ou sous-estimation à long terme et pour des échelles spatiales différentes
Modèles de fugacité multimédia Calcul de la distribution d'un polluant dans les divers milieux en respectant le principe de la conservation de la matière (polluant)	Exemple : module du CALTOX,
Limites	Conséquences
Non prise en compte de la dynamique des processus et de l'échelle du temps, situation statique, Les milieux sont considérés des réacteurs homogènes Conditions trop standardisées	Surestimation ou sous-estimation Incertitude Simplification, pas de distribution spatiale et temporelle Pas de calcul de spéciation chimique

Impact écotoxique

L'impact sur les cibles vivantes est l'effet de l'action des polluants (mortalité, perturbation de croissance, de reproduction, etc.). L'impact sur les cibles vivantes peut être caractérisé par

un indice de risque tel qu'il est déterminé dans les EDR (voir les paragraphes précédents). On distingue donc l'approche substance et l'approche matrice.

L'approche substance a l'avantage de pouvoir utiliser des connaissances partielles sur le système étudié et de « combler » le manque d'informations par des modèles. Le résultat obtenu est plutôt qualitatif.

L'approche matrice donne la meilleure représentation de l'impact écotoxique et du risque associé mais elle plus difficile à mettre en œuvre.

Tableau 26 fiche de caractérisation EDR substance « impact écotoxique »

Impact	Ecotoxicité « substance »
Indice de représentation de l'impact	Indice de risque
Unité de mesure du résultat d'impact	Nombre ou classe de risque
Méthode de caractérisation no 1 Approche « substance »	<i>Utilisation des résultats d'impact sur les biotopes</i> Modélisation de l'exposition Utilisation de bases de données d'écotoxicité (PNEC, LC ₅₀ , etc) Calcul du risque
Modèle d'exposition screening-models (de modèles de criblage ou de dépistage) permettent le calcul des doses d'exposition à partir de la concentration du polluant dans les milieux, d'une base de données toxicologiques, un module de calcul statistique, estimations des facteurs de bioconcentrations, relations de structure quantitative (QSAR), etc.	Exemple : CALTOX
Limites	Conséquences
Modules « milieu » indépendants, juxtaposition des résultats pour les différents milieux Manque de connaissance ou approximation des valeurs de paramètres	Bilan matière du polluant non respecté, surestimation de l'exposition Incertitudes sur le résultat
Estimation des effets - approche substance Détermination des PNEC pour (milieu _j , cible _j , polluant _k) Calcul du risque R=PEC/PNEC	
Limites	Conséquences
Pas ou peu d'information sur la biodisponibilité L'effet des mélanges des polluants n'est pas étudié Bio-essais de laboratoire sur espèces standardisée, choix des essais Le calcul du risque a une valeur qualitative	Surestimation Agrégation des résultats Représentativité des essais Incertitudes

Tableau 27 fiche de caractérisation EDR matrice « impact écotoxique »

Impact	Ecotoxicité « matrice »
Indice de représentation de l'impact	Effet observé non acceptable Ou indice de risque
Unité de mesure du résultat d'impact	
Méthode de caractérisation no 2 Approche matrice	Bio-essais
Estimation des effets - approche matrice Tester l'écotoxicité du milieu pollué sur la biocénose (milieu, tous polluants, biocénose) Prise en compte de la biodisponibilité et des effets couplés par des bio-essais Calcul du risque Courbes dose-effet, comparaison de la concentration d'exposition avec les paramètres d'effet.	
Limites	Conséquences
Limites techniques d'application des essais	Plus difficile à mettre en place

1.2.6 Evaluation des impacts locaux dans le cas de la valorisation des déchets

Le risque associé avec les scénarios de valorisation des déchets, particulièrement dans le BTP, est dû principalement à la lixiviation et la migration des polluants à partir de l'ouvrage vers les milieux de l'environnement (sol, eaux de surface, eaux souterraines). Le principal vecteur de transport et dissémination des polluants de nature minérale est l'eau. Les milieux contaminés sont généralement le sol, le sous-sol, l'eau souterraine et les eaux de surface.

D'autres voies d'exposition des cibles vivantes telles que l'inhalation, l'ingestion et le contact peuvent être prises en compte par le critère « contenu en substances toxiques dans le matériau solide ». Dans le domaine de la valorisation (et du stockage) des déchets on rencontre comme méthodologies EDR l'approche matrice et l'approche substance.

Concernant l'approche substance, nous proposons ici une classification des méthodes appliquées en deux types :

Type 1 – « approche substance incomplète » : seulement l'impact sur le biotope est estimé, les valeurs des concentrations des polluants dans les différents milieux sont comparées ensuite avec des valeurs réglementées (par exemple la qualité des eaux destinées à la potabilisation). Ces concentrations sont donc jugées comme acceptables ou pas pour l'environnement. Les valeurs des concentrations dans les différents milieux peuvent aussi être comparées avec des valeurs critiques écotoxiques tirées de bases de données. Ces valeurs peuvent être des PNEC (les PNEC ne sont pas déterminés expérimentalement pour le cas étudié).

Type 2 – « approche substance » : c'est la méthode classique EDR substance, l'évaluation des impacts est menée jusqu'au bout de la chaîne, les cibles vivantes. Des paramètres écotoxiques tels que le PNEC sont déterminés pour un polluant donné, un milieu donné et une cible considérée. Un résultat de risque est obtenu.

On peut constater que certaines méthodes proposées ou utilisées déjà dans différents pays ne font pas la distinction impact écologique et santé humaine. Dans les méthodes de type 1 par exemple, les textes réglementaires, pris comme référence pour les concentrations des polluants dans l'eau, ou des VCI pour les sols, sont basés sur des études de toxicité.

Dans notre étude, nous nous focalisons sur les impacts écologiques. L'utilisation à certains niveaux de principes de toxicologie ne perturbe pas la démarche globale car ces principes sont sécurisant vis à vis des impacts écologiques (on peut considérer que si l'environnement est bon pour l'homme, il est bon pour les autres espèces vivantes aussi).

Ci-après nous présentons les principales méthodes/recommandations pour l'évaluation de l'acceptabilité de scénarios de valorisation de déchets.

Analyse de la méthode de l'Écocompatibilité

Dans le premier programme destiné à la mise en place de la méthode, les conditions d'application étaient les suivantes : déchet minéral, l'eau comme vecteur de transport des polluants vers les milieux récepteurs sol et milieu aquatique superficiel courant.

La méthode repose sur les mêmes principes que l'EDR de l'EPA, mais elle est structurée différemment, sous une forme plus lisible, en mettant en avant la chaîne de causalité « source de pollution – dissémination dans l'écosystème - effet sur les cibles » (schéma ci-dessous).

Une deuxième étude a été réalisée sur les principes de l'Écocompatibilité dans un cas réel de stockage de déchets « Evaluation de l'écocompatibilité de dépôts de déchets de sou-dière. Application au cas de la digue de La Crayère, 2003. Cette étude a mis en évidence l'importance de la connaissance des caractéristiques du terme source (le déchet et sa disposition dans l'environnement) et des milieux de transfert sous-sol et nappe phréatique. Un troisième travail de synthèse des acquis des deux programmes précédents et de réflexion sur les améliorations possibles de la méthode a été réalisé récemment : « Compléments et amélioration à la méthode d'évaluation de l'écocompatibilité des déchets dans des scénarios de stockage et d'utilisation », ADEME, 2004. Ce travail porte plus particulièrement sur le terme source de pollution comme maillon fondamental dans le déroulement d'une évaluation des risques.

La méthode est décrite dans le Guide d'usage et dans les rapports détaillés des trois programmes d'étude déroulés jusqu'à présent [ADEME 2002, 2003, 2004]. Ce paragraphe est destiné à une analyse des résultats en termes d'impacts locaux qu'on peut obtenir par cette méthode.

Tout d'abord, le modèle EDR global se compose de trois grands modèles correspondant aux trois systèmes enchaînés : terme source – terme transport – terme impact. On remarque ici que l'objectif est d'estimer les impacts au bout de la chaîne (sur les milieux cibles), le calcul du risque n'étant pas explicité dans cette méthode. Par conséquent, une discussion des résultats en termes d'impact acceptable est indispensable pour conclure sur l'écocompatibilité des scénarios étudiés.

Chaque système se compose de sous-systèmes qui représentent des sous-scénarios possibles. L'étude par sous-scénarios permet de mieux identifier et estimer les différents paramètres bio-physico-chimiques, de mieux cibler les essais à mettre en œuvre et les modèles à appliquer (cf. schéma de la méthode, Figure 8).

Les résultats sont validés par un essai « intégral » à l'échelle pilote, prenant en compte les facteurs d'influence du scénario. La méthode de l'écocompatibilité est une EDR type matrice car l'évaluation des effets écotoxiques est faite sur les milieux pollués (sol et eau) pour l'ensemble des stressseurs. Cette évaluation tient compte de l'échelle du temps, notamment d'une période critique quand l'émission des polluants est maximale (cette période est identifier par l'étude du terme source). L'analyse en termes de nature des résultats d'impact qu'on peut obtenir en appliquant cette méthode est résumée dans la Figure 9.

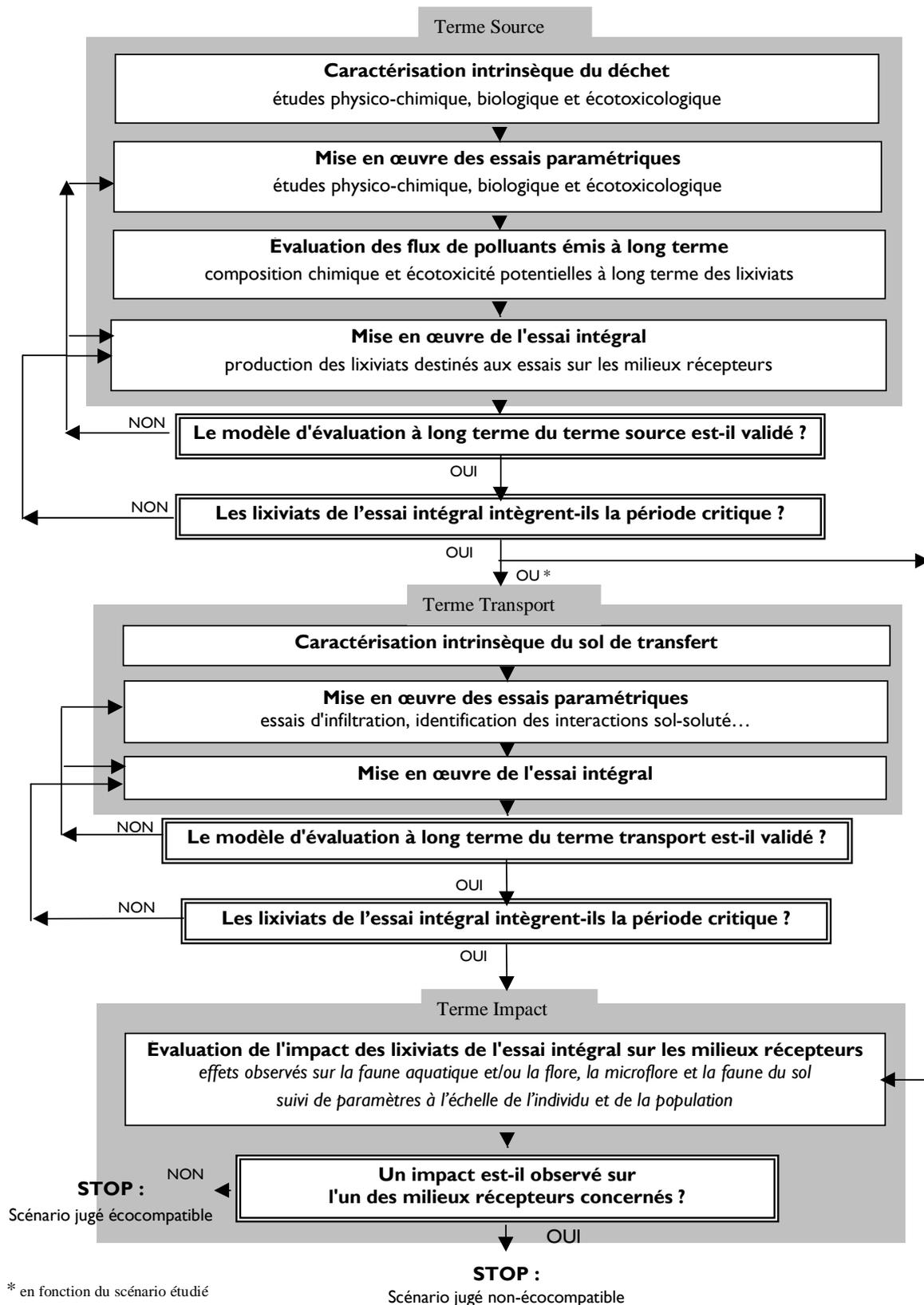
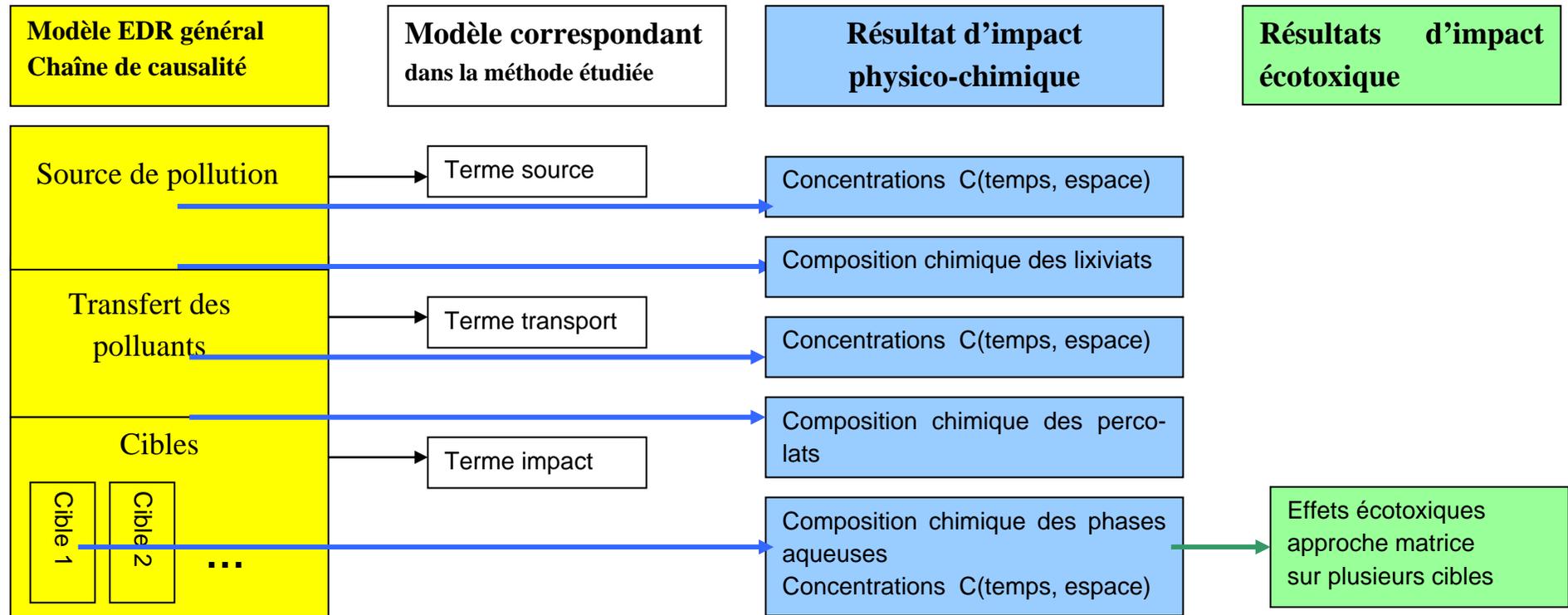


Figure 8 Schéma conceptuel de la méthode de l'écocompatibilité [ADEME, 2002]

Figure 9 Schéma de la méthode Ecocompatibilité

Domaine d'application	Déchets minéraux		Prise en compte du temps	Oui Identification d'une période critique
Scénarios	Valorisation et Stockage			
Milieux concernés	Sol, sous-sol, Eau de surface, Nappe		Période dans la vie de l'ouvrage	Utilisation Stockage



La norme EN12920

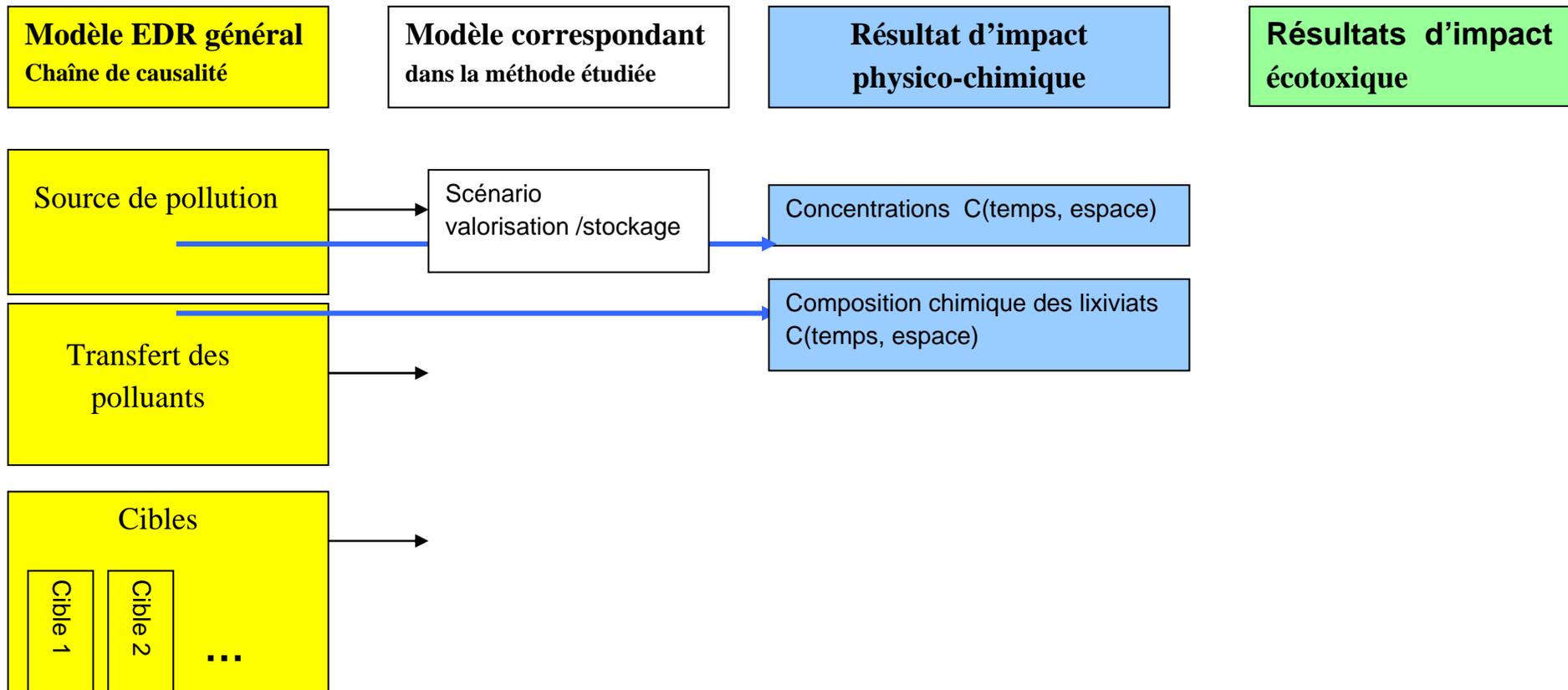
Même si cette norme n'évalue pas un impact environnemental, une courte présentation est nécessaire car la plupart des applications dans le domaine des déchets y font référence. La caractérisation du comportement à la lixiviation en scénario est réalisée à travers les étapes suivantes :

1. Description du problème et de la solution recherchée
2. description du scénario
3. description du déchet/matériau
4. détermination de l'influence des paramètres sur le comportement à la lixiviation
5. modélisation du comportement à la lixiviation
6. validation du modèle comportemental
7. Conclusion

On se plaçant dans le cadre d'une EDR, les résultats obtenus en appliquant cette norme concernent uniquement la caractérisation de la source de stress (fiche ci-dessous). Comment évaluer un impact local à partir de ces résultats ? Quelques approches déjà appliquées sont détaillées ci-après.

Figure 10 Schéma de la méthode norme EN12920

Domaine d'application	Déchets minéraux		Prise en compte du temps	Oui
Scénarios	Valorisation et Stockage			
Milieus concernés			Période dans la vie de l'ouvrage	Utilisation Stockage



Analyse de l'approche des pays nordiques (Suède, Danemark, Pays-Bas)

Dans le rapport « Principles for risk assessment of secondary materials in civil engineering work », 1999, une méthode d'évaluation des risques pour les scénarios de valorisation des déchets est proposée. Les étapes de la démarche sont présentées dans la Figure 11. Les aspects les plus caractéristiques de cette proposition de démarche sont :

- L'évaluation du scénario d'utilisation des déchets comme matières premières secondaires selon les prescriptions de la norme EN12920. Le terme source est ainsi parfaitement caractérisé (au moins en principe...) selon une procédure normalisée. Le risque pour l'environnement provient de la lixiviation des éléments chimiques constituant les déchets. C'est pour cette raison que l'étude du comportement à la lixiviation est fondamentale. Cependant, des possibilités d'effets négatifs existent par inhalation, ingestion et contact dermique avec le matériau solide, pour l'homme et les animaux.
- L'évaluation de l'exposition a comme résultat des concentrations des polluants dans les milieux.
- L'estimation du risque est qualitative. Une approche substance est préconisée en utilisant les résultats de l'exposition en termes de concentration dans les milieux et des valeurs caractéristiques comme critères de comparaison.
- Les valeurs caractéristiques sont issues des normes préservant l'environnement, des relations dose –effet (bases de données). Elles sont en principe des valeurs de PNEC modifiées par des facteurs de sécurité.

L'expression du risque (s'il est calculé) est une fonction de la probabilité de dépassement d'un seuil de concentration et de l'effet associé.

La probabilité de dépassement d'un seuil de concentration se calcule en tenant compte de toutes les incertitudes sur les termes source, transport et cibles. Le risque a donc un caractère probabiliste.

La démarche peut être simplifiée encore plus en considérant des « scénarios types » de valorisation. Les valeurs acceptables de concentration dans l'environnement (issues des comparaisons avec les valeurs caractéristiques) peuvent être utilisées pour remonter à des teneurs limites de certains polluants dans les matériaux (déchets).

Dans le même document, une analyse des pratiques dans différents pays de l'Europe est faite. Les systèmes réglementaires dans les Pays-Bas et Danemark s'approchent le plus d'une démarche EDR de ce type. Ci-dessous sont spécifiées les particularités des approches dans ces pays.

Au Danemark :

- La démarche vise la protection des ressources en eaux souterraines.
- L'estimation du relargage à partir de l'ouvrage est faite par des essais de lixiviation sur le matériau.
- Dans le cas de la prise en compte du polluant solubilisé dans le vecteur de transfert eau (lixiviation des polluants), l'exposition (concentrations dans les milieux) est calculée à partir de facteurs de dilution correspondant au scénario étudié. La voie d'exposition prise en compte est l'eau potable. Les valeurs limites utilisées pour l'estimation du risque sont des concentrations limites dans les eaux souterraines.

Au Pays-Bas :

- La démarche vise la protection du sol mettant des limites pour l'immission dans le sol. Cette méthode protège également (par chaîne de causalité) les ressources en eau.

- Les valeurs limites d'imission ont été calculées à partir de modèles d'exposition de type multi-média (ou modèles de fugacité). Toutes les voies d'exposition possibles sont prises en compte. Le risque sur la santé et le risque écologique sont donc à la base de l'établissement des valeurs limites d'imission dans les sols.
- En termes normatifs, c'est le BMD (Building Material Decree) qui régle l'utilisation de l'environnement pour la construction (cf. chapitre 3.2).

Les approches danoise et néerlandaise sont schématisées ainsi que la nature des résultats d'impact dans les deux fiches suivantes.

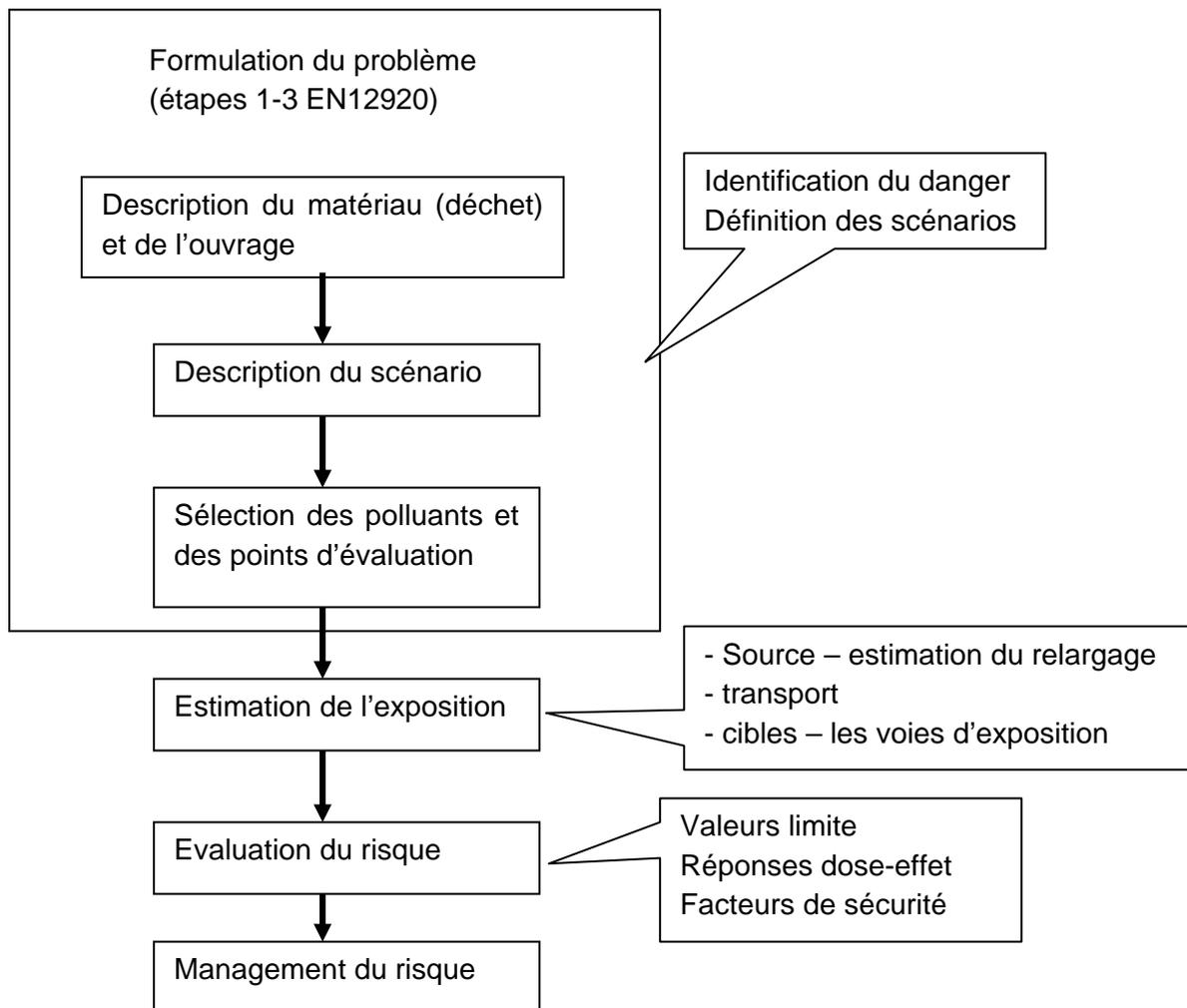


Figure 11 Proposition de démarche d'évaluation des risques pour les scénarios de valorisation comme matières première secondaire en BTP (Suède).

Figure 12 Schéma de la méthode Danoise

Domaine d'application	Déchets minéraux Matériaux de construction		Prise en compte du temps	non
Scénarios	Valorisation en BTP			
Milieux concernés	Ressources en eau		Période dans la vie de l'ouvrage	Utilisation

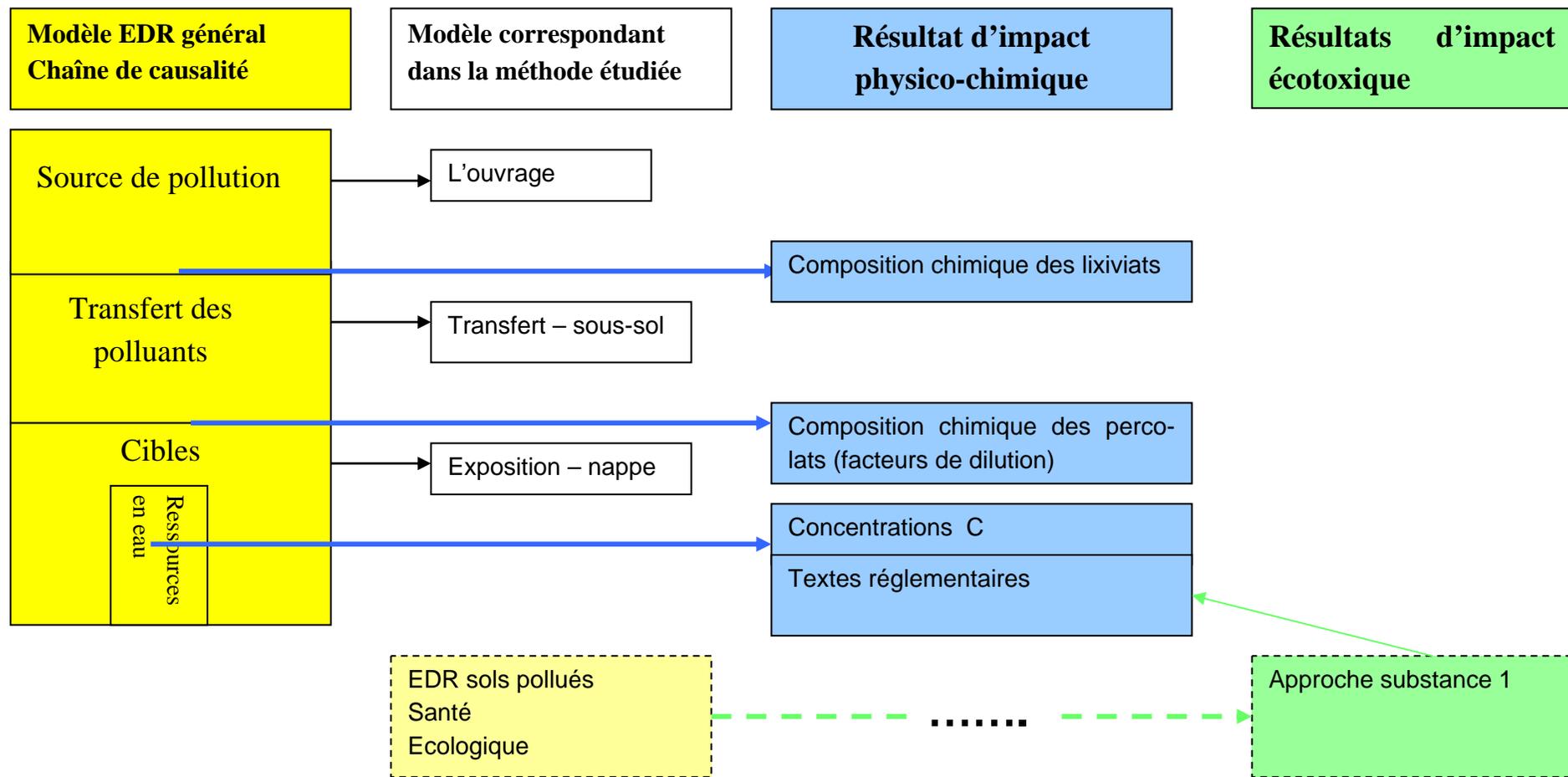
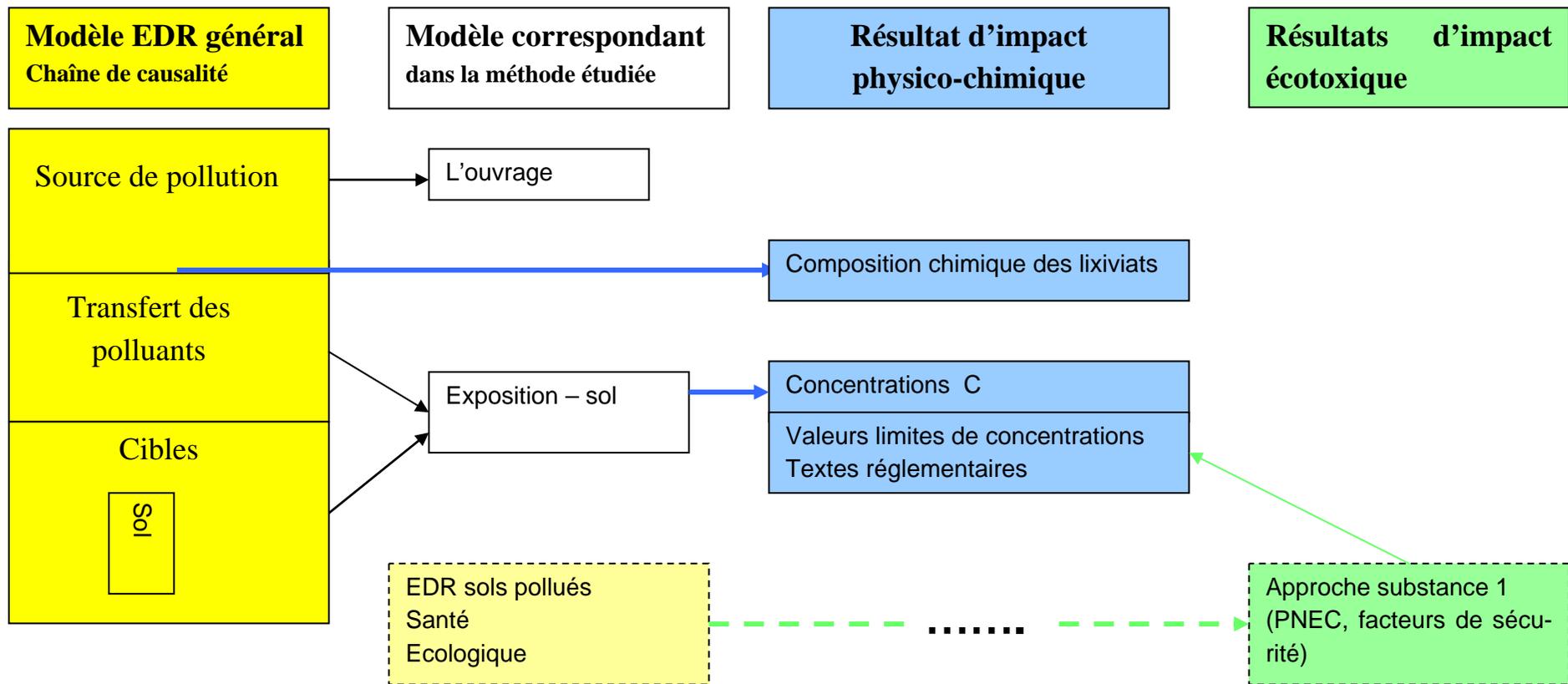


Figure 13 Schéma Méthode Néerlandaise (BMD)

Domaine d'application	Déchets minéraux Matériaux de construction		Prise en compte du temps	non
Scénarios	Valorisation en BTP			
Milieux concernés	Sol		Période dans la vie de l'ouvrage	Utilisation



Approche type « Directive Décharge »

L'approche utilisée dans la directive décharge peut être utilisée pour l'évaluation de la faisabilité de scénarios BTP [Hjelmar et al, 2005]. Cette approche assume uniquement la protection des eaux souterraines. Cependant, l'ajout des modèles supplémentaires pourraient permettre son extension pour les sols et les eaux de surface.

La méthode est constituée de plusieurs étapes :

1. Choix des « points de conformité » (point of compliance POC)

Le milieu visé est l'eau souterraine. Les points de conformités sont des localisations par rapport à l'ouvrage, dans la zone saturée ou non saturée, où les critères de qualité de l'eau doivent être respectés.

2. Choix des paramètres critiques et des valeurs des critères primaires

Il s'agit des concentrations des substances chimiques dans les eaux souterraines.

3. Description du scénario « matériau »

L'ouvrage est décrit en termes de : matériau, dimensions, position, aspects géotechniques, hydrauliques, bilan hydrique. Cette étape se retrouve également dans le déroulement de la norme EN12920.

4. Description du scénario « environnement »

La disposition de l'ouvrage dans l'environnement, géotechnique, hydrologie, milieux visés, zone saturée et non saturée.

5. Description de la source de contamination possible

Le relargage des polluants est étudié par de tests de lixiviation, le flux de polluants émis est caractérisé en fonction du temps. C'est également une étape préconisée par la norme EN12920. Des modèles de prédiction du relargage à long terme sont utilisés (La directive décharge préconise de modèles très simplifiés d'extrapolation à partir de tests de lixiviation de laboratoire).

6. Description et modélisation de la migration des polluants du matériau vers les POC

Le principe de la modélisation du transfert des polluants vers la nappe est figuré ci-dessous : un transport vertical dans la zone non saturée en dessous de l'ouvrage et un transport horizontal avec la nappe en passant par le POC. Pour la plupart des polluants, une constante d'adsorption type linéaire est prise en compte afin de corriger $c(t)$ pour les espèces réactives. Les facteurs d'atténuation sont ainsi déterminés.

7. Performance de la modélisation pour déterminer les facteurs d'atténuation

Une étude de sensibilité du modèle aux paramètres les plus importants (taux d'infiltration de l'eau, vitesse de la nappe, etc.) est réalisée afin de déterminer une enveloppe de réponse $c(t)$ au point POC.

Les étapes 1-7 permettent de déterminer l'impact (physico-chimique) sur la cible « eau souterraine »

8. Application des résultats pour l'établissement des critères (calcul inverse)

Le critère de qualité de l'eau fixe des valeurs limites pour les concentrations des polluants. La concentration maximale calculée au POC ne doit pas dépasser ces valeurs limites.

9. Transformation des critères du terme source en valeurs limites à différents L/S

On peut ensuite remonter par calcul au relargage des polluants par le matériau et étudier les différents ratios L/S à prendre en compte dans les tests de lixiviation.

Les étapes 8-9 concernent l'application de la directive décharge et non pas l'évaluation des impacts.

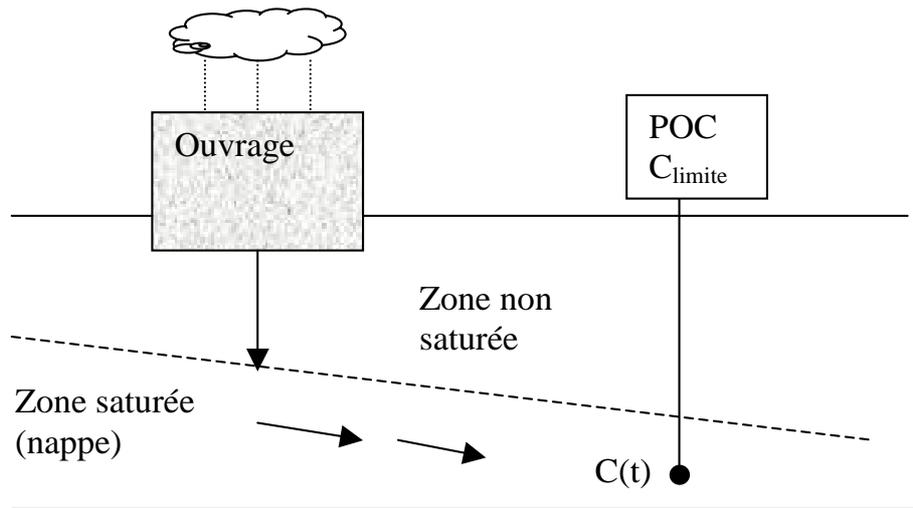
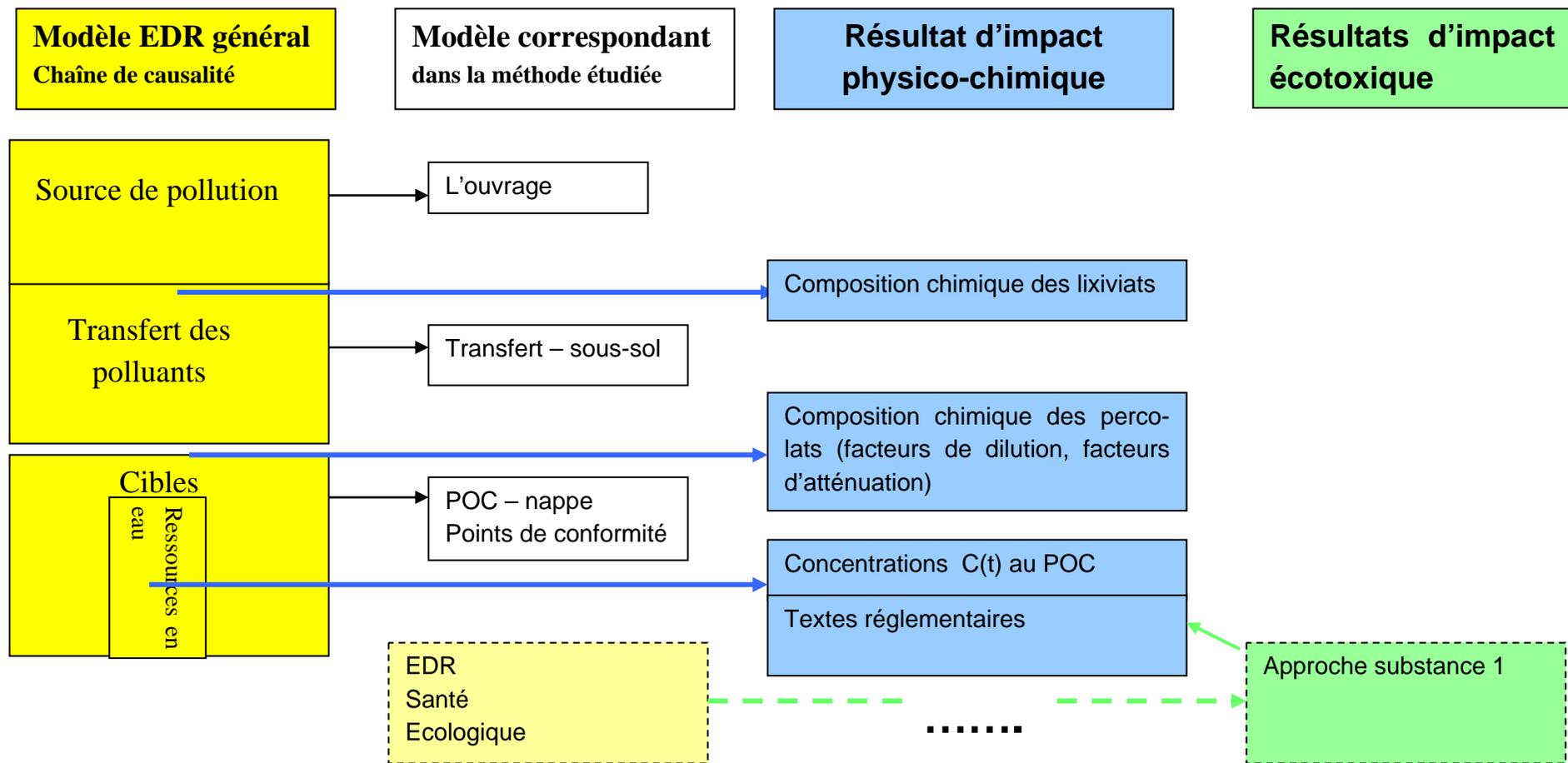


Figure 14 Principe de modélisation utilisé dans la directive décharge

La méthodologie générale « type directive déchargée » a été également adoptée dans le cadre du projet RPT du MEDD pour l'orientation des déchets de nature minérale (la plupart issus de process thermiques) vers diverses filières de valorisation. Les scénarios pris en compte dans l'approche RPT sont de type « sous-couche routière » et « remblais ». Etant donc similaire à l'approche « directive décharge », elle ne sera pas plus détaillée ici.

Figure 15 Schéma Directive Décharge

Domaine d'application	Déchets		Prise en compte du temps	non
Scénarios	Mise en décharge			
Milieux concernés	Eaux souterraines		Période dans la vie de l'ouvrage	stockage



Acceptabilité des déchets en TP – approche de l’ADEME et du MEDD

Une méthodologie est proposée pour déterminer l’acceptabilité d’un déchet en travaux publics, particulièrement en technique routière. Elle prend en compte les aspects techniques de faisabilité du projet ainsi que la compatibilité environnementale du scénario. Les 5 étapes de la méthodologie proposée sont présentées ci-dessous. L’étape 3 concernant l’évaluation environnementale fait référence explicitement aux propriétés du matériau dans l’ouvrage et à son comportement à la lixiviation. La norme EN12920 est toujours recommandée pour évaluer ce comportement. La méthode de l’écocompatibilité est également citée dans la description de la méthodologie. Cependant, l’utilisation de la norme EN12920 seule ne mesure pas le possible impact environnemental, alors que la méthode de l’écocompatibilité le fait. La méthodologie proposée pourrait être donc améliorée par une étape 3 plus étayée par rapport à l’évaluation des impacts environnementaux.

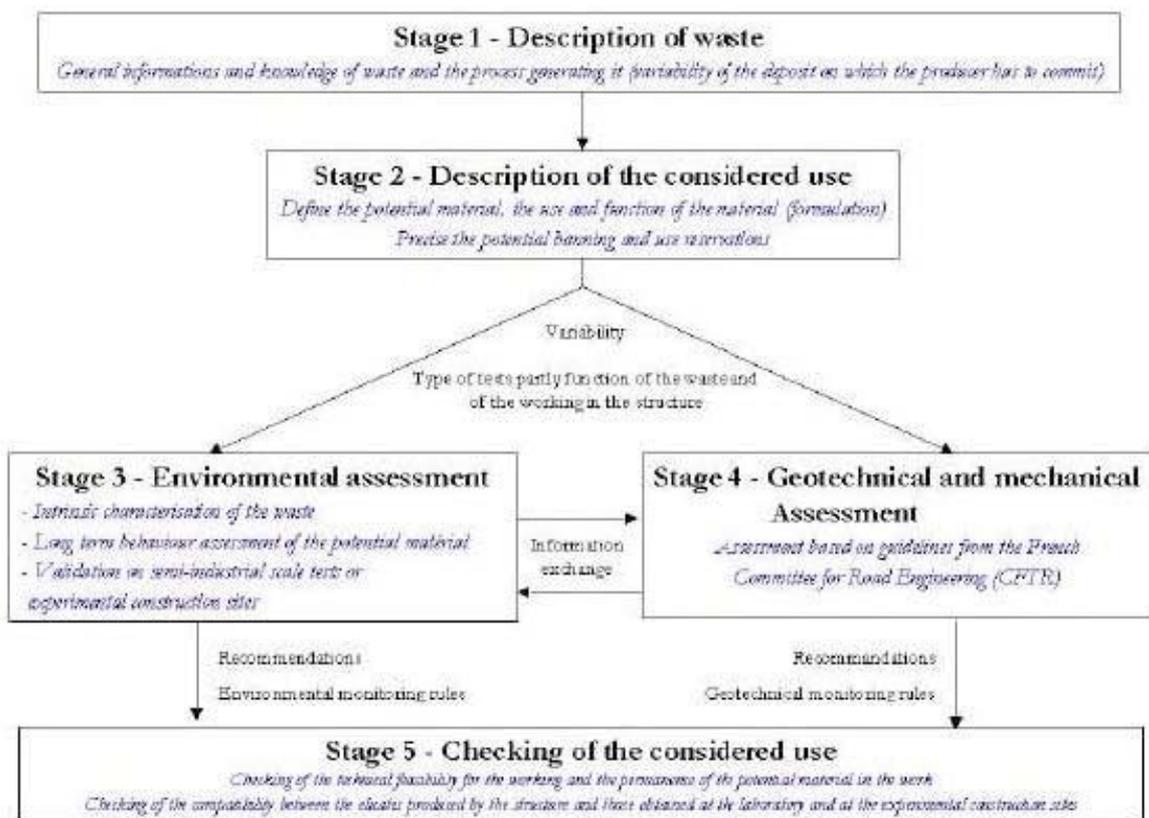


Figure 16 Proposition de méthodologie pour l’évaluation de l’acceptabilité de l’utilisation des déchets en TP ([Domas, 2003])

Etant moins précise au niveau de l’évaluation des impacts environnementaux et faisant appel toujours à la norme EN12920, cette proposition méthodologique ne sera pas détaillée.

Acceptabilité des déchets recyclés en technique routière – approche norvégienne

L'Administration des Routes Publiques de Norvège a mis au point une méthodologie pour l'évaluation de l'acceptabilité environnementale des déchets recyclés en technique routière. L'approche est basée sur la norme environnementale EN12920 et sur les principes d'une EDR sanitaire et écologique (Guidelines for evaluating impact on health and ecosystem, SFT 99/01, Norwegian Pollution Control Authority). Les autorités norvégiennes espèrent pouvoir établir des critères d'acceptabilité fin 2005.

L'approche concerne les déchets de démolition et construction à base de verre, de ciment, asphalté recyclé, pneus broyés. La durée de vie de l'ouvrage est considérée dans l'évaluation des impacts.

Les premières 7 étapes sont identiques à la norme EN12920. Le milieu directement contaminé est l'eau – le vecteur de la pollution. La dernière étape vise l'évaluation du risque.

L'étape d'évaluation du risque concerne l'identification du danger et la relation dose-réponse. On utilise les données existantes disponibles de type :

- dose maximale journalière tolérée – pour la santé
- PNEC – pour l'écosystème.

L'exposition est évaluée plutôt à partir de la quantité totale d'éléments chimiques relargués dans l'environnement sur une période de 100 ans. Les milieux d'exposition sont le sol, les eaux de surface et souterraines, les sédiments.

Trois niveaux de détail dans l'évaluation des risques sont recommandés par le guide EDR norvégien :

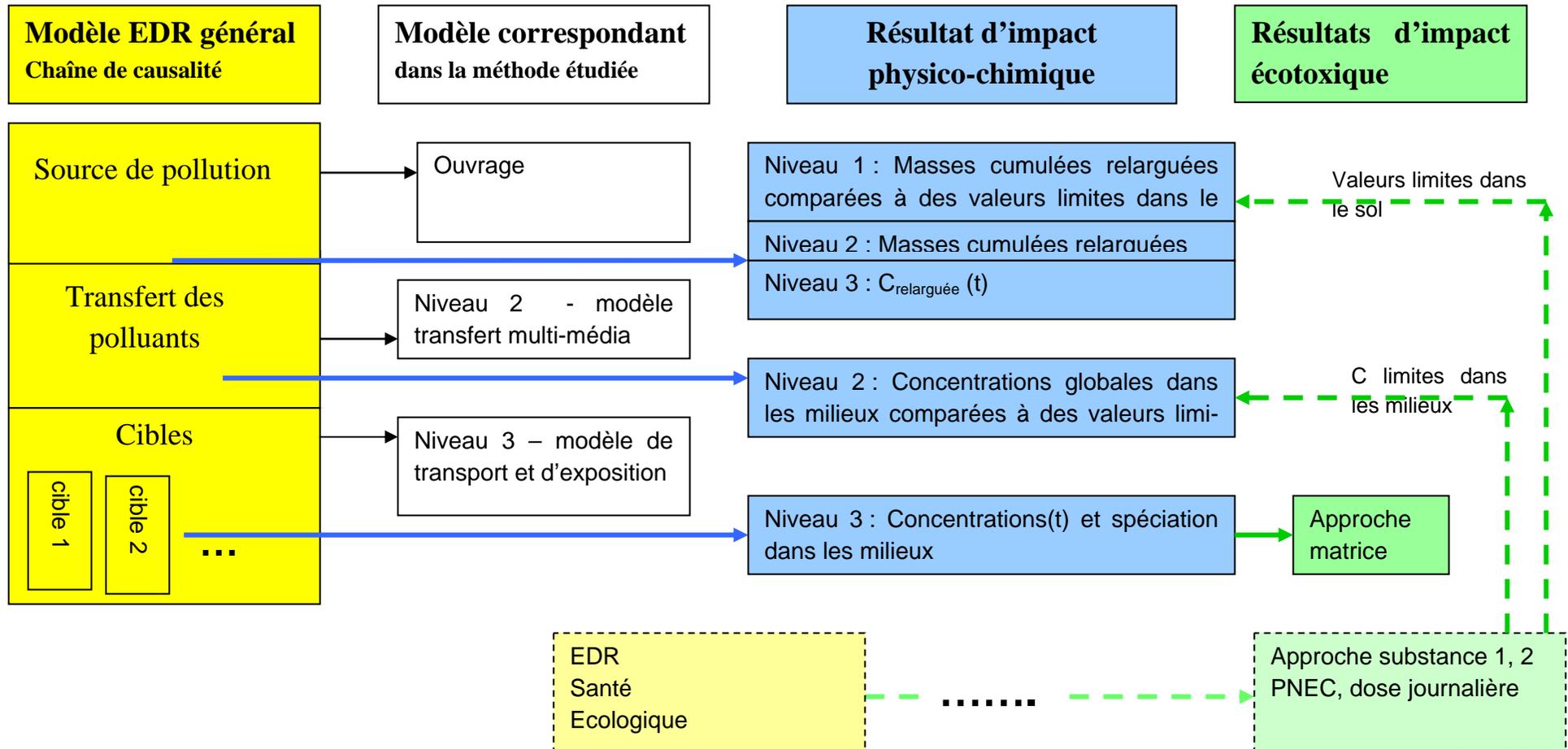
1. Screening : la composition du matériau est comparée avec les critères de qualité du sol concerné. Si la composition du matériau excède celle du sol, le niveau 2 est à étudier.
2. Evaluation quantitative générique du risque : l'exposition est déterminée en utilisant des modèles multimédia d'équilibre entre les différents compartiments de l'écosystème. On détermine ainsi les concentrations des polluants. La qualité de l'environnement (dépassement de valeurs seuils pour les sols) est le critère pour un niveau supérieur d'évaluation.
3. Evaluation quantitative spécifique du risque : étude des effets sur le site, le comportement des polluants, biodisponibilité, immobilisation, dégradabilité, etc. L'évolution du relargage en fonction du temps doit être prise en compte.

La fiche ci-dessous détaille la nature des résultats qu'on peut obtenir par cette méthode.

Comme dans le cas d'autres approches, des critères d'acceptabilité pour les déchets sont recherchés en termes de composition du déchet et/ou des lixiviats obtenus au laboratoire.

Figure 17 Schéma Méthode norvégienne : Déchets recyclés en technique routière

Domaine d'application	Déchets recyclés		Prise en compte du temps	Période de 100 ans Oui, niveau 3
Scénarios	Technique routière			
Milieux concernés	Eaux douces et salines		Période dans la vie de l'ouvrage	Utilisation



1.3 Conclusions

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 l'intégration de deux approches :

- 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 de 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 leur signification. En ACV, il s'agit d'effets induits par des quantités de substances inventoriées émises pendant une période de temps donnée (l'échelle temporelle de l'UF), estimées par rapport à la valeur de l'UF et surtout dans l'hypothèse que l'émission soit instantanée (Dirac). Ensuite, la modélisation et l'évaluation des effets se fait par des modèles simplifiés (et très conservatifs, par exemple dans le cas de l'eutrophisation et acidification) ou par des modèles multi-média se référant à des conditions très standardisées. Par exemple : un impact écotoxique de 10^8 kg 1,4 dichlorobenzène évalué par l'approche « problèmes-CML » représente l'impact de l'ensemble des émissions écotoxiques induites par l'UF du cycle de vie considéré (et dans l'échelle de temps correspondante) dans l'hypothèse de les émettre instantanément dans les compartiments du modèle EUSES. L'impact est évalué par les « kg de 1,4 dichlorobenzène » qui donneraient le même effet (le même indice de risque cumulé) des émissions écotoxiques. En EDR, les émissions et les impacts ou risques sont obtenus par une modélisation plus réaliste (à savoir, qui prend en compte les conditions locales) et représentent des conditions moyennes ou extrêmes sur l'échelle de temps considérée. Par exemple, l'impact peut être évalué par les concentrations maximales des polluants près d'un point de contrôle stratégique résultant d'une modélisation de la dispersion et des mécanismes de modification des substances dans le contexte local. En conclusion, les effets sur les écosystèmes évalués par l'ACV sont en quelque sorte extensifs dans le temps (à savoir, sont rapportés à l'UF et comme si toutes les émissions du cycle de vie se passaient instantanément), ce qui ne veut pas forcément dire qu'ils sont cumulés ou intégrés ; alors que les effets EDR sont intensifs dans le temps, à savoir ils se réfèrent à des conditions ponctuelles (dans l'espace et le temps) réalistes moyennes ou maximales.
- Ces différences entre ACV et EDR concernent les **émissions** inventoriées à partir desquelles sont calculés les impacts et les risques et les **procédures** d'estimation de ces impacts et risques.
- On observe une superposition entre des résultats ACV et des résultats EDR du processus sur lequel a été réalisée l'EDR et le besoin d'intégration de ces résultats avec les résultats des autres processus du cycle de vie.
- Les effets évalués par l'ACV sont induits par un nombre élevé de processus du cycle de vie alors que les effets des EDR concernent un nombre très réduit de processus du cycle.
- Les limitations des ACV et les points précédents suggèrent une très bonne complémentarité entre les résultats ACV et EDR, ce qui ne signifie pas qu'ils ne peuvent pas être contradictoires.

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

2.1 Etat de l'art

Le besoin d'intégration des deux approches, ACV et EDR, a été identifié et formulé très récemment dans la littérature.

En prenant en compte le cycle de vie d'un produit (schématisé dans la figure ci-après) on peut identifier et découper le système global dans des sous-systèmes relatifs aux substances chimiques intervenant tout au long du cycle. Ces substances peuvent être des matières premières, des émissions dans un procédé, des produits proprement dits, des déchets, etc. Au moins théoriquement, une analyse de risques peut être menée sur chaque sous-système composant le cycle de vie. Les deux approches d'évaluation des impacts, ACV et EDR, sont complémentaires et ne peuvent pas être substituées l'une par l'autre car les objectifs et les contextes d'application sont différents.

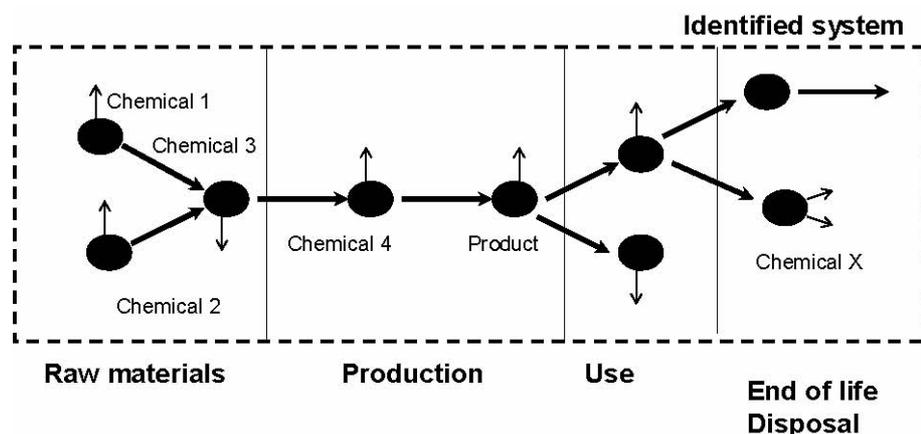


Figure 18 Les substances chimiques dans le cycle de vie d'un produit, d'après [Flemström, 2004]

À partir des objectifs et des résultats des deux approches d'évaluation des impacts, de leurs champs d'application ainsi que de l'expérience acquise à travers les cas d'application, on peut identifier les interférences entre les deux approches [Flemström, 2004] (figure 19). La méthode ACV et l'EDR peuvent être complètement séparées (cas A) ou peuvent interférer à différents niveaux (B-E). Le cas B correspond à une superposition - le ACV calcule des impacts locaux écotoxiques, le EDR aussi - les résultats peuvent être aussi bien concordant que contradictoires. Les cas C et D : l'une des approches sert à réaliser l'autre. C correspond à une EDR « substance » dans le but d'obtenir les données toxiques et écotoxiques nécessaires aux modèles d'impact ACV. Le cas D est plutôt théorique et peu pertinent. Le cas E correspondrait à une utilisation complémentaire des deux approches dans le sens où l'EDR pourrait être réalisée pour différents sous-systèmes bien identifiés de l'ACV.

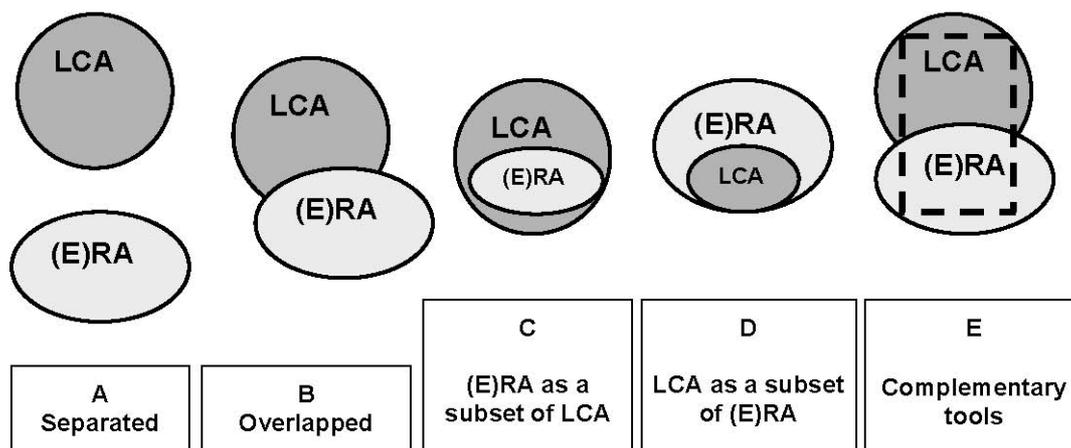


Figure 19 Relations possibles entre les approches ACV (anglais LCA) et EDR (anglais ERA), d'après [Flemström, 2004]

Cette analyse permet d'identifier les interférences possibles entre l'ACV et l'EDR mais ne donne aucune piste *d'intégration des résultats* d'impact obtenus.

Les seules possibilités d'intégration investiguées se situent au niveau des outils expérimentaux et mathématiques employés par les deux approches. De ce point de vue, deux voies *d'intégration des outils* ont été identifiées :

- **La première voie** correspond au **cas C** dans le diagramme ci-dessus : les modèles d'évaluation d'impact ACV (qui ont beaucoup évolués ces dernières années) sont basés sur des résultats et des modèles d'évaluation des risques toxiques et écotoxiques ; ces outils ACV doivent évoluer avec le développement des outils et connaissances dans le domaine EDR.
- **La deuxième voie**, correspondant au **cas E**, propose de réaliser des EDR détaillées à chaque point d'émission de substances chimiques identifié sur le cycle de vie. [Sonnemann, 2004] propose un « site-dependent LCA » dans l'objectif de mieux localiser et évaluer les dommages en fonction des différents processus industriels impliqués dans le cycle de vie. Cette méthode pourrait être appliquée dans le cas des systèmes constitués d'un nombre limité de processus qui permettrait de connaître la localisation des émissions de substances chimiques (figure 20). Cette approche est proposée avec une méthode ACV « dommages » ou « problèmes-EDIP » et implique : i) l'utilisation de modèles spécifique EDR dans l'estimation des impacts locaux (dispersion de polluants à une échelle locale, estimation de l'exposition et des effets), prise en compte des différents effets toxiques, modification des facteurs d'impact et des facteurs de pondération dans le calcul des dommages ; ii) la modification des algorithmes utilisés à présent dans l'estimation des impacts locaux ACV afin d'accéder à des résultats partiels d'impact par procédé et site (la matrice des dommages) ; iii) analyser les résultats d'impact par procédé et site ainsi que les résultats agrégés (utiliser la matrice des dommages).

Les impacts sont estimés avec des outils employés généralement dans les EDR ce qui permettrait la personnalisation et une meilleure pertinence des résultats pour chaque processus (dommage 1 – dommage 3). La méthode prévoit l'agrégation des résultats « locaux » expri-

més sous forme de paramètres physiques d'impact, dommages ou coûts afin d'obtenir un nombre restreint de résultats finaux.

Des cas d'application de la méthode « site-dependent » sont rapportées par [Sonnemann, 2004], [Nishioka, 2002].

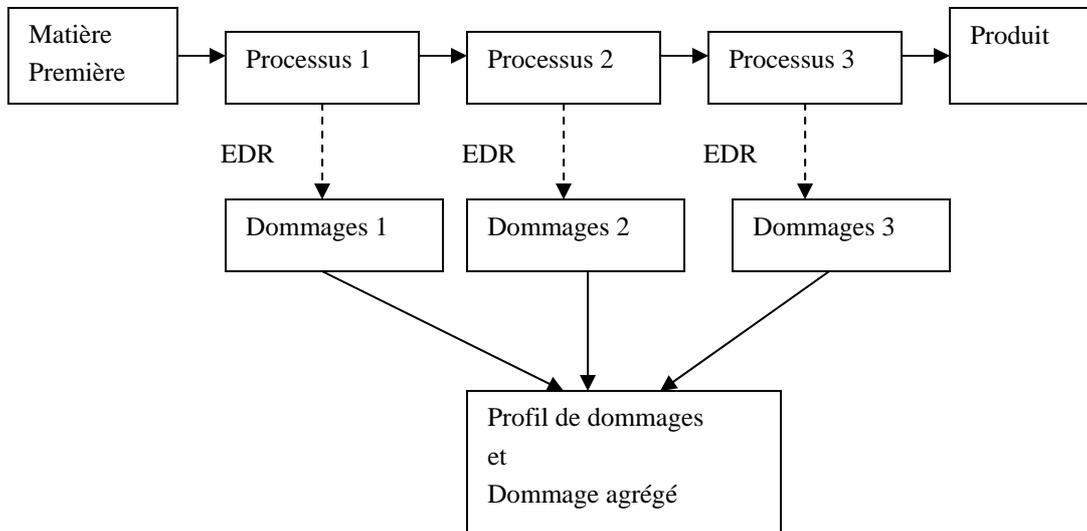


Figure 20 Méthode ACV « site-dependent »

2.2 Proposition d'un cadre méthodologique général

Dans le schéma des relations possibles entre les approches ACV et EDR, on distingue deux situations :

1) les cas A et B : la seule voie d'intégration est celle des **résultats d'évaluation des impacts** ACV et EDR

A : les deux approches, ACV et EDR, sont appliquées avec des outils propres et donnent des résultats indépendants dont l'expression peut être très différente (par exemple impact écotoxique en m³ de milieu concerné pour l'ACV type EDIP et une distribution de concentration dans les milieux pour EDR type substance incomplète).

B : les deux approches, appliquées indépendamment avec des outils propres, donnent des résultats du même type (par exemple impact écotoxique basé dans les deux cas sur des PNEC) mais ces résultats peuvent être très différents, même (apparemment) contradictoires.

2) les cas C et E : la voie d'intégration est celle des **outils d'évaluation des impacts** locaux (expérimentaux et mathématiques).

Les outils propres à une EDR peuvent servir pour une méthode hybride ACV/EDR afin de mieux évaluer les impacts locaux, comme résulte de l'état de l'art des tentatives d'intégration.

Ainsi, on peut proposer deux types de méthodes d'intégration :

1) **Intégration des résultats finaux** des études d'impact ACV et EDR ;

2) **Intégration des outils** employés dans les méthodes d'évaluation des impacts afin d'obtenir des résultats d'impact comparables ou mieux explicités.

2.2.1 Intégration des résultats ACV et EDR

Comme il a été évoqué dans l'introduction, l'évaluation intégrée des impacts pose trois types de problèmes :

Questions

1. comment prendre en compte en même temps les résultats d'évaluation d'impact (ACV et EDR) et les résultats d'évaluation de risque (EDR) ? Sont-ils complémentaires ou contradictoires ?
2. comment intégrer les résultats d'impact et de risque EDR avec les résultats d'impact ACV ayant une échelle locale ou régionale ?
3. comment comparer des scénarios concurrents par rapport à tous les résultats d'impacts globaux et locaux de chacun considérés en même temps ?

L'analyse critique des méthodes et des approches ACV et EDR qui a fait l'objet des chapitres précédents nous permet maintenant de mieux expliciter ces problèmes, par le classement des différents types de résultats de risque et d'impact possibles en EDR et ACV et par leur croisement (tableau 28).

Tout d'abord il faut distinguer entre les impacts ACV et EDR indépendants et superposés. Les impacts ayant un caractère local dans l'ACV et qui concernent les écosystèmes sont : l'écotoxicité, l'acidification et l'eutrophisation. L'annexe A comprend les substances considérées dans l'ACV comme génératrices de l'acidification et l'eutrophisation. Les résultats d'impacts locaux et globaux évalués par l'ACV peuvent faire ensuite l'objet d'une analyse multicritère. Les EDR évaluent uniquement l'écotoxicité, des effets liés à l'acidification et l'eutrophisation étant inclus implicitement dans l'écotoxicité pour certaines substances.

Les résultats directs obtenus dans les deux approches sont exprimés :

- dans l'ACV : toujours par des d'impacts ;
- dans EDR « complètes » : résultats de risque (plus rarement des impacts) ;
- dans EDR « incomplètes » : propriétés des biotopes (milieux) pouvant engendrer des impacts.

Ainsi on peut proposer trois voies d'intégration des résultats d'évaluation des impacts locaux pour répondre aux questions précédentes :

Voies

1. **la définition de nouveaux résultats d'impact** qui puissent regrouper l'information contenue dans les résultats ACV et EDR; cette voie nous semble potentiellement efficace pour répondre aux deux questions 1) et 2). Cela ne comporte pas la création de nouvelles catégories d'impact mais plutôt le remplacement des résultats des catégories ACV concernant les effets sur les écosystèmes (différentes en fonction de l'approche choisie) avec des résultats ACV+EDR.
2. **La substitution** des résultats ACV par les résultats EDR ou par des résultats dérivés et intégrés, tels que ceux obtenus de la piste précédente (question 2). Cela revient à prendre en compte toujours les mêmes catégories d'impact.
3. **La définition de nouvelles catégories et résultats d'impact** basés sur les résultats EDR, apportant une information complémentaire à celle des résultats ACV.

Tableau 28 classement des types de résultats d'études ACV et EDR à intégrer

ACV	Impacts sur les biotopes de tous les processus du cycle de vie <u>Y COMPRIS le processus sur lequel est fait l'EDR</u>		Impacts écotoxiques de tous les processus du cycle de vie <u>Y COMPRIS le processus sur lequel est fait l'EDR</u>	
	Catégorie d'impact	Résultat d'impact	Catégorie d'impact	Résultat d'impact
Approche Problèmes	Acidification	CML2002 : kg de SO ₂ qui induisent dans le modèle de simulation RAINS une variation marginale de l'indice de danger équivalent à celui de la substance considérée EDIP : kg de SO ₂ qui relarguent la même quantité théorique maximale d'ions H ⁺ que la substance considérée	Ecotoxicité	CML2002 : kg de 1,4 DCB qui induisent dans le modèle de simulation EUSES le même indice de danger PEC/PNEC cumulée que la substance considérée EDIP : m ³ de milieu qui permettent de « diluer » la quantité inventoriée de substance jusqu'à la concentration identifiée par le facteur d'écotoxicité considéré
	Eutrophisation	CML2002 : kg de PO ₄ ³⁻ qui relarguent la même quantité de moles de azote et phosphore que la substance considérée EDIP : kg de NO ₃ ⁻ qui relarguent la même quantité théorique maximale d'ions H ⁺ que la substance considérée		
Approche Dommages	Dommages à la qualité des écosystèmes dus aux effets combinés de l'acidification et de l'eutrophisation	PDF × m ² × an calculé à partir de variation marginale de la fraction de plantes vasculaires qui ont potentiellement disparu dans une certaine aire (PDF) obtenue par les modèles MOVE et SMART	Dommages à la qualité des écosystèmes dus aux émissions écotoxiques	PDF × m ² × an calculé à travers la variation marginale du pourcentage d'organismes exposé à une concentration supérieure au NOEC (PAF) obtenue dans le modèle EUSES

EDR	Prise en compte du Temps	Milieux concernés	Résultats d'impact sur les biotopes <u>du processus sur lequel se fait l'EDR</u>	Résultats d'impact écotoxiques <u>du processus sur lequel se fait l'EDR</u>	Résultats de risque sur les <u>Ecosystèmes du processus sur lequel se fait l'EDR</u>
Approche matrice	Oui ou identification période critique ;	Sol, sous sol, Eau de surface, Nappe (Ecosystème dans sa globalité)	Concentrations (temps, espace) [mg/l] et [mg/kg]. Composition chimique des lixiviats, percolats et des phases aqueuses dans les termes source, transport et cible abiotiques	Nombre d'espèces affectées ou pourcentage d'individus morts ou évaluation qualitative (phrase)	Jugement : Acceptable (s'il n'y a pas impact) ou non acceptable (s'il y a impact)
Approche Substance n.1	Oui ou Non	Eaux Sols	C(x,y,z,t) = concentrations (temps, espace) [mg/l] et [mg/kg], Composition chimique des lixiviats, des percolats et dans les ressources en eau (avec facteurs de dilution et atténuation). CT = Masses cumulées relarguées (calculés à partir de C et d'un volume de sol concerné par la pollution) [kg], concentrations globales et spéciation dans les milieux	-	Comparaison avec texte réglementaires et/ou valeurs limites écotoxiques. Jugement : conforme/pas conforme ou probabilité de dépassement ou classe de risque (faible, moyen,...)
Approche Substance n.2	ou Période définie			Paramètres d'écotoxicité, valeurs limites (PNEC, EC50, LC50, réponses dose-effets, dose journalière de contact)	Comparaison avec valeurs limites; jugement : conforme/pas conforme ou probabilité de dépassement ou classe de risque (faible, moyen,...)

Substance n.1 : concentrations, masses, pas d'impact écotoxique, comparaison avec valeurs limites (textes réglementaires) ou paramètres écotoxiques

Substance n.2 : concentrations, détermination des risques, impacts écotoxiques

Quelle que soit la voie d'intégration choisie, afin de répondre à la question 3), la voie la plus pertinente nous semble celle des **méthodes d'analyse multicritère** à agrégation partielle. Le développement d'une méthode simplifiée pour l'aide à la décision à partir de résultats EDR et ACV est d'ailleurs une démarche novatrice.

Les problématiques et les stratégies possibles d'intégration des résultats ACV et EDR en fonction des approches choisies sont représentées dans la figure ci-dessous. Les doubles flèches représentent une interaction entre les différentes étapes. Par exemple, le développement de la méthode multicritère peut influencer sur les choix des indicateurs agrégés ACV+EDR (voie1) ou de la substitution (voie 2).

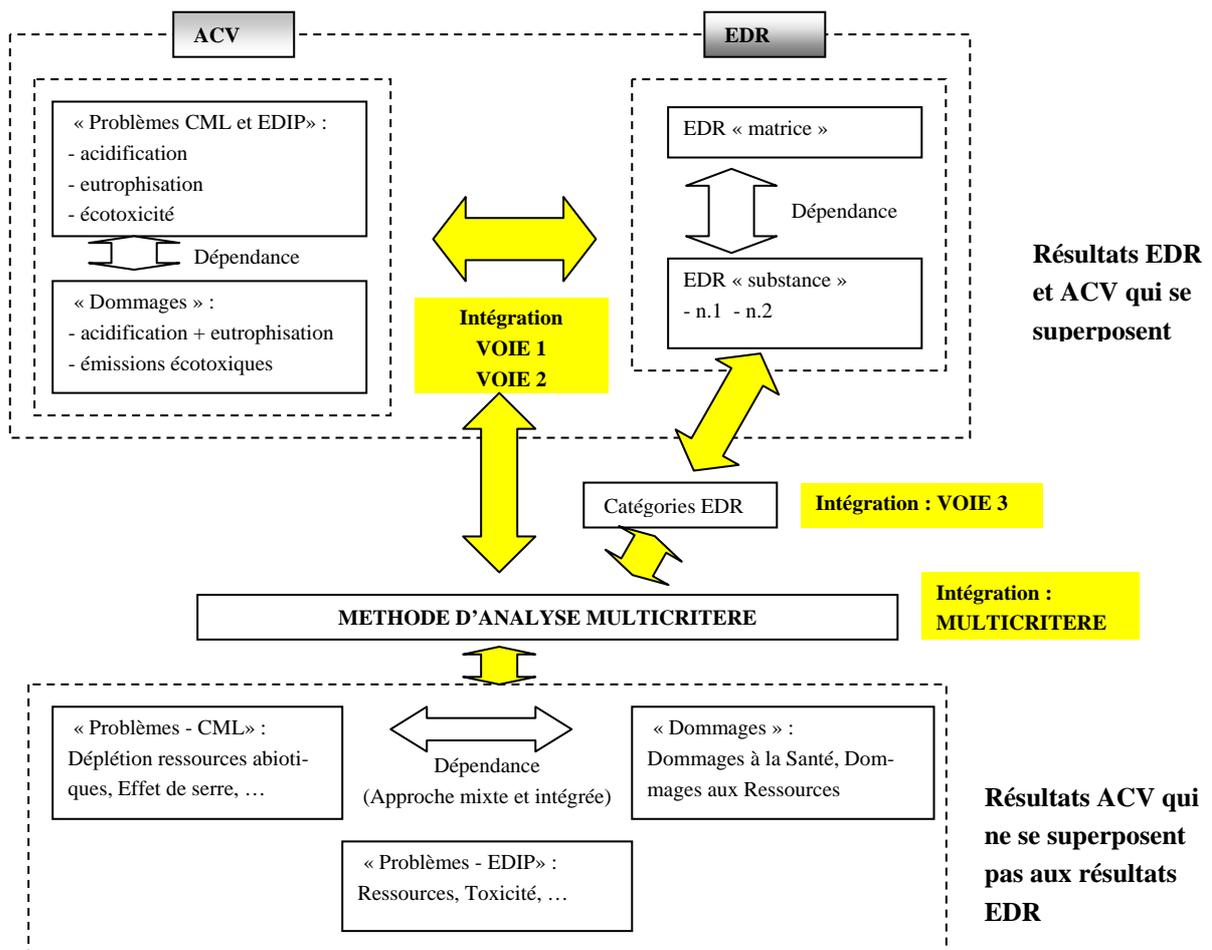


Figure 21 Schéma de dépendance et intégration des résultats ACV et EDR

On rappelle que les résultats d'impact concernant l'écotoxicité, l'eutrophisation et l'acidification en ACV sont dus :

- au processus ciblé sur lequel est réalisée aussi l'EDR (par exemple une route) ET
- à tous les autres processus du cycle de vie (production matières premières, traitement des déchets, ..)

Il y a donc superposition des premiers (résultats ACV du processus ciblé) avec les résultats EDR (voir § 1.3) et nécessité d'intégration de tous les résultats.

Intégration des outils ACV et EDR

L'intégration des outils ACV et EDR dans un « méta-outil ACV+EDR » permet non seulement de répondre aux trois questions posées précédemment mais d'aller au-delà de la manipulation des résultats finaux et d'agir sur le fond des méthodes ACV et EDR.

Question

Comment obtenir des résultats d'impact globaux et locaux dans le sens strict du terme (localisés en temps et en espace) qui soient compatibles en vue d'une analyse comparative de scénarios concurrents ?

Le « méta-outil ACV+EDR » pourrait s'obtenir par les voies suivantes :

Voies

4. **Evolution des outils ACV par le moyen des outils EDR.** Cela implique la révision des modèles ACV de dispersion des polluants, d'exposition et d'estimation des effets dans les différents milieux, l'introduction de bases de données récentes de toxicologie et écotoxicologie pour la prise en compte d'un nombre plus important de substances chimiques, la prise en compte des effets des mélanges de polluants, etc. En résumé, il s'agit d'affiner les modèles ACV pour les rendre plus ponctuels (au sens décrit dans le chapitre 1.2). L'amélioration pourrait être faite au cas par cas en fonction de son application, de manière à construire des catégories et d'indicateurs d'impact ad-hoc, par exemple pour l'évaluation de scénarios de valorisation des déchets minéraux.
5. **Outils communs et expression unifiée des impacts locaux.** Une expression unique des résultats d'impact (par exemple, exprimer les résultats d'une EDR en $\text{PDF} \times \text{m}^2 \times \text{an}$) faciliterait l'analyse et l'intégration des résultats d'impact ACV et EDR. Cela implique l'utilisation d'outils communs dans certaines étapes d'une EDR et dans certains algorithmes de calcul des facteurs d'impact ACV. Cette voie permettrait de maintenir la structure actuelle des EDR et ACV tout en les fusionnant.
6. **Substitution de résultats partiels ACV avec des résultats EDR.** Cette approche implique la réalisation d'études EDR sur des sous-systèmes du cycle de vie et l'utilisation des résultats partiels ou finaux de l'étude EDR à la place de certains modèles d'évaluation des impacts locaux toxiques et écotoxiques ACV.

2.3 Intégration des résultats ACV et EDR

Les voies d'intégration des résultats EDR et ACV sont détaillées dans la figure 22 et expliquées par la suite. Comme il a été expliqué lors de l'analyse des différentes approches EDR, les impacts sur le biotope sont toujours exprimés par des concentrations pour chaque substance suivie :

$C(x,y,z,t)$ = concentration dans un milieu à l'endroit x,y,z et au temps t , [mg/l] ou [mg/kg]; généralement la concentration est la moyenne des concentrations sur la période T ou bien la valeur maximale.

CT = masse cumulée relarguée dans un milieu [kg]

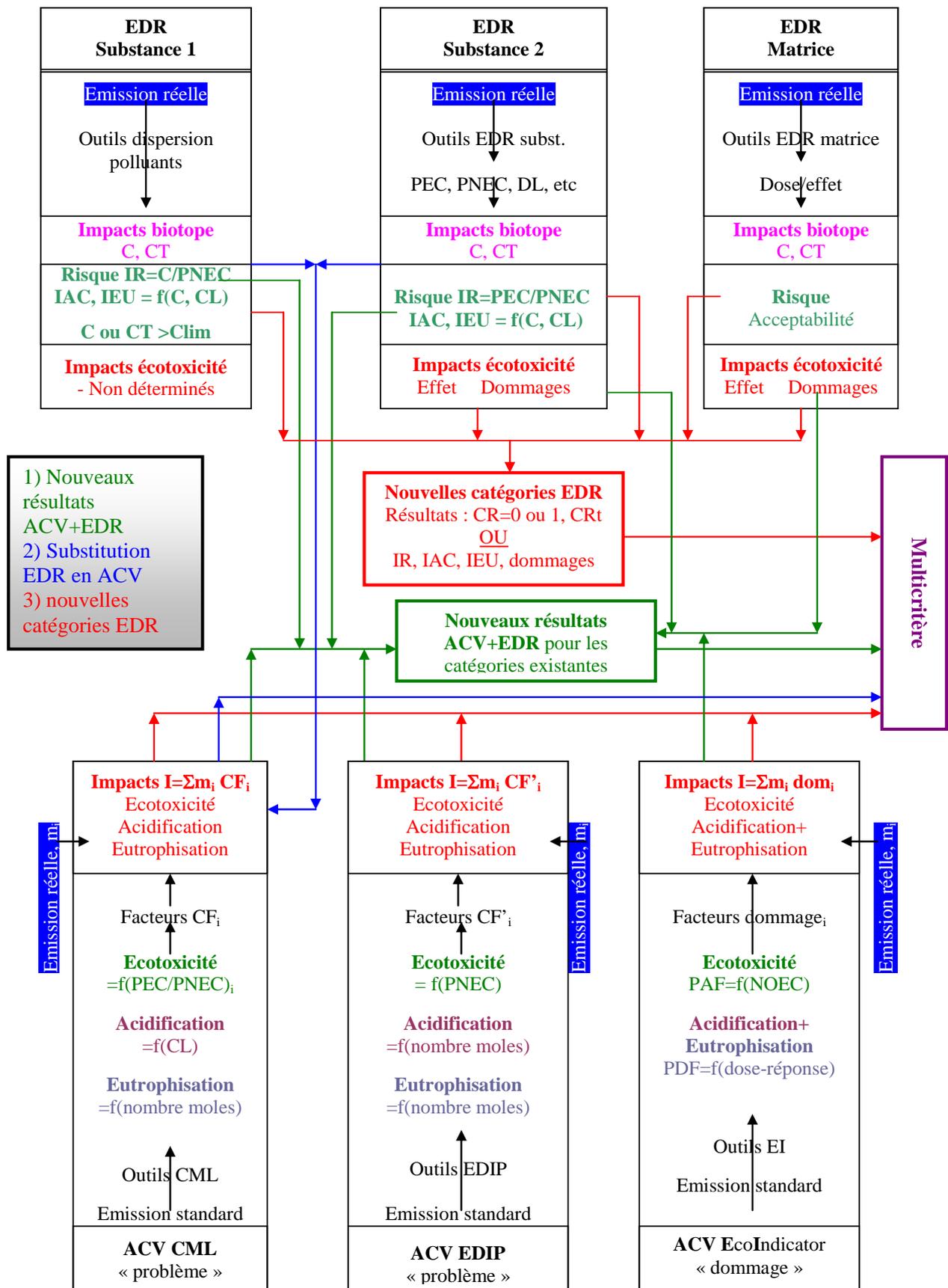


Figure 22 Schéma des voies possibles d'intégration des résultats EDR et ACV

Ces valeurs peuvent être comparées à des valeurs limites de loi (Clim) pour parvenir à un jugement de conformité ou non. Ou bien, les concentrations C peuvent être rapportées aux valeurs de PNEC (ou à d'autres indices écotoxiques pertinents) pour aboutir à des indices de risque $IR = C/PNEC$ pour chaque substance i dans les milieux eaux et sol, qui ensuite peuvent être sommés pour aboutir à deux indices agrégés IRt, un pour le sol et un pour les eaux :

$$IR_{t_{sol}} = \sum_{i=1}^N IR_{sol}^i$$

$$IR_{t_{eaux}} = \sum_{i=1}^N IR_{eaux}^i$$

où N est le nombre de substances à effet écotoxique suivies dans l'étude EDR. Ce calcul comporte :

- la transformation des concentrations C pour les émissions dans le sol de [mg/kg sol] à [mg/l sol] en estimant la densité moyenne du sol ;
- l'évaluation du PNEC [mg/l] chronique ou aigu pour chacune des substances suivies par l'EDR. Pour rappel, les résultats écotoxiques ACV dans les approches CML et EDIP peuvent avoir un caractère chronique ou aigu en fonction des facteurs de caractérisation choisis. Discussion des valeurs de PNEC dans l'annexe A.

Il n'y a pas d'évaluation de l'effet acidification et eutrophisation dans les méthodes EDR. Mais les résultats de concentration des espèces chimiques dans les milieux pourraient être utilisés ensemble avec de modèles existants d'estimation de ces effets [Posch, 2002 ; Huijbregts, 1999c]. Des valeurs d'exposition critique (CL) à l'acidification et à l'eutrophisation ont été proposées pour différents milieux, particulièrement pour différents types de sols et une base de données existe dans ce domaine [voir annexe A ; Posch, 2002]. Ces paramètres ont la dimension d'un flux (par exemple mol/(haxan)). Par analogie avec les indices de risque écotoxiques, des indices similaires pourraient être calculés pour ces deux catégories d'impacts locaux. Nous appelons ces nouveaux paramètres « indice d'acidification IAC » et « indice d'eutrophisation IEU »

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

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

$$flux_i = f(C_i, surface, \Delta t)$$

où $flux_i$ est le flux de substance i en mol/(unité de surface de sol $\times\Delta t$) qui peut être calculé en connaissant l'émission pour une surface de sol donnée pendant une période donnée; N est le nombre de substances à effet acidifiant et respectivement eutrophisant suivies dans l'étude EDR (voir aussi l'annexe A).

Nous n'avons pas trouvé dans la littérature d'études relatives à une approche de ce type ; de ce fait, elle doit être étudiée en détail avant une utilisation pratique.

Des valeurs d'effet et de dommage pourraient aussi être estimées à travers une modélisation appropriée à partir des concentrations et des IR pour les approches substance n.2 et matrice (nous n'avons pas trouvé d'exemples d'études dans la littérature).

Remarque :

Les résultats EDR concernent généralement un seul processus d'un cycle de vie, par exemple « l'infrastructure route » dans le cas d'un scénario de construction, maintenance, utilisation et fin de vie. Le même processus peut être pris en compte dans le cadre de l'ACV, et les résultats d'impact seraient complémentaires aux résultats EDR comme il a été expliqué au §1.3. Les résultats d'impact ACV concernent donc tous les processus d'un cycle de vie alors que les résultats d'impact et de risque EDR concernent seulement le processus ciblé (l'infrastructure route).

Cependant, les résultats ACV peuvent être incomplets (par manque de données, omission, etc) et ne pas prendre en compte tous les processus. Par rapport au processus ciblé par l'EDR (figure ci-dessous), on a les cas suivants :

- résultats ACV pris en compte : dans ce cas les résultats EDR et ACV sont complémentaires (voir § 1.3). De plus, si les autres processus du cycle de vie sont négligés (ou résultats non significatifs), le résultat EDR pourrait substituer le résultat ACV du processus ciblé.
- résultats ACV manquant : dans ce cas le résultat EDR permet d'évaluer des effets autrement négligés

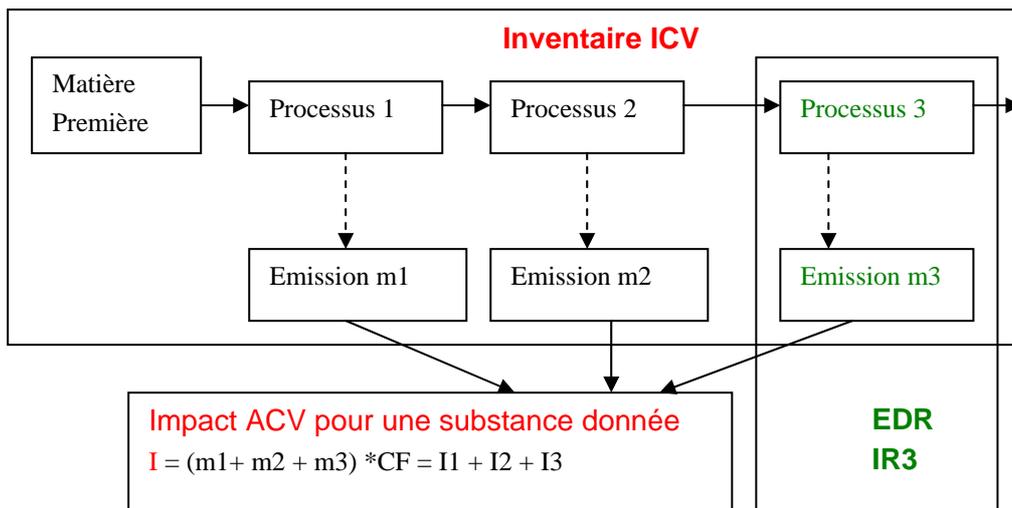


Figure 23 Principe du calcul du résultat d'impact local (écotoxique ou acidification ou eutrophisation) dans l'ACV

L'ensemble des résultats d'impacts locaux et globaux peuvent être analysés par une méthode multicritère. Dans tous les cas d'intégration illustrés par la suite, l'ensemble des résultats d'impact obtenus par l'intégration fait ensuite l'objet de l'analyse multicritère décrite au § 2.4

2.3.1 Stratégie d'intégration n.1. - Définition de nouveaux résultats d'impact

La définition de nouveaux résultats EDR+ACV dépend des types d'approche EDR et ACV adoptés et concerne les résultats EDR sous forme de :

1. indices de risque IR, indices d'acidification IAC et d'eutrophisation IEU
2. dommages

1. Indices EDR substance 1 ou 2 + ACV problèmes CML ou EDIP

Il s'agit de fusionner les résultats suivants :

Tableau 29 Résultats ACV et EDR pouvant être fusionnés

	Résultats EDR	Résultats ACV
1	IRt écotoxiques eaux douces	- 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'eaux pour ET _w de « problèmes – EDIP »
2	IRt écotoxiques sol	- Kg 1,4-DCB équivalents agrégés de la catégorie TETP pour « problèmes – CML », ou - m ³ de sol pour ET _s de « problèmes – EDIP »
3	IAC	- 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 »
4	IEU	- 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 »

Le nombre de catégories d'impact à considérer ne change pas. Les catégories d'écotoxicité dans l'approche « problèmes – CML » peuvent rester séparées ou bien les résultats (après fusionnement avec EDR) peuvent être sommés avec pondération ou non.

Dans les quatre cas une procédure d'intégration possible est de multiplier les résultats ACV par les indices adimensionnels IRt, IAC, IEU lorsque leur valeur est significative (>1) ou par 10^{Indice} en fonction de la magnitude des résultats ACV (pour donner plus ou moins d'importance aux résultats EDR). Lorsque le résultat EDR est significatif, il est censé de majorer le résultat d'impact obtenu par ACV. Par exemple, dans le cas de l'écotoxicité :

Si IRt > 1 :

Résultat d'impact écotoxique (eaux ou sol), CML = Kg 1,4-DCB équivalents x IRt (ou 10^{IRt})

Résultat d'impact écotoxique (eaux ou sol), EDIP = m³ de milieux x IRt (ou 10^{IRt})

Si IRt ≤ 1 : les résultats ACV ne changent pas

Les nouveaux résultats d'impact permettent d'introduire le « contexte ponctuel » des EDR (voir § 1.3) dans une évaluation de type ACV.

La procédure d'intégration illustrée concerne les résultats finaux EDR et ACV. L'intégration des IR avec les résultats ACV partiels au niveau de chaque substance, à savoir par exemple du résultat IR du plomb avec les résultats d'impact agrégé du plomb pour tous les processus du cycle de vie, ne semble pas très faisable en pratique, bien que tout à fait cohérente en théorie.

2. Dommages EDR substance 2 ou matrice + ACV dommages EI

Le même principe pourrait s'appliquer lorsque les résultats d'EDR et ACV sont exprimés sous forme de dommages, c'est-à-dire quand à la place d'un indice de risque IRt on disposerait d'un indice de dommage IDt = f(dommage EDR). Alors :

$$\text{Résultat d'impact écotoxique (eaux ou sol)} = \text{PDF} \times \text{m}^2 \times \text{an} \times \text{IDt (ou } 10^{\text{IDt}})$$

La définition de IDt doit faire l'objet d'études ultérieures. Les dommages ACV peuvent concerner ou pas le processus sur lequel est fait l'EDR : les mêmes réflexions que pour le cas précédent s'appliquent.

2.3.2 Stratégie d'intégration n.2 - Substitution de résultats ACV avec résultats EDR

La substitution concerne deux classes de résultats EDR :

1. Les émissions réelles cumulées issues de l'EDR qui peuvent prendre la place des émissions inventoriées ACV (rapportées à l'UF) pour le calcul des résultats d'impact d'acidification, eutrophisation et écotoxicité.
2. Les indices agrégés IRt, IAC, IEU, obtenus par les approches substance 1 et 2, qui peuvent prendre la place des résultats finaux d'impact écotoxique (eaux ou sol) CML, à savoir Kg 1,4-DCB équivalents, d'acidification (Kg SO₂ équivalents), d'eutrophisation (kg PO₄ équivalents pour CML, kg NO₃ équivalents pour EDIP).

1. Substitution des émissions ACV par les émissions réelles EDR

Le cas concerne toutes les approches EDR et ACV. Il s'agit d'utiliser les émissions réelles EDR m_i lors du calcul des impacts d'écotoxicité, acidification et eutrophisation ACV, à savoir :

$$\text{Impact} = \sum m_i \text{ réelles} \times \text{CF}_i$$

$$\text{Impact} = \sum m_i \text{ réelles} \times \text{CF}'_i$$

$$\text{Impact} = \sum m_i \text{ réelles} \times \text{dommage}_i$$

Les impacts ainsi calculés ont la même nature des impacts écotoxiques, d'acidification et eutrophisation des autres processus du cycle de vie (pour lesquels un EDR n'est pas disponible) et ainsi peuvent être sommés comme d'habitude en ACV.

2. Substitution des impacts écotoxiques, d'acidification et eutrophisation ACV par les indices EDR

L'intégration consiste dans le remplacement des résultats d'impact ACV du processus étudié par l'EDR par les mêmes résultats EDR. Les IRt, IAC et IEU ne peuvent pas être sommés aux résultats d'impact ACV des autres processus car l'unité de mesure et leur signification est différente (voir aussi figure 23). Il est alors nécessaire de considérer ces résultats en tant que critères à part dans l'analyse multicritère, à savoir de créer deux nouvelles catégories d'impact (cf. voie 3).

2.3.3 Stratégie d'intégration n.3 - Nouvelles catégories d'impact EDR

L'intégration consiste dans la définition de quatre nouvelles catégories d'impact EDR « écotoxicité eaux », « écotoxicité sol », « acidification » et « eutrophisation » à ajouter à

l'ensemble des catégories ACV. Ces catégories représentent des effets complémentaires à ceux estimés par l'ACV, comme il a été expliqué au § 1.3.

On distingue quatre cas d'évaluation des résultats des nouvelles catégories en fonction de l'approche EDR choisie et pour toute approche ACV :

1. par des indicateurs représentant le nombre d'effets observés sur des cibles
2. par le nombre de dépassements des valeurs limites de loi
3. par les indices IR, IAC, IEU
4. par des dommages.

1. Evaluation par le moyen du nombre d'effets observés

Ce cas concerne principalement l'approche matrice où l'évaluation des impacts EDR se fait par l'observation ou non des effets sur les cibles ou par les taux de mortalité.

Catégorie 1 : écotoxicité sol

Pour chaque espèce étudiée :

Si effet observé : CR= 1

Si effet non observé : CR= 0

Ensuite on considère la moyenne :

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

CR_t = résultat d'impact de la catégorie (critère), correspond donc à la fraction d'effets observés sur la totalité d'effets étudiés sur les cibles.

CR = résultat d'impact pour chaque espèce étudiée

E = nombre total espèces étudiées

Il est aussi possible de pondérer différemment chaque CR, dans le cas où une espèce pourrait être considérée plus importante qu'une autre, par exemple dans des contextes particuliers locaux d'espèces protégées ou rares.

Catégorie 2 : écotoxicité eaux

Le même indice CR_t peut être calculé pour comptabiliser l'effet observé moyen ou le taux de mortalité moyen.

Catégorie 3 : acidification

Le même indice CR_t peut être calculé pour comptabiliser l'effet observé moyen dû à l'acidification des milieux.

Catégorie 4 : eutrophisation

Le même indice CR_t peut être calculé pour comptabiliser l'effet observé moyen d'eutrophisation.

2. Evaluation par les valeurs limites de loi ou assimilés

Ce cas concerne l'approche EDR substance n.1. Les concentrations C et CT résultant de l'EDR sont comparées avec des valeurs limites, à savoir par exemple les valeurs de constat d'impact (VCI) pour le sol et les concentrations limites de loi (Clim) pour les eaux.

Catégorie 1 : écotoxicité sol

Si $CT < VCI \rightarrow CR = 0$

Sinon $CR = 1$

Cela pour toutes les substances analysées. Ensuite :

$$CR_{\text{sol}} = \frac{\sum_{i=1}^N CR_i}{N}$$

N = nombre de substances analysées

CR = indicateur d'effet écotoxique sur le sol

CR_{sol} = indicateur agrégé d'effet écotoxique sur le sol = résultat de l'évaluation de la catégorie

CR_{t} indique la fraction des cas de dépassement de la valeur limite sur tous les cas analysés et donc exprimé un effet sur l'écosystème sol.

Catégorie 2 : écotoxicité eaux

On compare C aux valeurs limites Clim pour chacune des substances analysées. Pour les cas de dépassement, on calcule les mêmes indices CR et ensuite CR_{eaux} , ayant la même signification.

3. Evaluation par les indices IR, IAC, IEU

Ce cas concerne les approches EDR substance n.1 et 2. A partir des concentrations C, on évalue les indices de risque IR, l'indice d'acidification IAC et d'eutrophisation IEU comme il a été montré au début du chapitre § 2.3.

Les nouvelles catégories d'impact sont donc les indices agrégés pour un milieu donné (eau, sol).

4. Evaluation par des dommages

Ce cas concerne les approches EDR matrice et substance n.2 La définition de nouvelles catégories sur la base de résultats EDR sous forme de dommages doit faire l'objet d'études ultérieures.

2.4 Méthode multicritère simplifiée d'aide à la décision

Nous considérons une méthode d'analyse multicritère à agrégation partielle, à savoir basée sur des comparaisons deux à deux, catégorie par catégorie, des résultats d'impact des scénarios concurrents, sans agrégation des impacts dans un seul résultat total. Cette classe de méthodes permet ainsi de minimiser la compensation entre les impacts : par exemple, un impact élevé d'effet de serre ne peut pas être compensé par un impact moindre écotoxiques et ainsi de suite. La structuration du modèle d'aide à la décision comprend :

- la définition d'une famille cohérente de critères, qui dans ce cas correspondent aux catégories d'impact obtenues suite à l'intégration EDR+ACV ; les évaluations des critères sont les résultats d'impact. Ils répondent aux exigences d'exhaustivité, d'utilité, de faisabilité et de non redondance.
- l'identification du système de préférences des décideurs, pour comparer les scénarios concurrents par rapport à chaque critère

- le choix de la méthode d'agrégation des préférences (pour prendre en compte tous les critères simultanément) et de classement des scénarios

2.4.1 Système de préférences des décideurs

On considère six relations de préférence pour comparer les scénarios A et B, où :

a = résultats d'impact de la catégorie m (par exemple : écotoxicité eaux EDR ou effet de serre) pour le scénario A

b = résultats d'impact de la catégorie m pour le scénario B

Les constantes C_1 à C_4 correspondent toujours cas par cas à la valeur pour laquelle la fonction d'appartenance vaut 0,5.

Plus a et b sont élevés, pire c'est l'évaluation.

A préférable à B

$$\mu_{>}(A, B)_m = \begin{cases} 0 & \text{si } a-b \geq 0 \\ \left[1 + C_1 \cdot (a-b)^{-2}\right]^{-1} & \text{si } a-b < 0 \end{cases}$$

A strictement préférable à B

$$\mu_{>>}(A, B)_m = \begin{cases} 0 & \text{si } a-b \geq 0 \\ \left[1 + C_2 \cdot (a-b)^{-2}\right]^{-2} & \text{si } a-b < 0 \end{cases}$$

A presque équivalent à B

$$\mu_{\approx}(A, B)_m = \exp(-C_3 \cdot |a-b|)$$

A équivalent à B

$$\mu_{=}(A, B)_m = \exp(-C_4 \cdot (a-b)^2)$$

A non préférable à B

$$\mu_{<}(A, B)_m = \begin{cases} 0 & \text{si } a-b \leq 0 \\ \left[1 + C_1 \cdot (a-b)^{-2}\right]^{-1} & \text{si } a-b > 0 \end{cases}$$

A strictement non préférable à B

$$\mu_{<<}(A, B)_m = \begin{cases} 0 & \text{si } a-b \leq 0 \\ \left[1 + C_2 \cdot (a-b)^{-2}\right]^{-2} & \text{si } a-b > 0 \end{cases}$$

Ces fonctions évaluent l'intensité et le degré de vérité de chaque notion de préférence. Par exemple, concernant la préférence « A est préférable à B » :

- plus le résultat est inférieur à 0,5, plus le degré de vérité de l'affirmation est faible,
- plus le résultat est supérieur à 0,5, plus le degré de vérité de l'affirmation est élevé,
- si le résultat est autour de 0,5, on ne sait pas juger du degré de vérité (ignorance).

Les paramètres C correspondent alors à la valeur de la différence (a-b) pour laquelle on ne saurait pas juger de la vérité de chaque préférence.

Par exemple, si la différence entre les performances de deux scénarios concurrents vis-à-vis de la catégorie « effet de serre » est de 200, alors que les résultats sont de l'ordre de 0 à 1000, est ce que on peut dire que l'affirmation « A est préférable à B » est vraie dans un certain degré ou pas ? Pour fixer les paramètres C, il est nécessaire de remonter au différentiel pour lequel on se sent en conditions d'ignorance totale.

Ces paramètres doivent être fixés par les décideurs qui vont utiliser les résultats fournis par l'analyse multicritère. Ainsi, ils peuvent peser les différentes catégories d'impact différemment : par exemple en fixant des différentiels (a-b) pour les paramètres C plus faibles pour certaines catégories que pour d'autres, de manière à déclencher des préférences plus fortes pour des moindres différences entre les résultats d'impact.

2.4.2 Agrégation des préférences et classement des scénarios concurrents

Pour chacune des six notions de préférence (« préférable à », « strictement préférable à », ..), les résultats de préférence entre deux scénarios A et B issus de l'application des relations précédentes à toutes les catégories d'impact M sont ensuite agrégés :

$$\mu(A, B) = \frac{\sum_{m=1}^M \max(\mu_{pref}(A, B)_m - \alpha, 0)}{\sum_{m=1}^M |\mu_{pref}(A, B)_m - \alpha|}$$

On obtient ainsi 6 résultats de préférence agrégés.

Le paramètre α est un seuil qui permet de considérer un nombre plus ou moins élevé de résultats de préférence. Si on considère, par exemple, qu'un résultat de préférence (pour chaque notion) est significatif seulement si supérieur à 0,5, en fixant $\alpha = 0,5$ on exclue tous les résultats inférieurs du calcul du résultat de préférence agrégé.

En fixant un α élevé on privilège les résultats de préférence, pour chaque critère, le plus forts et ainsi on en considère un nombre moins élevé. Avec un α faible, on prend en compte un nombre plus élevé de résultats de préférence pour chaque critère, et ainsi on considère aussi plus de nuances.

A chacune des six relations de préférence agrégées est associée une mesure d'incertitude H, autrement dit un indice du "flou" de chaque distribution $\mu(A, B)$ et de son complémentaire par rapport au critère m. Cette mesure est calculée selon une approche classique en théorie de l'information de type « entropie de Shannon » qui quantifie la dispersion (confusion) de l'information. Pour chaque critère m, on considère seulement les résultats de préférences qui dépassent la valeur minimale, à savoir

$$\mu(A, B)_m - \alpha > 0$$

et on calcule l'incertitude sur chaque résultat de préférence agrégé :

$$H = \frac{1}{N} \sum_m \ln(A, B)$$

$$\ln(A, B) = - \left[\mu_{pref}(A, B)_m \cdot \log_2(\mu_{pref}(A, B)_m) + (1 - \mu_{pref}(A, B)_m) \cdot \log_2((1 - \mu_{pref}(A, B)_m)) \right]$$

où N est le nombre de catégories d'impact.

L'interprétation est immédiate : si tous les résultats de préférence $\mu_{pref}(A, B)_m$ sont égaux à 0,5 (ce qui correspond à la condition d'ignorance totale, comme on l'a expliqué auparavant), l'incertitude $H = 1$. Par contre, si tous les résultats de préférence sont égaux à 1 (certitude absolue), l'incertitude $H = 0$.

Autrement dit, une valeur de H élevée correspond à une entropie (désordre) élevée, c'est à dire à des résultats de préférences plus dispersés parmi les critères. L'intensité de préférence donne ensuite plusieurs cas d'étude. H est alors reliée en même temps au nombre et intensité de résultats de préférence supérieur à α .

On dispose donc de six résultats de préférence agrégés (toutes catégorie d'impact confondu) et des incertitudes correspondantes (tableau 30).

Tableau 30 Résultats de préférence agrégés et leurs incertitudes

Préférence agrégée	Incertitude
$\mu_{\gg}(A, B)$	H_{\gg}
$\mu_{>}(A, B)$	$H_{>}$
$\mu_{\equiv}(A, B)$	H_{\equiv}
$\mu_{=}(A, B)$	$H_{=}$
$\mu_{<}(A, B)$	$H_{<}$
$\mu_{\ll}(A, B)$	H_{\ll}

Ces deux informations (pour chaque notion de préférence) ont la même importance et seront utilisées pour le classement des scénarios.

Evaluation et classement des alternatives

Le classement se fait à l'aide du quantificateur linguistique $\mu_{plupart}$ qui quantifie le degré de vérité de la proposition « selon la plupart des critères »

- A est préférable à B (autrement dit B n'est pas préférable à A) »
- A n'est pas préférable à B (autrement dit B est préférable à A) »
- A et B sont équivalents »

$$\mu_{plupart}(w) = \begin{cases} 1 & \text{si } w \geq 0,8 \\ 3,33 \times w - 1,66 & \text{si } 0,5 < w < 0,8 \\ 0 & \text{si } w \leq 0,5 \end{cases}$$

Il s'agit d'un quantificateur largement utilisé dans la pratique. Le paramètre w est calculé à partir des résultats de préférence agrégés et de l'incertitude associée :

$$w(A \text{ préférable à } B) = \frac{\min[\mu_{\gg}(A, B), (1 - H_{\gg})] + \min[\mu_{>}(A, B), (1 - H_{>})]}{(1 - H_{\gg}) + (1 - H_{>})}$$

$$w(A \text{ n'est pas préférable à } B) = \frac{\min[\mu_{\ll}(A, B), (1 - H_{\ll})] + \min[\mu_{<}(A, B), (1 - H_{<})]}{(1 - H_{\ll}) + (1 - H_{<})}$$

$$w (A \text{ est équivalent à } B) = \frac{\min[\mu_{\leq}(A, B), (1 - H_{\leq})] + \min[\mu_{\geq}(A, B), (1 - H_{\geq})]}{(1 - H_{\leq}) + (1 - H_{\geq})}$$

Le calcul de w correspond à l'union (la somme) de l'intersection (l'opérateur « min ») des résultats de préférence et du complément à 1 de leurs incertitudes, qui comptabilise la « concentration » des préférences selon l'explication de H qu'on a donné auparavant.

On remarque que si w est inférieur à 0,5, le degré de vérité de la notion de préférence est zéro. Cela est tout à fait pertinent avec l'idée que si le degré de préférence ne dépasse pas la moitié de l'échelle de valeurs possibles, on ne peut pas vraisemblablement affirmer que la notion de préférence est vraie pour un degré quelqu'un.

Aussi, il est évident que le degré de vérité de chaque affirmation (« selon la plupart des critères.. ») ne peut pas seulement dépendre de l'intensité des préférences agrégées, mais doit aussi considérer la concentration ou dispersion des résultats de préférence $\mu_{pref}(A, B)_m$ d'où elles ont été calculées, à savoir l'entropie H . Moins de résultats supérieurs à α (autrement dit plus faible est H), moins élevé sera le degré de vérité.

2.5 Intégration des outils ACV et EDR

Les voies d'intégration des outils EDR et ACV dans un « méta-outil EDR+ACV » sont détaillées dans la figure 24 et expliquées par la suite.

2.5.1 Stratégie d'intégration n.4 - Evolution des outils ACV par le moyen des outils EDR

On reproche à la méthode ACV le manque de spécifique local spatial et temporel dans l'évaluation des impacts locaux. Ce type d'intégration des outils permettra une meilleure estimation des impacts locaux écotoxiques dans l'ACV grâce à l'utilisation de modèles et bases de données spécifiques à une évaluation EDR.

Les outils ACV concernés sont :

a) Les modèles de dispersion des polluants dans les milieux. Comme nous l'avons montré dans le chapitre 1.1., les modèles utilisés dans l'ACV ne sont pas spécifiques à un site localisé et ne prennent pas en compte la réelle dynamique des processus bio-physico-chimiques. Concernant les modèles (en général les outils) EDR, il n'y a pas de standardisation, leur choix est à la latitude du praticien. On rencontre dans les études EDR aussi bien de modèles de type « multimédia » comme ceux utilisés dans l'ACV que des modèles « localisés » pouvant simuler le panache de pollution à différentes échelles de temps et espace. Ces modèles prennent en compte les différents processus de transport, les processus chimiques et biologiques et ils pourraient être utilisés dans une approche ACV plus « localisée ». Ceci implique un recalcul complet des facteurs d'impact (CF_i et $dommage_i$ dans le schéma) pour chaque cas d'étude.

b) Les modèles d'exposition utilisés dans l'ACV doivent utiliser les résultats des calculs de dispersion ci-dessus et les bases de données toxicologiques prenant en compte plus de substances nocives (par exemple, actuellement peu de métaux sont considérés dans les modèles ACV), l'estimation des facteurs de bioconcentrations, les relations de structure

quantitative (QSAR). Ces modèles permettraient la prise en compte des valeurs maximales et moyennes d'exposition conformément à l'évolution des concentrations des polluants dans un milieu donné ainsi que les incertitudes. Une estimation de la population flore et faune concernées par le périmètre affecté par le panache de pollution sur l'échelle de temps fixée doit être utilisée dans l'estimation de l'impact en remplaçant la méthode standardisée à une échelle trop vaste (continent, au mieux un pays).

c) Les effets et les modèles des effets doivent être cohérents avec le spécifique des écosystèmes étudiés et se baser sur les résultats des modèles de dispersion des polluants (identification des milieux atteints par un polluant donné) : le choix des espèces, les effets, le type de paramètre écotoxique (PNEC ou LOEC ou NOEC, etc.). Actuellement les différentes méthodes ACV utilisent dans les calculs différents paramètres écotoxiques qui donnent de résultats d'impact très différents. Une attention particulière doit être portée sur le choix de ces paramètres en fonction du milieu et des effets considérés.

2.5.2 Stratégie d'intégration n.5 - Outils communs et expression unifiée des impacts locaux

Une des difficultés majeures de l'intégration des résultats d'impact locaux ACV et des résultats EDR est leur expression et signification différente. Les résultats d'impact écotoxique ACV sont exprimés, selon la méthode (cf. chapitre 1.1) en :

- $\text{PDF} \times \text{m}^2 \times \text{an}$ (approche dommage EcoIndicator),
- en kg substance de référence 1,4-DCB (approche problème CML),
- m^3 milieux (EDIP).

Les résultats des méthodes EDR sont exprimés (cf chapitre 1.2) en :

- dommages d'impact sur certaines espèces (mortalité, nombre d'espèces affectées, etc) ou effets observés mais non quantifiés (EDR matrice, ex.ECOCOMPATIBILITE) ;
- dommages d'impact sur les espèces, à la limite observation d'effets, expression de risque (EDR substance) ;
- concentrations dans les milieux ou immissions (EDR substance incomplètes).

L'homogénéisation de l'expression des résultats implique l'utilisation d'outils communs dans certaines étapes d'une EDR et dans certains algorithmes de calcul des facteurs d'impact ACV. Comme le schéma 24 le montre, chaque méthode ACV intervient dans la méthode EDR par ses propres outils de modélisation dans l'étape de calcul du résultat final. On obtiendra ainsi des résultats d'impact EDR et ACV tout à fait comparables, même substituables car obtenus par le même type de calcul et exprimés en mêmes unités. Par exemple : le résultat partiel EDR exprimé en « concentration de polluant » dans les milieux concernés par le scénario peut être utilisé dans un processus de modélisation (certainement très complexe et nécessairement réaliste) pour estimer l'exposition et ensuite évaluer l'impact sur les espèces des milieux concernés (sol, eaux, etc).

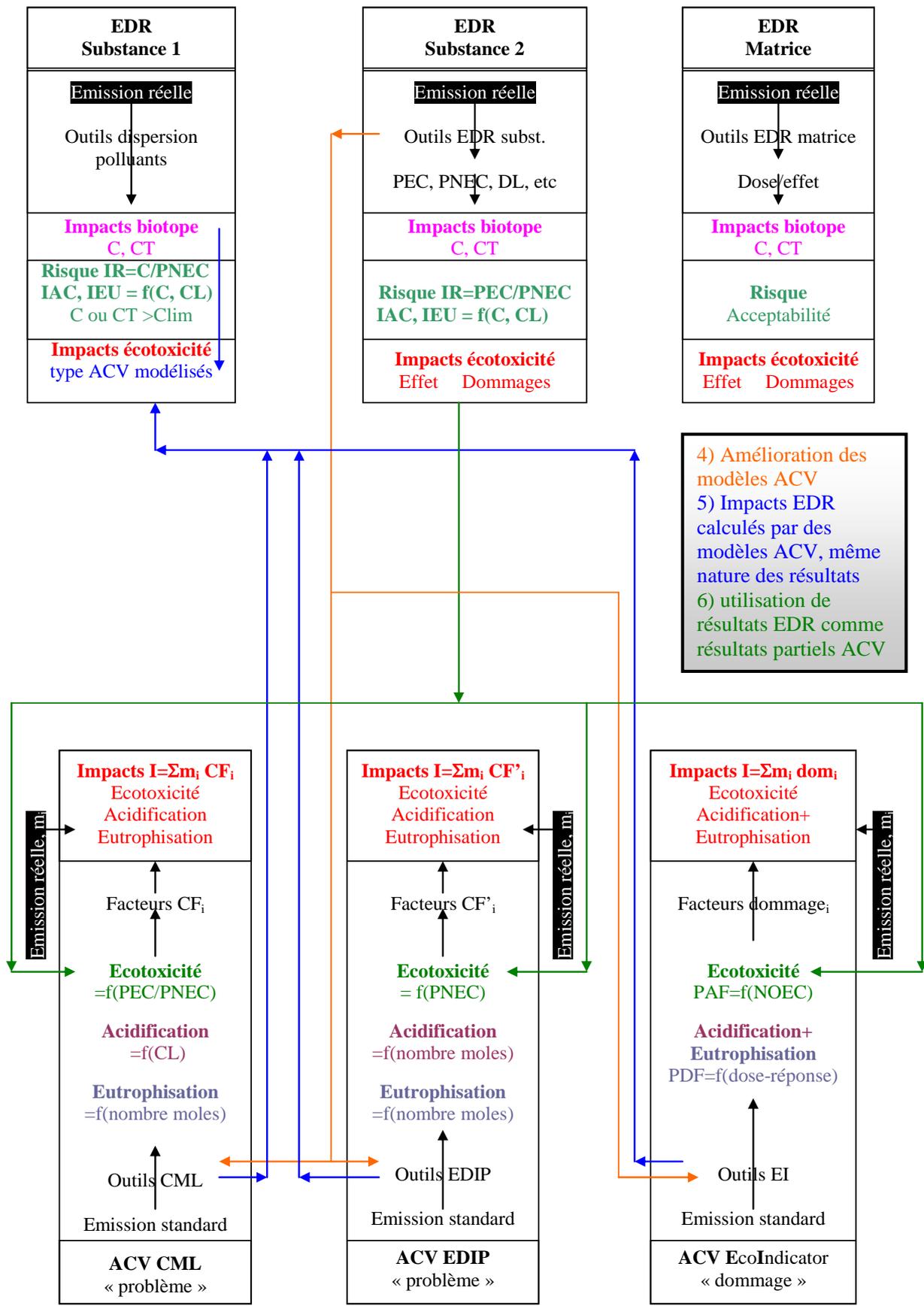


Figure 24 Schéma des voies possibles d'intégration des outils EDR et ACV

Les outils de modélisation seront les mêmes que ceux utilisés dans l'algorithme ACV qui a permis l'estimation des impacts du polluant respectif dans le cas d'une émission standard. Ensuite, il faut utiliser des facteurs d'impact spécifiques à la méthode ACV choisie. Par exemple, la substance modèle 1,4-DCB pour la méthode CML : une modélisation supplémentaire de la dispersion et de l'exposition est nécessaire pour cette substance afin de recalculer les facteurs CF_i dans les conditions du scénario local.

Intégration des résultats EDR et ACV ayant la même expression

L'obtention de résultats EDR ayant la même expression que les résultats ACV permet par la suite l'intégration des résultats selon les stratégies 1 – 3.

A titre d'exemple on considère le cas de l'EDR substance n.1 et de la méthode ACV – CML et le schéma XX (§ 2.2.1.). Le résultat écotoxique EDR pour le processus ciblé (noté I_{EDR3}) est un résultat d'impact et doit être exprimé en kg 1,4-DCB. Le résultat écotoxique ACV pour tous les processus du cycle de vie est noté I_{ACV} .

Stratégie 1 : nouvel indicateur d'impact ACV+EDR

obtenu par agrégation $I_{EDR+ACV} = I_{EDR3} + I_{ACV}$ (kg 1,4-DCB)

On ajoute donc à l'impact ACV calculé pour une échelle de temps et espace standardisée en considérant une dispersion maximale du polluant un impact local qui est maximal et qui se produit sur un territoire restreint. Donc pour ce territoire on estime à la fois l'effet du processus local et les effets dus à tous les processus du cycle de vie à une échelle forcément plus importante (continent).

Stratégie 2 : substitution

L'ACV donne : $I_{ACV} = I1 + I2 + I3$

Si on considère que l'estimation I_{EDR3} est plus pertinente que $I3$, on substitue (en normalisant à l'unité fonctionnelle) dans I_{ACV} .

Stratégie 3 : nouvelles catégories EDR pour utilisation dans multicritère

Les nouvelles catégories EDR utilisables dans l'ACV sont les résultats mêmes de l'évaluation EDR, il n'est pas nécessaire de calculer de nouveaux paramètres.

2.5.3 Stratégie d'intégration n.6 - Substitution de résultats partiels ACV avec des résultats EDR.

Au lieu d'évaluer les impacts écotoxiques locaux dans des conditions standardisées, on peut envisager d'utiliser des résultats obtenus par une méthode EDR. Cette approche implique la réalisation d'études EDR sur des sous-systèmes du cycle de vie et l'utilisation des résultats partiels ou finaux de l'étude EDR à la place de certains modèles d'évaluation des impacts locaux écotoxiques ACV. Le résultat d'impact écotoxique est obtenu par :

- l'estimation d'indices de risque pour l'émission d'une quantité standard de polluant dans un périmètre géographique étendu,
- le calcul d'un facteur d'impact à partir du résultat précédent (calcul plus ou moins compliqué introduisant des hypothèses supplémentaires),
- la multiplication de la quantité réellement émise de polluant par ce facteur d'impact.

L'utilisation d'un facteur d'impact est nécessaire pour exprimer les résultats en un nombre restreint d'unités (cf. paragraphe 2.7). En revanche, l'estimation d'indices de risque peut être mieux réalisée :

- par la détermination pratique des paramètres écotoxiques PNEC, LOEC, etc., pour les milieux réellement concernés par la pollution (EDR substance) au lieu d'utiliser de bases de données pour des milieux standard ;

- par la détermination au cas par cas de paramètres bio-physico-chimiques non disponibles par modélisation (concentration et spéciation, biodisponibilité, chaîne alimentaire, etc.) – ce type d'informations manquent dans les modèles ACV pour la plupart des métaux ;
- par une analyse des effets réellement induits par la pollution sur l'écosystème étudié et leur prise en compte dans l'algorithme ACV.
- étudier la dépendance des effets en fonction des doses et améliorer le résultat final d'impact qui actuellement se calcule sur la base d'une relation linéaire :

$$\text{Impact} = \sum m_i CF_i$$
 (cf. le schéma 24).
- etc.

2.6 Conclusions

L'étude bibliographique a mis en évidence la nécessité d'une approche intégrée ACV et EDR dans l'évaluation pratique des impacts environnementaux des systèmes et processus.

La méthode ACV et les études 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 consiste en l'utilisation de données écotoxiques et de certains modèles issus des études EDR substance dans le corps des outils de modélisation ACV. C'est aussi le principe de la proposition « site-dependent » qui préconise la réalisation d'une étude EDR pour les processus du cycle de vie émetteurs de produits chimiques.

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, accessible aux praticiens ;
- 2) intégration des outils employés dans les deux méthodes, inaccessible 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 n'évaluent que le premier type d'impact. Une étude approfondie est nécessaire afin d'identifier les éventuelles superpositions d'effets et multiples évaluations pour une substance donnée.

L'intégration des résultats doit tenir compte de la spécificité de chaque méthode ACV et EDR et du type de résultat fourni par chacune des méthodes. A ce niveau on doit faire la distinction entre les méthodes EDR matrice, substance, et substance « incomplète » et les méthodes ACV dommage et problème. Nous proposons l'utilisation d'indices adimensionnels de risque 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 (EDR substance) et valeurs d'exposition critique issues de bases de données - cette proposition nécessite une étude approfondie des modèles existants.

Nous avons proposé trois stratégies d'intégration des résultats finaux ACV et EDR.

- 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. Ces indices vont multiplier la valeur de l'impact calculé par l'ACV uniquement s'ils sont significatifs (>1).

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 pour les autres processus du cycle de vie ou impacts nuls).

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 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 :

- par des indicateurs représentant le nombre d'effets observés sur des cibles ;
- par le nombre de dépassements des valeurs limites fixées par des lois ;
- par les indices adimensionnels de risque écotoxique, acidification et eutrophisation ;
- par des dommages.

Nous avons conçu l'intégration des résultats comme une étape facilement réalisable dans l'évaluation des impacts d'un système, en se basant sur la typologie des résultats obtenus couramment par l'ACV et EDR.

Les résultats finaux d'impacts locaux et globaux ACV plus EDR peuvent être traités par une méthode multicritère dans l'objectif de comparer de scénarios concurrents. Une méthode multicritère à agrégation partielle est proposée. Les résultats d'impact des scénarios concurrents sont comparés catégorie par catégorie. La méthode aboutit à trois alternatives de classement de deux scénarios concurrents A et B : « 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.

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 jugement. On propose trois voies d'intégration :

1) 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.

2) 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.

3) 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.

3 Analyse des filières de valorisation matière des déchets industriels minéraux

L'objectif de cette partie est de caractériser les principaux déchets minéraux et leurs filières de valorisation et d'identifier les études d'évaluation d'impact de scénarios de valorisation de déchets minéraux déjà réalisées au niveau international.

Compte tenu de la grande variété des résidus minéraux, de nombreuses voies sont envisageables pour leur valorisation : agriculture, management de l'environnement ... Nous nous intéressons ici uniquement aux voies de valorisation dans les secteurs du bâtiment et des travaux publics (BTP). Ces filières offrent en effet, d'importants débouchés pour les résidus minéraux et notamment les résidus de procédés thermiques (combustion, sidérurgie...).

3.1 Les différentes filières de valorisation en BTP

Le secteur du BTP regroupe de nombreuses activités offrant des possibilités de valorisation pour les résidus minéraux, basées sur l'utilisation de leurs propriétés physiques (caractère granulaire) ou chimiques (propriétés liantes : pouzzolanique ou hydraulique essentiellement). Quelques rappels et définitions :

- Un liant est un matériau ayant la propriété de se solidifier pour lier entre eux des matériaux inertes (sable, gravier ...). Il peut être minéral (ciment ou chaux par exemple) ou organique (bitume ou résine par exemple).
- Pour un liant hydraulique ou ciments, la prise en masse (solidification) nécessite un apport en eau.
- Les propriétés pouzzolaniques d'un matériau correspondent à son aptitude à fixer la chaux. Un liant pouzzolanique prend en masse par réaction en phase aqueuse avec la chaux.
- On appelle granulats un ensemble de grains de dimensions comprises entre 0 et 80 mm (Faure). Plusieurs classes de granulats ont été définies:

Tableau 31 classes de granulats en fonction de la granulométrie

Classe	Granulométrie (mm)
Fines	0/0,080
Sables	0/6,30
Gravillons	2,00/31,50
Cailloux	20,00/80,00
Graves	0/D avec $6,30 < D < 80,00$

3.1.1 Valorisations en technique routière

Les techniques routières sont un terme générique regroupant toutes les voies de valorisation dans les routes. Une route est constituée de plusieurs couches ayant des propriétés et des rôles différents. Les résidus minéraux, selon leur nature, peuvent être valorisés aux différents niveaux :

- **remblai** : couche de granulats permettant de rehausser le niveau du sol ou de combler des creux.
- **couche de forme** : cette couche ne fait pas partie intégrante de la chaussée. Elle permet de rendre plus homogène les caractéristiques du sol terrassé et de protéger

ce dernier du gel. On peut utiliser plusieurs types de matériaux pour cette couche de forme :

- sols fins traités à la chaux
- matériaux non traités
- matériaux traités aux liants hydrauliques pour obtenir un niveau de portance supérieur.
- **couches d'assise : couche de fondation et couche de base:** ces deux couches apportent à la chaussée sa résistance verticale : elles répartissent les pressions sur le support. Afin de mieux répartir les efforts, des liants (hydrauliques ou bitume) sont souvent utilisés pour solidifier ces couches. Les résidus ayant des propriétés liantes sont appréciés pour ces couches car ils limitent les apports en liant tout en augmentant la résistance mécanique.
- **couche de roulement :** revêtement routier généralement en bétons bitumineux : mélange de bitume, de granulats et d'éventuels additifs. Les caractéristiques des granulats doivent permettre une bonne adhérence des pneumatiques sur le revêtement et une bonne cohésion de la couche de roulement : adhérence des granulats au liant bitumineux.

Utilisations en technique routière

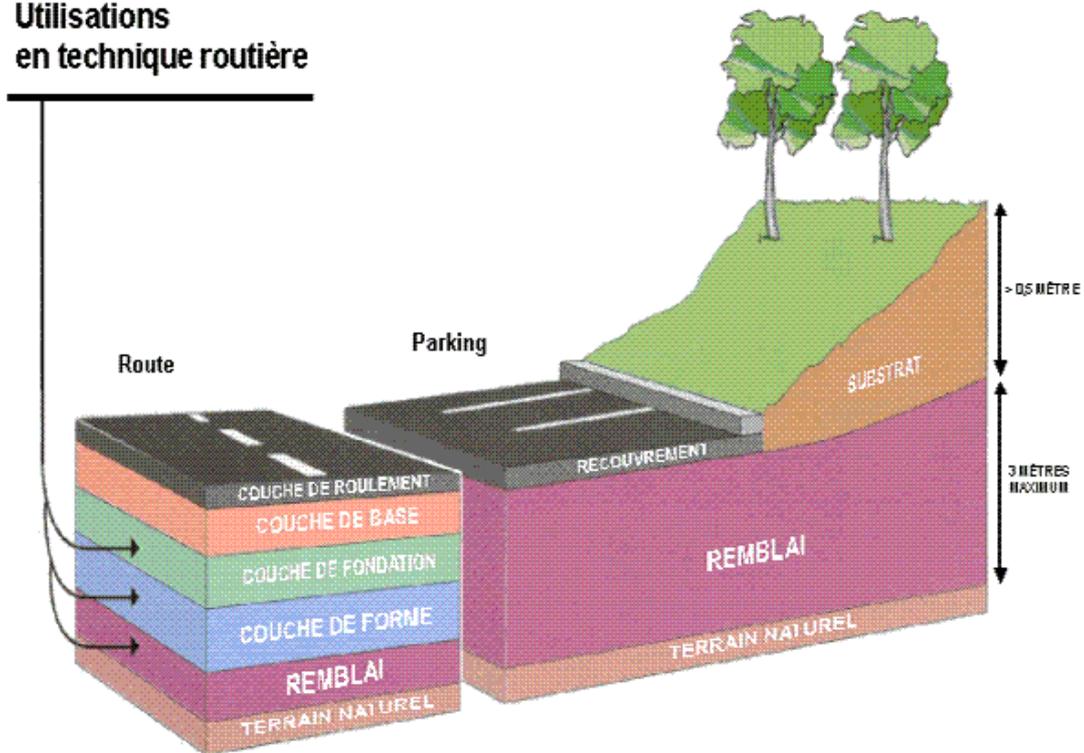


Figure 25 coupe transversale d'une route et valorisations des MIOM
(source : <http://www.cercle-recyclage.asso.fr/publi/dossiers/frdossiers.htm>)

Deux types de résidus pourront donc être valorisés en techniques routières :

- des matériaux ayant une résistance mécanique importante et une bonne aptitude au compactage.
- des résidus ayant des propriétés liantes (couches d'assises), ces matériaux étant généralement granulaires, les deux propriétés sont utilisées simultanément, les propriétés liantes permettent des économies de liant et améliorent la résistance mécanique.

Résidus utilisables :

- mâchefer d'incinération des ordures ménagères
- cendres volantes de centrales thermiques au charbon
- laitiers de haut fourneau
- autres scories métallurgiques
- béton concassé
- déchets miniers (schiste houiller par exemple)
- sables de fonderie

Applications similaires

Dans les travaux publics, un certain nombre d'applications plus ou moins similaires aux applications précédemment évoqués peuvent constituer des voies intéressantes de valorisation de résidus. Parmi ces voies envisageables, peuvent être citées l'utilisation en remblais divers ou le comblement d'excavation, de mines ou de carrière.

Les besoins et les caractéristiques auxquels les matériaux doivent répondre sont plus ou moins les mêmes que pour les applications en techniques routières. Pour du comblement d'excavations difficilement accessibles, des matériaux légers et facilement pompables sont intéressants car permettent une mise en œuvre facile, c'est par exemple le cas des cendres volantes.

3.1.2 Valorisation en cimenterie

Le **ciment portland** résulte du broyage du **clinker** avec du gypse (environ 5%) comme régulateur de prise [Vénuat, 1989]. Le clinker est obtenu par cuisson vers 1450°C d'un mélange bien défini (cru de cimenterie) de :

- calcaire CaCO_3 (80% environ)
- argile (environ 20%) : apport de SiO_2 , Al_2O_3 et Fe_2O_3 .

Au moment du broyage, des **constituants secondaires** (fillers, laitiers, cendres volantes ou pouzzolanes) peuvent être ajoutés pour modifier les propriétés du ciment.

Des résidus peuvent entrer dans la composition du ciment :

- soit en substitution des matériaux naturels dans le cru : le fer, la silice et l'aluminium peuvent être apportés par d'autre matériau que l'argile (laitier de haut fourneau, schistes houillers, déchet d'ardoise par exemple).
- soit en tant que constituant secondaire : laitiers de haut fourneau et cendres volantes de charbon notamment : on utilise ici les propriétés liantes de ces matériaux afin de modifier les caractéristiques du ciment.

Remarque : des gypses synthétiques (phosphogypse par exemple) peuvent être aussi utilisés pour remplacer le gypse comme régulateur de prise. Les

Selon les teneurs en différents constituants, les ciments ont des propriétés différentes. La norme NF P 15-301 classe ces différents ciments selon leurs compositions :

- les **ciments portlands artificiels (CPA)** contiennent au moins 97% de clinker, le complément à 100% étant assuré par un filler.
- les **ciments portlands composés (CPJ)** sont constitués d'au moins 65% de clinker, de constituants secondaires et éventuellement de filler (maximum 3%).
- les **ciments au laitier et aux cendres (CLC)** contiennent 25 à 60% de clinker, 20 à 45% de cendres volantes, 20 à 45% de laitier de haut fourneau et éventuellement un filler (maximum 3%).

- les **ciments de haut fourneau (CHF)** sont composés de 40 à 75% de laitier, le reste étant du clinker et éventuellement un filler (maximum 3%).
- les **ciments de laitier au clinker (CLK)** contiennent au moins 80% de laitier, le reste étant du clinker et si besoin un filler (maximum 3%).

Résidus utilisables :

- laitiers de haut fourneau
- cendres volantes de centrale thermique au charbon
- sables de fonderies
- phosphogypse

3.1.3 Valorisation dans les bétons et les matériaux de construction

Un béton (ou un mortier) est un mélange de granulats (de sable), de liants, d'eau et d'éventuels ajouts et adjuvants. Des résidus minéraux peuvent donc être valorisés pour la fabrication de béton soit comme liant (en substitution totale ou partielle du liant traditionnel) soit comme granulats. Selon l'utilisation à laquelle le béton est destiné, ses propriétés varient. Les résidus utilisés doivent donc être compatibles avec ces caractéristiques.

Dans le domaine du BTP, d'autres matériaux de construction à base de liants et/ou de granulats sont utilisés : parpaings, tuiles, bétons cellulaires, briques ... Pour ces différents produits de construction aussi, des résidus minéraux peuvent être utilisés. Des fibres de laitiers peuvent, par exemple, remplacer l'amiante dans les fibres-ciment (mélange de fibres minérales ou non et de ciment utilisé pour la fabrication de produits de couverture, panneaux de cloisons...). Pour certaines applications, la substitution des matériaux naturels par des résidus minéraux offre des propriétés plus intéressantes : meilleures isolations thermique ou phonique, résistances mécaniques accrues, plus grande résistance à la chaleur...

Résidus utilisables :

- laitiers de haut fourneau
- cendres volantes de centrale thermique au charbon
- sables de fonderies
- MIOM
- scories métallurgiques
- déchets de construction/démolition
- déchets miniers
- phosphogypse

3.2 Les résidus minéraux, leurs propriétés et leurs débouchés

La valorisation d'un résidu dans une voie de valorisation donnée est basée sur ces propriétés (liant, résistance mécanique, granulométrie...) mais aussi sur d'autres aspects :

- coût plus faible que le matériau naturel. Les coûts de transports jouent ici un rôle important.
- capacité du gisement de résidus à subvenir aux besoins. Une voie de valorisation nécessitant une grande quantité de matériaux ne sera pas choisie pour un résidu produit à faible tonnage.
- acceptation par les professionnels du BTP de substituer les matériaux traditionnels par des résidus.

3.2.1 Les laitiers de haut fourneau

Les laitiers de haut fourneau sont des silico-aluminates de calcium et de magnésium issus de la production de la fonte : gangue du minerai, fondants, impuretés ... Ils sont séparés de la fonte liquide lors de la coulée en sortie du haut fourneau.

Classification et propriétés

Les laitiers se différencient par la nature du minerai et du coke utilisé mais surtout par le mode de refroidissement. On distingue principalement trois classes de laitiers [Alexandre et Sebilleau, 1998] :

- les **laitiers cristallisés** issus d'un refroidissement lent à l'air. la solidification du laitier se fait par cristallisation. Après solidification, un arrosage vigoureux fini de refroidir les laitiers qui se fragmentent du fait du choc thermique. Ces laitiers sont denses, ont une résistance mécanique élevée et sont chimiquement stable. Ils peuvent donc être utilisés comme granulats.
- les **laitiers granulés** sont obtenus par un refroidissement rapide à l'eau. Le contact brutal des laitiers avec l'eau est à l'origine d'une trempe des particules solides qui stoppe la structuration de la matière : les laitiers sont vitrifiés. Les laitiers ainsi obtenus ont des propriétés hydrauliques et se présentent sous la forme d'un sable de granulométrie 0/4 mm.
- les **laitiers bouletés** sont eux aussi obtenus par un refroidissement rapide alliant une trempe à l'eau, une trempe à l'air et une fragmentation mécanique. Ce mode de refroidissement permet une consommation en eau plus faible et une granulométrie beaucoup plus étalée de 2 à 20 mm en pratique. Comme les laitiers granulés, ces laitiers ont des propriétés hydrauliques.

Les laitiers bouletés et granulés ayant tous deux des propriétés hydrauliques, sont utilisés comme liants (graves-laitier ou sables-laitier utilisés en technique routière ou comme constituant de ciments). L'hydraulicité de ces laitiers doit cependant être déclenchée et stimulée par un activant basique (NaOH, CaOH, gypse ou ciment Portland).

Il existe aussi d'autre type de laitiers : laine de laitier (étirement d'un fil de laitier par un jet d'air) ou laitier expansé (refroidissement lent avec un flux gazeux donnant une structure alvéolaire) notamment.

Valorisation comme granulats en techniques routières

Leurs propriétés physiques et mécaniques offrent un large panel d'utilisation comme granulats aux laitiers cristallisés :

- béton de laitier : le laitier est utilisé comme gravillon en totalité ou en partie seulement.
- enrobés de laitiers : les laitiers sont utilisés comme granulats dans la fabrication d'enrobé bitumineux.
- graves hydrauliques : ils sont utilisés comme granulats dans les graves hydrauliques quel que soit le liant utilisé et notamment graves-ciment et sables-ciments.
- ballast de voies ferrées, cependant les exigences actuelles ne permettent plus ou presque cette utilisation.
- produits de construction : bloc, panneaux, pavés...
- remblais, couches de forme...

Remarques :

- compte tenu de leur porosité interne et de leur masse volumique importante, les laitiers cristallisés sont de bons isolants thermiques et phoniques.
- les bétons à base de laitiers ont révélé des propriétés mécaniques très intéressantes notamment à températures élevées et lors de chocs thermiques.

Cette utilisation comme granulats se fait soit avec des laitiers bruts (granulométrie 0-300mm) soit après concassage et criblage (plages fines de granulométrie).

Utilisations de laitier comme liant : graves-laitier et sables-laitier

Une grave-laitier (un sable-laitier) correspond au mélange d'une grave (un sable), de laitier vitrifié (bouleté ou granulé) et d'un activant.

En techniques routières, les graves-laitier peuvent être utilisées pour les couches de base ou de fondation nécessitant l'utilisation d'un liant pour répartir la charge (voies à fort trafic). Elles peuvent être utilisées que ce soit en construction de routes neuves ou en remise en état de routes anciennes : ajout d'une couche de base et d'une couche de surface. Pour cette utilisation en renforcement, des sables-laitiers sont aussi utilisés pour des routes à faible ou moyen trafic.

En génie civil, les graves-laitiers peuvent être utilisés pour la réalisation de dalles de fondations : dalles épaisses ou minces. Pour les dalles minces (non armées), du sable-laitier peut aussi être utilisé. Une utilisation pour la réalisation de quai portuaire peut aussi être envisagée. Pour améliorer les performances liantes, deux opportunités s'offrent :

- augmentation de la réactivité du laitier par pré broyage
- utilisation d'activants de prise différenciés selon les impératifs techniques.

Utilisation de laitiers en cimenterie

Les laitiers de haut fourneau peuvent être intégrés dans la composition des ciments soit comme ajout secondaire (utilisation des propriétés hydrauliques) soit dans le cru comme substituant de l'argile (voir § Valorisation en cimenterie).

L'ajout de laitier dans la composition du ciment ralentie le durcissement des ciments mais les résistances mécaniques à long terme peuvent être sensiblement supérieures. Ils sont donc utilisés notamment dans les ouvrages nécessitant à la fois une résistance mécanique élevée et une bonne tenue en milieu agressif : fondations, travaux souterrains, égouts...

Utilisation de laitiers dans les bétons et en préfabrication (produits de construction)

Les laitiers peuvent être utilisés dans les bétons :

- en substitution (totale ou partielle) des granulats dans un béton. Pour les laitiers vitrifiés, les propriétés liantes améliorent alors les performances mécaniques du béton.
- comme granulats pour la confection de bétons légers. On utilise alors des laitiers bouletés ou expansés.

Les laitiers peuvent aussi être utilisés pour la confection de produits de construction (agglomérats) comme des parpaings... Des laitiers cristallisés ou des laitiers granulés peuvent être utilisés, cette seconde option permettant de réduire les dosages de ciment.

Les laitiers bouletés ou expansés peuvent eux aussi être utilisés pour fabriquer des agglomérats légers.

Les sables-laitiers permettent eux aussi la confection de blocs destinés à la construction.

De même, les laitiers granulés peuvent être utilisés pour la confection de briques. L'activation de l'hydratation des laitiers se fait alors par un ciment (Portland ou au laitier).

Des laitiers dans la laine de roche

Un courant d'air un peu vigoureux peut transformer un laitier liquide en filaments. Pour cette utilisation, on utilise généralement un laitier de seconde fusion. Ces laines de roches sont principalement utilisées en tant qu'isolant (phonique et thermique) ou pour comme substituant de l'amiante dans les fibres-ciments.

3.2.2 Les cendres volantes de centrales thermiques au charbon

La combustion de charbon produit des résidus solides : cendres de foyer et cendres volantes entraînées par les fumées et ensuite recueillies lors de la filtration.

Classification et propriétés :

La composition et les propriétés des cendres volantes (CV) sont influencées par :

- la composition du charbon (houille ou lignite)
- le mode de combustion (charbon pulvérisé ou lit fluidisé)
- le système de filtrage et de dépollution des fumées (désulfuration ou non...).

Elles sont généralement classées selon trois catégories dépendant de leur composition chimique (et notamment teneur en Al et Si) :

- les cendres **silico-alumineuses** composées essentiellement de silice (SiO_2) et d'alumine (Al_2O_3). Elles possèdent des propriétés pouzzolaniques permettant d'envisager leur utilisation comme liant.
- les cendres **sulfo-calciques** issues de la combustion de charbon riche en calcaire et en soufre. Elles sont composées principalement de chaux (CaO) et de sulfates. Leur propriété hydraulique (due à la chaux), font qu'elles sont souvent surnommées « cendres hydrauliques ».
- les cendres **silico-calciques** composées de silice et de chaux. Elles proviennent des centrales ayant un système de désulfuration à base de calcium. Elles présentent des propriétés pouzzolaniques et hydraulique mais en moindre mesure que les deux précédentes catégories. Elles sont utilisées principalement comme substituant aux granulats naturels.

Parmi les propriétés des cendres volantes, il faut aussi citer la bonne aptitude au compactage, une teneur en fine importante qui en fait un bon correcteur granulométrique et une masse volumique faible qui permet de réduire les coûts de transport.

Valorisation en techniques routières

En techniques routières, les cendres volantes peuvent être valorisées de diverses manières :

- remblai du fait de leur grande aptitude au compactage.
- filler dans les enrobés bitumineux pour leur granulométrie fine et leur aptitude à l'épaississement des liquides visqueux [Polden, 2000].
- couche d'assise des chaussées : utilisation des propriétés liantes et comme correcteur granulométrique des sables (amélioration de la stabilité des sables et des graves).
- comme liant pour stabiliser les sols.

Valorisation en cimenterie

Comme les laitiers de haut fourneau, les cendres volantes peuvent être valorisées :

- comme matière première du cru en apportant la silice, l'aluminium et le fer : substitution de l'argile.
- comme ajout secondaire lors du broyage du clinker (voir Valorisation en cimenterie) pour des CPJ ou CLC.

Les ciments contenant des cendres présentent les caractéristiques suivantes [Vénuat, 1989] :

- temps de prise plus long
- chaleurs d'hydratation diminuées ce qui est intéressant par forte chaleur ou pour lors de l'utilisation de grande masse de ciment.
- plus grande durabilité des bétons en eaux agressives
- meilleure résistance au feu et aux chocs thermiques
- résistances mécaniques finales améliorées.

Valorisation dans les bétons

Les CV peuvent être utilisées dans les bétons comme granulats, correcteur granulométrique ou comme liant. Cet ajout permet une amélioration de l'ouvrabilité (plus grande facilité de moulage) et une réduction de la teneur en eau (à ouvrabilité égale) ce qui augmente l'imperméabilité et donc la durabilité).

Autres voies de valorisation

Les CV peuvent aussi être utilisées comme coulis d'injection pour le comblement d'excavation ou de mines souterraines. Les propriétés liantes permettent de réduire de manière significative les apports en liant (50 à 100 kg de ciment pour 1 t de CV). La granulométrie fine en fait un matériau facilement pompable pour pouvoir l'injecter dans des cavités difficiles d'accès.

3.2.3 Les mâchefers d'incinération d'ordures ménagères

Les mâchefers d'incinération d'ordure ménagère (MIOM) sont les scories récupérées en bas de foyer lors de l'incinération des déchets ménagers. Lors de leur sortie des fours d'incinération elles sont refroidies par voie humide : « extinction » des MIOM. Elles sont constituées d'un mélange de silice, d'alumine, de calcaire, de chaux, de métaux lourds (traces) et d'imbrûlés.

Caractéristiques des MIOM

Les caractéristiques chimiques des MIOM dépendent fortement de la composition des ordures ménagères (différentes selon les régions et les époques de l'année) et les caractéristiques de l'incinération (type de four, excès d'air, température, temps de séjour...). Les éléments majoritaires restent tout de même les mêmes : O, Si, Fe, Ca, Al, Na...

Les caractéristiques géotechniques permettent d'assimiler les MIOM soit à un sable soit à une grave (selon leur granulométrie). La teneur en fines (environ 15% en masse) procure au MIOM une grande capacité de compactage mais augmente aussi la capacité d'absorption en eau (pouvant engendrer des déformations des couches de MIOM notamment pour une utilisation en techniques routières ou remblais).

L'aluminium présent dans les MIOM peut entraîner un gonflement du matériau par réaction en phase aqueuse formant de la bayerite (hydroxyde d'aluminium).

Débouchés

Les caractéristiques des MIOM permettent de les assimiler à des matériaux naturels de catégorie D2 (grave propre), B3 ou B5 (sables) du Guide pour les Terrassements Routiers (GTR) selon leur granulométrie et leur argilosité, ils peuvent donc remplacer ces matériaux.

Les techniques routières constituent la principale voie de valorisation des MIOM : granulats pour les remblais et les couches de forme et de fondation. D'autres utilisations bien que largement minoritaires sont envisageables : granulats pour des bétons ou des matériaux de construction ou pour le comblement d'excavation de carrières ou de mines (confortement de carrières souterraines à Caen).

Prétraitement et maturation des MIOM

Afin de favoriser leur valorisation, les MIOM subissent une série de traitements physiques :

- séparation des éléments grossiers
- criblage
- déferrailage par tri magnétique
- séparation des métaux non ferreux (notamment l'aluminium) par courant de Foucault
- séparation des imbrûlés légers par soufflage ou aspiration.

Si nécessaire (fraction lixiviable assez importante), les MIOM peuvent subir une étape de maturation afin de réduire leur potentiel polluant. Ce « traitement » correspond à un « stockage » libre à l'air et l'eau de pluie pendant lequel les MIOM évoluent chimiquement avec notamment une carbonatation par le CO₂ de l'air. Cette carbonatation entraîne notamment une baisse du pH de l'eau des pores, baisse du pH qui limite la solubilité de certains polluants (métaux lourds notamment).

3.2.4 Les sables de fonderies

Le moulage de pièces métalliques consomme de grande quantité de sable pour la fabrication des moules et des noyaux. La forme du moulage est obtenue en liant le sable soit par des liants minéraux soit par des liants organiques de synthèse (résines phénoliques ou furanniques). Le moulage de chaque pièce nécessite un nouveau moule, le sable utilisé est recyclé à 90%, reste donc 10% à « éliminer ».

Les sables liés par des liants minéraux ne posent pas de problèmes environnementaux ils peuvent donc être utilisés comme un sable naturel. Ils ne nous intéressent donc pas particulièrement ici.

Voies de valorisation des sables liés par des résines phénoliques

Le phénol présent dans les sables peut poser un certain nombre de problèmes environnementaux du fait de sa toxicité. L'Arrêté du 16 juillet 1991 et sa circulaire d'application n°91-59 fixent les conditions de valorisation pour éviter les impacts sur l'environnement. Trois filières de valorisation y apparaissent :

- en remblai et techniques routières
- en fabrication de produits à base de liants hydrauliques : béton, sable-ciment...
- dans des procédés aptes à détruire les liants organiques : tuileries, briqueterie ou cimenterie.

3.2.5 Les déchets de construction et de démolition

L'industrie du BTP est génératrice de grande quantité de déchets que ce soit sur les chantiers de construction ou ceux de démolition. Ces résidus, généralement inertes, peuvent être valorisés dans le BTP en substitution des granulats naturels. Pour les déchets de béton par exemple, un concassage est nécessaire avant utilisation. Les déchets de plâtre quant à eux peuvent être recyclés dans l'industrie du plâtre.

La valorisation des déchets de construction/démolition est conditionnée plus par le tri des déchets sur les chantiers que par la faisabilité technique. La faible part actuellement valorisée est essentiellement du fait que des déchets dangereux (colles, peintures...), banals (bois, plastiques...) et inertes (béton, ciment, gravats...) sont très souvent mélangés.

3.2.6 Autres résidus

D'autres résidus minéraux peuvent être valorisés en BTP. Peuvent notamment être cités les scories de l'industrie métallurgique (autres que les laitiers de haut fourneau) qui peuvent remplacer les sables ou les graves naturelles dans de nombreuses applications. Les scories de seconde fusion du zinc ou du plomb peuvent par exemple être valorisées pour produire des sables-ciment ou des sables-bitume. Le potentiel polluant de ces scories étant souvent non négligeable (métaux lourds notamment) les voies de valorisation utilisant un liant hydraulique ou bitumineux sont particulièrement intéressantes. Des recherches ont aussi été menées sur la valorisation des REFIOM (Résidus d'Épuration des Fumées d'Incinération D'Ordures Ménagères), cependant le caractère dangereux de ces déchets limite fortement la perspective d'une valorisation. Les déchets des industries d'extraction (mines, carrières...) peuvent aussi être valorisés en BTP en tant que granulats. Pour certains de ces déchets, l'importance des stocks fournit un gisement sans doute exploitable. D'autres industries comme celle du verre ou de la céramique et même sans doute la chimie minérale produisent des résidus potentiellement valorisables.

3.3 Valorisation des résidus minéraux : quelques chiffres

Le Tableau 32 regroupe les tonnages pour les principales voies de valorisation en BTP et pour les principaux résidus minéraux. Pour certains résidus, bien que la production ne soit pas particulièrement conséquente, les possibilités de valorisation sont importantes du fait des importants stocks amoncelés pendant de nombreuses années. C'est par exemple le cas pour les déchets miniers accumulés sur les terrils ou pour certains laitiers de haut fourneau.

Tableau 32 valorisations des résidus minéraux

Déchet	Production (source, année)	Voies de valorisation							
		Sous-couche routière	Revêtement routier	Grave pour béton	Remblai, terras- sement	Comblement d'excavation,	cimenterie	Substitut au ciment	Produit de construction
MIOM	3 Mt (ADEME, 2002)	2,3 Mt (76%) n	X	X si Al est récu- péré	X	X	X		Béton cellu- laire, briques, céramiques
Sables de fonde- rie				X	X	- X	X		X
CV charbon	43 Mt (ECOBA, 2002, Europe)	4 Mt	- 5,7 Mt	X	X	- X	7,6 Mt		1,6 Mt
	1,7 Mt (Manz, 1993, France)	- 0,5 Mt			X	- 58 000 t	261 000 t	600 000 t	84 000 t
Laitier de haut fourneau	4,5 Mt (Ee- dems(site inter- net), 92)	- 4,3 Mt (dont stock)		X			X	X	
			Utilisation essentiellement en génie civil (Geiseler, 1996)						
Autres scories (Pb, Zn, Cu)	Toutes les voies peuvent être envisagées selon la nature, l'origine ou le mode de refroidissement des scories, malheureusement pas de données chiffrées								
Déchet de cons- truction/ démoliti- on	120 Mt (ADEME)	X		X	X	- X			
Phosphogypse	2Mt (Bourges, 92)	X			X		X (retarda- teur de prise)		X
Déchets mines...	Stocks importants	X		X	X				

3.4 Synthèse de la réglementation européenne encadrant la valorisation des déchets minéraux

Peu de textes législatifs encadrent directement la valorisation des résidus minéraux. En effet, seules la circulaire DPPR/SEI/BPSIED n°94-IV-1 du 9 mai 1994 relative à l'élimination des mâchefers d'incinération des résidus urbains et l'arrêté du 16 juillet 1991 (et sa circulaire d'application n°91-59 du 16 juillet 1991) relatif à l'élimination des sables de fonderies contenant des liants organiques de synthèse, fixent des conditions de valorisation en BTP des résidus concernés.

Cependant, d'autres textes peuvent s'insérer dans notre problématique : textes relatifs à l'eau et aux milieux aquatiques, textes sur la classification des déchets... Des lois spécifiques peuvent être évoquées notamment pour le secteur du bâtiment ainsi que des travaux réglementaires n'ayant pas nécessairement aboutis.

3.4.1 Arrêté du 16 juillet 1991 et sa circulaire d'application n°91-59 relatifs à l'élimination des sables de fonderies contenant des liants organiques de synthèse

La valorisation des sables de fonderies contenant des liants organiques de synthèses est conditionnée (article 14) par leur teneur en phénol (tableau 33) ou par la destruction de ces liants dans le procédé de valorisation (cimenterie...).

Tableau 33 conditions et voies de valorisation des sables de fonderies

Teneur en phénol (mg/kg matière sèche)	Voie de valorisation	Remarque
< 1 mg/kg (mesure sur lixiviat)	remblais	Valorisation impossible pour remblais de carrière ou excavation si des interactions avec l'eau souterraine sont possibles
< 5 mg/kg (mesure sur lixiviat)	produits à base de liants hydrauliques	Valorisation en béton, sables-ciment, produits de construction à base de liants hydrauliques...
Toute teneur	Procédés aptes à détruire les liants organiques	Valorisation en tuileries, briqueteries ou cimenteries. La valorisation est possible sous réserve que les installations concernées bénéficient des autorisations nécessaires

En absence de valorisation, ces sables de fonderies sont « éliminés » en décharge :

- de classe 1 (déchets dangereux) ou de classe 2 (déchets banals) sous certaines conditions (article 3) pour les sables non brûlés.
- de classe 2 pour les sables brûlés.

3.4.2 Circulaire DPPR/SEI/BPSIED n°94-IV-1 du 9 mai 1994 relative à l'élimination des mâchefers d'incinération des résidus urbains

Cette circulaire propose les conditions souhaitables pour « l'élimination » ou la valorisation des MIOM en techniques routières. Les MIOM sont classés en fonction de leur comportement à la lixiviation (norme NF X 31-210) en trois catégories : MIOM à faible fraction lixiviable, MIOM intermédiaires et MIOM à forte fraction lixiviable (tableau 34).

Tableau 34 classements des MIOM (Annexe III de la circulaire)

	MIOM à faible fraction lixivable (valorisation) « V »	MIOM intermédiaires (maturation) « M »	MIOM à forte fraction lixivable (stockage) « S »
Taux d'imbrulés	< 5%	< 5%	> 5%
Fraction soluble	< 5%	< 10%	> 10%
Hg	< 0,2 mg/kg	< 0,4 mg/kg	> 0,4 mg/kg
Pb	< 10 mg/kg	< 50 mg/kg	> 50 mg/kg
Cd	< 1 mg/kg	< 2 mg/kg	> 2 mg/kg
As	< 2 mg/kg	< 4 mg/kg	> 4 mg/kg
Cr VI	< 1,5 mg/kg	< 3 mg/kg	> 3 mg/kg
SO₄²⁻	< 10 000 mg/kg	< 15 000 mg/kg	> 15 000 mg/kg
COT	< 1 500 mg/kg	< 2 000 mg/kg	> 2 000 mg/kg

Le potentiel polluant des MIOM est déterminé à partir du texte de lixiviation de la norme NF X 31-210.

Une valorisation matière en techniques routières ou en remblais compactés peut être envisagée uniquement pour les MIOM à faible fraction lixivable. L'annexe V de la circulaire quant à elle fixe les limites admissibles pour une utilisation en technique routière ou en remblai :

- valorisation en structure routière ou de parking (couche de forme, de fondation ou de base) à l'exception des chaussées réservoirs ou poreuses
- valorisation en remblai compacté d'au plus 3 m de hauteur et sans dispositif d'infiltration et sous :
 - une structure routière u de parking
 - un bâtiment couvert
 - un recouvrement végétal sur un substrat d'au moins 0,5 m.

Les contacts entre l'eau (météorique ou superficielle ou souterraine) et les MIOM doivent être limités au maximum. La circulaire fixe donc des conditions de mise en place :

- utilisation en dehors des zones inondables
- utilisation en dehors des périmètres de protection rapprochée des captages d'eau potable
- utilisation à une distance minimale de 30 m de tout cours d'eau.
- utilisation interdite pour le remblai de tranchée comportant des canalisations métalliques
- utilisation interdite pour la réalisation de matériaux drainant.

Etant donné le manque de textes spécifiques traitants de la valorisation matière de résidus minéraux en BTP, ce texte sert souvent de référence pour la valorisation d'autres résidus ou pour d'autres applications similaires (comblement des mines souterraines de Caen par exemple).

3.4.3 Autres textes

D'autres textes peuvent être intégrés dans notre problématique de la valorisation de résidus minéraux en BTP : c'est notamment le cas des textes relatifs à l'eau ou au classement des déchets.

Circulaire n° 96-85 du 11 octobre 1996 relative aux cendres issues de la filtration des gaz de combustions de combustibles d'origine fossile dans des installations classées pour la protection de l'environnement

Cette circulaire ne cadre pas de voie de valorisation pour ces cendres. Cependant, elle préconise la valorisation des cendres volantes issues de la combustion du charbon. Ces cendres peuvent généralement être classées comme un déchet inerte utilisable en cru de cimenterie, ciment ou

béton. Pour d'autre combustible (fioul lourd par exemple) le potentiel polluant de cendres est trop important pour pouvoir envisager une valorisation.

Circulaire du 15 février 2000 relative à la planification de la gestion des déchets de chantier du bâtiment est des travaux publics (BTP) (texte non paru au JO)

Cette circulaire vise essentiellement promouvoir une bonne gestion des déchets sur les chantiers afin d'éviter le mélange de déchets inertes, banals et dangereux et ainsi favoriser la valorisation. Elle vise aussi la mise en place de filières pérennes de valorisation et de recyclage.

Textes relatifs à la classification des déchets

Les divers textes relatifs à la classification (décret n°2002-540 du 18 avril 2002, circulaire du 3 octobre 2002) des déchets peuvent fournir des renseignements utiles. Il paraît en effet difficile d'envisager la valorisation en BTP d'un déchet classé dangereux, à moins que le procédé de valorisation permette le déclassement du déchet en question. Cette classification des déchets établie une liste (non exhaustive) des déchets dangereux.

Textes relatifs à la mise en décharge

Ces textes (directive « décharge » n°1999/31/CE et Décision du Conseil n°2003/33/CE) classent les déchets à partir de leur comportement à la lixiviation en déchets « inertes », « non dangereux » et « dangereux ». Le classement se fait à partir de seuil de composition de polluants dans les déchets. Pour chaque catégorie de déchet un type de décharge spécifique, l'acceptabilité dans les décharges se basant sur les seuils précédemment évoqués. Les critères et les valeurs limites d'acceptabilité définis dans la décision 2003/33/CE devraient être entrées en vigueur en 2005. Ces seuils d'acceptabilité pourraient aussi être utilisés pour évaluer si une valorisation d'un déchet est envisageable.

Textes sur l'eau et les milieux aquatiques

De nombreux textes (décrets n°91- 1283 et n°2001-1220, directives n°78-659, n°80/68/CEE, n°98/83/CE, 2000/60/EC, décision n° 2455/2001/EC) fixent des normes de qualités des eaux pour différentes utilisations ou écosystèmes (eau potable, qualité des eaux douce, eaux souterraines...). Dans un cadre d'évaluation des risques environnementaux, ces normes peuvent servir de valeur de références au-delà desquelles un impact peut être suspecté ou à partir desquelles une étude plus approfondie doit être menée.

Textes sur les matériaux de construction

La norme NF P01-010 traite de l'information sur les caractéristiques environnementale des produits de construction. Dans la mesure où certains de ces produits sont élaborés à partir de résidus minéraux, l'impact potentiel associé à la valorisation de ces résidus doit être pris en compte. Cette norme détaille une méthodologie de type ACV, les impacts locaux évoqués se limitent aux risques pour la santé humaine via la qualité de l'air.

La directive 93/68/CE sur les produits de construction (CPD) met en place des normes harmonisées au niveau européen auxquelles les produits de construction (y compris les « nouveaux » matériaux et les matières premières de substitution) doivent répondre. Dans l'avenir, ces normes devraient intégrer des exigences environnementales pour ces produits: prise en compte des émissions de substances dangereuses dans l'air intérieur, dans l'eau et le sol. La CPD concerne uniquement la phase d'utilisation en construction (risque pour les utilisateurs et l'environnement direct). Les risques sanitaires et écologiques pendant la phase de construction, les impacts globaux et la fin de vie des ouvrages ne sont pas pris en compte. Actuellement, la définition des classes de

performance environnementale et la mise au point des outils de caractérisation de ces performances se trouvent à l'état d'études.

A titre d'exemple d'intégration d'exigences environnementales au niveau national, le **Building Material Decree** (BMD) Néerlandais fixe une méthodologie pour l'évaluation des impacts sur les sols associés à la construction (en général) que celle-ci soit faite avec des matériaux naturels ou avec des résidus valorisés. La protection des sols est assurée via des « valeurs spécifiques pour le sol propre » qui ne doivent pas être dépassées. Ces valeurs ont comme support les données de composition naturelle des sols et des critères de risque négligeable pour la santé et l'environnement. L'immission de polluants dans le sol ne doit pas dépasser 1% de la teneur initiale dans 1m de profondeur de sol et pendant 100 ans. Cette règle permettrait également la protection des ressources en eau et des sédiments.

Norme ENV 12-920 (CEN 1997)

Cette norme propose une méthodologie pour la détermination du comportement à la lixiviation des déchets dans des conditions spécifiés. Le but est de prédire à un horizon de temps donné, les flux de polluants émis par un déchet dans un scénario précis de valorisation ou de stockage.

Travaux réglementaires

Le ministère de l'environnement avait débuté une étude visant à établir les règles d'usages pour la valorisation de Résidus de Procédés Thermiques (RPT). Ces travaux basés sur une approche en scénario visaient l'établissement de valeurs seuils et un classement des déchets par catégories de scénario de valorisation compatibles avec ces critères environnementaux. Un principe similaire à celui adopté pour la directive décharge a été mis en place : détermination de critères environnementaux au niveau de la nappe au point de conformité (POC) ne devant pas être dépassé par les flux de polluants émis par le déchet valorisé. Ensuite un calcul inverse permet d'établir une classification des déchets (concentrations maximales des lixiviats, contenu total...) indiquant les possibilités de valorisation du déchet. Les travaux ont été suspendus en 2003.

Perspectives

Face à un manque de référentiel européen relatif à l'acceptabilité de la valorisation de déchets, les réglementations et les méthodes nationales ont été établies sur des critères (géologiques, réglementaires et économiques) locaux.

Ces thématiques se sont développées depuis une dizaine d'année particulièrement pour la valorisation matière en technique routière ou dans le bâtiment. Actuellement, bon nombre de projets de recherche s'intéressent à la faisabilité et l'évaluation environnementale de voies de valorisation. A moyen terme, le CEN (Comité Européen de Normalisation) devra synthétiser cette production de connaissance afin d'harmoniser les réglementations européennes.

3.5 Etude bibliographique internationale sur les études EDR et ACV de filières de valorisation des résidus minéraux

L'étude bibliographique avait comme objectif d'inventorier et d'analyser les études ACV et EDR déjà réalisés ou en cours concernant des scénarios de valorisation des déchets minéraux en vue de l'utilisation de leurs résultats pour tester les propositions méthodologiques d'évaluation environnementale intégrée. Chaque étude répertoriée fait l'objet d'une fiche de caractérisation par la suite. Lorsque des données et/ou résultats partiels sont disponible, cela a été précisé dans le texte.

Les études listées sont analysées dans la suite par rapport aux critères suivants :

- la disponibilité de scénarios d'application réels, le but du projet n'étant pas de réaliser des études ex-novo,
- la significativité des résultats, à savoir s'ils mettent en évidence des impacts sensiblement différents et variés par rapport aux scénarios alternatifs (de stockage et/ou traitement des déchets). Il serait inutile de tester les résultats méthodologiques sur des scénarios peu significatifs.

L'ensemble des études trouvées est répertorié dans le tableau 35 qui spécifie le déchet, la filière de valorisation, le nom de l'étude EDR et la source de l'étude ACV.

Tableau 35 Etudes ACV et EDR répertoriées pour les différents couples déchet / filière de valorisation

DECHET	VALORISATION	DONNEES EDR	DONNEES ACV
MIOM	Technique routière	ECOCOMP - thèse Ferrari (écotoxicité), - thèse Triffault (écotoxicité), SVDU RTP Suivi du terme source uniquement : - Pilote Jean Lefevbre - projet en SUEDE - projet en Danemark, DHI	Etude complète : DTU Danemark [Birgisdottir, 2005] Possibilité de construire des scénarios à partir des bases de données
	remplissage de carrière ou cavité souterraine	VALOMAT thèse Bröns-Laot CAEN (INERTEC)	Aucune
Sable de fonderie	Compacté en technique routière	RPT	Aucune
	Grave routière	RPT	
REFIOM	Cendres volantes de IOM dans grave-ciment utilisé en technique routière	REVASOL	Difficile à distinguer des études concernant les MIOM. Possibilité de construire des scénarios à partir des bases de données. Manque de données concernant la stabilisation.
	REFIOM dans béton	ECOCOMP RPT	
Laitiers de haut fourneau	Production de ciment pour construction	Aucune	Etude complète : SlagCement Association (USA) [Prusinski et al, 2004]
	Valorisation comme granulats en technique routière	RPT	Etude complète : VTT Finlande [Mroueh et al, 1999]
Cendres volantes charbon	Grave-cendre technique routière	programme SNET /EDF	Etude complète : VTT Finlande [Mroueh et al, 1999]
	CV compactées en technique routière	programme SNET /EDF Thèse Rakotoarisoa Thèse Barthet (écotoxicité) RPT	
	MP/ajout cimentier	Aucune	Possibilité de construire des scénarios à partir des données EPA, bases de données

Scories Pb, Zn, Cu	1^{ère} fusion du Pb en génie civil (béton, parpaing, briques) et travaux publics (grave-bitume, grave-ciment, granulat)	Brite Euram Thèse Gervais RPT	Possibilité de construire des scénarios à partir des bases de données concernant la production des MP substituées. Manque de données spécifiques.
	1^{ère} fusion du Pb et du Zn valorisé en BTP		
	2^{nde} fusion du Pb en tas (stockage)	ECOCOMP	Aucune
Déchets construction/démolition	Valorisation en technique routière	RPT	Etude complète : VTT Finlande [Mroueh et al, 1999], CSERGE (UK) [Craighill et al, 1999]
Phosphogypses	Valorisation en produits de construction		Possibilité de construire des scénarios à partir des bases de données BEES (US Department of Commerce)

3.5.1 Etudes ACV

MIOM / Technique routière

Auteur DTU Danemark – [Birgisdottir, 2005]
Titre Life Cycle Assessment for road construction and disposal of residues
Statut Fait l'objet d'une thèse soutenue en septembre 2005

Objectifs

Mettre au point un outil ACV informatique (ROAD-RES) d'évaluation des impacts environnementaux relatifs à la construction, mise en œuvre, utilisation, entretien et fin de vie de trois types d'œuvres routières (routes, aires de parking et remblais) en utilisant des déchets, le cas échéant des MIOM. La finalité de l'outil est de comparer les impacts liés au recyclage des déchets minéraux par rapport aux impacts totaux du cycle de vie des œuvres routières et par rapport au cas d'utilisation de matières premières vierges et mise en décharge des déchets minéraux. L'outil a été appliqué dans une étude de cas concernant les MIOM, qui est décrite par la suite.

Champs d'étude

Le champ d'étude général est représenté dans la figure 26.

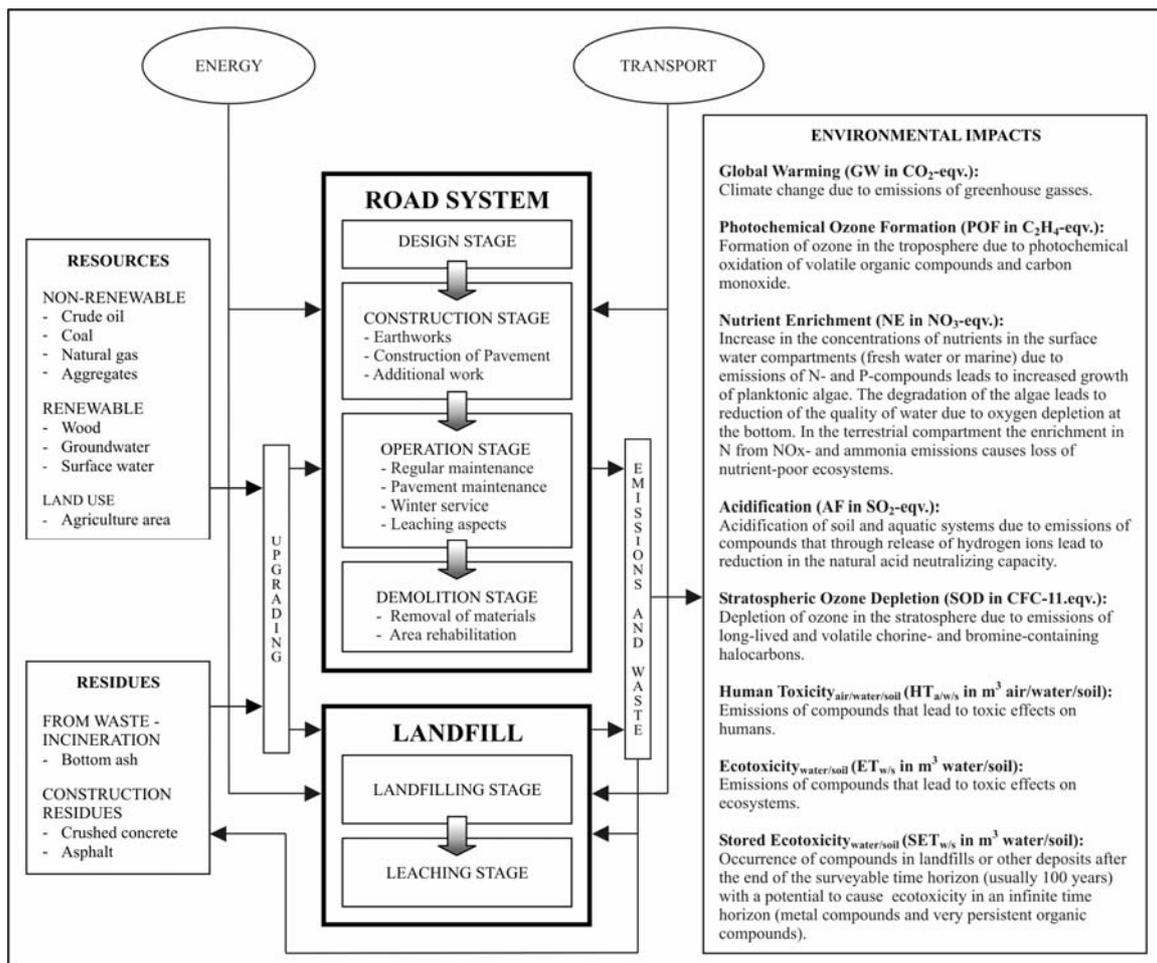


Figure 26 Champs de l'étude ACV "Life Cycle Assessment for road construction and disposal of residues"

L'application concernant les MIOM se base sur les éléments suivants :

- Unité fonctionnelle : 1 km de route secondaire en utilisant 4.400 t de MIOM en remblai (figure 27) ; la route consiste de deux voies (2 × 3,5 m), deux réserves (2 × 1,5 m), deux voies pour les vélos (2 × 1,5 m) et deux épaules (2 × 2,1 m) pour une largeur totale de 17,2 m et une épaisseur de 0,7 m.
- Le scénario comprend la conception, la construction, le service et la maintenance de la route. Le démantèlement n'a pas été pris en compte.
- L'échelle temporelle considérée est 100 ans.
- L'évaluation des impacts est réalisé par l'approche problèmes-EDIP en intégrant la une nouvelle catégorie d'impacts SET (Stored Ecotoxicity)

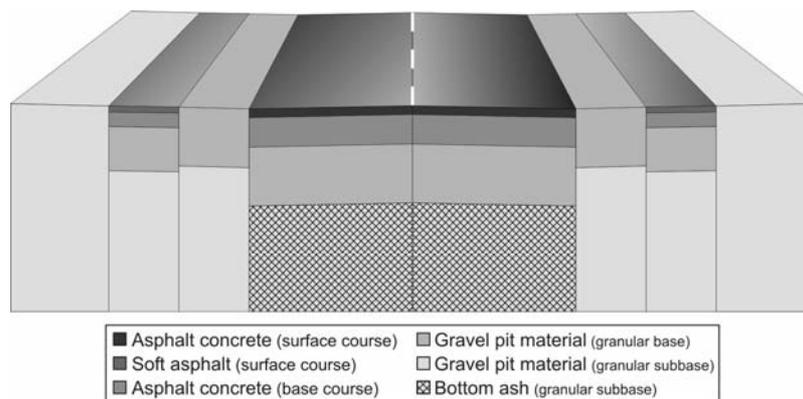


Figure 27 profil transversale et matériaux utilisés dans la route

La catégorie SET prend en compte l'occurrence des métaux et des composés organiques très persistant après l'horizon temporel de suivi choisi (en général 100 ans). L'impact correspond à la quantité de substances qui montrent la capacité potentielle d'induire l'écotoxicité en milieu aqueux et dans les sols à l'horizon temporel infini. Les mêmes facteurs de caractérisation et de normalisation de la catégorie écotoxicité sont utilisés.

Résultats

Les résultats normalisés (en PE, person equivalents, en utilisant les facteurs de normalisation EU15, voir aussi tableau 37) sont illustrés dans la figure (**cas B**), comparés aux résultats obtenus pour la même route construite à partir des seuls matières premières vierges (gravats à la place des MIOM, **cas A**).

Les impacts dus à la combustion des combustibles fossiles s'avèrent prépondérants ; les émissions de CO₂ donnent un impact d'Effet de Serre de 150 PE et les émissions de NO_x contribuent à l'Eutrophisation, l'Acidification et la Toxicité Humaine. Les impacts potentiels de la catégorie Stored Ecotoxicity (en milieux aqueux et dans le sol) sont similaires, environ 400-450 PE. Ces impacts sont liés au contenu de métaux lourds dans l'asphalte et dans les matériaux granulaires. Les impacts de SET_{sol} et SET_{eau} dus aux métaux lourds présents dans les MIOM sont respectivement de 13 000 PE et 600 PE. Les impacts évités dus à la mise en CET des MIOM sont du même ordre de grandeur des impacts d'utilisation des MIOM dans les routes, ainsi ces valeurs ne sont pas pris en compte dans l'inventaire.

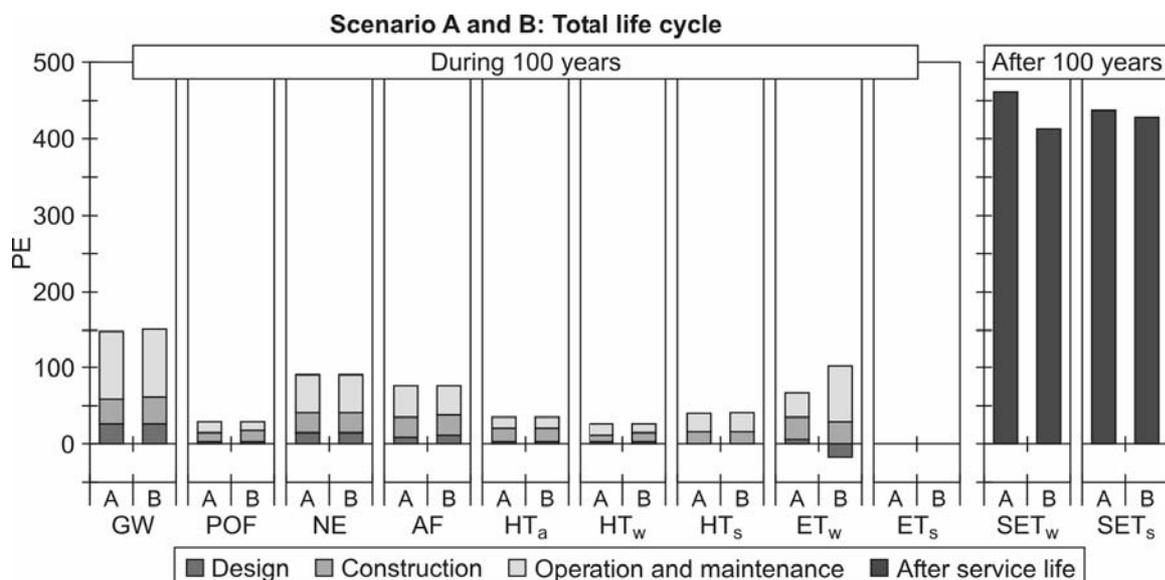


Figure 28 Résultat d'impact pour le scénario avec MIOM (« B ») et avec MP vierges (« A »)

La lixiviation des matériaux monolithiques, et notamment des HAP, métaux lourds et sels y contenus, a été analysé par le moyen de tests de lixiviation (Tank leaching test, NEN7345) sur 64 jours. La lixiviation des matériaux granulaires est calculée à partir des ratios L/S dans des scénarios où la percolation est prédominante. L'infiltration est calculée comme pourcentage de la quantité annuelle de pluie infiltrée. Des courbes de lixiviation sont obtenues à partir d'essais batch et en colonne et utilisées pour estimer la lixiviation potentielle à l'horizon temporel choisi. Des coefficients de transfert sont ensuite considérés pour calculer les quantités de polluants présentes dans 5 compartiments environnementaux (eaux souterraines, eaux douces, eaux salées, sol, air). Les quantités restantes contribuent ensuite aux catégories Stored Ecotoxicity. Les procédures de calcul sont détaillées dans la figure 29.

La lixiviation de tous les composants s'est avérée pas significative (tableau 36). A titre d'exemple, les quantités de HPA émises donnent des impacts de Toxicité humaine et Ecotoxicité respectivement de 0,003 mPE et 0,03 mPE.

Tableau 36 Résultats de lixiviation

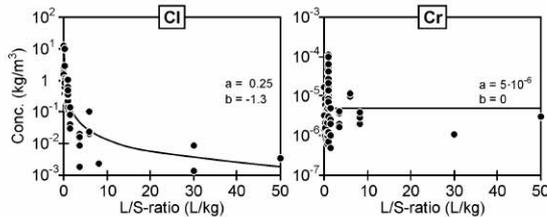
	Lixiviation de l'asphalte	MIOM	Salage
Baryum	0,29	6200	
Calcium	224	6000	
Manganèse	1,06	8400	
Sodium	49	10000	855000000
Benz(a)pyrène	0,00039		
Fluoranthène	0,0028		
Fluorene	0,000024		
Naphtalène	0,005		
Phénanthrène	0,0055		

1. Equations and methods for calculating the leached amount during the time horizon chosen by the user.

Granular materials

Percolation-dominated scenarios:

Availability or solubility controlled leaching. Leaching curves describing the concentration of constituent X as a function of the L/S-ratio are found from column and batch leaching tests. Equation 1 describes the curve and Equation 2 the amount of the constituent X leached out.



$$\text{Eq.1: } C_X = a \cdot LS^b$$

$$\text{Eq.2: } M_X = \frac{a}{b+1} \cdot LS^{b+1} \cdot V \cdot \rho$$

Monolithic materials

Flow-around scenarios:

Diffusion controlled leaching. The leached amount of constituent X after the time t is described by Equation 3 (Kosson et al., 1996).

$$\text{Eq.3: } M_X = 2 \cdot A \cdot \frac{T_w}{100} \cdot \rho \cdot C_{0X} \left(\frac{D_{eX} \cdot t}{\pi} \right)^{1/2}$$

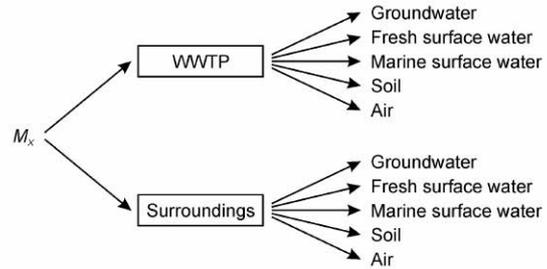
C_X : Concentration of constituent X (kg/m³)
 M_X : Amount of constituent X leached (kg)
 LS : Liquid/Solid ratio in the granular material (kg/L)
 V : Volume of the material (m³)
 ρ : Density of the material (kg/m³)

A : Surface area of monolithic material (m²)
 T_w : Time that material is wetted (%)
 C_0 : Availability of constituent X (kg/kg)
 D_{eX} : Diffusion coefficient for constituent X (m²/seconds)
 t : Time (seconds)

2. Routing of constituents into different environmental compartments.

The model routes the leached amount to waste water treatment plant and as emitted amount to the surroundings.

The leached amount is routed further into different environmental compartments:



3. Calculations of constituents remaining in the material after the chosen time horizon for leaching.

The amount of constituent X leached out is subtracted from the total amount of the constituent X in the material.

The constituents remaining in the material contribute to the environmental impact category Stored Ecotoxicity to water and soil developed by Hansen et al. (2004).

Figure 29 Evaluation de la lixiviation de la route

Le tableau 37 montre les principaux résultats normalisés de consommation de ressources. L'impact plus significatif concerne les eaux souterraines et il est du à 90% aux opérations de salage pendant l'hiver. Le recyclage des MIOM permet d'éviter la consommation de 400 PE d'agrégats naturels, à savoir environ 15%.

Les impacts de consommations de ressources sont globalement plus élevés des impacts relatifs aux autres catégories, respectivement 400 à 20000 et 50 à 200 PE.

Tableau 37 consommation de ressources naturelles

	Scénario A	Scénario B
Pétrole	1150	1150
Graviers	2900	2900
Agrégats naturels	2800	2400
Gaz naturel	430	430
Ressources souterraines potentiellement endommagées	15000	16000

Remarques générales

La méthode d'évaluation des impacts estime la lixiviation de substances des déchets utilisés dans les routes par rapport aux conditions d'arrière plan, à savoir à la lixiviation des mêmes substances des sols environnants et des matières premières vierges des routes. La concentration des substances dans l'eau de drainage des sols est considérée comme acceptable et ainsi l'horizon temporel considéré pour le calcul des quantités émises s'étend jusqu'à quand la concentration des substances dans le lixiviat des déchets devient inférieure au niveau de concentration dans l'environnement. La quantité de substance lixiviée après un certain ratio L/S est obtenue par différence des intégrales des courbes de lixiviation sur l'horizon temporel défini.

Laitiers haut fourneau / Ciment pour construction

Auteur Slagcement Association – [Prusinski et al, 2004]

Titre Life Cycle Inventory of Slagcement concrete

Statut Terminé

Objectifs

Réaliser un inventaire du cycle de vie (LCI) de 5 types de béton (pré malaxé 20 et 35 MPa, 50 et 70 MPa pré moulé, en bloc) en considérant 100% de ciment Portland, 35 et 50% de substitution avec du ciment réalisé à partir des laitiers.

Champs d'étude

L'unité fonctionnelle est 1 yard³ de béton. Le champ d'étude est représenté dans la figure 30 et n'inclut pas les processus d'arrière plan relatif à la production des quantités de combustibles fossiles consommés. Aucun scénario d'utilisation du béton n'est considéré.

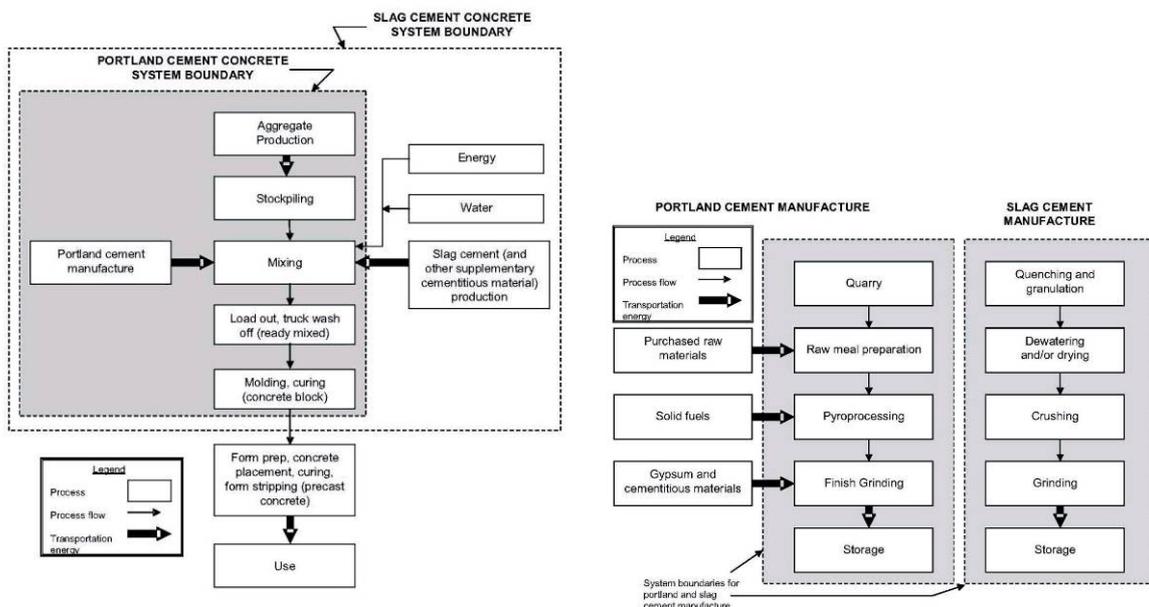


Figure 30 Champs de l'étude ACV "Life Cycle Inventory of Slagcement concrete"

Résultats

Il s'agit d'un inventaire, aucun résultat d'impact n'est disponible. Les résultats d'inventaire sont partiellement disponibles et sous forme agrégée, à savoir il n'est pas possible de caractériser chaque processus du cycle de vie. Ils montrent que l'utilisation du ciment avec laitiers permet de réduire de manière significative les émissions dans l'air (-29% à -46% des émissions de CO₂), de réduire les consommations énergétiques (-21% à -48%) et les consommations de matières premières vierges (-4,5% à -14,5%). Des résultats d'impact agrégés selon les approches « problème » et « dommage » pourraient, le cas échéant, être calculés.

Remarques générales

L'étude est centrée sur le béton, les données relatives au ciment ne peuvent pas être isolées. Aucun scénario d'utilisation du béton n'est considéré : cela n'est pas pertinent avec les démarches EDR.

Les résultats d'inventaire et d'évaluation d'impact (à calculer) sont agrégés. Il n'est donc pas possible de mettre en relation les résultats d'impacts écotoxiques relatif à une étape particulière du cycle de vie issus de l'ACV avec ceux obtenus par une EDR.

Laitiers d'haut fourneau / Technique routière

Auteur

VTT Finlande – www.vtt.fi [Mroueh et al, 1999]

Titre

Life Cycle Impacts of the use of industrial by-products in road and earth construction

Objectif

Mettre au point une méthodologie ACV pour l'évaluation des impacts environnementaux relatifs à la construction, utilisation, maintenance et fin de vie d'une route contenant des laitiers d'haut fourneau en sous-couche.

Champs d'étude

L'unité fonctionnelle est 1 km de route ayant la section et la composition dans la figure 31. Le cycle de vie et les étapes de construction de la route sont schématisés dans la figure 32.

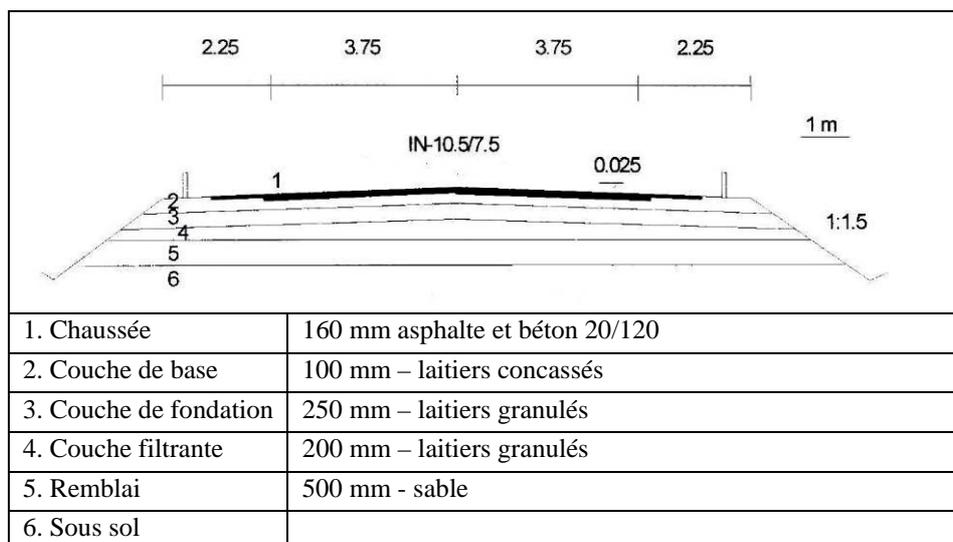


Figure 31 Section de route considérée dans l'étude "Life Cycle Impacts of the use of industrial by-products in road and earth construction" concernant les laitiers d'haut fourneau

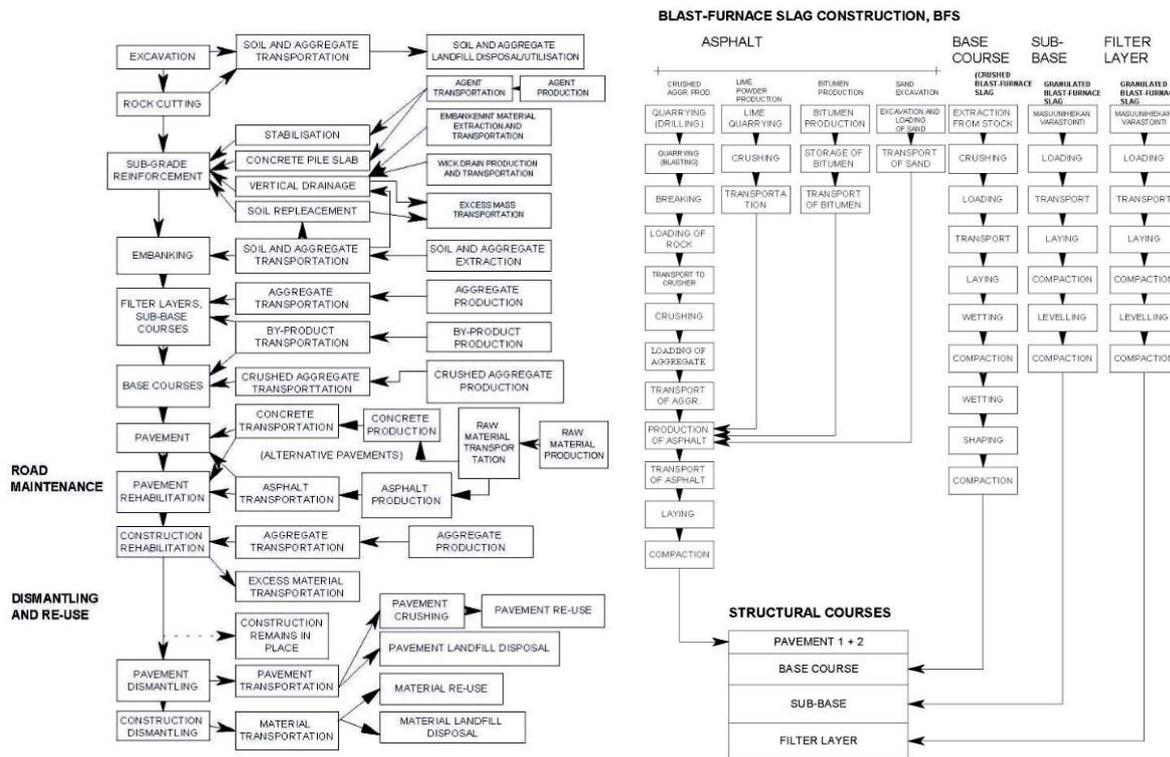


Figure 32 Champs de l'étude "Life Cycle Impacts of the use of industrial by-products in road and earth construction" concernant les laitiers d'haut fourneau

Résultats

Les principaux résultats d'inventaire sont résumés dans le tableau 38 avec les résultats pour le même tronçon de route réalisé entièrement avec des matières premières vierges (sans laitiers) et les émissions dues à l'utilisation de la route pendant 50 ans (7000 véhicules par jour dont 1000 PL). Ces résultats sont aussi partiellement disponibles par étape du cycle de vie. Les impacts correspondants n'ont pas été estimés : l'évaluation selon les approches « problèmes » et « dommages » pourrait être réalisée dans le cadre de cette étude.

Tableau 38 Résultats d'inventaire de l'étude "Life Cycle Impacts of the use of industrial by-products in road and earth construction" concernant les laitiers d'haut fourneau

Catégorie de donnée	Unité	Route avec Laitiers	Route avec seulement matières vierges	Emissions dues à al circulation pendant 50 ans
Matières premières				
Granulat naturel		20000	46300	
Sous produits / Déchets	t/km road	13100	-	
Total		33060	46300	
Eau	t/km route	250	760	
Consommation de combustibles fossiles	m ³ km	63	80	12700
Consommation d'énergie primaire	MWh/ km	1060	1160	120200

Emissions				
CO		600	830	459000
NO		2800	3440	354000
Particules		260	315	22000
SO ₂	kg/km	425	460	4000
CO ₂		338	380	31500
COV		720	800	86000
Poussières (2-40 µm)		3100	14000	
Lixiviation au sol				
Arsenic		<0,1		
Molybdène		<0,1		
Vanadium	kg/km	<0,013		
Chrome		<0,013		
Cuivre		0,052		
Cadmium		0,0052		
Bruit	dBA×h×1000	153	246	

Remarques générales

Les quantités lixiviées dans le sol ont été estimées par unité fonctionnelle et sur 50 ans, sans considérer les conditions d'arrière-plan. Les quantités correspondent aux masses dissoutes dans les tests (CEN pr EN 12457) avec le même rapport L/S calculé selon la formule suivante :

$$L/S = t \times l \times (1000 \text{ l/m}^3) / (d \times h),$$

t = période de lixiviation depuis l'apparition du premier percolât = 50 ans

d = poids du matériau sec à tester [kg/m³]

h = épaisseur de la couche de matériau [mm]

l = infiltration = 6 mm/an

Les résultats sont listés dans le tableau 39. L'inventaire ne quantifie pas la DCO des émissions dans le sol et les eaux souterraines.

Tableau 39 Résultats des tests de lixiviation réalisés dans l'étude "Life Cycle Impacts of the use of industrial by-products in road and earth construction" concernant les laitiers d'haut fourneau

Sample	mg/ kg																	
	Cd		Cr		Mn		V		Ni		Pb		Zn		As		Mo	
	L/S 2	L/S 10	L/S 2	L/S 10	L/S 2	L/S 10	L/S 2	L/S 10	L/S 2	L/S 10	L/S 2	L/S 10	L/S 2	L/S 10	L/S 2	L/S 10	L/S 2	L/S 10
Crushed rock 0-50 mm	0.0002	0.001	0.004	0.020	0.026	0.130	0.010	0.050	0.004	0.020	0.004	0.020	0.040	0.200	0.006	0.030	0.020	0.1
Crushed rock 0-16 mm	0.0002	0.001	0.004	0.020	0.006	0.046	0.010	0.050	0.004	0.020	0.004	0.020	0.040	0.200	0.006	0.030	0.024	0.1
Lower sub-base sand	0.0002	0.001	0.004	0.020	0.036	0.114	0.010	0.050	0.004	0.020	0.004	0.020	0.040	0.200	0.006	0.030	0.020	0.1
Gravel	0.0002	0.001	0.004	0.020	0.128	0.338	0.010	0.050	0.004	0.020	0.004	0.020	0.040	0.200	0.006	0.030	0.020	0.1
Gravel	0.0002	0.001	0.004	0.020	0.072	0.368	0.010	0.050	0.004	0.020	0.004	0.020	0.040	0.200	0.006	0.030	0.020	0.1
Crushed rock 0-16 mm	0.0002	0.001	0.004	0.020	0.018	0.082	0.010	0.050	0.004	0.020	0.004	0.020	0.040	0.200	0.006	0.030	0.028	0.1
Crushed gravel 0-50 mm	0.0002	0.001	0.004	0.020	0.120	0.395	0.010	0.050	0.004	0.020	0.004	0.020	0.040	0.200	0.006	0.030	0.028	0.1
Granulated blast furnace slag	0.0002	0.001	0.004	0.020	0.211	0.301	0.403	1.753	0.004	0.020	0.004	0.020	0.040	0.200	0.006	0,030	0.020	0.1
Detection limit, mg/kg																		
	0.0002	0.001	0.004	0.02	0.002	0.01	0.01	0.05	0.004	0.02	0.004	0.02	0.04	0.2	0.006	0.03	0.02	0.1

Cendres volantes / Technique routière

Auteur

VTT Finlande – www.vtt.fi [Mroueh et al, 1999]

Titre

Life Cycle Impacts of the use of industrial by-products in road and earth construction

Objectif

Mettre au point une méthodologie ACV pour l'évaluation des impacts environnementaux relatifs à la construction, utilisation, maintenance et fin de vie d'une route contenant des cendres volantes de charbon (CV) en sous-couche.

Champs d'étude

L'unité fonctionnelle est 1 km de route. Trois types de routes sont considérées (CV1, CV2 et CV3), ayant le même type de sections que pour le cas de la figure 31 et avec les compositions listées dans le tableau 40. Le cycle de vie est présenté dans la figure 32. Les étapes de construction de la route sont schématisées dans la figure 33.

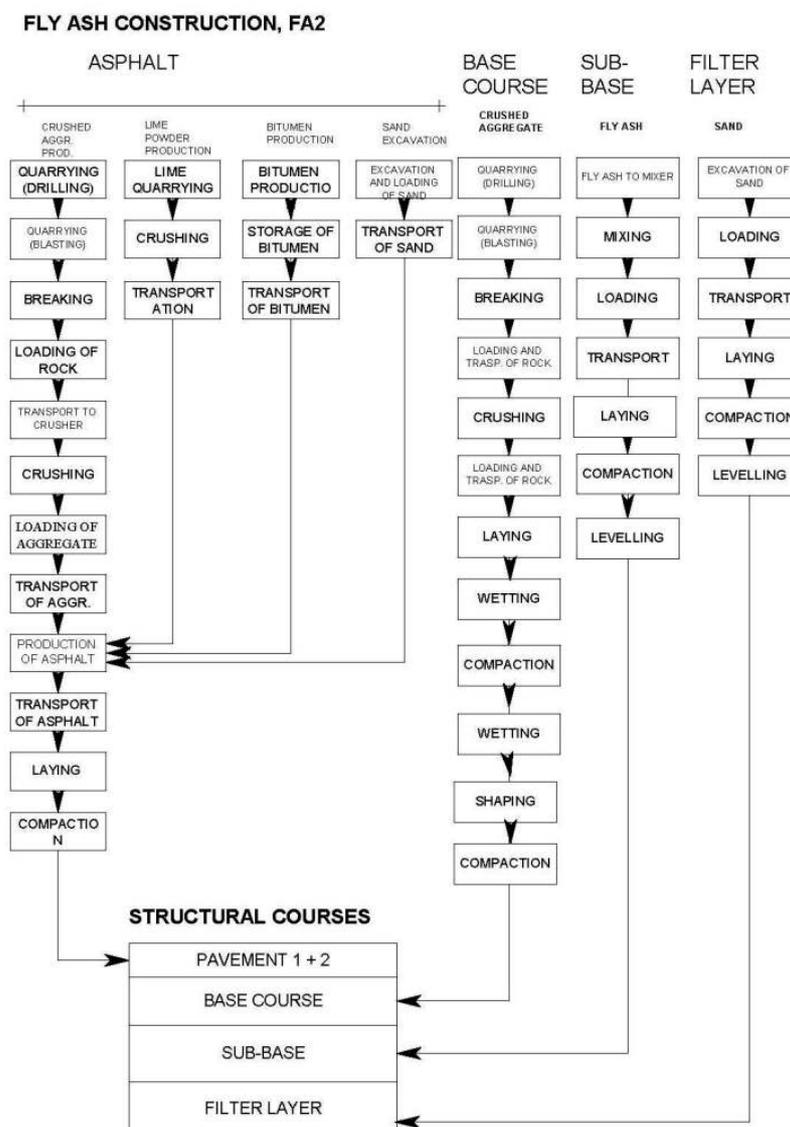


Figure 33 Etapes de construction de la section de route dans l'étude "Life Cycle Impacts of the use of industrial by-products in road and earth construction" concernant les cendres volantes

Tableau 40 Section de route considérée dans l'étude "Life Cycle Impacts of the use of industrial by-products in road and earth construction" concernant les cendres volantes

	CV1	CV2	CV3
1. Chaussée	50 mm asphalte et béton 16	160 mm asphalte et béton 20/120	160 mm asphalte et béton 20/120
2. Couche de base	150 mm – gravier concassé 0-35	150 mm – gravier concassé 0-35	150 mm – gravier concassé 0-35
3. Couche de fondation	650 mm – cendres volantes avec 2% de ciment	350 mm – cendres volantes avec 2% de ciment	350 mm – cendres volantes
4. Couche filtrante	200 mm – sable	200 mm – sable	200 mm – sable
5. Remblai	500 mm – sable	500 mm – sable	500 mm – sable

Résultats

Les principaux résultats d'inventaire sont résumés dans le tableau 41, avec les résultats pour le même tronçon de route réalisé entièrement avec des matières premières vierges et les émissions dues à l'utilisation de la route pendant 50 ans comme dans le cas des laitiers.

Tableau 41 Résultats d'inventaire de l'étude "Life Cycle Impacts of the use of industrial by-products in road and earth construction" concernant les cendres volantes

Catégorie de donnée	Unité	CV1	CV2	CV3	Route avec seulement matières vierges	Emissions dues à al circulation pendant 50 ans
Matières premières						
Granulat naturel		28700	31200	31000	46300	
Sous produits / Déchets	t/km route	12000	6410	6410	-	
Total		40700	37600	37400	46300	
Eau	t/km	-	450	450	760	
Consommation de combustibles fossiles	m ³ km	100	83	65	80	12700
Consommation d'énergie primaire	MWh/ km	1470	1250	1050	1160	120200
Emissions						
CO		1120	900	650	830	459000
NO		3800	3400	2900	3440	354000
Particules		360	310	260	315	22000
SO ₂	kg/km	610	530	440	460	4000
CO ₂		562	449	346	380	31500
COV		980	870	740	800	86000
Poussières (2–40 µm)		3020	8540	8540	14000	
Lixiviation au sol						
Sulfates		9000	5800	5800		
Chlorures		1100	580	580		
Molybdène	kg/km	29	17	17		
Vanadium		8	8	8		
Chrome		3,2	1,7	1,7		
Cuivre		0,057	0,035	0,035		

Cadmium		0,0009	0,0006	0,0006		
Bruit	dBA×h×10 00	158	161	160	246	

Remarques générales

Les remarques du cas des laitiers d'haut fourneau s'appliquent également à ce cas.

Déchets de construction / Technique routière

Auteur Centre for Social and Economic research on the Global Environment (CSERGE) [Craighill et al, 1999]
www.uea.ac.uk/env/cserge/pub/wp/wm/wm_1999_03.htm

Titre A Lifecycle Assessment and Evaluation of Construction and Demolition Waste

Statut « Working paper »

Objectif

Mettre au point une méthodologie ACV pour évaluer les impacts environnementaux de différentes méthodes de gestion des déchets de construction et démolition.

Champs d'étude

Le cycle de vie des déchets de construction et démolition et les scénarios étudiés sont les suivants :

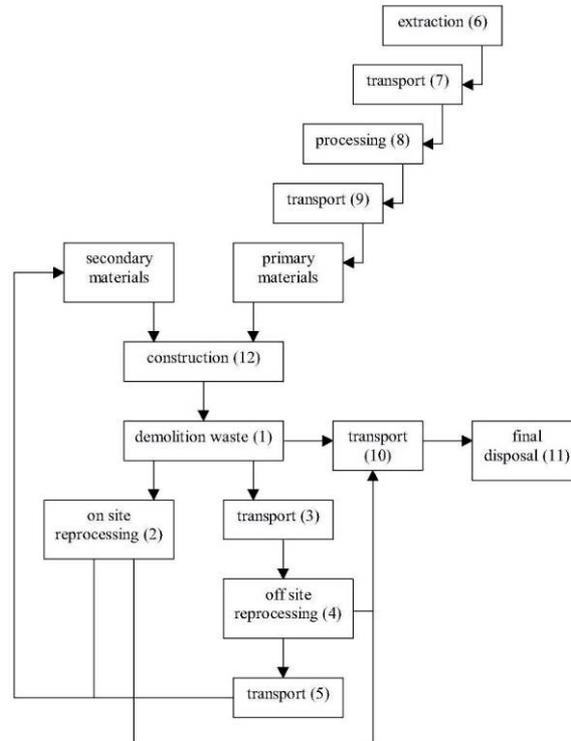


Figure 34 Champs de l'étude "Lifecycle Assessment and Evaluation of Construction and Demolition Waste"

Tableau 42 Scénarios étudiés dans l'étude "Lifecycle Assessment and Evaluation of Construction and Demolition Waste"

Scénarios	Déchets inertes à valoriser (t)	Déchets recyclés sur le site de production (t)	Déchets traités hors du site de production (t)	Déchets mis en CET (t)
1. Mise en CET	1000	0	0	1000
2. CET/recyclage	1000	0	500	500
3. Toute option	1000	333	333	334
4. Réutilisation/recyclage	1000	500	500	0
5. Réutilisation	1000	1000	0	0

Ces scénarios ont été modélisés à partir des données issues d'une enquête sur des sites existants d'extraction de minerais, de maintenance routière, de démolition des constructions et de recyclage. L'extraction concerne le sable et les graviers. Les activités de maintenance routière comprennent le remplacement de 30 cm de dalle de béton et le remplissage de cavités par des déchets de béton et de bitume ou du granite et le remplacement des trottoirs. Les activités de démolition concernent des constructions en bois et en briques et impliquent le concassage du béton et des briques pour la réalisation de parkings. Une partie du bois et des matériaux ferreux sont aussi réutilisés. Les activités de recyclage comprennent le transport, la sélection, le concassage et le lavage des déchets. Dans le rapport il est spécifié que :

- Le recyclage sur le site de production comprend le concassage des déchets inertes pour l'utilisation dans les fondations de nouvelles constructions ou en technique routière et les étapes de transport. Aucune précision sur ces opérations n'est donnée.
- Lors de la mise en CET, les émissions de méthane et de lixiviat ne sont pas considérées.

Le champ de l'étude n'est pourtant pas clair car :

- Aucune Unité Fonctionnelle n'est précisée.
- La composition des déchets inertes à valoriser, les flux et les opérations considérées dans les différents scénarios ne sont pas explicités clairement.

Résultats

L'évaluation des impacts a été réalisée par une approche de type « problème » qui pourtant ne correspond pas à l'état de l'art. Les résultats sont résumés dans le tableau ci-dessous.

Tableau 43 Résultats d'inventaire de l'étude "Lifecycle Assessment and Evaluation of Construction and Demolition Waste"

Catégorie d'impact	Scénario 1 (CET)	Scénario 2 (CET/recyclage)	Scénario 3 (toute option)	Scénario 4 (Réutilisation/recyclage)	Scénario 5 (Réutilisation)	Unité par t de déchets de démolition
Matières premières	1,05	0,56	0,39	0,06	0,05	t
Consommation d'eau	352,84	194,68	135,89	27,08	17,64	l
Energie primaire	173,33	159,58	120,71	93,99	41,51	MJ
Volume en CET	0,51	0,27	0,19	0,03	0,03	m ³ net

Utilisation du territoire	8	10	11	11	9	Points
Impact visuel	8	12	14	14	11	Points
Bruit	8	11	13	13	10	Points
Particules	0,02	0,02	0,01	0,01	0	Kg
Effet de serre	12,6	11,38	8,59	6,56	2,92	Kg CO ₂ éq,
Eutrophisation	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	Kg phosphate éq,
Acidification	0,16	0,14	0,11	0,08	0,04	Kg SO ₂ éq,
Formation de photo oxydants	6,7 10 ⁻⁶	7,2 10 ⁻⁶	5,5 10 ⁻⁶	4,8 10 ⁻⁶	2,1 10 ⁻⁶	Kg éthylène éq,
Toxicité (air)	0,18	0,16	0,12	0,09	0,04	Kg
Toxicité (eau)	1,1 10 ⁻⁵	1,1 10 ⁻⁵	8,3 10 ⁻⁶	7,1 10 ⁻⁶	3,1 10 ⁻⁶	
Ecotoxicité aquatique	7,2 10 ⁻⁴	7,2 10 ⁻⁴	5,5 10 ⁻⁴	4,7 10 ⁻⁴	2,0 10 ⁻⁴	
Transport routier	6,05	6,57	4,53	3,74	0,35	Km
Odeurs	1,6 10 ⁻¹¹	1,0 10 ⁻¹¹	8,2 10 ⁻¹²	4,3 10 ⁻¹²	3,8 10 ⁻¹²	m ³

Remarques générales

L'étude ne correspond pas à l'état de l'art ACV actuel. Le rapport n'explique pas plusieurs éléments essentiels à la compréhension et à l'interprétation des résultats (unité fonctionnelle, processus élémentaires, ...). Le champ d'étude semble être centré sur les quantités de déchets valorisés alors qu'un scénario ACV de valorisation doit surtout considérer les fonctions remplies par les produits obtenus par la valorisation (par exemple une route).

Auteur

VTT Finlande – www.vtt.fi [Mroueh et al, 1999]

Titre

Life Cycle Impacts of the use of industrial by-products in road and earth construction

Objectif

Mettre au point une méthodologie ACV pour l'évaluation des impacts environnementaux relatifs à la construction, utilisation, maintenance et fin de vie d'une route contenant des déchets de béton de construction (DC) en sous-couche.

Champs d'étude

L'unité fonctionnelle est 1 km de route. Deux types de routes sont considérées (DC1 et DC2), ayant la même section présentée dans la figure 31 et les compositions listées dans le tableau 44.

Tableau 44 Section de route considérée dans l'étude "Life Cycle Impacts of the use of industrial by-products in road and earth construction" concernant les déchets de construction

	DC1	DC2
1. Chaussée	160 mm asphalte et béton 20/120	80 mm asphalte et béton 20/120
2. Couche de base	100 mm – déchets de béton concassés 0-50	200 mm – gravier concassé 0-50
3. Couche de fondation	350 mm – déchets de béton concassés	200 mm – déchets de béton concassés
4. Couche filtrante	550 mm – sable	450 mm – sable
5. Remblai	500 mm – sable	500 mm – sable

Résultats

Les résultats disponibles sont listés dans le Tableau ci dessous.

Tableau 45 Résultats d'inventaire de l'étude "Life Cycle Impacts of the use of industrial by-products in road and earth construction" concernant les déchets de construction

Catégorie de donnée	Unité	DC1	DC2	Route avec seulement matières vierges	Emissions dues à al circulation pendant 50 ans
Matières premières					
Granulat naturel		37800	33200	46300	
Sous produits / Déchets	t/km route	8860	14100	-	
Total		46650	47350	46300	
Eau	t/km	340	540	760	
Consommation de combustibles fossiles	m ³ /km	76	63	80	12700
Consommation d'énergie primaire	MWh/ km	1150	793	1160	120200
Emissions					
CO		800	760	830	459000
NO		3300	2600	3440	354000
Particules		300	250	315	22000
SO ₂	kg/km	450	280	460	4000
CO ₂		373	263	380	31500
COV		790	550	800	86000
Poussières (2–40 µm)		4200	3800	14000	
Lixiviation au sol					
Sulfates		7100	9900		
Chlorures		180	270		
Chrome	kg/km	1,2	1,7		
Cuivre		0,66	0,85		
Aluminium		0,097	0,11		
Bruit	dBA×h×1000	229	232	246	

3.5.2 Etudes EDR

Le risque associé avec les scénarios d'utilisation des déchets minéraux (dans la plupart des cas utilisés en BTP) est dû principalement au contact avec l'eau qui détermine la lixiviation et la migration des polluants à partir de l'ouvrage vers les milieux de l'environnement (sol, eaux de surface, eaux souterraines). L'exposition des cibles vivantes est faite via ces milieux contaminés.

D'autres voies d'exposition telles que l'inhalation, l'ingestion et le contact cutané direct avec le matériau solide sont possibles surtout dans la phase de construction de l'ouvrage et le transport du déchet. Dans ce cas, c'est le contenu en substances toxiques dans le matériau solide qui doit être pris en compte (la toxicité du matériau lui-même).

Les études existantes prennent en compte la **vie en œuvre** du couple matériau/scénario et s'intéressent à la contamination des milieux environnementaux (par transport des polluants dans un milieu aqueux) comme voies possibles d'exposition des cibles vivantes.

MIOM en sous-couche routière. Projet « SVDU »

Partenaires	CREED, LCPC, BRGM, ITASCA, SVDU, ADEME, SODEVEC
Titre	Evaluation de l'impact environnemental de l'utilisation des mâchefers d'incinération d'ordures ménagères en sous-couche routière
Statut	Projet d'étude, 2003

Objectifs

Mise au point d'un modèle permettant de prédire l'impact environnemental à long terme de l'utilisation des MIOM V en sous-couche routière, en se focalisant sur le transfert des polluants du terme source vers les sols et les ressources en eau souterraines.

Le champ d'étude et le type de résultats obtenus sont décrits dans la fiche jointe. Ci-dessous quelques précisions concernant la méthodologie et les outils employés.

L'étude est divisée en deux parties :

- La source de pollution : elle est identifiée dans l'ouvrage, précisément dans la couche de MIOM. L'approche utilisée pour estimer son comportement à la lixiviation sous l'influence des facteurs environnementaux (pluviométrie, CO₂, saturation en eau, qualité de la structure de route) est celle de la norme EN12920.
- Le transfert des polluants vers les cibles identifiées (le sol et la nappe phréatique) : une approche basée essentiellement sur la modélisation, sans validation sur le terrain.

Plusieurs sous-scénarios ont été définis selon les facteurs d'influence :

- le type de climat (océanique et méditerranéen)
- caractéristique de l'ouvrage (état de dégradation du revêtement de la chaussée et géométrie de la route influençant la capacité de stockage de l'eau à la surface de la chaussée)
- nature des sols encaissants (sableux, limoneux, argileux)
- sens d'écoulement de la nappe phréatique (parallèle ou perpendiculaire à la route).

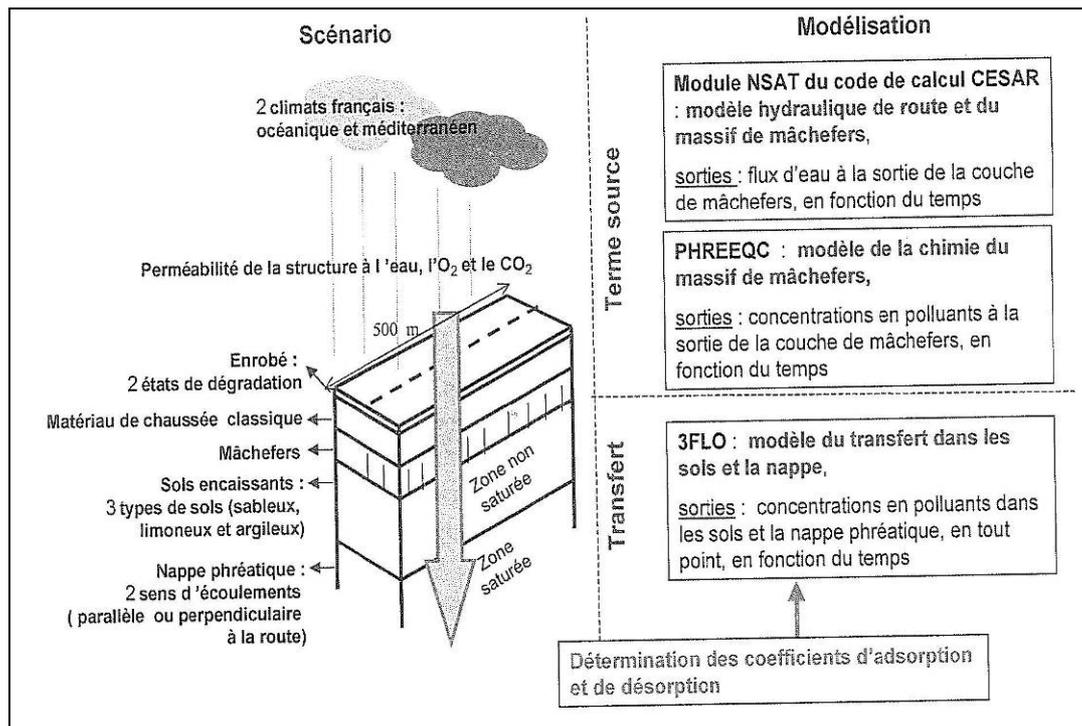


Figure 35 Modèle du scénario route [SVDU, 2003]

Les polluants suivis : Ba, Cd, Cu, Ni, Mo, Pb, Zn, Cl⁻, SO₄⁻².

Ci-dessous nous précisons les outils expérimentaux et de modélisation employés.

Modèles expérimentaux

Source :

- Données bibliographiques expérimentales de lixiviation (laboratoire et pilote) ;
- Caractérisation minéralogique ;
- Suivi de pilotes de terrain (concentration des éléments relargués en fonction du temps)

Transfert :

- Etude de la rétention des polluants sur le sol, essais en colonne de percolation avec des jus de MIOM synthétiques et plusieurs types de sols

Modèles théoriques

Source :

- infiltration de l'eau dans la chaussée (logiciel CESAR-LCPC)
- couplage géochimie-transport dans la couche de MIOM (logiciels MACHEF et PHREEQC)

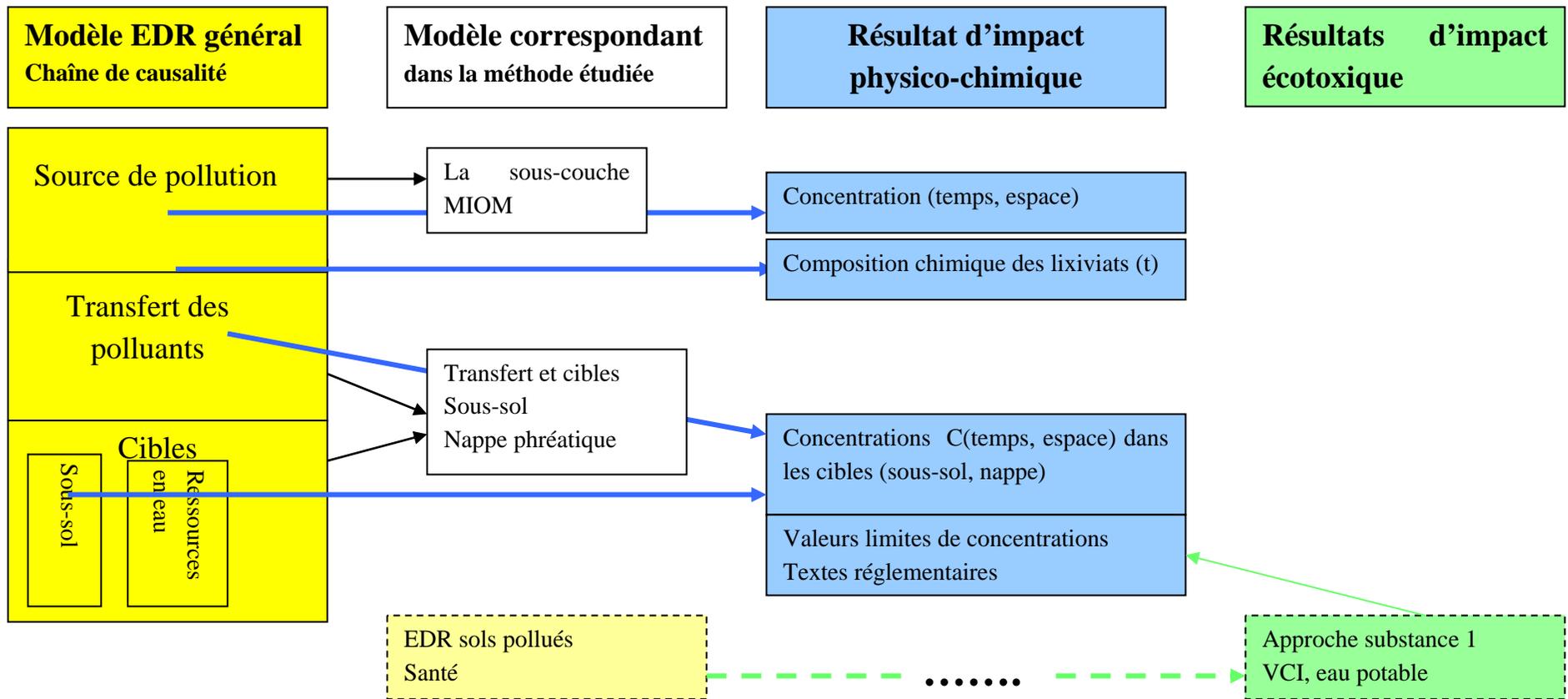
Transfert

- calcul de la dispersion des polluants dans le sous-sol et dans l'aquifère en utilisant des facteurs de retard pour les polluants, facteurs déterminés expérimentalement (considération des réactions chimiques seulement sur un exemple). Logiciel utilisé : 3FLO

L'estimation de l'impact environnemental a été réalisée en comparant les valeurs de concentration des polluants dans les milieux ciblés sol et nappe (approche substance) avec des valeurs de référence. Le choix de ces valeurs c'est porté sur les VCI et sur la réglementation des eaux destinées à la consommation humaine à l'exclusion des eaux minérales (on remarque l'approche risque sanitaire, pas d'estimation du risque écotoxique).

Figure 36 MIOM en sous-couche routière. Projet « SVDU »

Domaine d'application	MIOM « V »	Prise en compte du temps	Oui, Evolution des concentrations sur 20 ans
Scénarios	Sous-couche routière dans une structure de route complète et Infiltration de l'eau de pluie Plusieurs sous-scénarios définis selon les facteurs d'influence	Etape du cycle de vie	Vie en œuvre
Milieux récepteurs	Nappe phréatique Sous-sol	Remarque	Scénarios réalistes mais fictifs



MIOM stabilisés en comblement de carrière. Projet « CAEN »

Partenaires INERTEC, SOLETANCHE-BACHY, ADEME
Titre Evaluation de l'impact environnemental de l'utilisation des mâchefers d'incinération d'ordures ménagères en sous-couche routière
Statut réalisation industrielle (1996-1997) et étude d'impact (1996-2002)

Objectifs

Trouver des nouvelles voies de valorisation des MIOM – le confortement de carrières souterraines à l'aide de mortiers de mâchefers stabilisés. Réaliser une opération industrielle innovante : mettre au point un traitement chimique du déchet (la stabilisation) et optimiser la rhéologie du nouveau matériau pour pouvoir être pompé ou coulé dans la carrière. Démontrer les performances environnementales du scénario.

Le champ de l'étude d'impact environnemental et le type de résultats obtenus sont décrits dans la fiche suivante. Le schéma du scénario est présenté dans la figure ci-dessous.

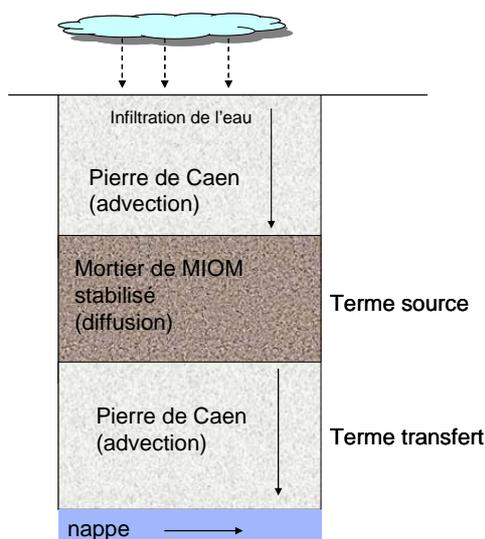


Figure 37 Le modèle du scénario

La méthodologie suivie est celle de la norme EN12920. Les résultats d'étude du comportement à la lixiviation du matériau dans l'ouvrage (application de la norme) ont été utilisés ensuite pour prédire les concentrations des polluants dans la nappe.

Les facteurs d'influence du scénario pris en compte sont le taux d'infiltration de l'eau et la pluviométrie.

Modèles expérimentaux

Source :

- Caractérisation minéralogique ;
- Essais de lixiviation statiques et dynamiques (soxhlet modifié) au laboratoire

Suivi sur site des concentrations dans les eaux de percolation du matériau, les eaux de ruissellement sur le mortier et dans la nappe.

Modèles théoriques

Source :

- extrapolation à partir de résultats de laboratoire
- couplage géochimie-diffusion (conditions à l'interface monolithe/lixiviant très simplifiées) (modèle SIMPSPEC-INERTEC)

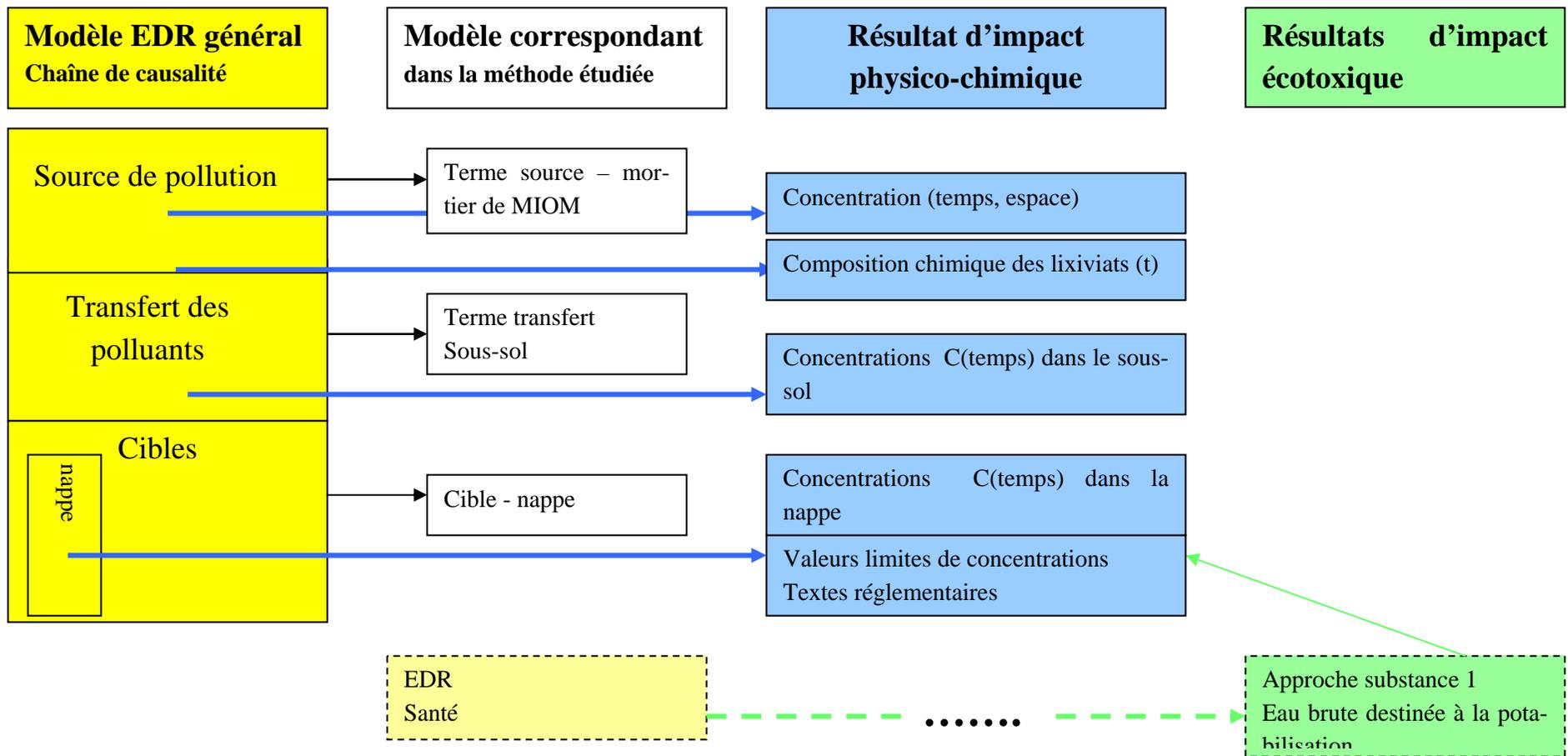
Transfert

- calcul du transport non réactif 1D pour 2 polluants : Cl et Zn.

L'estimation de l'impact environnemental a été réalisée en comparant les valeurs de concentration des polluants dans la nappe avec des valeurs normalisées pour une eau brute destinée à la production d'eau potable. Les seuls polluants détectés sont Cl et SO₄ à de niveaux de concentrations bien inférieurs aux seuils normalisés.

Figure 38 MIOM stabilisés en comblement de carrière. Projet « CAEN »

Domaine d'application	MIOM « V » stabilisés	Prise en compte du temps	Oui
Scénarios	Comblement de carrière. Infiltration de l'eau de pluie	Etape du cycle de vie	Vie en œuvre
Milieux récepteurs	Nappe phréatique	Remarque	Scénario réel



Déchets minéraux en travaux publics. Projet « RPT »

Partenaires	MEDD, ADEME, BRGM, CETE Lyon, INERIS, INSA LYON – POLDEN
Titre	RPT – Orientation vers différents scénarios de stockage et d'utilisation (plusieurs rapports ont été produits, nous nous basons ici sur le rapport final 2002 de POLDEN, cf. références bibliographiques)
Statut	études et travaux réglementaires

Objectifs

Elaboration d'une réglementation unifiée concernant l'orientation des résidus de process thermiques (et autres déchets de nature minérale) vers différents scénarios d'utilisation en travaux publics.

Champ de l'étude

Deux scénarios ont été retenus : le remblai et la sous-couche en structure de route, ces deux ouvrages ayant des géométries différentes et étant soumis à des taux d'infiltration de l'eau de pluie différents (plus élevé en remblai car non couvert).

Huit types de déchets considérés comme potentielles matières premières secondaires (déchet ayant ou non subi un prétraitement en vue de son utilisation) ont été étudiés. Pour chaque type de déchet plusieurs déchets de provenances différentes ou ayant subi un prétraitement ont été considérés.

La démarche d'évaluation de l'acceptabilité d'un couple déchet-scénario est basée sur une batterie restreinte de tests de lixiviation et sur de valeurs seuils d'acceptabilité.

La procédure d'orientation d'un déchet vers un scénario donnée (et implicitement d'évaluer l'impact environnemental potentiel) est présentée dans trois logigrammes (figures 39a, b, c). Cette procédure a deux niveaux : standard et approfondi. Le choix de la procédure à suivre est fait dans une étape préliminaire destinée à vérifier si le déchet est apte pour une valorisation (non dangereux, type RPT – manque de matière organique) ou il doit être éliminé. La procédure standard (dont les conditions d'orientation sont données dans le 1er logigramme) est basée uniquement sur des résultats des tests de lixiviation et de seuils préétablis. La procédure approfondie n'a pas fait l'objet de la présente étude, elle devrait correspondre à une méthode EDR appropriée telle que la méthode de l'Ecocompatibilité.

Nous présentons cette approche dans ce chapitre destiné aux différentes études et non pas dans le chapitre destiné aux méthodes EDR pour les raisons suivantes :

- ce projet abouti à une proposition de seuils d'acceptabilité des déchets en scénarios d'utilisation (procédure standard) et non pas à une méthode EDR (soit elle même « incomplète ») ; la procédure a été arrêtée avant sa finalisation ;
- une base de données de lixiviation a été obtenue concernant plusieurs déchets ;
- une démarche d'évaluation des impacts (étude du terme source et modélisation du transfert dans les milieux) a été appliquée à ces déchets afin d'aboutir à une méthode simple permettant la comparaison directe des propriétés du déchet avec des valeurs limites. Donc c'est l'étude en elle-même et les conclusions tirées sur les déchets étudiés qui présentent un intérêt pour nous.

Les outils employés lors de l'étude des différents déchets et scénarios sont listés ci-dessous.

Modèles expérimentaux

Source : essais de lixiviation de laboratoire :

- fraction maximale mobilisable (FMM),
- essai d'influence du pH méthode ANC,
- test de lixiviation sur monolithe,
- test de percolation ascendante en colonne.

Modèles théoriques

Source :

- extrapolation à partir de résultats de laboratoire vers l'échelle du terrain; le ratio L/S est le paramètre clé du changement d'échelle ;
- modélisation du transfert d'eau à l'intérieur des ouvrages en prenant en compte l'influence de différents facteurs;
- le couplage géochimie-transport (modèle INSA-LAEPSI) a été utilisé pour un seul déchet, lors de la mise en place de la méthode.

Transfert :

- calcul du transport non réactif 3D dans le sous-sol et la nappe ;
- des facteurs d'atténuation des concentrations de polluants ont été estimés aux points de conformité (POC) situés dans la nappe (20m et 200m en aval de l'ouvrage).

Les facteurs d'influence pris en compte dans la modélisation sont :

- la direction d'écoulement (route parallèle à la nappe et route perpendiculaire à la nappe), situation géographique (drainage par une rivière) ;
- la pluviométrie

La fiche jointe résume le type de résultats en termes d'impact obtenus lors de l'étude.

Exemple d'application – déchets de démolition

Lors du programme RPT, l'ADEME a fourni de données relatives à quatre déchets de démolition de provenance différente. Seulement pour deux d'entre eux la démarche a pu être appliquée jusqu'au but (données suffisantes). Dans le cas des scénarios standard définis et en utilisant les résultats des essais de lixiviation, la procédure a donnée comme résultat l'orientation vers l'élimination de l'un (apparemment très riche en CaSO_4 - plâtre) et vers l'utilisation de l'autre. Les déchets de démolition ont des compositions très diverses de part leur provenance. Leur valorisation et l'impact environnemental associé doivent être étudiés au cas par cas.

Logigramme de la procédure d'orientation des résidus de procédés thermiques

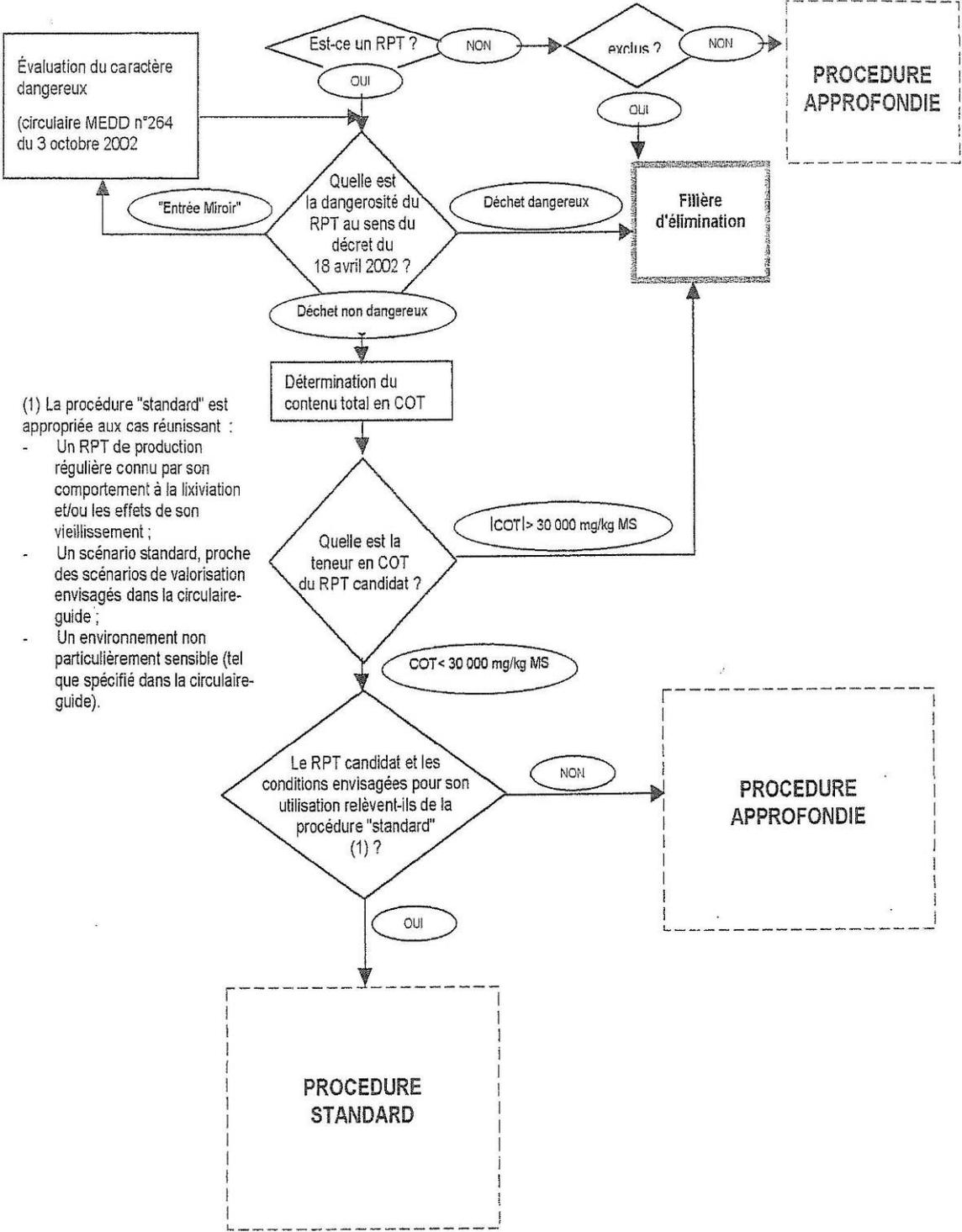


Figure 39a Etape préliminaire [POLDEN, 2002]

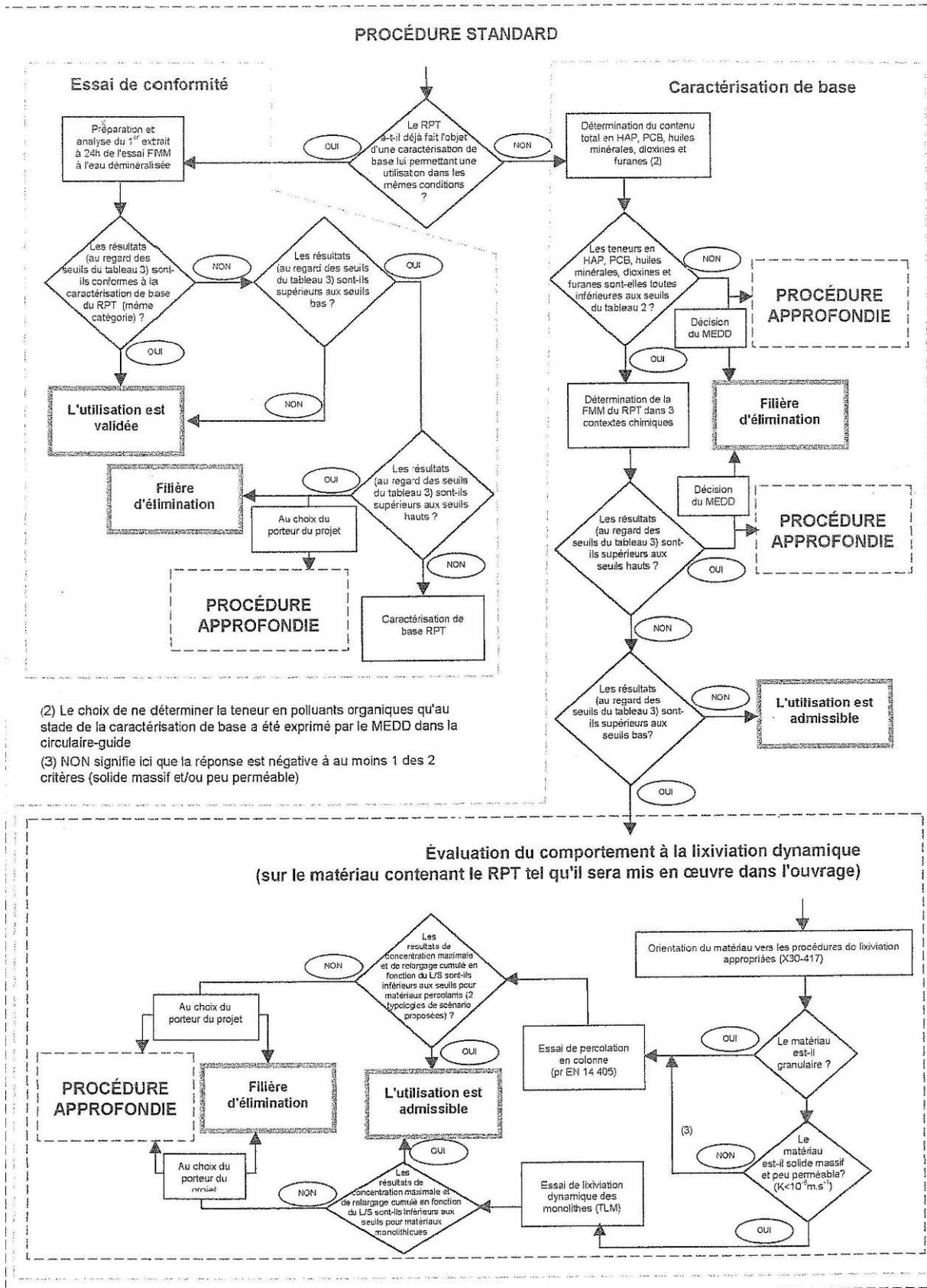


Figure 39b. Procédure Standard [POLDEN, 2002]

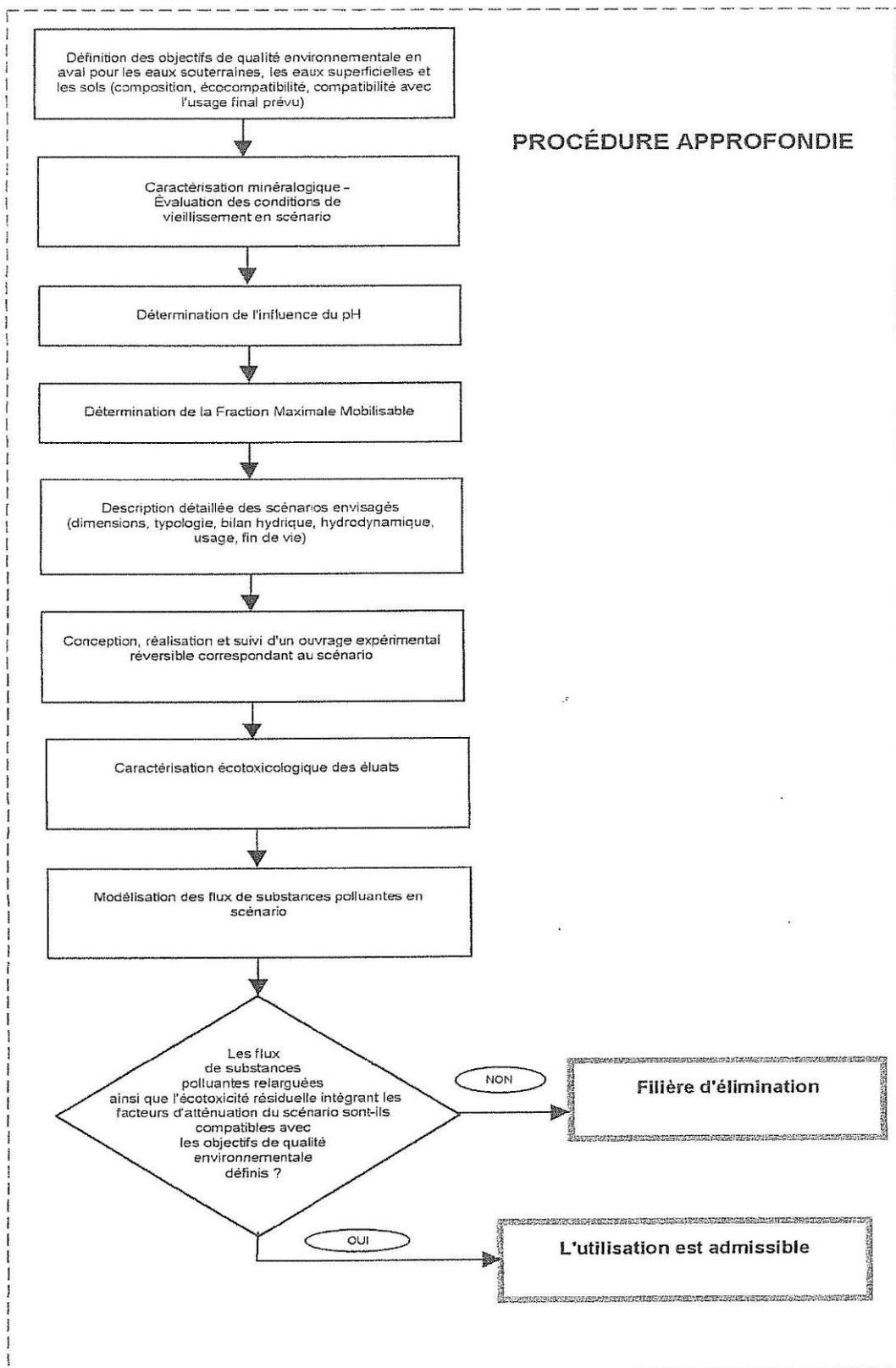
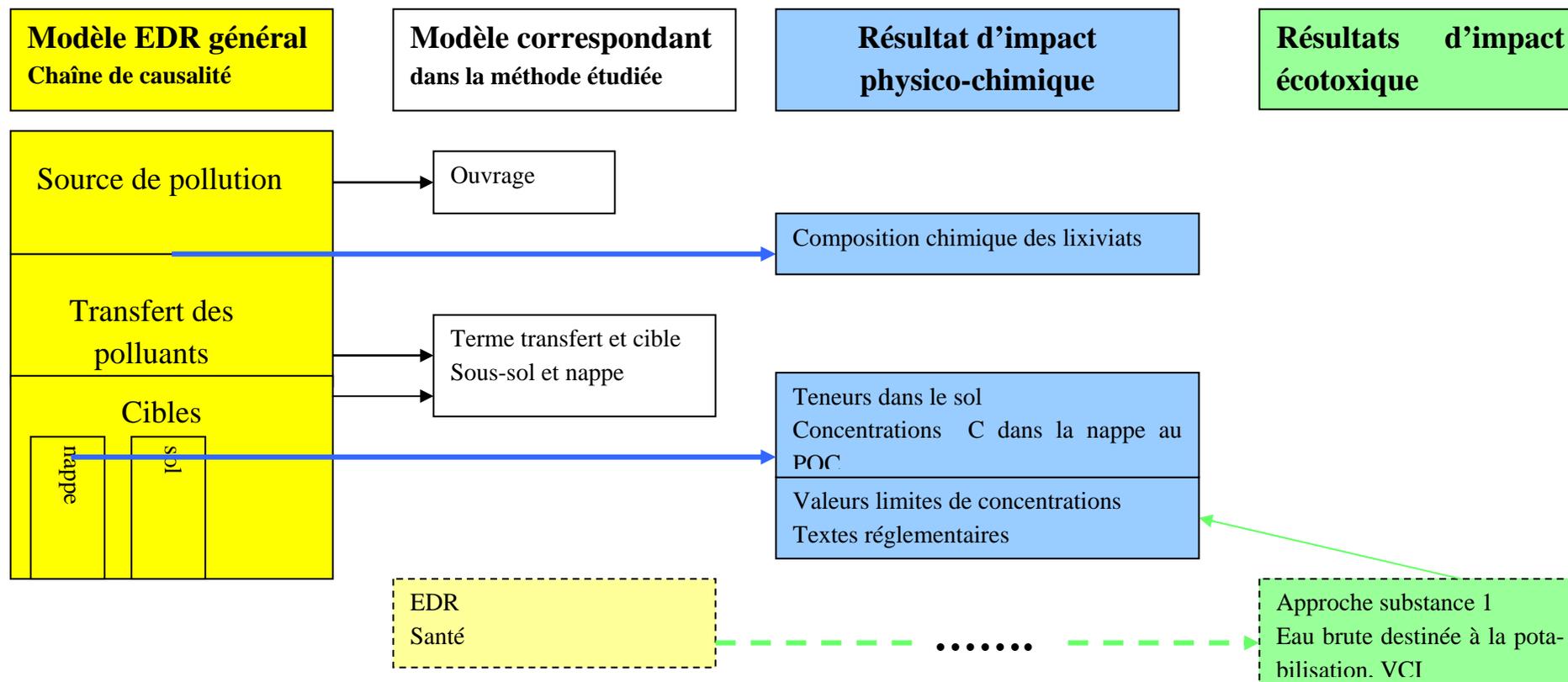


Figure 39c. Procédure approfondie [POLDEN, 2002]

Figure 40 Déchets minéraux en travaux publics. Projet « RPT »

Domaine d'application	Déchets minéraux de type RPT : déchets de démolition, MIOM, cendres d'incinération de boues de STEP, scories, laitiers HF, sables de fonderie, REFIOM stabilisé, cendres volantes de charbon	Prise en compte du temps	Oui
Scénarios	Sous-couche routière (base, forme, fondation) Remblai	Étape du cycle de vie	Vie en œuvre
Milieux récepteurs	Nappe phréatique, sous-sol	Remarque	Scénarios réalistes mais fictifs



Cendres volantes de charbon. Projet « SNET/EDF » et « région Rhône-Alpes »

Partenaires	SNET, EDF, INSA Lyon (POLDEN et LAEPSI), ENTPE (LES), région Rhône-Alpes, ADEME
Titre	Etude de l'impact sur l'environnement de l'utilisation des cendres silico-alumineuses de centrales thermiques au charbon en technique routière.
Statut	thèse Rakotoarisoa (1999-2003), thèse Barthet (2000-2003), étude POLDEN (1997-2000)

Objectifs

Etudier le comportement à la lixiviation des cendres volantes de charbon de diverses provenances et prédire le relargage des polluants en scénario. Etudier les effets écotoxiques des percolats issus de couches compactées à base de cendres volantes de charbon.

Champ d'étude

L'ensemble des travaux réalisés sur plusieurs cendres volantes silico-alumineuses a consisté en :

Etude1 : Application des tests de lixiviation normalisés afin d'identifier la typologie de comportement de ces cendres et les positionner vis-à-vis d'un référentiel (procédure RPT) pour la valorisation – voir RPT. Les résultats sont décrits dans le rapport final POLDEN, 2000.

Etude2 : Application de la méthode EN12920 pour l'évaluation du comportement en scénario de deux cendres de typologie différente. Les études expérimentales en laboratoire et la modélisation des résultats ont été complétées par le suivi de deux pilotes de terrain (planches de cendres compactées non traitées) et la modélisation des observations sur pilote [Rakotoarisoa, 2003].

Etude3 : Mise au point de bio-essais pour la caractérisation de l'écotoxicité des lixiviats provenant de matériaux compactés à base de cendres volantes de charbon ayant différentes formulations et comparaison des résultats obtenus pour ces formulations [Barthet, 2003].

Nous traitons ici les études 2 et 3.

La méthodologie suivie dans l'**étude 2** est donc celle de la norme EN12920, appliquée avec les outils expérimentaux et de modélisation suivants.

Modèles expérimentaux

Source :

- Caractérisation minéralogique et contenu total des éléments ;
- Essais de lixiviation en batch: cinétique d'atteinte des équilibres de dissolution, influence du pH, influence du ratio L/S.
- Essais dynamiques (influence de facteurs du scénario) de lixiviation : test sur matériau granulaire compacté, percolation ascendante en colonne saturée.
- Etudes hydrodynamiques en milieux saturés et non saturés.
- Suivi sur site (18 mois) des concentrations dans les eaux de percolation des planches de cendres compactées.
- Essais de lixiviation (CNA) sur matériaux vieillis en pilote (40 mois).

Modèles théoriques

Source :

- modélisation géochimique appliquée aux résultats de laboratoire ;

- modélisation des transferts : diffusion et advection-dispersion à l'échelle du laboratoire et pilote ;
- modélisation couplée géochimie-transferts pour les colonnes de percolation et pour le pilote.

Prise en compte de facteurs d'influence d'une manière quantitative : le CO₂ atmosphérique ; qualitative – les alternances pluviométriques.

L'étude 3 concerne de lysimètres à base de cendres traitées par liant hydraulique, graves-cendres-bitume et grave-cendres-liants hydraulique.

Les percolats, contenant des métaux lourds, Cl, SO₄, As, et un pH allant du neutre au basique, obtenus pendant 5 mois en conditions d'arrosage artificiel, ont été soumis à de bio-essais (effets sur le métabolisme) :

- activité phosphatase alcaline, activité estérase de *Chlorella vulgaris*
- activité phosphatase acide, activité estérase de *Saccharomyces cerevisiae*
- croissance des algues
- intégrité des cellules

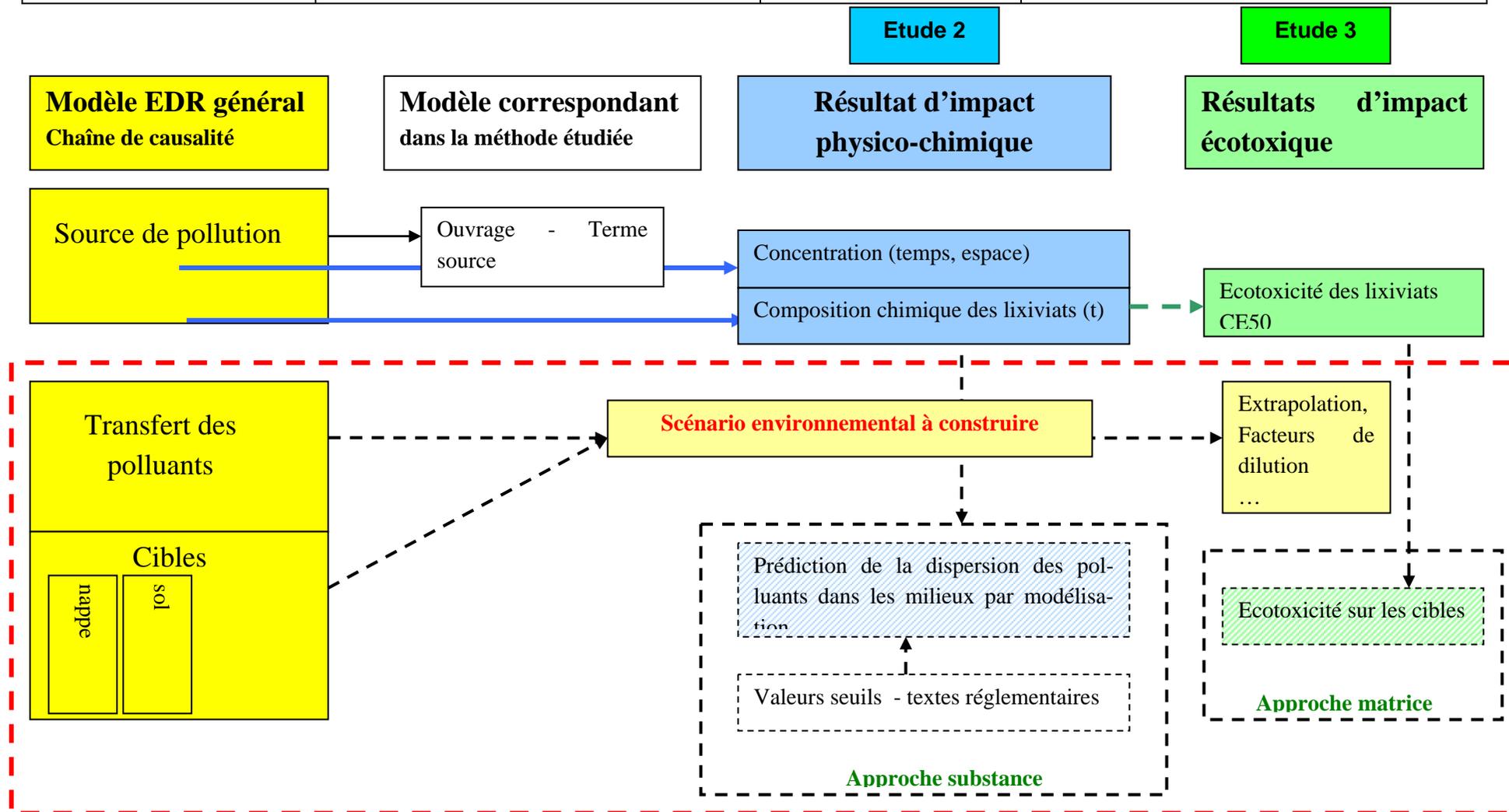
Ces tests ont été appliqués dans le but de développer par la suite des biocapteurs de pollution dans les écosystèmes et ils ne correspondent pas à de tests normalisés d'écotoxicité. Cependant leurs réponses se sont avérées différentes et sensibles à la composition des lixi-viats. Ce type d'essais peut être utilisé dans une approche EDR type matrice impliquant une définition précise du scénario et de l'écosystème concerné.

Cet ensemble d'études sur les cendres volantes ont produit une quantité importante de résultats expérimentaux et de modélisation. Malheureusement, ces études étant trop dispersées et manquant de corrélation et cohérence, les résultats ne peuvent pas être utilisés pour l'évaluation d'un impact environnemental dans un scénario précis.

Dans la fiche suivante, le principe des deux études a été schématisé ainsi que le type de résultats obtenus, en faisant abstraction de l'impossibilité pratique de la mise ensemble des résultats obtenus. Nous avons figuré également la finalité potentielle de ces études en employant la modélisation pour générer de données d'impact (les éléments encadrés en pointillés).

Figure 41 Cendres volantes de charbon. Projet « SNET/EDF » et « région Rhône-Alpes »

Domaine d'application	Cendres volantes de charbon, graves-cendres	Prise en compte du temps	Oui
Scénarios	Remblais non protégé	Etape du cycle de vie	Vie en œuvre
Milieux récepteurs		Remarque	Scénario étudié confondu avec le pilote de terrain (thèse de Rakotoarisoa)



Cendres volantes de UIOM – technique routière. Projet « REVASOL »

Partenaires	Solvay, ADEME, Bertin Technologies, BRGM, LMDC Toulouse, EMAC, POL-DEN, Eurovia, LRPC Nancy, LCPC
Titre	Cendres volantes d'UIOM traitées utilisées comme filler dans des graves ciments en couche de base– évaluation des performances techniques et environnementales.
Statut	Projet d'étude, 1999-2003, partie d'une série d'études destinées à la mise au point de procédés de valorisation de cendres volantes d'UIOM

Objectifs

Evaluation des performances techniques et environnementales de l'utilisation des cendres volantes d'UIOM traitées par phosphatation (procédé NOVOSOL) en sous-couche routière.

Champ d'étude

Seulement une partie du projet est prise en compte ici, il s'agit du suivi du pilote de terrain. L'ensemble des études a été mené en accord avec la méthodologie de la norme EN12920 pour l'étude du terme source. Cependant, les résultats obtenus (laboratoire, lysimètres) ne donnent pas un aperçu suffisant et encore moins corrélable aux données de terrain.

Une planche de route expérimentale a été réalisée avec le nouveau matériau dans sa constitution. L'eau de pluie infiltrée a été recueillie et analysée sur une année. En parallèle, une route de construction identique mais avec des matériaux traditionnels a été suivie (route témoin). Le pH et les concentrations des polluants ont été mesurés dans les percolats des deux routes. Parmi les polluants suivis pour les deux pilotes (route avec déchet et route témoin), le SO_4^{2-} et le Cr montrent un niveau de relargage plus élevé pour la route contenant le déchet.

Modèles expérimentaux

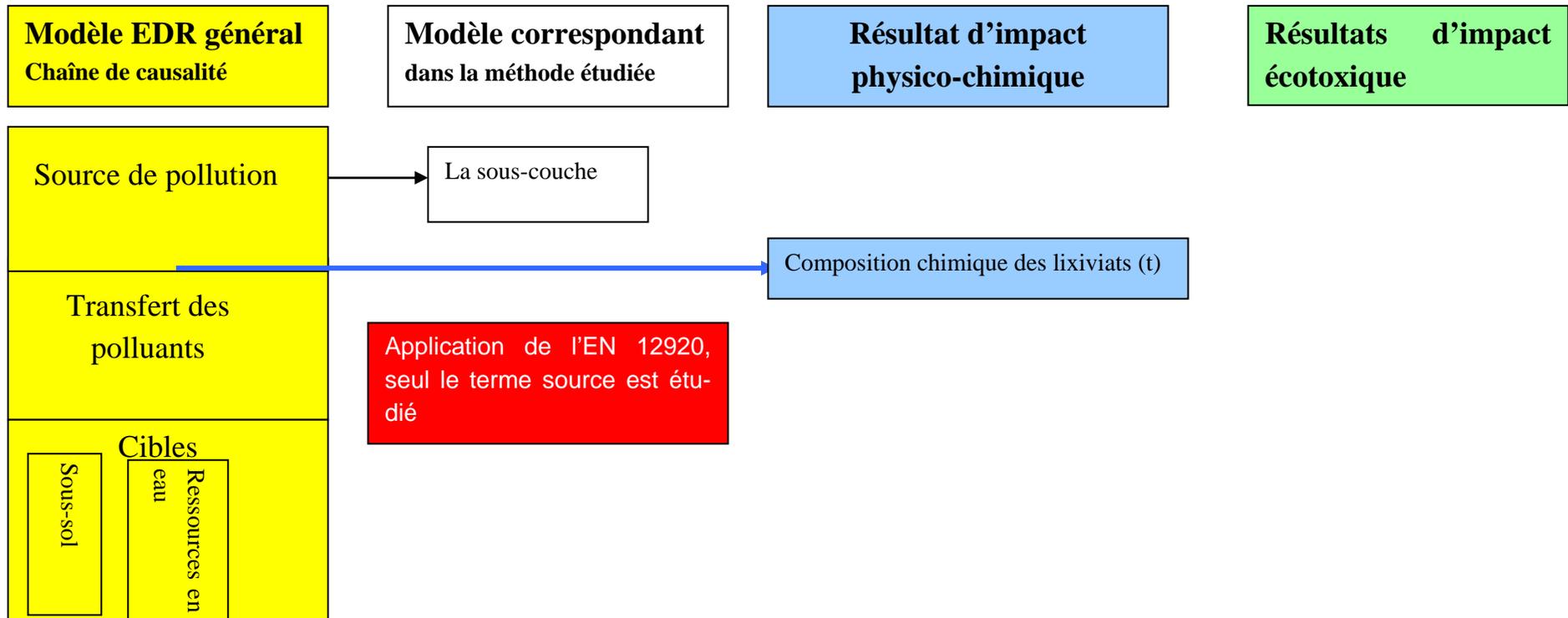
Source :

- Suivi de pilotes de terrain (concentration des éléments relargués en fonction du temps)

Pas d'évaluation des impacts environnementaux.

Figure 42 Cendres volantes de UIOM – technique routière. Projet « REVASOL »

Domaine d'application	Cendres volantes de UIOM traitées	Prise en compte du temps	Oui
Scénarios	Sous-couche routière. Infiltration de l'eau de pluie	Etape du cycle de vie	Vie en œuvre
Milieux récepteurs		Remarque	Scénario réaliste, pilote terrain



**Programme Ecocompatibilité des déchets, phase expérimentale, scénario 1 et 2.
MIOM en sous-couche routière.
Scories de seconde fusion du Pb maturées en tas**

Partenaires ADEME, POLDEN, LAEPSI (INSA de Lyon), URGC(INSA de Lyon), CERED, Universités de Rennes, de Savoie, Lyon I
Titre Programme de recherche sur l'écocompatibilité des déchets. Phase expérimentale
Statut Projet d'étude débuté en 1997

Objectifs

Mise au point d'une méthodologie environnementale évaluant l'écocompatibilité des scénarios de valorisation ou de stockage des déchets, c'est à dire l'acceptabilité par les milieux récepteurs des flux de polluants émis par les déchets dans le contexte, physique, hydrogéologique, physico-chimique... dans lequel ils sont valorisés ou stockés.

Application de cette méthodologie pour des MIOM « V » en technique routière et pour des scories de seconde fusion du plomb stockées en tas.

Champ d'étude

L'étude est divisée en trois parties :

- terme source : MIOM « V » valorisés en technique routière et scories de 2nde fusion du plomb stockées en tas. Le principal vecteur des polluants est l'eau : eau de pluie ou de ruissellement.
- terme transport : étude du transport des solutés à travers trois types de sols (deux argiles et un limon)
- terme cible : évaluation des impacts sur les écosystèmes aquatiques superficiels (différents niveaux trophiques, différents groupes fonctionnels, différents milieux de vie) et sur les sols (flore et micro-organismes).

Modèles expérimentaux

L'étude expérimentale se découpe en une étude au laboratoire destinée à une modélisation du comportement des déchets et de leurs impacts sur les milieux récepteurs et une étude de terrain (pilotes pour le terme source, transfert sur une parcelle de sol, prairies expérimentales et rivière artificielle pour le terme cible) destinée à la validation des estimations réalisées précédemment.

- Terme sources : essais paramétriques (contexte physico-chimique, biologique...) et essais de simulation sur des colonnes de percolation afin de modéliser les flux de polluants. Les essais de simulations fournissent aussi les lixiviats pour l'étude des termes cibles et transport. L'essai intégral (sur pilote) permet de valider la modélisation du terme source et de fournir les lixiviats pour la validation de l'évaluation de l'impact. Une étude de l'écotoxicité des lixiviats a été réalisée via des tests « classiques » (Microtox, mutatox, test algues, tests daphnies)
- Terme transport : études de la migration des polluants dans des colonnes de sols et estimation du terme retard du aux phénomènes de sorption.
- Terme cible :

- a. Sol : étude de toxicité pour deux espèces lombriciennes en microcosmes, études des effets sur la microflore du sol (dénombrement bactériens). L'étude terrain est menée sur une prairie expérimentale.
- b. Milieux aquatiques : écotoxicité des lixiviats issus des déchets sur les biocénoses concernées. Etudes aux laboratoires et sur rivières artificielles.

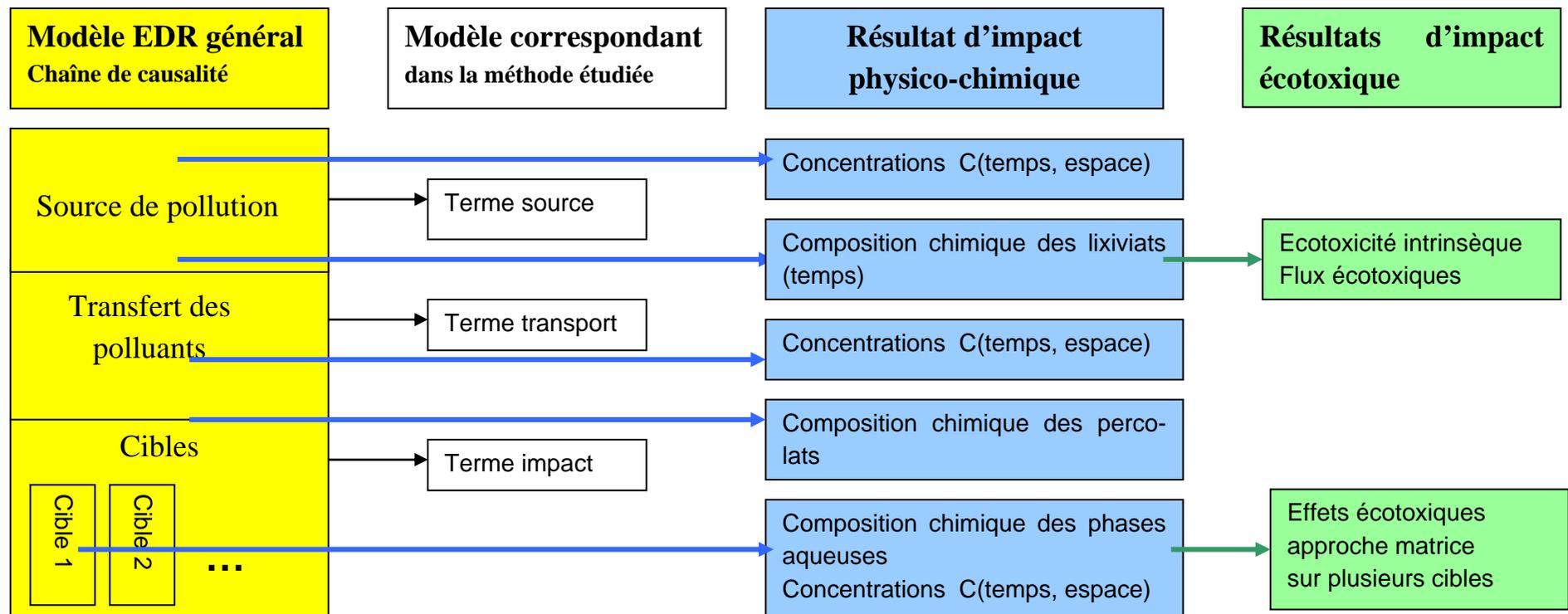
Modèles théoriques

Modélisation du terme source à partir des résultats des tests paramétriques afin d'évaluer le comportement à long terme du déchet et de prévoir la période critique (toxicité maximale) afin de l'intégrer dans l'essai intégral sur pilote.

Les résultats de l'étude du terme transport sont comparés avec ceux fournis par quelques logiciels existants sur le marché.

Figure 43 MIOM en techniques routières, scories de seconde fusion du plomb en tas, programme : Ecocompatibilité des déchets

Domaine d'application	1. MIOM « V » 2. scories de 2 ^{nde} fusion du plomb maturées	Prise en compte du temps	Oui Identification d'une période critique
Scénarios	1. Remblai routier (site de montagne) 2. Tas en contrebas d'un site industriel Eau de pluie et ruissellement	Etape du cycle de vie	Vie en œuvre
Milieux récepteurs	Prairie Rivière Nappe phréatique (pas de pompage) Sous-sol	Remarque	Etude sur scénario réaliste mais fictif



Tests mis en œuvres

Terme source :

Etude physico-chimique

- X 31-210 : pour comparaison avec les textes existants
- Capacité de neutralisation acide et influence du pH
- Tests en batch
- Percolation ascendante

Etude biologique

- dénombrement microbien
- tests de comestibilité
- tests de biolixiviation accélérés (en batch)
- percolation ascendante pour un milieu inoculé avec apport nutritif par la solution percolante

Etude écotoxicologique (sur percolats)

- Mutatox (potentiel mutagène)
- Microtox
- Cladocères
- Algues

Terme transport :

- Etude géotechnique du sol de transfert
- Essais de percolation de lixiviats dans le sol de transfert.

Terme Cible :

sols :

- tests en microcosme (tube 30cm de haut 15 de diamètre) sur lombrics (deux espèces)
- étude des micro-organismes

milieux aquatiques

Tests sur différents taxons d'ordre, de biotope et de type alimentaire différents mortalité en fonction de la concentration

Etude sur lysimètre de grandes dimensions pour simulation du scénario réel : arrosage après les épisodes pluvieux pour intégrer le ruissellement. Les lixiviats obtenus sont ensuite envoyés vers des prairies expérimentales et des rivières artificielles (après simulation d'un terme de transport). Les Percolats sont utilisés pour les tests sur le terme T et le terme C.

Thèse de Benoît Ferrari, université de Metz, UR : Ecotoxicité, Biodiversité, Santé Environnementale.
MIOM en sous-couche routière.
Scories de seconde fusion du Pb mûrées en tas

Partenaires thèse s'intégrant dans le cadre du programme « Ecocompatibilité des déchets » de l'ADEME
Titre Contribution à l'étude de l'écocompatibilité de mâchefer d'incinération d'ordures ménagères et de scories de seconde fusion du plomb
Statut thèse soutenue le 5 avril 2000

Objectifs

Etude écotoxicologique du terme source : terme déchet et terme déchet dans son enveloppe : application de la méthodologie d'évaluation de l'écocompatibilité.

Tests des outils disponibles pour l'évaluation de cette écotoxicité

Comparaison des estimations de laboratoire et des observations sur le terrain

Proposition d'une méthodologie d'évaluation de l'écotoxicité applicable au sein d'une méthodologie globale d'évaluation des risques environnementaux.

Champ d'étude

L'étude vise deux aspects de l'écotoxicité du terme source :

- étude de l'écotoxicité intrinsèque des MIOM ou des scories : évaluation du potentiel écotoxique des déchets quelque soit la destination envisagée : terme Déchet (= terme A)
- étude de l'écotoxicité des flux de polluants émis par les déchets dans leur scénario de valorisation : terme déchet + enveloppe (= terme A+B)

Modèles expérimentaux

L'écotoxicité a été étudiée grâce à une batterie de 6 tests sur matrice liquide (lixiviats issus des déchets) et de 2 tests directement sur la matrice solide (microtox en phase solide et test plante).

Plusieurs matrices liquides issues des déchets ont été testées :

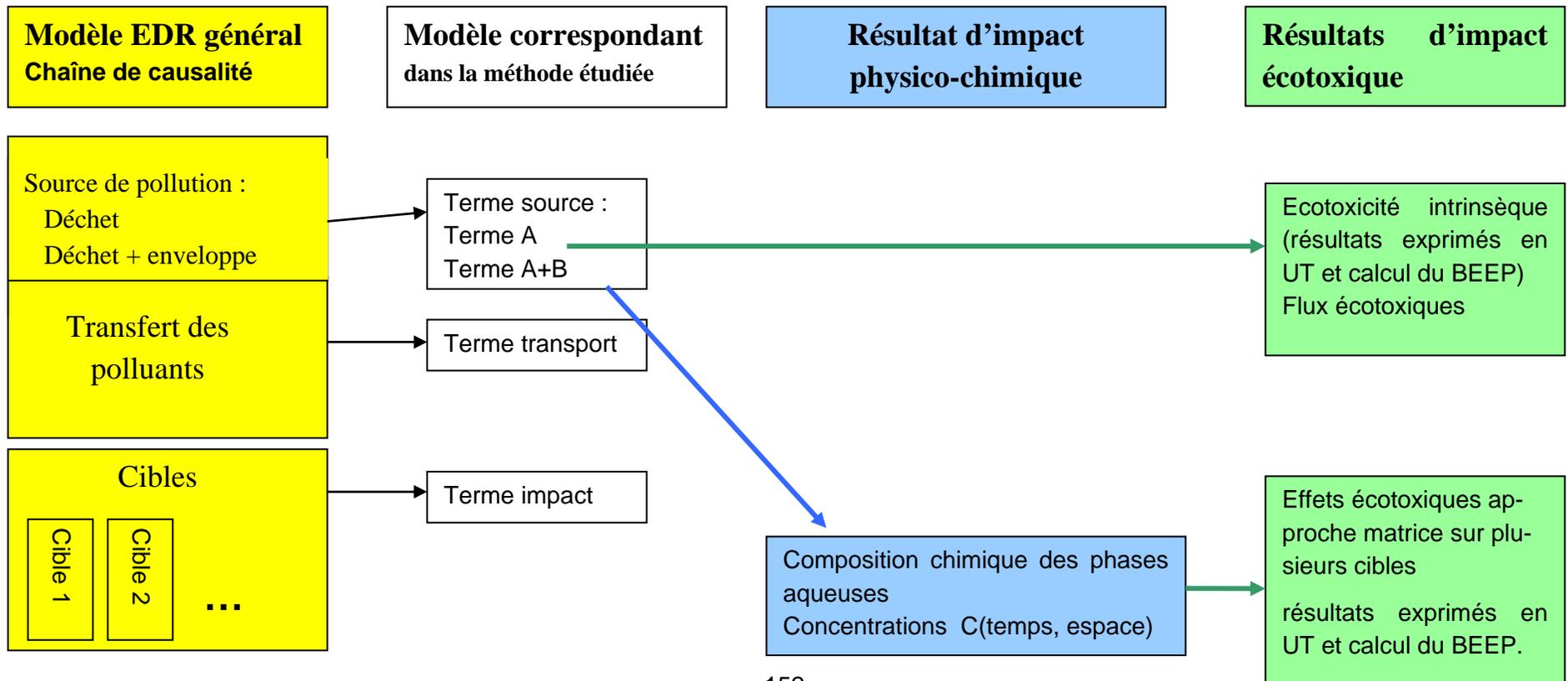
- lixiviats obtenus par application de la norme NF EN 12457 (procédures A et B : L/S=2 et 10)
- percolats issus de lysimètres de laboratoire
- percolats issus de colonnes à flux ascendant ou gravitaire
- percolats issus de pilotes réels sur le terrain.
- étude de l'effet des lixiviats sur plusieurs organismes cibles : courbe concentration effet.
- étude de l'évolution de cette toxicité : percolats correspondant à divers créneau de ratio L/S
- résultats exprimés en Unités Toxiques (UT) : rapport 100/X ou X correspond au critère d'expression de la toxicité étudié : CL, CE, LOEC, NOEC...)
- utilisation de l'indice global de toxicité (BEEP)

Modèles théoriques

Aucun

Figure 44 MIOM en techniques routière, Scories de seconde fusion du plomb en tas, Thèse Benoît Ferrari

Domaine d'application	1. MIOM « V » 2. Scories de 2 ^{nde} fusion du Pb	Prise en compte du temps	Oui : étude de l'évolution de la toxicité des percolats
Scénarios	1. Remblai routier (site de montagne) 2. Tas en contrebas d'un site industriel Eau de pluie et ruissellement	Etape de Cycle de vie	Vie en œuvre
Milieux récepteurs	Prairie Rivière Nappe phréatique (pas de pompage) Sous-sol	Remarque	Etude sur scénarios 1 et 2 Ecocomp Les organismes des tests ne sont pas représentatifs des milieux récepteurs considérés ;



Tests mis en œuvre :

- microtox : toxicité aiguë sur bactérie marine (est ce que ce test est approprié vu que l'on travaille en eau « douce »). Mesure de l'inhibition de luminescence des bactéries. Test direct possible
- test algue : effet de la matrice liquide sur la croissance d'une algue d'eau douce (comparaison avec un témoin). Test de toxicité chronique.
- test plante : réponse de l'émergence et des premières phases de croissance d'une plante pour différentes concentrations de matrices liquides ou de déchets ajoutés au sol d'essai. Test direct possible
- test Daphnie : toxicité aiguë basé sur inhibition de mobilité d'un crustacé d'eau douce représentatif du zooplancton filtreur.
- test Céridaphnie : toxicité chronique basé sur l'inhibition de la reproduction d'un crustacé d'eau douce représentatif du zooplancton filtreur.
- test Mutatox : test de génotoxicité, basé sur une mutation « inverse » qui redonne aux *Vibrio fischeri* mutées leur luminescence.
- test d'Ames fluctuation : test de mutagénicité basé sur le fait qu'une salmonelle mutée peut retrouver des capacités des salmonelles sauvages.

Thèse de Gaëlle Triffault Bouchet, université de Savoie MIOM en sous-couche routière, effets sur les écosystèmes lentiques

Partenaires thèse réalisée en collaboration avec le LSE de l'ENTPE de Vaulx en Velin.
Titre Effets sur les écosystèmes lentiques des émissions de polluants provenant de différents modes de valorisation/élimination de déchets – Application à des mâchefers d'UIOM et à des boues de dragage de canaux.
Statut thèse soutenue le 10 février 2004

Objectifs

Etude écotoxicologique des effets sur les écosystèmes aquatiques lentiques (rivières, lacs, étangs, eaux stagnantes) de la valorisation de MIOM en technique routière (les boues de dragage ne nous intéressent pas ici). Le scénario de valorisation correspond au scénario n°1 de la phase expérimentale du programme sur « l'écocompatibilité des déchets » de l'ADEME.

Champ d'étude

L'étude se limite au terme impact sur cet écosystème particulier.
L'évolution de la toxicité des lixiviats a été estimée via des essais sur les 3 percolats correspondant à des plages de ratio L/S successives.

Modèles expérimentaux

Les lixiviats utilisés pour les études écotoxicologiques sont issus de lysimètres de laboratoire simulant les conditions réelles d'exposition des MIOM aux eaux météoriques et de ruissellement. Les caractéristiques physico-chimiques des percolats ont été déterminées avant l'évaluation de leur toxicité.

Trois types d'essais ont été mis en place :

- bio-essais mono-spécifiques (Microtox, daphnies, algues, lentilles d'eau) : évaluation de l'écotoxicité intrinsèques des percolats sur des organismes aquatiques.
- essais en microcosmes de 2l pendant 28 jours : réservoir contenant un sédiment correspondant à un milieu de vie des écosystèmes lentiques et une colonne d'eau avec diverses concentrations en percolat. Les organismes sont introduits dans le milieu après mise à l'équilibre.
 - Suivi physico-chimique des sédiments, de l'eau surnageante et de l'eau interstitielle
 - Suivi des effets sur plusieurs espèces, pour certains effets le suivi nécessite un sacrifice du microcosme :
 - o croissance algale
 - o croissance lentille d'eau
 - o survie daphnie
 - o survie des amphipodes
 - survie de larves
- essais en microcosmes de 100l pendant 3 mois. Microcosme de 100l : écosystème lentique reconstitué à partir de sédiment lacustre, de sédiment carbonaté, d'une colonne d'eau synthétique (milieu OCDE) et de 11 espèces de différents groupes fonctionnels. (la cuve est compartimentée)

- suivi physico-chimique des eaux surnageantes, des eaux interstitielles et des sédiments (en fin d'essai).
- suivi des effets sur les différentes espèces :
 - o croissance
 - o bourgeonnement
 - o production primaire
 - o survie
 - o reproduction
 - o émergence

Les résultats des tests d'écotoxicité sont exprimés en UT et sont intégrés dans le calcul de l'indice global de toxicité (BEEP).

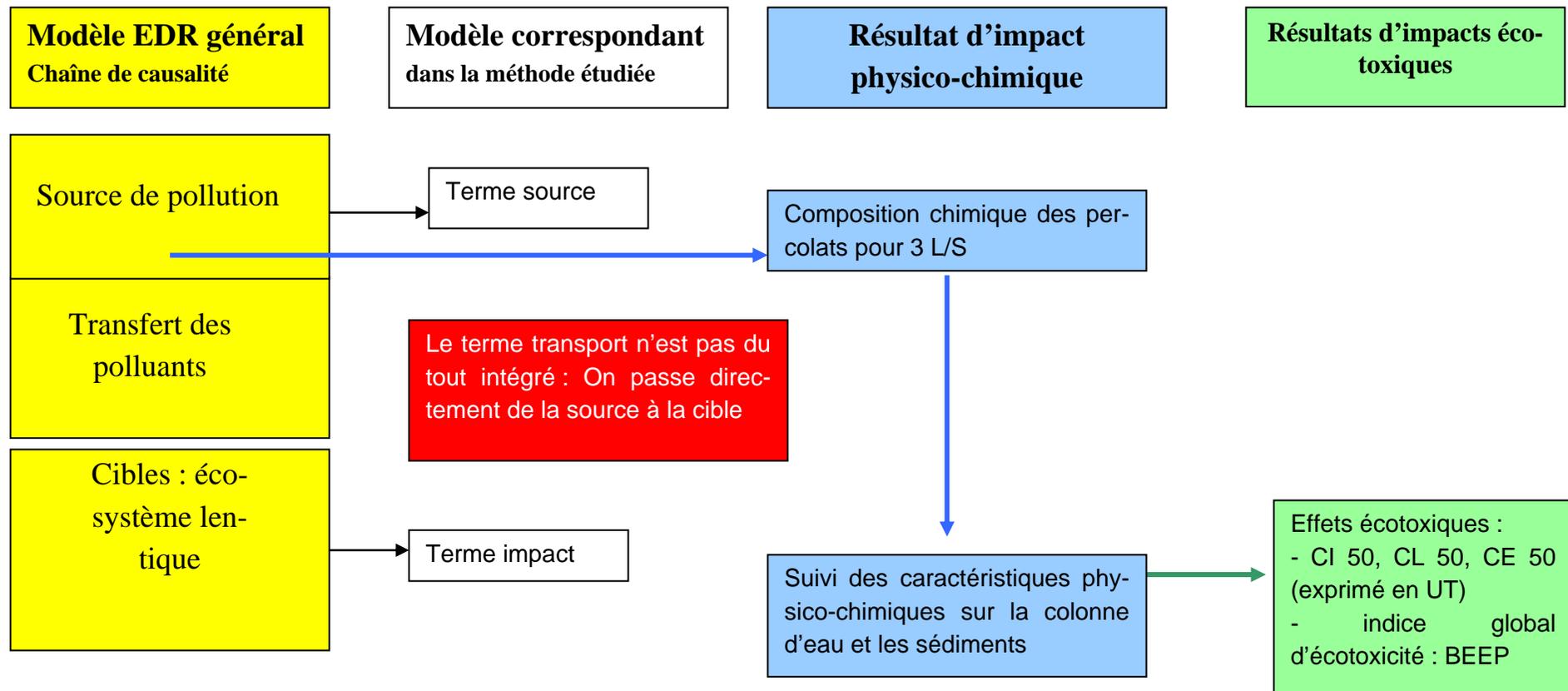
Le terme transport entre la source et le milieu récepteur n'est pas pris en compte (on ne s'intéresse pas ici à la dynamique des impacts bien que l'évolution de l'écotoxicité le soit).

Modèles théoriques

aucun

Figure 45 MIOM en sous-couche routière, thèse Gaëlle Triffault Bouchet

Domaine d'application	MIOM « V »	Prise en compte du temps	Etude de l'évolution de la toxicité des percolats (3 percolats)
Scénarios	Remblai routier (site de montagne) Eau de pluie et ruissellement	Etape du cycle de vie	Vie en œuvre
Milieux récepteurs	écosystèmes lenticques (lacs, étangs, marécages...)	Remarque	Etude sur scénario 1 éocompatibilité



Thèse de Caroline Gervais, LAEPSI, INSA de Lyon Scories de première fusion du Pb et du Zn valorisées en béton et couche de base de route (sable-ciment ou sable-bitume)
--

Partenaires ADEME, METALEUROP Recherche, COLAS et POLDEN

Titre Evaluation environnementale des perspectives de valorisation en BTP de scories de première fusion de plomb et de zinc

Statut thèse soutenue le 12 avril 1999

Objectifs

Estimation des flux de polluants émis par les scories de première fusion du plomb et du zinc pour trois applications envisagées. Cette estimation est basée sur l'application de la méthodologie proposée dans l'ENV 12-920.

Champ d'étude

Cette étude s'intéresse au comportement à la lixiviation des scories de première fusion du zinc (scories ISF) et du plomb (scories LBF) dans 3 scénarios de valorisation :

- scories utilisées comme sable pour la confection d'un béton utilisé dans un mur extérieur.
- scories utilisées comme substituant au sable dans un sable-bitume ou un sable-ciment utilisés en couche de base d'une route.

Cette étude correspond à une mise en application de la méthodologie proposée par la norme EN 12-920, seul le terme source est donc abordé.

Pour chaque voie de valorisation, différentes conditions ont été envisagées : pluies continue ou intermittente, pluie acide ou non, route ou béton inondés ou non.

Modèles expérimentaux

Pour chacun des scénarios, l'étude expérimentale s'est découpée en une étude laboratoire et une étude sur pilotes (sauf pour les scories de plomb). L'étude au laboratoire vise à déterminer l'influence des divers paramètres influents du scénario sur le comportement du déchet. Les essais sur pilotes doivent servir de simulation du scénario réel de valorisation en vue de valider le modèle établi.

Tests mis en place :

Différents tests paramétriques (lixiviation sur monolithe) ont été mis en œuvre :

- lixiviation continue à l'eau déminéralisée
- lixiviation à pH 5 maintenu
- lixiviation sur matériau préalablement carbonaté
- lixiviation avec alternance séchage/lixiviation
- lixiviation à l'eau des pores

Les tests in-situ (pas de test pour les scories LBF) ont été réalisés :

- sur un mur incliné pour le scénario béton
- sur des routes expérimentales pour les scénarios sable-ciment et sable-bitume.

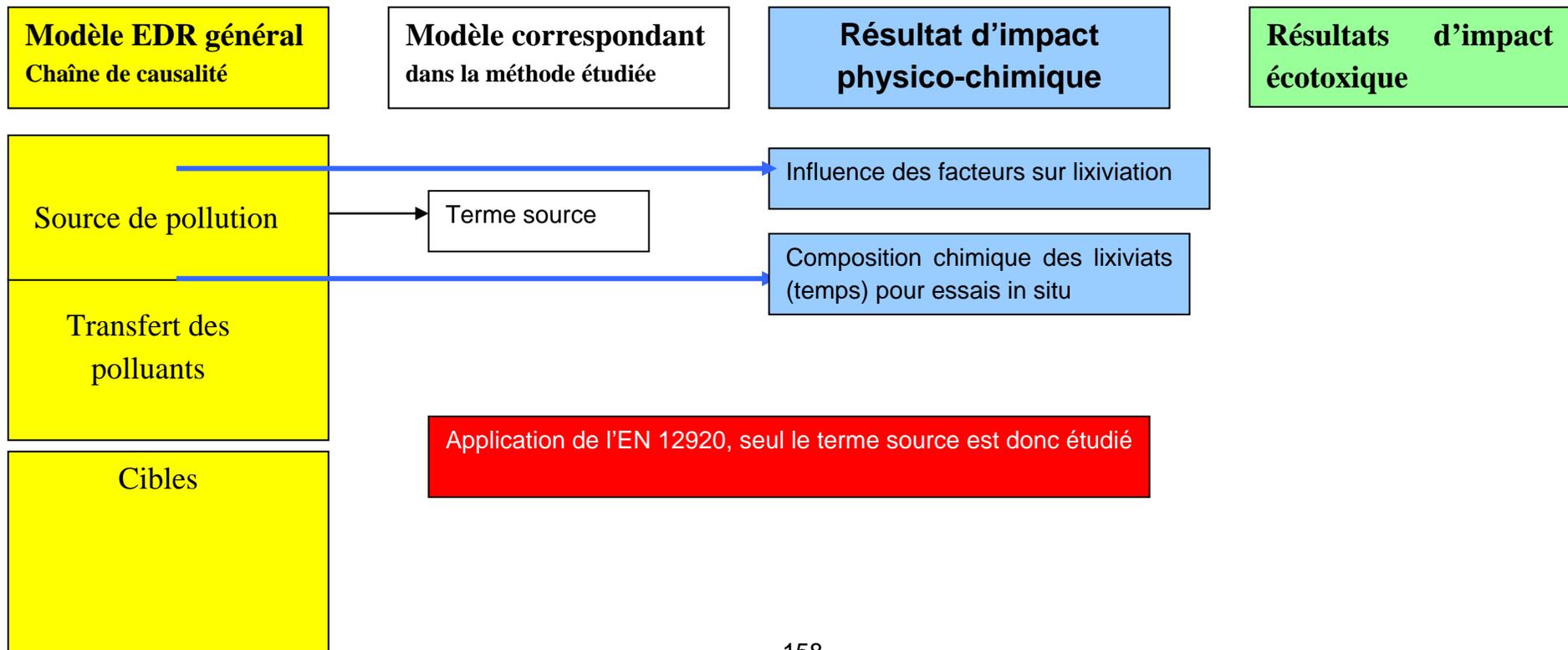
Les dispositifs permettent de collecter séparément les eaux ayant percolées à travers le déchet et les eaux de ruissellement.

Modèles théoriques

La méthodologie de l'EN 12-920, prévoit, à partir de l'étude paramétrique, la mise en place d'un modèle prédictif du comportement du déchet dans le scénario de valorisation. Cependant, la présente étude ne fait pas mention d'une quelconque modélisation.

Figure 46 scories de 2^{nde} fusion de Pb et de Zn valorisée en BTP, thèse Caroline Gervais

Domaine d'application	Scories de 1 ^{ère} fusion du Pb et du Zn	Prise en compte du temps	
Scénarios	Substitution du sable dans : - béton : dalle ou mur enduit - sable-ciment : couche de base route - sable-bitume : couche de base route eau comme vecteur de pollution une inondation du matériau est envisagée	Etape du cycle de vie	Vie en œuvre
Milieux récepteurs		Remarque	Méthode ENV 12-920



3.6 Conclusions

Les déchets minéraux sont valorisés grâce à leurs propriétés chimiques et physiques permettant le remplacement de matériaux naturels ou autres produits industriels. Les déchets sont valorisés principalement dans la technique routière, dans les bétons et matériaux de construction, en cimenterie. Les tonnages de production les plus importants concernent les déchets de construction, les cendres volantes de charbon, les MIOM et les laitiers de hauts fourneaux. 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 hauts fourneaux.

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 des déchets pour un usage standardisé (BMD en Pays Bas).

Concernant les données et les résultats EDR disponibles, on remarque que :

- 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 et même si l'aspect dispersion des polluants est considéré, l'effet écotoxique local n'est pas pris en compte. On peut classer ces résultats « partiels » comme impacts locaux exprimés en termes de qualité physico-chimique de l'environnement. Ces études sont : CAEN, SVDU.
- Des études écotoxiques existent sur certains termes sources, sans aller plus loin dans l'analyse par la prise en compte du terme transport (le rôle du sol dans la dispersion des polluants) et des cibles (qualité de l'environnement, vivants) spécifiques au scénario étudié.
- La seule étude complète EDR que nous avons rencontrée dans la littérature est l'étude ECOCOMP : l'analyse va du terme source de pollution jusqu'au terme impact (effets écotoxiques) en passant par le terme transport. Les scénarios plus pertinents seraient : MIOM en couche routière, scorie de seconde fusion de Pb en remblais.
- De nombreuses publications sont disponibles concernant :
 - le comportement des déchets dans différentes conditions d'exposition,
 - l'écotoxicité intrinsèque des déchets, etc.

sans pouvoir faire une interprétation en termes d'impact environnemental local ou risque écologique. Ces données ne peuvent pas être utilisées que dans le cas de scénarios « théoriques » modèle et en utilisant des outils de modélisation et simulation pour générer des résultats d'impact ou risque écologique.

Concernant les données et les résultats ACV disponibles, on remarque que :

- très peu d'études ACV complètes sont disponibles dans la littérature, ce qui n'exclue pas que d'autres études existent mais aient un caractère confidentiel. Même dans ces cas, des adaptations et intégrations avec des données moyennes sont toujours nécessaires, comme il sera explicité par la suite.

Pour plusieurs couples déchet-filière, les scénarios sont entièrement à construire sur la base de données moyennes de la littérature, disponibles pour les différents processus qui les composent ; dans ce cas les scénarios seraient complètement « artificiels ».

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

4.1 Introduction

Compte tenu des résultats de l'étude bibliographique et des perspectives introduites dans le cadre du présent rapport, les trois couples déchet-filière retenus pour l'application du cadre méthodologique développé au § 2 sont détaillés dans le tableau 47, en ce qui concerne notamment les approches ACV et EDR et les stratégies d'intégration les plus pertinentes à considérer pour chacun.

Tableau 47 Proposition de cas d'étude à étudier

	Couple n.1	Couple n.2	Couple n.3
Déchet /Filière de valorisation	MIOM /Technique routière	Déchets de démolition / Technique routière	MIOM /Technique routière
Approche ACV	Problèmes - EDIP (étude DTU Danemark)	Problèmes – CML et Dommages EI (étude VTT Finlande)	Problèmes - EDIP (étude DTU Danemark)
Approche EDR	Matrice (Projet Ecocompatibilité)	Substance n.1 (projet RPT)	Substance n.1 (projet SVDU)
Stratégie d'intégration	n.3 : nouvelles catégories EDR basés sur les valeurs de lois + Analyse Multicritère	n.1 : nouveaux indicateurs ACV+EDR basés sur les PNEC (cas problèmes – CML) n.2 : substitution des résultats ACV (cas problèmes – CML) avec les résultats EDR n.3 : nouvelles catégories EDR basés sur les PNEC + Analyse Multicritère	n.1 : nouveaux indicateurs ACV+EDR basés sur les PNEC n.3 : nouvelles catégories EDR basés sur les PNEC + Analyse Multicritère

Substance n.1 : concentrations, masses, pas d'impact écotoxique, textes réglementaires ou paramètres écotoxiques

Substance n.2 : concentrations, détermination des risques, impacts écotoxiques

Le choix d'une seule filière de valorisation (technique routière) et de seulement deux déchets est dû au manque de données disponibles aussi bien EDR que ACV. Le choix des voies d'intégration à appliquer est dicté par la nature des études disponibles et par le souci de tester les voies les plus pertinentes et prometteuses, tel qu'elles ont été présentées au § 2.

Pour chaque couple, à côté du scénario comprenant le déchet en question (nommé « B »), on considère aussi un scénario pour la même infrastructure routière construite à partir de matières premières vierges (nommé « A »).

Seulement l'impact écotoxicité est considéré dans les essais d'intégration car l'exploitation des données EDR en vue d'une estimation des impacts acidification et eutrophisation n'est pas possible dans l'état actuel de connaissances (voir § 2.3.).

On ne dispose pas de résultats EDR et de résultats d'inventaire pour l'infrastructure route dans le cas « A », à savoir de construction à partir de matières premières vierges. Pour cela les impacts et risques EDR pour les scénarios « A » seront toujours nuls par définition.

L'analyse multicritère, à partir des seuls résultats ACV ou des résultats de l'intégration ACV+EDR, permettra de définir si un scénario est préférable à l'autre, s'ils sont équivalents ou si aucune notion de préférence ne peut être dégagée car les résultats d'impact sont trop controversés. Les valeurs des paramètres C des fonctions de préférence (annexe B) ont été fixées selon le même principe pour tous les cas, en les adaptant à l'ordre de grandeur des résultats à chaque fois. Si les résultats d'impact vont de 0 à 1, comme par exemple pour CRt évalué à partir des effets observés (cas 1, §2.3.3), les paramètres sont :

C1 (préférable) = 0,2

C2 (strictement préférable) = 0,4

C3 (presque équivalent à) = 0,05

C4 (équivalent à) = 0,02

C5 (non préférable à) = 0,2

C6 (strictement non préférable à) = 0,4

Si les ordres de grandeur des résultats est de 1000, alors C1= 200, C2 = 400 et ainsi de suite.

Les rapports entre les paramètres peuvent être variés en fonction des catégories d'impact pour donner plus d'importance à certaines. Autrement dit, les décideurs peuvent donner plus d'importance à certaines catégories d'impacts considérées plus significatives dans des cas particuliers.

Le classement des scénarios concurrent se fait à partir du nombre et de l'intensité des préférences évaluées, pour chaque catégorie d'impact. En fonction de ces deux éléments, le classement peut résulter plus ou moins intelligible et interprétable. On considère alors deux valeurs du paramètre α = 0,2 et 0,5. Le premier permet de prendre en compte davantage de résultats de préférence entre les scénarios pour les différentes catégories d'impact. Cela introduit plus de nuances dans le classement. Par contre, avec α = 0,5 on considère seulement les résultats de préférence les plus forts. L'interprétation des classements obtenus pour les deux valeurs de α permet dans la plupart des cas de parvenir à une conclusion définitive concernant le classement des scénarios.

4.2 Couple n.1 : MIOM/Technique routière

4.2.1 Caractérisation

EDR

Basée sur l'étude ECOCOMPATIBILITE, scénario 1 MIOM en technique routière (cf. § 3.5.2.)

Dans le scénario envisagé, le déchet est utilisé en remblais sous la route. Les percolats s'infiltrent vers la nappe mais il y a aussi la possibilité de ruissellement et infiltration sur la prairie en pente, vers la rivière (figure ci-dessous). Trois milieux cibles : eau de la rivière, nappe et sol. Le sol constitue également le terme transport. Les caractéristiques du scénario concernant le déchet sont :

MIOM (V) en couche de 40cm

Rapport Liquide/solide L/S=2 m³/tonne MIOM

Masse volumique = 1,55 t/m³

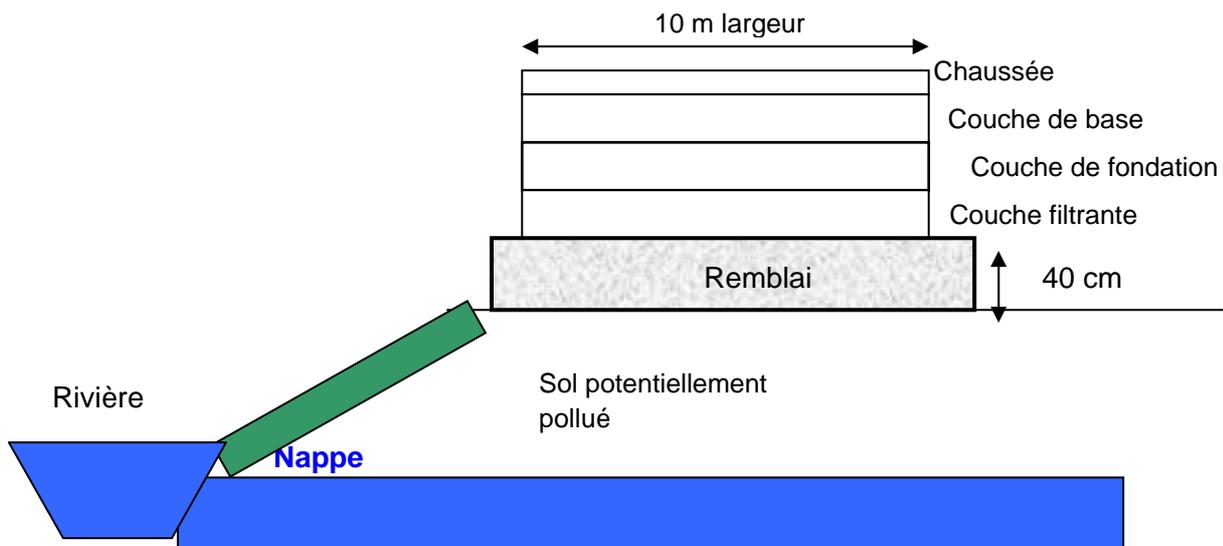


Figure 48 Schéma du scénario route défini dans le projet ECOCOMPATIBILITE

Le relargage des polluants dans la couche de MIOM a été étudié à travers des essais de lixiviation à l'échelle laboratoire et pilote. On considère que le ratio $L/S=2$ utilisé correspond à plusieurs années x (en fonction de la pluviométrie et du taux d'infiltration non spécifié) et donc les résultats doivent être interprétés en termes de quantités cumulées mobilisées au bout de x ans. Pour une sous-couche routière on peut estimer ce temps à plus de 30 ans.

Les résultats utilisés ici ont été extraits du rapport [ADEME, 1999].

Les quantités de polluants relargués au bout de $L/S=2$ par les lysimètres de MIOM sont présentées dans le tableau 47. Ces quantités sont légèrement supérieures aux quantités obtenues à une échelle pilote. Ces quantités vont se retrouver dispersées dans le sol et la nappe et dans la rivière. L'étude a montré que les métaux Cu et Pb sont intégralement retenus sur le sol de transfert.

Tableau 46 Données de lixiviation pour les lysimètres de MIOM

Espèce	Quantité relarguée, mg/kg
chlorure	3500
sulfate	300
Cu	4,5
Pb	0,25
pH	10

Etude d'impact sur le sol

L'impact des lixiviats sur la flore et la faune du sol a été étudié à l'échelle du laboratoire et sur des parcelles expérimentales.

Deux espèces de verres de terre ont été testés (survie, évolution pondérale, maturité sexuelle, consommation de litière). Le lixiviat a été utilisé dilué (ou non) selon les proportions suivantes (volumes de lixiviat) : 0, 10, 25, 50, 100. Les tests réalisés sur le terrain confirment les résultats obtenus au laboratoire, à savoir le non effet.

Trois populations de micro-organismes ont été choisies pour décrire l'impact des lixiviats sur le fonctionnement biologique du sol.

Pour les tests de phytotoxicité, deux espèces végétales ont été choisies selon la ligne directrice de l'OCDE. La germination, la production de biomasse fraîche et sèche ont été suivies au laboratoire pour différentes dilutions du lixiviat. Sur le terrain, la flore d'origine de prairie a été suivie. Le lixiviat de MIOM semble avoir un effet négatif sur la flore. Les LOEC (Lowest Observed Effect Concentration) ont été déterminés, exprimés en % de lixiviat dans le jus utilisé pour arroser les plantes. Les résultats de terrain confirment l'effet de diminution de la biomasse.

Tableau 47 Résultats d'étude d'impact sur le sol

	Espèce	laboratoire	terrain
Faune	Lumbricus terrestris	Pas d'effet	Pas d'effet
	Aporrectodea caliginosa	-	Pas d'effet
Micro-organismes	burkholderia	Pas d'effet	Pas d'effet
	Bactéries libres fixatrices de N	Pas d'effet	Pas d'effet
	Microflore totale	Pas d'effet	Pas d'effet
Flore	Lactuca sativa	Effet observé	-
	Agrostis vulgaris	Effet observé	Effet observé
	Prairie, herbes d'origine	-	Effet observé ?

LOEC (% de percolat)	germination	Biomasse poids frais	Biomasse poids sec
Agrostice	100	56	NT
Laitue	32	56	100

Etude d'impact sur le milieu aquatique

Les espèces présentées dans le tableau ci-dessous ont été traitées avec des lixiviats de MIOM après passage sur le sol de transfert. On constate une faible toxicité exprimée en un faible taux de mortalité.

Les essais pilote ont été réalisés en rivières artificielles. La mortalité augmente avec la concentration du lixiviat. Même pour 10% lixiviat dans l'eau, le taux de mortalité est de 60%.

Tableau 48 Résultats d'étude d'impact sur le milieu aquatique

	Espèce	laboratoire	pilote
Mollusques	Physidae (physa)	Effet incertain	
arthropodes	Asellidae	-	
	Gammaridae	Effet (20% mortalité)	Effet
	Niphargidae	-	
	Hydropsychidae	-	
	heptageniidae	-	

ACV

Etude ACV : DTU Danemark. Pour rappel, l'étude prend en compte les éléments suivants (cf. §3.5.1) :

- Unité fonctionnelle : 1 km de route secondaire en utilisant 4.400 t de MIOM en remblai (figure 49) ; la route consiste de deux voies (2 × 3,5 m), deux réserves (2 × 1,5 m), deux voies pour les vélos (2 × 1,5 m) et deux épaules (2 × 2,1 m) pour une largeur totale de 17,2 m et une épaisseur de 0,7 m.
- Le scénario comprend la conception, la construction, le service et la maintenance de la route. Le démantèlement n'a pas été pris en compte.
- L'échelle temporelle considérée est 100 ans.
- L'évaluation des impacts est réalisée par l'approche problèmes-EDIP en intégrant la nouvelle catégorie d'impacts SET (Stored Ecotoxicity)

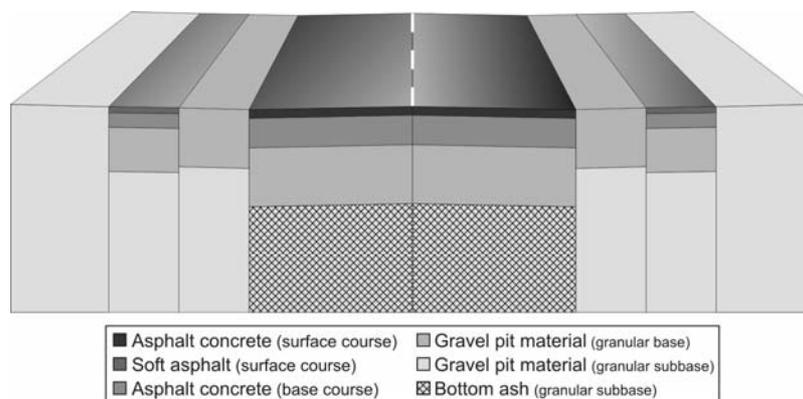


Figure 49 profil transversale et matériaux utilisés dans la route

La catégorie SET prend en compte l'occurrence des métaux et des composés organiques très persistents après l'horizon temporel de suivi choisi (en général 100 ans). L'impact correspond à la quantité de substances qui montrent la capacité potentielle d'induire l'écotoxicité en milieu aqueux et dans les sols à l'horizon temporel infini. Les mêmes facteurs de caractérisation et de normalisation de la catégorie écotoxicité sont utilisés.

Les résultats de l'étude [Birgisdottir, 2005] présentés au § 3.5.1 sont exprimés en « persons équivalents » PE, à savoir ils sont normalisés. Pour l'intégration aux résultats EDR :

- on déduit les valeurs des résultats d'impact (approximés à la dizaine de PE) à partir des tableaux 50, 52.
- on considère les facteurs de normalisation correspondants (tableau 51)
- on calcule les résultats d'impact avant normalisation

Tableau 49 Résultats d'impact en PE

Unité : PE	GW	POF	AF	NE	ET _w	ET _s	HT _a	HT _w	HT _s	SET _w	SET _s
Cas A : MP vierges	145	25	75	85	70	0	35	25	40	460	440
Cas B : MIOM	150	25	75	85	85	0	35	25	40	410	425

Tableau 50 Facteurs de normalisation

Catégorie d'impact	Facteur de normalisation		Référence	Référence
	Unité		an	Région
<i>Globales</i>				
Effet de serre (GW)	kg CO ₂ -eq/pers/an	8700	1994	Monde
<i>Régionales and locales</i>				
Smog photochimique (POF)	kg C ₂ H ₄ -eq/pers/an	25	1994	EU-15
Acidification (AF)	kg SO ₂ -eq/pers/an	74	1994	EU-15
Eutrophisation (NE)	kg NO ₃ ⁻ -eq/pers/an	119	1994	EU-15
Ecotoxicité et Stored Ecotoxicity				
- eau chronique (ET _w et SET _w)	m ³ eau/pers/an	3,52E+05	1994	EU-15
- sol chronique (ET _s et SET _s)	m ³ sol/pers/an	9,64E+05	1994	EU-15
Toxicité Humaine				
- via air (HT _a)	m ³ air/pers/an	3,06E+09	1994	EU-15
- via eau (HT _w)	m ³ eau/pers/an	5,22E+04	1994	EU-15
- via sol (HT _s)	m ³ sol/pers/an	1,27E+02	1994	EU-15
Ressources				
Pétrole	kg/pers/an	590	1991	Monde
Graviers	kg/pers/an	?		
Agrégats naturels	kg/pers/an	?		
Gaz naturel	kg/pers/an	310	1991	Monde
Ressources souterraines potentiellement endommagées	kg/pers/an	?		

Tableau 51 Résultats d'impact en unités physiques

Catégorie	Unité	Cas A : MP vierges	Cas B : MIOM	Catégorie	Unité	Cas A : MP vierges	Cas B : MIOM
GW	kg CO ₂ -eq	1,26E+08	1,31E+08	HT_a	m ³ air	1,07E+13	1,07E+13
POF	kg C ₂ H ₄ -eq	6,25E+04	6,25E+04	HT_w	m ³ eau	1,31E+08	1,31E+08
AF	kg SO ₂ -eq	5,55E+05	5,55E+05	HT_s	m ³ sol	5,08E+05	5,08E+05
NE	kg NO ₃ ⁻ -eq	1,01E+06	1,01E+06	SET_w	m ³ eau	1,62E+10	1,44E+10
ET_w	m ³ eau	2,46E+09	2,99E+09	SET_s	m ³ sol	4,24E+10	4,10E+10
ET_s	m ³ sol	0	0	Ressources	kg	?	?

Les facteurs de normalisation pour les graviers, les agrégats naturels et les ressources souterraines potentiellement endommagées ne sont pas disponibles, non plus chez l'auteur de l'étude [Birgisdottir, 2005b]. Les valeurs en PE seront utilisées dans l'analyse multicritère. Les possibilités d'intégration des résultats sont présentées dans le schéma 50.

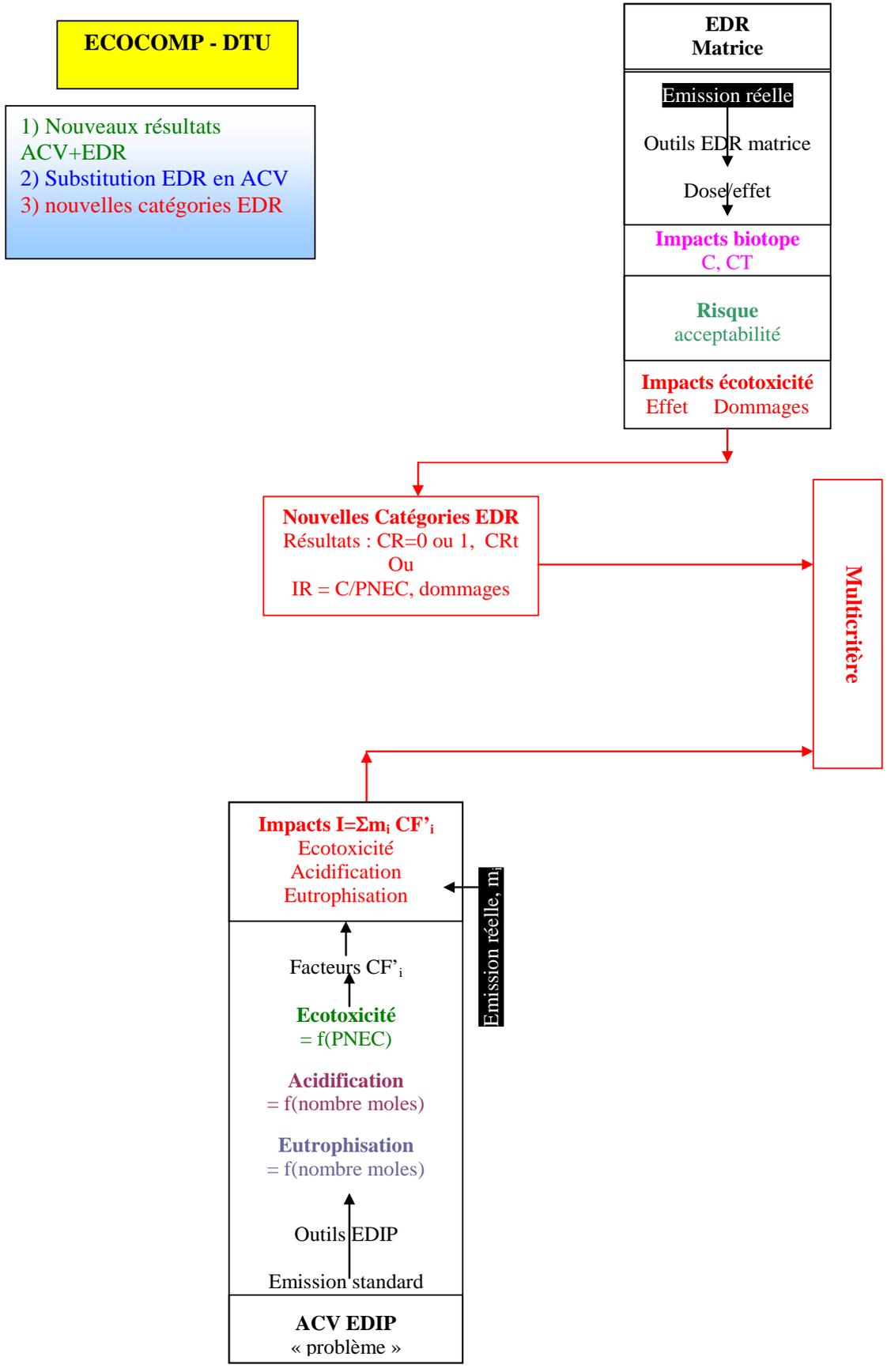


Figure 50 Intégration des résultats EDR et ACV pour le couple n.1

4.2.2 Intégration par la stratégie n.3 : nouvelles catégories d'impact EDR

Les résultats d'impact (à savoir les critères) utilisés dans l'analyse multicritère sont résumés ci-dessous.

Tableau 52 Résultats d'impact utilisés dans l'analyse multicritère

	B : Route avec MIOM	A : Route avec MP vierges
Consommation ressources [PE]	2,29E+04	2,23E+04
GW [kg CO₂-eq]	1,31E+08	1,26E+08
ET_w [m³ eau]	2,99E+09	2,46E+09
ET_s [m³ sol]	0,00E+00	0,00E+00
HT_a [m³ air]	1,07E+13	1,07E+13
HT_w [m³ eau]	1,31E+08	1,31E+08
HT_s [m³ sol]	5,08E+05	5,08E+05
SET_w [m³ eau]	1,44E+10	1,62E+10
SET_s [m³ sol]	4,10E+10	4,24E+10
POF [kg C₂H₄-eq]	6,25E+04	6,25E+04
AF [kg SO₂-eq]	5,55E+05	5,55E+05
NE [kg NO₃⁻-eq]	1,01E+06	1,01E+06
CRT écotoxicité sol EDR [adim]	0,25	0
CRT écotoxicité eau EDR [adim]	0,33	0

Les deux résultats pour les nouvelles catégories « écotoxicité sol EDR » et « écotoxicité eaux EDR » ont été calculés à partir des effets observés dans l'étude ECOCOMP (cas 1, § 2.3.3).

Par l'analyse multicritère on obtient (voir annexe 1 pour les détails de calcul) :

A : route avec MP vierges

B : route avec MIOM

	A préférable à B	B préférable à A	A et B équivalents
α = 0,2	0	0	0,26
α = 0,5	0	0	1

4.2.3 Discussion et conclusions

La même analyse multicritère à partir seulement des résultats des catégories d'impact ACV (autrement dit sans considérer les catégories EDR) donne les résultats suivants :

	A préférable à B	B préférable à A	A et B équivalents
α = 0,2	0	0	0,62
α = 0,5	0	0	1

Cohérence entre étude ACV et étude EDR

- l'infrastructure routière présente dans les deux cas les MIOM en remblai pour un épaisseur d'environ 40 cm, avec le même profil transversal ; ces paramètres sont les principaux pour assurer la cohérence entre ACV et EDR ;

- dans le cas ACV, les flancs de la route ne sont pas en pente, ce qui induit un ruissellement différent par rapport au cas EDR ; cela n'influe pourtant pas sur la modélisation de la lixiviation ;
- l'étude EDR comprend le suivi des chlorures et sulfates, qui induisent une variation de la salinité des eaux souterraines ; le même effet de ces substances et d'autres inventoriées est comptabilisé dans la catégorie « ressources » à la voie « ressources souterraines potentiellement endommagées » ;
- l'horizon temporel de suivi est sensiblement différent : 30 ans pour l'EDR et 100 ans (l'infini dans le cas du SET) pour l'ACV ; cela signifie que les quantités de polluants auxquelles ont été exposés les organismes cible dans l'EDR et celles les quantités lixiviées de l'infrastructure (par rapport à l'UF choisie) selon la méthode adoptée par DTU en ACV sont sensiblement différents, le cas EDR étant moins conservatif. L'horizon temporel n'influe pas sur les facteurs de caractérisation des impacts en ACV, qui sont standardisés.
- Aucune information n'est disponible concernant la composition des MIOM utilisés dans les deux cas.
- La longueur de la route étudiée par l'EDR n'est pas connue. Cette donnée n'est pas fondamentale pour assurer la cohérence avec l'ACV car les impacts EDR sont évalués par kg de terrain et cela permet de les associer à toute longueur de route. Par contre, dans l'hypothèse d'une substitution des émissions ACV par les émissions EDR, il faut veiller à multiplier les émissions EDR en mg/kg de déchet par les kg de déchets concernés, qui dépendent de la longueur de la route.

Interprétation des résultats de l'analyse multicritère

L'analyse multicritère sur les seuls résultats ACV montre une équivalence substantielle entre les deux scénarios, même si le degré de vérité diminue avec α . L'intégration des résultats EDR comporte une nette diminution du degré de vérité de l'indifférence sans pourtant n'induire aucun degré de vérité de préférence. Cela signifie d'une part que l'introduction de deux nouvelles catégorie d'impact permet de prendre en compte de manière significative les résultats EDR et de l'autre que ces résultats sont encore faibles pour changer de manière radicale les relations de préférence.

Conclusions

L'intégration nous fait conclure que :

- Nonobstant le fait que l'horizon temporel de l'EDR est un tiers de celui de l'ACV, les effets observés par l'EDR sont significatifs et auraient été complètement négligés en adoptant la seule approche ACV car les effets du cycle de vie sont prépondérants ;
- L'ajout de deux nouvelles catégories d'impact permet de « peser » significativement aussi des résultats EDR faibles

Concernant l'étude de cas en soi, les deux scénarios sont équivalents en ce qui concerne leurs performances environnementales. La prise en compte des résultats EDR baisse le degré de vérité de cette affirmation.

4.3 Couple n.2 : Déchets de démolition / Technique routière

4.3.1 Caractérisation

EDR

Etude RPT (cf. chapitre 3.5.2.)

Le scénario envisagé est décrit en détail dans les rapports du projet RPT du MEDD [POLDEN, 2002]. Les hypothèses, les méthodes expérimentales et les modèles utilisés ont été rappelés dans le chapitre 3. Le schéma du scénario et ses caractéristiques sont présentés dans la figure ci-dessous, en section transversale d'une route :

Déchet de démolition (identifié dans le projet RPT par : Metz, « Démol 3 ») en couche de 25cm

Taux d'Infiltration effectif dans la route = 50mm/an

quantité déchet/m route = 5 tonnes (d=2)

quantité de sol/m route = 3000 tonnes

longueur route = 10 km

Echelle temporelle : 100 ans.

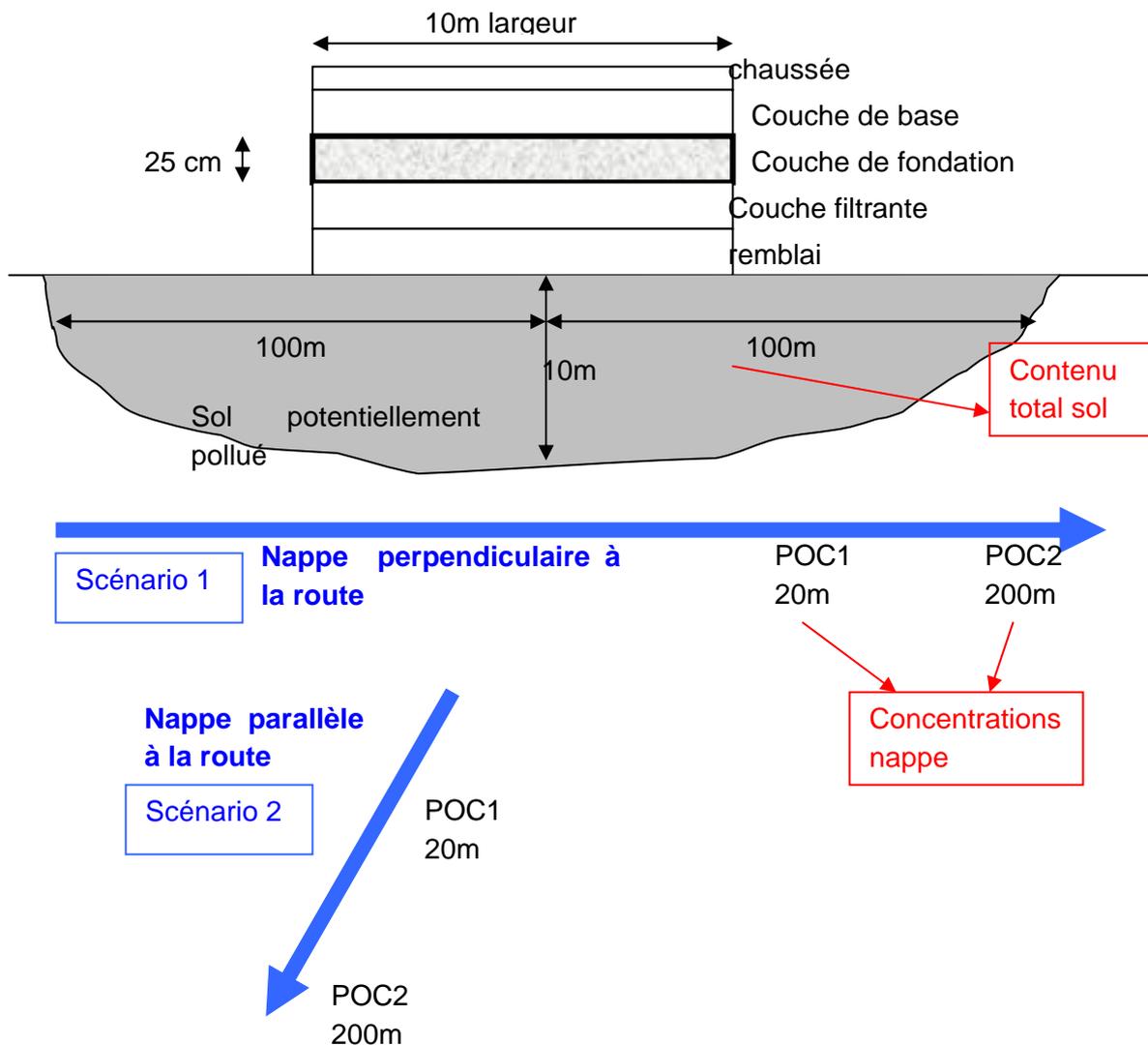


Figure 51 Schéma du scénario route défini dans le projet RPT

Remarque :

Le relargage des polluants a été étudié à travers des essais de lixiviation. Nous utilisons ici les résultats de deux essais nous permettant d'évaluer la quantité maximale de polluants pouvant être émis vers le sous sol et la concentration maximale des lixiviats pouvant atteindre la nappe :

1) FMM - fraction maximale mobilisable dans divers contextes chimiques (plusieurs valeurs de pH)

2) Essais de percolation en colonne – permettent de déterminer l'évolution des concentrations des lixiviats en fonction du temps. En général, la concentration maximale est obtenue en début de percolation.

Les résultats de ces essais pour le déchet mentionné sont rassemblés dans le tableau ci-dessous. Les facteurs d'atténuation estimés par modélisation dans les points de conformités POC1 et POC2 pour les deux scénarios d'écoulement de la nappe sont présentés également dans le tableau ci-dessous. Le POC1 est considéré dans le cas des métaux alors que le POC2 est à prendre en compte pour les chlorures et sulfates [POLDEN, 2002]

Tableau 53 Données de lixiviation et facteurs d'atténuation

Espèce	Quantité maximale mobilisable (FMM), mg/kg déchet	Concentration maximale des percolats, mg/L
chlorure	450	100
sulfate	5000	100
Zn	1	0,02
Ni	40	0,02
Pb	<0,3	0,07

	POC1	POC2
Route parallèle à la nappe	28	43
Route perpendiculaire sur la nappe	62	104

Les émissions dans l'environnement ont été calculées :

- au niveau du sous-sol : concentration maximale de polluant pouvant se retrouver dans le sol, calculée à partir de la FMM – notation CT ci-dessous (en mg/kg).
- au niveau de la nappe : concentration maximale de polluant dans les points de conformités – notation C ci-dessous (mg/L). Le facteur d'atténuation le plus faible a été choisi entre les deux scénarios d'écoulement de la nappe (situation pessimiste).

Ces valeurs sont comparées avec des valeurs limites établies pour les milieux respectifs (tableau suivant) :

- valeurs de constat d'impact VCI (usage sensible) pour le sol [BRGM, 1994]
- concentrations limites dans les eaux destinées à la consommation humaine [Décret 2001]

On constate que pour toutes les espèces chimiques détectées dans les lixiviats les valeurs d'émission potentielles sont largement inférieures aux valeurs limites. On peut conclure à un non impact sur les milieux sous-sol et nappe.

Tableau 54 Résultats d'étude d'impact

Espèce	CT, mg/kg sol	VCI, mg/kg	C, mg/L	Limites, mg/l
Cl	0,75	-	2,3	200
SO ₄	8,33	-	2,3	150
Zn	0,0016	9000	0,000714	0,50
Ni	0,066	140	0,000714	0,02
Pb	0,0005	400	0,0025	0,010

ACV

Etude VTT Finlande, cf.§ 3.5.1.

On considère le cas DC2 décrit dans les tableaux 44, 45, car les conditions sont les plus similaires au scénario étudié en EDR.

Unité fonctionnelle : 1 km de route secondaire ayant la section et la composition de la figure 31.

Les quantités lixiviées dans le sol ont été estimées par unité fonctionnelle et sur 50 ans, sans considérer les conditions d'arrière plan. Les quantités correspondent aux masses dissoutes dans les tests (CEN pr EN 12457) avec le même rapport L/S calculé selon la formule suivante :

$$L/S = t \times l \times (1000 \text{ l/m}^3) / (d \times h),$$

t = période de lixiviation depuis l'apparition du premier percolât = 50 ans

d = poids du matériau sec à tester [kg/m³]

h = épaisseur de la couche de matériau [mm]

l = infiltration = 6 mm/an

Les résultats d'impacts selon l'approche problème-CML2002 et dommages-Ecoindicator sont listés dans le tableau 56 et ont été calculés moyennant les hypothèses suivantes :

- les impacts de « déplétion de ressources abiotiques » et « dommages aux ressources » n'ont pas été calculés faute de facteurs de caractérisation ; les consommations brutes de ressources et d'eau ont été considérées.
- L'impact d'effet de serre est calculé en considérant le GWP100 net maximal sur 100 ans, afin de pouvoir prendre en compte la contribution des CO
- le milieu « sol agricole » est considéré pour les émissions dans le sol, à l'exception de la catégorie « Dommages à la qualité des écosystèmes dus aux émissions écotoxiques » pour laquelle, faute de données pour « sol agricole », le milieu « sol industriel » est pris en compte.
- les impacts dus à la consommation des combustibles fossiles sont déjà pris en compte dans les valeurs de consommations d'énergie primaire, à savoir les émissions de polluants et les consommations de matières sont déjà inclus dans les valeurs d'inventaire dans le tableau 38 ; la ligne « consommation des combustibles fossiles » est donc redondante et donnée à titre d'information.

On rappelle que les impacts écotoxiques sont dus seulement à l'infrastructure route, c'est à dire que les impacts des autres processus du cycle de vie ne sont pas pris en compte.

Tableau 55 Résultats d'impact par les approches CML et EI

Approche problème-CML2002				Approche dommages			
Catégorie	Unité	DC2	Vierges	Catégorie	Unité	DC2	Vierges
Consommation Ressources	t	33200	46300	Consommation Ressources	t	33200	46300
Consommation Eau	t	540	760	Consommation Eau	t	540	760
Consommation énergie primaire	MWh	793	1160	Consommation énergie primaire	MWh	793	1160
Effet de serre	Kg CO ₂ éq	2543	2870	Dommages à la santé dus aux changements climatiques	DALY	5,52E-05	7,98E-05
Smog photochimique	Kg C ₂ H ₄ éq	-1080	-1420	Effets sur les capacités respiratoires - substances organiques	DALY	3,55E-04	5,17E-04
Toxicité humaine	Kg 1,4-DCB éq.	11940	11524	Effets sur les capacités respiratoires - substances inorganiques	DALY	1,97	5,97
Acidification	Kg SO ₂ éq.	336	552	Dommages à la qualité des écosystèmes dus aux effets combinés de l'acidification et eutrophisation	PDF× m ² × an	23143	30713
Eutrophisation	Kg PO ₄ ³⁻ éq.	520	688				
Ecotoxicité eaux douces	Kg 1,4-DCB éq.	514	0	Dommages à la qualité des écosystèmes dus aux émissions écotoxiques	PDF× m ² × an	8483	0
Ecotoxicité eaux salées		102760	0				
Ecotoxicité terre		10727	0				

Les possibilités d'intégration des résultats ACV et EDR sont résumées dans le schéma 52.

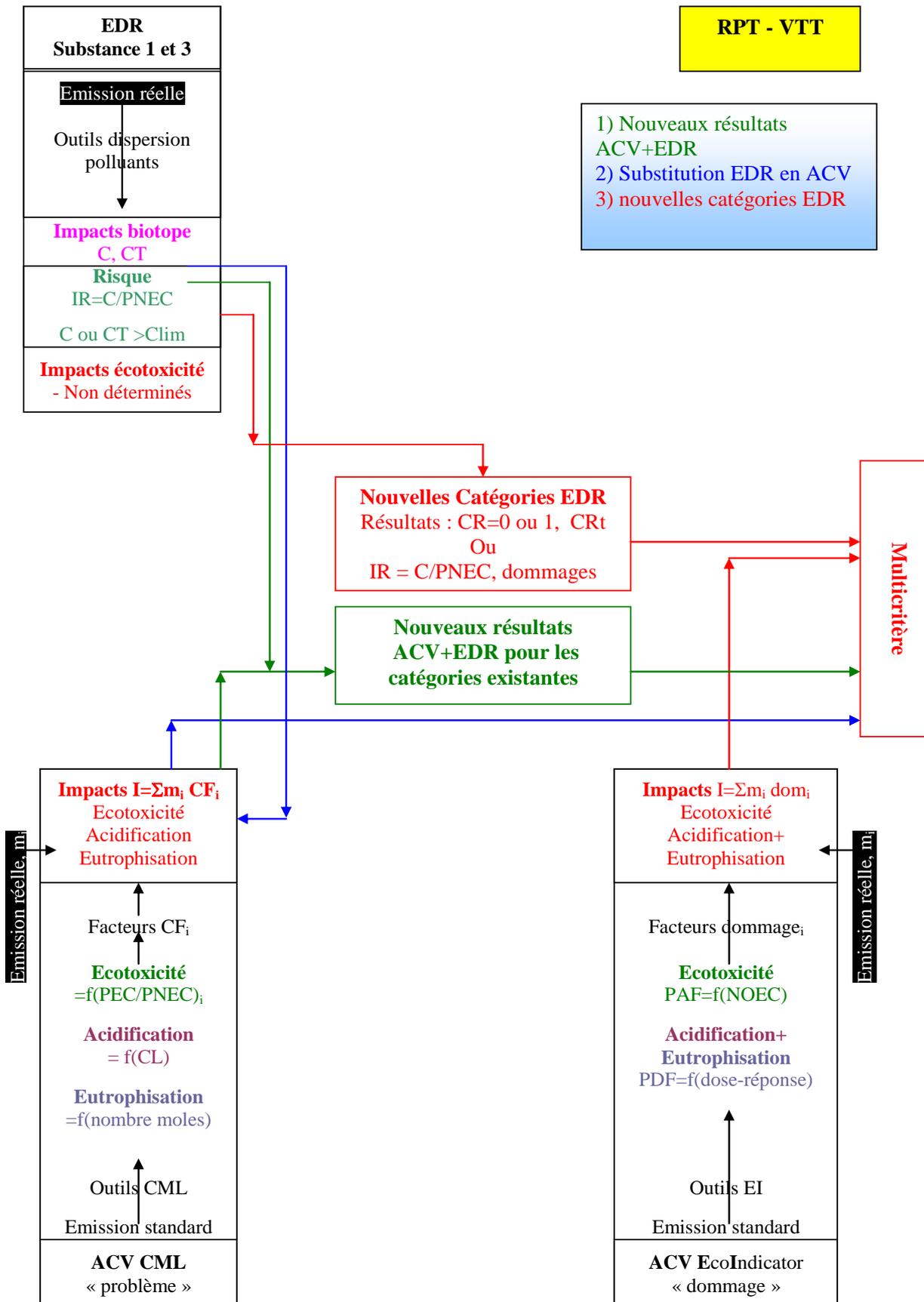


Figure 52 Intégration des résultats EDR et ACV pour le couple n.2

4.3.2 Intégration stratégie 1 : nouveaux indicateurs ACV+EDR basés sur les PNEC

Les PNEC des substances étudiées dans l'EDR sont listés dans le tableau suivant :

Tableau 56 Valeurs de PNEC utilisés

	SOL	EAUX
Espèce	mg/l	mg/l
Cl	-	-
SO ₄	-	-
Zn	150	0,001
Ni	15	0,0015
Pb	75	0,0005

En considérant une densité moyenne du sol de 1,2 kg/l (y compris les vides), à partir des résultats de l'EDR, on obtient les IR suivants pour le scénario « B » (route avec déchets de démolition):

Tableau 57 Indices de risque (IR) calculés

« B » (route avec déchets de démolition)	SOL	EAUX
Espèce		
Cl	-	-
SO ₄	-	-
Zn	0,0000128	0,714
Ni	0,00528	0,476
Pb	0,000008	5
SOMME	0,0053	6,19

Le résultat ACV pour la catégorie « écotoxicité eaux douces » du scénario « B » (514 kg 1-4 DCB éq.) est ainsi modifié en le multipliant par IR_{eaux} (6,19) en obtenant le nouveau résultat d'impact pour la catégorie : 3180 kg 1-4 DCB éq. L'IR pour le sol étant inférieur à 1, aucune modification pour la catégorie « écotoxicité terrestre » n'est nécessaire. Les résultats correspondants du scénario « A » ne sont pas modifiés car les IR_t sont fixés à zéro faute de EDR disponible. En considérant ces résultats et ceux pour les autres catégories du tableau 56, par l'analyse multicritère on obtient (voir annexe B pour les détails de calcul) :

A : route avec MP vierges

B : route avec déchets de démolition

	A préférable à B	B préférable à A	A et B équivalents
$\alpha = 0,2$	0,91	0,22	0
$\alpha = 0,5$	0	0	0

4.3.3 Intégration stratégie 2 : substitution des résultats ACV avec EDR

La substitution concerne les catégories « écotoxicité eaux douces » et « écotoxicité terrestre » pour les deux scénarios. Il s'agit de prendre en compte les valeurs de IRt à la place des résultats ACV du tableau 56. Tous les IRt sont égaux à zéro, sauf celui de « écotoxicité eaux douces » du scénario qui est égal à 6,19. Avec les autres résultats d'impact du tableau 56, on obtient (voir annexe B pour les détails de calcul) :

A : route avec MP vierges

B : route avec déchets de démolition

	A préférable à B	B préférable à A	A et B équivalents
$\alpha = 0,2$	0,43	0,22	0
$\alpha = 0,5$	0	0	0

4.3.4 Intégration stratégie 3 : nouvelles catégories EDR basés sur les PNEC

Les résultats pour les nouvelles catégories « écotoxicité sol EDR » et « écotoxicité eaux EDR » correspondent aux IR calculés auparavant, à savoir respectivement 0 et 6,19 pour le scénario « B » et 0 partout pour le scénario « A ».

En considérant aussi tous les résultats du tableau 56, par l'analyse multicritère on obtient en fonction de l'approche ACV choisi (voir annexe B pour les détails de calcul) :

A : route avec MP vierges

B : route avec déchets de démolition

CML	A préférable à B	B préférable à A	A et B équivalents
$\alpha = 0,2$	1	0,16	0
$\alpha = 0,5$	0	0	0

Ecoindicator	A préférable à B	B préférable à A	A et B équivalents
$\alpha = 0,2$	0,35	0,60	0
$\alpha = 0,5$	0	0	0

4.3.5 Discussion et conclusions

L'analyse multicritère des résultats ACV sans considérer les résultats EDR donne les classements suivants, en fonction de l'approche choisie :

CML	A préférable à B	B préférable à A	A et B équivalents
$\alpha = 0,2$	1	0,22	0
$\alpha = 0,5$	0	0	0

Ecoindicator	A préférable à B	B préférable à A	A et B équivalents
$\alpha = 0,2$	0	1	0
$\alpha = 0,5$	0	0	0

Cohérence entre étude ACV et étude EDR

- La longueur de la route est sensiblement différente (10 km en EDR et 1 km en ACV). Cela n'a pas d'influence sur les voies d'intégration choisies car les impacts EDR sont toujours calculés de manière intensive ; par contre, dans l'hypothèse de substitution des émissions ACV par les EDR, il faut veiller à multiplier par 10 l'UF et donc les résultats ACV. On rappelle que les calculs ACV sont linéaires.
- La durée de suivi EDR est de 100 ans alors que les données ACV de la route sont évaluées sur un horizon temporel de 50 ans. N'étant pas possible d'adapter les résultats de manière à prendre en compte la même durée, il faut considérer les résultats EDR comme le plus conservatifs ;
- L'épaisseur et le profil transversale des routes sont très similaires ;
- Les impacts ACV liés aux émissions liquides, notamment toxiques et écotoxiques, sont dus aux émissions de la route estimées pour la période considérée ; les émissions liquides des autres processus du cycle de vie ne sont pas prises en compte. Nous observons donc une superposition complète entre ACV et EDR concernant ces émissions.

Interprétation des résultats de l'analyse multicritère

Les résultats d'analyse multicritère sur les seuls impacts ACV montrent que :

- Il n'y a pas de préférences très fortes en faveur du scénario avec ou sans déchets de démolition (pour $\alpha = 0,5$, les degrés de vérité sont tous nuls).
- Si l'on considère aussi les résultats de préférence faibles (pour $\alpha = 0,2$), l'approche CML indique le scénario A (sans déchets) comme le meilleur, alors que l'approche Ecoindicator indique le scénario B, toujours avec degré de vérité égal à 1. Cette différence est due au fait que l'évaluation des effets toxiques des poussières sur l'homme mais surtout du chrome lixivié des déchets de démolition est plus intense dans l'approche CML que dans le EI.

L'intégration des résultats EDR par la voie 1 empire les performances du scénario B car l'impact écotoxique des eaux douces est majoré. Cela se traduit en une diminution du degré de vérité de l'affirmation « A est préférable à B ». Cela est dû au fait que les préférences « normale et stricte » ($\mu_{pref}(A,B)_m$ pour $pref = \text{normale et stricte}$) sur la catégorie m « écotoxicité eaux douces » sont plus intenses du cas précédent et ainsi l'incertitude sur la préférence agrégée est plus faible (les préférences sont plus concentrées). Le degré de vérité diminue ainsi avec la dispersion des préférences (incertitude), comme on l'a expliqué au § 2.4.2.

L'intégration par la voie 2 (substitution) comporte une diminution du degré de vérité de l'affirmation « A est préférable à B » encore plus marquée car cette fois non seulement les incertitudes mais aussi les degrés de préférence pour les deux catégories d'impact objet du remplacement changent.

L'intégration par la voie 3 ajoute deux catégories d'impact sans modifier les existantes et leurs résultats. Pour cela, l'influence des résultats de préférence $\mu_{pref}(A,B)_m$ de ces nouvelles catégories est prépondérante par rapport à l'influence des incertitudes des préférences agrégées. L'analyse multicritère montre un affaiblissement des degrés de vérité des affirmations de préférence « B est préférable à A » dans les deux approches, CML et EI. Tout cela est cohérent avec les résultats EDR qui empirent les performances du scénario « B ».

Conclusions

Les résultats des trois cas d'intégration montrent que la voie la plus simple d'intégration des résultats EDR est la voie 3, pour laquelle les résultats de l'analyse multicritères sont immédiatement

interprétables. La substitution et en moindre partie le fusionnement introduisent des modifications de l'entropie des préférences agrégées ; pour une interprétation correcte des classements il faut rappeler que les affirmations de préférences concernent la « plupart » des critères, donc le degré de vérité diminue avec la diminution du nombre de résultats de préférence $\mu_{pref}(A, B)_m$ pris en compte, ce qui est tout à fait pertinent.

Concernant l'étude de cas en soi, 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.

4.4 Couple n.3 : MIOM / Technique routière

4.4.1 Caractérisation

EDR

Etude SVDU (cf. chapitre 3.5.2.)

Le scénario envisagé est la sous-couche routière (figure ci-dessous). Plusieurs sous-scénarios ont été étudiés en fonction des conditions environnementales et de l'état de la route :

- climat : océanique et méditerranéen
- encaissant : sableux perméable, argileux, limoneux
- état de l'enrobé de route : mauvais état et bon état
- deux scénarios d'écoulement de la nappe : parallèle à la route et perpendiculaire à la route

Quelques caractéristiques générales du scénario sont données ci-dessous :

- MIOM en couche de 40 cm ;
- taux d'infiltration effectif dans la route = de 11% à 50% de la pluie selon les sous-scénarios de construction et de conditions météorologiques considérés ;
- points de suivi de la pollution : point d'observation et contrôle (POC) et dans le puits d'alimentation en eau potable (AEP) situé à 50 m de la route.
- longueur de route considérée = 500 m
- largeur standard = 7m
- scénarios étudiés sur 20 ans

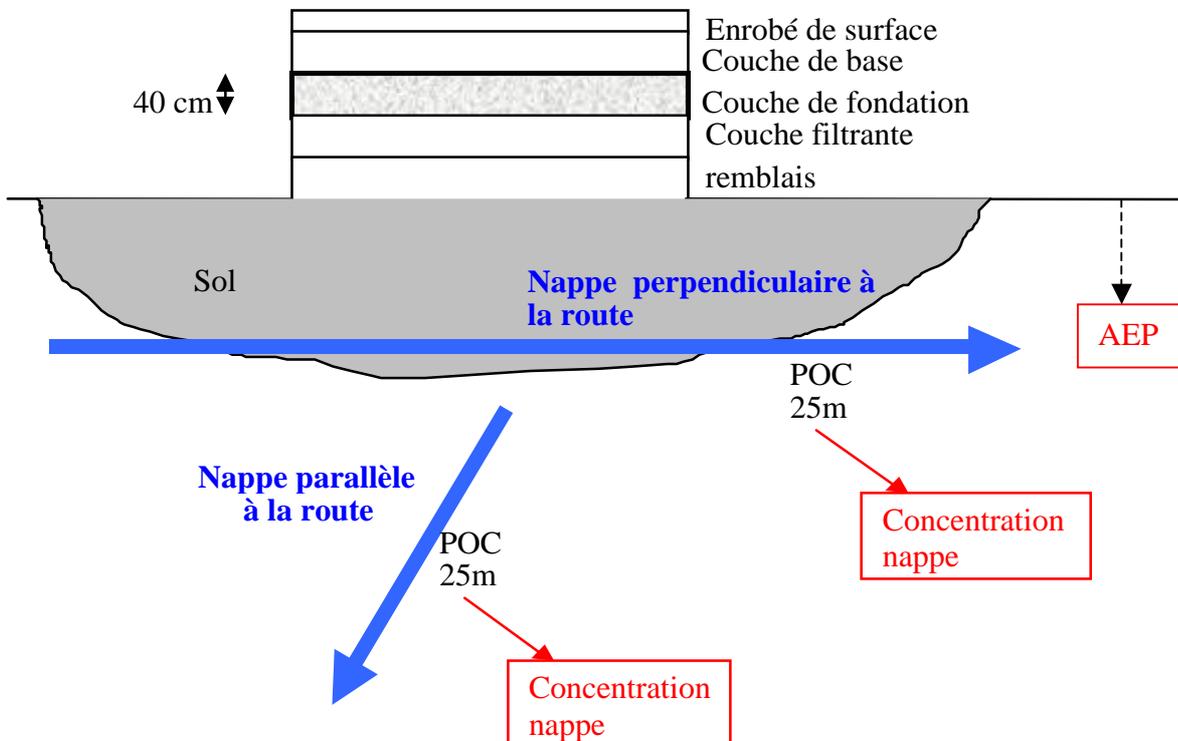


Figure 53 Schéma du scénario route défini dans le projet SVDU

Les outils expérimentaux et de modélisation utilisés ont été rappelés dans le chapitre 3. Les émissions dans l'environnement ont été calculées :

- au niveau du sous-sol : concentration de polluant
- au niveau de la nappe : concentration de polluant dans les points d'observation et contrôle (POC) et dans le puits d'alimentation en eau potable (AEP)

Ces valeurs sont comparées avec des valeurs limites établies pour les milieux respectifs:

- valeurs de constat d'impact VCI (usage sensible) pour le sol [BRGM, 1994]
- concentrations limites dans les eaux destinées à la consommation humaine [Décret 2001]

Relargage des polluants par la couche de MIOM

Quel que soit le scénario simulé et l'élément chimique considéré, la quantité de matière évacuée par les lixiviats en 20 ans est très faible. Pour le système modélisé, à savoir $4 \times 10^{-3} \text{ m}^3$ MIOM disposés en une couche de 40 cm de hauteur, elle varie entre 0,2 mol (calcium) et $2,5 \times 10^{-7}$ mol (arsenic). Les résultats numériques détaillés sont présentés dans le rapport d'étude [BRGM, 2003]. Pour des raisons d'homogénéité des résultats, ces données ont été transformées en mg/kg MIOM. Le tableau rassemble ces résultats, les valeurs maximales émises pour un élément donné en fonction du sous-scénario ont été surlignées. Plusieurs sous-scénarios ont été simulés, leur notation est donnée dans le tableau ci-dessous.

Tableau 58 Sous-scénarios simulés et quantités totales des polluants émis par le MIOM sur 20 ans, exprimées en mg/kg MIOM.

		Etat de l'enrobé de surface	
		Bon	Mauvais
<i>Climat</i>	Océanique	S1 : Argile	S7 : Argile
		S2 et S15*: Limon	S8 : Limon
	Méditerranéen	S5 : Limon	S11 : Limon

* par rapport à S5, capacité de stockage réduite pour simuler une pente

mg/kg	S8	S2	S7	S15	S1	S5	S11
Cl	3,04E+03	3,11E+03	3,10E+03	3,18E+03	3,19E+03	3,19E+03	3,17E+03
SO ₄ ⁻²	3,13E+03	3,07E+03	3,06E+03	2,93E+03	2,83E+03	1,48E+03	1,48E+03
Al	4,18E-02	3,13E-02	3,13E-02	2,41E-02	3,57E-02	4,12E-03	4,07E-03
Pb	7,46E-02	7,48E-02	7,47E-02	7,38E-02	6,69E-02	5,27E-02	5,26E-02
Zn	9,95E-02	1,09E-01	1,09E-01	1,18E-01	1,11E-01	1,60E-01	1,60E-01
Cd	3,44E-02	3,76E-02	3,76E-02	4,07E-02	3,85E-02	5,56E-02	5,57E-02
Cu	3,08E+00	2,62E+00	2,62E+00	2,30E+00	1,99E+00	1,23E+00	1,23E+00
Ni	9,34E-02	7,91E-02	7,90E-02	6,92E-02	5,98E-02	3,66E-02	3,66E-02
P	1,71E-01	1,42E-01	1,42E-01	1,21E-01	1,02E-01	3,68E-02	3,67E-02
As	5,79E-03	5,42E-03	5,38E-03	5,13E-03	1,77E-02	3,02E-03	2,99E-03

On peut constater que le maximum de relargage des différents polluants ne correspond pas au même sous-scénario.

Dispersion des polluants dans le sol et la nappe

Les résultats des simulations réalisés sur le terme source et sur le sous-sol de transfert et la nappe, pour tous les scénarios envisagés, ont permis de conclure que les scénarios le plus pénalisants sont : climat océanique (O), encaissant sableux perméable (P), un enrobé dégradé (M).

Les tableaux ci-dessous rassemblent les concentrations des polluants calculées dans la nappe (écoulement transversal et écoulement longitudinal par rapport à la route) pour le cas le plus pénalisant observé : encaissant sableux perméable (lettre P dans la notation des sous-scénarios). Parmi les quatre sous-scénarios avec un sol sableux, le climat océanique (lettre O) et un revêtement en mauvais état (M) semblent les plus pénalisants. Le sous-scénario le plus pénalisant, à savoir OMP, est souligné en bleu dans les tableaux ci-dessous. Les simulations ont été réalisées pour une durée de 20 ans.

Tableau 59 Concentration des polluants dans la nappe dans le POC à plus forte réponse, et dans le AEP, pour l'écoulement transversal et longitudinal. Données en mg/L.

Tableaux tirés de [Descat et Pagotto, 2003]

	OBP-TRANS				OMP-TRANS				MBP-TRANS				MMP-TRANS				Norme
	AEP		POC2 (*)		AEP		POC2 (*)		AEP		POC2 (*)		AEP		POC2 (*)		
	Moy	Max	Moy	Max													
Cl	1,6	3,0	11,6	33,7	1,5	3,6	10,7	33,0	0,08	1,22	2,2	27,5	0,10	1,18	2,41	27,1	200
SO ₄	1,4	2,3	10,6	25,3	1,5	2,9	10,4	26,5	0,04	0,57	1,04	12,3	0,05	0,54	1,11	11,6	250
Cu	1,9e-6	1,3e-5	1,1e-3	6,2e-3	5,2e-6	3,3e-5	2,6e-3	1,3e-2	-	-	-	2e-10	-	-	-	4e-10	1
Pb	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,05
Zn	-	-	-	4e-11	-	-	1e-11	2e-10	-	-	-	-	-	-	-	-	5
Cd	-	-	-	1e-11				4e-11	-	-	-	-	-	-	-	-	0,005
Ni	-	7,3e-9	1,7e-6	1,3e-5	2,6e-9	2,3e-8	4,7e-6	3,3e-5	-	-	-	-	-	-	-	-	0,05
Mo	3,4e-3	9,2e-3	0,15	0,38	5,5e-3	1,4e-2	0,22	0,52	8,7e-8	2,0e-6	1,2e-5	2,5e-4	1,2e-7	2,6e-6	1,6e-5	2,6e-4	/
Ba	6,2e-4	2,4e-3	0,21	0,55	1,2e-3	4,3e-3	0,32	0,75	5e-10	1,6e-8	1,7e-5	3,6e-4	8e-10	2,5e-8	2,2e-5	3,8e-4	/

	OBP-LONG				OMP-LONG				MBP-LONG				MMP-LONG				Norme
	AEP		POC3 (*)		AEP		POC3 (*)		AEP		POC3 (*)		AEP		POC3 (*)		
	Moy	Max	Moy	Max	Moy	Max	Moy	Max									
Cl	2,5	4,2	20,0	37,6	2,4	3,9	18,6	34,3	1,0e-2	0,33	-	-	1,4e-2	0,37	-	-	200
SO ₄	2,1	4,2	17,1	38,1	2,1	4,2	16,8	34,2	5,3e-3	0,15	-	-	7,0e-3	0,18	-	-	250
Cu	7,7e-7	5,2e-6	3,3e-5	2,5e-4	2e-6	1,4e-5	8,5e-5	6,6e-4	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Pb	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,05
Zn	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5
Cd	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,005
Ni	6e-10	5e-9	1,2e-8	1,1e-7	2e-9	1,5e-8	4,2e-8	3,8e-7	-	-	-	-	-	-	-	-	0,05
Mo	2,2e-3	7,3e-3	6,5e-2	0,22	3,5e-3	1,1e-2	9,9e-2	0,31	5e-10	5,1e-8	-	-	1,5e-9	9,8e-8	-	-	/
Ba	3,1e-4	1,4e-3	9,2e-2	0,31	6,1e-4	2,6e-3	0,14	0,44	-	3e-11	-	-	-	5e-11	-	-	/

Pour l'intégration avec les résultats ACV, on considère les valeurs moyennes maximales des concentrations dans l'eau (ci-dessous).

Tableau 60 Concentrations moyennes maximales de polluants dans l'eau

mg/l	Cl	SO ₄	Cu	Pb	Zn	Cd	Ni	Mo	Ba
	18,6	16,8	2,6 E-3	-	1 E-11	4 E-11	4,7 E-6	0,22	0,32

Les concentrations des polluants dans le sol ont été également simulées. Le cas le plus pénalisant est le sous-scénario OBP- cas longitudinal. Les valeurs de concentration pour le Pb et pour le Cd obtenues pour ce scénario constituent un maximum parmi les simulations réalisées [ITASCA, 2003] :

Tableau 61 Concentrations maximales de polluants dans le sol

Polluant	Concentration dans le sol mg/kg sol	VCI usage sensible mg/kg sol
Pb	0,11	400
Cd	0,06	20

Concernant les impacts environnementaux, les principales conclusions de l'étude sont les suivantes :

- Les concentrations des polluants dans l'aquifère sont pour tous les éléments et quel que soit le sous-scénario, largement inférieures aux seuils de potabilisation (au POC)
- Les concentrations dans les sols sont en tout point, très largement inférieures aux valeurs VCI.

ACV

Etude DTU Danemark (§ 3.5.1). Le cas considéré est le même que pour la première couple déchet- filière (§ 4.1.1). Pour rappel, les résultats d'impact sont listés dans le tableau 63.

Tableau 62 Résultats d'impact ACV

	B : Route avec MIOM	A : Route avec MP vierges
Consommation ressources [PE]	2,29E+04	2,23E+04
GW [kg CO₂-eq]	1,31E+08	1,26E+08
ET_w [m³ eau]	2,99E+09	2,46E+09
ET_s [m³ sol]	0,00E+00	0,00E+00
HT_a [m³ air]	1,07E+13	1,07E+13
HT_w [m³ eau]	1,31E+08	1,31E+08
HT_s [m³ sol]	5,08E+05	5,08E+05
SET_w [m³ eau]	1,44E+10	1,62E+10
SET_s [m³ sol]	4,10E+10	4,24E+10
POF [kg C₂H₄-eq]	6,25E+04	6,25E+04
AF [kg SO₂-eq]	5,55E+05	5,55E+05
NE [kg NO₃⁻-eq]	1,01E+06	1,01E+06

Les possibilités d'intégration identifiées sont résumées dans le schéma 54.

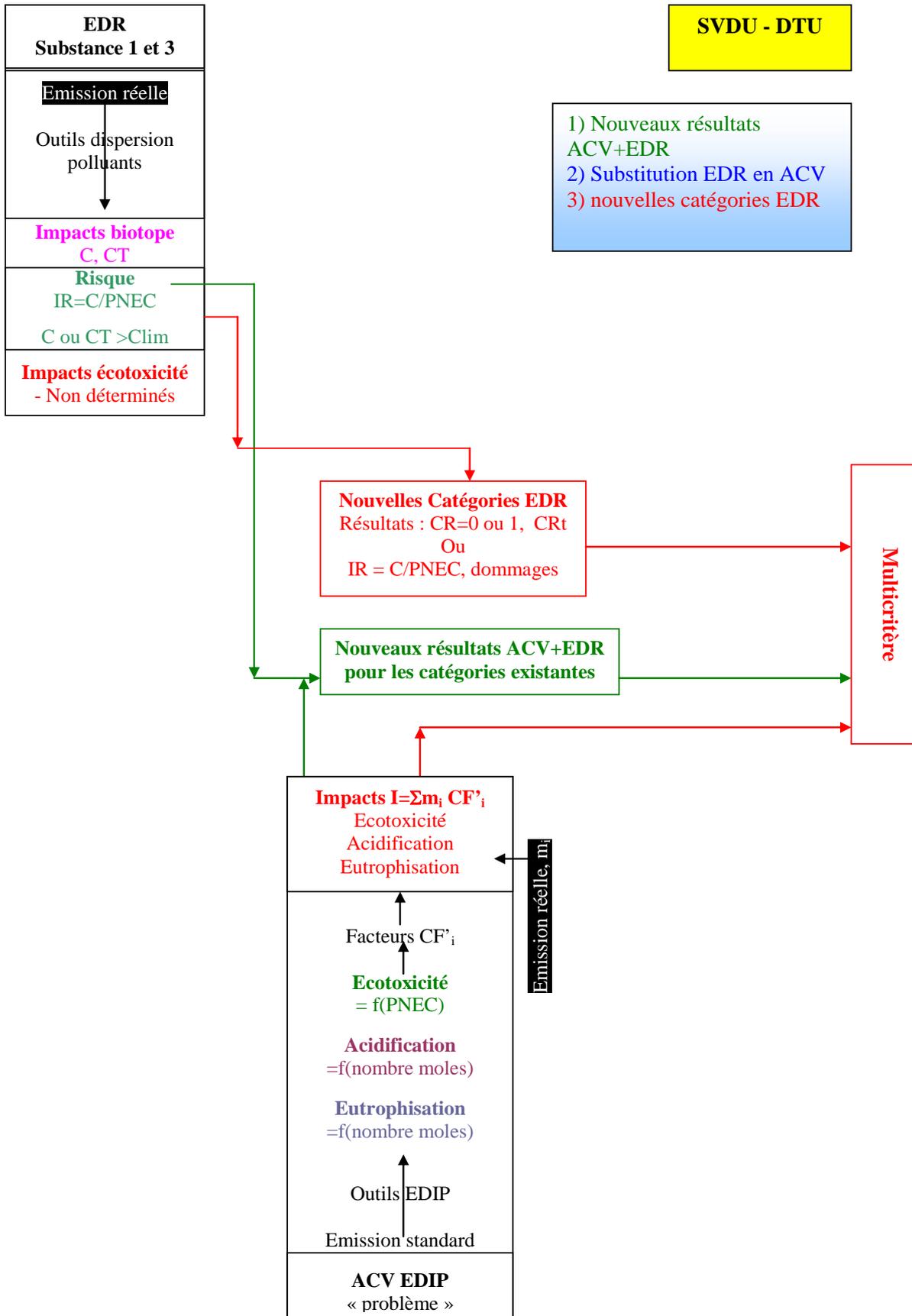


Figure 54 Intégration des résultats EDR et ACV pour le couple n.3

4.4.2 Intégration stratégie 1 : nouveaux indicateurs ACV+EDR basés sur les PNEC

Les valeurs de PNEC pour le scénario B (route avec MIOM) pour les substances étudiées dans l'étude EDR et les indices de risque correspondants sont :

Tableau 64 Indices de risque pour l'eau et sol calculés à partir des résultats EDR

PNEC							
Eaux [mg/l]							
Cl	SO ₄	Cu	Pb	Zn	Cd	Ni	Mo
		8,00E-05	5,00E-04	1,00E-03	8,50E-06	1,50E-03	5,00E-04
Sol [mg/l]							
Pb	Cd						
75	0,45						

IR								
Eaux [mg/l]								
Cl	SO ₄	Cu	Pb	Zn	Cd	Ni	Mo	SOMME
-	-	32,5		1,00E-08	4,70E-06	3,13E-03	440	473
Sol [mg/l]								
Pb	Cd							SOMME
0,00176	0,16							0,16

Le seul IR significatif est celui pour les eaux. Les résultats ACV de la catégorie « écotoxicité eaux ET_w » pour le scénario B (2,99E+09 m³ eau) est ainsi modifié en le multipliant par IR_{eaux} (473) en obtenant le nouveau résultat d'impact pour la catégorie : 1,41E+12 m³ eau. Les IR pour le scénario « A » sont fixés à zéro. En considérant le nouveau résultat pour « écotoxicité eaux ET_w » et ceux pour les autres catégories du tableau 63, par l'analyse multicritère, on obtient (voir annexe B pour les détails de calcul) :

A : route avec MP vierges

B : route avec MIOM

	A préférable à B	B préférable à A	A et B équivalents
$\alpha = 0,2$	0	0	1
$\alpha = 0,5$	0	0	0,62

4.4.3 Intégration stratégie 3 : nouvelles catégories EDR basés sur les PNEC

Comme dans les cas précédents, on considère 2 nouvelles catégories d'impact « écotoxicité eaux EDR » et « écotoxicité sol EDR », ayant comme résultats les indices de IR calculés pour les deux scénarios, à savoir respectivement 473 et 0 pour « B » et 0 partout pour « A »

En ajoutant ces deux catégories d'impact aux catégories ACV classiques, on obtient :

A : route avec MP vierges

B : route avec MIOM

	A préférable à B	B préférable à A	A et B équivalents
$\alpha = 0,2$	0	0	1
$\alpha = 0,5$	0	0	0,52

4.4.4 Discussion et conclusions

Le classement à partir des résultats ACV sans intégration aux EDR est le suivant :

	A préférable à B	B préférable à A	A et B équivalents
$\alpha = 0,2$	0	0	1
$\alpha = 0,5$	0	0	0,62

Cohérence entre étude ACV et étude EDR

- le profil transversal et l'épaisseur de la couche de MIOM des infrastructures routières des études ACV et EDR sont équivalents
- l'horizon temporel adopté est sensiblement différent: 20 ans pour l'EDR et 100 ans pour l'ACV; n'étant pas possible d'adapter l'un ou l'autre de manière à avoir le même horizon, les résultats EDR sont à considérer sous estimés
- La longueur de la route est différente (500 km en EDR et 1 km en ACV). Comme dans le cas précédent, cela n'a pas d'influence sur les voies d'intégration choisies car les impacts EDR sont toujours calculés de manière intensive ; par contre, dans l'hypothèse de substitution des émissions ACV par les EDR, il faut veiller à multiplier par 0,5 l'UF et donc les résultats ACV. On rappelle que les calculs ACV sont linéaires.
- L'étude ACV évalue les impacts dus aux émissions liquides de l'infrastructure routière et des processus du cycle de vie et, compte tenu des informations et des données disponibles, il n'est pas possible de distinguer les deux. Les mêmes impacts de la route sont ainsi évalués par l'ACV et par l'EDR, avec les différences et complémentarités expliquées au § 1.3. L'application de la voie d'intégration n.1 n'est donc pas tout à fait formellement correcte car les impacts obtenus par l'EDR sont multipliés aux impacts ACV globaux (à savoir du cycle de vie) et non pas aux impacts ACV de la seule « infrastructure route » comme il devrait être.

Interprétation des résultats de l'analyse multicritère et conclusions

L'analyse multicritère sur les résultats ACV (sans EDR) donne les mêmes résultats que pour le couple 1, et donc les mêmes conclusions sont valables.

L'intégration des résultats EDR par la voie 1 ne modifie pas les degrés de vérité des affirmations de préférence. Nonobstant l'augmentation du résultat d'impact de 3 ordres de grandeur, et la conséquente augmentation des degrés de préférence pour la catégorie « écotoxicité eaux douces », les degrés de préférence agrégés restent trop faibles (cf. annexe B) et donc entre les scénarios il reste une substantielle équivalence.

L'intégration par la voie 3 comporte une diminution du degré de vérité de l'affirmation d'équivalence de 0,62 à 0,52 dans le cas $\alpha = 0,5$. Le fait d'empirer les performances du scénario B a donc plus d'influence sur le classement dans ce cas que dans le précédent. La variation se produit pour $\alpha = 0,5$ car dans ce cas un différentiel de préférence plus élevé est plus considéré que dans le cas $\alpha = 0,2$, où aussi les faibles préférences sont prises en compte. Cela semble confirmer

les **conclusions** issues de l'application de la voie 3 sur les autres couples, à savoir que cette voie plus que les autres permet d'augmenter l'influence des résultats EDR sur le classement final.

4.5 Conclusions

Le manque d'exemples d'études ACV et EDR fiables nous a obligé de 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 études ACV et EDR retenues pour ces déchets (en technique routière) sont :

1) MIOM : EDR matrice – Ecocompatibilité ; ACV EDIP (problème) – DTU Danemark

Intégration par la stratégie 3

2) Déchets de démolition : EDR substance incomplète (substance n.1) – RPT ; ACV – VTT Finlande

Intégration stratégie 1, 2 et 3.

3) MIOM : EDR substance incomplète (substance n.1) – SVDU ; ACV EDIP (problème) – DTU Danemark

Intégration stratégie 1 et 3.

Concernant la cohérence des scénarios et des données pris en compte dans l'étude EDR et 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 ;
- aucun scénario n'a fait l'objet d'une étude EDR et d'une étude ACV ;
- les dimensions des ouvrages et l'horizon de temps sont souvent différents mais l'épaisseur de la couche de déchet est très proche dans l'étude EDR et ACV ;
- 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 que à la écotoxicité). Seule la méthode EDR matrice (MIOM) a mis en évidence un impact écotoxique sur le milieu sol et eau.

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.

Les résultats des catégories d'impact ont été comparés par un outil multicritère à agrégation partielle avec les mêmes impacts pour un scénario route utilisant des matières premières vierges. Cette comparaison a permis de mettre en évidence le poids relatif du résultat EDR sur les performances environnementales globales du scénario de valorisation. On remarque que ce poids relatif dépend de critères extérieurs à l'ACV et à l'EDR, 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 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 se-

lon la voie 1 (indicateur commun ACV et 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 négligeables par rapport aux autres étapes du cycle de vie donc la prise en compte des résultats EDR permet de tenir compte d'effets autrement négligés.
- 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 et 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.

5 Conclusions générales

Revue critique des approches ACV et EDR

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 de 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 et continental (au moins) pour l'ACV, 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).

Voies d'intégration ACV et EDR - cadre méthodologique

Dans la pratique, les études ACV et les études EDR sont appliquées d'une manière indépendante, avec des objectifs différents, utilisant des outils propres et fournissant de résultats indépendants, même si le système étudié est le même. Les méthodes ACV utilisent de données écotoxiques et certains modèles issus des études EDR substance dans le corps des outils de modélisation ACV. Cette « pseudo intégration » n'a rien à voir avec une évaluation intégrée des impacts locaux et globaux pour un système, scénario bien précis.

Nous distinguons deux types d'intégration possible en vue de l'évaluation des impacts locaux et globaux: 1) l'intégration des résultats finaux des études EDR et ACV, et 2) l'intégration des outils employés dans les deux méthodes.

L'intégration des résultats est accessible aux praticiens. Elle doit tenir compte de la spécificité de chaque méthode ACV et EDR et du type de résultat fourni. Il s'agit tout d'abord d'agir sur les résultats d'impacts écotoxique, acidification et eutrophisation, et ensuite sur l'ensemble des résultats d'impact par une méthode d'aide à la décision. Les méthodes ACV utilisées à présent sont : CML et EDIP – approche problème, EcoIndicator – approche dommage. Nous avons classé les méthodes EDR écologiques, pratiquées en général et en particulier pour des scénarios de valorisation de déchets, en trois catégories : approche matrice, approche substance et approche substance « incomplète ». Nous avons proposé trois stratégies d'intégration des résultats finaux ACV et EDR, proposition qui nous semblent exhaustives dans le cas de ces six méthodes identifiées : 1) définition de nouveaux résultats d'impact qui regroupent l'information contenue dans les résultats ACV et

EDR ; 2) substitution de certains résultats ACV par de résultats EDR (tel qu'ils sont ou dérivés) ; 3) définition de nouvelles catégories à partir des résultats EDR apportant une information complémentaire à celle des résultats ACV, dans l'objectif de les utiliser dans une méthode d'analyse multicritère.

L'intégration des outils nécessite l'intervention des spécialistes dans le domaine car il faut agir sur le fond des méthodes EDR et ACV dans l'objectif d'obtenir des résultats plus compatibles en termes d'expression et signification. On propose donc : 4) l'évolution des outils ACV par le moyen des outils EDR, affiner les modèles pour les rendre plus ponctuels et fournir des résultats d'impact local plus « localisés », pour la prise en compte de nouveaux polluants et effets; 5) l'utilisation d'outils communs et une expression unique des impacts locaux – impliquant un traitement des données EDR pour obtenir des résultats exprimés de la même manière que dans l'ACV ; 6) la substitution partielle de résultats de modélisation ACV par de résultats d'études cas par cas EDR pour affiner l'objectivité des résultats ACV.

Les résultats obtenus avec des outils améliorés peuvent être soumis à un deuxième niveau d'intégration - celui des résultats finaux.

Quelle que soit la stratégie d'intégration, les résultats finaux d'impacts locaux et globaux ACV plus EDR peuvent être traités par une méthode multicritère à agrégation partielle dans l'objectif de comparer de scénarios concurrents.

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 sur les conclusions suivantes.

Les déchets minéraux sont valorisés grâce à leurs propriétés chimiques et physiques permettant le remplacement de matériaux naturels ou autres produits industriels. Les principales filières sont l'utilisation en technique routière, dans les bétons et matériaux de construction, en cimenterie.

Les tonnages de production les plus importants concernent les déchets de construction, les cendres volantes de charbon, les MIOM et les laitiers de hauts fourneaux. 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 fourneaux.

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, très peu d'études 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 Ecompatibilité) et aucune étude EDR substance complète. La plupart des études se limitent au terme source, très peu s'intéressent aussi à la dispersion des flux émis dans l'environnement (EDR substance « incomplète »).

- très peu d'études ACV sur la valorisation des déchets sont disponibles dans la littérature et leur adaptation et intégration avec des données moyennes est toujours nécessaires afin d'obtenir un résultat d'impact.

Application des stratégies d'intégration des résultats

Le manque d'exemples d'études ACV et EDR fiables nous a obligé de retenir une seule filière de valorisation - technique routière, et seulement deux déchets - MIOM et déchets de démolition - pour l'application des stratégies d'intégration proposées.

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 pris en compte sont les seuls disponibles inventoriés lors de l'étude bibliographiques, 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 3 du paragraphe 2.2.1., à savoir 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 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, nous avons obtenu une discordance complète entre les approches CML et EI due à une différente estimation des impacts sur la santé humaine et l'écotoxicité eaux douces

respectivement des poussières et du chrome relargué par la route pendant son fonctionnement. L'analyse des limitations des modèles de caractérisation réalisée au §1 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 première ébauche de méthode d'évaluation intégrée des impacts 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 dans le cahier de charges.

À l'issue de cette étude, nous proposons comme méthode d'évaluation intégrée optimale (en termes de faisabilité et rigueur) la stratégie 5 – outils communs et expression unifiée des résultats d'impacts ACV et EDR, couplée avec les trois stratégies d'intégration des résultats finaux. Une proposition d'étude dans ce sens est faite dans le cahier de charges.

6 Proposition d'éléments de cahier des charges pour un futur programme de recherche

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

Introduction : Les deux approches ACV actuellement en cours de développement, et notamment la CML+EI, vont devenir dans le futur proche les méthodes de référence. Bien que les détails des approches doivent encore être dévoilés, il est vraisemblable que les hypothèses sous-jacentes l'évaluation des impacts toxiques et écotoxiques restent très différentes : distance d'une valeur de référence (PNEC ou NOEC) dans le cas CML+EI, risque cumulé et intégré dans le temps et l'espace dans le cas d'IMPACT2005.

Objectifs : modifier et intégrer le cadre méthodologique développé dans cette étude afin de mieux l'adapter aux nouvelles méthodes ACV. Analyser et éventuellement intégrer la complémentarité entre les méthodes ACV.

Contenu :

- analyse critique des nouvelles approches ACV sur la base de l'analyse réalisée dans le cadre de la présente étude.
- Analyse de la complémentarité entre elles et des implications pour l'intégration des résultats ou outils EDR
- Modification et intégration du cadre méthodologique sur la base des conclusions précédentes

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

Introduction : l'homogénéité des résultats EDR et ACV implique la prise en compte des mêmes types de paramètres écotoxiques que dans l'ACV. Comme il a été mis en évidence dans l'analyse critique des méthodes ACV, les modèles de caractérisation utilisent un large éventail de paramètres, et notamment des PNEC et CL. Les modalités de prise en compte et adaptation de ces paramètres dans les modèles restent à étudier. Pour cela il est nécessaire de déchiffrer et tester les modèles.

Objectifs : Etudier les modalités de calcul des effets écotoxiques et liés à l'acidification et eutrophication dans les modèles ACV (notamment CML et EI) ; identifier les modalités de prise en compte des paramètres PNEC et CL afin d'évaluer les possibilités d'homogénéisation possibles avec les évaluations EDR.

Contenu :

- Réaliser une analyse des paramètres écotoxiques utilisés dans l'ACV : PNEC pour les approches problème et NOEC pour l'approche dommage, le type d'effets pris en compte par milieu (modalité de calcul et de prise en compte dans les modèles multi-média)
- Dans le cas des substances responsables de l'acidification et l'eutrophication analyser les paramètres caractérisant ces effets (par exemple les CL). Analyser aussi les éventuels effets écotoxiques le cas échéant
- Tester les modèles de caractérisation ACV pour différentes variantes d'homogénéisation par rapport aux EDR des paramètres PNEC et CL et de leurs modalités de prise en compte
- Identifier comment prendre en compte des effets multiples dans le cas d'une substance donnée et donc comment exploiter les résultats EDR substance n.1 par rapport à cette problématique.

Construction d'un scénario « modèle » et étude d'évaluation intégrée des impacts locaux et globaux

Introduction : le peu d'études ACV et EDR trouvées dans la 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.

Objectifs : construction d'un ou plusieurs scénarios « théoriques » comprenant des types et magnitudes d'impacts et des conditions « idéales » (à définir) pour tester efficacement les alternatives d'intégration.

Contenu : La stratégie d'intégration des outils et ensuite des résultats nous semble la plus pertinente. Concernant les outils, nous ne pouvons pas intervenir dans la méthode ACV, en revanche le développement d'une méthode pour obtenir des résultats EDR cohérents avec les résultats ACV nous semble réalisable. Il s'agit donc de la stratégie n.5 – expression unifiée des résultats EDR et ACV. Ensuite les trois stratégies d'intégration des résultats seront appliquées.

Le scénario doit être basé sur des cas et de données réelles. Les étapes de l'étude sont :

1) ACV :

- inventaire
- évaluation des impacts par une approche problème et une approche dommages.

2) EDR type substance n.1:

- la détermination par modélisation de l'impact sur le biotope (calcul du panache de pollution dans les milieux constituant l'écosystème)
- la création d'un modèle type ACV - problème pour la prise en compte de la substance de référence (1,4-DCB)
- la création d'une méthode de calcul des dommages sur l'écosystème type ACV - dommage
- le choix des paramètres écotoxiques (PNEC, NOEC, etc) et des paramètres pour la caractérisation des effets d'acidification et eutrophisation
- expression des résultats d'impact écotoxique, acidification et eutrophisation

3) Intégration des résultats EDR et ACV

4) Analyse multicritère sur au moins deux scénarios concurrents (avec et sans déchet)

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

Introduction : 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).

Objectifs : étudier la faisabilité de l'évaluation de l'acidification et eutrophisation locale par une approche EDR

Contenu :

Deux voies sont possibles :

- 1) Utilisation des résultats type concentration des polluants dans les sols :
 - identification du type de sol
 - étude de la pertinence des modèles de calcul des valeurs limites CL pour le scénario

- réalisation des bilans spécifiques au scénario étudié pour les espèces ayant un effet d'acidification ou eutrophisation
 - proposition d'indicateurs d'effet et si pertinents, estimation des indicateurs d'effet proposés dans cette étude (IAC, IEU)
- 2) Conception d'outils dédiés à l'estimation de ce type d'impact :
- Dans le cas des EDR matrice ou substance n.2, l'effet d'eutrophisation pourrait être déterminé expérimentalement sur des cibles végétales – outil expérimental et d'interprétation à mettre au point.
 - Dans le cas des EDR substance n.1, seulement des outils de modélisation seront pertinents. La connaissance de la géochimie des sols et du bilan biologique et chimique des espèces visées pourrait permettre la mise au point de modèles estimant le déséquilibre acido-basique (effet d'acidification) du sol et l'excédent de nutriments (effet d'eutrophisation).

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

Introduction : 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.

Objectifs : mettre au point des procédures objectives de choix des seuils de préférence et des échelles des résultats EDR à utiliser cas par cas. Tester la méthode pour la prise en compte de critères économiques et sociaux avec les environnementaux.

Contenu :

- Pour chaque cas d'application envisagé (chaque couple déchet-filière visée) réaliser des interviews auprès des décideurs concernés pour identifier des seuils de préférence « standard »
- Investiguer les échelles possibles des résultats EDR pour chaque cas d'application envisagé et réaliser des études de sensibilité afin d'identifier les échelles (et donc les formules d'intégration des voies 1 et 2) les meilleures pour obtenir des classements pertinents.
- Définir des critères économiques et sociaux (leur signification et les procédures d'évaluation) à ajouter aux critères environnementaux (ACV, EDR et ACV+EDR) ; les tester dans une étude de cas.

Bibliographie

- ADEME**, Programme de recherche sur l'écocompatibilité des déchets. Phase expérimentale, rapport final, 1999
- ADEME**, Evaluation l'écocompatibilité de scénarios de stockage et de valorisation des déchets - Guide d'usage, 2002
- ADEME**, Evaluation de l'écocompatibilité de dépôts de déchets de soudière. Application au cas de la digue de « La Crayère », Programme GHOST- rapport final, 2003
- ADEME**, Complément et amélioration à la méthode d'évaluation de l'écocompatibilité des déchets dans des scénarios de stockage et d'utilisation, rapport 2004
- Alexandre J., Sebilleau J.L.** Le laitier de haut fourneau. Elaboration Traitements Propriétés Emplois. *Centre Technique et de Promotion des Laitiers*, 1988, 340 p.
- Barthet, L.**, Contribution à l'évaluation de l'impact sur les écosystèmes de la valorisation de résidus de procédés thermiques en BTP, thèse, INSA Lyon, 2003, 222p.
- Birgisdottir H.** Life Cycle Assessment model for road construction and use of residues for waste incineration. PhD Thesis, DTU Denmark, **2005a**, 48 p.
- Birgisdottir H.** Communication personnelle, 17 novembre **2005b**.
- BRGM**, Ministère de l'Environnement, Direction de la prévention des pollutions et des risques, Gestion des sites potentiellement pollués – étude des sols – guide technique – rapport BRGM R 38184 UPE SGN 94, 1994
- BRGM**, Modélisation de l'évolution géochimique de mâchefers d'incinération d'ordures ménagères valorisés en sous-couche routière, rapport final, 2003
- CEN** (1997). Methodology for determining the leaching behaviour of waste under specified conditions. ENV12-920.
- Château L.** Environmental acceptability of waste re-utilisation as construction material – State of knowledge, current practices and future developments, *WasteEng "Beneficial use of waste and by-products"*, Albi, mai, 2005.
- Craighill A., Powell J.** A Lifecycle Assessment and evaluation of construction and demolition waste. CSERGE working paper WM 99-03, 1999, 49 p.
- Décret** no 2001-1220 du 20 décembre 2001 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux minérales naturelles
- Descat, M., Pagotto, C.**, Evaluation de l'impact environnemental de l'utilisation des mâchefers d'incinération d'ordures ménagères en sous-couche routière, rapport final SODEVEC, 2003
- Domas J., Chateau L., Pépin, G.** The French innovative methodology for determining the acceptability of waste in public works. *WASCON 2003 proceedings*.
- Eikelboom R.T.** Recent developments in European legislation, challenges for recycling and horizontal standardisation of test methods. *WASCON 2003 "Waste materials in construction"*, San Sebastian, juin 2003
- Eikelboom RT, Ruwiel E, Goumans JJM.** The building materials decree: an example of a Dutch regulation based on the potential impact of materials on the environment, *Waste Management*, 21, 2001, 295-302
- EPA**, Guidelines for ecological risk assessment, 1998
- EU (European Commission).** Technical Guidance document in support of Commission Directive 93/67/ECC on risk assessment for new notified substances and commission regulation (EC) No 1488/94 of risk assessment for existing substances. Part II. Bruxelles, European Commission, 1996. 273 p.

- Faure M.** Routes. Tome 2. *ENTPE ALEAS, les cours de l'ENTPE*, 1998, 255 p.
- Flemström K, Carlson R, Erixon M.** Relationships between Life Cycle Assessment and Risk Assessment. Potentials and obstacles. Naturvårdsverket, 2004, 80 p.
- François, D., Criado, C.**, Environmental follow-up of a test road using treated fly ash from municipal solid waste incinerator. *WasteEng "Beneficial use of waste and by-products"*, Albi, mai, 2005
- Goedkoop MJ, Spriemsma R.** The Eco-Indicator 99 A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Methodology Report and Methodology Annex. 17 April 2000 second edition. 2000, 132 p. and 82 p.
- Guinée JB, Gorree M, Heijungs R.** Handbook on Life Cycle Assessment. An operational guide to the ISO standard. London : Kluwer Academic, 2002. 704 p.
- Hauschild M, Wenzel H.** Environmental Assessment of products. Volume 2: scientific backgrounds. London: Chapman and Hall, 1998, 565 p.
- Heijungs R., Guinée J.B., Huppes G.** Environmental life cycle assessment of products. I Guide; II Backgrounds. Leiden: CML, 1992.
- Hjelmar O., Holm J., Jørgen G. Hansen J.G., Dahlstrøm K.** The European criteria for acceptance of waste at landfills: Implementation of Council Decision 2003/33/EC in Denmark. In *WasteEng "Beneficial use of waste and by-products"*, Albi, mai, 2005.
- Hjelmar O.**, Environmental performance of waste materials. In Dhir, R.K, Newlands, M.D. & Halliday, J.E. (eds.): *Recycling and Reuse of Waste Materials. Proceedings of the International Symposium held at University of Dundee, Scotland, UK on 9-11 September 2003*, Thomas Thelford, London, pp. 653-668.
- Huijbregts M.A.** Priority assessment of toxic substance in the frame of LCA. Development and application of the multi-media fate, exposure and effect model USES-LCA. Amsterdam: Univ. of Amsterdam, 1999a. 76 p
- Huijbregts M.A.** Ecotoxicological effect factors for the terrestrial environment in the frame of LCA. Amsterdam: University of Amsterdam, 1999b. 22 p
- Huijbregts M.A.** Life cycle impact assessment of acidifying and eutrophying air pollutants. Amsterdam: University of Amsterdam, 1999c. 40 p
- Huijbregts M.A.** Priority assessment of toxic substance in the frame of LCA. Time horizon dependency in toxicity potentials calculated with the multi-media fate, exposure and effect model USES-LCA. Amsterdam: University of Amsterdam, 2000. 12 p
- Huijbregts, M.A., Schopp W., Verkuijlen E.** et al. Spatially explicit characterization of acidifying and eutrophying air pollution in life-cycle assessment. *Journal of Industrial Ecology* 2000 vol. 4 n.3 p. 125-142
- Humbert S., Margni M, Jolliet O.** Impact 2002+ User guide. Draft version 2.0. EPFL, 2004, 37 p.
- INERIS**, Evaluation détaillée de risques pour les écosystèmes, 2000
- ITASCA Consultants**, modélisation de l'impact environnemental de l'utilisation de MIOM en sous-couche routière : Modélisation du transport d'éléments chimiques dans un encaissant géologique. Rapport final, 2003
- Jolliet O, Brent A, Goedkoop M et al.** Final report of the LCIA Definition study. Life Cycle Impact Assessment programme of the Life Cycle Initiative. 2004, 54 p.
- Jolliet O, Brent A, Goedkoop M et al.** Background document III.LCIA Definition study. 2004, 51p.
- Magnié M.C., Aubry, M.A.**, Exemple d'une opération de confortement de carrières souterraines à l'aide de mortiers de mâchefers stabilisés : mise en œuvre, suivi et évaluation de l'impact environnemental, rapport d synthèse, 2003
- Mäkelä H. Höynälä H.** By-Products and Recycled Materials in Earth Structures. Materials and Applications. *National Technology Agency*, 2000, 101p.

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.

Nishioka, Y., Levy, J. I., Norris, G. A., Wilson, A., Hofstetter, P., Spengler, J.D., Integrating risk assessment and life cycle assessment: a case study of insulation, *Risk Analysis*, 22, 2002.

Pera J., Coutaz L., Ambroise J. and Chabannet M. Use of incinerator bottom ash in concrete. *Cement and Concrete Research*, vol. 27, n°1, 1997, pp 1-5.

Petkovic G., Engelsen C.J., Haoyad A.O., Breedveld G. Environmental impact from the use of recycled materials in road construction: method for decision-making in Norway, *Resources Conservation & Recycling*, 2004, 42, 249-264.

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

Polden. Etude de l'impact sur l'environnement de l'utilisation des cendres silico-alumineuses de centrales thermiques au charbon en techniques routières, *rapport final, 2^{ème} partie*, 2000, 88p. cité dans : Rakotoarisoa Z. Prédiction du comportement environnemental des résidus de procédés thermiques (RPT) utilisés comme matériaux de travaux publics. *Thèse INSA de Lyon, 2003*, 196p.

Posch, M., Impacts of climate change on critical loads and their exceedances in Europe, *Environmental Science & Policy* 5, 2002, 307–317

Prusinski JR, Marceau ML, Van Geem MG. Life Cycle Inventory of SlagCement Concrete In: Proceedings of the Eighth CANMET/ACI Eighth CANMET/ACI International Conference on Fly Ash, Silica Fume, Slag and Natural Pozzolans in Concrete, Las Vegas, May 23-30, 2004, 33 p.

RECORD, Méthodes d'évaluation des risques environnementaux et risque acceptable : état des lieux, étude comparative, rapport 2005.

Rakotoarisoa, Z., Prédiction du comportement environnemental des résidus de procédés thermiques utilisés comme matériaux de travaux publics, thèse, INSA Lyon, 2003, 252p.

Sonnemann, G., Castells, F., Schumacher, M., Integrated life-cycle and risk assessment for industrial processes, Lewis Publishers, 2004

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

Swedish EPA. Principles for risk assessment of secondary materials in civil engineering work, 1999

Van der Sloot H.A. Environmental properties of building materials in relation to the construction products directive(CPD), *rapport ECN-C-03-092*.

Van Oers L., De Koning A., Guinée J.B. et al. Abiotic resource depletion in LCA - Improving characterization factors for abiotic resource depletion as recommended in the new Dutch LCA Handbook. Leiden: Road and Hydraulic Engineering Institute, 2002. 75 p

Vénuat M. La pratique des ciments, mortiers et bétons. Tome 1. Caractéristiques des liants et des bétons. Mise en œuvre des coulis et mortiers. *Editions du Moniteur, coll. Moniteur Technique*, 1989, 284 p.

Weidema B.P., Lindeijer E. Physical impacts of land use in product life cycle assessment. Final report of the EURENVIRON-LCAGAPS sub-project on land use. Lyngby: Department of Manufacturing Engineering and Management, Technical University of Denmark, 2001. 52 p.

Wenzel H, Hauschild M, Alting L. Environmental assessment of products. Vol1: methodology, tools and case studies in product development. London: Chapman & Hall, 1997, 543 p.

Sites Internet:

<http://www.ecoba.com> : site de l'association européenne des produits de combustion du charbon

<http://www.ademe.fr/> : site de l'Agence française De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie

<http://www.eedems.com/> : site de la plateforme de recherche Evaluation Environnementale, Déchets, Matériaux et Sols pollués.

Annexe A : Ecotoxicité, Acidification, Eutrophisation. Paramètres d'exposition limite

La définition de quelques paramètres d'expositions limites a été donnée dans le Glossaire. Ces paramètres peuvent caractériser aussi bien l'exposition des cibles vivantes que l'exposition du biotope- c'est le cas de l'acidification. Ils se calculent donc sur la base d'hypothèses et de modèles caractéristiques aux cibles et aux milieux visés.

Dans le cas des cibles vivantes et pour l'**effet écotoxique** ce sont les **PNEC** les paramètres d'exposition limite. Le calcul du PNEC utilise des facteurs multiplicateurs pour les paramètres écotoxiques mesurés sur l'écosystème (milieu). Les tableaux ci-dessous résument les cibles et les milieux considérés ainsi que des facteurs multiplicatifs appliqués aux divers paramètres écotoxiques (dans le cas de l'eau et du sol) [EC, 1996].

Tableau A1. Les cibles considérées pour l'estimation des PNEC dans différents compartiments

Cible	Milieu	PNEC
Organismes aquatiques	Eau	PNEC eau
Organismes benthiques	Sédiments	PNEC sédiments
Organismes terrestres	Sol agricole	PNEC sol
Poissons pour prédateurs	Poissons	PNEC oral de NOAEL
Vers pour prédateurs	Vers de terre	PNEC oral de NOAEL
Micro-organismes	STEP	PNEC microorganismes
Organismes aquatiques	Eau de mer	PNEC eau
Organismes benthiques	Sédiments marins	PNEC sédiments marins
Prédateurs de poissons	poissons	PNEC oral prédateur
Prédateurs supérieurs	Prédateurs de poissons	PNEC oral prédateurs supérieures

Tableau A2. Paramètres utilisés pour le calcul du PNEC dans le milieu aquatique et dans les sols

Données disponibles	Facteur d'estimation
Au moins un L(E)C50 court terme pour 3 niveaux trophiques	1000
Une valeur NOEC long terme	100
2 valeurs NOEC long terme pour 2 maillons de la chaîne trophique	50
3 NOEC long-terme pour 3 maillons de la chaîne trophique	10
Distribution de la sensibilité des espèces	1-5
Données de terrain ou écosystèmes modèles	Déterminé au cas par cas

Dans le cas des impacts **acidification** des sols et **eutrophisation**, des valeurs **d'exposition critique CL (critical loads)** ont été proposées dans la littérature [Posch, 2002]. Dans le cas de l'acidification, le principe est basé sur le bilan des espèces à pouvoir basique et sur le pouvoir

tampon du sol ou la composition de l'eau. La quantité maximale d'espèces à caractère acidifiant arrivée en excès dans le milieu ne doit pas perturber l'équilibre acido-basique. Ensuite des espèces chimiques de référence ont été choisies : S ou N. Ces paramètres ont été calculés pour env. 200 sols forestiers de l'Europe couvrant environ 2,44 millions km². Des paramètres similaires existent pour les eaux douces.

Pour l'eutrophisation un modèle similaire a été proposé. La valeur limite de N déposée sur le sol est calculé en fonction de la concentration optimale de N dans l'eau de pores du sol et de son bilan biochimique.

Les CL sont exprimés en mol/(ha.an) ou éq/(ha.an), ils ont donc la dimension d'un flux.

Si le modèle d'acidification est déjà utilisé dans la méthode CML de l'ACV, le modèle d'eutrophisation n'est pas encore adopté.

Dans le tableau ci-dessous sont rassemblées les substances ayant un effet d'acidification ou eutrophisation prises en compte dans les différentes méthodes ACV, par milieu naturel.

Tableau A3. Substances ayant un effet d'acidification ou eutrophisation

Acidification

Méthode ACV	Milieu	Substances
CML	air	NH ₃ , NO ₂ , oxydes azote (générique), SO ₂
EDIP	air	NH ₃ , HCl, H ₂ S, HNO ₃ , NO ₂ , oxydes azote, H ₃ PO ₄ , SO ₂ , SO ₃ , HSO ₄
	Eau douce, mer, sol industriel et agricole	HCl, H ₂ S, HNO ₃ , H ₃ PO ₄ , HSO ₄

Eutrophisation

Méthode ACV	Milieu	Substances
CML	air	NH ₃ , NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , HNO ₃ , N ₂ , NO, NO ₂ , PO ₄ ⁻³ , P, H ₃ PO ₄
	Eau douce, mer, sol industriel et agricole	NH ₃ , NH ₄ ⁺ , COD, NO ₃ ⁻ , HNO ₃ , N ₂ , NO ₂ ⁻ , PO ₄ ⁻³ , P, H ₃ PO ₄
EDIP	Tous les milieux	NO ₃ ⁻ , NO ₂ , NO ₂ ⁻ , Nox, NO, NH ₃ , CN ⁻ , Total-N PO ₄ ⁻³ , P ₂ O ₇ ⁻² , Total-P

Acidification + Eutrophisation

Méthode ACV	Milieu	Substances
EI		NH ₃ , NO, NO ₂ , SO ₂ , SO ₃

Les méthodes ACV n'évaluent pas des effets écotoxiques pour ces substances. Nous n'avons pas trouvé non plus de valeurs de PNEC caractérisant un effet écotoxique.

On peut donc considérer que les effets de ces substances ne peuvent pas être surestimés par une évaluation des impacts locaux à l'issue d'une démarche EDR.

Annexe B : résultats détaillés d'analyse multicritère

Approche problèmes - CML	valeur à 0,5	C1	valeur à 0,5	C2	valeur à 0,5	C3	valeur à 0,5	C4	valeur à 0,5	C5	valeur à 0,5	C6
Consommation ressources	2,00E+04	4,00E+08	4,00E+04	6,63E+08	5,00E+03	1,39E-04	2,00E+03	1,73E-07	2,00E+04	4,00E+08	4,00E+04	6,63E+08
Consommation eau	2,00E+02	4,00E+04	4,00E+02	6,63E+04	5,00E+01	1,39E-02	2,00E+01	1,73E-03	2,00E+02	4,00E+04	4,00E+02	6,63E+04
Consommation énergie primaire	2,00E+02	4,00E+04	4,00E+02	6,63E+04	5,00E+01	1,39E-02	2,00E+01	1,73E-03	2,00E+02	4,00E+04	4,00E+02	6,63E+04
Effet de serre - GWP100	2,00E+02	4,00E+04	4,00E+02	6,63E+04	5,00E+01	1,39E-02	2,00E+01	1,73E-03	2,00E+02	4,00E+04	4,00E+02	6,63E+04
Toxicité - HTP inf.	2,00E+03	4,00E+06	4,00E+03	6,63E+06	5,00E+02	1,39E-03	2,00E+02	1,73E-05	2,00E+03	4,00E+06	4,00E+03	6,63E+06
Écotoxicité FAETPinf	2,00E+02	4,00E+04	4,00E+02	6,63E+04	5,00E+01	1,39E-02	2,00E+01	1,73E-03	2,00E+02	4,00E+04	4,00E+02	6,63E+04
Écotoxicité MAETPinf.	2,00E+04	4,00E+08	4,00E+04	6,63E+08	5,00E+03	1,39E-04	2,00E+03	1,73E-07	2,00E+04	4,00E+08	4,00E+04	6,63E+08
Écotoxicité TETP inf.	2,00E+03	4,00E+06	4,00E+03	6,63E+06	5,00E+02	1,39E-03	2,00E+02	1,73E-05	2,00E+03	4,00E+06	4,00E+03	6,63E+06
Smog photochimique – POCP	2,00E+02	4,00E+04	4,00E+02	6,63E+04	5,00E+01	1,39E-02	2,00E+01	1,73E-03	2,00E+02	4,00E+04	4,00E+02	6,63E+04
Acidification - AP (Huijbregts, 1999; moyenne pour toute l'Europe, A&B)	2,00E+02	4,00E+04	4,00E+02	6,63E+04	5,00E+01	1,39E-02	2,00E+01	1,73E-03	2,00E+02	4,00E+04	4,00E+02	6,63E+04
Eutrophisation EP (Heijungs et al. 1992)	2,00E+02	4,00E+04	4,00E+02	6,63E+04	5,00E+01	1,39E-02	2,00E+01	1,73E-03	2,00E+02	4,00E+04	4,00E+02	6,63E+04
Approche dommages – EI												
Dommages santé humaine totaux	2,00E+00	4,00E+00	4,00E+00	6,63E+00	5,00E-01	1,39E+00	2,00E-01	1,73E+01	2,00E+00	4,00E+00	4,00E+00	6,63E+00
Dommages qualité écosystèmes eutrophisation + acidification	2,00E+04	4,00E+08	4,00E+04	6,63E+08	5,00E+03	1,39E-04	2,00E+03	1,73E-07	2,00E+04	4,00E+08	4,00E+04	6,63E+08
Dommages qualité écosystèmes émissions écotoxiques	2,00E+03	4,00E+06	4,00E+03	6,63E+06	5,00E+02	1,39E-03	2,00E+02	1,73E-05	2,00E+03	4,00E+06	4,00E+03	6,63E+06
Approche problèmes - EDIP												
Ressources	2,00E+03	4,00E+06	4,00E+03	6,63E+06	5,00E+02	1,39E-03	2,00E+02	1,73E-05	2,00E+03	4,00E+06	4,00E+03	6,63E+06
Effet de serre -GWP100	2,00E+07	4,00E+14	4,00E+07	6,63E+14	5,00E+06	1,39E-07	2,00E+06	1,73E-13	2,00E+07	4,00E+14	4,00E+07	6,63E+14
Écotoxicité eaux - ET _w	2,00E+08	4,00E+16	4,00E+08	6,63E+16	5,00E+07	1,39E-08	2,00E+07	1,73E-15	2,00E+08	4,00E+16	4,00E+08	6,63E+16
Écotoxicité sol – ET _s												
Toxicité humaine air - HT _a	1,00E+12	1,00E+24	2,00E+12	1,66E+24	5,00E+11	1,39E-12	2,00E+11	1,73E-23	1,00E+12	1,00E+24	2,00E+12	1,66E+24
Toxicité humaine eaux - HT _w	1,00E+07	1,00E+14	2,00E+07	1,66E+14	5,00E+06	1,39E-07	2,00E+06	1,73E-13	1,00E+07	1,00E+14	2,00E+07	1,66E+14
Toxicité humaine sol - HT _s	1,00E+04	1,00E+08	2,00E+04	1,66E+08	5,00E+03	1,39E-04	2,00E+03	1,73E-07	1,00E+04	1,00E+08	2,00E+04	1,66E+08
Stored Ecotoxicity eaux - SET _w	2,00E+09	4,00E+18	4,00E+09	6,63E+18	5,00E+08	1,39E-09	2,00E+08	1,73E-17	2,00E+09	4,00E+18	4,00E+09	6,63E+18
Stored Ecotoxicity sol - SET _s	2,00E+09	4,00E+18	4,00E+09	6,63E+18	5,00E+08	1,39E-09	2,00E+08	1,73E-17	2,00E+09	4,00E+18	4,00E+09	6,63E+18
Smog photochimique - POF	2,00E+04	4,00E+08	4,00E+04	6,63E+08	5,00E+03	1,39E-04	2,00E+03	1,73E-07	2,00E+04	4,00E+08	4,00E+04	6,63E+08
Acidification – AF	2,00E+05	4,00E+10	4,00E+05	6,63E+10	5,00E+04	1,39E-05	2,00E+04	1,73E-09	2,00E+05	4,00E+10	4,00E+05	6,63E+10
Eutrophisation - NE	2,00E+05	4,00E+10	4,00E+05	6,63E+10	5,00E+04	1,39E-05	2,00E+04	1,73E-09	2,00E+05	4,00E+10	4,00E+05	6,63E+10
Nouvelles Catégories EDR												
Écotoxicité eaux douces – CRT	2,00E-01	4,00E-02	4,00E-01	6,63E-02	5,00E-02	1,39E+01	2,00E-02	1,73E+03	2,00E-01	4,00E-02	4,00E-01	6,63E-02
Écotoxicité sol – CRT	2,00E-01	4,00E-02	4,00E-01	6,63E-02	5,00E-02	1,39E+01	2,00E-02	1,73E+03	2,00E-01	4,00E-02	4,00E-01	6,63E-02
Écotoxicité eaux douces - IRT de l'ordre de 1000	2,00E+02	4,00E+04	4,00E+02	6,63E+04	5,00E+01	1,39E-02	2,00E+01	1,73E-03	2,00E+02	4,00E+04	4,00E+02	6,63E+04
Écotoxicité sol – IRT de l'ordre de 1000	2,00E+02	4,00E+04	4,00E+02	6,63E+04	5,00E+01	1,39E-02	2,00E+01	1,73E-03	2,00E+02	4,00E+04	4,00E+02	6,63E+04
Écotoxicité eaux douces - IRT de l'ordre de 10	2,00E+00	4,00E+00	4,00E+00	6,63E+00	5,00E-01	1,39E+00	2,00E-01	1,73E+01	2,00E+00	4,00E+00	4,00E+00	6,63E+00
Écotoxicité sol – IRT de l'ordre de 10	2,00E+00	4,00E+00	4,00E+00	6,63E+00	5,00E-01	1,39E+00	2,00E-01	1,73E+01	2,00E+00	4,00E+00	4,00E+00	6,63E+00

Couple 1

SANS EDR -	B préférable à A	B strictement préférable à A	B presque équivalent à A	B équivalent à A	A préférable à B	A strictement préférable à B
Approche problèmes - EDIP						
Ressources	0,00	0,00	0,44	0,00	0,08	0,00
Effet de serre -GWP100	0,00	0,00	0,55	0,04	0,05	0,00
Écotoxicité eaux - ET _w	0,00	0,00	0,00	0,00	0,87	0,65
Écotoxicité sol – ET _s	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Toxicité humaine air - HT _a	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Toxicité humaine eaux - HT _w	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Toxicité humaine sol - HT _s	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Stored Ecotoxicity eaux - SET _w	0,44	0,10	0,09	0,00	0,00	0,00
Stored Ecotoxicity sol - SET _s	0,34	0,06	0,13	0,00	0,00	0,00
Smog photochimique - POF	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Acidification – AF	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Eutrophisation - NE	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
α=0,20						
Résultats de préférence agrégés $\mu_{pref}(A,B)$	0,16	0,00	0,94	0,85	0,25	0,17
Incertitude (H)	1,60E-01	0,00E+00	1,65E-01	0,00E+00	4,54E-02	7,76E-02
α=0,50						
Résultats de préférence agrégés $\mu_{pref}(A,B)$	0,00	0,00	0,73	0,59	0,07	0,03
Incertitude (H)	0,00E+00	0,00E+00	8,28E-02	0,00E+00	4,54E-02	7,76E-02

	W1 (B préférable à A)	W2 (A préférable à B)	W1 (A et B équivalents)	$\mu_{plupart}(w1)$	$\mu_{plupart}(w2)$	$\mu_{plupart}(w3)$
α=0,20	0,09	0,22	0,42	0	0	1
α=0,50	0	0,05	0,68	0	0	0,62

AVEC EDR – VOIE N. 3	B préférable à A	B strictement préférable à A	B presque équivalent à A	B équivalent à A	A préférable à B	A strictement préférable à B
Approche problèmes - EDIP						
Ressources	0,00	0,00	0,44	0,00	0,08	0,00
Effet de serre -GWP100	0,00	0,00	0,55	0,04	0,05	0,00
Écotoxicité eaux - ET _w	0,00	0,00	0,00	0,00	0,87	0,65
Écotoxicité sol – ET _s	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Toxicité humaine air - HT _a	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Toxicité humaine eaux - HT _w	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Toxicité humaine sol - HT _s	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Stored Ecotoxicity eaux - SET _w	0,44	0,10	0,09	0,00	0,00	0,00

Stored Ecotoxicity sol - SET _s	0,34	0,06	0,13	0,00	0,00	0,00
Smog photochimique - POF	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Acidification – AF	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Eutrophisation - NE	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
EDR						
écotoxicité eaux - CRT)	0,00	0,00	0,03	0,00	0,61	0,24
écotoxicité sol cas A - CRT	0,00	0,00	0,01	0,00	0,74	0,39
α=0,20						
Résultats de préférence agrégés $\mu_{pref}(A,B)$	0,14	0,00	0,89	0,80	0,44	0,24
Incertitude (H)	1,37E-01	0,00E+00	1,42E-01	0,00E+00	1,67E-01	1,92E-01
α=0,50						
Résultats de préférence agrégés $\mu_{pref}(A,B)$	0,00	0,00	0,61	0,50	0,12	0,03
Incertitude (H)	0,00E+00	0,00E+00	7,10E-02	0,00E+00	1,67E-01	6,65E-02

	W1 (B préférable à A)	W2 (A préférable à B)	W1 (A et B équivalents)	$\mu_{plupart}(w1)$	$\mu_{plupart}(w2)$	$\mu_{plupart}(w3)$
α=0,20	0,07	0,41	0,89	0	0	1
α=0,50	0	0,08	0,58	0	0	0,26

Couple 2

SANS EDR	B préférable à A	B strictement préférable à A	B presque équivalent à A	B équivalent à A	A préférable à B	A strictement préférable à B
Approche problèmes - CML						
Consommation ressources	0,30	0,04	0,16	0,00	0,00	0,00
Consommation eau	0,55	0,18	0,05	0,00	0,00	0,00
Consommation énergie primaire	0,77	0,45	0,01	0,00	0,00	0,00
Effet de serre - GWP100	0,73	0,38	0,01	0,00	0,00	0,00
Toxicité - HTP inf.	0,00	0,00	0,56	0,05	0,04	0,00
Écotoxicité FAETPinf	0,00	0,00	0,00	0,00	0,87	0,64
Écotoxicité MAETPinf.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,96	0,89
Écotoxicité TETP inf.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,97	0,89
Smog photochimique – POCP	0,00	0,00	0,01	0,00	0,75	0,42
Acidification - AP (Huijbregts, 1999; moyenne pour toute l'Europe, A&B)	0,54	0,17	0,05	0,00	0,00	0,00
Eutrophisation EP (Heijungs et al. 1992)	0,41	0,09	0,10	0,00	0,00	0,00
α=0,20						
Résultats de préférence agrégés $\mu_{pref}(A,B)$	0,68	0,25	0,18	0,00	0,67	0,59
Incertitude (H)	4,97E-01	1,77E-01	8,99E-02	0,00E+00	1,64E-01	2,66E-01
α=0,50						
Résultats de préférence agrégés $\mu_{pref}(A,B)$	0,17	0,00	0,01	0,00	0,31	0,20
Incertitude (H)	3,28E-01	0,00E+00	8,99E-02	0,00E+00	1,64E-01	1,77E-01
Approche dommages - EI						
Dommages santé humaine totaux	0,76	0,43	0,01	0,00	0,00	0,00
Dommages qualité écosystèmes eutrophisation + acidification	0,13	0,01	0,35	0,00	0,00	0,00
Dommages qualité écosystèmes émissions écotoxiques	0,00	0,00	0,00	0,00	0,95	0,84
α=0,20						
Résultats de préférence agrégés $\mu_{pref}(A,B)$	0,85	0,45	0,16	0,00	0,43	0,39
Incertitude (H)	5,75E-01	3,30E-01	1,56E-01	0,00E+00	4,96E-02	1,06E-01
α=0,50						
Résultats de préférence agrégés $\mu_{pref}(A,B)$	0,35	0,00	0,00	0,00	0,15	0,12
Incertitude (H)	4,28E-01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,96E-02	1,06E-01

CML	W1 (B préférable à A)	W2 (A préférable à B)	W1 (A et B équivalents)	$\mu_{plupart}(w1)$	$\mu_{plupart}(w2)$	$\mu_{plupart}(w3)$
α=0,20	0,56	0,80	0,10	0,22	1	0
α=0,50	0,10	0,31	0,01	0	0	0
EI						

$\alpha=0,20$	0,80	0,44	0,09	1	0	0
$\alpha=0,50$	0,22	0,15	0	0	0	0

AVEC EDR – VOIE 1	B préférable à A	B strictement préférable à A	B presque équivalent à A	B équivalent à A	A préférable à B	A strictement préférable à B
Approche problèmes - CML						
Consommation ressources	0,30	0,04	0,16	0,00	0,00	0,00
Consommation eau	0,55	0,18	0,05	0,00	0,00	0,00
Consommation énergie primaire	0,77	0,45	0,01	0,00	0,00	0,00
Effet de serre - GWP100	0,73	0,38	0,01	0,00	0,00	0,00
Toxicité - HTP inf.	0,00	0,00	0,56	0,05	0,04	0,00
Écotoxicité eaux douces – IRT xFAETP inf.	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,99
Écotoxicité MAETPinf.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,96	0,89
Écotoxicité TETP inf.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,97	0,89
Smog photochimique – POCP	0,00	0,00	0,01	0,00	0,75	0,42
Acidification - AP (Huijbregts, 1999; moyenne pour toute l'Europe, A&B)	0,54	0,17	0,05	0,00	0,00	0,00
Eutrophisation EP (Heijungs et al. 1992)	0,41	0,09	0,10	0,00	0,00	0,00
$\alpha=0,20$						
Résultats de préférence agrégés $\mu_{pref}(A,B)$	0,68	0,25	0,18	0,00	0,68	0,63
Incertitude (H)	4,97E-01	1,77E-01	8,99E-02	0,00E+00	1,17E-01	1,89E-01
$\alpha=0,50$						
Résultats de préférence agrégés $\mu_{pref}(A,B)$	0,17	0,00	0,01	0,00	0,33	0,26
Incertitude (H)	3,28E-01	0,00E+00	8,99E-02	0,00E+00	1,17E-01	1,00E-01

CML	W1 (B préférable à A)	W2 (A préférable à B)	W1 (A et B équivalents)	$\mu_{plupart}(w1)$	$\mu_{plupart}(w2)$	$\mu_{plupart}(w3)$
$\alpha=0,20$	0,56	0,77	0,10	0,22	0,91	0
$\alpha=0,50$	0,10	0,33	0,01	0	0	0

AVEC EDR – VOIE 2	B préférable à A	B strictement préférable à A	B presque équivalent à A	B équivalent à A	A préférable à B	A strictement préférable à B
Approche problèmes - CML						
Consommation ressources	0,30	0,04	0,16	0,00	0,00	0,00
Consommation eau	0,55	0,18	0,05	0,00	0,00	0,00
Consommation énergie primaire	0,77	0,45	0,01	0,00	0,00	0,00
Effet de serre - GWP100	0,73	0,38	0,01	0,00	0,00	0,00
Toxicité - HTP inf.	0,00	0,00	0,56	0,05	0,04	0,00

Écotoxicité eaux douces IRt	0,00	0,00	0,00	0,00	0,91	0,73
Écotoxicité MAETPinf.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,96	0,89
Écotoxicité sol – IRt	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Smog photochimique – POCP	0,00	0,00	0,01	0,00	0,75	0,42
Acidification - AP (Huijbregts, 1999; moyenne pour toute l'Europe, A&B)	0,54	0,17	0,05	0,00	0,00	0,00
Eutrophisation EP (Heijungs et al. 1992)	0,41	0,09	0,10	0,00	0,00	0,00
α=0,20						
Résultats de préférence agrégés $\mu_{pref}(A,B)$	0,68	0,25	0,45	0,29	0,56	0,47
Incertitude (H)	4,97E-01	1,77E-01	8,99E-02	0,00E+00	1,35E-01	2,13E-01
α=0,50						
Résultats de préférence agrégés $\mu_{pref}(A,B)$	0,17	0,00	0,12	0,09	0,22	0,13
Incertitude (H)	3,28E-01	0,00E+00	8,99E-02	0,00E+00	1,35E-01	1,24E-01

CML	W1 (B préférable à A)	W2 (A préférable à B)	W1 (A et B équivalents)	$\mu_{plupart}(w1)$	$\mu_{plupart}(w2)$	$\mu_{plupart}(w3)$
α=0,20	0,56	0,63	0,39	0,22	0,43	0
α=0,50	0,10	0,20	0,11	0	0	0

AVEC EDR – VOIE 3	B préférable à A	B strictement préférable à A	B presque équivalent à A	B équivalent à A	A préférable à B	A strictement préférable à B
Approche problèmes – CML						
Consommation ressources	0,30	0,04	0,16	0,00	0,00	0,00
Consommation eau	0,55	0,18	0,05	0,00	0,00	0,00
Consommation énergie primaire	0,77	0,45	0,01	0,00	0,00	0,00
Effet de serre – GWP100	0,73	0,38	0,01	0,00	0,00	0,00
Toxicité - HTP inf.	0,00	0,00	0,56	0,05	0,04	0,00
Écotoxicité FAETPinf	0,00	0,00	0,00	0,00	0,87	0,64
Écotoxicité MAETPinf.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,96	0,89
Écotoxicité TETP inf.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,97	0,89
Smog photochimique – POCP	0,00	0,00	0,01	0,00	0,75	0,42
Acidification - AP (Huijbregts, 1999; moyenne pour toute l'Europe, A&B)	0,54	0,17	0,05	0,00	0,00	0,00
Eutrophisation EP (Heijungs et al. 1992)	0,41	0,09	0,10	0,00	0,00	0,00
EDR						
Écotoxicité eaux douces - IRt	0,00	0,00	0,00	0,00	0,91	0,73
Écotoxicité sol – IRt	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
α=0,20						

Résultats de préférence agrégés $\mu_{pref}(A,B)$	0,60	0,20	0,39	0,25	0,69	0,62
Incertitude (H)	4,21E-01	1,50E-01	7,61E-02	0,00E+00	1,74E-01	2,90E-01
$\alpha=0,50$						
Résultats de préférence agrégés $\mu_{pref}(A,B)$	0,13	0,00	0,10	0,08	0,33	0,22
Incertitude (H)	2,78E-01	0,00E+00	7,61E-02	0,00E+00	1,74E-01	2,15E-01
Approche dommages - EI						
Dommages santé humaine totaux	0,76	0,43	0,01	0,00	0,00	0,00
Dommages qualité écosystèmes eutrophisation + acidification	0,13	0,01	0,35	0,00	0,00	0,00
Dommages qualité écosystèmes émissions écotoxiques	0,00	0,00	0,00	0,00	0,95	0,84
EDR						
Écotoxicité eaux douces - IRt	0,00	0,00	0,00	0,00	0,91	0,73
Écotoxicité sol - IRt	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
$\alpha=0,20$						
Résultats de préférence agrégés $\mu_{pref}(A,B)$	0,70	0,33	0,49	0,36	0,55	0,49
Incertitude (H)	4,31E-01	2,47E-01	1,17E-01	0,00E+00	9,36E-02	1,85E-01
$\alpha=0,50$						
Résultats de préférence agrégés $\mu_{pref}(A,B)$	0,22	0,00	0,15	0,13	0,22	0,16
Incertitude (H)	3,21E-01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	9,36E-02	1,85E-01

CML	W1 (B préférable à A)	W2 (A préférable à B)	W1 (A et B équivalents)	$\mu_{plupart}(w1)$	$\mu_{plupart}(w2)$	$\mu_{plupart}(w3)$
$\alpha=0,20$	0,55	0,85	0,33	0,16	1	0
$\alpha=0,50$	0,08	0,34	0,09	0	0	0
EI						
$\alpha=0,20$	0,68	0,60	0,46	0,60	0,35	0
$\alpha=0,50$	0,13	0,22	0,14	0	0	0

Couple 3

SANS EDR	B préférable à A	B strictement préférable à A	B presque équivalent à A	B équivalent à A	A préférable à B	A strictement préférable à B
Approche problèmes - EDIP						
Ressources	0,00	0,00	0,44	0,00	0,08	0,00
Effet de serre -GWP100	0,00	0,00	0,55	0,04	0,05	0,00
Écotoxicité eaux - ET_w	0,00	0,00	0,00	0,00	0,87	0,65
Écotoxicité sol – ET_s	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Toxicité humaine air - HT_a	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Toxicité humaine eaux - HT_w	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Toxicité humaine sol - HT_s	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Stored Ecotoxicity eaux - SET_w	0,44	0,10	0,09	0,00	0,00	0,00
Stored Ecotoxicity sol - SET_s	0,34	0,06	0,13	0,00	0,00	0,00
Smog photochimique - POF	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Acidification – AF	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Eutrophisation - NE	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
$\alpha=0,20$						
Résultats de préférence agrégés $\mu_{pref}(A,B)$	0,16	0,00	0,94	0,85	0,25	0,17
Incertitude (H)	1,60E-01	0,00E+00	1,65E-01	0,00E+00	4,54E-02	7,76E-02
$\alpha=0,50$						
Résultats de préférence agrégés $\mu_{pref}(A,B)$	0,00	0,00	0,73	0,59	0,07	0,03
Incertitude (H)	0,00E+00	0,00E+00	8,28E-02	0,00E+00	4,54E-02	7,76E-02

	W1 (B préférable à A)	W2 (A préférable à B)	W1 (A et B équivalents)	$\mu_{plupart}(w1)$	$\mu_{plupart}(w2)$	$\mu_{plupart}(w3)$
$\alpha=0,20$	0,09	0,22	0,92	0	0	1
$\alpha=0,50$	0	0,05	0,68	0	0	0,62

AVEC EDR – VOIE 1	B préférable à A	B strictement préférable à A	B presque équivalent à A	B équivalent à A	A préférable à B	A strictement préférable à B
Approche problèmes - EDIP						
Ressources	0,00	0,00	0,44	0,00	0,08	0,00
Effet de serre -GWP100	0,00	0,00	0,55	0,04	0,05	0,00
Écotoxicité eaux douces – $IRt \times ET_w$	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	1,00
Écotoxicité sol – ET_s	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Toxicité humaine air - HT_a	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Toxicité humaine eaux - HT_w	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Toxicité humaine sol - HT_s	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Stored Ecotoxicity eaux - SET_w	0,44	0,10	0,09	0,00	0,00	0,00

Stored Ecotoxicity sol - SET _s	0,34	0,06	0,13	0,00	0,00	0,00
Smog photochimique - POF	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Acidification – AF	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Eutrophisation – NE	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
α=0,20						
Résultats de préférence agrégés $\mu_{pref}(A,B)$	0,16	0,00	0,94	0,85	0,28	0,27
Incertitude (H)	1,60E-01	0,00E+00	1,65E-01	0,00E+00	4,52E-08	1,40E-07
α=0,50						
Résultats de préférence agrégés $\mu_{pref}(A,B)$	0,00	0,00	0,73	0,59	0,09	0,08
Incertitude (H)	0,00E+00	0,00E+00	8,28E-02	0,00E+00	4,52E-08	1,40E-07

	W1 (B préférable à A)	W2 (A préférable à B)	W1 (A et B équivalents)	$\mu_{plupart}(w1)$	$\mu_{plupart}(w2)$	$\mu_{plupart}(w3)$
α=0,20	0,09	0,27	0,92	0	0	1
α=0,50	0	0,08	0,68	0	0	0,62

AVEC EDR – VOIE 3	B préférable à A	B strictement préférable à A	B presque équivalent à A	B équivalent à A	A préférable à B	A strictement préférable à B
Approche problèmes - EDIP						
Ressources	0,00	0,00	0,44	0,00	0,08	0,00
Effet de serre -GWP100	0,00	0,00	0,55	0,04	0,05	0,00
Écotoxicité eaux - ET _w	0,00	0,00	0,00	0,00	0,87	0,65
Écotoxicité sol – ET _s	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Toxicité humaine air - HT _a	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Toxicité humaine eaux - HT _w	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Toxicité humaine sol - HT _s	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Stored Ecotoxicity eaux - SET _w	0,44	0,10	0,09	0,00	0,00	0,00
Stored Ecotoxicity sol - SET _s	0,34	0,06	0,13	0,00	0,00	0,00
Smog photochimique - POF	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Acidification – AF	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Eutrophisation - NE	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
EDR						
Écotoxicité eaux douces – IRt	0,00	0,00	0,00	0,00	0,85	0,59
Écotoxicité sol – IRt	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00
α=0,20						
Résultats de préférence agrégés $\mu_{pref}(A,B)$	0,14	0,00	0,92	0,85	0,37	0,26
Incertitude (H)	1,37E-01	0,00E+00	1,42E-01	0,00E+00	8,28E-02	1,36E-01
α=0,50						

Résultats de préférence agrégés $\mu_{pref}(A,B)$	0,00	0,00	0,69	0,57	0,11	0,04
Incertitude (H)	0,00E+00	0,00E+00	7,10E-02	0,00E+00	8,28E-02	1,36E-01

	W1 (B préférable à A)	W2 (A préférable à B)	W1 (A et B équivalents)	$\mu_{plupart}(w1)$	$\mu_{plupart}(w2)$	$\mu_{plupart}(w3)$
$\alpha=0,20$	0,07	0,35	0,92	0	0	1
$\alpha=0,50$	0	0,08	0,65	0	0	0,52